

不同盐渍化土壤 N₂O 排放对生物炭 添加和土壤水分的响应

王 春^{1,2}, 张通港^{1,2}, 罗 敏^{1,2}, 闫思慧^{1,2},
程 煜^{1,2}, 张体彬^{1,3,4}, 冯 浩^{1,3,4}

(1.西北农林科技大学旱区农业水土工程教育部重点实验室,陕西 杨凌 712100;2.西北农林科技大学水利与
建筑工程学院,陕西 杨凌 712100;3.西北农林科技大学水土保持研究所,陕西 杨凌 712100;
4.中国科学院水利部水土保持研究所,陕西 杨凌 712100)

摘 要:为探讨不同盐渍化程度土壤 N₂O 排放对生物炭添加和土壤水分的响应,开展为期 30 d 的室内培养试验,设置 5 个土壤盐渍化水平(S0、S1、S2、S3、S4:盐分添加量分别为土壤质量的 0%、0.25%、0.5%、0.75%、1%)、2 个生物炭添加方式(B0:不添加;B1:添加量为土壤质量的 5%)和 2 个水分条件(W0:60%田间持水量;W1:100%田间持水量)。结果表明:土壤盐分对 N₂O 累积排放量具有显著影响,盐分含量越高则降幅越大,与 S0 处理相比,S1、S2、S3、S4 处理 N₂O 累积排放量分别降低 43.9%、66.5%、91.9%、93.2%。土壤水分对 N₂O 累积排放量具有极显著影响,水分含量越高则累积排放量越大,与 W0 处理相比,W1 条件下各盐分处理 N₂O 累积排放量分别增加 3.0%、84.8%、187.4%、729.4%、306.7%。生物炭添加对 N₂O 累积排放量存在一定影响,与 B0 处理相比,低水含量下,B1 处理累积排放量增幅为 3.4%~20.6%,高水含量增幅为 46.5%~535.6%。结果显示,土壤盐渍化程度越高则 N₂O 累积排放量越低,土壤水分在 N₂O 排放中占据主导作用,土壤含水量越高则 N₂O 累积排放量增幅越大,生物炭单一因素对 N₂O 排放无显著影响,但其与盐分的交互作用对 N₂O 排放有显著影响,生物炭的添加在一定程度上会抑制 N₂O 排放。

关键词:盐渍化土壤;水分含量;生物炭;N₂O 排放

中图分类号:S152.7;S19 **文献标志码:**A

Response of soil N₂O emission to biochar addition and water content under different salinization conditions

WANG Chun^{1,2}, ZHANG Tonggang^{1,2}, LUO Min^{1,2}, YAN Sihui^{1,2},
CHENG Yu^{1,2}, ZHANG Tibin^{1,3,4}, FENG Hao^{1,3,4}

(1.Key Laboratory of Agricultural Soil and Water Engineering in Arid and Semiarid Areas, Ministry of Education,
Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2.College of Water Resources and Architectural
Engineering, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3.Institute of Soil and Water Conservation,
Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 4.Institute of Soil and Water Conservation, Chinese
Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: To investigate the response of soil N₂O emission to biochar addition and soil water with different salinization levels, an indoor culture experiment was conducted for 30 days and five soil salinization levels (S0, S1, S2, S3 and S4) were set up. The salt content was 0%, 0.25%, 0.5%, 0.75% and 1% of soil mass, respectively. Two biochar addition modes of B0: no addition and B1: 5% of soil mass and 2 moisture conditions of W0: 60% field capacity and W1: 100% field capacity were used. The results showed that soil salt had a significant effect on the cumulative emission of N₂O, and the higher the salt content was, the greater the decrease was. Compared with S0 treatment, the cumulative emission of N₂O in S1, S2, S3 and S4 treatments decreased by 43.9%, 66.5%, 91.9% and 93.2%, respectively. Soil moisture had a highly significant effect on N₂O cumulative emission, and the higher the moisture content was, the greater the increase was. Compared with W0 treatment, the cumulative emission of N₂O in W1 treatment under different salt levels increased by 3.0%, 84.8%, 187.4%, 729.4% and 306.7%, respectively. Biochar addition had a certain effect on N₂O cumulative emission, and under low water content, the cumulative emission of N₂O in B1 treatment increased by 3.4%~20.6%, and under high water content, it increased by 46.5%~535.6%. The results showed that the higher the soil salinization degree was, the lower the N₂O cumulative emission was, soil moisture played a dominant role in N₂O emission, the higher the soil water content was, the greater the N₂O cumulative emission increase was, biochar alone had no significant effect on N₂O emission, but its interaction with salt had a significant effect on N₂O emission, and biochar addition inhibited N₂O emission to a certain extent.

收稿日期:2022-06-04

修回日期:2022-08-20

基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1900700);陕西省创新能力支撑计划项目(2022PT-23)

作者简介:王春(1997-),男,吉林磐石人,硕士研究生,研究方向为农业水土资源高效利用。E-mail:wangchun123@nwfau.edu.cn

通信作者:张体彬(1983-),男,山东巨野人,副研究员,主要从事农业节水灌溉与水土资源高效利用研究。E-mail:zhangtibin@163.com

91.9% and 93.2%, respectively. Soil moisture had a significant impact on the cumulative emission of N₂O. The higher the moisture content was, the greater the cumulative emission was. Compared with W0 treatment, the cumulative emission of N₂O in each salt treatment under W1 condition increased by 3.0%, 84.8%, 187.4%, 729.4% and 306.7%, respectively. The addition of biochar had an impact on the cumulative emission of N₂O. Compared with B0 treatment, the increase of B1 in low water content was 3.4% to 20.6%, and that in high water content was 46.5% to 535.6%. The results showed that the higher the degree of salinization was, the lower the cumulative emissions of soil N₂O became. Water had the dominant role in the emission of N₂O as water had a very significant impact on the cumulative emissions of N₂O. The higher the water content was, the higher the increase of cumulative emissions of N₂O became. Biochar alone had no significant impact on the cumulative emissions of N₂O. However, the interaction with salt had a significant effect on the cumulative emission of N₂O, reducing the emission to a certain extent.

