doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2025.05.049

硅肥生物炭联合施用对黑土区玉米植硅体固碳与土壤温室气体排放的影响

付　强[1,2]　苗佳威[1,2]　李天霄[1,2]　侯仁杰[1,2]

(1.东北农业大学水利与土木工程学院,哈尔滨 150030;
2.东北农业大学农业农村部农业水资源高效利用重点实验室,哈尔滨 150030)

摘要:土壤中植硅体封闭有机碳(Phytolith-occluded organic carbon,PhytOC)积累有望成为长期固存有机碳的途径之一。作为外硅源改良剂,硅肥能增强作物中植硅体的固碳功能,而生物炭则在减少土壤温室气体排放方面发挥积极作用。为探明硅肥和生物炭联合施用对植硅体固碳能力的影响途径及其对土壤温室气体排放的作用,设置 4 种处理,包括空白对照(CK)、硅肥(SF)、生物炭(BC)及硅肥与生物炭混合施用(BS),通过田间试验结合室内植硅体稳定分级试验,分析了不同处理下土壤硅组分的分布特征,证实了不同玉米组织中 PhytOC 固存量及其稳定性差异。此外,还阐明了混合外源硅对作物农艺性状和减少土壤温室气体排放具有影响。结果表明:在 BS 处理下,易溶硅($CaCl_2$-Si)、无机土壤颗粒表面不稳定硅(Acetic-Si)、土壤有机质表面不稳定硅(H_2O_2-Si)含量呈先增加后降低趋势,而弱结晶硅酸盐及无定形硅(Na_2CO_3-Si)含量则持续下降。与 CK 相比,BS 处理显著提高了玉米茎、鞘和叶部位植硅体含量,分别增加 54.75%、5.68% 和 56.87%。作物 PhytOC 生产通量达到 57.79 kg/(hm²·a)。稳态植硅体含量提高 16.32 个百分点,稳态 PhytOC 生产通量为 34.12 kg/(hm²·a)。此外,联合施用下全球变暖潜势(Global warming potential,GWP)为 3 716.88 kg/hm²。研究结果表明,硅肥与生物炭联合施用能够显著提升作物植硅体固碳能力及减少土壤温室气体排放,为实现长期碳固存提供了思路和方法。

关键词:生物炭;混合外源硅;硅组分;植硅体;PhytOC 固存

中图分类号:S156　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2025)05-0512-11　　**OSID**:

Effects of Combined Application of Silicon Fertilizer and Biochar on Phytolith Carbon Sequestration and Soil Greenhouse Gas Emissions in Black Soil Maize Region

FU Qiang[1,2]　MIAO Jiawei[1,2]　LI Tianxiao[1,2]　HOU Renjie[1,2]

(1. *School of Water Conservancy and Civil Engineering*, *Northeast Agricultural University*, *Harbin* 150030, *China*
2. *Key Laboratory for High Effective Utilization of Agricultural Water Resources*, *Ministry of Agriculture and Rural Affairs*, *Northeast Agricultural University*, *Harbin* 150030, *China*)

Abstract: The accumulation of phytolith-occluded organic carbon (PhytOC) in soil is a potential pathway for long-term organic carbon sequestration. Silicon fertilizer, an exogenous silicon amendment, can enhance carbon sequestration by phytoliths in crops, while biochar plays an active role in reducing soil greenhouse gas emissions. To investigate the pathways through which combined application of silicon fertilizer and biochar affected the carbon sequestration capacity of phytoliths and its impact on soil greenhouse gas emissions, four treatments were established, including control (CK), silicon fertilizer (SF), biochar (BC), and a mixed application of silicon fertilizer and biochar (BS). The distribution characteristics of soil silicon fractions were analyzed through field experiments combined with laboratory phytolith stability grading tests to confirm differences in PhytOC sequestration and its stability in different maize organs. Additionally, the effects of mixed exogenous silicon on crop agronomic characteristics and the reduction of soil greenhouse gas emissions were elucidated. The results indicated that under the BS

收稿日期:2024-11-13　修回日期:2024-12-27

基金项目:国家自然科学基金区域联合基金重点项目(U20A20318)、国家自然科学基金项目(52179033、52279035)和黑龙江省优秀青年科学基金项目(YQ2020E002)

作者简介:付强(1973—),男,教授,博士生导师,主要从事农业水土资源高效利用研究,E-mail:fuqiang0629@126.com

treatment, the contents of readily soluble silicon ($CaCl_2$ – Si), unstable silicon on the surface of inorganic soil particles (Acetic – Si), and unstable silicon on the surface of soil organic matter (H_2O_2 – Si), exhibited an initial increase followed by a decrease, while the content of weakly crystalline silicates and amorphous silicon (Na_2CO_3 – Si) showed a continuous decline. BS treatment significantly increased the phytolith content of the maize stem, sheath, and leaf by 54.75%, 5.68%, and 56.87%, respectively, compared with CK. The crop PhytOC production flux reached 57.79 kg/(hm^2·a). The stable phytolith content was increased by 16.32 percentage points, and the stable PhytOC production flux reached 34.12 kg/(hm^2·a). Furthermore, the global warming potential (GWP) under combined application was 3 716.88 kg/hm^2. The results demonstrated that combined application of silicon fertilizer and biochar significantly enhanced the carbon sequestration capacity of crop phytoliths and reduction of soil greenhouse gas emissions, providing strategies and methodologies for achieving long-term carbon sequestration.

Key words: biochar; mixed exogenous silicon; silicon fractions; phytoliths; PhytOC sequestration

0　引言

土壤作为全球重要的碳库之一，固定了生态系统中约 4×10^{12} t 有机碳[1]。土壤有机碳（Soil organic carbon，SOC）的微量释放或转化可以调节全球温室气体的排放量，从而影响全球气温变化[2]。应对复杂背景下的土壤碳固存需要多元的对策，例如：改良耕作方式、秸秆还田、添加外源介质等，这对于实现固碳减排战略至关重要[3]。然而，部分 SOC 呈现出较高的敏感性和短暂的滞留期，如何实现对土壤中碳的长期固存将成为未来重要的研究课题。PARR 等[4]发现植硅体中碳的积累在长期 SOC 固存中起着关键作用，PhytOC 是一种通过二氧化硅（SiO_2）包裹的稳定有机碳形态，独特的结构赋予了其高度的稳定性[5]。

植硅体在形成期间可以固定 0.2% ~5.8% 有机碳，但目前关注重点主要集中在植硅体的溶解特性[6]，忽略了其形成过程中的稳定性及长期固碳能力。同时，PhytOC 封存效率的变化可能会造成植硅体数量与 PhytOC 固存量之间的负相关性[7]，这反映了植硅体在土壤中的分解过程及其稳定性的差异，潜在影响它们在土壤中的交互作用以及土壤中 PhytOC 的积累。

生物炭作为一种土壤改良剂，能够增强土壤中 Si 的生物可用性，提高生态系统内 Si 循环的强度，进而加速植物内植硅体的形成，促进 PhytOC 的固存[8]。然而，目前尚不明确外源硅和生物炭施用如何影响田间土壤中不同硅组分含量，以及这种影响如何进一步作用于植物各组织对植硅体的积累和 PhytOC 的固存过程。此外，外源硅和生物炭对土壤温室气体排放和作物生长促进作用的具体影响，仍缺乏清晰的结论。

基于上述实际问题，针对植硅体固碳能力及稳定性，本文以玉米为代表作物，以黑土区玉米农田生态系统为研究对象，应用硅肥和生物炭，在松嫩平原试验区开展田间试验，结合室内模拟植硅体溶解试验。明确在不同硅肥和生物炭施用条件下，土壤中不同 Si 组分在整个作物生长期的动态变化；分析不同处理条件对作物株高、茎粗、叶面积等农艺性状的影响；探讨土壤 Si 组分对作物器官中植硅体积累和 PhytOC 固存的影响，以及减少土壤温室气体排放作用，为提升农田生态系统中固碳潜力提供依据。

