

龙巧玲, 朱俊, 谭文峰, 等. 硅酸钾改性生物炭对土壤铝硅形态和小麦生长发育及产量的影响[J]. 华中农业大学学报, 2025, 44(4): 37-46.
DOI: 10.13300/j.cnki.hnlkxb.2025.04.004

硅酸钾改性生物炭对土壤铝硅形态 和小麦生长发育及产量的影响

龙巧玲, 朱俊, 谭文峰, 林杉, 付庆灵, 胡红青

华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070

摘要 为探究硅酸钾改性生物炭对土壤铝形态转化及作物生长的作用机制, 以酸性红壤为材料, 采用盆栽试验, 设置CK(无生物炭)、0.5%原始生物炭(0.5% unmodified biochar, 0.5% CBC)、1%原始生物炭(1% CBC)、2%原始生物炭(2% CBC)、0.5%硅酸钾改性生物炭(0.5% silicate-modified biochar, 0.5% S-CBC)、1%硅酸钾改性生物炭(1% S-CBC)、2%硅酸钾改性生物炭(2% S-CBC), 每个处理4次重复, 种植小麦并测定土壤性质。结果显示, 硅酸钾改性生物炭(S-CBC)对小麦生长的促进效果高于原生物炭(CBC)。0.5% S-CBC处理小麦幼苗的根系活力显著提高了103.0%; 与2% CBC处理相比, 0.5% S-CBC处理使小麦单穗质量显著提高了8.61%。S-CBC处理显著降低了小麦植株的铝含量, 增加了小麦根系对硅的吸收。生物炭的添加还显著降低了土壤交换性酸含量, 相较于2% CBC处理, 0.5% S-CBC处理交换性酸量降低了29.17%, 并促进了活性铝转化为非活性态, S-CBC的作用效果显著强于CBC。同时, 生物炭提高了土壤交换性盐基离子, 相较于2% CBC处理, 0.5% S-CBC处理的交换性 K^+ 增加了87.96%。此外, 生物炭增加了土壤微生物活性, 改变了细菌群落组成, 而土壤pH和交换态铝($Ex-Al^{3+}$)是影响微生物群落丰富度的关键因子。总体来说, 添加S-CBC提高了土壤肥力, 降低了土壤酸度, 增加了土壤微生物活性, 进而促进了小麦生长。供试土壤上以0.5% S-CBC添加量效果最好。

关键词 硅酸钾改性生物炭; 酸性土壤; 铝形态; 微生物群落; 小麦; 根系; 生长

中图分类号 S156 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2025)04-0037-10

土壤酸化是全球农业生产面临的重要问题之一, 尤其在长期施用化肥和酸雨影响的地区, 土壤酸化现象尤为严重^[1-4]。酸性土壤中, 铝(Al)的活化是限制作物生长的主要因素之一。在酸性条件下, 土壤中的铝以毒性较强的交换性铝($Ex-Al^{3+}$)和单核羟基铝($Al(OH)^{2+}$ 、 $Al(OH)_2^+$)等形式存在, 这些活性铝会抑制植物根系生长, 破坏细胞结构, 并干扰养分吸收, 最终影响作物生长发育^[5-6]。小麦是全球重要的粮食作物之一, 对土壤环境极为敏感, 铝毒不仅抑制其根系生长, 还会降低光合作用和养分利用率, 导致产量显著下降^[7]。因此, 如何有效降低土壤中活性铝的毒性, 改善土壤环境, 成为农业可持续发展的重要研究方向。

近年来, 生物炭作为一种环境友好型土壤改良剂, 因其独特的物化性质(如高比表面积、丰富的孔

隙结构和表面官能团)被广泛应用于土壤修复和农业增产^[8-10]。研究表明, 生物炭能通过吸附、沉淀等机制固定土壤铝离子, 降低其生物有效性, 从而缓解铝毒害^[11]。然而, 原始生物炭降低铝毒能力有限, 且其效果受生物炭原料、热解温度等因素的影响较大^[12]。因此, 研究者开始探索通过改性提升生物炭的性能, 增强生物炭对酸性土壤的改良效果。

硅酸盐改性生物炭作为一种新型功能材料, 近年来广受关注。研究表明, 硅改性生物炭能提高土壤pH值、缓解土壤酸化^[13-15]。硅酸钾能够提供硅、钾养分, 对改善土壤结构和促进植物生长具有良好作用^[16-17]。将硅酸钾与生物炭结合, 制备硅酸钾改性生物炭(silicate modified biochar, S-BC), 有望进一步提升生物炭对酸性土壤的改良效果。然而, 目前关于硅酸钾改性生物炭对土壤铝形态转化及作物生

收稿日期: 2025-03-18

基金项目: 国家重点研发计划项目(2021YFD1901202)

龙巧玲, E-mail: 471279290@qq.com

通信作者: 胡红青, E-mail: hqhu@mail.hzau.edu.cn

长影响的研究较少,其作用机制尚不明确。

本研究以硅酸钾为改性材料,制备硅酸钾改性生物炭,并通过盆栽试验探究硅酸钾改性生物炭对土壤铝形态和小麦生长的影响,揭示硅酸钾改性生物炭对土壤酸度及活性铝形态、小麦生长与根系活力、土壤微生物群落结构的影响,旨在为酸性土壤改良和作物高产提供理论依据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自湖北省咸宁市咸安区双溪桥镇(29°55′21″N, 114°32′E), 0~20 cm耕层,为第四纪红色黏土发育的红壤,基本性质为:pH 4.77,有机质 15.77 g/kg,总氮 1.25 g/kg,速效磷 27.67 mg/kg,速效钾 60.94 mg/kg,有效硅 66.28 mg/kg,CEC 10.67 cmol/kg,交换性 Al^{3+} 2.09 cmol/kg。

