

生物炭与菌肥联用改良盐碱地的减排增产效应

秦健杰¹, 杨威², 张如鑫³, 张雨迪¹, 任恩良⁴, 季文涛³, 屈忠义^{1,3}

(1. 内蒙古科技大学能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010; 2. 内蒙古农业大学草原与资源环境学院, 呼和浩特 010011;
3. 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018; 4. 内蒙古科技大学矿业与煤炭学院, 内蒙古 包头 014010)

摘要: [目的] 为探讨生物炭和微生物菌肥联合施用对盐碱地覆膜滴灌葵花田土壤温室气体排放和葵花产量的影响。[方法] 通过设置生物炭(0、7.5、15 t/hm²)和微生物菌肥(0、112.5、225 kg/hm²)的不同施用量组合, 在内蒙古河套灌区盐碱地开展田间试验。利用静态暗箱-气相色谱法监测温室气体排放, 分析土壤理化性质变化、综合增温潜势(GWP)及葵花产量。[结果] 1) 与对照处理(0 t/hm² 生物炭+0 kg/hm² 微生物菌肥)相比, 7.5 t/hm² 生物炭+225 kg/hm² 微生物菌肥处理下, 土壤有机碳、速效磷、速效钾质量分数分别增加 63.9%、155.7% 和 46.8%。2) 与对照处理相比, 7.5 t/hm² 生物炭+225 kg/hm² 微生物菌肥处理下, CO₂ 累积排放量由 4 373 kg/hm² 降至-394.3 kg/hm², CH₄ 累积排放量由-0.08 kg/hm² 增至 0.1 kg/hm², N₂O 累积排放量由 0.23 kg/hm² 降至-0.09 kg/hm², GWP 由 4 438.3 kg/hm² 降低至-417.2 kg/hm²。3) 15 t/hm² 生物炭+225 kg/hm² 微生物菌肥处理下, 葵花产量达到 4 137.5 kg/hm², 较对照处理(2 968.7 kg/hm²)增加 39.4%。4) Mantel test 分析显示, 葵花产量与土壤理化性质呈极显著相关($p < 0.01$); CO₂ 排放与铵态氮、含水率、N₂O 排放与硝态氮、CH₄ 排放与硝态氮均呈显著或极显著相关($p < 0.05$)。[结论] 生物炭和微生物菌肥联合施用能够同时改良盐碱土壤、减少温室气体排放和提高葵花产量, 其中, 7.5 t/hm² 生物炭+225 kg/hm² 微生物菌肥是最佳组合。此技术为盐碱地农业生产中的温室气体减排和作物增产提供新策略。

关键词: 生物炭; 微生物菌肥; 温室气体排放; 葵花产量; 盐碱地

中图分类号: S153.6; S14 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242-(2025)01-0000-00

Greenhouse Gas Mitigation and Yield Response to Biochar-Microbial Amendment in Saline-Alkali Soil

QIN Jianjie¹, YANG Wei², ZHANG Ruxin³, ZHANG Yudi¹,

REN Enliang⁴, JI Wentao³, QU Zhongyi^{1,3}

(1. College of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou, Inner Mongolia 014010, China; 2. College of Grassland, Resources and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot, Inner Mongolia 010011, China; 3. College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot, Inner Mongolia 010018, China; 4. College of Mining and Coal, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou, Inner Mongolia 014010, China)

Abstract: [Objective] To investigate the effects of combined application of biochar and microbial fertilizer on greenhouse gas emissions and sunflower yield in saline-alkali soil under plastic film mulching and drip irrigation. [Methods] Field experiments were conducted in saline-alkali soil in the Hetao Irrigation Area of Inner Mongolia, with different combinations of biochar (0, 7.5, 15 t/hm²) and microbial fertilizer (0, 112.5, 225 kg/hm²). Greenhouse gas emissions were monitored using static chamber-gas chromatography method. Changes in soil physicochemical properties, global warming potential (GWP), and sunflower yield were

收稿日期: 2024-10-23

修回日期: 2024-11-05

录用日期: 2024-11-25

网络首发日期(www.cnki.net):

资助项目: 国家自然科学基金项目(52279037)

第一作者: 秦健杰(1998—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事盐渍化土壤固碳减排研究。E-mail: qjj112358@163.com

通信作者: 屈忠义(1969—), 教授, 博士生导师, 主要从事秸秆炭化减排固碳理论与应用研究。E-mail: QZY19690101@163.com

<http://stbcbx.alljournal.com.cn>

analyzed. [Results] 1) Compared with the control (0 t/hm² biochar + 0 kg/hm² microbial fertilizer), the treatment of 7.5 t/hm² biochar + 225 kg/hm² microbial fertilizer increased soil organic carbon, available phosphorus, and available potassium contents by 63.9%, 155.7%, and 46.8%, respectively. 2) Compared to the control, the treatment with 7.5 t/hm² biochar + 225 kg/hm² microbial fertilizer reduced cumulative CO₂ emissions from 4 373 kg/hm² to -394.3 kg/hm², increased cumulative CH₄ emissions from -0.08 kg/hm² to 0.1 kg/hm², reduced cumulative N₂O emissions from 0.23 kg/hm² to -0.09 kg/hm², and decreased GWP from 4 438.3 kg/hm² to -417.2 kg/hm². 3) Under the treatment of 15 t/hm² biochar + 225 kg/hm² microbial fertilizer, sunflower yield reached 4 137.5 kg/hm², which was increased by 39.4% compared with the control (2 968 kg/hm²). 4) Mantel test analysis revealed that sunflower yield was extremely significantly correlated with soil physicochemical properties ($p < 0.01$); CO₂ emissions were significantly correlated with ammonium-nitrogen content and soil moisture, N₂O emissions were significantly correlated with nitrate-nitrogen content, and CH₄ emissions were extremely significantly correlated with nitrate-nitrogen content ($p < 0.05$). [Conclusion] Combined application of biochar and microbial fertilizer can simultaneously improve saline-alkali soil, reduce greenhouse gas emissions, and increase sunflower yield, with 7.5 t/hm² biochar + 225 kg/hm² microbial fertilizer being the optimal combination. This technique provides a new strategy for reducing greenhouse gas emissions in agricultural production and increasing crop yields on saline-alkali soils. **Keywords:** biochar; microbial fertilizer; greenhouse gas emissions; sunflower yield; saline-alkali land

Received: 2024-10-23

Revised: 2024-11-05

Accepted: 2024-11-25

Online(www.cnki.net):

土壤盐碱化是全球面临的重大环境问题之一,严重威胁着农业可持续发展和粮食安全。据估计^[1],全球约有 10 亿 hm² 的土地受到盐碱化影响,每年以 200~300 万 hm² 的速度增加。在我国,盐碱地面积约占国土总面积的 10%,集中分布在东北、西北、黄河中上游灌区和滨海区域^[2]。盐碱地不仅导致土壤肥力下降、作物产量降低,还可能加剧温室气体排放,进一步加重气候变化^[3]。

盐碱地是重要的温室气体排放源,其特殊的理化性质显著影响着土壤碳氮循环过程。已有研究^[4]表明,盐碱胁迫可能通过影响微生物活性、改变碳氮代谢途径等机制,改变 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的产生和排放。同时,气候变化导致的极端天气事件(如干旱、洪涝)可能进一步加剧盐碱地的温室气体排放^[5]。因此,研究盐碱地温室气体排放特征及其调控机制,对于制定有效的温室气体减排策略和应对气候变化具有重要意义。