Keywords: salinized soil; water content; biochar; N₂O emission

自工业革命以来,人类活动对生物圈的影响已从区域扩展到全球,大气中 N₂O 浓度逐年增加,对陆地生态系统产生深刻影响并导致全球气候恶化^[1-3]。有研究表明,土壤 N₂O 排放是大气中 N₂O 的主要排放源之一,导致大气 N₂O 浓度可增加 5%^[4],Smith 等^[5]认为,N₂O 排放有 84% 来自农业土壤生产,占全球 N₂O 总排放的 69%。温室气体是影响全球气候变化的主要驱动因子,其浓度增加所引起的气候变暖是当前面临的严峻挑战。

土壤盐渍化是农田土壤退化的重要形式之一,在干旱半干旱灌溉农业区及滨海地区普遍存在。盐度升高会影响土壤氮矿化、硝化、氨化和微生物群落及其活性,并干扰 N₂O 的产生过程^[6-8]。Zhou 等^[7]研究表明土壤盐渍化可使 N₂O 排放增加 3 倍以上。Zhang 等^[9]研究发现,土壤盐渍化对 N₂O 排放有负面影响,但 Inubushi 等^[10]未发现显著影响。土壤水分是影响土壤微生物过程的重要因素,对硝化和反硝化过程具有决定性作用^[11]。江长胜等^[12]研究表明,降雨量对土壤含水量具有直接影响,而土壤含水量是 N₂O 排放量的决定性因素,硝化和反硝化作用的相对强弱以及 N₂O 的扩散速率都受其影响。当水分条件在 30% ~ 60% 充水孔隙度 (WFPS) 时,硝化作用是产生 N₂O 的主要过程,而当 WFPS > 70% 时,N₂O 主要来源于反硝化过程^[13]。张世洁等^[14]研究发现,农田灌水后,土壤 N₂O 排放主要来源于反硝化过程。另外,生物炭作为一种土壤改良剂,常被用来改良盐渍土,有研究表明,土壤中添加生物炭会抑制 N₂O 排放且其减排效果与生物炭施用量呈正相关关系^[15-16],然而也有研究指出添加生物炭不能降低土壤 N₂O 排放^[17-18]。目前关于土壤盐渍化对 N₂O 排放的影响及其对不同水分和生物炭添加响应的研究仍较为匮乏,需进一步开展

研究。

本文选取内蒙古河套灌区典型盐渍化土壤,开展室内培养试验,研究不同盐渍化土壤 N₂O 排放规律及其对不同水分条件及生物炭添加的响应,以探明盐碱化土壤温室气体排放特征,以期对盐渍化农田管理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

试验土壤取自内蒙古河套灌区曙光试验站 (40°43'26" N, 107°13'23" E), 位于河套灌区中部。取样区属黄河中上游半干旱 - 半荒漠盐渍区, 土壤类型为黄河灌淤土。于 2021 年 8 月采集 0 ~ 20 cm 土层土壤, 其粘粒、粉粒和砂粒组成分别为 32.2%、47.8% 和 20.0%, 土壤质地为粉砂壤土, 土壤饱和泥浆提取液电导率为 8.1 dS · m⁻¹, 属于中度盐渍化水平。

1.2 试验设置

本研究设置 3 个试验因子, 即含盐量、含水量和生物炭添加; 试验处理步骤如下: 淋洗土壤中可溶性盐分, 利用既定浓度的盐溶液调控土壤含盐量, 将土壤填装在下层铺设滤纸且底部有孔的塑料桶中, 使用去离子水淋洗土壤, 期间测定淋洗液电导率, 直至淋洗液电导率保持不变且接近去离子水数值 (< 0.2 dS · m⁻¹), 即视为已淋洗出土壤中的原有可溶性盐。淋洗后的土壤经风干、过 2 mm 筛后备用。根据原有土壤盐分离子构成特点, 按照 Na⁺ : Ca²⁺ : Mg²⁺ = 2 : 1 : 1 的比例以氯化盐形式配置盐溶液, 使用喷洒法加入淋洗后的风干土壤中, 使其含盐量分别达到 0%、0.25%、0.50%、0.75% 和 1.00% (分别记为 S0、S1、S2、S3 和 S4)。将不同含盐量的土壤再次风干、过 2 mm 筛, 用去离子水分别将含水量调至田间持水量的 100% 和 60% (对应质量含水

量为 22% 和 13%, 分别记为 W1 和 W0); 生物炭处理包括不添加和添加土壤质量的 5% (分别记为 B0 和 B1)。本研究共计 20 个处理, 各处理重复 3 次。具体试验方案列于表 1。

表 1 试验处理因子及设置
Table 1 Experimental factors and settings

因子 Factors	含量 Content/%	描述 Description	符号 Symbol	处理来源 Sources of treatment		
				NaCl/%	CaCl ₂ /%	MgCl ₂ /%
盐分 Salt	0	非盐渍土 Non-saline soil	S0	0	0	0
	0.25	轻度盐渍土 Light saline soil	S1	0.13	0.07	0.05
	0.50	中度盐渍土 Moderate saline soil	S2	0.26	0.13	0.11
	0.75	重度盐渍土 Severe saline soil	S3	0.39	0.19	0.16
	1.00	盐土 Saline soil	S4	0.52	0.26	0.22
水分 Moisture	13	水分亏缺 Water deficit	W0	60% 田间持水量 60% field capacity		
	22	田间持水量 Field capacity	W1	100% 田间持水量 100% field capacity		
生物炭 Biochar	0	无生物炭 The absence of biochar	B0	不添加生物炭 No addition		
	5	添加生物炭 The addition of biochar	B1	生物炭添加量为土壤质量的 5% 5% of soil mass		