1.2 试验材料

1)原始生物炭。将玉米秸秆粉碎后置于马弗炉中热解,以 10 °C/min 的速度升温至 600 °C,恒温保持 2 h,制得原始生物炭,标记为 CBC。其性质为:pH 值 10.83,全磷 15.28 g/kg,全钾 4.37 g/kg,有效硅 0.64 g/kg,CEC 132.5 cmol/kg。

2)改性生物炭。向原始生物炭中加入含 10 g/L Si ($m_{\text{生物炭}}:m_{\text{Si}}=10:1$)的硅酸钾溶液,按固液比 1:10 的比例混合,将混合后的溶液置于磁力搅拌器上 500 r/min 搅拌 24 h,于 100 °C 烘至恒质量,制得硅酸钾改性生物炭,标记为 S-CBC。其性质为:pH 值 11.41,全磷 15.68 g/kg,全钾 12.19 g/kg,有效硅 3.48 g/kg,CEC 145.8 cmol/kg。

3)作物。选取土壤采集地广泛种植的小麦品种鄂恩 006。

1.3 试验设计

盆栽试验共设置 7 个处理,分别为 CK(无生物炭)、0.5% CBC(0.5% 原始生物炭)、1% CBC(1% 原始生物炭)、2% CBC(2% 原始生物炭)、0.5% S-CBC(0.5% 硅酸钾改性生物炭)、1% S-CBC(1% 硅酸钾改性生物炭)、2% S-CBC(2% 硅酸钾改性生物炭)。每个处理重复 4 次。试验开始于 2022 年 12 月 10 日,按处理将过筛(孔径 0.85 mm)的生物炭、底肥(N 0.1 g/kg, P_2O_5 0.05 g/kg)与 5 kg 土壤混合均匀,装盆,活化 7 d 后播种小麦,保持 60% 的田间持水量,于同年 12 月 31 日采集小麦苗期样品,2023 年 5 月 10 日收获成熟小麦样品,试验共历时 6 个月。小麦收获

时采集土壤样品,将部分土样风干,磨细过筛,用于土壤基本理化指标及活性铝形态的测定;另一部分放入 -80 °C 冰箱,用于微生物组成的测定。

1.4 指标测定

土壤 pH 值用 pH 计读取(水土质量比 2.5:1);土壤有机质采用 $K_2Cr_2O_7$ - H_2SO_4 氧化法测定;土壤速效磷用 $NaHCO_3$ 提取-钼锑抗比色法测定;有效硅用 $NaHCO_3$ 提取-硅钼蓝比色法测定;速效钾用乙酸铵提取-火焰光度法测定;土壤阳离子交换量(CEC)用乙酸铵交换法测定^[18]。

土壤活性铝的含量用庞叔薇等^[19]提出的浸提方法测定。土壤中硅形态的提取参考 Song 等^[20]的逐级提取法,采用硅钼蓝比色法测定。

根系形态结构利用 EPSON 扫描仪(V850 Pro, 爱普生有限公司)及根系图像分析软件(WinR-ZHIZO, Regent Instruments Inc., Quebec, Canada)进行扫描与图像分析;根系活力用 TTC 法测定;植株硅含量用硫酸-硝酸消煮后硅钼蓝比色法测定。土壤微生物多样性检测由武汉百易汇能生物科技有限公司完成。

1.5 数据处理

试验数据采用 Microsoft Excel 进行计算处理,并通过 Origin 2021 软件进行统计分析和图表绘制,使用 Canoco 5 软件对微生物数据进行冗余分析。

2 结果与分析

2.1 添加生物炭对小麦生长的影响

由图 1 可见,添加生物炭明显提高了小麦幼苗的株高和根长。与 CK 相比,添加 CBC 小麦幼苗株高增加 3.11~8.12 cm,根伸长 4.01~6.08 cm,而添加 S-CBC 株高增加 3.71~8.33 cm,根伸长 4.05~8.70 cm。其中,均以 0.5% S-CBC 处理的作用效果最好。同时发现,株高和根长均与 CBC 的添加量呈正相关,与 S-CBC 的添加量呈负相关。

表 1 显示添加生物炭后小麦幼苗根系形态性状的变化,由表 1 可见,与 CK 相比,添加生物炭对小麦幼苗总根数、总根长、总表面积和总体积有显著影响,而对根平均直径影响不大,且均随 CBC 添加量的增加而增加,随 S-CBC 添加量的增加而降低,其中,0.5% S-CBC 处理效果显著优于其他处理。

如图 2 所示,小麦根系活力随 CBC 添加量的增加而增强,随 S-CBC 添加量的增加而减弱。与 CK

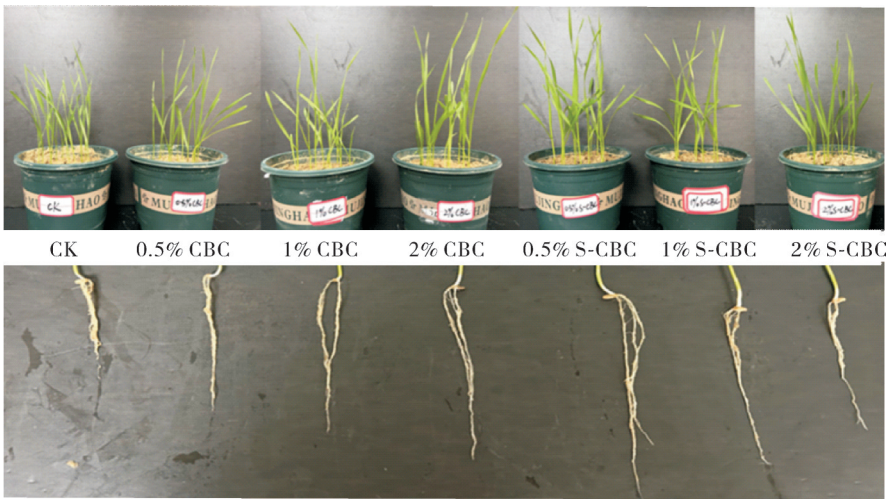


图1 不同处理对小麦幼苗长势的影响

Fig.1 The effect of different treatments on the overall growth of wheat seedlings