生物炭和微生物菌肥作为新型土壤改良剂,在改善盐碱土壤和减少温室气体排放方面展现出巨大潜力。有研究^[6]发现,施加生物炭增加农田土壤温室气体的累积排放量。不同生物炭用量对土壤温室气体排放量的影响程度也不尽相同,施用 10、20 t/hm² 生物炭能够起到减排效果,20 t/hm² 生物炭减排效果最佳^[7]。王月玲等^[8]研究表明,施用 20、40 t/hm² 的生物炭可降低土壤 N₂O 的排放和综合增温潜势,当生

物炭施用量超过 60 t/hm² 反而增加土壤 N₂O 的排放和综合增温潜势。微生物菌肥中的功能菌群能够促进土壤养分循环,提高植物耐盐性,改善根际环境^[9]。枯草芽孢杆菌、侧芽孢杆菌和胶冻样芽孢杆菌的菌株均具有较强的耐盐性和适应性,能在盐碱环境下维持活性。枯草芽孢杆菌能分泌多种细胞外酶和生长素,促进养分循环和植物生长^[10];侧芽孢杆菌具有固氮功能,可提高土壤氮素有效性;胶冻样芽孢杆菌能产生胞外多糖,改善土壤团聚结构。此外,此菌株均为本土分离菌种,更适合本地区盐碱地改良需求。然而,生物炭和微生物菌肥在盐碱地中的联合应用效果及其作用机制尚不清楚,特别是其对土壤理化性质、温室气体排放和作物生长的综合影响仍需深入研究。特别是生物炭和微生物菌肥联合应用如何影响温室气体(CO₂、CH₄、N₂O)的排放动态和联合应用对作物产量的影响及机制。

基于上述背景,本研究以内蒙古河套灌区盐碱地覆膜滴灌葵花生产系统为对象,旨在量化联合施用对温室气体排放的影响;分析联合施用对葵花产量的影响。通过连续监测分析一次性施用生物炭及在生育期随水施入微生物菌肥后的膜下滴灌葵花农田生态系统温室气体(CO₂、CH₄ 和 N₂O)排放、土壤理化性质变化、综合增温潜势(GWP)及葵花产量的响应差异,本研究将为盐碱地农业生产中的温室气体减排和作物增产提供新的策略。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

试验区在内蒙古巴彦淖尔市五原县盐渍土壤改良示范区(40°46'30"~41°16'45"N, 107°35'70"~108°37'50"E)位于内蒙古西部,河套平原腹地,该地海拔高度 1 022 m。试验区降水量少、蒸发量大、气候干旱,构成区域土壤盐渍化的气候条件。年降雨量为 136.8~213.5 mm,年蒸发量为 1 993~2 372 mm,蒸降比达到 10 以上。土壤质地黏粒、粉粒、沙粒占比分别为 3.52%、74.42%、22.06%。根据试验区布设的 MC-QXSQ 气象站(宁夏三智未来科技有限公司生产)统计得到,2023 年作物生育期内的基础气象数据,年平均气温为 6.3~7.7 ℃,月平均最高气温和最低气温分别在 7 月和 1 月,无霜期 117~136 d。2023 年春汇后试验地的盐碱地耕层土壤(0~20 cm)有机质、全磷、全钾质量分数分别为 14.998、0.53、23.62 g/kg;平均电导率、pH 及盐分分别为 2 290 μS/cm、8.32、1 236 mg/L。

1.2 试验设计

供试品种为当地主栽品种“京葵 361”,生物炭选用 誉中奥小麦秸秆生物炭(550 ℃裂解,全碳 521.74 g/kg,全氮 7.6 g/kg,速效磷 10.2 mg/kg,速效钾 55.65 mg/kg, pH 为 10.24),微生物菌肥选用内蒙古两宜生物科技有限公司生产的复合微生物菌肥(全氮 61.5 g/kg、全磷 70.8 g/kg、全钾 45.6 g/kg),包括枯草芽孢杆、侧芽孢杆菌、胶冻样芽孢杆菌 3 种菌种。生物炭施加量为 0 (B0)、7.5(B7.5)、15(B15) t/hm² 3 个梯度,菌肥施加量为 225(M15)、112.5(M7.5)、0(M0) kg/hm² 3 个梯度,生物炭和菌肥分别进行正交试验共 9 个处理,每个处理 3 个重复,每个小区面积为 166 m²(表 1)。

于 2023 年 6 月 25 日开始试验,按照等氮量原则 将生物炭与微生物菌肥作为氮肥对基肥中尿素进行替 代,见表 1。各处理基施时生物炭(0、7.5、15.0 t/hm², 全氮 7.6 g/kg)与尿素混施同时施入 84 kg/hm²磷和 18 kg/hm²钾,苗期将微生物菌肥(0、112.5、225.0 kg/ hm²,全氮 61.5 g/kg)与尿素混合后经文丘里施肥器 滴灌施入。本试验生物炭通过人工均匀洒施在试验 小区内,通过旋耕机旋入地下约 0~20 cm。施肥后, 覆透明地膜,膜厚度和宽度分别为 0.008 mm 和 70 cm,2 条地膜中心间距 130 cm。由于试验地土壤为 重度盐渍化土壤,本研究在覆膜后进行春汇灌溉,灌 水量约为 1 800 m³/hm²。

1.3 指标测定

采集的气体用 Agilent 6 820 气相色谱仪进行测 定,从葵花播种至成熟,利用静态暗箱-气相色谱法在 葵花生育期进行温室气体通量(CO₂、CH₄、N₂O)定

位观测。葵花播种后将静态箱底座(直径 30 cm)及 静态箱安放在葵花行间,每个小区 3 个重复。将箱子 底座埋于土壤下,在底座凹槽中加入水,防止气体溢 出。抽气工具为 100 mL 注射器,气体采样时间间隔 10 min,即扣箱后 0、10、20、30 min,抽气后利用三通 阀将气体存储在 200 mL 气袋内。气体于上午 9:00~ 11:00 完成采样,整个生育期内采集 5 次;采集气体 同时记录采集时间、采样时箱内始末温度和 10 cm 地 温。采气的同时进行土壤采集,用五点取样法采集每 个试验小区 0~20 cm 土层土壤,土壤含水率的土样 用铝盒采集后使用烘干法测定,土壤有机碳(SOC)质 量分数采用重铬酸钾体积质量-外加热法测定,速效 磷(AP)采用 NaHCO₃浸提-钼锑抗比色法测定,速效 钾(AK)采用 NH₄OAc 浸提-火焰光度法测定。硝态 氮(NO₃⁻-N)和铵态氮(NH₄⁺-N)均以 1 mol/L KCl 溶液浸提,用流动分析仪进行测定。

表 1 各处理氮肥施用量

Table 1 Application rate of nitrogen-fertilizer under each treatment

处理	生物炭/ (t·hm ⁻²)	微生物菌肥/ (kg·hm ⁻²)	尿素施用量/ (kg·hm ⁻²)		总氮施用量/ (kg·hm ⁻²)
			基肥	苗期	
B0M0		0	52.2	337.8	
B0M7.5	0	112.5	50.2	326.3	
B0M15		225	48.2	313.5	
B7.5M0		0	35.7	231.5	
B7.5M7.5	7.5	112.5	33.7	218.5	180
B7.5M15		225	31.7	205.5	
B15M0		0	19.1	124.3	
B15M7.5	15	112.5	17.1	111.3	
B15M15		225	15.1	98.3	

1.4 数据处理与分析

温室气体排放通量(F)计算公式为:

$$F=\frac{\Delta m}{A\Delta t}=\frac{\rho V\Delta c}{A\Delta t}=\rho H\frac{\Delta c}{\Delta t}$$
 (1)