1　材料与方法

1.1　研究区域概况

研究地点位于黑龙江省松嫩平原北部东北农业大学阿城实验基地，地理位置为 45°30′N，126°54′E（图 1）。研究区域土壤类型以壤土为主，土壤砂粒质量分数为 43.39%，粉粒质量分数为 39.74%，黏粒质量分数为 16.87%。土壤干容重为 1.37 g/cm^3，pH 值为 6.46，电导率为 59.82 μS/cm。

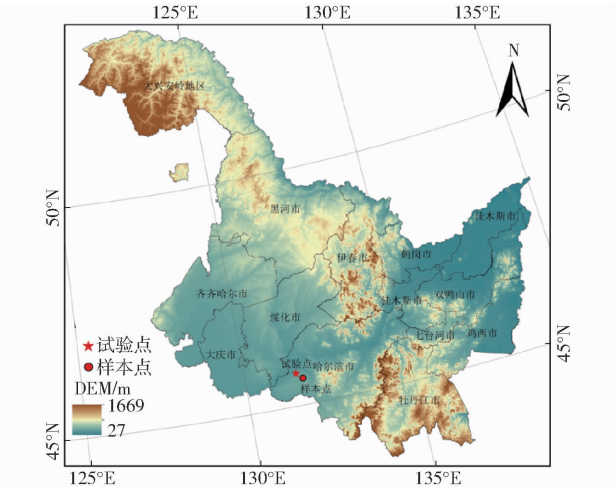

图 1　研究区概况

Fig. 1　Overview of study area

区域气候特征符合温带大陆性季风气候特点，表现为冬季寒冷干燥，夏季炎热潮湿。试验区域内 2023 年最高气温为 34.9℃，最低气温为 –34.4℃，

全年平均温度为 5.1℃。全年平均降水量为 601 mm,而同期蒸发量为 1 326 mm。全年环境相对湿度为 67.88%,叶面相对湿度为 3.26%。全年平均风速为 1.01 m/s。全年 CO_2 浓度最大值为 939.6 μmol/mol,最小值为 449.5 μmol/mol,年平均浓度为 682.2 μmol/mol。

试验区域降水量较为充沛,满足作物生长的水分需求,因此未进行额外灌溉,以确保水分条件不对温室气体排放产生额外影响。同时,为了最大限度减少外部因素干扰,除试验处理中的硅肥和生物炭外,未施加任何其他肥料。

1.2 田间试验设计

生物炭由辽宁锦州生物炭制品厂以玉米秸秆为原料生产,在 500℃ 高温厌氧条件下,加热速率为 5℃/min,停留时间 120 min,气体流量 60 cm^3/min。硅肥由澳大利亚 Agripower Australia Limited 硅矿公司生产。根据生物炭和硅肥特性和当地玉米作物生产需要,试验田设置为自然控制(CK)、生物炭添加(BC, 7 500 kg/hm^2)、硅肥添加(SF, 1 500 kg/hm^2)和生物炭与硅肥复合添加(BS, 3 750 kg/hm^2 + 750 kg/hm^2)。为了降低处理过程中相互干扰的风险,在各个试验小区之间设置宽 1 m 保护行。每个试验区面积设计为 10 m × 10 m,每个处理重复 3 次,共 12 个试验区。2023 年 4 月,将硅肥和生物炭均匀撒在土壤表面,然后用旋耕机进行耕作并重复 2 次,以保证硅肥和生物炭与土壤均匀混合。试验阶段种植模式和田间管理策略与当地生产实践保持一致。

试验作物为玉米,品种为西星五彩甜糯。选择出苗期(VE)、拔节期(VN)、抽雄期(VT)、吐丝期(R1)、灌浆期(RN)以及成熟期(R6)6 个关键生长阶段,作为作物和土壤样品采集时间节点。在所设定的试验区块中,对表层土壤样本(0 ~ 20 cm)进行收集。此外,待作物完全成熟后,采集 4 种不同处理的作物样品。作物样品带回实验室后分成根、茎、叶、鞘(指叶鞘,包围在茎部外面的部分,连接叶片和茎秆)部分,干燥粉碎后存放在无菌袋中,以供后续分析。

1.3 植硅体溶解试验

将 pH 值为 10 的缓冲液转移到塑料离心管中,分别将从作物中提取的植硅体样本(每份 50 mg),置入不同标记的离心管中。此外,还设定 2 组对照样本来评估试验过程中可能的 Si 污染及其稳定性:一组为空白对照组,其中缓冲液中未添加任何形式的硅酸盐;另一组为 Si 标准溶液对照组,其中缓冲溶液中添加了 Si 标准溶液。

所有样品的离心管水平固定在恒温摇床上,试验温度设置为 50℃,转速设置为 70 r/min,持续时间为 35 d。在试验期间,每 3.5 d 在离心管中取 1 次样,将含有植硅体的溶液转移到 10 mL 试管中。随后,样本在 10 000 r/min 下离心 10 min,植硅体沉淀用去离子水洗涤并通过离心清洗。洗涤后的植硅体在 50℃ 恒温箱中干燥,通过对植硅体在试验前后的干燥质量进行测量,分析其溶解过程和不同处理方法对植硅体溶解特性的影响。

1.4 气体收集和测量

在试验小区内使用静态箱收集气体样本,有机玻璃底座插入土壤 10 ~ 15 cm,作为静态箱的基础,在测量期间,除需要更换(即底座破损)或耕作等需要将其移走外,底座保留在原地。每次采样时,为消除外界温度的影响,静箱内外都覆盖了银箔。密封后 0、10、20、30 min,使用气泵通过箱体顶部采集空气样本,并在取样的间隔时间内保持阀门关闭,以降低污染风险。采用气相色谱仪(GC - 2010 Plus 型,Shimadzu Co., Ltd.,日本)测量气体样本中 CO_2、CH_4、N_2O 浓度,并计算温室气体排放通量(F),累积气体排放量(R)和 GWP。

1.5 作物指标测量

在 VN、R1 和 R6 生长期对作物进行农艺性状测量。在各试验小区选取相同年龄、相近位置的叶片,利用养分测速仪(TYS - 3N 型,浙江托普仪器有限公司)监测叶片叶绿素相对含量(SPAD)。同时,利用叶面积仪(LI - 3000C 型,LI - CO R Bio - Science 公司,美国)测量作物叶面积。用卷尺测量从茎基部到茎尖的距离以量化株高,并用游标卡尺测量作物茎部直径。为避免伤害幼苗,在植株生长到一定高度时,每个试验小区随机选取 5 株生长良好且无病害的植株作为标记。从 6 月 15 日测量标记植株的叶面积、株高和茎粗,每 7 d 记录 1 次,直至株高和茎粗不再显著增长。

1.6 试验指标测量

土壤样品 pH 值和电导率(EC)测定采用 pH/电导仪(914 型, Metrohm Co., Ltd., 瑞士)。将土壤样品等分试样在研钵中研磨后,根据土壤中连续提取硅的方法[9],分别提取 $CaCl_2$ - Si、Acetic - Si、H_2O_2 - Si、Oxalate - Si、Na_2CO_3 - Si。逐级提取后,采用电感耦合等离子体光学发射光谱仪(ICP - OES 5800 型, Agilent Technologies, Inc., 美国)测定。

通过微波消解法提取植物中各组织的植硅体,通过 Walkley - Black 法去除植硅体表面有机质,以避免外来有机碳的污染。提取的植硅体在 75℃ 下干燥至恒定质量以计算植硅体含量,并利用 X 射线

衍射(X-ray diffraction)对提取的植硅体进行分析，以确定植硅体的晶体性质和结构。利用傅立叶变换红外光谱仪(Nicolet iS50 型，Thermo Scientific Co.，Ltd.，德国)分析植硅体化学官能团和分子结构。采用场发射扫面电子显微镜(FE－SEM SU8010 型，Hitachi Co.，Ltd.，日本)，评估植硅体形态结构。使用元素分析仪(EA3000 型，Euro Vector Co.，Ltd.，意大利)分析植硅体中元素含量。