表 1 不同处理下小麦幼苗根系形态变化

Table 1 The root morphology of wheat seedling under different treatments

处理 Treatments	总根数 Total roots number	总根长/cm Total length	根平均直径/mm Average diameter	根总表面积/mm ² Total surface area	根总体积/mm ³ Total volume
CK	300.50±1.50e	39.40±0.95c	0.09±0.02a	186.60±3.58d	8.10±0.12c
0.5% CBC	431.00±5.50d	53.70±1.40bc	0.10±0.01a	221.10±2.43c	10.90±0.13c
1% CBC	436.50±9.00d	54.30±4.51bc	0.11±0.02a	226.80±6.45c	11.60±0.02c
2% CBC	652.00±7.00b	65.50±0.29ab	0.11±0.02a	317.10±4.44b	15.90±0.67b
0.5% S-CBC	695.00±5.00a	75.90±4.68a	0.13±0.03a	369.00±6.24a	23.80±1.42a
1% S-CBC	472.00±3.00c	72.20±3.00a	0.11±0.01a	317.40±1.88b	18.40±0.23b
2% S-CBC	421.50±3.50d	49.90±1.72bc	0.11±0.01a	251.30±1.17c	16.10±0.43b

注 Note:不同小写字母表示同一指标不同处理之间存在差异($P<0.05$)。下同。Different letters indicate significant difference among treatments in the same item at 0.05 level.The same as below.

相比,生物炭的添加均提高了小麦根系活力,但只有 0.5% S-CBC 处理达到显著水平,提高了 103.0%。

百粒重均在施用 0.5% S-CBC 时达到最大值,较 CK 分别增加了 0.92 g 和 1.00 g。

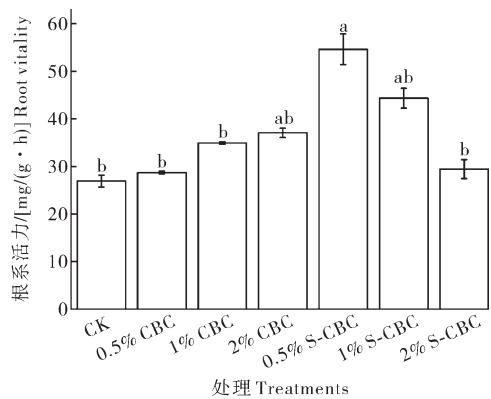


图2 不同处理下小麦幼苗根系活力

Fig.2 The root vitality of wheat seedlings under different treatments

由表 2 可见,与 CK 相比,添加生物炭显著提高了小麦株高、穗质量和百粒重。对于株高,2% S-CBC 的作用效果最明显,提高了 13.00 cm;而单穗质量和

表 2 成熟期不同处理下小麦株高和产量

Table 2 Wheat growth at ripen stage under different treatments

处理 Treatments	株高/cm Wheat height	单穗质量/g Single spike weight	百粒重/g 100-grains weight
CK	59.75±1.25b	1.73±0.03c	4.59±0.70d
0.5% CBC	70.25±1.25a	2.23±0.04b	5.12±0.12bc
1% CBC	70.75±1.24a	2.28±0.03ab	5.41±0.03ab
2% CBC	67.00±1.68a	2.44±0.04ab	5.38±0.01abc
0.5% S-CBC	68.50±1.04a	2.65±0.03a	5.59±0.09a
1% S-CBC	66.75±1.75a	2.60±0.40a	5.55±0.06a
2% S-CBC	72.75±1.37a	2.41±0.05ab	5.07±0.05c

2.2 添加生物炭对土壤 pH 及交换性能的影响

由图 3A 可知,与 CK 相比,土壤 pH 随生物炭施入量的增加而增加,CBC 处理下土壤 pH 提高 0.13~0.31 个单位,而 S-CBC 处理下土壤 pH 增加了 0.84~