1.3 土壤培养和 N₂O 测定

称取 60 g 土壤样品装入 500 mL 培养瓶中, 瓶口使用橡胶塞、三通阀密封, 于 2021 年 8 月 24 日—9 月 23 日期间置于室温下密闭培养 30 d, 培养期间每 5 d 取一次气体样品。使用 50 mL 医用注射器进行气体取样, 将注射器插入三通阀中, 旋转三通阀, 使培养瓶内气体流通, 缓慢抽取 30~50 mL, 每次取气后取掉橡胶塞, 进行通风处理, 瓶内与大气相通 15 min, 通气结束后, 盖上橡胶塞, 旋转三通阀, 保持瓶内气体不与外界流通。采集的气体样品通过气相色谱仪测定 N₂O 浓度。N₂O 排放通量通过以下公式进行计算^[19]:

$$C_i = \frac{C_0 Area_i}{Area_0}$$
 (1)

$$F = \frac{C_i (V_h + V_w \alpha) MP}{1000 RT W_i}$$
 (2)

式中, C_i 为 N₂O 气体浓度 (μL · L⁻¹); C_0 为标气浓度 (μL · L⁻¹); $Area_i$ 为 N₂O 峰面积; $Area_0$ 为标气峰面积平均值; F 为 N₂O 气体通量 (μg · g⁻¹ · d⁻¹); V_h 为顶空气体体积 (mL); V_w 为土壤中水分的体积 (mL); α 为 25℃ 时的吸收系数 ($\alpha=0.544$); M 为 N 素相对原子质量 (g · mol⁻¹); P 为标准大气压 ($P=101.325$ kPa); R 为通用气体常数 ($R=8.31451$ L · kPa · mol⁻¹ · K⁻¹); T 为开氏温度 ($T=298.15$ K); W 为烘干土块质量 (g); t 为两次采样之间的天数间隔 (d); 1000 是单位换算系数。

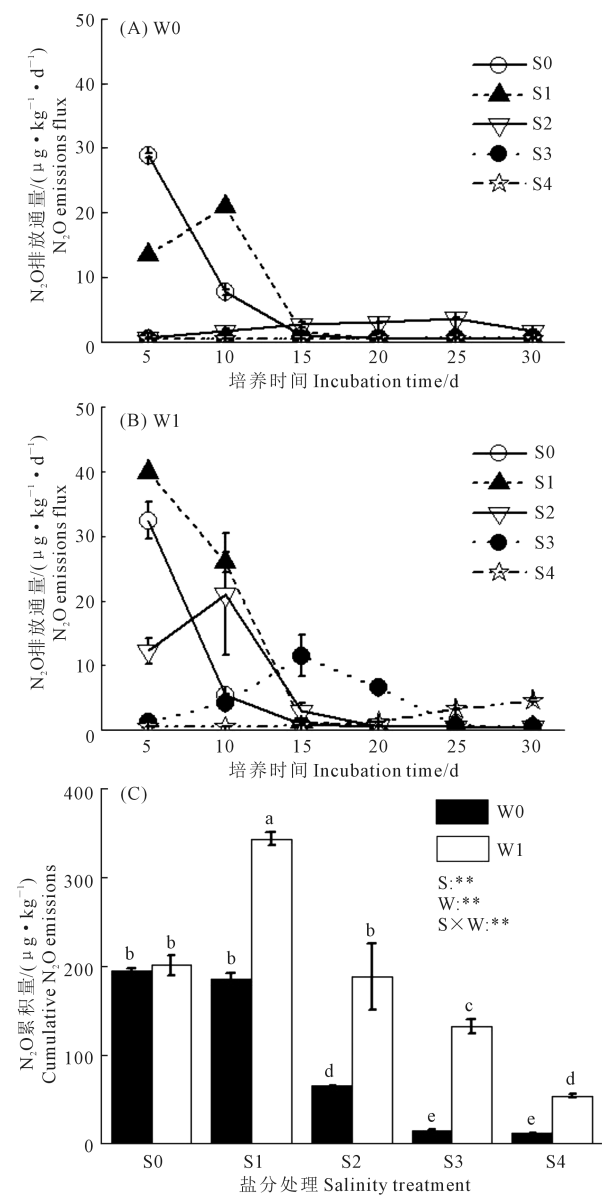
1.4 数据分析

采用 Microsoft Excel 2016 进行数据处理, 采用 SPSS 24.0 统计分析软件对试验数据进行方差分析和显著性检验 ($P<0.05$), 采用 Origin 2021 软件作图。

