

秸秆与生物炭对棉田碱性土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响

郭傲瑜, 金文, 刘志涛, 程照瑞, 赵文青, 孟亚利

引用本文:

郭傲瑜, 金文, 刘志涛, 程照瑞, 赵文青, 孟亚利. 秸秆与生物炭对棉田碱性土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(2): 442–451.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0206>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354–2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

添加生物炭对海南燥红壤 N_2O 和 CO_2 排放的影响

刘丽君, 朱启林, 李凯凯, 李淼, 孟磊, 伍延正, 汤水荣, 何秋香

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2049–2056 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0187>

稻麦轮作下秸秆不同利用方式还田对稻田甲烷排放的影响

张熙栋, 严玲, 周伟, 吴秋玲, 杨波, 马煜春

农业环境科学学报. 2021, 40(3): 685–692 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1003>

秸秆与缓控释肥配施对双季稻田氨挥发的控制效果

肖其亮, 朱坚, 彭华, 简燕, 纪雄辉

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2788–2800 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0318>

双氰胺减少铵态氮肥施用后潮土 N_2O 排放的机制

马兰, 李晓波, 马舒坦

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2801–2808 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0459>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

郭傲瑜, 金文, 刘志涛, 等. 秸秆与生物炭对棉田碱性土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(2): 442–451.

GUO J Y, JIN W, LIU Z T, et al. Effects of straw and biochar on NH_3 volatilization and N_2O emission from alkaline soils planted with cotton [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(2): 442–451.



开放科学 OSID

秸秆与生物炭对棉田碱性土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响

郭傲瑜, 金文, 刘志涛, 程照瑞, 赵文青, 孟亚利*

(南京农业大学农学院/农业农村部作物生理生态与生产管理重点实验室/江苏省现代作物生产协同创新中心, 南京 210095)

摘要:为探究秸秆和秸秆生物炭连续添加 5 a 后对土壤氨(NH_3)挥发和氧化亚氮(N_2O)排放的影响,并确定合理的秸秆还田措施,以降低碱性棉田氮损失。本研究基于等碳量输入,设置秸秆翻埋、秸秆催腐+覆盖还田、秸秆生物炭翻埋和不还田对照共 4 个处理,氮磷钾肥统一施用。结果表明:秸秆生物炭翻埋下土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放分别较不还田对照显著降低 27.3% 和 56.7%,主要归因于生物炭显著抑制土壤羟胺还原酶与硝酸还原酶活性,增加棉花氮吸收量,也与生物炭自身的强吸附能力有关。而秸秆翻埋、秸秆催腐+覆盖还田分别较对照增加 NH_3 挥发 37.2% 和 21.2%,但减少 N_2O 排放 17.1% 和 38.3%,这两种秸秆还田方式均显著促进土壤有机氮矿化和羟胺还原酶活性,抑制硝酸还原酶活性。冗余分析(RDA)结果表明羟胺还原酶和棉花氮吸收是土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的主要影响因子,解释率分别为 64.8% 和 20.1%。研究表明,秸秆生物炭翻埋对 NH_3 和 N_2O 减排的综合效果优于秸秆,是碱性棉田土壤值得推荐的氮减排措施。

关键词: 秸秆; 生物炭; NH_3 ; N_2O ; 氮循环酶; 碱性土壤

中图分类号: S156 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2024)02-0442-10 doi:10.11654/jaes.2023-0206

Effects of straw and biochar on NH_3 volatilization and N_2O emission from alkaline soils planted with cotton

GUO Jingyu, JIN Wen, LIU Zhitao, CHENG Zhaorui, ZHAO Wenqing, MENG Yali*

(College of Agriculture, Nanjing Agricultural University/Key Laboratory of Crop Ecophysiology and Management, Ministry of Agriculture and Rural Affairs/Jiangsu Collaborative Innovation Center for Modern Crop Production(JCIC-MCP), Nanjing 210095, China)

Abstract: The main objectives of this study were to investigate how straw and straw biochar influence soil ammonia (NH_3) volatilization and nitrous oxide (N_2O) emission after continuous addition for 5 years, and to ascertain a practical straw return practice for reducing N loss in alkaline cotton fields. On the basis of the equivalent carbon input, we established four treatments (straw incorporation, straw decomposition plus mulching, straw biochar incorporation, and a control treatment without straw or biochar), all of which involved application of the same amount of NPK fertilizers. The results revealed that compared with the control, straw biochar incorporation promoted a significant reduction in NH_3 volatilization by 27.3% and N_2O emission by 56.7%. These effects were mainly attributed to the significant inhibition of soil hydroxylamine reductase and nitrate reductase activities, and an increase in N uptake by cotton, as well as the strong adsorption capacity of biochar per se. Furthermore, compared with the control treatment, straw incorporation and straw decomposition plus mulching increased NH_3 volatilization by 37.2% and 21.2%, respectively, but reduced N_2O emissions by 17.1% and 38.3%, respectively. These contrasting effects can be ascribed to the fact that these two straw returning practices promote a significant enhancement of soil organic N mineralization and hydroxylamine reductase activity, while inhibiting nitrate reductase activity. Redundancy

收稿日期: 2023-03-20 录用日期: 2023-06-07

作者简介: 郭傲瑜(1998—), 女, 河南郑州人, 硕士研究生, 从事有机物料对农田氮循环影响研究。E-mail: 2020101049@stu.njau.edu.cn

*通信作者: 孟亚利 E-mail: mengyl@njau.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2020YFD1001004)

Project supported: National Key Research and Development Program of China(2020YFD1001004)

analysis provided evidence to indicate that hydroxylamine reductase activity and N uptake by cotton were the main factors influencing the observed effects, explaining 64.8% and 20.1% of the variances in NH_3 volatilization and N_2O emission, respectively. On the basis of these findings, it appears that straw biochar incorporation has the best synthetic benefits in the reducing NH_3 volatilization and N_2O emission and is accordingly recommended as a practice for reducing N loss in alkaline soil planted with cotton.