1.7　评价方法及统计分析

1.7.1　评价方法

作物器官中 PhytOC 含量、作物 PhytOC 生产通量、保存通量公式计算为[10]

$$P_{toc} = P_t P_{tc} / 1\,000 \quad (1)$$

式中　P_{toc}——器官中 PhytOC 含量，mg/g

P_t——器官中植硅体含量，mg/g

P_{tc}——植硅体碳含量，mg/g

$$P_{tocf} = (44/12) P_{toc} S_{rof} \quad (2)$$

式中　P_{tocf}——PhytOC 生产通量，即作物各富硅器官每年产生的 PhytOC，g/(m²·a)

S_{rof}——生产通量，即单位面积作物富硅器官的产量，g/(m²·a)

其中 44/12 为 CO_2/C 传质系数。

通过植硅体稳定因子和植物的 PhytOC 生产通量估算出 PhytOC 在农田中保存通量，即

$$P_{tcf} = F P_{tocf} \quad (3)$$

式中　P_{tcf}——植硅体碳汇通量，即稳定植硅体碳汇通量

F——植硅体稳定因子，由 2.4 节中植硅体碱溶解度分级试验确定

1.7.2　统计分析

采用 SPSS 27.0 软件对数据进行分析，采用最小显著差异(Least significant difference，LSD)法评价不同处理土壤中 Si 组分和作物植硅体含量的差异($P<0.05$)。使用 Origin 2021 软件对试验数据进行绘制。

2　结果与分析

2.1　土壤理化性质与温室气体排放特征

在 CK、SF、BS、BC 4 种处理下，成熟期土壤 pH 值分别为 6.34、6.52、6.81 和 7.07，含水率分别为 30.50%、31.65%、34.31% 和 32.12%，表明 BS 处理提高了土壤 pH 值，并增加了土壤液态水含量。同时，各处理下 EC 分别为 65.93、81.29、74.65、76.29 μS/cm。相比于 CK 处理，SF 处理显著提高了土壤 EC，而 BC 处理进一步增强了这一效果。

整个作物生育期内，不同处理下温室气体排放特征如表 1 所示。施用生物炭增加了土壤 CO_2 排放量。与 CK 处理相比，BS 和 BC 处理累积 CO_2 排放量分别增加 19.96% 和 43.59%。然而，施用生物炭对土壤 N_2O 的累积排放量呈相反趋势。与 CK 相比，BS 和 BC 处理 N_2O 累积排放量分别减少 6.77% 和 21.66%。SF 处理对土壤 CO_2 和 N_2O 排放量未表现出显著影响，但显著减少了土壤中 CH_4 排放量，较 CK 处理减少 20.70%。

表 1　不同处理下玉米成熟期土壤温室气体排放特征

Tab.1　Characterization of soil greenhouse gas emissions at maize maturity under different treatments　kg/hm²

处理	CO_2 排放量	CH_4 排放量	N_2O 排放量	GWP
CK	(1 984.63 ± 53.78)^c	(4.01 ± 0.06)^a	(5.17 ± 0.02)^a	(3 661.63 ± 61.78)^a
SF	(1 902.51 ± 46.82)^c	(3.18 ± 0.04)^b	(5.15 ± 0.08)^a	(3 545.33 ± 72.02)^b
BS	(2 180.70 ± 39.01)^b	(2.93 ± 0.02)^c	(4.82 ± 0.03)^b	(3 716.88 ± 48.63)^d
BC	(2 849.64 ± 43.99)^a	(3.27 ± 0.07)^b	(4.05 ± 0.09)^c	(4 167.72 ± 73.19)^c

注：数值为平均值 ± 标准差。同列数字后不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

在 GWP 方面，SF 处理影响最小，显著优于 BS 和 BC 处理。具体而言，SF 处理较 CK 处理减少 3.18%，BS、BC 处理较 CK 处理增加 1.50% 和 13.82%，分别为 3 716.88、4 167.72 kg/hm²。这表明，硅肥不仅有效减少了温室气体总排放量，还在减缓全球气候变暖方面表现出更为显著的效果。

2.2　玉米作物农艺性状

由图 2a 可知，各处理组间株高变化趋势相似。与 CK 处理相比，SF 和 BS 处理株高分别增加 21.82 cm 和19.28 cm，但并不显著。在生育期内，茎粗增长趋势与株高类似，各处理组间差异较小，SF 和 BS 处理茎粗略高于 CK 处理(图 2b)。叶面积在整个生育期内呈先增加后趋于平稳的变化趋势(图 2c)。具体而言，SF 和 BS 处理叶面积分别比 CK 处理增加 21.54 cm² 和 23.26 cm²。在 VN 期，作物叶面积由大到小依次为 BS、SF、BC、CK。此外，由图 2d～2f 可知，SF 和 BS 处理 SPAD 值及干质量在整个生育期内均高于 CK 和 BC 处理。

在作物产量方面，BS 处理产量最高。BS、SF 和 BC 处理产量分别比 CK 处理增加 6.45%、2.06% 和 4.32%。这表明，混合施用硅肥与生物炭不仅在叶面积和叶绿素含量上表现出优势，还提升了作物产量。

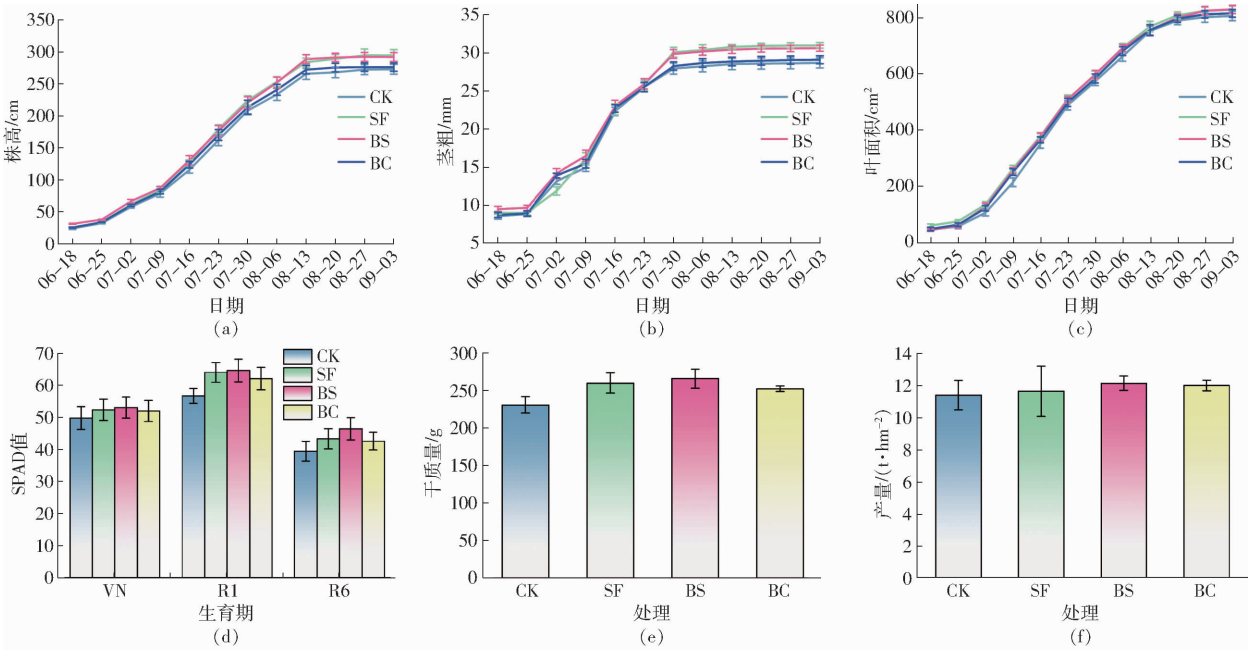

图 2 不同处理下玉米作物农艺性状

Fig. 2 Agronomic characteristics of maize crop under different treatments

2.3 土壤 Si 组分变化特征

在 CK、SF、BS、BC 处理下，田间土壤中不同硅组分含量在不同生育期间表现出不同的变化趋势（图 3）。从 VE 期开始，土壤中 $CaCl_2$ - Si 含量呈上升趋势，直到 RN 和 R6 期达到峰值，随后由于集中降雨导致可溶性 Si 流失，含量逐渐下降（图 3a）。在 CK 处理中，$CaCl_2$ - Si 最高含量为 6.40 mg/kg，而在 SF 和 BS 处理中，土壤 $CaCl_2$ - Si 最高含量分别比 CK 增加 34.69% 和 57.66%。整个生育周期内，土壤中 $CaCl_2$ - Si 平均含量由大到小依次为 BS、SF、BC、CK。CK 处理下土壤 $CaCl_2$ - Si 平均含量为 5.56 mg/kg，SF 和 BC 处理分别比 CK 增加 32.01% 和 17.09%。

