

# 生物炭与木醋液对中度盐土 $N_2O$ 和 $NH_3$ 排放的影响

于贝贝<sup>1,2</sup>, 何莉莉<sup>2,3</sup>, 刘玉学<sup>2,3</sup>, 秦晶晶<sup>2</sup>,  
王坤<sup>4,5</sup>, 于丹丹<sup>6</sup>, 刘淑英<sup>1</sup>, 杨生茂<sup>2,3</sup>

(1. 甘肃农业大学资源与环境学院, 甘肃 兰州 730070; 2. 浙江省农业科学院环境资源与土壤肥料研究所, 浙江 杭州 310021;  
3. 浙江省生物炭工程技术研究中心, 浙江 杭州 310021; 4. 北京理工大学珠海学院中美国际学院, 广东 珠海 519088;  
5. 澳门城市大学商学院, 澳门 999078; 6. 辽宁景华工程咨询有限公司, 辽宁 沈阳 110029)

**摘要:**为探究生物炭与木醋液对盐土尿素氮的硝化过程、 $N_2O$  排放和  $NH_3$  挥发的影响, 以甘肃中度盐土为研究对象, 设置不施尿素对照(CK)、单施尿素(N)、尿素+生物炭(N+B)、尿素+木醋液(N+WV)和尿素+生物炭+木醋液(N+B+WV)5个处理, 开展室内好气培养试验。结果表明:(1)各处理在培养0~14 d的表观硝化率均呈上升趋势, 其中N+B+WV处理较其他处理铵态氮含量最高、表观硝化率最低, 培养后期表观硝化率明显提高; 培养结束N+B+WV处理氨氧化细菌(AOB) *amoA* 基因丰度较N处理显著提高, 增幅为76.5%, 氨氧化古菌(AOA) *amoA* 基因丰度较CK显著降低, 降幅为51.5%。(2)与CK相比, N处理  $N_2O$  和  $NH_3$  累积排放量显著增加; 与N处理相比, N+WV、N+B和N+B+WV处理  $N_2O$  累积排放量分别增加10.0%、减少9.5%和减少18.2%, 氧化亚氮还原酶 *nosZ* 基因丰度分别降低9.3%、26.1%和37.7%,  $NH_3$  累积挥发量分别减少30.5%、28.9%和49.0%。(3)综合计算各处理  $N_2O$  和  $NH_3$  排放的温室效应潜能发现, 与N处理相比, N+B+WV处理降低温室效应潜能20.0%, 减排效果最显著。综上, 在中度盐土区采用生物炭与木醋液施肥可以有效减少盐土中  $N_2O$  和  $NH_3$  排放, 有利于减少土壤氮素损失并降低温室效应潜能。

**关键词:**生物炭; 木醋液; 中度盐土; 气态氮损失; 温室效应潜能

**中图分类号:**S156;S19 **文献标志码:**A

## Effects of biochar and wood vinegar on $N_2O$ and $NH_3$ emissions from moderately saline soil

YU Beibei<sup>1,2</sup>, HE Lili<sup>2,3</sup>, LIU Yuxue<sup>2,3</sup>, QIN Jingjing<sup>2</sup>, WANG Kun<sup>4,5</sup>,  
YU Dandan<sup>6</sup>, LIU Shuying<sup>1</sup>, YANG Shengmao<sup>2,3</sup>

(1. College of Resources and Environment, Gansu Agricultural University, Lanzhou, Gansu 730070, China;  
2. Institute of Environment, Resource, Soil and Fertilizer, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou, Zhejiang 310021, China; 3. Engineering Research Center of Biochar of Zhejiang Province, Hangzhou, Zhejiang 310021, China; 4. Sino-American International College, Zhuhai College, Beijing Institute of technology, Zhuhai, Guangdong 519088, China; 5. School of business, City University of Macau, Macau 999078, China; 6. Liaoning Jinghua Engineering Consulting Co., Ltd., Shenyang, Liaoning 110029, China)

**Abstract:** To explore the effects of biochar and wood vinegar on the nitrification process of urea nitrogen,  $N_2O$  emission and  $NH_3$  volatilization of saline soil, five treatments of control (CK) with no urea, urea (N), urea + biochar (N+B), urea + wood vinegar (N+WV) and urea+biochar+wood vinegar (N+B+WV) were set up to carry

收稿日期:2022-04-02

修回日期:2022-08-31

基金项目:浙江省自然科学基金(LY21D010003); 国家科技部; 国家重点研发计划项目(2018YFF0213404)

作者简介:于贝贝(1998-), 女, 山东青岛人, 硕士研究生, 研究方向为盐碱土改良及氮减排。E-mail:387903905@qq.com

通信作者:刘淑英(1965-), 女, 甘肃永登人, 教授, 主要从事土壤养分、土地利用规划研究。E-mail:lshy826@126.com

杨生茂(1963-), 男, 陕西礼泉人, 研究员, 主要从事农田生态系统物质循环与土壤质量演变研究。E-mail: yangshengmao@263.net

out indoor aerobic culture experiments. The results showed that: (1) The apparent nitrification rate of each treatment showed an upward trend 14 days before culture. Compared with other treatments, the content of ammonium nitrogen in N+B+WV treatment was the highest, the apparent nitrification rate was the lowest, and the apparent nitrification rate was significantly higher in the later stage of culture. At the end of culture, the *amoA* gene abundance of ammonia oxidizing bacteria (AOB) in N+B+WV treatment was significantly higher than that in N treatment, with an increase of 76.5%, and the *amoA* gene abundance of ammonia oxidizing archaea (AOA) was significantly lower than that in CK, with a decrease of 51.5%. (2) Compared with CK, the cumulative emissions of N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> in N treatment increased significantly. Compared with N treatment, the cumulative emission of N<sub>2</sub>O in N+WV, N+B and N+B+WV treatment increased by 10.0%, decreased by 9.5% and 18.2% respectively, the abundance of nitrous oxide reductase *nosZ* gene decreased by 9.3%, 26.1% and 37.7% respectively, and the cumulative volatilization of NH<sub>3</sub> decreased by 30.5%, 28.9% and 49.0% respectively. (3) Comprehensive calculating the greenhouse effect potential caused by N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions of each treatment found the N+B+WV treatment reduced the greenhouse effect potential by 20.0%, and the emission reduction effect was the most significant when compared with N treatment. In conclusion, the combined application of biochar and wood vinegar in moderately saline soil area effectively reduced N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions in soil, soil inorganic nitrogen loss and greenhouse effect potential.

**Keywords:** biochar; wood vinegar; moderately saline soil; gaseous nitrogen loss; global warming potential

土壤盐渍化一直是影响干旱半干旱地区农业生产的重要因素,盐渍化土壤面积的增加,对我国粮食安全和土地资源合理利用造成巨大威胁<sup>[1]</sup>。盐土具有盐分含量高、物理结构差和土壤养分利用率低等特点,会影响作物生长。因此,加强盐渍土壤养分调控是提高盐土养分利用率、减少养分损失的重要途径。氮素是植物生长所需的重要元素,不合理的田间氮肥用量和管理措施使我国主粮作物当季氮肥利用率仅为 31%~33%<sup>[2-3]</sup>,这意味着大部分施入土壤中的氮肥以活性氮的形式(如气体排放、N 淋溶以及径流等)进入大气或水体环境。土壤氮转化过程释放的活性氮气体 N<sub>2</sub>O 和 NH<sub>3</sub> 带来了空气污染和温室效应等负面环境影响,成为当前的生态治理难题。