式中:Δ 为箱内气体密度,g/L;Δm、Δc 分别为 Δt 时 间内箱内气体质量,g 和混合比浓度,ppbv 的变化; A、V、H 分别为采样箱底面积,m²、体积(L)、气室高 度,m;Δc/Δt 为箱内气体浓度(ppbv)随时间变化的 回归曲线斜率。当 F 为正值时表示排放,为负值时 表示吸收。温室气体通量计算过程中,通过公式中引 入箱内温度和气压值,对气体浓度进行校正。

温室气体累计排放量 Ec 计算公式为:

$$E_c=24\times0.01a\left[\sum_{i=1}^n\left(\frac{F_i+F_{i+1}}{2}(t_{i+1}-t_i)\right)+\frac{F_1+F_n}{2}\right]$$
 (2)

式中:n 为葵花生育期观测次数;F_i、F_{i+1} 为第 i、i+ 1 次采样时温室气体的排放通量,mg/(m²·h);

t_{i+1} 、 t_i 为第 $i+1$ 、 i 次采样的时间间隔, d ; a 为转换系数(由于采样期间的天数小于葵花生育期天数, 此系数转换为葵花生育期天数)。

综合增温潜势(GWP)是将各种温室气体的增温潜势换算为 CO_2 当量。100 a 时间尺度的综合增温效应计算公式为:

$$\text{GWP} = 273 E_{\text{N}_2\text{O}} + 27 E_{\text{CH}_4} + E_{\text{CO}_2} \quad (3)$$

式中: $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 的季节累积排放量, kg/hm^2 ; E_{CH_4} 为 CH_4 的季节累积排放量, kg/hm^2 ; E_{CO_2} 为 CO_2 的季节累积排放量, kg/hm^2 。

温室气体排放强度(GHGI)是单位经济产出的温室气体排放量, 计算公式为:

$$\text{GHGI} = \frac{\text{GWP}}{Y} \quad (4)$$

式中: Y 为单位面积的产量, t/hm^2 。

使用 Excel 2019 软件进行数据的整理与作图; 采用 IBM SPSS Statistics 26 软件进行统计分析。首先对数据进行正态性检验和方差齐性检验, 确认满足方差分析的前提条件。对土壤理化性质指标(有机碳、速效磷、速效钾、硝态氮、铵态氮、含水率)进行单因素方差分析(One-Way ANOVA), 当 F 检验显著时($p < 0.05$), 采用 LSD 法进行多重比较。对温室气体排放数据(CO_2 、 CH_4 、 N_2O 的累积排放量和 GWP)进行单因素方差分析, 当处理间差异显著时($p < 0.05$), 由于样本量较小且方差不完全齐性, 采用 Duncan 法进行多重比较。对葵花产量和出苗率数据进行单因素方差分析, 当处理间差异显著时($p < 0.05$), 采用 LSD 法进行多重比较。采用双因素方差分析评估生物炭(B)、微生物菌肥(M)及其交互作用($B \times M$)对各指标的影响。采用 R 4.4.1 的 readxl、vegan、ggcor、ggplot2、tidyr、dplyr 包

进行 Mantal test 分析绘图确定温室气体和葵花产量与土壤环境因子间复杂的关系。

2 结果与分析

2.1 生物炭和微生物菌肥联合施用对土壤理化性质的影响

与对照组(B0M0)相比, 生物炭和微生物菌肥的联合施用显著改变土壤理化性质(表 2)。土壤有机碳质量分数方面, B15M15 处理达到最高值($9.37 \text{ g}/\text{kg}$), 较对照增加 48.9% ($p < 0.05$)。速效磷质量分数方面, B15M0 处理最高($15.06 \text{ mg}/\text{kg}$), 较对照增加 217.7% ($p < 0.05$)。速效钾质量分数方面, B15M7.5 处理最高($347.8 \text{ mg}/\text{kg}$), 较对照增加 52.6% ($p < 0.05$)。土壤氮素方面, 硝态氮质量分数以 B15M0 处理最高($1.15 \text{ mg}/\text{kg}$), 较对照增加 59.7% ($p < 0.05$); 铵态氮质量分数同样在 B15M0 处理下达到最高值($1.15 \text{ mg}/\text{kg}$), 较对照增加 35.3% ($p < 0.05$)。然而, 在 B15 处理组中, 随微生物菌肥用量增加, 硝态氮和铵态氮质量分数均呈下降趋势。土壤含水率方面, B0M15 处理达到最高值(22.25%), 较对照(21.03%)增加 5.8% ($p < 0.05$)。在 B0 处理组中, 随微生物菌肥用量增加, 土壤含水率呈上升趋势。然而, 在 B15 处理组中, 随微生物菌肥用量增加, 含水率呈下降趋势。双因素方差分析表明, 生物炭(B)和微生物菌肥(M)的施用量及其交互作用($B \times M$)对土壤理化性质有显著影响。其中生物炭对土壤有机碳、速效磷、速效钾和含水率的影响极显著($p < 0.01$); 微生物菌肥对速效磷、速效钾和硝态氮的影响显著($p < 0.01$); 二者的交互作用对速效磷、速效钾、硝态氮、铵态氮和含水率均有显著影响($p < 0.01$), 但对有机碳质量分数的影响不显著。

表 2 生物炭和微生物菌肥联合施用下的土壤理化性质

Table 2 Soil physical and chemical properties under combined application of biochar and microbial fertilizer

生物炭施加/ ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$)	微生物菌肥施 加量/($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	有机碳/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效磷/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效钾/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铵态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	含水率/%
B0	M0	6.29d	4.74f	227.89d	0.72e	0.85c	21.03bc
	M7.5	7.69bc	5.43f	279.30c	1.06ab	0.96bc	21.84ab
	M15	8.82ab	9.77d	301.94bc	0.95cd	0.99b	22.25a
B7.5	M0	7.41cd	8.56e	273.33c	0.98cd	0.97b	20.17cd
	M7.5	7.24cd	13.64ab	271.14c	0.90d	0.93bc	20.78bc
	M15	8.35bc	12.12c	276.64c	1.04bc	0.87c	22.91a
B15	M0	7.74bc	15.06a	290.87c	1.15a	1.15a	19.68d
	M7.5	8.49bc	14.12a	347.80a	0.71e	0.94bc	19.45de
	M15	9.37a	12.44bc	334.56ab	1.00bc	0.92bc	18.74e
B		* *	* *	* *	ns	* *	* *
M		* *	* *	* *	* *	ns	*
$B \times M$		ns	* *	* *	* *	* *	* *

注: 不同小写字母表示处理间差异性显著($p < 0.05$); ns 表示无显著差异; * 表示 $p < 0.05$; * * 表示 $p < 0.01$ 。

2.2 生物炭和微生物菌肥联合施用对土壤温室气体排放变化影响

2.2.1 土壤 CO₂ 排放通量 由图 1 可知,盐碱化农田生态系统的 CO₂ 排放通量随作物生长阶段变化的动态特征。在 B0 处理中,CO₂ 通量在苗期相对较低,随后在拔节期急剧上升。可能与土壤有机碳质量分数有关。B0M15 处理的有机碳质量分数最高(8.82 g/kg),可能提供更多的碳源供微生物分解,导致 CO₂ 排放增加。生物炭的施用显著影响 CO₂ 的排放模式。B7.5 和 B15 处理均减少土壤 CO₂ 排放。特别是 B15 处理,在多个生长阶段表现出 CO₂ 吸收。可能与生物炭增加土壤有机碳质量分数有关,B15M15 处理的有机碳质量分数达到最高值(9.37 g/Kg)。高有机碳质量分数可能促进土壤碳固定,从而减少 CO₂ 排放。