Keywords: straw; biochar; NH_3 ; N_2O ; N cycle enzymes; alkaline soil

秸秆还田与生物炭添加作为土壤改良的重要方式,能改善土壤理化性状,调节土壤养分供应,增加土壤碳固存^[1]。而有机物料的添加能够通过影响土壤通气性、pH、活性氮库等理化性质以及微生物丰度与活性,直接或间接地改变土壤氮转化过程,既可能降低活性氮损失,也可能增加氮损失^[2-3]。氨(NH_3)挥发和氧化亚氮(N_2O)排放是旱地土壤气态氮损失的主要途径,导致水体富营养化、臭氧层破坏、温室效应等生态环境问题日益加重^[4-5]。因此,探究秸秆还田与生物炭添加对土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响,有利于平衡农业生产,减轻环境污染,发展绿色可持续农业。

土壤 NH_3 挥发可由化学平衡过程(土壤胶体吸附的 NH_4^+ 转化为土壤溶液中游离态的 NH_4^+ ,然后转化为 NH_3 ,并经土壤表层挥发到空气中)和生物过程(硝酸盐异化还原成铵)产生^[6],物理吸附、气液平衡及生化过程调节等机制可调控这两个过程^[4]。秸秆还田对土壤 NH_3 挥发的影响有正效应亦有负效应。Meta分析表明,秸秆还田显著抑制旱田 NH_3 挥发,原因是秸秆较高的C/N增强微生物对土壤氮的固定作用^[7]。相反,Xia等^[2]认为秸秆还田刺激土壤脲酶活性的提高,进而使旱地 NH_3 排放量增加17.0%。也有研究认为秸秆还田主要通过促进硝化作用抑制 NH_3 挥发^[8]。不同于秸秆,生物炭对 NH_3 挥发的影响取决于其特有的石灰效应和强吸附能力的平衡^[3]。土壤pH在 NH_3 挥发的气液平衡中起主导作用^[4]。生物炭添加在酸性土壤中显著增加 NH_3 排放,对中性土壤影响很小,而在碱性土壤中则有降低趋势,这与其对土壤pH的影响有关^[4,6]。生物炭表面的酸性官能团对土壤 NH_4^+ 和 NH_3 的吸附作用是其抑制 NH_3 挥发的一个重要原因^[9]。

土壤中 N_2O 主要由硝化和反硝化作用产生,其驱动因素主要有直接影响底物含量的土壤矿质氮、有机碳含量和间接影响底物的土壤pH、容重、相关微生物活性等^[10]。秸秆还田与生物炭添加后上述因素均可发生改变,二者性质不同造成影响结果存在较大差异^[5]。不论秸秆类型、土壤特性、气候等如何变化,秸秆还田后 N_2O 排放量平均增加29.7%^[11];Xia等^[2]分析

指出秸秆还田使旱地土壤 N_2O 排放平均增加21.5%。而秸秆转化成生物炭后,在不同土壤条件和管理措施下均能降低土壤 N_2O 的排放,研究表明,生物炭平均降低 N_2O 排放量达到30.9%~54.0%^[3,12-13]。

同一试验(特别是大田原位)条件下,秸秆还田与生物炭添加对土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的协同效应存在较大差异,其作用机制尚不完全清楚。因此,本研究拟在等碳量添加下比较秸秆和秸秆生物炭连续还田5 a后对棉田碱性土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响,并通过冗余分析阐明二者影响土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的作用机制,筛选出推荐措施,从而为减少碱性棉田气态氮损失的调控提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验于2022年在江苏省盐城市大丰区大丰稻麦原种场(33°12'N, 120°28'E)进行。秸秆与生物炭还田定位试验始于2018年,种植制度为大麦-棉花一年两熟。土壤类型为砂壤土,其中砂粒含量57.1%,粉粒含量36.4%,黏粒含量6.5%。土壤基本理化性质(0~20 cm):有机质16.62 g·kg⁻¹、全氮1.24 g·kg⁻¹、速效氮16.17 mg·kg⁻¹、有效磷17.89 mg·kg⁻¹、速效钾193.76 mg·kg⁻¹、容重1.45 g·cm⁻³、总盐含量1.67 g·kg⁻¹, pH 8.23。

1.2 试验设计

试验处理设在棉花季,包括不还田对照(CK)、大麦秸秆翻埋(S)、大麦秸秆催腐+覆盖(SD)和秸秆生物炭翻埋(SB),氮磷钾化肥统一施用。试验采用随机区组设计,小区面积80 m²,设置3个重复。大麦秸秆还田量根据当地大麦平均产量水平设定为5 625 kg·hm⁻²;按照等碳量的原则,秸秆生物炭施用量为4 160 kg·hm⁻²,各处理碳投入量均为2 250 kg·hm⁻²。

大麦收获后将大麦秸秆移出各小区,并机械粉碎至10 cm左右,然后按照各处理要求采取不同的还田操作。S:大麦秸秆均匀地撒在地表,再使用旋耕机将其翻入0~15 cm土层,而后播种棉花;SD:先进行旋耕播种,待棉花出苗后,将粉碎的大麦秸秆均匀地覆盖

于棉花行间,并喷施微生物腐熟剂;SB:将秸秆生物炭均匀撒在地表,再旋耕翻埋入土0~15 cm左右,而后播种棉花;CK处理只需在大麦秸秆移出小区后,旋耕再播种棉花;各处理连续5 a操作一致。试验所用生物炭购买于南京勤丰秸秆科技有限公司,由小麦秸秆在高温(500 ℃)下无氧裂解1 h后产生,生物炭酸性官能团数量为 $1.1 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$,比表面积为 $23.2 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ 。微生物腐熟剂(瑞莱特)产于成都合成生物科技有限公司,按照 $75 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的用量,在使用前先将其与清水混合,质量比为1:100,然后常温放置24 h使微生物活化,喷施时再将活化后的菌液用清水稀释200倍。秸秆与生物炭的性质见表1。

棉花供试品种为中棉所425,于2022年5月26日大麦收获后开沟直播,行距0.80 m,株距0.14 m,种植密度 $90\,000 \text{ 株} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。所有处理均按照常规生产施肥,其中施氮量(以N计) $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、施磷量(以 P_2O_5 计) $75 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、施钾量(以 K_2O 计) $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;氮肥按比例40%和60%分苗期与初花期两次施用,磷肥与钾肥均在苗期一次性全部施用。试验所用氮、磷和钾肥分别为尿素(46%)、过磷酸钙(16%)和硫酸钾(52%)。其他田间管理措施同当地棉花栽培。

1.3 样品采集与测定方法

在棉花吐絮期,用取土器依照五点采样法取0~20 cm土层土壤,样品去杂后按不同指标要求过筛。样品一部分存放于4 ℃冰箱用来测定土壤速效氮和氮转化酶活性,另一部分自然风干用来测定土壤有机碳、全氮、pH、有机氮矿化等。在每个小区随机取长势相似的棉花3株,按照根、茎、叶、生殖器官进行分样,105 ℃杀青30 min,75 ℃烘干至恒质量,称量计算生物量。磨样过0.25 mm筛后测定棉株氮含量。

1.3.1 土壤性质

土壤理化性质均参照鲁如坤^[14]的《土壤农化分析方法》进行测定。土壤0~20 cm土层容重采用环刀法测定;土壤含水量采用烘干法测定;土壤pH采用电位法测定;土壤有机碳采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定;土壤全氮及植株氮含量采用凯氏定氮法测定;土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl溶液浸提,靛酚蓝

比色法测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl溶液浸提,双波长法测定^[15],土壤速效氮含量为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之和。土壤脲酶、硝酸还原酶、亚硝酸还原酶和羟胺还原酶均参照关松荫^[16]的《土壤酶及其研究法》进行测定。