2.53个单位。S-CBC处理对土壤pH的提升效果显著大于CBC处理。

如图3B所示,相较于CK,添加CBC处理,土壤交换性酸总量降低了33.81%~67.00%,而添加S-CBC则降低了76.75%~100%。可见,施用生物炭

能显著降低土壤交换性酸总量,且降低效果与生物炭的施用量呈正相关。

土壤交换性 H^+ 和交换性 Al^{3+} 含量与交换性酸总量的变化趋势相同(图3C和3D),均以2% S-CBC处理的作用效果最明显。

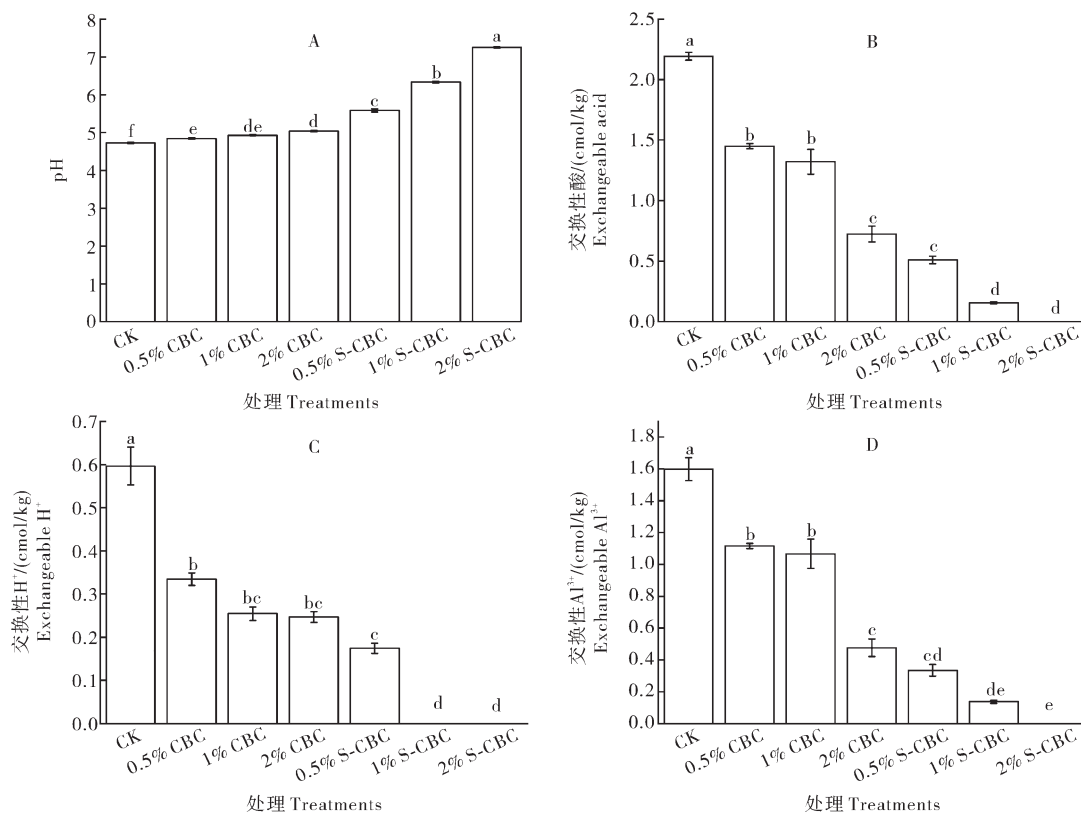


图3 不同处理下土壤pH(A)、交换性酸(B)、交换性 H^+ (C)和交换性 Al^{3+} (D)

Fig.3 Soil pH (A), exchangeable acid (B), exchangeable H^+ (C), exchangeable Al^{3+} (D) under different treatments

由图4可见,添加CBC和S-CBC对土壤交换性盐基离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 和 Na^+)的影响各不相同。添加CBC土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 K^+ 的含量提高,与CK相比,分别提高加了7.06%~16.76%、10.19%~31.93%和68.67%~392.19%,但对交换性 Na^+ 作用不明显;施用S-CBC处理,交换性 K^+ 含量显著增加了8.24~35.41倍,交换性 Na^+ 含量反而显著降低了8.55%~13.03%,但对交换性 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 作用不明显。

土壤CEC随生物炭添加量的增加而增加(图4E),其中以1% S-CBC和2% S-CBC处理的效果最明显,与CK相比,分别提高了16.15%和18.34%。

2.3 添加生物炭对土壤理化性质的影响

由表3可见,与CK相比,添加CBC和S-CBC均提高了土壤速效磷、速效钾、碱解氮和有机质的含量,且均随着生物炭添加量的增加而提高。速效磷

和速效钾含量均以2% S-CBC处理下最高,较CK提高了0.62倍和54.70倍;而碱解氮和有机质含量以2% CBC处理下效果最明显,较CK提升了10.44%和67.88%。

2.4 添加生物炭对土壤活性铝、硅形态变化的影响

由表4可见,生物炭会降低酸性红壤的活性铝总量,其中以2% S-CBC处理的效果最显著。土壤交换性铝是具毒性的铝形态,与CBC相比,S-CBC更显著地降低了交换性铝(Ex-Al)含量,1%和2% S-CBC可以100%地降解Ex-Al的毒性,说明生物炭可缓解铝毒。而且,与CK相比,土壤中的羟基铝(Hy-Al)和胶体铝(Col-Al)的含量随生物炭添加量的增加而增加,而腐殖酸铝(Al-HA)的含量则随生物炭添加量的增加而降低;Col-Al和Al-HA是活性铝存在的主要形态,表明施用生物炭会促进不同活性铝间形态转化,将毒性高的形态转化为毒性低的形态。