2.2.2 土壤 CH₄ 排放通量 CH₄ 排放通量表现出较大的时空变异性(图 1d~图 1f)。在 B0 处理中,CH₄ 排放波动较大。可能与土壤含水率有关,B0 处理的含水率相

对较低(13.12%~15.67%),影响土壤的厌氧环境,进而影响 CH₄ 的产生和氧化过程。生物炭处理进一步增加 CH₄ 通量的复杂性。B7.5 和 B15 处理在某些阶段显示出更强的 CH₄ 吸收能力。可能与生物炭改善土壤结构有关。例如,B15M0 处理的含水率达到 20.60%,可能为甲烷氧化菌提供更适宜的环境,促进 CH₄ 的氧化。

2.2.3 土壤 N₂O 排放通量 由图 1g~图 1i 可知,N₂O 排放通量随作物生长阶段变化的动态特征,在苗期普遍较高,随后迅速下降。可能与土壤中的氮素质量分数有关。B0M7.5 处理在苗期出现较高的 N₂O 排放,是因为其硝态氮质量分数较高(1.06 mg/L)。生物炭的添加对 N₂O 排放产生显著影响。B15 处理表现出更好的 N₂O 抑制效果,特别是 B15M15 处理在整个生长期保持较低的排放水平。可能与 B15 处理改变土壤的氮素状况有关。B15M7.5 处理的硝态氮质量分数最低(0.71 mg/L),减少反硝化过程,从而抑制 N₂O 的产生。

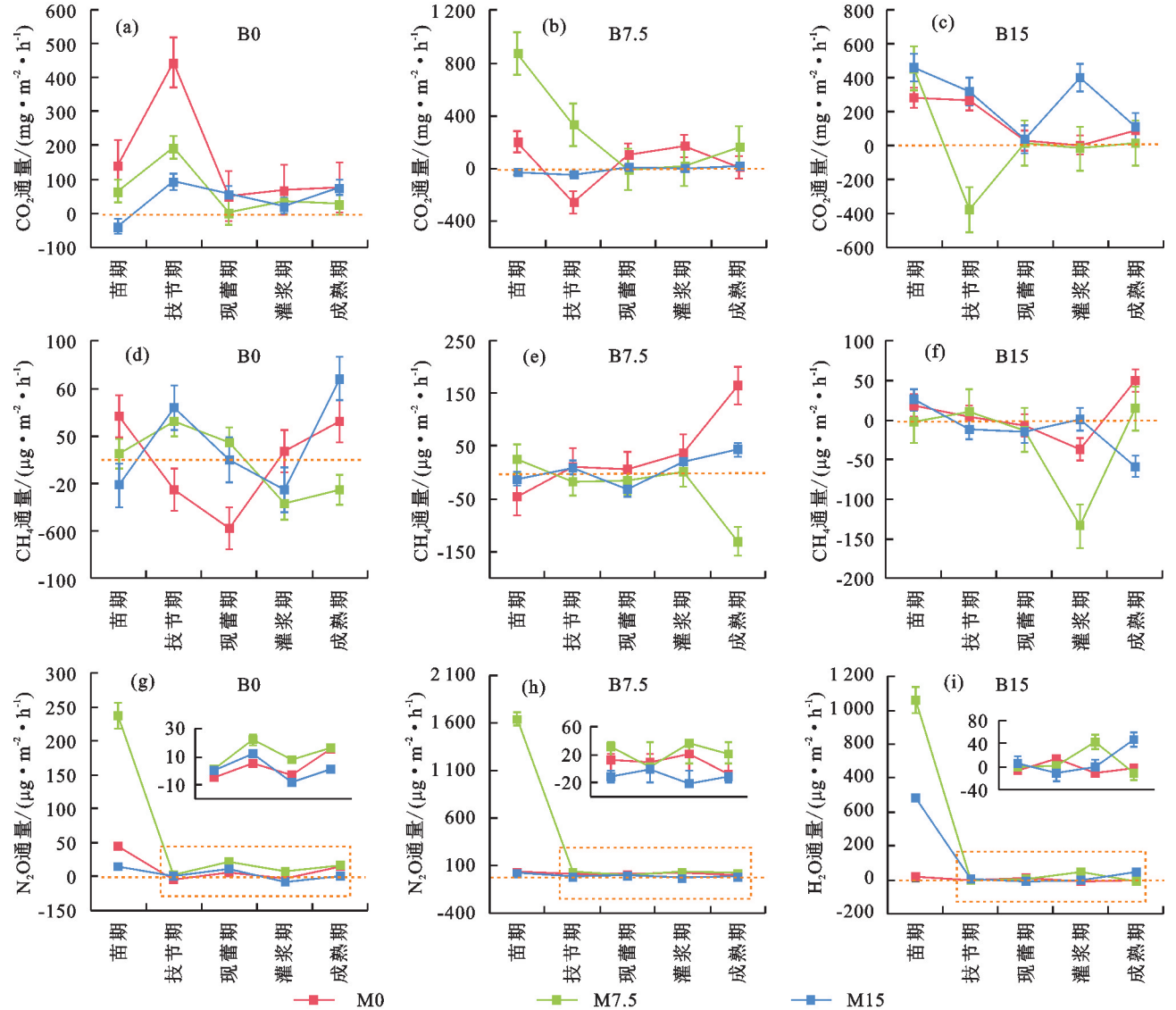


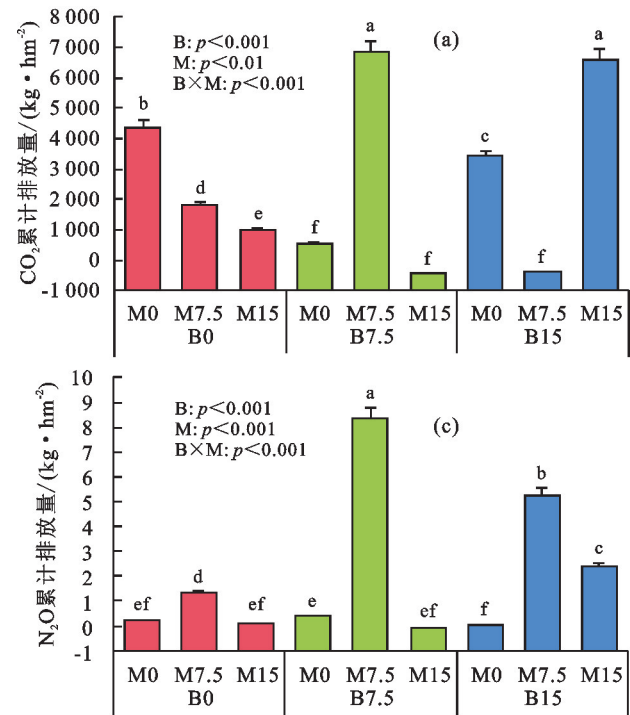
图 1 葵花生长阶段不同处理 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的排放通量

Fig.1 Emission fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O under different treatments in various growth stages of sunflower