生物炭是生物残体在绝氧或限氧条件下经高温热解炭化产生的高度芳香化的高碳固体物质<sup>[4]</sup>,由于其具有稳定性强、孔隙丰富、表面官能团丰富和吸附能力强等优点,被广泛用作土壤改良剂<sup>[5-6]</sup>。施用生物炭已被认为是一种潜在改良盐渍土壤的方法<sup>[7]</sup>。在土壤中添加生物炭可以改善土壤结构和通气状况,提高土壤持水能力和养分有效性<sup>[8-9]</sup>,并改善土壤微生物群落结构<sup>[10-11]</sup>,从而直接或间接对土壤系统中 N<sub>2</sub>O 排放和 NH<sub>3</sub> 挥发产生影响<sup>[12-15]</sup>。生物炭与氮肥配施能提高土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的固持效果<sup>[16]</sup>。有学者通过 2 a 试验发现<sup>[17]</sup>,生物炭通过影响土壤硝化细菌氨氧化古菌(AOA)和氨氧化细菌(AOB)丰度影响了硝化过程中 N<sub>2</sub>O 产生,使其年均减排效率达到 57.9%。刘丽君等<sup>[18]</sup>发现生物炭添

加越多,对土壤 N<sub>2</sub>O 排放的抑制作用越明显,添加 1%生物炭(质量百分比)和 2%生物炭分别使 N<sub>2</sub>O 减排 64.3%和 159.0%。王一宇等<sup>[19]</sup>和申书伟等<sup>[20]</sup>试验发现添加生物炭对盐渍土的氨挥发具有一定抑制作用;也有相关研究<sup>[21-24]</sup>表明生物炭作为碱性物质施入土壤可能会促进 NH<sub>3</sub> 挥发从而增加活性氮气体的损失,如 Sun 等<sup>[24]</sup>经过多次试验发现相对较低负荷下如添加 0.5%生物炭不会造成 NH<sub>3</sub> 挥发增加,添加 3%生物炭因提高表层土壤 pH 而促进土壤 NH<sub>3</sub> 挥发。因此,进一步明确生物炭对氨挥发的影响对保证其在盐土中的合理应用具有重要意义。

生物炭热解过程会产生酸性极强、富含有机酸类物质的副产物——木醋液<sup>[25]</sup>。目前,木醋液作为农业生产中极富潜力的多功能产品,被广泛应用在大田作物栽培、土壤改良、植物生长调节等方面<sup>[26-28]</sup>。因富含酸性有机物质,木醋液在土壤改良方面具有独特的优势,可以降低土壤 pH 值<sup>[29]</sup>,缓解碱性土壤对 NH<sub>3</sub> 挥发的刺激作用,进而降低土壤 NH<sub>3</sub> 挥发<sup>[20,30]</sup>。马智勇等<sup>[31]</sup>研究发现单独施用木醋液会促进土壤产生 N<sub>2</sub>O,木醋液和生物炭配施对稻田土壤 N<sub>2</sub>O 排放具有抑制作用<sup>[17]</sup>。也有学者研究发现木醋液酸化生物炭后与氮素配施较尿素单施可以使 NH<sub>3</sub> 减排达 35.9%<sup>[20]</sup>。而关于生物炭与木醋液配施对盐土活性氮气体排放的研究鲜见报道。

因此,本研究以甘肃省具有代表性的普通中度盐土<sup>[32]</sup>为供试土壤,通过室内好气培养试验,对比分析生物炭与木醋液单施和配施对盐土尿素氮的

硝化过程及  $N_2O$  和  $NH_3$  排放的影响, 以为生物炭与木醋液应用于盐土以缓解盐土  $N_2O$  排放和  $NH_3$  挥发提供理论基础和科学依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 供试材料

供试土壤采自甘肃省金昌市赵家沟村 ( $38^{\circ}49'N, 102^{\circ}46'E$ )。采取多点混合法采集 0~20 cm 耕层土样, 去除土样中的残留根系和石块, 经自然风干后过 2 mm 筛备用。土壤基本理化性质为: 有机碳  $1.5 g \cdot kg^{-1}$ , 全氮  $0.4 g \cdot kg^{-1}$ , 有效磷  $20 mg \cdot kg^{-1}$ , 速效钾  $40 mg \cdot kg^{-1}$ , pH 为 8.8, 土壤电导率为  $0.53 S \cdot m^{-1}$ 。根据土壤饱和浸出液电导率与盐分关系得到供试土壤属于中度盐土<sup>[33]</sup>。

供试生物炭为水稻秸秆在高温炭化炉中经过连续阶段升温至  $500^{\circ}C$  ( $2^{\circ}C \cdot min^{-1}$ ), 热解 3 h 制成, 其理化性质为: 总碳  $620.0 g \cdot kg^{-1}$ , 总氮  $13.3 g \cdot kg^{-1}$ , pH 为 9.2。供试木醋液为杉木木醋液, 其理化性质为: pH 为 2.3, 褐色澄清透明液体, 电导率为  $0.02 S \cdot m^{-1}$ 。杉木木醋液有效化学成分主要包括两种有机酸类物质(总含量占比 1.2%, 包括 2-甲基丁酸、高香草酸)、9 种酯类物质(总含量占比 29.1%, 主要包括油酸甲酯、棕榈酸甲酯和硬脂酸甲酯等)、8 种酚类物质(总含量占比 36.9%, 主要包括 4-甲基愈创木酚、邻甲氧基苯酚等)、6 种醇类物质(总含量占比 13.9%, 主要包括丁二醇、庚二醇等)和 5 种酮类物质(总含量占比 8.0%, 主要包括 3-甲基-1,2-环戊二酮、3-甲基-2-环戊烯-1-酮等)。供试氮肥为分析纯尿素, 由国药集团化学试剂有限公司生产, 含氮量为 46%。

### 1.2 试验设计及测定方法

1.2.1 试验设计 试验采用室内恒温、恒湿土壤培养, 共设置 5 个处理: 不施尿素对照(CK)、单施尿素(N)、施用尿素+生物炭(N+B)、施用尿素+木醋液(N+WV)及施用尿素+生物炭+木醋液(N+B+WV); 每个处理 3 个重复。尿素添加量为  $0.2 g \cdot kg^{-1}$  干土(参考大田实际施肥量  $450 kg \cdot hm^{-2}$ ), 生物炭添加量为土壤质量的 2%<sup>[24]</sup>, 木醋液原液稀释 100 倍后使用。

1.2.2 室内好气培养试验 各处理分别称取过 2 mm 筛的风干土样 15.0 g 置于 250 mL 培养瓶中, 其中 N+B、N+B+WV 两个处理, 需再称取过 0.15 mm 筛的生物炭 0.3 g 置于培养瓶中并与土样充分混匀; 各处理均使用去离子水将土壤含水量调至田间持水量的 40%, 置于  $25^{\circ}C$  恒温培养箱内预培养 5 d。

预培养结束后, 制备相应容量的尿素溶液及其与稀释 100 倍木醋液的混合溶液, 均匀添加至相应处理(N、N+B、N+WV、N+B+WV), CK 处理加入相应容量的去离子水, 再用去离子水使各处理土壤含水量达到田间持水量的 60%, 保鲜膜封口后均匀扎孔, 保持空气流通。将培养瓶置于  $30^{\circ}C$  恒温恒湿(70% RH)培养箱黑暗培养, 每隔 2~4 d 用称重法补充水分, 以保证土壤含水量保持在目标含水量水平。分别在土样处理后的 0、1、3、5、7、14、21 d 和 35 d 进行破坏性取样, 使用  $2 mol \cdot L^{-1}$  KCl 溶液浸提土壤(5:1 液土比),  $25^{\circ}C$ 、200 rpm 条件下恒温振荡 2 h, 定量滤纸过滤, 收集滤液于塑料瓶中( $4^{\circ}C$  冷藏), 以备测定其  $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^- - N$  的含量。分别在土样处理后的 1、3、5、7、10、15、20、25 d 和 30 d 采集气体样品  $N_2O$ 。具体操作步骤为: 培养瓶使用连有三通阀的硅胶塞塞住瓶口, 并用 704 胶作密封处理, 通过三通阀与外界联通。使用真空泵通过三通阀抽出培养瓶内气体后通入空气, 重复操作 3 次, 以保证培养瓶内气体浓度与大气浓度一致。将培养瓶置于  $30^{\circ}C$  恒温、恒湿培养箱黑暗培养 4 h, 用连有三通阀的 25 mL 螺口式注射器采集气体(采气前用注射器反复抽取瓶内气体 6 次以混匀气体)。采集的气体样品立即进行  $N_2O$  浓度测定。