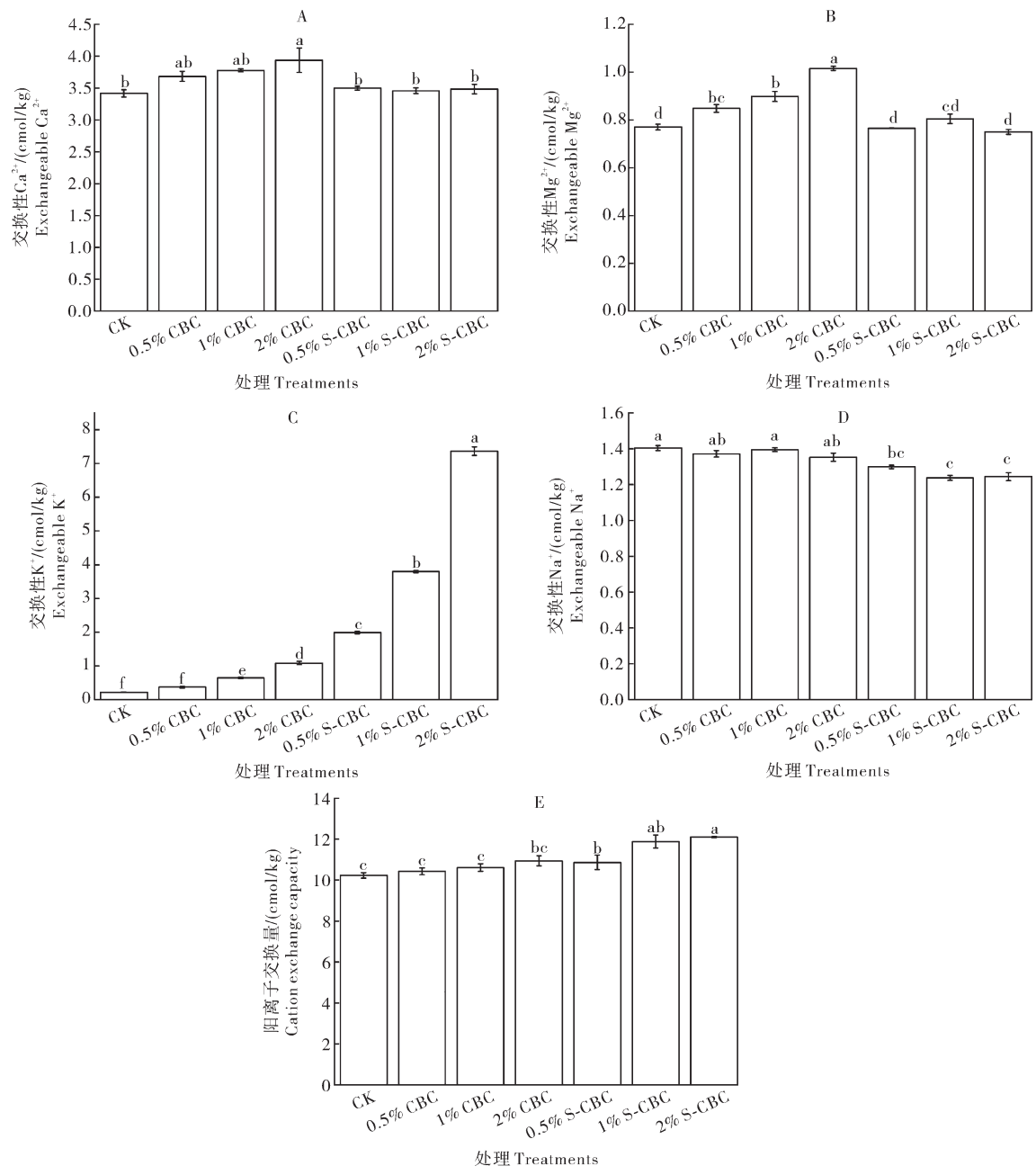


图4 不同处理下土壤交换性离子 Ca^{2+} (A)、 Mg^{2+} (B)、 K^+ (C)、 Na^+ (D)含量和阳离子交换量(E)
Fig.4 The content of exchangeable ions Ca^{2+} (A), Mg^{2+} (B), K^+ (C), Na^+ (D) and cation exchange capacity (E) in soil under different treatments

由表5可见,各形态硅的含量均随生物炭添加量的增加而提高。4种形态中,无定形硅的含量最高,均在5 000 mg/kg以上。添加S-CBC对土壤有效态硅、有机结合态硅和铁锰氧化态硅的增加效果显著优于原始生物炭,均以2% S-CBC处理的效果最好,分别较CK增加了251.3、232.9和78.3 mg/kg。土壤无定形硅含量仅在2% S-CBC处理时有显著变化,其余各处理间差异不显著,总体表现为添加S-CBC

处理的增幅高于CBC处理。
2.5 添加生物炭对小麦植株各部位硅、铝含量的影响

图5为小麦植株各部位的硅含量,在生物炭添加量相同条件下,小麦籽粒中硅含量较低,仅6.51~9.86 g/kg;硅主要在根系和茎叶中累积,分别达21.22~35.29和27.58~39.06 g/kg;各部位硅含量的大小顺序为茎叶>根系>籽粒。与CK相比,添加生

表 3 不同处理下土壤有机质及速效养分
Table 3 Soil organic matter and available nutrients under different treatments

处理 Treatments	速效磷/(mg/kg) Avail P	速效钾/(mg/kg) Avail K	碱解氮/(mg/kg) Alk hydrolyzable N	有机质/(g/kg) OM
CK	26.54±0.62e	0.06±0.00f	97.86±1.44c	23.51±0.23f
0.5% CBC	31.03±0.55d	0.13±0.01ef	100.05±1.27bc	28.84±0.52de
1% CBC	33.43±0.72cd	0.20±0.01e	104.71±1.92abc	34.64±0.58bc
2% CBC	36.25±0.68bc	0.44±0.02d	108.08±1.87a	39.47±2.06a
0.5% S-CBC	33.56±0.92cd	0.84±0.02c	99.13±1.09bc	26.46±1.01ef
1% S-CBC	37.44±0.95b	1.79±0.04b	101.82±1.44abc	31.59±0.56cd
2% S-CBC	42.89±0.87a	3.56±0.02a	105.71±1.76ab	37.26±0.42ab

表 4 不同处理下土壤活性铝形态变化
Table 4 The changes of soil active aluminum forms under different treatments

处理 Treatments	交换性铝 Ex-Al	羟基铝 Hy-Al	胶体铝 Col-Al	腐殖酸铝 Al-HA	总铝 ΣAl
CK	81.48±3.85a	95.82±3.52c	847.29±3.85b	1 262.4±13.19a	2 287.0±15.35a
0.5% CBC	50.50±1.62b	92.57±3.92c	839.63±13.39b	1 245.7±15.55ab	2 229.4±20.28ab
1% CBC	32.15±0.77c	101.25±4.34bc	847.74±15.62b	1 230.3±17.43abc	2 211.5±29.55ab
2% CBC	10.711±1.82d	116.03±3.84ab	858.69±12.77b	1 222.2±3.08abc	2 207.6±18.40ab
0.5% S-CBC	3.78±1.60de	98.29±3.06bc	888.19±10.91ab	1 201.0±15.81bc	2 191.2±7.19b
1% S-CBC	ND	109.59±4.55bc	892.65±5.94ab	1 185.3±8.05c	2 187.5±4.39b
2% S-CBC	ND	130.59±4.05a	932.83±19.26a	1 097.6±8.93d	2 161.0±27.30b

注:ND表示未检出。Note: ND:Not detected.