2 结果与分析

2.1 水分条件对盐渍化土壤 N₂O 排放的影响

2.1.1 不添加生物炭 盐渍化土壤 N₂O 排放通量随培养时间的变化趋势不同, N₂O 累积排放通量在不同盐分水平和水分含量之间有较明显差异。从图 1A 看出, S0 处理土壤在培养期间内 N₂O 排放通量变化剧烈, 主要集中在前 10 d, 最后 20 d 内大幅度下降且在此时间段内无显著变化。S1 处理土壤在培养初期 N₂O 的排放通量较高, 并在第 10 d 达到峰值而后逐渐趋于平缓。S2 处理土壤 N₂O 排放通量有小幅度增加, 而 S3、S4 处理土壤 N₂O 排放通量无明显变化。从图 1B 看出, S0 处理土壤培养初期 N₂O 排放通量较高但低于 S1 处理, 且从培养初期开始大幅度下降。S1 处理土壤在开始培养时 N₂O 的排放通量最高, 前 15 d 大幅度降低, 后逐渐趋于平缓。S2 处理土壤在培养第 10 d 达到峰值, S3 处理土壤则在培养第 15 d 出现峰值, S4 处理土壤在整个培养期间 N₂O 排放通量无明显峰值且无明显变化。在同一盐分水平下, W1 处理 N₂O 累积排放量显著高于 W0 处理 ($P<0.01$)。S1W1 处理土壤 N₂O 累积排放量高于其他处理。与 W0 处理相比, W1 处理中各盐分浓度导致 N₂O 累积排放量分别增加 3.0%、84.8%、187.3%、729.7% 和 306.3%。在相同水分条件下, 不同处理土壤 N₂O 累积排放量存在极显著差异 ($P<0.01$), 在 W0 水分条件下, 与 S0 处理相比, S1、S2、S3 和 S4 处理土壤 N₂O 累积排放量分别降低 43.9%、66.5%、91.9% 和 93.2%。在 W1 水分条件下, 与 S0 处理相比, S1 处理土壤 N₂O 累积排放量增加 70.3%, S2、S3 和 S4 处理则分别降低 6.4%、34.4%



注:图中不同小写字母代表处理间土壤 N₂O 累积排放差异显著($P<0.05$)。三因素方差分析结果中,W 代表水分处理,S 代表盐分处理;B 代表生物炭处理; $S\times W$ 代表水分和盐分处理的交互效应; $B\times W$ 代表生物炭和水分的交互效应; $S\times B$ 代表水分和盐分处理的交互效应; $S\times W\times B$ 代表水分、盐分和生物炭处理的交互效应;NS:差异不显著;*: $P<0.05$; **: $P<0.01$ 。下同。

Note: Different lowercase letters in the figure indicate significant differences in soil N₂O cumulative emissions between treatments ($P<0.05$); In the three-way ANOVAs, W represents soil water treatment; S represents salt treatment; B represents biochar treatment; $S\times W$ represents the interactive effect of soil water, salt treatment; $B\times W$ represents the interactive effect of soil water and biochar treatment; $S\times B$ represents the interactive effect of salt and biochar treatment; $S\times W\times B$ represents the interactive effect of soil water, salt and biochar treatment; NS: Not-significant; *: $P<0.05$; **: $P<0.01$. The same below.

图1 不添加生物炭情况下水分、盐分对 N₂O 排放通量影响

Fig.1 Effect of water and salt on N₂O emission flux without biochar addition

和 73.1%(图 1C)。水分与盐分交互作用分析表明,土壤水分、盐分以及二者交互作用对土壤 N₂O 排放均产生极显著影响($P<0.01$)。

2.1.2 添加生物炭 S0 处理土壤在培养前期 N₂O 排放通量波动幅度大,并在前 15 d 内骤降,而在最后 15 d 内保持稳定。S1 处理土壤在开始培养时 N₂O 排放通量低,随后显著上升并在第 10 d 出现明显排放峰,在第 15 d 形成稳定。S2 处理土壤 N₂O 排放通量有小幅增加,并在第 15 d 达到峰值。S3 和 S4 处理土壤 N₂O 排放通量无明显变化(图 2A)。S0 处理土壤 N₂O 排放通量在前 15 d 大幅下降,随后趋于平缓。S1 处理土壤在培养初期 N₂O 的排放通量较高,而后骤降直至平缓。S2 处理土壤在培养第 10 d 出现明显排放峰,之后 N₂O 排放通量逐渐降低,在第 20 d 几乎保持不变。S3 处理土壤 N₂O 排放量逐渐增加,在第 25 d 达到峰值,S4 处理土壤 N₂O 排放通量持续增加(图 2B)。土壤含水量为 22%时,N₂O 累积排放量显著高于 W0 处理($P<0.01$)。与 W0 处理相比,W1 处理中各盐分浓度导致 N₂O 累积排放量分别增加 12.6%、18.1%、317.7%、596.9%和 591.3%。在相同水分条件下,不同处理土壤 N₂O 累积排放量存在极显著差异($P<0.01$),在 W0 水分条件下,与 S0 处理相比,S1、S2、S3 和 S4 处理土壤 N₂O 累积排放量分别降低 39.5%、75.1%、94.3%和 95.3%。在 W1 水分条件下,与 S0 处理相比,S1、S2、S3 和 S4 处理土壤 N₂O 累积排放量分别降低 36.6%、7.5%、64.6%和 71.2%(图 2C)。水分与盐分交互作用分析表明,土壤水分、盐分以及二者交互作用对土壤 N₂O 排放均产生极显著影响($P<0.01$)。

2.2 生物炭对盐渍化土壤 N₂O 排放的影响

低水情况下,B1 处理 N₂O 累积排放量与 B0 处理差异不显著。与 B0 处理相比,S0 处理中 B1 条件累积 N₂O 排放量增加 30.1%,S1、S2、S3 和 S4 处理中 B1 条件则分别降低 17.1%、3.3%、8.6%和 10.5%。在相同生物炭处理,土壤 N₂O 累积排放量无显著性差异,在 B0 水分条件下,与 S2 处理相比, S0 和 S1 处理分别增加 301.2%和 142.7%,S3 和 S4 处理分别降低 77.0%和 81.1%。在 B1 水分条件下,与 S1 处理相比,S0 和 S2 处理分别增加 57.6%和 45.8%,S3 和 S4 处理分别降低 44.3%和 54.5%(图 3A)。高水情况下,B1 处理 N₂O 累积排放量与 B0 处理差异不显著。与 B0 条件相比,S0、S2 和 S4 处理中 B1 条件累积 N₂O 排放量分别增加 42.2%、40.5%和 52.4%,S1 和 S3 处理中 B1 条件分别降低 47.0%和 23.4%。在相