1.3.2 NH_3 挥发

NH_3 采用通气法捕获,靛酚蓝比色法测定^[17]。取气装置为直径16 cm、高25 cm的PVC圆柱管,每小区埋一个PVC管于棉花行间,埋深5 cm。将两层磷酸甘油浸泡过的海绵(直径16.5 cm、厚2 mm)放于管内,下层海绵距地面5 cm,用来吸收土壤挥发的 NH_3 ,上层海绵与管顶部齐平用来隔绝空气中的 NH_3 。采样时间为:播种后第44、46、48、51、56、62、65、68、72、77、84、91天(两次施氮肥时间分别为播种后第44天和第61天,第44天上午取样,下午第一次施氮肥,因此第44天的气体数据为第一次施肥前的数据)。为了减少土壤呼吸日变化对样品的影响,每次取气时间定在上午9点到11点之间。取样时先将下层海绵取出放入自封袋中密封,同时换上新的磷酸甘油浸泡过的海绵(上层海绵根据干湿情况更换,约每周1次),在放置下层海绵的自封袋中加入250 mL $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的KCl溶液使其完全浸没,静置30 min后,收集海绵内溶液并过滤,采用靛酚蓝比色法测定滤液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。

NH_3 挥发速率(F_{NH_3} , $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)及累积量(E_{NH_3} , $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)的计算公式如下^[17]:

$$F_{\text{NH}_3} = M / (A \times D) \times 10^{-2} \quad (1)$$

式中: M 为通气法单个装置平均每次测的 NH_3 量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; A 为捕获装置的横截面积, m^2 ; D 为每次连续捕获气体的时间,d。

$$E_{\text{NH}_3} = \sum_{i=1}^n \frac{F_{i\text{NH}_3} + F_{i+1\text{NH}_3}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \quad (2)$$

式中: n 为 NH_3 挥发的测定总次数; i 为第 i 次 NH_3 挥发采样; $F_{i\text{NH}_3}$ 和 $F_{i+1\text{NH}_3}$ 为第 i 次和第 $i+1$ 次测定的 NH_3 挥发速率, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; $(t_{i+1} - t_i)$ 表示两个相邻测定日期的间隔,d。

1.3.3 N_2O 排放

N_2O 采用密闭静态箱法捕获,气相色谱测定^[18]。

表1 供试秸秆与生物炭的基本化学性质

Table 1 Basic chemical properties of tested straw and biochar

材料 Material	全碳 Total C/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮 Total N/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全磷 Total P/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全钾 Total K/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	碳氮比 C/N	pH
大麦秸秆 Barely straw	400.0	5.3	0.9	27.1	75.5	5.4
秸秆生物炭 Straw biochar	541.0	12.5	1.4	34.5	43.0	8.7

每小区放置一采样装置于棉花行间,包括集气箱(直径16 cm、高25 cm的PVC圆柱管)和底座(内径15 cm、外径17 cm、高5 cm的环形凹槽)。底座在第一次施肥前埋入并长期固定于田间。每次采样时将水注入底座凹槽,后放上箱体,避免漏气。集气箱内放一温度计用来记录箱内温度,箱盖处放置连有三通阀的橡胶管,取气时先用注射器反复按压数次使箱内气体混匀,后分别在0、10、20、30 min抽取40 mL箱内气体于真空瓶中。N₂O采样时间与NH₃一致,每次收集完气体后,将采样箱移走。使用气相色谱仪(Shimadzu GC-2010 Plus,京都,日本)测定气体样品。

N₂O排放通量(F_{N_2O} , $\mu\text{g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}$)及累积量(E_{N_2O} , $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)的计算公式如下^[18]:

$$F_{N_2O} = \rho V \times \frac{dC}{dt} \times \frac{1}{A} = \frac{MP}{R(273+T)} \times \frac{V}{A} \times \frac{dC}{dt} = H \times \frac{MP}{R(273+T)} \times \frac{dC}{dt} \quad (3)$$

式中: ρ 为标准状态下的N₂O密度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; V 是采样箱体积, m^3 ; A 是采样箱横截面积, m^2 ; H 是采样箱高度, m ; M 是N₂O的摩尔质量, $44\text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$; P 是采样点的大气压,一般用标准大气压 $1.013\times 10^5\text{ Pa}$; R 是气体常数, $8.314\text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$; T 是采样箱内的平均气温, $^{\circ}\text{C}$; dC/dt 是N₂O的浓度变化速率, $10^{-6}\cdot\text{min}^{-1}$ 。

$$E_{N_2O} = \sum_{i=1}^n \frac{F_{iN_2O} + F_{i+1N_2O}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 10^{-5} \times 24 \quad (4)$$

式中: n 为N₂O排放通量的测定总次数; i 为第 i 次N₂O挥发采样; F_{iN_2O} 和 F_{i+1N_2O} 为第 i 次和第 $i+1$ 次测定的N₂O排放通量, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}$; $(t_{i+1}-t_i)$ 表示两个相邻测定日期的间隔, d ; 24和 10^{-5} 为换算系数。

1.3.4 有机氮矿化

土壤有机氮净矿化速率采用室内培养法测定^[19]。称100 g风干土于500 mL塑料瓶中,保持土壤60%的含水率,先黑暗下25 $^{\circ}\text{C}$ 预培养7 d以激活土壤微生物,后在塑料瓶中放入装有20 mL $0.2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaOH溶液的小烧杯来吸收培养期间产生的CO₂,放入小烧杯当天记为第0天,黑暗下25 $^{\circ}\text{C}$ 连续培养45 d。培养期间每隔5 d进行破坏性取样(约5 g土),同时更换碱液并补充土壤水分至指定含水率。测定土样NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量来计算净氮矿化速率及累积量^[19]。

1.4 数据处理

采用Excel 2010和SPSS 22软件对数据进行统计分析,采用单因素(One-way ANOVA)和Duncan法($\alpha=0.05$)进行方差分析和多重比较。采用Canoco 5.0软件进行冗余分析(RDA),采用Origin 2023软件制图。