表 5 不同处理下对土壤硅形态变化
Table 5 The changes of soil silicon forms under different treatments

处理 Treatments	有效态 Avail	有机结合态 OM bound	铁锰氧化态 Fe-Mn oxides bound	无定形态 Noncry
CK	40.20±4.73e	139.40±8.75d	57.20±2.19e	5 064.90±49.51b
0.5% CBC	43.10±3.12e	164.70±5.53cd	63.50±2.63de	5 106.40±81.73b
1% CBC	46.90±5.39de	176.80±15.07cd	69.70±2.98cd	5 141.00±43.34b
2% CBC	65.20±1.48cd	189.00±4.30bc	74.60±1.44cd	5 240.60±29.56b
0.5% S-CBC	77.00±5.42c	197.10±4.17bc	78.40±1.49bc	5 171.20±62.20b
1% S-CBC	158.20±2.34b	228.60±5.98b	87.80±2.73b	5 309.10±97.92ab
2% S-CBC	291.50±6.51a	372.30±12.18a	135.50±3.82a	5 561.80±39.16a

物炭显著提高了小麦植株各部位的硅含量,均以2% S-CBC处理的效果最显著,其根系、茎叶和籽粒分别较CK增加了66.29%、41.63%和51.50%。

由图6可见,小麦植株的铝主要分布在根部,其中,施用S-CBC对小麦根部铝吸收的抑制效果优于CBC,以2% S-CBC处理的效果最佳,较CK处理降低了3.12 g/kg。小麦茎叶和籽粒的铝含量分布与根部相似,均以2% S-CBC处理的抑制效果最明显,分别较CK处理降低了51.72%和57.89%。

2.6 添加生物炭对土壤微生物群落多样性的影响
添加生物炭明显提高了土壤细菌群落的丰富度

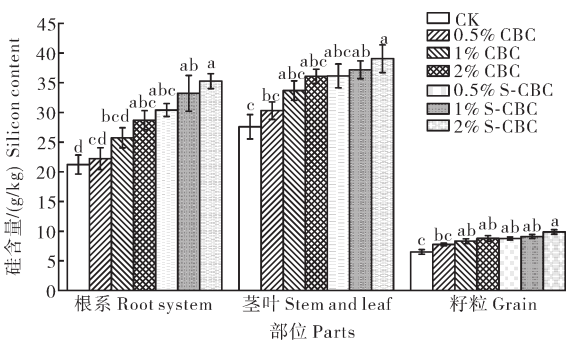


图 5 不同处理下小麦各部位硅含量
Fig.5 Silicon content in different parts of wheat under different treatments

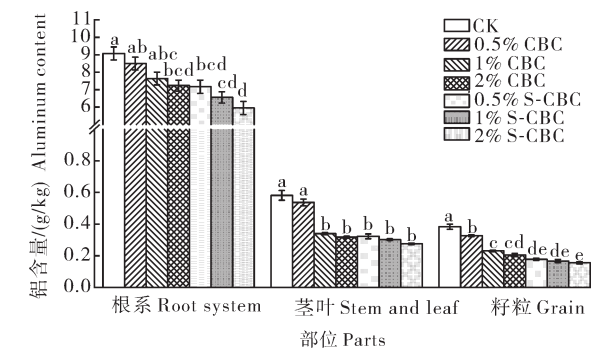


图6 不同处理下小麦各部位铝含量

Fig. 6 Aluminum content in different parts of wheat under different treatments

和多样性(表6)。对于Chao1指数和Shannon指数,1% S-CBC处理的菌群丰度和多样性最高($P<0.05$),分别较CK提高了33.60%和11.08%,其余各处理间则无显著差异。对于Simpson指数,2% CBC处理和1% S-CBC处理显著高于2% S-CBC处理($P<0.05$),且较CK分别增加了0.3%和0.5%,其余各处理间无显著差异。

表6 不同处理下土壤细菌群落多样性指数

Table 6 The soil bacterial community diversity indexes under different treatments

处理 Treatments	Chao 1 指数 Chao 1 index	香农指数 Shannon index	Simpson 指数 Simpson index
CK	1 515±18ab	7.76±0.005b	0.986±0.000ab
0.5% CBC	1 624±125ab	7.95±0.063b	0.987±0.000ab
1% CBC	1 488±77b	8.01±0.130b	0.988±0.001ab
2% CBC	1 558±126ab	8.07±0.033ab	0.989±0.000a
0.5% S-CBC	1 793±33ab	8.12±0.059ab	0.988±0.000ab
1% S-CBC	2 024±130a	8.62±0.091a	0.991±0.001a
2% S-CBC	1 871±69ab	8.12±0.248ab	0.981±0.004b

在门水平上分析各处理下土壤细菌群落多样性和细菌优势物种的变化(图7),结果显示,各处理主要细菌群落组成相似,但其相对丰度存在差异。以变形菌门(Proteobacteria)的丰度(28.25%~38.56%)最高,其次是芽单胞菌门(Gemmatimonadota, 22.88%~26.37%)、放线菌门(Actinobacteriota, 14.06%~21.81%)、拟杆菌门(Bacteroidota, 4.35%~19.75%)、绿弯菌门(Chloroflexi, 0.67%~7.93%)、假想杆菌门(WPS-2, 0.19%~6.68%)、酸杆菌门(Acidobacteriota, 0.89%~3.95%),其余物种则变化不明显。