土壤浸提液 pH 值采用 pH 计(METTLER TOLEDO FE28)测定; 土壤样品的无机氮( $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^- - N$ )含量采用连续流动分析仪(AA3)测定;  $N_2O$  浓度采用气相色谱分析仪(Agilent GC6820)和火焰电离检测器(FID)测定。

1.2.3 氨挥发试验 各处理分别称取过 2 mm 筛的风干土样 10.0 g 置于特制培养皿(直径 5.6 cm, 高度 5.8 cm)中, 其中 N+B、N+B+WV 两个处理, 需再称取过 0.15 mm 筛的生物炭 0.2 g 置于培养皿中并与土样充分混匀; 各处理均使用去离子水将土壤含水量调至田间持水量的 40%, 置于  $25^{\circ}C$  恒温培养箱内预培养 5 d。预培养结束后, 制备相应数量的尿素溶液及其与稀释 100 倍木醋液的混合溶液, 均匀添加至相应处理, CK 处理加入相应容量的去离子水, 再用去离子水使各处理土壤含水量达到田间持水量的 60%, 用硅胶塞塞住培养皿口, 插入德尔格复合气体检测仪(20/a-D), 将培养皿置于  $30^{\circ}C$  恒温恒湿(70% RH)培养箱黑暗培养。土样处理后每间隔 24 h 用德尔格复合气体检测仪直接读取土壤挥发的  $NH_3$  浓度值, 直至各处理无  $NH_3$  排放。德尔格复合气体检测仪的工作原理是管内填充的固体载体材料在  $NH_3$  通过时可与之发生特殊显色反应, 根据

检测管变色部分的刻度线标识即可直接读取实验装置内的 NH<sub>3</sub> 浓度。

1.2.4 土壤微生物 DNA 的提取及实时荧光定量 PCR 测定 在好气培养结束后,每个处理培养瓶中随机取出 3 个用于土壤微生物 DNA 提取和 qPCR 分析。土壤样品 DNA 的提取按照土壤 DNA 提取试剂盒 (Fast DNA SPIN Kit for soil MP-bio, USA) 说明进行操作。氨氧化细菌 (AOB) 定量选用 *amoA* 功能基因特异引物 *amoA*-1F (5'-GGGGTTTCTACTGGTGGT-3') 和 *amoA*-2R (5'-CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC-3')<sup>[34]</sup>, 氨氧化古菌 (AOA) 选用 *amoA* 功能基因特异引物 *amoAF* (5'-STAATGGTCTGGCTTAGACG-3') 和 *amoAR* (5'-GCGGCCATCCATCTGTATGT-3')<sup>[35]</sup>, *nosZ* 功能基因定量选用功能基因特异引物 *noslb* (5'-CCCCTGCACACC(A/G) CCTTCGA-3') 和 *nosrb* (5'-CGTCGCC(C/G) GAGATGTCGATCA-3')<sup>[36]</sup>。反应体系共 20 μL: SYBR Premix Ex Taq™ (Takara, 日本) 10 μL, 10 μmol · L<sup>-1</sup> 正反引物各 1 μL, DNA 模板 2 μL, 灭菌超纯水补足 20 μL。PCR 扩增程序为: 94℃ 预变性 30 s; 94℃ 变性 45 s, 60℃ 退火 12 s, 72℃ 延伸 30 s, 循环 40 次。溶解曲线过程: 95℃ 0 s, 65℃ 15 s, 95℃ 0 s。PCR 扩增产物用 2% 琼脂糖凝胶电泳检测。

### 1.3 数据处理

表观硝化率的计算公式为:

$$\text{表观硝化率}(\%) = [\text{NO}_3^- - \text{N}] / ([\text{NH}_4^+ - \text{N}] + [\text{NO}_3^- - \text{N}]) \times 100$$

式中,  $[\text{NO}_3^- - \text{N}]$ 、 $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]$  和  $[\text{NO}_3^- - \text{N}]$  分别为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的浓度。

N<sub>2</sub>O 排放速率计算公式如下:

$$F = \rho \times \Delta C / \Delta t \times 273 / (273 + T) \times V / m$$

式中,  $F$  为 N<sub>2</sub>O 排放速率 (ng · kg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>),  $\rho$  为标准状况下 N<sub>2</sub>O 密度 (1.25 kg · m<sup>-3</sup>);  $\Delta C / \Delta t$  为培养瓶内 N<sub>2</sub>O 浓度变化率 (10<sup>-9</sup> · h<sup>-1</sup>);  $V$  为培养瓶体积 (m<sup>3</sup>);  $T$  为培养温度 (°C);  $m$  为培养用干土的质量 (kg)。

土壤 N<sub>2</sub>O 累积排放量的计算公式如下:

$$E = \sum (f_i + f_{i+1}) / 2 (t_i + t_{i+1})$$

式中,  $E$  为 N<sub>2</sub>O 累积排放量 (ng · kg<sup>-1</sup>);  $f_i$  和  $f_{i+1}$  分别为在培养时间  $t_i$  和  $t_{i+1}$  的 N<sub>2</sub>O 排放速率 (ng · kg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>)。

氨挥发速率计算公式如下:

$$F_N (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}) = C \times \frac{M}{V_m} \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{V}{m} \times \frac{1}{t} \times k$$

式中,  $C$  表示氨气检测管测定浓度 (ppm);  $M$  表示氮

的摩尔质量 (g · mol<sup>-1</sup>);  $V_m$  为理想气体摩尔体积 (标准状况下为 22.4 L · mol<sup>-1</sup>);  $T$  表示培养温度 (°C);  $V$  表示培养装置体积 (mL);  $m$  表示土壤质量 (g);  $t$  表示时间 (d);  $k$  为换算系数。

氨累积挥发量 ( $E_N$ ) 计算公式如下:

$$E_N (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = \int_{i=1}^i F_N$$

式中,  $i$  表示培养天数 (d)。

在全球变暖潜能值的估算中, CO<sub>2</sub> 为参考气体, 将 N<sub>2</sub>O 排放量转换为等量的 CO<sub>2</sub>, 土壤活性氮气体排放所产生的温室效应潜能  $GWP$  (Global Warming Potential) = 直接  $GWP$  (CO<sub>2</sub>-eq mg · kg<sup>-1</sup>) + 间接  $GWP$  (CO<sub>2</sub>-eq mg · kg<sup>-1</sup>)<sup>[37]</sup>, 其中, 间接 N<sub>2</sub>O 排放来自于挥发 NH<sub>3</sub> 的再沉降, 通过 NH<sub>3</sub> 挥发进入水体或大气中转化为间接 N<sub>2</sub>O 排放的计算公式如下:

$$\text{间接 N}_2\text{O} = EF \times E_N$$

式中,  $EF$  为 NH<sub>3</sub> 挥发损失的 N<sub>2</sub>O 排放系数, 其值为 0.01 mg · mg<sup>-1</sup> N;  $E_N$  为培养期内 NH<sub>3</sub> 累积挥发量 (mg · kg<sup>-1</sup>)。NH<sub>3</sub> 中约有 1% (理论范围为 0.2% ~ 5%) 沉积到陆地后转化为 N<sub>2</sub>O<sup>[38]</sup>, 考虑到当前研究中与 NH<sub>3</sub> 挥发相关的 N<sub>2</sub>O 间接排放, 该值用于估算  $GWP$ 。

$$GWP (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = 298 \text{N}_2\text{O} / 28 \times 44$$