2.3 生物炭和微生物菌肥联合施用对 CO₂、CH₄ 和 N₂O 累积排放量的影响

由图 2a 可知,CO₂ 累积排放量在不同处理间表现出显著差异($p<0.001$)。在 B0 处理中,随着微生物菌肥用量增加,CO₂ 排放呈明显下降趋势,M0(4 373.04 kg/hm²)> M7.5(1 837.25 kg/hm²)> M15(996.67 kg/hm²)。B7.5 处理组中,B7.5 M7.5CO₂ 排放最高(6 867.61 kg/hm²),而 B7.5M15 出现负值(-394.31 kg/hm²),表明发生 CO₂ 的固定。B15 处理组中,B15M15 的 CO₂ 排放最高(6 612.45 kg/hm²),B15M7.5 则表现为轻微吸收(-363.64 kg/hm²)。表明生物炭和微生物菌肥的交互作用(B×M)($p<0.001$)对 CO₂ 排放的显著影响。

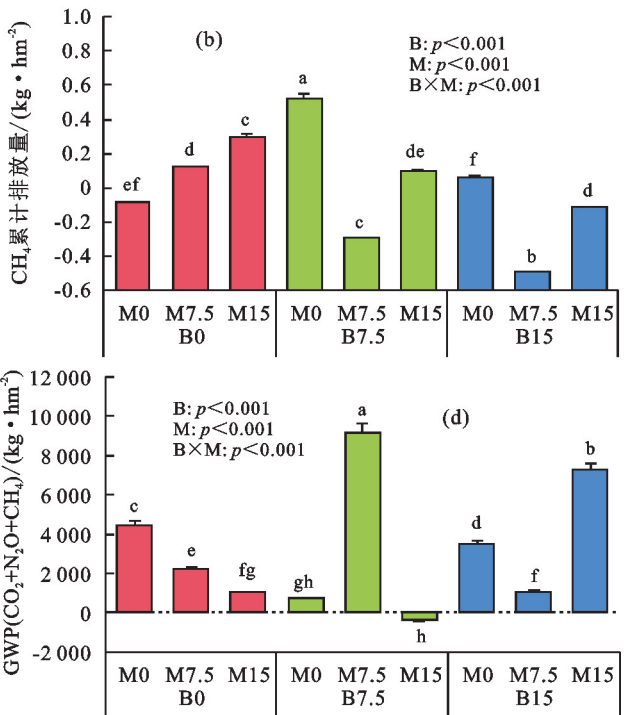
CH₄ 累积排放/吸收量在不同处理间差异显著($p<0.001$)。由图 2b 可知,B0 处理主要表现为 CH₄ 排放,随微生物菌肥增加而增加,M0(-0.08 kg/hm²)<M7.5(0.12 kg/hm²)<M15(0.30 kg/hm²)。B7.5 处理中,M7.5 为较强 CH₄ 吸收(-0.29 kg/hm²)。B15 处理则主要表现为 CH₄ 吸收,其中,B15M7.5 处理显示最强的 CH₄ 吸收能力(-0.49 kg/hm²)。



N₂O 累积排放量在处理间差异显著($p<0.001$)。由图 2c 可知,B7.5M7.5 处理 N₂O 排放最高(8.37 kg/hm²),远高于其他处理。B0 和 B15 处理组的排放相对较低,但存在波动。例如,B0M7.5(1.33 kg/hm²)和 B15M7.5(5.28 kg/hm²)的排放相对较高,而 B7.5M15 甚至出现轻微的负值(-0.09 kg/hm²)。

2.4 生物炭和微生物菌肥联合施用综合增温潜势的影响

由图 2d 可知,对于 GWP(综合增温潜势),不同生物炭用量下施用微生物菌肥整体上降低土壤 GWP。B7.5M15 处理达到最佳减排效果,GWP 为 -417.2 kg/hm²,较对照 B0M0(4 438.3 kg/hm²)显著降低($p<0.05$)。在 B0 处理组中,随微生物菌肥用量增加,GWP 呈明显下降趋势,M0(4 438.3 kg/hm²)>M7.5(2 219.2 kg/hm²)>M15(1 541.3 kg/hm²)。B7.5 处理组表现出较大波动,其中,B7.5M7.5 的 GWP 最高(8 663.4 kg/hm²),而 B7.5M15 达到最低值(-417.2 kg/hm²)。B15 处理组中,除 B15M7.5(-281.5 kg/hm²)表现为负值外,其他处理均为正值,但显著低于对照($p<0.05$)。



注:不同小写字母表示不同处理间差异性显著($p<0.05$); $p<0.01$ 表示显著; $p<0.001$ 表示极显著。下同。

图 2 葵花生长阶段不同处理 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的累积排放量及其综合增温潜势(GWP)

Fig.2 Cumulative emissions of CO₂, CH₄ and N₂O and their overall warming potential (GWP) under different treatments in various growth stages sunflower

2.5 生物炭和微生物菌肥联合施用对葵花产量与出苗率影响

由图 3 可知,不同生物炭用量下施用微生物菌肥整体上增加葵花的产量。B15M15 处理产量达到最高(4 137.5 kg/hm²),较对照 B0M0(2 968.7 kg/hm²)增加

39.4%($p<0.05$)。在 B0 和 B15 处理组中,随微生物菌肥用量增加,产量呈上升趋势。相较不施加微生物菌肥的 M0、B0 条件下 M7.5 和 M15 处理产量分别增加 6.3% 和 7.8%($p<0.05$);B15 条件下分别增加 8.4% 和 12.6% ($p<0.05$)。然而,B0 和 B15 条件下,M7.5 与 M15 处理

间产量差异不显著($p>0.05$)。出苗率方面,由于微生物菌肥在葵花出苗期内施下,出苗率受到生物炭的影响更大,随着生物炭施用量增加葵花的出苗率增加($p<0.05$)。但在 B7.5 条件下,相较不施加微生物菌肥的 M0、M15 使出苗率提高 4.1%。

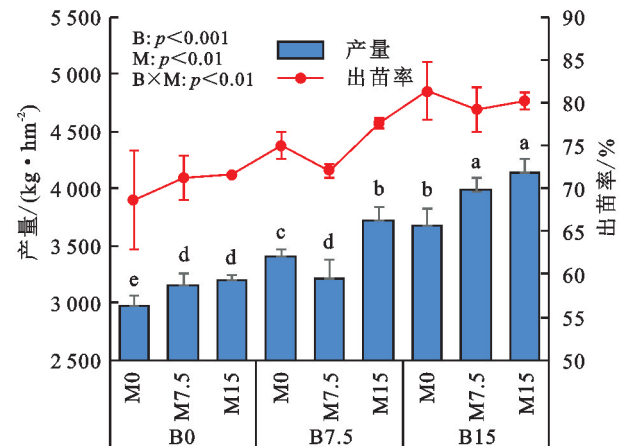
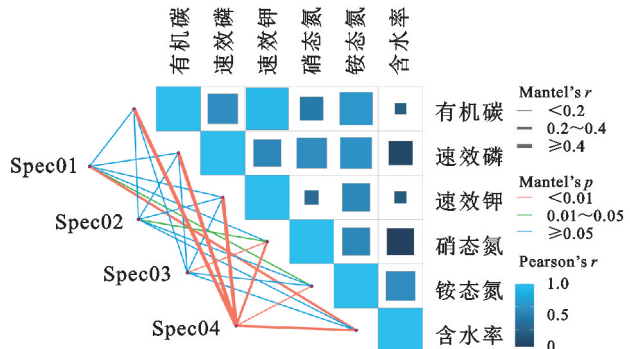