土壤中 Acetic - Si 含量变化趋势与 $CaCl_2$ - Si 相似（图 3b）。在 VE ~ VT 阶段，土壤 Acetic - Si 含量逐渐增加。与 CK、SF 和 BC 处理相比，BS 处理使 Acetic - Si 最大含量分别增加 57.62%、34.70% 和 17.62%。在 VE ~ R1 阶段，土壤中 H_2O_2 - Si 含量呈上升趋势，其中 SF 处理增幅最大（图 3c）。H_2O_2 -Si 平均含量在 VE ~ R1 阶段由大

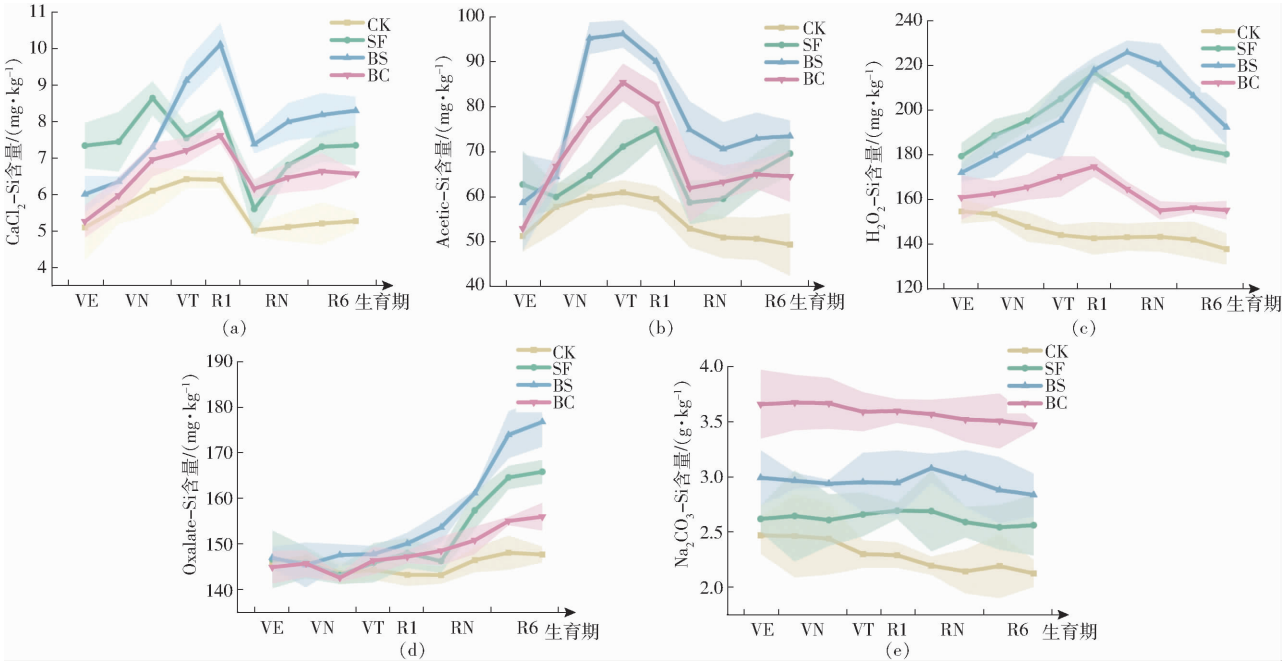

图 3 不同处理下作物生育期内土壤硅组分含量变化曲线

Fig. 3 Changes in soil silicon component content throughout crop growth period under different treatments

到小依次为 SF、BS、BC、CK。作物进入 R1 ~ R6 阶段后，所有处理下的 H_2O_2 - Si 含量均呈下降趋势。然而，BS 处理显现出减缓 H_2O_2 - Si 含量下降速率的作用，表明其在 R1 ~ R6 阶段能够更好地稳定和维持土壤中的 H_2O_2 -Si 含量。在整个生育期，CK 处理 H_2O_2 - Si 平均含量为 145.21 mg/kg，BC 处理较 CK 提高 11.97%，而 SF 与 BS 处理 H_2O_2 - Si 平均含量分别为 193.76 mg/kg 和 199.47 mg/kg，二者较为接近。

BS 处理显著提高了土壤中 Oxalate - Si 含量，其增长趋势在所有处理中最为明显（图 3d）。土壤中 Oxalate - Si 平均含量由大到小依次为 BS、SF、BC、CK。相比之下，土壤中 Na_2CO_3 - Si 含量变化相对缓和，各处理平均含量呈一定层次性（图 3e）。

2.4　植硅体生成量与固碳量分布特征

2.4.1　作物中植硅体及其碳含量积累

由图 4（图中箱线图表示植硅体含量，折线图表示植硅体中碳含量）可知，相较于作物其他富硅器官，根部植硅体及其碳含量普遍偏低且变化幅度较小，不同处理对植硅体中碳含量影响较弱。与根部相比，作物茎中的植硅体及其碳含量明显升高（图 4b）。作为作物主要的富硅器官之一，不同处理对茎中植硅体及其碳含量的影响显著，变化幅度分别为 0.40、0.07 个百分点。在 SF 和 BC 处理下，茎中植硅体含量分别比 CK 处理增加 0.20、0.02 个百分点，而 BS 处理下茎中植硅体含量最高，达到 1.11%。另一方面，不同处理下植硅体中碳含量存在差异，由大到小依次为 BC、BS、CK、SF，与植硅体

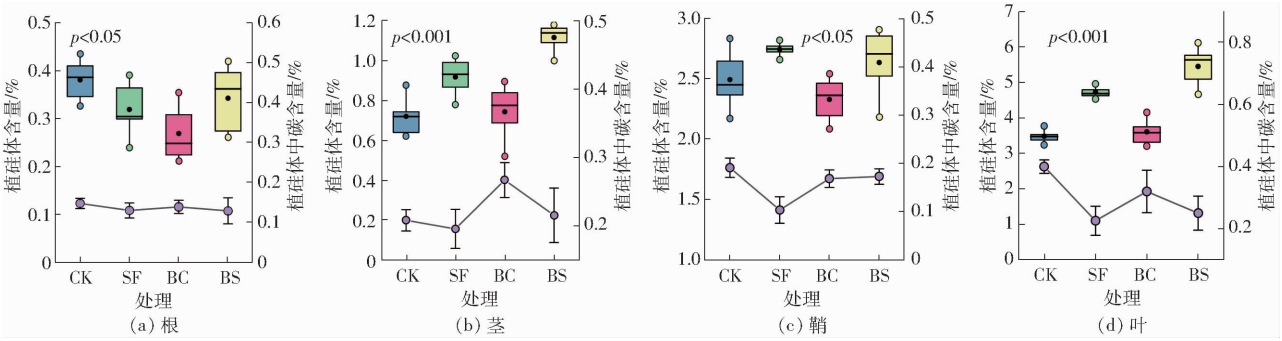

图 4　不同处理下作物根、茎、叶、鞘中植硅体及其碳含量

Fig. 4　Changes in phytolith content and carbon content in roots, stems, leaves, and sheaths of crops under different treatments