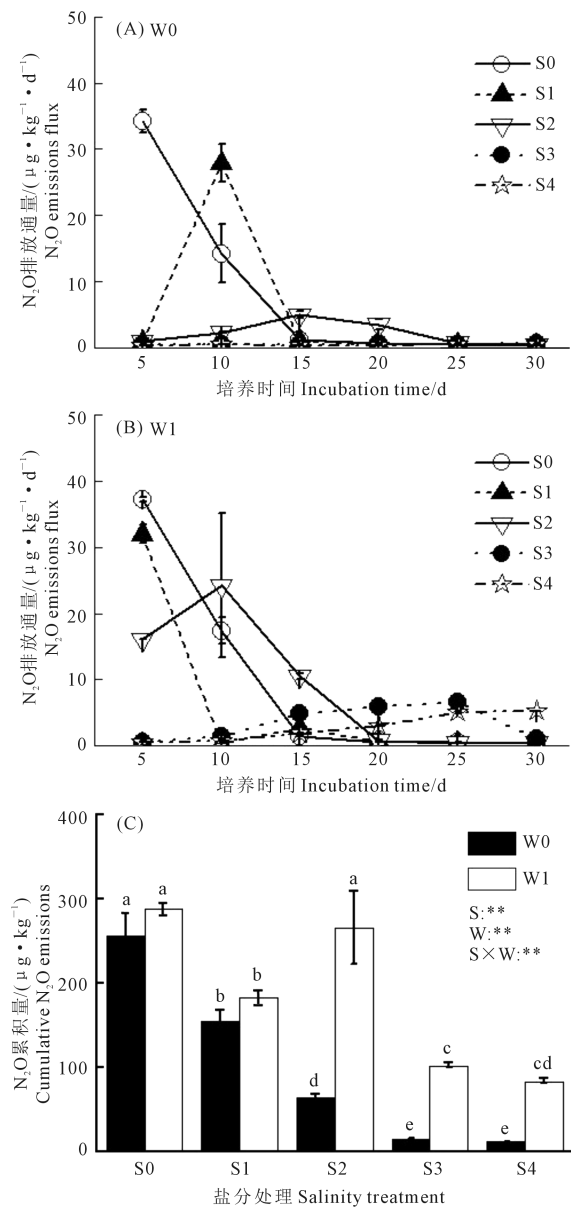


图2 添加生物炭情况下水分、盐分对 N_2O 排放通量影响
Fig.2 Effect of soil water and salt on N_2O emission flux with biochar addition

同生物炭处理中,土壤 N_2O 累积排放量无显著性差异,在 B0 水分条件下,与 S0 处理相比,S1 处理增加 70.3%,S2、S3 和 S4 处理分别降低 6.4%、34.4%和 73.1%。在 B1 水分条件下,与 S0 处理相比,S1、S2、S3 和 S4 处理分别降低 36.6%、7.5%、64.6%和 71.2%(图 3B)。

生物炭与盐分交互作用分析表明,土壤生物炭对 N_2O 排放无显著性差异;土壤盐分对土壤 N_2O 排放有极显著影响($P<0.01$),二者交互作用对其影响也达到极显著水平($P<0.01$),在一定程度上说明土壤 N_2O 排放受盐分的影响也受盐分和生物炭共同作用的影响,但不受生物炭单独影响。

2.3 水分、盐分和生物炭交互效应对 N_2O 排放量的影响

不同处理对 N_2O 累积排放量影响不同(图 4)。不同处理情况下盐分对 N_2O 累积排放量有极显著性差异($P<0.01$)。在 W0B0 处理下,与 S4 处理相比,S0、S1、S2 和 S3 处理累积排放量分别提高 1363.6%、1289.4%、390.9%和 19.3%。在 W1B0 处理下,与 S1 处理相比,S0、S2、S3 和 S4 处理累积 N_2O 排放量分别减少 41.3%、45.0%、61.5%和 84.2%。W0B1 处理下,与 S4 处理相比,S3、S2、S1 和 S0 处理累积 N_2O 排放量分别提高 21.9%、430.5%、956.5%和 2028.2%。W1B1 处理下,与 S0 处理相比,S1、S2、S3 和 S4 处理累积 N_2O 排放量分别减少 36.6%、7.5%、64.6%和 71.2%。

不同处理情况下水分对 N_2O 累积排放量有极显著性差异($P<0.01$),在 S0B0 处理情况下表现为 $W0<W1$,并且 N_2O 累积排放量提高 3%;在 S0B1 处理情况下表现为 $W0<W1$,且提高 12.6%;除水分所有处理相同条件下 W1 累积排放量始终比 W0 累积排放量大。