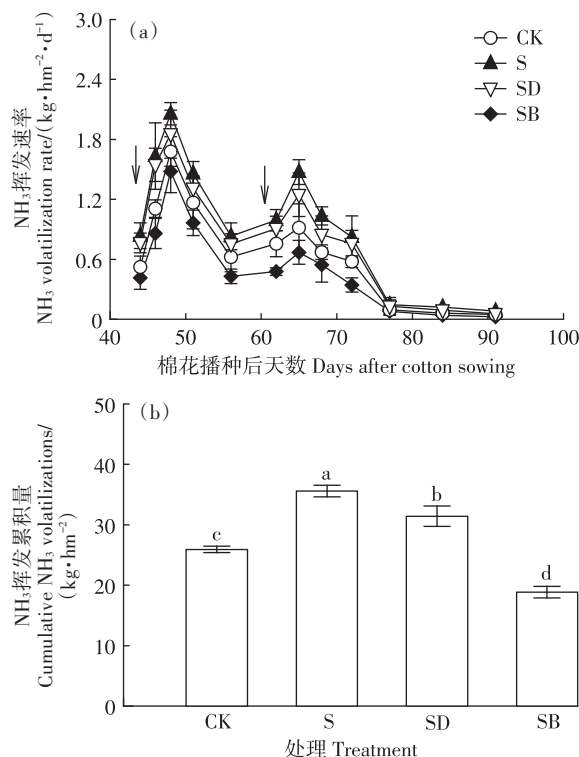
表中数据为平均值 $\pm$ 标准误。

2 结果与分析

2.1 秸秆与生物炭对土壤NH₃挥发与N₂O排放的影响

由图1a可知,各处理的NH₃挥发速率在施氮后迅速增加,分别于第一次施氮后4 d(棉花播种后48 d)和第二次施氮后4 d(棉花播种后65 d)达到峰值,后呈下降趋势,且处理间差异逐渐减小。各处理第一次施氮后NH₃挥发速率峰值高于第二次施氮后的峰值。在各峰值处,S处理的NH₃挥发速率最高,其次为SD处理,二者均显著高于CK,而SB处理下NH₃挥发速率显著低于CK。与CK相比,S和SD处理下NH₃挥发累积量分别显著增加37.2%和21.2%,SB处理NH₃挥发累积量显著降低27.3%(图1b),表明两种秸秆还田方式均加剧NH₃挥发,而生物炭添加明显抑制NH₃挥发。

随时间的推进N₂O排放通量在各处理下有相似的变化规律(图2a),即在两次施氮后迅速上升,分别



CK, 不还田对照 control; S, 秸秆翻埋 straw incorporation; SD, 秸秆催腐+覆盖 straw decomposition plus mulching; SB, 秸秆生物炭 straw biochar incorporation。图中实线箭头表示施氮肥日期。不同字母表示差异显著($P<0.05$)。下同。

The solid arrow indicates the date of fertilizer application. Different letters indicate significant difference at 0.05 level. The same below.

图1 不同处理对土壤NH₃挥发速率及累积量的影响

Figure 1 Effects of different treatments on soil NH₃ volatilization rate and accumulation

于第一次施氮后7 d(棉花播种后51 d)和第二次施氮后4 d(棉花播种后65 d)达到峰值,后呈下降趋势,且处理间差异逐渐减小。 N_2O 排放通量第一个峰值出现时间比 NH_3 挥发速率晚3 d,且第二个峰值明显高于第一个。在各峰值点, N_2O 排放通量由高到低依次为S、SD和SB,且均显著低于CK。与CK相比,S、SD和SB处理下 N_2O 累积排放量分别显著降低17.1%、38.3%和56.7%(图2b),说明秸秆和生物炭添加都对 N_2O 有显著减排作用,且生物炭减排效果最好。

2.2 土壤氮矿化与有机氮组分含量

各处理土壤氮矿化速率在培养前5 d均迅速下降,后缓慢下降趋于平缓(图3a)。培养期间,S和SD处理氮矿化速率均显著高于CK,而前20 d SB处理的氮矿化速率与CK相比略有降低,25 d与30 d时SB处理的氮矿化速率与CK相比略有增加,但无显著差异,培养至35 d与40 d时显著增加氮矿化速率。培养结束时S、SD和SB处理氮矿化速率与CK相比分别显著增加19.0%、22.6%和14.0%。CK的累积氮矿化量为 $34.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,S、SD和SB处理的累积氮矿化量分别为CK的1.2、1.2倍和1.1倍,均显著高于CK(图3b),说明秸秆和生物炭添加均能显著促进土壤氮矿化,且秸

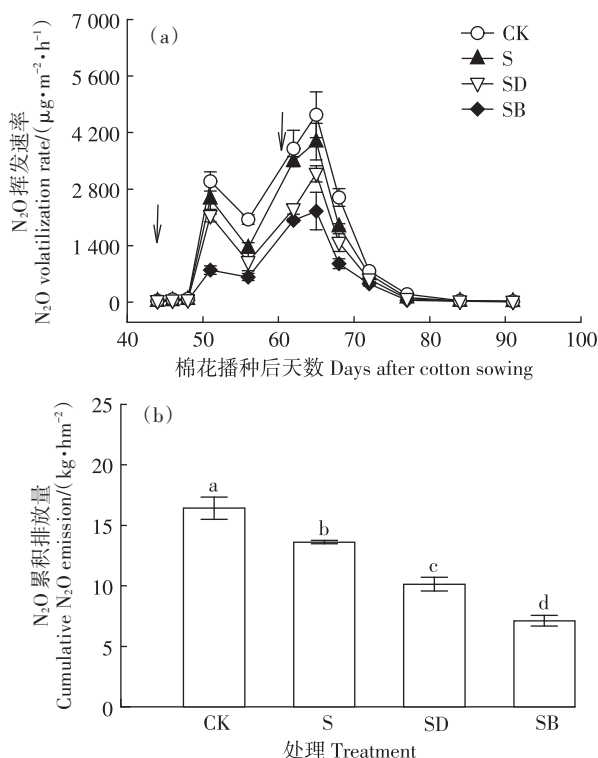


图2 不同处理对土壤 N_2O 排放通量及累积量的影响

Figure 2 Effects of different treatments on soil N_2O emission flux and accumulation

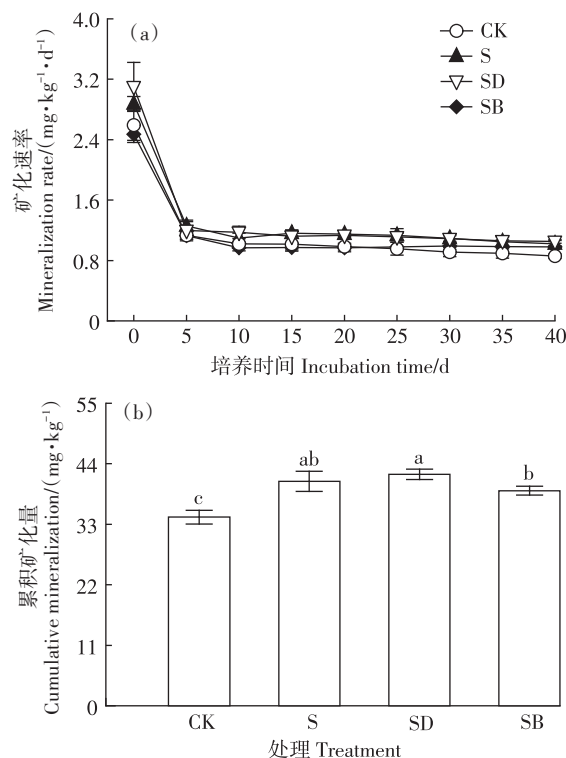


图3 不同处理对土壤有机氮矿化速率及累积矿化量的影响

Figure 3 Effects of different treatments on soil organic nitrogen mineralization rate and accumulation