产量呈相反趋势。

鞘中植硅体及其碳含量变化幅度分别为 0.42、0.09 个百分点，整体水平较高（图 4c）。在 CK 处理下，鞘中植硅体平均含量为 2.49%。相比之下，SF 和 BS 处理使鞘中植硅体含量分别增加 0.25、0.14 个百分点，而 BC 处理则导致鞘中植硅体含量减少 0.16 个百分点。不同处理对鞘中植硅体碳含量的影响与根和茎不同。在 CK 处理下，鞘中碳含量为 0.19%，较 SF 高 0.09 个百分点，较 BC 高 0.02 个百分点。在 BC 和 BS 处理下，碳含量几乎相同，并且与植硅体产量呈相反趋势。

进一步分析图 4d 可知，叶片是作物中植硅体含量最高的富硅器官。4 种处理下，叶片植硅体含量稳定上升，而碳含量则缓慢下降。在 BS 处理下，叶片植硅体平均含量达到 5.44%，比 SF 和 BC 处理分别提高 0.73、1.85 个百分点，差异具有统计学意义。CK 处理显著降低了植硅体中的碳含量，平均为 0.39%，而 BC、SF 和 BS 处理则分别增加 0.08、0.17、0.15 个百分点。

综合上述分析，SF 和 BC 处理显著提高了作物体内植硅体的积累，并且在作物的非根富硅组织中表现出一致的趋势。同时，BS 处理提高玉米茎、鞘和叶部位的植硅体含量，分别增加 54.75%、5.68% 和 56.87%。尽管这导致了碳含量的相反趋势。

2.4.2　作物中植硅体碱溶解量及碳固存

图 5a 显示，在试验开始的 10.5 d 内，所有处理的植硅体样品均具有较高的溶解量，表明此阶段的不稳态植硅体（UP）较易溶解。具体而言，BS、BC 和 CK 处理下的植硅体在 14 d 内达到稳定，而 SF 处理则在 17.5 d 后才稳定。这表明不同处理条件下，植硅体的溶解量和稳定时间存在显著差异，说明表观溶解度受外硅源的影响。

进一步分析图 5a 可知，SF 处理植硅体具有更高的表观溶解量。例如，在试验的 3.5 d 时，SF 处理溶解量达 11.59 mg，比 CK 处理高 2.36 mg。由于试验过程中损失了更多的植硅体样品，SF 处理产生的植硅体可溶性更高，UP 组分含量比 CK 和 BS 处理分别增加 4.72、3.56 个百分点，从而提高了溶解率。在 7 ~ 10.5 d，BS 处理溶解量为 10.67 mg，同期 SF 和 BC 处理溶解量分别增加 6.38 mg 和 2.02 mg。不同处理下亚稳态植硅体（MSP）溶解量由大到小依次为 SF、CK、BC、BS。

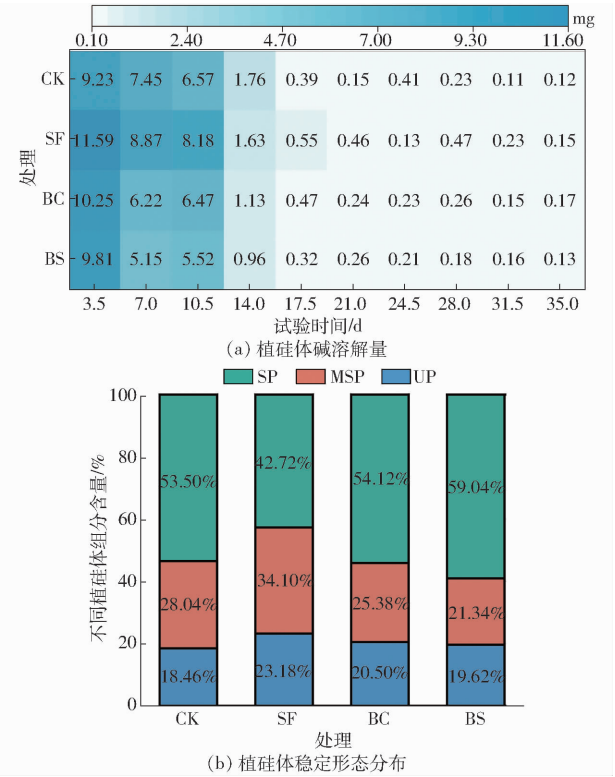

图 5 不同处理下植硅体碱溶解量和植硅体稳定形态分布

Fig. 5 Alkali solubility of phytoliths and distribution of stability forms of phytoliths in different treatments

在试验后期(第 14 天至结束),所有处理下的植硅体溶解量显著下降,显示出较强的稳定性。图 5b 显示,BS 处理使稳态植硅体(SP)组分含量比 SF 和 BC 处理分别增加 16.32、4.92 个百分点,而 SF 处理 SP 含量较低。尽管 BC 处理提高了植硅体的稳定性,但其效果不及 BS 处理。

CK、SF、BS 和 BC 处理下 P_{tocf} 分别为 43.42、56.82、57.79、49.05 kg/(hm^2·a)。与 CK 处理相比,SF、BS 和 BC 处理均提高了 P_{tocf},分别增加 30.86%、33.10% 和 12.97%,其中 BS 处理在增加 P_{tocf} 方面表现出更大的优势。对于 P_{tcf} 而言,BS 和 BC 处理提高了植硅体中 SP 组分含量,分别为 34.12、26.55 kg/(hm^2·a),BS 处理相较于 CK 处理提高 46.88%,而 SF 处理尽管显著提高了 P_{tocf},但由于植硅体中 UP 组分的降低,P_{tcf} 相较于 CK 处理仅提高 4.49%。

2.5 作物中植硅体结构分析

图 6 为作物中提取的植硅体与 SiO_2 及有机碳标准卡的 XRD 对比结果,特别是在 2θ 为 20°~30° 区间内特征峰明显,并呈现相同的衍射峰。在 2θ 为 20°~25°范围内的衍射峰源自植硅体形成过程中细胞壁的硅化现象,导致细胞器被固化。XRD 谱进一步揭示了植硅体中 SiO_2 和有机碳的特征衍射峰,表明其具有固碳潜能。

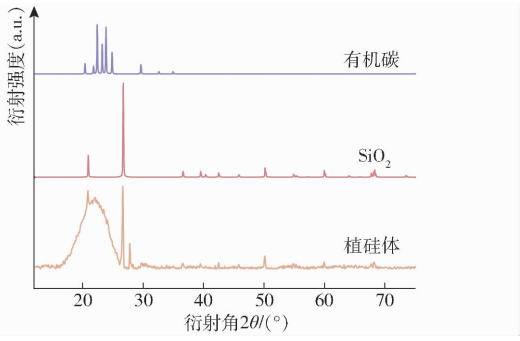

图 6 植硅体 XRD 图谱

Fig. 6 XRD pattern of phytoliths

对于经过溶解处理后保持稳态的植硅体样品,FTIR 分析结果显示光谱中未发现明显变化。波数 3 300~3 900 cm^{-1}、2 900 cm^{-1}、1 600 cm^{-1}和 1 150 cm^{-1}区域分别对应植硅体表面的 O—H、C—H、C═C 与 Si—O—Si 键,显示了稳态植硅体表面的化学结合状态。并观察到在 1 600、1 386、1 150、950、800 cm^{-1}处吸收峰略有增加(图 7),表明 BS 处理很可能改变 C═C 和 C—H 结合,在 1 600、1 386 cm^{-1}处观察到 C═C 和 C—H 拉伸振动吸收增强。950 cm^{-1}处的吸收峰表明了 Si—OH 基团的 Si—O 拉伸振动,波数范围内 Si—O—Si 强度增加。4 种处理在1 150、800 cm^{-1}处的吸收峰是由于 Si—O—Si 的伸缩振动,表明了植硅体表面对碳封存具有潜在的结构与化学适应性。