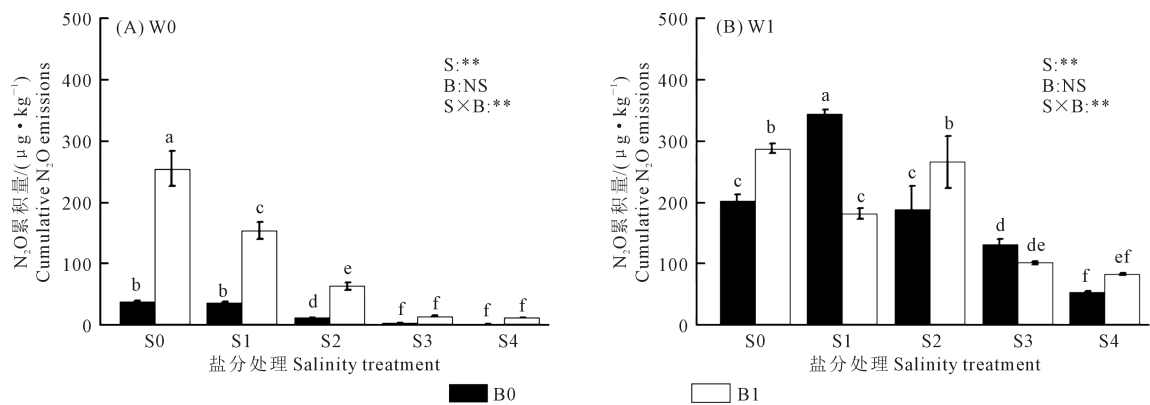


图3 生物炭的添加对 N_2O 排放量影响

Fig.3 Effect of biochar addition on N_2O emission flux

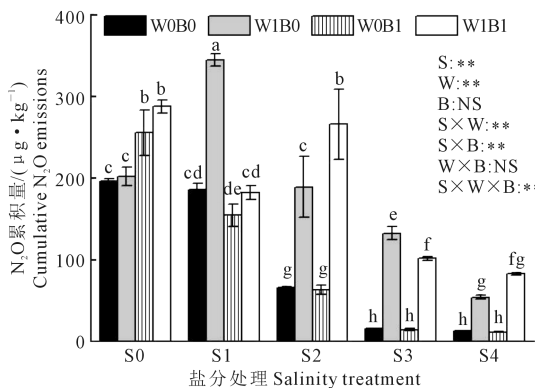


图 4 生物炭、水分和盐分对 N₂O 排放量的影响

Fig.4 Effect of biochar, soil water and salt on N₂O emission flux

在同一盐分条件下,土壤 N₂O 排放不受水分和生物炭影响,即水分和生物炭没有显著性差异。S0 情况下,不同处理 N₂O 排放量表现为 W1B1 > W0B1 > W1B0 > W0B0; S1 情况下,表现为 W1B0 > W0B0 > W1B1 > W0B1; S2 情况下,表现为 W1B1 > W1B0 > W0B0 > W0B1; S3 情况下,表现为 W1B0 > W1B1 > W1B0 > W0B1; S4 情况下,表现为 W1B1 > W1B0 > W0B0 > W0B1。

盐分、水分和生物炭交互作用分析表明,盐分和水分别对 N₂O 排放量具有极显著影响 ($P < 0.01$); N₂O 排放量没有受到生物炭显著影响;盐分和水、盐分和生物炭二者交互效应对 N₂O 排放量具有极显著影响 ($P < 0.01$);水分和生物炭交互效应对 N₂O 排放量无显著影响;盐分、水分和生物炭交互作用对 N₂O 排放量的影响达到极显著性水平 ($P < 0.01$)。

3 讨论

3.1 水分、盐分和生物炭对 N₂O 排放的影响

土壤水分已被证明是影响土壤 N₂O 排放最重要的因素之一^[20-22]。土壤水分与 N₂O 排放呈正相关关系^[23],尽管 N₂O 的产生途径复杂多样,但在干燥土壤条件下,硝化作用是 N₂O 的主要来源,而异养反硝化则是湿地土壤 N₂O 排放的主要来源^[24]。本研究发现高含水量条件下 N₂O 累积排放量高于低含水量条件,这可能是由于土壤干燥情况下 N₂O 产生是以硝化作用为主,而在水分充足情况下,土壤中气体排放受阻,在土壤中形成了厌氧环境,减缓了硝化过程,促进了反硝化过程,反硝化作用更适应于厌氧环境,因此土壤水分含量升高,会导致

N₂O 累积排放通量增加^[25]。有研究表明,培养初期 N₂O 排放很快,大约从培养的第 10~15 d 开始缓慢排放,排放通量随时间的延长呈现减少的趋势^[26],可能是由于不稳定底物耗尽导致排放变缓^[13],这与本文研究结果一致。

有研究表明,土壤盐分对土壤呼吸具有负面影响^[27-28]。本研究显示,在同一处理条件下,含盐量升高导致 N₂O 累积排放量降低,但是当土壤中的盐分达到重度盐渍化程度时,含盐量的升高不会对 N₂O 累积排放量形成大幅度改变,这可能是因为重度盐渍化土壤达到了耐盐阈值,使土壤的理化性质遭到破坏,盐度升高不会使 N₂O 排放发生大幅度变化,土壤盐分通过影响土壤微生物生物量、粒径和基质有效性来影响 N₂O 的排放^[29]。盐分含量较低时,盐分含量升高导致 N₂O 排放量降低,这可能是盐分含量使土壤中的微生物受到离子毒害和盐分胁迫,抑制微生物活性,导致 N₂O 累积排放量降低^[30-31]。

生物炭对 N₂O 排放的影响没有明显规律^[32]。在本研究中,单一的生物炭添加对 N₂O 累积排放量没有显著影响,生物炭和水分的交互作用对 N₂O 累积排放量也没有显著影响,而生物炭和盐分的交互作用对 N₂O 累积排放量有显著影响。在盐含量较低的土壤中,生物炭的添加降低了 N₂O 累积排放量,这可能是由于生物炭和盐分都对土壤结构产生一定影响,生物炭添加改变了土壤的理化性质,提高了土壤微生物的活性、硝化和反硝化作用,进而导致 N₂O 排放量降低^[33-34]。