秆的促进效果更好。

2.3 土壤氮转化相关酶活性

与CK相比,SD与SB处理均显著增加土壤脲酶活性,增幅分别为11.9%和17.1%(图4a);同时均显著降低土壤硝酸还原酶活性,降幅分别为18.0%和23.6%(图4b);而S处理对这两个酶活性的影响均未达到显著水平。S、SD和SB处理均较CK显著增加土壤亚硝酸还原酶活性,分别为CK处理的1.3、1.5倍和1.3倍(图4c)。与CK相比,土壤羟胺还原酶活性在两个秸秆处理下呈增加趋势,其中S处理增加显著,增幅达26.5%(图4d)。

2.4 棉花生物量及氮吸收

由图5可以看出,与CK相比,S、SD和SB处理下棉花生物量分别增加31.4%、45.2%和65.5%,氮吸收量分别增加18.1%、34.3%和70.3%,各处理间的差异均达到显著水平,说明秸秆和生物炭添加均能显著促进棉花生长及氮吸收,且生物炭的促进效果更好。

2.5 土壤理化性质

从表2中可以看出,与CK相比,土壤有机碳含量在SB处理下显著增加,全氮含量在SD与SB处理下

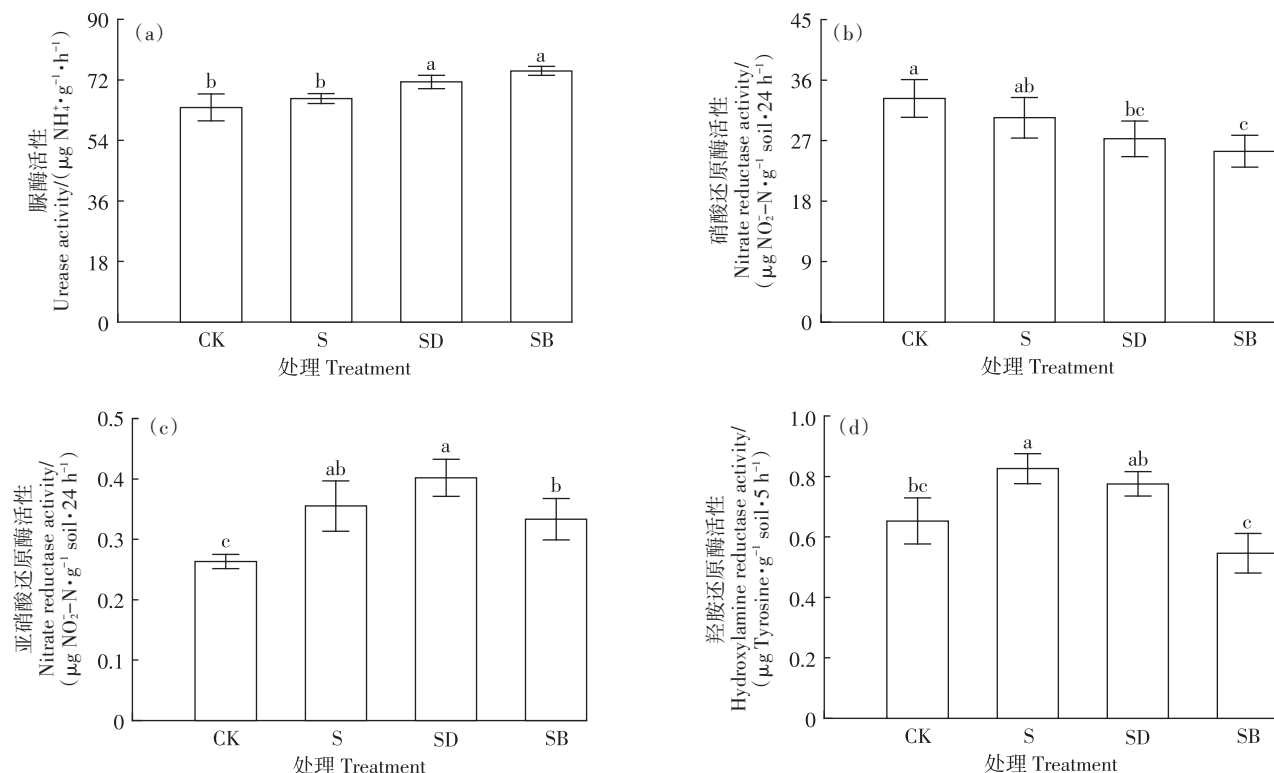


图4 不同处理对土壤氮转化相关酶活性的影响

Figure 4 Effects of different treatments on the activities of nitrogen conversion-related enzymes

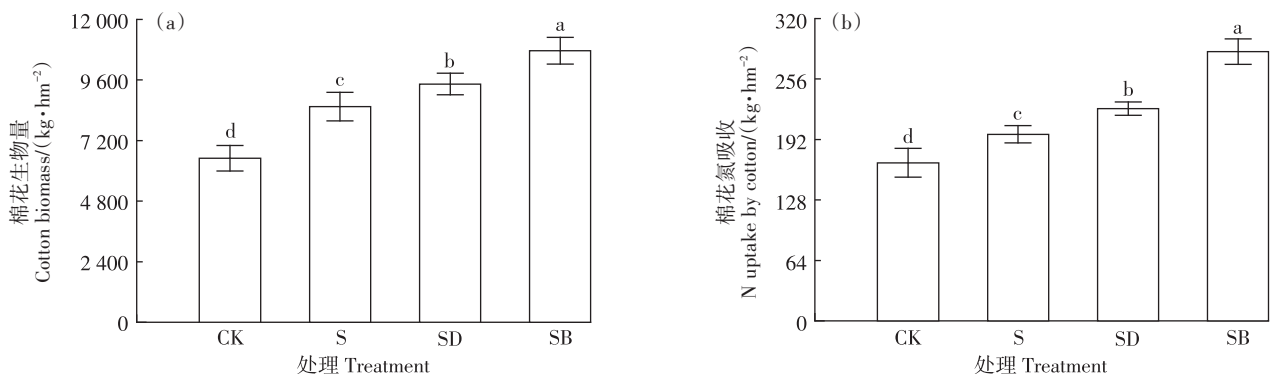


图5 不同处理对吐絮期棉生物量及氮吸收的影响

Figure 5 Effects of different treatments on biomass and nitrogen uptake of cotton at boll opening stage

表2 不同处理下土壤理化性质

Table 2 Soil physical and chemical properties in different treatments

处理 Treatment	有机碳 Organic C/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮 Total N/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铵态氮 Ammonium N/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮 Nitrate N/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	容重 Bulk density/($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	pH
CK	9.91±0.56b	1.25±0.13b	3.76±0.55b	3.97±0.43b	1.42±0.04a	8.29±0.05ab
S	9.97±0.53b	1.32±0.06ab	4.44±0.30b	4.90±0.51b	1.34±0.03bc	8.27±0.05b
SD	10.42±0.06ab	1.36±0.07a	4.16±0.25b	4.11±0.25b	1.39±0.04ab	8.27±0.04b
SB	10.81±0.34a	1.39±0.02a	5.48±0.50a	7.84±1.15a	1.28±0.03c	8.40±0.12a

注: 同列不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

Note: Different letters in the same column meant significant difference at 0.05 level.