图 3 不同处理下葵花的产量和出苗率

Fig.3 Yield and emergence rate of sunflower under different treatments

2.6 温室气体、产量与土壤环境因子间的关系

由图 4 Mantel test 分析表明,CO₂排放(Spec01)与铵态氮呈显著相关(0.01< p <0.05),与含水率呈极显著相关(p <0.01)。N₂O 排放(Spec02)与硝态氮呈显著相关(0.01< p <0.05),表明土壤氮素状况对 N₂O 的产生具有重要影响。CH₄排放(Spec03)与硝态氮表现出极显著相关(p <0.01)。葵花产量(Spec04)与大多数土壤环境因子间存在极显著相关(p <0.01)。其中,与有机碳、速效磷、速效钾和含水率的相关性最强,与硝态氮的相关性次之,与铵态氮的相关性相对较弱。热图中土壤环境因子间的相关性分析表明,速效磷与速效钾呈较强正相关,有机碳与速效磷、速效钾呈中等程度正相关,含水率与铵态氮表现出较强正相关,其他土壤理化性质指标间的相关性相对较弱。



注: Spec01、Spec02、Spec03、Spec04 分别表示 CO₂、N₂O、CH₄、葵花产量。

图 4 温室气体、葵花产量与土壤环境因子间的 Mantel-test
Fig.4 Mantel-test analysis of greenhouse gases, sunflower yield and soil environmental factors

3 讨论

3.1 生物炭和微生物菌肥联合施用对土壤理化性质的影响

土壤水分、盐度和养分质量分数的变化对作物生长和产量形成有重要影响。土壤盐碱化已成为制约农业发展的主要障碍之一,内蒙古河套灌区采用大水漫灌的方式进行土壤“洗盐”。本研究于 2023 年 4 月 25 日进行春季盐压灌溉,使用黄河水源,灌溉水量约 120 mm。尽管经过冲刷,但由于地下水位较高,土壤盐分仍然较高,影响农业生产。此外,漫灌条件下,作物生长后期常出现土壤返盐现象。本研究发现,生物炭和微生物菌肥的组合应用显著改善盐碱土壤的理化特性,尤其是提升土壤有机碳、速效磷和速效钾的质量分数,与 YU 等^[11]的研究结果相符。经过一个生长季的监测,生物炭的施用持续降低作物生长期土壤的盐分质量分数,缩短盐胁迫时间。可能是因为生物炭富含 Ca²⁺ 和 Mg²⁺,能与盐碱土壤胶体上的 Na⁺ 进行离子交换。此外,生物炭通过降低土壤体积质量增加孔隙度,并具有较强的 Na⁺ 吸附能力,减少 Na⁺ 对土壤结构的破坏,促进土壤颗粒的团聚,改善土壤结构,从而增强盐分淋洗效果^[12]。

土壤有机碳质量分数的增加主要归因于生物炭的高碳质量分数和稳定性。生物炭中含有大量稳定的芳香族碳结构,不易被微生物分解,可长期存留于土壤中。高温热解过程将秸秆中不稳定、易矿化的碳转化为更稳定的形态,如酚类、酸类衍生物和呋喃等,降低土壤中的分解氧化速率,实现长期固碳。同时,生物炭的多孔结构为微生物提供良好的栖息环境,可能促进微生物生物量的增加,进一步增加土壤有机碳的积累。

速效磷和速效钾质量分数的提高可能有多方面原因。首先,生物炭具有较高的阳离子交换能力,可吸附并固定土壤中的养分离子,减少流失^[13]。其次,生物炭的施用可能改变土壤 pH,影响磷、钾等元素的有效性。微生物菌肥中的微生物可能通过分泌有机酸等物质,促进土壤中难溶性磷、钾化合物的溶解,增加其有效性^[14]。本研究使用的生物炭营养水平较高,可为土壤提供氮、磷、钾等矿质元素。可能是由于表层微生物的丰度和活性较高,加速有机物的分解,积累更多的养分。值得注意的是,不同处理对土壤硝态氮和铵态氮质量分数的影响较为复杂。可能与生物炭和微生物菌肥对土壤氮循环过程(如硝化作用、反硝化作用等)的影响有关。复杂的影响机制需要进一步研究。

土壤水分质量分数显著影响微生物的生存和活性,进而影响土壤改良效果^[15]。本研究中,不同处理的土壤含水率差异较大(18.74%~22.25%),此差异可

能直接影响 3 种功能菌的活性和功能发挥。在 B0 处理组中,随微生物菌肥用量增加,含水率呈上升趋势,B0M15 处理达到最高值(22.25%)。表明在无生物炭条件下,微生物菌肥可能通过改善土壤结构、增加团聚体稳定性等途径提高土壤保水能力。然而,在添加生物炭的处理中,尤其是 B15 处理组,随微生物菌肥用量增加,含水率呈下降趋势。水分变化可能源于几个方面:1)生物炭和微生物的相互作用改变土壤孔隙结构,影响持水性能;2)微生物在生物炭孔隙中定殖和生长,可能占据部分储水空间;3)高剂量生物炭条件下,微生物的代谢活动可能改变生物炭表面特性,影响其吸水性能;4)养分转化过程中微生物活动可能影响局部微环境的离子强度和 pH,进而影响水分保持特性。然而,本研究仅基于一个生长季的数据,未来需要进行长期监测,以验证此发现的持久性和普适性。

3.2 生物炭和微生物菌肥联合施用对温室气体排放的影响

在整个试验周期内,土壤温室气体排放量呈现出随作物生长阶段变化的动态特征。此时期涵盖葵花的整个生长季,从春季播种到夏末收获,反映温室气体排放在作物生长不同阶段的变化。土壤水分是影响温室气体产生的重要环境因子之一,在 EL-NAG-GAR 等^[16]对土壤温室气体排放影响因素的研究中得到证实(图 4)。随着作物生长和灌溉管理的变化,土壤水分状况也随之改变,进而影响温室气体的排放^[17]。在作物生长旺盛期,由于土壤水分较为充足,加之作物根系活动增强,分泌物增多,为土壤微生物提供丰富的养分,促进微生物的快速生长繁殖,导致温室气体排放量增加^[18]。

本研究表明,生物炭和微生物菌肥的联合施用显著影响土壤温室气体的排放模式。其中,大量施用生物炭(B15 处理)对温室气体排放的抑制作用更为显著($p < 0.05$ 、图 2)。与 WU 等^[19]的研究结果相似,生物炭可吸附土壤酶,抑制有机碳转化和微生物活性,从而减少 CO_2 排放。 CO_2 排放方面,B7.5M15 处理表现出最佳的减排效果,累积排放量呈现负值(-394.31 kg/hm^2),表明该处理可能促进 CO_2 的固定。可能是因为生物炭具有较大的比表面积和一定量的 CaCO_3 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 等矿物质,矿物质对 CO_2 具有较强的物理和化学固着作用,可促使其与土壤和有机质形成有机-无机复合物,形成更稳定的团聚体,有机碳不易被外界微生物分解利用,从而减少土壤 CO_2 的排放^[20]。值得注意的是,本研究使用秸秆生物炭,在试验初期,某些生物炭处理的土壤 CO_2 排放通量高于对照处理,但随着时间推移,总体上低于对照处

理。此现象可能是由于生物炭的施用初期改善土壤的理化性质,增大土壤孔隙度,为土壤微生物的生长提供更好的环境,导致微生物丰度增加,呼吸作用增强, CO_2 排放量暂时增加。但随着时间推移,此效应逐渐减弱,生物炭的固碳作用开始显现^[16]。对于 CH_4 排放,B15M7.5 处理显示出最强的 CH_4 吸收能力(-0.49 kg/hm^2)。可能是由于生物炭改善土壤结构,增加土壤孔隙度和通气性。良好的通气条件有利于减少厌氧环境的形成,抑制甲烷的产生,同时为甲烷氧化菌提供更适宜的生存环境。 N_2O 排放方面,B7.5M15 处理表现出最好的抑制效果。可能是因为适量的生物炭为反硝化菌提供适宜的生长环境,同时微生物菌肥中的某些微生物可能提供易利用的碳源,抑制反硝化过程中 N_2O 的产生^[21]。