整体上,相较于CK处理,添加CBC和S-CBC处理提高了变形菌门、芽单胞菌门、放线菌门和拟杆菌

门的相对丰度,降低了绿弯菌门、假想杆菌门和酸杆菌门的相对丰度,随CBC添加量增加而增加;而芽单胞菌门和放线菌门的相对丰度与S-CBC添加量呈负相关,变形菌门和拟杆菌门则分别在1% S-CBC处理和2% S-CBC处理时相对丰度最高(38.56%和19.75%),绿弯菌门、假想杆菌门和酸杆菌门的相对丰度也与S-CBC添加量呈负相关,说明在相同添加量下,S-CBC对变形菌门和拟杆菌门相对丰度的增加效果,以及对绿弯菌门、假想杆菌门和酸杆菌门相对丰度的降低效果,明显高于CBC处理。

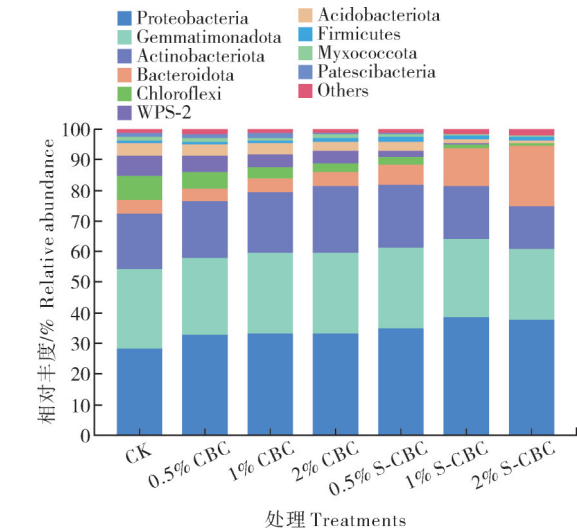


图7 不同处理下土壤门水平物种相对丰度

Fig.7 The relative abundance of soil phylum level species under different treatments

采用冗余分析(RDA)法分析土壤理化性质与细菌群落组成间的关系(图8),结果显示,RDA1和RDA2分别解释了62.58%和10.09%的变异,在分析的5项指标中,土壤pH和 Ex-Al^{3+} 对土壤细菌群

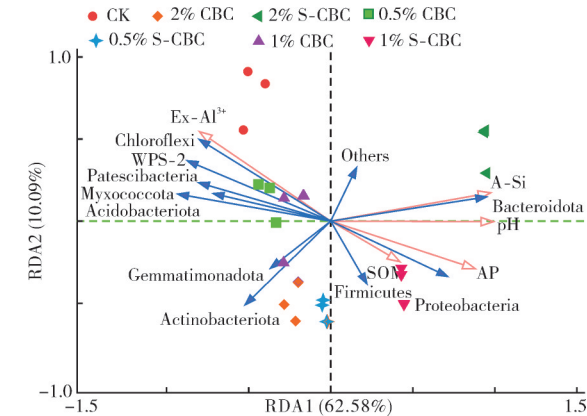


图8 土壤微生物群落与环境因子的冗余分析

Fig.8 Redundancy analysis of soil microbial communities and environmental factors

落结构的影响极显著($P<0.01$),是影响微生物群落组成的关键因子。

3 讨论

3.1 硅酸钾改性生物炭与土壤酸化

硅酸钾改性生物炭(S-CBC)在酸性土壤改良中表现出显著效果,主要体现在降低土壤酸度、减少活性铝含量和提高土壤肥力等方面。本研究表明,S-CBC的添加显著提高了土壤pH值,0.5% S-CBC处理和2% S-CBC处理使土壤pH增加了0.84和2.53个单位。说明硅改性生物炭能够通过释放 OH^- 中和土壤酸度,从而缓解土壤酸化^[13]。而酸改性生物炭因表面羧基($-\text{COOH}$)的质子释放作用,导致土壤pH下降^[21]。此外,S-CBC显著降低了土壤交换性酸总量,2% S-CBC处理可完全消除交换性酸。这一现象可能与硅酸钾的碱性及其对铝离子的中和作用有关^[14,22]。S-CBC通过吸附和中和作用,显著降低了土壤中活性铝的含量,尤其是毒性较强的交换性铝(Ex-Al^{3+})。硅酸盐与铝离子反应生成硅酸铝,进一步降低了铝的生物有效性^[23-24]。相比之下,富磷生物炭主要通过吸附和络合过程改变土壤pH值,从而降低可交换铝(Al^{3+})含量,但其对pH的提升作用较弱^[25]。以上分析表明,S-CBC不仅能缓解土壤酸化,还能有效降低铝毒害,为酸性土壤改良提供了新的解决方案。

3.2 硅酸钾改性生物炭施用与酸性土壤上小麦的生长

S-CBC的添加显著促进了小麦的生长,尤其是在根系活力、单穗质量和缓解铝毒方面表现出显著优势。与CK相比,0.5% S-CBC处理使小麦单穗质量增加了0.92 g,增幅达8.61%。这一结果与Jin等^[15]的研究相符,他们发现硅能增强植物细胞壁的稳定性,减少铝离子在根系的积累,从而缓解铝毒害。

S-CBC中的硅酸钾不仅提供了植物所需的养分硅,还通过提高土壤pH值和降低铝活性,改善了小麦的养分吸收能力。本研究发现,0.5% S-CBC处理小麦根系活力显著增加了103.02%,这可能与硅促进根系生长和增强抗逆性有关^[26];同时发现,小麦各部位对硅的吸收随着土壤硅含量的增加而增加,茎叶硅含量最高,而籽粒硅含量相对较低,说明小麦根系吸收硅后,主要在茎叶中累积,以2% S-CBC处理吸收硅最多,说明硅酸钾改性生物炭可能是一种有效

的硅肥,可使嗜硅植物增加对硅的吸收^[27]。此外,S-CBC还显著降低了小麦植株中的铝含量,2% S-CBC处理使根部铝含量降低了3.12 g/kg,茎叶和籽粒的铝含量也显著减少。这些结果表明,S-CBC通过增加土壤pH、降低铝毒害和提供有益元素,显著促进了小麦的生长和产量。