显著增加,其他处理与CK差异不显著。土壤 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 含量在SB处理下最大,其显著高于CK。S和SD处理 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 含量与CK差异不显著。S与SB处理较CK显著降低土壤容重。各处理的土壤pH较CK无显著变化。

2.6 土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的驱动因子

通过Pearson法对气态氮排放量与环境因子、棉花氮吸收等进行相关性分析,筛选出与气态氮排放量显著相关的指标,进一步将显著相关指标与气态氮排放量进行冗余分析可知,前两个轴的特征值分别为81.1%和15.9%,共解释土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放量的97.0%(图6)。其中土壤 NH_3 挥发与土壤pH显著负相关。土壤 N_2O 排放与土壤容重显著正相关,与土壤有机碳含量、棉花氮吸收显著负相关。土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放均与 NO_3^--N 含量极显著负相关。土壤 N_2O 排放与土壤硝酸还原酶活性极显著正相关,土壤 NH_3 挥发与土壤羟胺还原酶活性极显著正相关。其中,羟胺还原酶和棉花氮吸收是主要影响因子,对土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的解释率分别高达64.8%($F=18.4, P=0.002$)和20.1($F=12.0, P=0.002$)。

3 讨论

3.1 生物炭添加对土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响

秸秆生物炭连续添加后棉田碱性土壤 NH_3 挥发量显著降低(图1),与Mandal等^[20]和Sun等^[21]的研究

结果相似。生物炭的“石灰效应”主要发生在酸性土壤,是酸性土壤 NH_3 挥发的主要驱动因子,在碱性土壤上添加生物炭有降低 NH_3 挥发的趋势^[3]。本研究土壤为滨海盐碱土,生物炭添加后土壤pH无显著变化(表2)。生物炭降低 NH_3 挥发的一个主要原因是其显著抑制了土壤羟胺还原酶活性,这从土壤 NH_3 挥发量与羟胺还原酶活性之间存在极显著正相关及羟胺还原酶对 NH_3 挥发有最大的解释率可得到验证(图6)。羟胺还原酶催化硝化反硝化过程的中间产物 NH_2OH 还原为 NH_3 ,因此其活性越高,产生的 NH_3 挥发量越大^[22]。而生物炭对羟胺还原酶的抑制机制暂不清楚,还需要进一步研究。 NH_3 挥发降低的另一个主要原因可能与生物炭表面的酸性官能团对土壤中 NH_4^+ 和 NH_3 的强吸附作用有关^[9,23]。其中,生物炭吸附的 NH_4^+ ,包括由施入土壤的氮肥水解产生的 NH_4^+ 和由生物炭激发的本土有机氮矿化产生的 NH_4^+ 。

生物炭添加降低 NH_3 挥发的同时,也显著降低棉田土壤 N_2O 排放,降幅达56.7%(图2),与大多数研究结果相符^[12-13]。硝化与反硝化过程是农田土壤 N_2O 产生的两种主要途径,生物炭添加直接或间接地影响上述过程,从而减少土壤 N_2O 排放^[24]。我们认为生物炭主要通过影响反硝化作用来抑制 N_2O 排放。一方面,冗余分析显示,土壤容重与 N_2O 排放量显著正相关,棉花氮吸收与 N_2O 排放量显著负相关,其中棉花氮吸收对 N_2O 排放的解释率较大(图6),表明生物炭通过改善土壤通气性,提高土壤养分有效性,来促进作物氮吸收的增加(图5),进而降低 N_2O 排放^[2]。另一方面,生物炭主要通过降低硝酸还原酶活性来减少 N_2O 排放,这从土壤硝酸还原酶活性与 N_2O 排放量呈极显著正相关可得到支持(图6)。生物炭吸附土壤中的 NH_4^+ 和 NO_3^- ,降低氮效率,继而使反硝化底物的可用性降低,这可能是其促进 N_2O 减排的另一原因^[25]。

大多研究表明土壤 NH_4^+ 、 NO_3^- 含量和脲酶活性与 NH_3 挥发或 N_2O 排放呈正相关^[2-3,17],而本研究中却为负相关,特别是 N_2O 排放量与之显著负相关(图6)。这可能因为生物炭添加抑制土壤硝化作用使 NH_4^+ 累积^[26];有效抑制 NO_3^- 的淋溶流失使 NO_3^- 累积^[27];改善土壤微生物生存环境使脲酶活性提高^[5];同时因其强吸附能力将其固定于土壤中^[28]。也可能与特定的土壤环境有关,需进一步试验研究。

3.2 秸秆还田对土壤 NH_3 挥发与 N_2O 排放的影响

秸秆还田后棉田土壤 NH_3 挥发显著增加(图1),这个结果类似于Xia等^[2]和Zhao等^[26]的研究结果。主

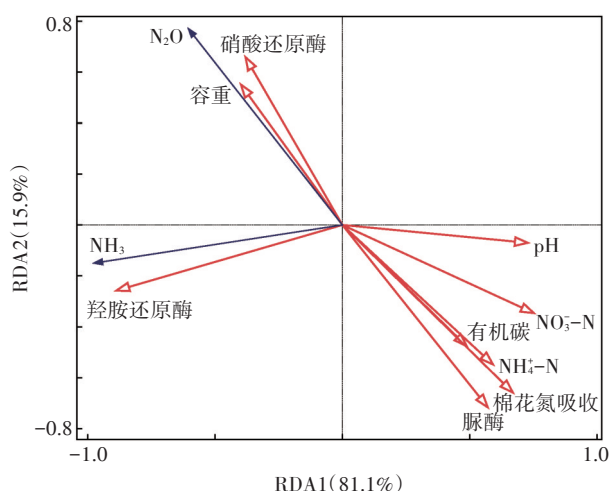


图6 NH_3 挥发量及 N_2O 排放量与土壤环境因子及棉花氮吸收的冗余分析

Figure 6 Redundancy analysis (RDA) of NH_3 volatilization and N_2O emission with soil environmental factors and N uptake by cotton