式中, 298 指 100 a 时间跨度上 N<sub>2</sub>O 的全球变暖潜能值为 CO<sub>2</sub> 的 298 倍, 28 为 N<sub>2</sub> 相对分子质量, 44 为 N<sub>2</sub>O 相对分子质量, N<sub>2</sub>O 指培养期内 N<sub>2</sub>O 累积排放量 (mg · kg<sup>-1</sup>)。

采用 Excel 2019 和 IBM SPSS 22.0 软件对不同处理之间土壤氨挥发状况、N<sub>2</sub>O 排放和土壤无机氮浓度等进行单因素方差分析和多重比较 (Duncan 法), 采用 Origin 9.0 软件作图, 图表中所有数据均为每个处理 3 次重复的平均值 ± 标准差。

## 2 结果与分析

### 2.1 生物炭与木醋液添加后土壤浸提液 pH 值的变化特征

不同处理土壤 pH 的变化情况如图 1 所示, 在培养期内, 5 个处理的 pH 值呈现出不同的变化趋势。CK 处理土壤浸提液在整个培养期内 pH 值较高, 至培养结束后 pH 值为 7.39; N+B、N+WV 和 N+B+WV 处理在培养期间土壤 pH 值均低于 CK, 平均降低约 0.1~0.3。各处理培养过程中的 pH 值变化规律有所不同, N+WV 处理在施加木醋液后的第 1 天土壤 pH 值即由 7.32 降低到 7.20, 培养结束时 pH 值为 7.27; N+B 和 N+B+WV 处理的 pH 值则在培养

过程中明显降低,培养结束土壤浸提液 pH 值分别为 7.25 和 7.31。

## 2.2 生物炭与木醋液添加对土壤硝化作用的影响

### 2.2.1 生物炭与木醋液添加后土壤无机氮的变化

不同处理土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  变化情况如图 2a 所示,施加尿素的各处理土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量变化均呈先升高后下降趋势,在培养的第 5 天出现峰值;N 处理土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量峰值为  $74.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,与之相比,N+B、N+B+WV 处理土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  分别增加 11.3% 和 35.9%,N+WV 处理降低 5.7%。随后 9 d 各处理  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量持续降低,在培养 14 d 后 N 处理  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量几乎为 0,其他各处理土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量较低并保持稳定。

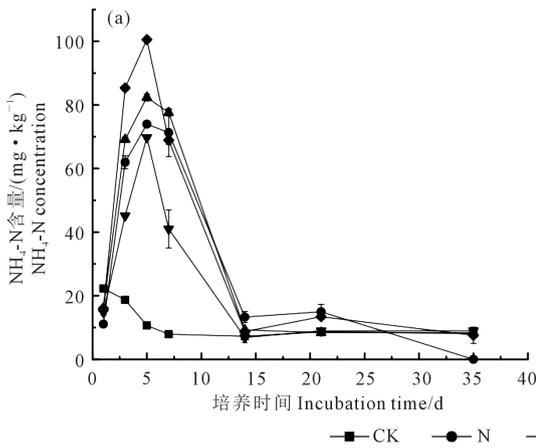


图 2 生物炭与木醋液对土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量的影响

Fig.2 Effects of biochar and wood vinegar on soil  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  content and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  content

不同处理土壤  $\text{NO}_3^--\text{N}$  变化情况如图 2b 所示,4 个施加尿素处理的土壤  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量在整个培养期均高于 CK。培养前期,N 处理  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量在第 7 天达到高峰,为  $73.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;N+WV 处理在第 14 天达到高峰,为  $79.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;N+B+WV 处理在第 7 天达到高峰,为  $73.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在培养结束时,N+B+WV 处理的土壤  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量最高。

2.2.2 生物炭与木醋液添加后土壤表观硝化率的变化 不同处理土壤表观硝化率变化情况如图 3 所示,4 个施加尿素处理的土壤表观硝化率变化趋势基本一致,培养的前 14 d 呈上升趋势,其中,N+B+WV 处理的表观硝化率低于其他处理。培养结束时,各处理土壤表观硝化率均高于 80%,除 N 处理外,N+B+WV 处理表观硝化率较其他处理高。

### 2.3 生物炭与木醋液添加对 *amoA* 和 *nosZ* 基因丰度的影响

培养结束时不同处理对 *amoA* 和 *nosZ* 基因丰度的影响如图 4 所示,各处理的 *nosZ*、*amoA* (AOA 和

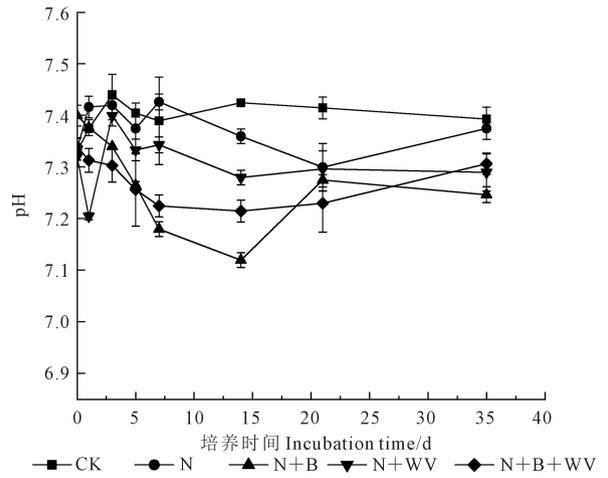
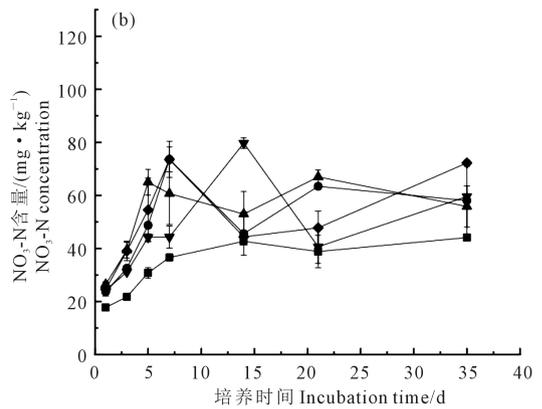


图 1 生物炭与木醋液对土壤浸提液 pH 值的影响

Fig.1 Effects of biochar and wood vinegar on pH of soil extract



AOB) 基因丰度存在显著差异。就 *nosZ* 基因丰度而言,CK 值最低,为  $1.0 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ,N 处理值最高,为  $2.1 \times 10^8 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ;与 N 处理相比,N+B、N+WV 和 N+B+WV 处理分别降低 26.1%、9.3% 和 37.7%。就 *amoA*-AOA 基因丰度而言,CK 值最高,达到  $2.0 \times 10^6 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ,N、N+B、N+WV 和 N+B+WV 处理较 CK 分别降低 46.9%、17.9%、56.6% 和 51.5%。就 *amoA*-AOB 基因丰度而言,CK 值最低,为  $1.1 \times 10^6 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ;N 处理的基因丰度为  $2.7 \times 10^6 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ,与 N 处理相比,N+B、N+WV 和 N+B+WV 处理分别提高 41.0%、42.4% 和 76.5%。

### 2.4 生物炭与木醋液添加后土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量和 $\text{NH}_3$ 挥发量变化特征

2.4.1 不同处理土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率和累积排放量变化 不同处理土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率如图 5a 所示,CK 在培养期内  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率最低,整体变化平缓;除 CK 外,其余各处理表现出相似的变化趋势,即在培养初期  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率迅速增加,培养 5~7 d 时出