3.2 水分、盐分和生物炭交互作用对 N₂O 排放的影响

土壤产生的 N₂O 受到盐分和水分交互作用的影响,N₂O 累积排放量均随湿度增加而增加,盐分对土壤 N₂O 的排放有抑制作用,在盐分含量较低的土壤中存在显著的负面影响^[13],这与本文研究中盐分和水分交互作用一致。生物炭在土壤中的应用可能通过多种机制影响排放,包括改变土壤的物理、化学和生物特性^[35]。本研究中,盐分、水分和生物炭的交互作用对 N₂O 排放有显著差异,在较高水分含量条件下,盐分和生物炭处理 N₂O 累积排放量较高,可能是由于水分的影响在所有处理中占据主导地位,对硝化作用影响较大,盐分含量超过 0.75% 时,已经严重抑制微生物的活性,导致 N₂O 排放量不会发生明显变化,生物炭的添加对土壤的物理、

化学和生物特性有一定的改变,土壤性质通过影响气体的产生和扩散显著影响 N₂O 的排放^[36-38]。盐分含量在 0.5%情况下,水分的影响比其余处理更加显著,这可能是由于水分和盐分共同使微生物达到较活跃状态,进而促进 N₂O 产生。盐分、水分和生物炭三者交互作用对 N₂O 排放有显著影响,不添加生物炭情况下,盐分含量为 0.25%且水分含量为田间持水量条件下 N₂O 累积排放量最高,同一水平下添加生物炭 N₂O 累积排放通量降低 47%,说明添加生物炭可以降低 N₂O 的产生。该研究生物炭与水分水平设置较少,关于生物炭添加含量和土壤湿度在何种程度上能达到更好的减排效果还有待进一步研究。

4 结 论

1) 土壤盐分影响 N₂O 累积排放量,在较高水分含量情况下,S1 处理 N₂O 累积排放最高且显著高于其他处理;在较低水分含量情况下,S0 处理 N₂O 累积排放量最高,S3 与 S4 处理 N₂O 累积排放量最低。

2) 土壤水分影响 N₂O 累积排放,所有水分含量高的土壤 N₂O 累积排放量均高于水分含量低的土壤。

3) 生物炭对 N₂O 累积排放量存在一定影响,生物炭添加对 N₂O 排放有轻微的抑制作用,在 S1W0 处理下,不添加生物炭处理 N₂O 累积排放量较添加生物炭降低 47%。

4) 盐分、水分和生物炭处理的交互作用影响 N₂O 累积排放量,盐分对 N₂O 累积排放量具有负向影响,水分对 N₂O 累积排放量具有正向影响,生物炭对 N₂O 累积排放量无显著影响;在不添加生物炭且低水含量条件下的轻度盐渍土壤中 N₂O 累积排放量最高。

参 考 文 献:

[1] MATSON P A, PARTON W J, POWER A G, et al. Agricultural intensification and ecosystem properties[J]. Science, 1997, 277(5325): 504-509.

[2] VITOUSEK P M, ABER J D, GOODALE C L, et al. Global change and wilderness science[C]//Wilderness science in a time of change conference-Volume 1: Changing perspectives and future directions, Missoula, MT: U.S. Department of Agriculture, 2000: 5-9.

[3] VITOUSEK P M, MOONEY H A, LUBCHENCO J, et al. Human domination of earth's ecosystems[J]. Science, 1997, 277(5325): 494-499.

[4] 孙星. 盐分、pH、施 N 量对盐碱土壤 N₂O 排放影响研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2014.

SUN X. Effects of salinity, pH, Nitrogen fertilizer on saline alkali soil N₂O emission[D]. Hohhot: Inner Mongolia Normal University, 2014.

[5] SMITH P, MARTINO D, CAI Z C, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture[J]. Philosophical Transactions of the Royal Series B: Biological Sciences, 2008, 363(1492): 789-813.

[6] YUAN B C, LI Z Z, LIU H, et al. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions[J]. Applied Soil Ecology, 2007, 35(2): 319-328.

[7] ZHOU N, ZHAO S, TIAN C Y. Effect of halotolerant rhizobacteria isolated from halophytes on the growth of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) under salt stress [J]. FEMS Microbiology Letters, 2017, 364(11): fmx091.

[8] 王改玲. 旱作小麦和灌溉玉米农田土壤氧化亚氮排放研究[D]. 杨凌: 中国科学院水利部水土保持研究所(中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心), 2006.

WANG G L. Study on nitrous oxide emission from dry-crop wheat and irrigated maize farmland[D]. Yangling: Institute of Soil and Water Conservation, CAS & MWR (Research Center of Water and Soil Conservation and Ecological Environment, Ministry of Education, Chinese Academy of Sciences), 2006.

[9] ZHANG L H, SONG L P, WANG B C, et al. Co-effects of salinity and moisture on CO₂ and N₂O emissions of laboratory-incubated salt-affected soils from different vegetation types [J]. Geoderma, 2018, 332: 109-120.

[10] INUBUSHI K, BARAHONA M A, YAMAKAWA K. Effects of salts and moisture content on N₂O emission and nitrogen dynamics in Yellow soil and Andosol in model experiments[J]. Biology and Fertility of Soils, 1999, 29(4): 401-407.

[11] LIN S S, HERNANDEZ-RAMIREZ G. Nitrous oxide emissions from manured soils as a function of various nitrification inhibitor rates and soil moisture contents[J]. Science of the Total Environment, 2020, 738: 139669.

[12] 江长胜, 王跃思, 宋长春, 等. 不同种植年限旱田 N₂O 排放研究[J]. 水土保持学报, 2008, 22(1): 212-216.

JIANG C S, WANG Y S, SONG C C, et al. Study on nitrous oxide emission from uplands of different reclamation years[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2008, 22(1): 212-216.

[13] 曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 农田土壤 N₂O 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 Fertilizers, 2019, 25(10): 1781-1798.