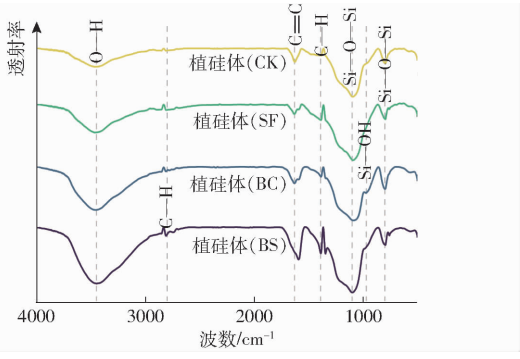

图 7 不同处理下傅里叶红外光谱图

Fig. 7 FTIR spectra under different treatments

通过扫描电子显微镜与元素分析仪观察植硅体表面结构与元素组成,对 4 种处理下作物中提取的植硅体及其溶解过程进行了定性与半定量分析。植硅体中主要元素为 Si 和 O,占植硅体元素含量的 80% 以上(图 8a~8d)。在 BC 处理下植硅体样品(图 8d)观察到相对较高的 PhytOC 含量,这表明在此处理下,植物体表面致密的 SiO_2 结构有效包裹了更多的 C 化合物。进一步从植硅体结构局部放大图中可见,不同大小和形状的 SiO_2 颗粒促进了多样化的植硅体形态,这些形态多样性反过来影响了植硅体密实度和稳定性,从而对封闭

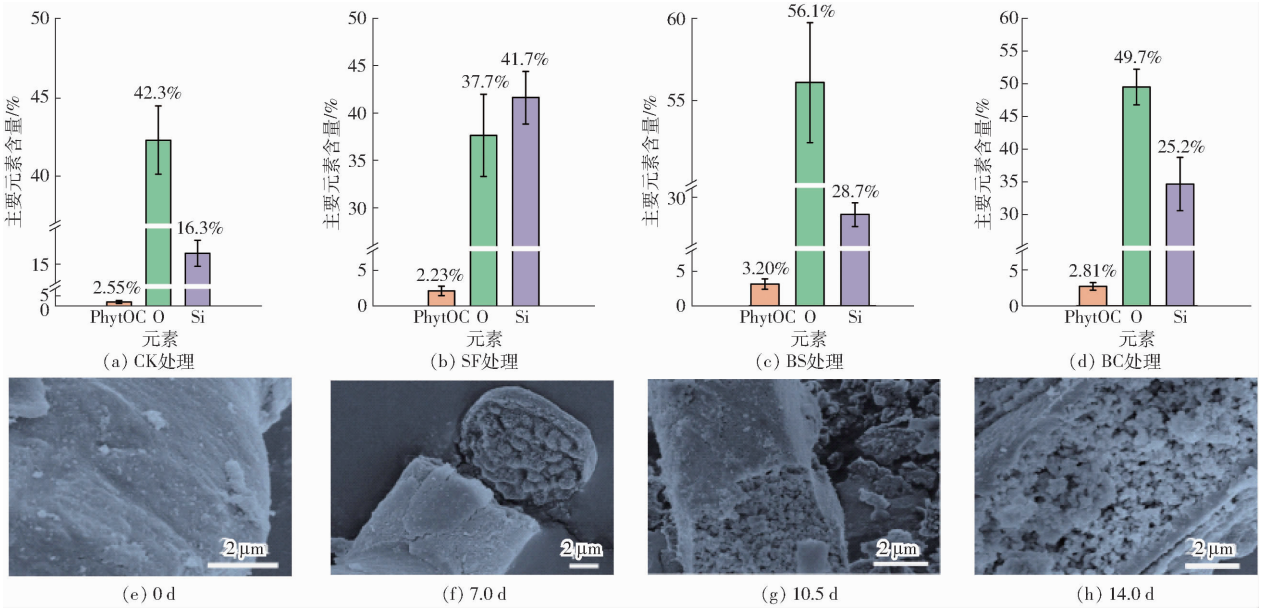

图 8　不同处理下植硅体主要元素含量及 SEM 放大后的植硅体结构图

Fig. 8　Content of major elements in phytoliths and SEM images of phytolith structures under different treatments

的碳含量产生了影响(图 8a ~ 8d)。此外,随着溶解试验的进行,原本表面平滑的植硅体结构(图 8e)开始出现断裂现象(图 8f),随后随着植硅体中易溶组分的逐渐溶解(图 8g ~ 8h),最终暴露出内含的 PhytOC。这部分不稳态植硅体展现出较弱的固碳能力,揭示了不稳定植硅体在生态系统的碳循环中可能的作用和限制。

2.6　硅组分、固碳减排及农艺性状相关性分析

采用皮尔森线性相关分析(Pearson linear correlation)探讨了多个变量之间的相关性(图 9,图中 * 表示 $p \leqslant 0.05$)。结果显示,土壤中的 CH_4 排放量与硅组分含量呈显著负相关,尤其是与 C-Si(相关系数 $r = -1.00$, $p \leqslant 0.05$)和 H-Si($r = -0.99$, $p \leqslant 0.05$)呈显著负相关。此外,作物的农艺性状与土壤中 C-Si、A-Si、H-Si、O-Si 呈显著正相关。

进一步分析发现,土壤中的硅组分含量与作物茎、叶、鞘中植硅体含量之间呈负相关。其中,C-Si 与 L-p($r = -0.97$, $p \leqslant 0.05$)、A-Si 与 Sh-p($r = -0.96$, $p < 0.05$)、O-Si 与 St-p($r = -0.91$, $p \leqslant 0.05$)呈显著负相关。相反,土壤中的硅组分含量与 PhytOC 含量间呈正相关。具体而言,C-Si 与 S-pc($r = 0.99$, $p \leqslant 0.05$)、A-Si 与 Sh-pc($r = 0.96$, $p \leqslant 0.05$)、H-Si 与 S-pc($r = 0.99$, $p \leqslant 0.05$)呈显著正相关。这表明,土壤硅组分的增加有助于提高植硅体中 PhytOC 含量,从而增强固碳能力。总体而言,这些结果揭示了温室气体排放、农艺性状、硅组分、植硅体及其碳含量之间复杂的相关性网络,为进一步研究提供了重要依据。

3　讨论

3.1　混合外源硅对土壤硅组分动态变化的影响

硅肥施用促进了土壤中 Si 组分的再分配及总量的增加,尤其对可溶性 Si 含量产生了显著影响。THAKRAL 等[11]研究表明,硅肥进入土壤后,水溶性 Si 的直接补充以及部分非结构性 Si 的解吸,增加了土壤溶液中单硅酸(H_4SiO_4)和聚硅酸(H_2SiO_3)$_n$ 浓度,导致 $CaCl_2$ - Si、Acetic - Si 和 H_2O_2 - Si 这 3 种 Si 组分含量上升,这与本试验结果一致。然而,研究发现,尽管硅肥施用在初期促进了可溶性 Si 的增加,但随着 H_4SiO_4 持续积累,SiO_4^{4-} 与 Ca、Al、Fe 等土壤中阳离子进一步结合,形成了低溶解度的硅酸盐化合物,导致 3 种 Si 组分含量在后期未能持续增加。此外,集中降雨通过淋失作用加速了 3 种 Si 组分含量的降低[12],表明土壤中 Si 的释放与各组分间的转化和流失表现出复杂的动态平衡。

生物炭的应用为土壤微生物提供了有利条件,通过分泌有机酸改善 Acetic - Si 的转换过程,进一步优化土壤结构和通气性[13]。研究表明,BS 处理的 Acetic - Si 含量高于其他处理,这与微生物活动引发的有机物分解和新形成的有机 Si 化合物直接相关[14]。此外,SF 和 BS 处理 H_2O_2 - Si 含量在作物生长初期显著高于 CK 处理(图 3),则是由于生物炭吸附了较多的硅酸盐化合物[15],并通过表面的羧基(—COOH)、羟基(—OH)、氨基(—NH_2)和酰胺基(—$CONH_2$)等活性基团与阳离子形成络合物,促进了硅酸盐的解离。WANG 等[16]通过 FTIR 和 SEM - EDX 分析表明,生物炭表面在土壤中形成了