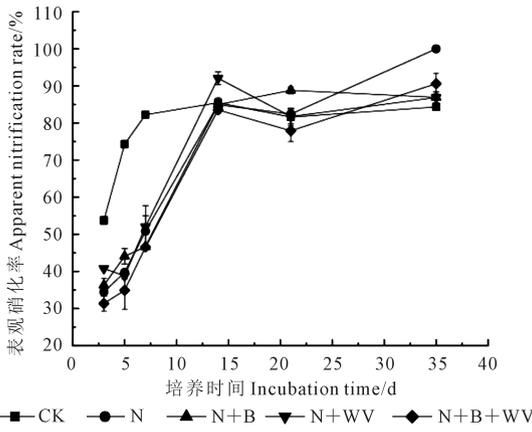
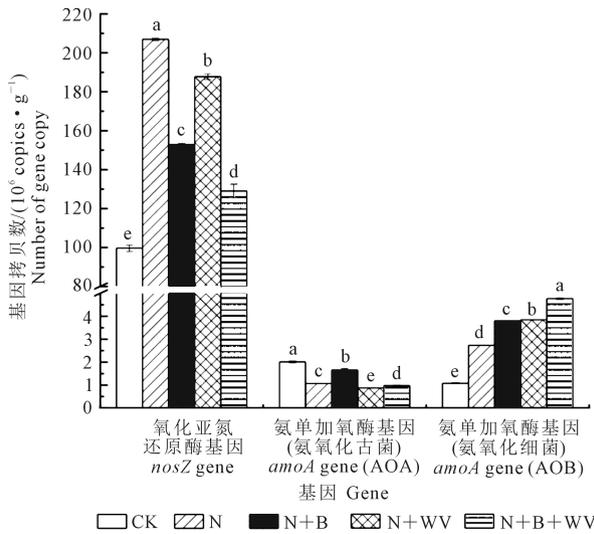


图 3 生物炭与木醋液对土壤表观硝化率的影响  
Fig.3 Effect of biochar and wood vinegar on soil apparent nitrification rate



注:不同小写字母表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。下同。  
Note: The lowercase letters indicate significant differences among treatments ( $P < 0.05$ ). The same below.

图 4 生物炭与木醋液对 *nosZ* 和 *amoA* 基因丰度的影响  
Fig.4 Effects of biochar and wood vinegar on gene abundance of *nosZ* and *amoA*

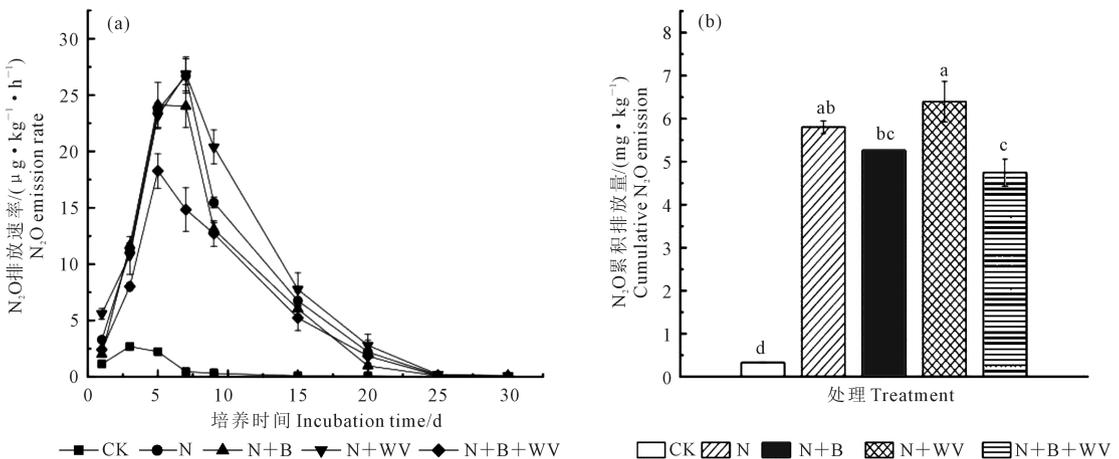


图 5 生物炭与木醋液对土壤 N<sub>2</sub>O 排放速率及累积排放量的影响

Fig.5 Effects of biochar and wood vinegar on soil N<sub>2</sub>O emission rate and accumulative emission

现峰值,随后 N<sub>2</sub>O 排放速率逐渐降低。N、N+B 和 N+WV 处理的 N<sub>2</sub>O 排放速率在土壤培养 1~7 d 内曲线接近重合状态,第 7 天时达到峰值,分别为 26.7、24.1 μg · kg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup> 和 26.9 μg · kg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>; 随后, N<sub>2</sub>O 排放速率大小为 N+WV > N > N+B。N+B+WV 处理 N<sub>2</sub>O 排放速率在土壤培养第 5 天出现峰值为 18.3 μg · kg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup>, 在 4 个处理中最小且显著低于 N 处理; 培养 9 d 后 N<sub>2</sub>O 排放速率与其他处理逐渐相同。

不同处理土壤 N<sub>2</sub>O 累积排放量如图 5b 所示, 与 CK 相比, 其他 4 个处理 N<sub>2</sub>O 累积排放量均显著增高。N 处理 N<sub>2</sub>O 累积排放为 5.8 mg · kg<sup>-1</sup>, 与之相比, N+B 和 N+WV 处理无显著差异, N+B 处理降低 9.5%, N+WV 处理提高 10.0%; N+B+WV 处理 N<sub>2</sub>O 累积排放量显著低于 N 处理, 降幅达 18.2%。N+B+WV 处理与 N+B、N+WV 处理相比, N<sub>2</sub>O 累积排放量分别降低 9.8% 和 28.5%。

#### 2.4.2 不同处理土壤 NH<sub>3</sub> 累积挥发量的变化特征

不同处理土壤 NH<sub>3</sub> 累积挥发量的变化情况如图 6 所示, CK 在培养期内 NH<sub>3</sub> 挥发量极低, 显著低于施加尿素处理; 除 CK 外, 其他 4 个处理的 NH<sub>3</sub> 累积挥发量随培养时间增加均呈升高趋势。N 处理在整个培养期内 NH<sub>3</sub> 累积挥发量最高, 在培养 7 d 后达到 34.7 mg · kg<sup>-1</sup>; N+B 和 N+WV 处理 NH<sub>3</sub> 挥发量相近, 在培养 7 d 后 NH<sub>3</sub> 累积挥发量分别为 24.7 mg · kg<sup>-1</sup> 和 24.1 mg · kg<sup>-1</sup>, 较 N 处理降低 28.9% 和 30.5%; N+B+WV 处理 NH<sub>3</sub> 累积挥发量最低, 在培养第 5 天达到最大值, 与 N 处理相比明显降低, 降幅达到 49.0%。

2.4.3 生物炭与木醋液施用对土壤活性氮气体温室效应潜能的影响 不同处理土壤活性氮气体温室效应潜能(*GWP*)如图 7 所示,未施加尿素的处理 CK 产生极低的 *GWP*,加尿素处理后土壤活性氮气体产生的 *GWP* 升高。其中, N 处理的 *GWP* 较高,达到  $2.9 \text{ CO}_2\text{-eq g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。与 N 处理相比, N+B、N+B+WV 处理的 *GWP* 分别降低 10.1% 和 20.0%; N+WV 处理升高 7.9%。 $\text{NH}_3$  和  $\text{N}_2\text{O}$  对 *GWP* 贡献率分别为 1.8%~5.7% 和 94.3%~98.2%。生物炭与木醋液配施可有效降低土壤  $\text{NH}_3$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放,降低活性氮气体所产生的温室效应潜能。