[14] 张世洁, 张刚, 王德建, 等. 秸秆还田配施氮肥对稻田增产及田面水氮动态变化的影响[J]. 土壤学报, 2020, 57(2): 435-445.

ZHANG S J, ZHANG G, WANG D J, et al. Effects of straw returning coupled with application of nitrogen fertilizer on rice yield and dynamics of nitrogen in surface water of paddy field [J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(2): 435-445.

[15] LIU H Y, LI H B, ZHANG A P, et al. Inhibited effect of biochar application on N₂O emissions is amount and time-dependent by regulating denitrification in a wheat-maize rotation system in North China [J]. Science of the Total Environment, 2020, 721: 137636.

- [16] FUNGO B, LEHMANN J, KALBITZ K, et al. Ammonia and nitrous oxide emissions from a field Ultisol amended with tithonia green manure, urea, and biochar[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(2): 135-148.
- [17] 王启, 兰婷, 赖晶晶, 等. 生物质炭添加对不同 pH 紫色土硝化作用及 N₂O 排放的影响[J]. *土壤*, 2020, 52(6): 1170-1178.
WANG Q, LAN T, LAI J J, et al. Effects of biochar application on nitrification and N₂O emission in purple soils with different pH[J]. *Soils*, 2020, 52(6): 1170-1178.
- [18] 向伟, 王雷, 刘天奇, 等. 生物炭与无机氮配施对稻田温室气体排放及氮肥利用率的影响[J]. *中国农业科学*, 2020, 53(22): 4634-4645.
XIANG W, WANG L, LIU T Q, et al. Effects of biochar plus inorganic nitrogen on the greenhouse gas and nitrogen use efficiency from rice fields [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53(22): 4634-4645.
- [19] THAPA R, CHATTERJEE A, WICK A, et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions from naturally occurring sulfate-based saline soils at different moisture contents[J]. *Pedosphere*, 2017, 27(5): 868-876.
- [20] LOGNOUL M, THEODORAKOPOULOS N, HIEL M P, et al. Impact of tillage on greenhouse gas emissions by an agricultural crop and dynamics of N₂O fluxes: insights from automated closed chamber measurements[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 167: 80-89.
- [21] RAFIQUE R, ANEX R, HENNESSY D, et al. What are the impacts of grazing and cutting events on the N₂O dynamics in humid temperate grassland? [J]. *Geoderma*, 2012, 181/182: 36-44.
- [22] REPO M E, SUSILUOTO S, LIND S E, et al. Large N₂O emissions from cryoturbated peat soil in tundra[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(3): 189-192.
- [23] SCHAUFLE G, KITZLER B, SCHINDLBACHER A, et al. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61(5): 683-696.
- [24] HU H W, CHEN D L, HE J Z. Microbial regulation of terrestrial nitrous oxide formation: understanding the biological pathways for prediction of emission rates[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2015, 39(5): 729-749.
- [25] SÄURICH A, TIEMEYER B, DETTMANN U, et al. How do sand addition, soil moisture and nutrient status influence greenhouse gas fluxes from drained organic soils? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 135: 71-84.
- [26] 王成, 陈波浪, 玉素甫江·玉素音, 等. 施氮量对库尔勒香梨园氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2019, 37(5): 157-164.
WANG C, CHEN B L, YUSUYIN Y S F J, et al. Effect of nitrogen application rate on ammonia volatilization and nitrous oxide emission in Korla fragrant pear orchard[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2019, 37(5): 157-164.
- [27] ADVIENTO-BORBE M A A, DORAN J W, DRIJBER R A, et al. Soil electrical conductivity and water content affect nitrous oxide and carbon dioxide emissions in intensively managed soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(6): 1999-2010.
- [28] SILVA C C, GUIDO M L, CEBALLOS J M, et al. Production of carbon dioxide and nitrous oxide in alkaline saline soil of Texcoco at different water contents amended with urea: a laboratory study[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(7): 1813-1822.
- [29] ZHANG L, SHAO H, WANG B, et al. Effects of nitrogen and phosphorus on the production of carbon dioxide and nitrous oxide in salt-affected soils under different vegetation communities[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 204: 78-88.
- [30] MAUCIERI C, ZHANG Y, MCDANIEL M D, et al. Short-term effects of biochar and salinity on soil greenhouse gas emissions from a semi-arid Australian soil after re-wetting[J]. *Geoderma*, 2017, 307: 267-276.
- [31] RATH K M, MAHESHWARI A, BENGTSON P, et al. Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2016, 82(7): 2012-2020.
- [32] 郭艳亮, 王丹丹, 郑纪勇, 等. 生物炭添加对半干旱地区土壤温室气体排放的影响[J]. *环境科学*, 2015, 36(9): 3393-3400.
GUO Y L, WANG D D, ZHENG J Y, et al. Effects of biochar addition on soil greenhouse gas emissions in semi-arid areas[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(9): 3393-3400.
- [33] LEHMANN J, RILLIG M C, THIES J, et al. Biochar effects on soil biota - a review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1812-1836.
- [34] XU H J, WANG X H, LI H, et al. Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an acidic soil planted with rape[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(16): 9391-9399.
- [35] VAN ZWIETEN L, KAMMANN C, CAYUELA M L, et al. Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil[C]//LEHMANN J, JOSEPH S. Biochar for environmental management. 2nd ed. London: Routledge, 2015: 521-552.
- [36] SANZ-COBENA A, ABALOS D, MEIJIDE A, et al. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2016, 21(7): 1131-1144.
- [37] REDDY N, CROHN D M. Effects of soil salinity and carbon availability from organic amendments on nitrous oxide emissions[J]. *Geoderma*, 2014, 235/236: 363-371.
- [38] DOBBIE K E, SMITH K A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol[J]. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52(4): 667-673.