要原因有两个:第一,土壤 NH_4^+ 含量即 NH_3 挥发底物的增加。秸秆还田后土壤增加的 NH_4^+ 一方面来自秸秆本身,一方面来自其激发效应即对有机氮矿化分解的促进作用^[29]。由于大麦秸秆中的速效氮含量很低,增加的土壤 NH_4^+ 主要来自于秸秆翻埋与秸秆覆盖+催腐还田对土壤有机氮矿化的显著促进作用(图3)。第二,秸秆还田显著提高土壤羟胺还原酶活性,进而促进 NH_3 挥发(图6)。秸秆还田也可通过刺激硝酸盐异化还原成 NH_4^+ 并降低 NH_4^+ 氧化率,促使 NH_3 挥发底物大量增加,进而增加 NH_3 挥发量^[28]。本试验土壤呈碱性,硝酸盐异化还原成 NH_4^+ 的过程更容易发生^[30]。至于秸秆催腐+覆盖处理的 NH_3 挥发高于秸秆翻埋处理的原因,很可能是秸秆一直覆盖于棉花行间,使土壤与大气接触面积减小,地表风速降低,使 NH_3 挥发有所减少^[7]。结果说明相较秸秆生物炭,秸秆还田有增加 NH_3 挥发的风险,容易造成环境压力。

秸秆还田显著降低棉田土壤 N_2O 排放(图2),这与一些研究结果相反^[11,31]。 N_2O 排放的增加可归因于秸秆还田为土壤微生物提供足够的基质,加速微生物过程,促进硝化反硝化作用^[31]。另外,秸秆还田可保持土壤微环境的温度和水分,增加土壤厌氧微域,使反硝化作用增强,从而促进 N_2O 排放^[32]。而本研究中,与生物炭添加相同,秸秆还田亦主要通过增加棉花氮吸收来抑制反硝化作用,进而减少 N_2O 排放(图6)。对比秸秆与秸秆生物炭对土壤 N_2O 排放的抑制作用发现,秸秆翻埋处理的 N_2O 排放量显著高于其他两个处理(图2)。高C/N植物残体施入土壤后可通过增加氮素固持改变基质的反硝化有效性,从而降低 N_2O 排放^[33]。虽然本研究施用的秸秆C/N较生物炭大,但生物炭可有效吸附土壤中硝化和反硝化细菌的能源底物,且其多孔的结构对微生物生长和土壤氮素的固定有益^[26]。另外,秸秆覆盖+催腐处理的 N_2O 排放量显著低于秸秆翻埋处理(图2),这可能是因为秸秆催腐后增加了相关微生物活性,促进秸秆更快分解,对土壤有效氮固定化作用更强^[20]。以上说明秸秆对碱性棉田土壤 N_2O 的减排效果低于秸秆生物炭,两种秸秆还田方式中,秸秆翻埋还田减排效果更好。

本研究各处理 NH_3 挥发量约为 N_2O 排放量的1.6~3.1倍(图1和图2),说明 NH_3 挥发是碱性棉田气态氮损失的主要方式^[29]。 NH_3 挥发量与大多研究范围相似^[8,34],而 N_2O 排放量与大多研究相比较低^[35-36],但与Ma等^[18]的研究相当,这可能与供试土壤性质和气象条件有关。 N_2O 排放和土壤黏粒含量显著负相

关,质地黏重的土壤对 NO_3^- 有较强的吸附力且透气性较弱,不利于 N_2O 从土壤逸出^[37-38]。本研究土壤为碱性砂壤土,黏粒含量较低对 N_2O 排放较为有利。且碱性土壤的温度在10~35℃范围内时, N_2O 排放量随温度的增加而增加^[39],试验处于高温时期, N_2O 排放速率的第二个峰值出现前又发生降雨,进一步促进了 N_2O 排放。 NH_3 挥发和 N_2O 排放受到土壤因素、气象条件、秸秆与生物炭原料及性质等多方面因素影响^[7,38]。本研究仅在一个土壤条件下进行,所得结果还有待于更多土壤条件进行验证。另外,本试验在布置采样点时,没有考虑到施肥与非施肥区域面积权重的问题,造成气态氮损失量被高估,在今后的试验中有待进一步完善。

4 结论

在碱性棉田土壤条件下,秸秆生物炭主要通过降低土壤羟胺还原酶活性与增加棉花氮吸收抑制土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放,同时降低土壤容重,改善土壤肥力,进而提高棉花生物量,兼顾了棉花生产与土壤氮减排。而秸秆还田虽然可以降低土壤 N_2O 排放量,但增加了 NH_3 挥发的风险,这主要与土壤有机氮矿化的增加和羟胺还原酶活性的提高有关。秸秆催腐+覆盖还田在提高棉花生物量和氮吸收、降低氮排放方面均优于秸秆翻埋还田。总体上,秸秆生物炭更有利于实现 NH_3 和 N_2O 协同减排,发展绿色低碳农业。

参考文献:

- [1] XU H, CAI A, WU D, et al. Effects of biochar application on crop productivity, soil carbon sequestration, and global warming potential controlled by biochar C: N ratio and soil pH: a global meta-analysis[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 213: 105125.
- [2] XIA L L, LAM S K, WOLF B, et al. Trade-offs between soil carbon sequestration and reactive nitrogen losses under straw return in global agroecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(12): 5919-5932.
- [3] LIU Q, LIU B, ZHANG Y, et al. Biochar application as a tool to decrease soil nitrogen losses (NH_3 volatilization, N_2O emissions, and N leaching) from croplands: options and mitigation strength in a global perspective[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(6): 2077-2093.
- [4] 许云翔, 何莉莉, 陈金媛, 等. 生物炭对农田土壤氮挥发的影响机制研究进展[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(12): 4042-4050. XU Y X, HE L L, CHEN J Y, et al. Effects of biochar on ammonia volatilization from farmland soil: a review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(12): 4042-4050.
- [5] 吴汉卿, 张宝贵, 李强, 等. 基于Web of Science对农业土壤 N_2O 排放影响因素研究的文献计量分析[J]. *土壤通报*, 2021, 52(1): 221-232. WU H Q, ZHANG B G, LI Q, et al. Bibliometric analysis for fac-