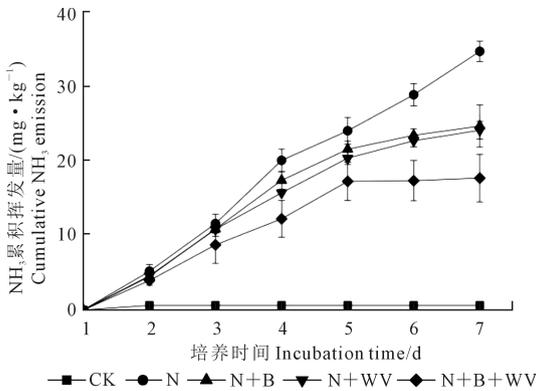


图 6 生物炭与木醋液对土壤  $\text{NH}_3$  累积挥发量的影响

Fig.6 Effects of biochar and wood vinegar on soil  $\text{NH}_3$  accumulative volatilization

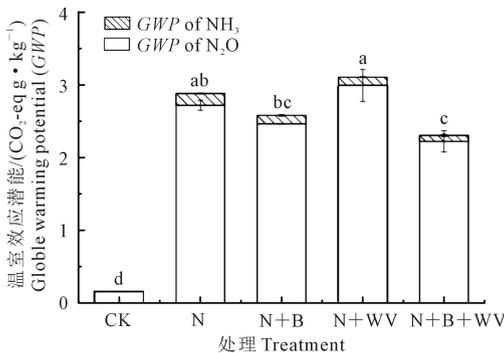


图 7 生物炭与木醋液对土壤  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{NH}_3$  温室效应潜能的影响

Fig.7 Effects of biochar and wood vinegar on global warming potential (GWP) of soil  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{NH}_3$

## 3 讨论

### 3.1 生物炭与木醋液对土壤硝化过程的影响

硝化作用是土壤氮素循环的重要过程,影响土壤硝化作用的因素主要有水分、通气状况、pH 值和有机质等。其中, AOB 和 AOA 控制着硝化作用的主要过程<sup>[39]</sup>,其数量和多样性直接影响土壤中氮素的形态与利用率<sup>[34-35]</sup>。刘杏认等<sup>[40]</sup>研究认为生物

炭的施入改变了 AOB 群落多样性,增加了其基因丰度,显著促进了土壤氨氧化作用。本研究发现在好气培养结束时,与 N 处理相比, N+B 处理 AOB 基因丰度显著提高 41.0%,这可能是由于生物炭的施加改善了土壤养分条件及微生物的生存环境,有利于氨氧化微生物快速繁殖,从而促进培养后期的土壤硝化作用<sup>[41]</sup>。木醋液是生物炭热解过程中回收得到的富含有机物质的酸性溶液,施入后会增加土壤易溶性有机酸物质、氮素和有效磷供给,可以提高土壤肥力水平、土壤生化活性和微生物代谢能力<sup>[27]</sup>。在培养前期,4 个加氮处理中 N+WV 处理  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量最低,可能是木醋液的施入抑制了土壤脲酶活性<sup>[42]</sup>,降低了对尿素的分解作用。由于木醋液含有大量土壤易溶性、酸性有机物质<sup>[32]</sup>,施入后提高了土壤养分含量,降低了土壤 pH 值,从而改善了微生物的生存条件,提高微生物活性,促进了土壤硝化作用,使土壤表观硝化率提高。

本研究中, N+B+WV 处理在培养前期  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量较高,表观硝化率低于其他处理。生物炭作为一种多孔物质,具有较高的吸附能力,且其表面含有的丰富含氧官能团可对土壤中的阳性离子产生吸附作用<sup>[43]</sup>。培养前期尿素分解产生的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  可能被生物炭吸附固持,减少了硝化作用所需的底物,从而降低了 N+B+WV 处理土壤培养前期的表观硝化率。有研究表明<sup>[42]</sup>,木醋液添加到土壤中,其所含的酸性有机物质会引入大量的羧基和羟基等含氧官能团,从而为  $\text{NH}_4^+$  的吸附提供更多的化学结合键位,削弱土壤的硝化能力<sup>[44]</sup>。木醋液与生物炭配施改变了土壤理化环境和营养环境,影响硝化微生物的群落组成和活性<sup>[45]</sup>,进而影响土壤硝化进程。

### 3.2 生物炭与木醋液对土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放和 $\text{NH}_3$ 挥发的影响

$\text{N}_2\text{O}$  是一种重要的温室气体,农田土壤中  $\text{N}_2\text{O}$  排放一般通过硝化、反硝化过程产生<sup>[10]</sup>。本试验  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的转化过程是在好气培养条件下进行的,  $\text{N}_2\text{O}$  的排放主要来自于土壤中的硝化过程。N 处理的  $\text{N}_2\text{O}$  累计排放量为  $5.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,与之相比, N+WV 处理增加了土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放,而 N+B+WV 处理显著减少了  $\text{N}_2\text{O}$  排放。Feng 等<sup>[17]</sup>的稻田试验发现生物炭与木醋液配施可以减少  $\text{N}_2\text{O}$  排放,两者存在协同作用,与本研究结果一致;不同的是,该研究发现木醋液单施减少了土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放,而本研究表明木醋液单施土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放增加,这可能与中性稻田土和盐土的优势菌群不同及木醋液对中性稻田土和

盐土的作用效果不同有关,相关机理还有待明确。此外,*nosZ* 基因是氧化亚氮还原酶基因,其数量和活性能够直接影响土壤  $N_2O$  的排放<sup>[36]</sup>。本研究发 现 N+WV 处理的 *nosZ* 基因丰度较 N 处理降低了 9.3%,可能是木醋液所含愈创木酚、邻甲氧基苯酚等酚类物质对氧化亚氮还原酶活性产生抑制作用,从而降低了氧化亚氮还原酶对  $N_2O$  的还原能力,致使  $N_2O$  的累积排放量增加。另外,Quin 等<sup>[46]</sup>认为与生物炭吸附能力有关的 H:C 比也是决定  $N_2O$  排放的重要因子,一般认为  $H:C < 0.3$  (裂解温度为 200~700℃)时具有更多的芳香结构,降低  $N_2O$  排放的能力更强。本试验中秸秆生物炭的热解温度为 500℃,具有较多的芳香结构和较小的 H:C 比<sup>[47]</sup>,降低了土壤  $N_2O$  的排放。生物炭与木醋液配施更有利于结合两者的优点,发挥协同作用,促进  $N_2O$  减排。

土壤  $NH_3$  挥发会降低土壤氮素利用率<sup>[48]</sup> 并且造成环境污染,影响土壤  $NH_3$  挥发的因素包括土壤 pH 值、空气温度和  $NH_4^+-N$  含量等。本试验发现,N 处理土壤  $NH_3$  挥发量明显高于 N+B、N+WV 和 N+B+WV 处理,其中 N+B+WV 处理  $NH_3$  累积挥发量减少最为明显,降幅高达 49.0%。可能是添加木醋液在一定程度上降低了土壤 pH 值,通过阻止  $NH_4^+-N$  向液态  $NH_3$  转变,抑制了土壤  $NH_3$  的挥发。生物炭施用对土壤  $NH_3$  挥发会产生不同的效果,这与生物炭的理化性质、制备原料<sup>[14]</sup> 及土壤性质不同有关。有研究表明,当生物炭以约 3% (质量百分比)的比例施用,会使土壤 pH 升高,增加水稻、盐渍复垦土壤或城市夯实土壤的  $NH_3$  挥发<sup>[25,49]</sup>。Sun 等<sup>[24]</sup> 的试验发现生物炭与木醋液配施可以降低土壤  $NH_3$  挥发,两者联合施用可以交互利用其优点,促进  $NH_3$  减排<sup>[50]</sup>。本试验秸秆生物炭(2%)施入供试盐土后未对土壤  $NH_3$  挥发产生刺激作用,生物炭与木醋液配施后对供试盐土  $NH_3$  排放有明显抑制效果,其用以进行盐土改良具有积极意义。