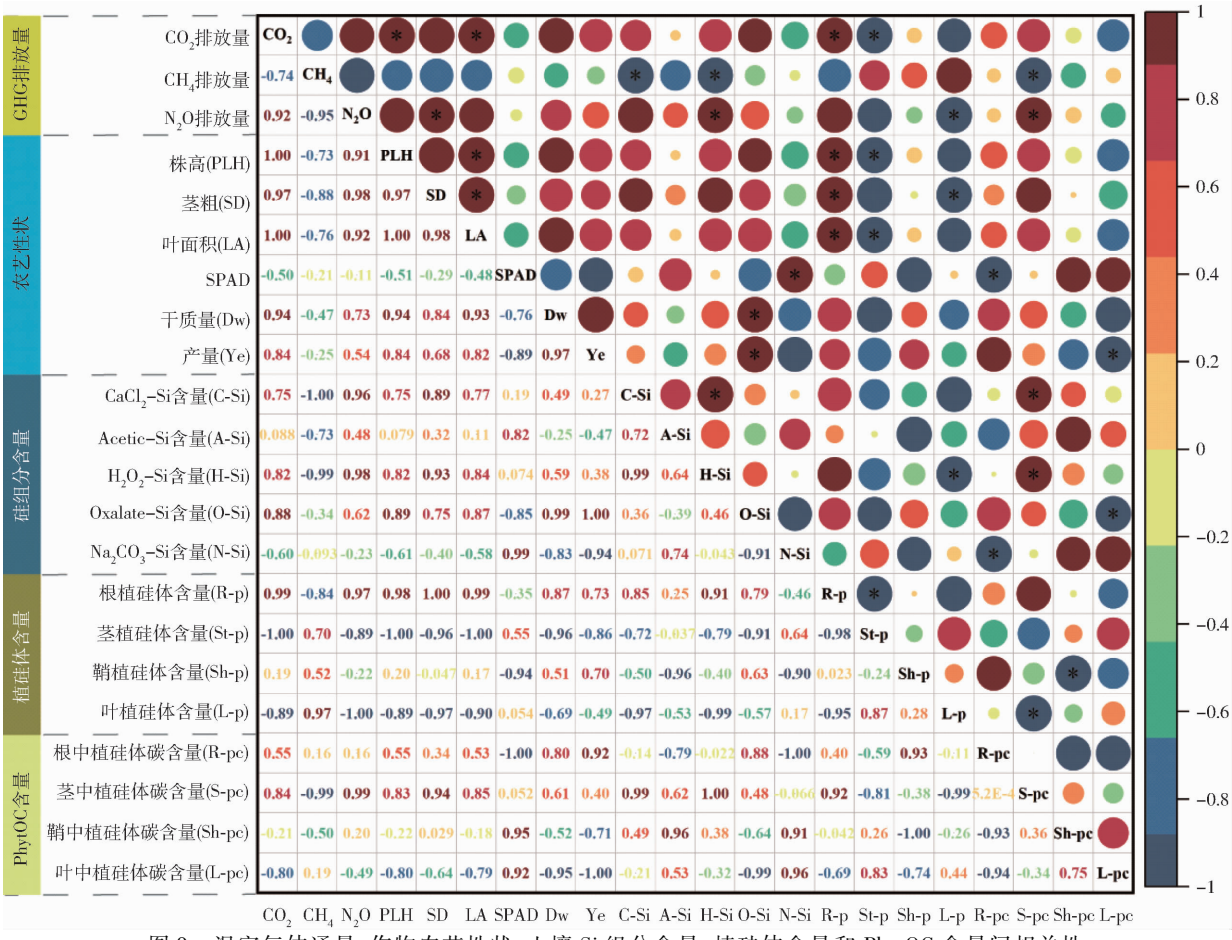

图 9 温室气体通量、作物农艺性状、土壤 Si 组分含量、植硅体含量和 PhytOC 含量间相关性

Fig. 9 Correlations between soil GHG emissions, crop agronomic traits, agronomic characteristics of maize, soil Si fractions, phytoliths and PhytOC

新的 Si—O—Si 键,进一步证实生物炭提升土壤中水溶 Si 含量的作用,这有效避免了水溶性 Si 的淋失。相比之下,Na_2CO_3-Si 的变化在短期内不明显,作为缓慢累积的稳定硅成分,其影响较小。

本研究发现,硅肥和生物炭施用引发的化学反应,导致土壤中各个不稳定 Si 组分和含量发生变化,并且这些变化具有时段性特征。特别是硅肥与生物炭的联合施用,更有效增加了可溶性 Si 含量,缓解因降雨和作物吸收引起的可溶性 Si 含量下降。这不仅改善了土壤的水分状况和环境条件,还显著稳定并提高了土壤中各硅组分含量,展现出最佳的优化效果。

3.2 硅肥和生物炭联合施用对作物生长及生理特征的影响

硅肥已被广泛应用于全球农业中以提高作物生产力,而生物炭的加入进一步优化了这一过程[6]。THAKRAL 等[11]研究发现,硅在植物细胞壁中的沉积,有助于茎叶直立,增加受光面积,从而增强光合作用效率,这一研究结果与本研究相似。本研究表明,不同处理使土壤中 Si 含量出现差异,较高的 Si 含量直接体现在 SPAD 值的提升上,表明叶绿素含量增加,并促进叶面积增大和光合产物积累,特别是在 BS 处理下效果显著(图 2)。

此外,硅肥和生物炭施用显著提高了土壤的保水能力,同时增强了土壤的养分供应,为作物生长提供了优良条件,增强了作物对水分和养分的吸收,从而提升了植株株高、茎粗和叶面积。HADRI 等[17]的研究结果表明,硅肥可以通过减少对化学肥料的依赖,为作物生长做出贡献,并且在本试验中,BS 处理有效提高了作物产量。

研究进一步表明,硅肥和生物炭施用增强了土壤中关键营养元素的生物可利用性,如 Si、P、交换性 Ca、Mg、K 以及水溶性 Fe[9]。生物炭通过调节土壤 pH 值和改善土壤结构,促进了营养元素的有效供应和植物吸收[8]。本研究中,生物炭能够有效吸附和缓释硅肥中的可溶性 Si,提高其在土壤中的有效性和长期利用率,减少硅流失。这确保了在整个生育期内植物能够持续获取足够的可溶性 Si,维持其生长优势。多方面的优化作用,直接反映在作物各项生长指标的提升上,包括株高、茎粗、SPAD 值、叶面积、干质量和产量的显著增加(图 2)。

综上所述,硅肥与生物炭的协同效应进一步增

强了植物的营养吸收效率。这些综合效应共同为农业生产提供了一种有效的土壤改良和作物增产策略。

3.3 硅肥和生物炭对 PhytOC 固存与土壤温室气体排放的影响

土壤中的可溶性 Si 被植物吸收后，引起植物体内植硅体及 PhytOC 积累量的增加[18]，HUANG 等[19]研究表明，植硅体的形成与硅肥施用量呈正相关关系，可溶性 Si 显著影响 PhytOC 的固存。本研究结果表明，尽管 BC 处理下土壤中 $CaCl_2$ - Si 增加不显著，但作物中植硅体含量增幅最大，这表明不同施用方式对作物中植硅体数量和特性产生了不同影响。从图 4、5 可以看出，SF 处理虽然有助于植硅体生成，但其以 UP 和 MSP 形式为主，SP 形态相对减少，这一结果与 PARR 等[20]提出的理论相符，即植硅体的碳封存能力与固碳量紧密相关。

BS 处理虽然提高了植硅体总产量和 PhytOC 固存，但稳定固存率较低，这表明植硅体产量和固碳效率存在潜在的负相关性（图 9）。同时，这也突显了生长环境对 PhytOC 固存特性的影响，进一步验证了尽管 PhytOC 较为稳定，但其含量仍受环境因子影响[21]。NAKAMURA 等[22]的研究表明，土壤中植硅体溶解和 Si 释放是硅循环的重要组成部分，碱溶解试验证明自然状态下的 UP 和 MSP 会逐渐溶解，而 SP 稳定存在，成为碳固存的重要形式。因此，植硅体稳定性因子 F 与 SP 组分相关，P_{tcf}是固碳能力的关键指标。