在农田管理中,生物炭和微生物菌肥的联合施用不仅可直接抑制土壤温室气体的产生,还可能通过提高养分利用效率,间接减少施肥过程中的温室气体排放。然而,此抑制作用在整个生长季内的持续性还需要进一步研究。未来的研究应该关注更长时间尺度的效应,以及不同土壤类型、气候条件下的表现,以更全面地评估生物炭和微生物菌肥联合施用对温室气体排放的长期影响。

3.3 生物炭和微生物菌肥联合施用对累计排放量和增温潜势的影响

本研究发现,生物炭和微生物菌肥的联合施用整体上降低土壤温室气体的累计排放量和综合增温潜势(GWP),与 YUAN 等^[22]研究结果一致,生物炭施用显著降低水稻田的温室气体累积排放量。

在不同处理中,B7.5M15 处理表现出最佳的减排效果,其 GWP 为负值(-417.2 kg/hm^2),意味着该处理不仅减少温室气体排放,还实现碳固定。可能源于几个方面。首先,适量的生物炭(7.5 t/hm^2)提供稳定的碳源,增加土壤碳库,同时改善土壤结构和通气性,有利于减少 CH_4 的产生和增加 CH_4 的氧化^[21];其次,微生物菌肥(225 kg/hm^2)可能通过调节土壤微生物群落结构,增强有益微生物的活性,促进 CH_4 的氧化和 N_2O 的还原。ZAMA 等^[23]研究发现,生物炭和微生物菌肥的组合能够显著增加土壤中反硝化细菌的丰度,此细菌能够将 N_2O 还原为 N_2 ,从而减少 N_2O 的排放。此外,生物炭和微生物菌肥的协同作用可能优化土壤的碳氮比,提高养分利用效率,从而减少 N_2O 的产生。

值得注意的是,不同处理间 GWP 的差异表明,生物炭和微生物菌肥的施用量对温室气体减排效果有显著影响。过高或过低的施用量可能无法达到最

佳的减排效果,甚至可能增加温室气体排放。与陈宗海等^[24]的研究结果一致,适量剂量的生物炭施用能够实现最佳的温室气体减排效果。

3.4 生物炭和微生物菌肥联合施用对葵花产量的影响

生物炭和微生物菌肥的联合施用显著提高葵花产量。B15M15处理下葵花产量较对照(B0M0)增加 39.4%,表现最佳。增产效果与 NAEEM 等^[25]的研究结果一致,生物炭和堆肥的联合施用能显著提高玉米产量。

联合施用提高土壤养分质量分数和有效性。生物炭和微生物菌肥的施用显著增加土壤有机碳、速效磷和速效钾的质量分数。ZHU 等^[26]研究指出,生物炭的高阳离子交换能力可固定养分离子,减少流失,而微生物菌肥中的微生物可能通过分泌有机酸等物质,促进难溶性养分的溶解和吸收;YU 等^[11]综述表明,生物炭通过改善土壤养分状况来促进作物生产。

生物炭具有一定的吸盐能力,可吸附部分土壤中的盐分离子,减轻盐分对作物的伤害。EL-NAGGAR 等^[27]研究发现,生物炭能够显著降低盐碱土壤中的 Na^+ 质量分数,同时提高 K^+/Na^+ 比值,从而缓解盐胁迫对作物的影响。微生物菌肥中的微生物也可能通过改变根际环境,增强作物的耐盐性;HUANG 等^[28]研究发现,某些耐盐微生物可产生 1-氨基环丙烷-1-羧酸脱氨酶(ACC 脱氨酶),降低作物体内乙烯水平,从而提高作物的耐盐性。

值得注意的是,不同处理间产量的差异表明,生物炭和微生物菌肥的施用量对增产效果有显著影响。B15M15 处理的最佳表现可能是由于高剂量生物炭 (15 t/hm^2) 提供更多的养分和更好的土壤结构改善效果,而高剂量微生物菌肥 (225 kg/hm^2) 则提供更丰富的有益微生物群落。

3.5 土壤环境因子、温室气体排放和作物产量的关系

土壤环境因子是影响温室气体排放和作物生长的重要因素。本研究通过 Mantel test 分析发现,温室气体排放与特定土壤因子存在显著相关性。 CO_2 排放与铵态氮呈显著相关 ($0.01 < p < 0.05$),与含水率呈极显著相关 ($p < 0.01$)。此相关性可能源于两方面机制:一方面,适宜的土壤水分有利于微生物活性,促进有机质分解,产生 CO_2 ;另一方面,铵态氮的存在可能刺激微生物生长,增加根际呼吸和微生物呼吸,从而影响 CO_2 的排放^[21]。 N_2O 排放与硝态氮呈显著相关 ($0.01 < p < 0.05$),与反硝化作用的机理相符。WANG 等^[29]研究表明,土壤中的硝态氮不仅是反硝化细菌的底物,还可能通过影响微生物群落结构,间接调控 N_2O 的产生过程。 CH_4 排放与硝态氮呈极显著相关 ($p < 0.01$),可能是因为硝态氮影响甲

烷氧化菌和产甲烷菌的活性。LIU 等^[30]研究发现,硝态氮可能抑制甲烷氧化菌的活性,同时通过改变土壤氧化还原电位影响 CH_4 的产生。葵花产量与大多数土壤环境因子呈极显著相关 ($p < 0.01$)。土壤环境因子间也存在明显的相互关系,速效磷与速效钾呈较强正相关,而含水率与铵态氮也表现出较强的正相关。ZHANG 等^[20]研究指出,此相互关系表明,生物炭和微生物菌肥的联合施用可能通过改善土壤养分状况和水分条件,创造更适宜的微生物生长环境;EL-NAGGAR^[27]研究表明,生物炭的施用能够通过改变土壤 pH、阳离子交换量和比表面积等性质,影响微生物的群落结构和活性。微生物菌肥则可通过分泌各类酶和活性物质,促进养分循环,同时影响土壤中温室气体的产生和消耗过程^[19]。本研究土壤环境因子与温室气体排放间的相关性,为理解生物炭和微生物菌肥联合施用调控温室气体排放的机制提供新的视角。然而,相关性背后的具体作用机制,特别是土壤水分-养分-微生物-温室气体间的互作关系仍需要进一步研究。

4 结论

1)生物炭和微生物菌肥联合施用显著改善盐碱土壤理化性质。与对照处理 (0 t/hm^2 生物炭 + 0 kg/hm^2 微生物菌肥)相比, 7.5 t/hm^2 生物炭 + 225 kg/hm^2 微生物菌肥处理下,土壤有机碳、速效磷、速效钾质量分数分别较对照增加 63.9%、155.7%和 46.8%

2)生物炭和微生物菌肥联合施用对温室气体排放具有显著调控作用。B7.5M15 处理表现出最佳的减排效果, CO_2 累积排放量为 -394.31 kg/hm^2 ;B15M7.5 处理下, CH_4 累积吸收量达到最大值 (-0.49 kg/hm^2);B7.5M15 处理使 N_2O 累积排放量降至 -0.09 kg/hm^2 。综合增温潜势(GWP)显示,B7.5M15 处理达到最佳减排效果 (-417.2 kg/hm^2)。