### 3.3 生物炭与木醋液对农田活性氮气体温室效应潜能的影响

本试验发现供试土壤排放的大气污染气体中  $N_2O$  占据温室气体增温潜势的主导地位,与 N 处理相比,N+B 和 N+B+WV 处理 *GWP* 分别降低 12.3% 和 21.2%,表明生物炭单施或者生物炭与木醋液配施有利于降低温室气体增温潜势。有研究表明<sup>[17]</sup>,生物炭与木醋液施用可降低水稻生产系统的全球升温潜能值(*GWPt*)和温室气体排放强度(*GHGI*),且两者配施效果最优。 $NH_3-N$  排放总量中约有 1%

(0.2%~5%) 沉积到陆地后转化为  $N_2O$ ,考虑到当前研究中与  $NH_3$  挥发相关的  $N_2O$  间接排放问题,经换算后发现土壤氮挥发导致的  $N_2O$  间接排放对 *GWP* 的贡献率占 1.8%~5.7%,占次要地位。生物炭与木醋液配施能够有效降低土壤  $NH_3$  挥发及土壤活性氮气体的 *GWP*,其合理应用对于解决当前温室气体排放问题具有重要实践意义。沈晓忆等<sup>[38]</sup> 研究表明  $CO_2$  排放对总 *GWP* 的贡献高达 97.3%,但本研究尚未考虑  $CO_2$  及  $CH_4$  气体增温潜势。未来研究可对活性氮气体与  $CO_2$  及  $CH_4$  的温室效应潜能进行综合考量,同时考虑生物炭与木醋液配施对降低盐土活性氮气体增温潜势的长期效应。

## 4 结 论

1) 木醋液单施增加了盐土  $N_2O$  累计排放量;生物炭单施或生物炭与木醋液配施均有利于减少盐土  $N_2O$  排放,且配施效果最佳。

2) 生物炭与木醋液单施或配施均能降低盐土  $NH_3$  挥发;两者配施能显著降低盐土  $NH_3$  累积挥发量。

3) 生物炭与木醋液配施是减少盐土氮素气体损失、降低温室效应潜能,从而提高土壤氮素有效性的有效途径。

### 参 考 文 献:

- [1] 黄晶,孔亚丽,徐青山,等. 盐渍土壤特征及改良措施研究进展[J]. 土壤, 2022, 54(1): 18-23.  
HUANG J, KONG Y L, XU Q S, et al. Progresses for characteristics and amelioration measures of salinesoil [J]. Soils, 2022, 54(1): 18-23.
- [2] 朱兆良,金继运. 保障我国粮食安全的肥料问题[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(2): 259-273.  
ZHU Z L, JIN J Y. Fertilizer use and food security in China[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2013, 19(2): 259-273.
- [3] ZAMAN M, BLENNERHASSETT J D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2010, 136(3/4): 236-246.
- [4] 盛奎川,杨生茂. 生物炭概念的内涵及语词辨析[J]. 核农学报, 2022, 36(2): 481-487.  
SHENG K C, YANG S M. Biochar concept connotation and phrases discrimination[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2022, 36(2): 481-487.
- [5] 计海洋,汪玉瑛,刘玉学,等. 生物炭及改性生物炭的制备与应用研究进展[J]. 核农学报, 2018, 32(11): 2281-2287.  
JI H Y, WANG Y Y, LIU Y X, et al. Advance in preparation and application of biochar and modified biochar research[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2018, 32(11): 2281-2287.

- [6] RUBIN R L, ANDERSON T R, BALLANTINE K A. Biochar simultaneously reduces nutrient leaching and greenhouse gas emissions in restored wetland soils[J]. *Wetlands*, 2020, 40(6): 1981-1991.
- [7] ZHANG X, QU J S, LI H, et al. Biochar addition combined with daily fertigation improves overall soil quality and enhances water-fertilizer productivity of cucumber in alkaline soils of a semi-arid region [J]. *Geoderma*, 2020, 363: 114170.
- [8] 纪立东,柳晓桐,司海丽,等. 生物炭对土壤理化性质和玉米生长的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2021, 39(5): 114-120.  
JI L D, LIU X T, SI H L, et al. Effects of biomass charcoal on soil physicochemical properties and corn growth[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2021, 39(5): 114-120.
- [9] 孙军娜,董陆康,徐刚,等. 糠醛渣及其生物炭对盐渍土理化性质影响的比较研究[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(3): 532-538.  
SUN J N, DONG L K, XU G, et al. Effects of furfural and its biochar additions on physical-chemical characteristics of a saline soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3): 532-538.
- [10] ZHANG F, SHAO J G, YANG H P, et al. Effects of biomass pyrolysis derived wood vinegar on microbial activity and communities of activated sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 279: 252-261.
- [11] JAAFAR N M, CLODE P L, ABBOTT L K. Soil microbial responses to biochars varying in particle size, surface and pore properties [J]. *Pedosphere*, 2015, 25(5): 770-780.
- [12] SUN H J, ZHANG Y, YANG Y T, et al. Effect of biofertilizer and wheat straw biochar application on nitrous oxide emission and ammonia volatilization from paddy soil [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 275: 116640.
- [13] 赵光昕,刘宏元. 生物炭对农田氧化亚氮排放及其影响机制的研究进展[J]. *天津农林科技*, 2022, (2): 40-43.  
ZHAO G X, LIU H Y. A review: effect and its influencing mechanism of biochar on agricultural nitrous oxide[J]. *Science and Technology of Tianjin Agriculture and Forestry*, 2022, (2): 40-43.
- [14] 季雅岚,索龙,解钰,等. 不同生物质炭对海南砖红壤性质及 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. *土壤*, 2017, 49(6): 1172-1178.  
JI Y L, SUO L, XIE Y, et al. Effects of different biochars on Hainan latosol properties and N<sub>2</sub>O emission [J]. *Soils*, 2017, 49(6): 1172-1178.
- [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<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(2): 396-402.  
PAN F E, HU J P, SUO L, et al. Effect of corn stalk and its biochar on N<sub>2</sub>O emissions from latosol soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2): 396-402.
- [16] 庞孜钦. 氮肥与生物炭对甘蔗生长及土壤氨氧化作用的影响[D]. 福州:福建农林大学,2019.  
PANG Z Q. Effect of nitrogenous fertilizer and biochar on sugarcane growth and soil ammonia oxidation [D]. Fuzhou: Fujian agriculture and Forestry University, 2019.
- [17] FENG Y F, LI D T, SUN H J, et al. Wood vinegar and biochar co-application mitigates nitrous oxide and methane emissions from rice paddy soil: a two-year experiment [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 267: 115403.
- [18] 刘丽君,朱启林,何秋香,等. 添加秸秆和生物炭土壤 N<sub>2</sub>O 排放对温度的响应[J]. *生态学杂志*, 2022, 41(8): 1501-1508.  
LIU L J, ZHU Q L, HE Q X, et al. Responses of soil N<sub>2</sub>O emission to temperature under straw and biochar addition [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2022, 41(8): 1501-1508.
- [19] 王一宇,王圣森,戴九兰. 生物炭对盐碱土壤氨挥发的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(8): 3738-3745.  
WANG Y Y, WANG S S, DAI J L. Effect of biochar on ammonia volatilization insaline-alkali soil [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(8): 3738-3745.
- [20] 申书伟,张丹丹,王敏鸽,等. 木醋液酸化生物炭与氮素配施对盐渍土壤活性氮及氨挥发的影响[J]. *环境科学*, 2022, 43(5): 2779-2787.  
SHEN S W, ZHANG D D, WANG M G, et al. Effects of combined application of woodvinegar-acidified biochar and nitrogen on active nitrogen and ammonia volatilization in saline soil [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(5): 2779-2787.
- [21] 段婧婧,薛利红,尹爱经,等. 添加生物炭的水芹湿地对农村低污染水的净化研究[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(2): 353-361.  
DUAN J J, XUE L H, YIN A J, et al. Rural low-pollution wastewater purification in *Oenanthe Javanica* wetland with biochar addition [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(2): 353-361.
- [22] 张丰,刘畅,王喆,等. 不同吸附特性的稻草生物炭对稻田氨挥发和水稻产量的影响[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(9): 100-109.  
ZHANG F, LIU C, WANG Z, et al. Effects of rice straw biochar with different adsorption characteristics on ammonia volatilization from paddy field and rice yield [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2021, 37(9): 100-109.
- [23] HE T H, LIU D Y, YUAN J J, et al. A two years study on the combined effects of biochar and inhibitors on ammonia volatilization in an intensively managed rice field [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2018, 264: 44-53.
- [24] SUN H J, LU H Y, CHU L, et al. Biochar applied with appropriate rates can reduce N leaching, keep N retention and not increase NH<sub>3</sub> volatilization in a coastal saline soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 820-825.
- [25] 赵淑蕻,李卓洁,刘晓峰,等. 秸秆木醋液的制备及应用研究进展 [J]. *河南农业科学*, 2022, 51(1): 1-10.  
ZHAO S H, LI Z J, LIU X F, et al. Research progress on preparation and application of straw wood vinegar [J]. *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 2022, 51(1): 1-10.
- [26] POLTHANEE A, KUMLA N, SIMMA B. Effect of *Pistia stratiotes*, cattle manure and wood vinegar (pyroigneous acid) application on growth and yield of organic rainfed rice [J]. *Paddy and Water Environment*, 2015, 13(4): 337-342.
- [27] WANG P W, MALLANG H D, WANG C H, et al. Bamboo charcoal by-products as sources of new insecticide and acaricide [J]. *Industrial Crops and Products*, 2015, 77: 575-581.
- [28] LU H F, LASHARI M S, LIU X Y, et al. Changes in soil microbial community structure and enzyme activity with amendment of biochar-manure compost and pyroigneous solution in a saline soil from Central China [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2015, 70: 67-76.
- [29] 周红娟. 木醋液与鸡粪配施对滨海盐碱土的改良效果研究 [D]. 北京:北京林业大学,2017.  
ZHOU H J. Effect of pyroigneous acid co-applied with chicken