- tors of influencing agricultural soil N_2O emission based on Web of Science[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2021, 52(1): 221–232.
- [6] SHA Z P, LI Q Q, LV T, et al. Response of ammonia volatilization to biochar addition: a meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 655: 1387–1396.
- [7] 赵政鑫, 王晓云, 田雅洁, 等. 基于 Meta 分析的不同生产条件下秸秆还田对土壤氨挥发的影响[J]. *环境科学*, 2022, 43(3): 1678–1687. ZHAO Z X, WANG X Y, TIAN Y J, et al. Effects of straw returning on soil ammonia volatilization under different production conditions based on meta-analysis[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(3): 1678–1687.
- [8] 常菲, 红梅, 武岩, 等. 灌溉方式和改良措施对河套灌区盐渍土氮挥发的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2019(2): 38–45. CHANG F, HONG M, WU Y. Effects of irrigation methods and improvement measures on ammonia volatilization of saline soil in Hetao irrigation area[J]. *Soils and Fertilizers Sciences in China*, 2019(2): 38–45.
- [9] TAGHIZADEH-TOOSI A, CLOUGH T J, SHERLOCK R R, et al. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350(1/2): 57–69.
- [10] 曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 农田土壤 N_2O 排放的关键过程及影响因素[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25(10): 1781–1798. CAO W C, SONG H, WANG Y J, et al. Key production processes and influencing factors of nitrous oxide emissions from agricultural soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2019, 25(10): 1781–1798.
- [11] LI Z J, REICHEL R, XU Z F, et al. Return of crop residues to arable land stimulates N_2O emission but mitigates NO_3^- leaching: a meta-analysis[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2021, 41(5): 66.
- [12] CAYUELA M L, VAN Z L, SINGH B P, et al. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2014, 191: 5–16.
- [13] BORCHARD N, SCHIRMANN M, CAYUELA M L, et al. Biochar, soil and landuse interactions that reduce nitrate leaching and N_2O emissions: a meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651(2): 2354–2364.
- [14] 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: 106–249. LU R K. Methods for agricultural chemical analysis of soil[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 106–249.
- [15] 宋歌, 孙波, 教剑英. 测定土壤硝态氮的紫外分光光度法与其他方法的比较[J]. *土壤学报*, 2007, 44(2): 288–293. SONG G, SUN B, JIAO J Y. Comparison between ultraviolet spectrophotometry and other methods in determination of soil nitrate-N[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(2): 288–293.
- [16] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 296–335. GUAN S Y. Soil enzymes and their research methods[M]. Beijing: Agriculture Press, 1986: 296–335.
- [17] ZHANG Z G, WANG J, HUANG W B, et al. Cover crops and N fertilization affect soil ammonia volatilization and N_2O emission by regulating the soil labile carbon and nitrogen fractions[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2022, 340: 108188.
- [18] MA L J, KONG F X, LV X B, et al. Responses of greenhouse gas emissions to different straw management methods with the same amount of carbon input in cotton field[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 213: 105126.
- [19] 胡立煌, 史文竹, 项剑, 等. 生物炭、秸秆和粪肥对滨海盐碱土氮矿化和硝化作用的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(8): 1089–1096. HU L H, SHI W Z, XIANG J, et al. Effects of biochar, straw and manure fertilizer on nitrogen mineralization and nitrification of coastal sa-line-alkali soil[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(8): 1089–1096.
- [20] MANDAL S, THANGARAJAN R, BOLAN N S, et al. Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat[J]. *Chemosphere*, 2016, 142: 120–127.
- [21] SUN X, ZHONG T, ZHANG L, et al. Reducing ammonia volatilization from paddy field with rice straw derived biochar[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 660: 512–518.
- [22] 陈利军, 武志杰, 姜勇, 等. 与氮转化有关的土壤酶活性对抑制剂施用的响应[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(9): 1099–1103. CHEN L J, WU Z J, JIANG Y, et al. Response of N transformation related soil enzyme activities to inhibitor applications[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(9): 1099–1103.
- [23] MANDAL S, DONNER E, VASILEIADIS S, et al. The effect of biochar feedstock, pyrolysis temperature, and application rate on the reduction of ammonia volatilization from biochar-amended soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 942–950.
- [24] 罗晓琦, 冯浩, 刘晶晶, 等. 生物炭施用下中国农田土壤 N_2O 排放的 Meta 分析[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(9): 1254–1265. LUO X Q, FENG H, LIU J J, et al. Meta-analysis on farmland soil N_2O emissions under biochar application in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(9): 1254–1265.
- [25] LU H H, WANG Y F, LIU Y X, et al. Effects of water-washed biochar on soil properties, greenhouse gas emissions, and rice yield[J]. *Clean: Soil Air Water*, 2018, 46(4): 1–7.
- [26] ZHAO Y, ZHANG J, MULLER C, et al. Temporal variations of crop residue effects on soil N transformation depend on soil properties as well as residue qualities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54: 659–669.
- [27] 沈晨, 颜鹏, 魏吉鹏, 等. 生物质炭对土壤硝态氮淋洗的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2018, 35(4): 292–300. SHEN C, YAN P, WEI J P, et al. Effect of biochar amendment on nitrogen leaching in soils[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2018, 35(4): 292–300.
- [28] 武丽君, 王朝旭, 张峰, 等. 玉米秸秆和玉米芯生物炭对水溶液中无机氮的吸附性能[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(1): 74–81. WU L J, WANG C X, ZHANG F, et al. The adsorption characters of inorganic nitrogen in aqueous solution by maize straw- and corn cob-derived biochars[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(1): 74–81.
- [29] 李燕青, 温延臣, 林治安, 等. 不同有机肥与化肥配施对作物产量及农田氮肥气态损失的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25(11): 1835–1846. LI Y Q, WEN Y C, LIN Z A, et al. Effect of different manures combined with chemical fertilizer on yields of crops

- and gaseous N loss in farmland[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(11):1835–1846.
- [30] ZHANG J B, LAN T, MULLER C, et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) plays an important role in soil nitrogen conservation in neutral and alkaline but not acidic rice soil[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15:523–531.
- [31] CHEN H H, LI X C, HU F, et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(10):2956–2964.
- [32] LIU C Y, WANG K, MENG S X, et al. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat–maize rotation field in northern China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 140(1/2):226–233.
- [33] SHAN J, YAN X Y. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 71:170–175.
- [34] 焉莉, 王寅, 冯国忠, 等. 不同施肥管理对东北黑土区氮损失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9):1816–1823. YAN L, WANG Y, FENG G Z, et al. Effect of different fertilization management on nitrogen loss in black soils in northeast China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9):1816–1823.
- [35] NIU Y H, CHEN Z M, MÜLLER C, et al. Yield-scaled N_2O emissions were effectively reduced by biochar amendment of sandy loam soil under maize–wheat rotation in the North China Plain[J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 170:58–70.
- [36] CHARLES A, ROCHETTE P, WHALEN J K, et al. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: a meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2017, 236:88–98.
- [37] DU Y D, CUI B B, ZHANG Q, et al. Effect of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: a meta-analysis[J]. *Catena*, 2020, 193:104617.
- [38] 肖娇, 樊建凌, 叶桂萍, 等. 不同施肥处理下小麦季潮土氨挥发损失及其影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(10):2011–2018. XIAO J, FAN J L, YE G P, et al. Ammonia volatilization from fluvo-aquic clay soil and its influencing factors during wheat growing season under different fertilization[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(10):2011–2018.
- [39] CUI P Y, FAN F L, YIN C, et al. Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N_2O emissions and associated microbes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 93:131–141.