3)联合施用显著提高葵花产量,其中 B15M15 处理效果最佳,产量达到 4137.5 kg/hm^2 ,较对照 (2968.7 kg/hm^2) 增加 39.4%。出苗率随生物炭用量增加而提高,B15M0 处理下出苗率最高。

4)Mantel-test 表明,温室气体排放与特定土壤因子存在显著相关性,其中 CO_2 排放与铵态氮、含水率, N_2O 排放与硝态氮、 CH_4 排放与硝态氮的相关性最为显著。葵花产量与土壤理化性质整体呈极显著相关。土壤环境因子间的相关性分析揭示养分协同改善效应,为优化生物炭和微生物菌肥的联合施用提供理论基础。生物炭 7.5 t/hm^2 配施微生物菌肥 225 kg/hm^2 是实现减排增产的最佳组合。

参考文献:

[1] FAO.2021. Global Soil Salinity Map(GSSmap)-Technical

- report. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- [2] 黄伟,孙宏勇,刘建兵,等.河北省盐碱地综合利用的现状、问题及建议[J/OL].中国生态农业学报(中英文),2024,1-9[2024-12-02].<http://kns.cnki.net/kcms/detail/13.1432.S.20241008.1411.001.html>.
- HUANG W, SUN H Y, LIU J B, et al. Current situation, problems and suggestions for comprehensive utilization of saline-alkali soil in Hebei Province[J/OL]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2024, : 1-9. [2024-12-02]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/13.1432.S.20241008.1411.001.html>.
- [3] ZHANG X C, DIPPOLD M A, KUZYAKOV Y, et al. Spatial pattern of enzyme activities depends on root exudate composition[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 133: 83-93.
- [4] WANG C, LIU D W, BAI E. Decreasing soil microbial diversity is associated with decreasing microbial biomass under nitrogen addition[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 120: 126-133.
- [5] SCHIMMEL, J P. Life in dry soils: Effects of drought on soil microbial communities and processes[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2018: 409-432.
- [6] ZHANG R X, QU Z Y, YANG W, et al. Evaluating annual soil carbon emissions under biochar-added farmland subjecting from freeze-thaw cycle[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 365: e121506.
- [7] LI H D, LIU Y, JIAO X Y, et al. Response of soil nutrients retention and rice growth to biochar in straw returning paddy fields[J]. Chemosphere, 2023, 312(Pt 1): e137244.
- [8] 王月玲,耿增超,王强,等.生物炭对壤土土壤温室气体及土壤理化性质的影响[J].环境科学,2016,37(9): 3634-3641.
- WANG Y L, GENG Z C, WANG Q, et al. Influence of biochar on greenhouse gases emissions and physico-chemical properties of loess soil[J]. Environmental Science, 2016, 37(9): 3634-3641.
- [9] EGAMBERDIEVA D, WIRTH S, BELLINGRATH-KIMURA S D, et al. Salt-tolerant plant growth promoting rhizobacteria for enhancing crop productivity of saline soils[J]. Frontiers in Microbiology, 2019, 10: e2791.
- [10] DE O NUNES P S, DE MEDEIROS F H V, DE OLIVEIRA T S, et al. *Bacillus subtilis* and *Bacillus licheniformis* promote tomato growth[J]. Brazilian Journal of Microbiology, 2023, 54(1): 397-406.
- [11] YU H W, ZOU W X, CHEN J J, et al. Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 232: 8-21.
- [12] DUAN M L, LIU G H, ZHOU B B, et al. Effects of modified biochar on water and salt distribution and water-stable macro-aggregates in saline-alkaline soil[J]. Journal of Soils and Sediments, 2021, 21(6): 2192-2202.
- [13] PALANSOORIYA K N, WONG J T F, HASHIMOTO Y, et al. Response of microbial communities to biochar-amended soils: A critical review[J]. Biochar, 2019, 1(1): 3-22.
- [14] LIU Y X, LONAPPAN L, BRAR S K, et al. Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: A review[J]. The Science of the Total Environment, 2018, 645: 60-70.
- [15] ROMERO-TRIGUEROS C, DÍAZ-LÓPEZ M, VIV-ALDI G A, et al. Plant and soil microbial community responses to different water management strategies in an almond crop[J]. The Science of the Total Environment, 2021, 778: e146148.
- [16] EL-NAGGAR A, EL-NAGGAR A H, SHAHEEN S M, et al. Biochar composition-dependent impacts on soil nutrient release, carbon mineralization, and potential environmental risk: A review[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 241: 458-467.
- [17] DAVID C, LEMKE R, HELGASON W, et al. Current inventory approach overestimates the effect of irrigated crop management on soil-derived greenhouse gas emissions in the semi-arid Canadian Prairies[J]. Agricultural Water Management, 2018, 208: 19-32.
- [18] CHEN W F, MENG J, HAN X R, et al. Past, present, and future of biochar[J]. Biochar, 2019, 1(1): 75-87.
- [19] WU P, WANG Z Y, WANG H L, et al. Visualizing the emerging trends of biochar research and applications in 2019: A scientometric analysis and review[J]. Biochar, 2020, 2(2): 135-150.
- [20] ZHANG C, ZENG G M, HUANG D L, et al. Biochar for environmental management: Mitigating greenhouse gas emissions, contaminant treatment, and potential negative impacts[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 373: 902-922.
- [21] LI Y C, LI Y F, CHANG S X, et al. Biochar reduces soil heterotrophic respiration in a subtropical plantation through increasing soil organic carbon recalcitrancy and decreasing carbon-degrading microbial activity[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 122: 173-185.
- [22] YUAN P, WANG J Q, PAN Y J, et al. Review of biochar for the management of contaminated soil: Preparation, application and prospect[J]. The Science of the Total Environment, 2019, 659: 473-490.
- [23] ZAMA E F, REID B J, SUN G X, et al. Silicon (Si) biochar for the mitigation of arsenic (As) bioaccumulation in spinach (*Spinacia oleracea*) and improvement in the plant growth[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 189: 386-395.

- [24] 陈宗海,石梦玄,刘一戈,等.不同用量生物炭降低华南集约化菜地土壤 N_2O 排放和提高氮肥利用率的效应[J].植物营养与肥料学报,2024,30(6):1053-1063.
CHEN Z H, SHI M X, LIU Y G, et al. Effects of different amounts of biochar on reducing soil N_2O emission and increasing nitrogen use efficiency under intensive vegetable production in South China[J].Journal of Plant Nutrition and Fertilizers,2024,30(6):1053-1063.
- [25] NAEEM M A, KHALID M, AON M, et al. Combined application of biochar with compost and fertilizer improves soil properties and grain yield of maize[J].Journal of Plant Nutrition,2018,41(1):112-122.
- [26] ZHU X M, CHEN B L, ZHU L Z, et al. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review[J].Environmental Pollution,2017,227:98-115.
- [27] EL-NAGGAR A, LEE S S, RINKLEBE J, et al. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects[J].Geoderma,2019,337:536-554.
- [28] HUANG D L, LIU L S, ZENG G M, et al. The effects of rice straw biochar on indigenous microbial community and enzymes activity in heavy metal-contaminated sediment[J].Chemosphere,2017,174:545-553.
- [29] WANG J Y, XIONG Z Q, KUZYAKOV Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects[J].GCB Bioenergy,2016,8(3):512-523.
- [30] LIU Z L, DUGAN B, MASIELLO C A, et al. Impacts of biochar concentration and particle size on hydraulic conductivity and DOC leaching of biochar-sand mixtures [J].Journal of Hydrology,2016,533:461-472.