- manure on ameliorating coastal saline soils[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2017.
- [30] SUN H J, FENG Y F, JI Y, et al. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from N-fertilized rice paddy soil can be mitigated by wood vinegar application at an appropriate rate [J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 185: 153-158.
- [31] 马智勇,贾俊香,王斌,等. 不同氮肥用量下硝化抑制剂和木醋液对土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. *山西农业科学*, 2019, 47(12): 2145-2148, 2154.
- MA Z Y, JIA J X, WANG B, et al. Effects of nitrification inhibitor and wood vinegar on N<sub>2</sub>O emission from soil under different nitrogen fertilizer amounts[J]. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 2019, 47(12): 2145-2148, 2154.
- [32] 郭全恩,曹诗瑜,展宗冰,等. 甘肃两种典型盐成土不同粒径土壤颗粒中盐分离子的分布特征[J]. *干旱地区农业研究*, 2021, 39(5): 216-221.
- GUO Q E, CAO S Y, ZHAN Z B, et al. Distribution characteristics of salt ions in soil aggregates with different particle diameters for two types of typical halosols in Gansu Province[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2021, 39(5): 216-221.
- [33] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000: 178-200.
- BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 178-200.
- [34] ROTTHAUWE J H, WITZEL K P, LIESACK W. The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63(12): 4704-4712.
- [35] FRANCIS C A, ROBERTS K J, BEMAN J M, et al. Ubiquity and diversity of ammonia-oxidizing archaea in water columns and sediments of the ocean[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2005, 102(41): 14683-14688.
- [36] TAO R, ZHAO X R, ZHANG H J, et al. Response and recovery of *nosZ* abundant and rare subcommunities to organic amendment and nitrification inhibitor disturbances, with implications for N<sub>2</sub>O emissions[J]. *Applied Soil Ecology*, 2022, 173: 104386.
- [37] IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories [R/OL]. [2021-08-19]. <https://www.ipcc.ch/report/2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>.
- [38] 沈晓忆,夏围围,次仁拉姆,等. 短期培养下抑制剂烯丙基硫脲对土壤硝化作用及微生物的影响[J]. *土壤学报*, 2021, 58(6): 1552-1563.
- SHEN X Y, XIA W W, CI R L M, et al. Effect of allylthiourea on soil nitrification and the underlying microbial mechanism in short-term laboratory microcosms [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(6): 1552-1563.
- [39] 张耀全,马欣,罗珠珠,等. 苜蓿种植年限对土壤硝化潜势和氨氧化微生物丰度的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2020, 38(5): 39-44.
- ZHANG Y Q, MA X, LUO Z Z, et al. Effects of years of alfalfa planting on nitrification potential and abundance of soil ammonia oxidation microorganisms[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2020, 38(5): 39-44.
- [40] 刘杏认,赵光昕,张晴雯,等. 生物炭对华北农田土壤 N<sub>2</sub>O 通量及相关功能基因丰度的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(8): 3816-3825.
- LIU X R, ZHAO G X, ZHANG Q W, et al. Effects of biochar on nitrous oxide fluxes and the abundance of related functional genes from agriculture soil in the North China Plain[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(8): 3816-3825.
- [41] BALL P N, MACKENZIE M D, DELUCA T H, et al. Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1243-1253.
- [42] 王正,孙兆军,EL-SAWY S,等. 浒苔生物炭与木醋液复配改良碱化土壤效果及提高油葵产量[J]. *环境科学*, 2021, 42(12): 6078-6090.
- WANG Z, SUN Z J, EL-SAWY S, et al. Effect of the combination of *Enteromorpha prolifera* biochar and wood vinegar on improving alkaline soil and increasing oil sunflower yield [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(12): 6078-6090.
- [43] 许云翔,何莉莉,陈金媛,等. 生物炭对农田土壤氨挥发的影响机制研究进展[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(12): 4312-4320.
- 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): 4312-4320.
- [44] HALE S E, ALLING V, MARTINSEN V, et al. The sorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(11): 1612-1619.
- [45] LI Y W, XU J Z, LIU S M, et al. Salinity-induced concomitant increases in soil ammonia volatilization and nitrous oxide emission[J]. *Geoderma*, 2020, 361: 114053.
- [46] QUIN P, JOSEPH S, HUSSON O, et al. Lowering N<sub>2</sub>O emissions from soils using eucalypt biochar: the importance of redox reactions [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 16773.
- [47] WANG S, ZHAO X, XING G, et al. Large-scale biochar production from crop residue: a new idea and the biogas-energy pyrolysis system [J]. *BioResources*, 2013, 8(1): 8-11.
- [48] SONG Y J, ZHANG X L, MA B, et al. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(2): 321-332.
- [49] FENG Y F, SUN H J, XUE L H, et al. Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH<sub>3</sub> volatilization dramatically in rice paddy soil[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 1277-1284.
- [50] SUN H J, FENG Y F, XUE L H, et al. Responses of ammonia volatilization from rice paddy soil to application of wood vinegar alone or combined with biochar[J]. *Chemosphere*, 2020, 242: 125247.