对于土壤温室气体排放的影响方面，研究表明硅肥施用可显著减少 CH_4 排放，而对 CO_2 排放无显著影响，这与以往的研究一致[23]。然而，BS 处理中 CO_2 排放量增加，而 CH_4 和 N_2O 排放量下降，这是由于生物炭施加到土壤后，活性有机碳被迅速分解，导致 CO_2 排放增加。同时，生物炭通过提高土壤的通气性，减少了厌氧区域，抑制甲烷菌活性[23]，硅肥通过增强植物根系的呼吸能力和土壤氧气的渗透，进一步降低了 CH_4 生成。此外，生物炭较高的比表面积和阳离子交换量，可以吸附土壤中的 NH^{4+}、NO^{3-} 等离子，减少参与反硝化和硝化作用的可能性，抑制了 N_2O 排放[24]。

综上所述，硅肥和生物炭施用通过不同机制促进了植硅体及 PhytOC 积累，并有效调控了土壤温室气体排放。这些发现为未来硅肥和生物炭在农业生产中的应用提供了重要参考。

4 结论

（1）硅肥和生物炭联合施用有效促进了土壤中多种可溶性 Si 组分的增加，尤其是 $CaCl_2$ - Si、Acetic - Si、H_2O_2 - Si 等易溶 Si 组分含量显著提升。生物炭发挥了“临时硅库”的作用，显著减少了硅流失，保障了硅元素在作物生长后期的有效性。

（2）硅肥和生物炭联合施用增强了玉米作物长势，增加了植株高度、茎秆直径和干质量。同时，硅肥和生物炭通过优化土壤的水分和养分保持能力，提高作物叶面积与 SPAD 值，进一步增强了作物适应性，这些影响共同带来了产量增加。

（3）生物炭和硅肥联合施用通过提高作物对可溶性 Si 的吸收，增强植硅体及 PhytOC 积累。然而，PhytOC 保留通量相对较低，这表明 PhytOC 固存的稳定率相对较低，植硅体产量和固碳效率间存在潜在的负相关关系。硅肥施用显著减少了 CH_4 排放，而生物炭的加入调控了土壤氧气渗透性和微生态环境，进而降低了 CH_4 和 N_2O 排放，但 CO_2 排放增加。

参 考 文 献

[1] BEILLOUIN D, CORBEELS M, DEMENOIS J, et al. A global Meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene[J]. Nature Communications, 2023, 14: 3700.

[2] SHAABAN M, NUNEZ-DELGADO A. Soil adsorption potential: harnessing earth's living skin for mitigating climate change and greenhouse gas dynamics[J]. Environmental Research, 2024, 251: 118738.

[3] YANG D M, HUANG X, SHE D L, et al. Revegetation of sloping land significantly reduces SOC loss via erosion on the Loess Plateau[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2024, 376: 109225.

[4] PARR J F, SULLIVAN L A. Soil carbon sequestration in phytoliths[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37: 117 - 124.

[5] 左昕昕, 戴锦奇, 吴卫, 等. 东南沿海地区 7500 年前水稻种植的微体化石证据[J]. 中国科学:地球科学, 2022, 52(12): 2403 - 2415.

[6] YANG X M, SONG Z L, GUO L D, et al. Specific PhytOC fractions in rice straw and consequent implications for potential of phytolith carbon sequestration in global paddy fields[J]. Science of the Total Environment, 2023, 856: 159229.

[7] SONG Z L, MCGROUTHER K, WANG H L. Occurrence, turnover and carbon sequestration potential of phytoliths in terrestrial ecosystems[J]. Earth-Science Reviews, 2016, 158: 19 - 30.

[8] OTONI J P, MATOSO S C G, PÉREZ X L O, et al. Potential for agronomic and environmental use of biochars derived from different organic waste[J]. Journal of Cleaner Production, 2024, 449: 141826.

[9] YANG X M, SONG Z L, QIN Z L, et al. Phytolith-rich straw application and groundwater table management over 36 years

affect the soil-plant silicon cycle of a paddy field[J]. Plant and Soil, 2020, 454: 343 – 358.

[10] SONG Z L, LIU H Y, LI B L, et al. The production of phytolith-occluded carbon in China's forests: implications to biogeochemical carbon sequestration[J]. Global Change Biology, 2013, 19(9): 2907 – 2915.

[11] THAKRAL V, RATURI G, SUDHAKARAN S, et al. Silicon, a quasi-essential element: availability in soil, fertilizer regime, optimum dosage, and uptake in plants[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2024, 208: 108459.

[12] VANDER L C, LI Z M, ISERENTANT A, et al. Rainfall is the major driver of plant Si availability in perudic gibbsitic Andosols[J]. Geoderma, 2021, 404: 115295.

[13] 王雪玉, 刘金泉, 胡云, 等. 生物炭对设施连作土壤真菌群落结构与多样性的影响[J]. 农业机械学报, 2022, 53(7): 347 – 353.
WANG Xueyu, LIU Jinquan, HU Yun, et al. Effect of biochar on strcture and diveraity of soil fungal community in facility continuous cropping[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2022, 53(7): 347 – 353. (in Chinese)

[14] ZHANG L X, GUAN Y T. Consistent responses of soil bacterial communities to bioavailable silicon deficiency in croplands [J]. Geoderma, 2022, 408: 115587.

[15] LI Z M, DE T F, VANDER L C, et al. Soil microaggregates store phytoliths in a sandy loam[J]. Geoderma, 2020, 360: 114037.

[16] WANG Y F, XIAO X, ZHANG K, et al. Effects of biochar amendment on the soil silicon cycle in a soil-rice ecosystem[J]. Environmental Pollution, 2019, 248: 823 – 833.

[17] HADRI S H, AFZAAL A, SAEED L, et al. Recent advances in the development of nanoparticle based fertilizers for different kinds of crops: a review[J]. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 2024, 58: 103194.

[18] CHEN Y F, HE D M, WU H S, et al. Silicon fertiliser application increases the terrestrial ecosystem carbon pool at the global scale[J]. Geoderma, 2024, 442: 116806.

[19] HUANG C P, WANG L, GONG X Q, et al. Silicon fertilizer and biochar effects on plant and soil PhytOC concentration and soil PhytOC stability and fractionation in subtropical bamboo plantations[J]. Science of the Total Environment, 2020, 715: 136846.

[20] PARR J, SULLIVAN L, CHEN B H, et al. Carbon bio-sequestration within the phytoliths of economic bamboo species[J]. Global Change Biology, 2010, 16(10): 2661 – 2667.

[21] 张楚磊, 鲁静, 李晓林, 等. 伏牛山 3 种典型针叶林植硅体碳的封存特性及稳定性比较研究[J]. 福建农业学报, 2023, 38(9): 1124 – 1132.
ZHANG Chulei, LU Jing, LI Xiaolin, et al. Storage and stability of phytolith-occluded carbon in three typical coniferous forests at Mt. Funiu[J]. Fujian Journal of Agricultural Sciences, 2023, 38(9): 1124 – 1132. (in Chinese)

[22] NAKAMURA R, CORNELIS J T, DE TOMBEUR F, et al. Diversity of silicon release rates among tropical tree species during leaf-litter decomposition[J]. Geoderma, 2020, 368: 114288.

[23] 佟玲, 戴永辉, 陈阳, 等. 水盐胁迫下老化生物炭对温室气体与玉米生长的影响[J]. 农业机械学报, 2023, 54(9): 386 – 395.
TONG Ling, DAI Yonghui, CHEN Yang, et al. Effects of aged biochar on greenhouse gases and maize growth under water and salt stress[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2023, 54(9): 386 – 395. (in Chinese)

[24] LI C, WEI Z, WANG X, et al. Biochar mitigates the stimulatory effects of straw incorporation on N_2O emission and $N_2O/(N_2O+N_2)$ ratio in upland soil[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 369: 122318.