3.3 硅酸钾改性生物炭与土壤微生物群落结构

S-CBC的添加显著改变了土壤微生物群落结构,并提高了微生物活性。本研究发现,S-CBC处理显著增加了土壤细菌群落的丰富度和多样性,1% S-CBC处理的Chao1指数和Shannon指数分别较CK提高了33.60%和11.08%。说明生物炭能够通过改善土壤理化性质,为微生物提供更适宜的生长环境^[10,28]。

S-CBC中的硅酸钾通过提高土壤pH值,降低酸性土壤对微生物的抑制作用,同时减少了铝毒害,进一步促进了微生物的生长和代谢活动^[28]。此外,S-CBC的添加还改变了细菌群落的组成,增加了变形菌门(Proteobacteria)和拟杆菌门(Bacteroidota)的相对丰度,这些微生物在土壤养分循环和植物健康中具有重要作用^[27-28]。

冗余分析(RDA)表明,土壤pH和 Ex-Al^{3+} 是影响微生物群落结构的关键因子,进一步证实了S-CBC通过调节土壤pH和铝形态对微生物群落的显著影响。

生物炭的应用促进了酸性土壤上小麦幼苗的根系生长和发育,提高了幼苗的根系活力。添加生物炭改善了酸性土壤的养分状况,缓解了铝毒害,降低了小麦的铝含量,促进了小麦对硅的吸收,进而促进了小麦植株的生长;与CK相比,硅酸钾改性生物炭显著提高了小麦株高、单穗质量和百粒重,以0.5% S-CBC添加量效果最好。硅酸钾改性生物炭增加了变形菌门和拟杆菌门的相对丰度,降低了绿弯菌门、假想杆菌门和酸杆菌门的相对丰度。生物炭提高土壤pH并降低交换性铝含量,从而显著影响微生物群落丰富度。综上,以0.5% S-CBC添加量效果最好。

参考文献 References

- [1] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands [J]. Science, 2010, 327 (5968): 1008-1010.
- [2] WANG B, GAO B, FANG J N. Recent advances in engineered biochar productions and applications [J]. Critical re-

- views in environmental science and technology, 2017, 47(22): 2158-2207.
- [3] TAO L, LI F B, LIU C S, et al. Mitigation of soil acidification through changes in soil mineralogy due to long-term fertilization in Southern China[J]. CATENA, 2019, 174: 227-234.
- [4] LU X Q, ZHANG X Y, ZHAN N, et al. Factors contributing to soil acidification in the past two decades in China[J/OL]. Environmental earth sciences, 2023, 82(3): 74 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10725-x>.
- [5] KOCHIAN L V, PIÑEROS M A, LIU J P, et al. Plant adaptation to acid soils: the molecular basis for crop aluminum resistance[J]. Annual review of plant biology, 2015, 66: 571-598.
- [6] ZHANG S T, JIANG Q P, LIU X J, et al. Plant growth promoting rhizobacteria alleviate aluminum toxicity and ginger bacterial wilt in acidic continuous cropping soil[J/OL]. Frontiers in microbiology, 2020, 11: 569512 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.569512>.
- [7] OU Y Q, WANG D, SHU Y C, et al. Autophagy confers aluminum tolerance by enhancing the antioxidant capacity and promoting oxidized protein degradation in wheat (*Triticum aestivum*) roots[J/OL]. Environmental and experimental botany, 2024, 218: 105611 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2023.105611>.
- [8] 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.
- [9] AHMED A, KURIAN J, RAGHAVAN V. Biochar influences on agricultural soils, crop production, and the environment: a review[J]. Environmental reviews, 2016, 24(4): 495-502.
- [10] 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.
- [11] SHETTY R, VIDYA C S, PRAKASH N B, et al. Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: a review[J/OL]. Science of the total environment, 2021, 765: 142744 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142744>.
- [12] LEHMANN J, JOSEPH S. Biochar for environmental management: science, technology and implementation[M]. 2nd ed. London: Routledge, 2015.
- [13] DAI Z M, ZHANG X J, TANG C, et al. Potential role of biochars in decreasing soil acidification: a critical review[J]. Science of the total environment, 2017, 581/582: 601-611.
- [14] HERATH I, ZHAO F J, BUNDSCHUH J, et al. Microbe mediated immobilization of arsenic in the rice rhizosphere after incorporation of silica impregnated biochar composites[J/OL]. Journal of hazardous materials, 2020, 398: 123096 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123096>.
- [15] JIN X, RAHMAN M K U, MA C L, et al. Silicon modification improves biochar's ability to mitigate cadmium toxicity in tomato by enhancing root colonization of plant-beneficial bacteria[J/OL]. Ecotoxicology and environmental safety, 2023, 249: 114407 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114407>.
- [16] HAYNES R J. The nature of biogenic Si and its potential role in Si supply in agricultural soils[J]. Agriculture, ecosystems & environment, 2017, 245: 100-111.
- [17] KHAN M, ALI S, AL AZZAWI T N I, et al. The key roles of ROS and RNS as a signaling molecule in plant-microbe interactions[J/OL]. Antioxidants, 2023, 12(2): 268 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.3390/antiox12020268>.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000. LU R K. Methods of soil agrochemical analysis [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000 (in Chinese).
- [19] 庞叔薇, 康德梦, 王玉保, 等. 化学浸提法研究土壤中活性铝的溶出及形态分布[J]. 环境化学, 1986, 5(3): 68-76. PANG S W, KANG D M, WANG Y B, et al. Studies on the leaching of active aluminum from soil and the distribution of aluminum species by chemical extraction[J]. Environmental chemistry, 1986, 5(3): 68-76 (in Chinese with English abstract).
- [20] SONG Z L, WANG H L, STRONG P J, et al. Increase of available soil silicon by Si-rich manure for sustainable rice production[J]. Agronomy for sustainable development, 2014, 34(4): 813-819.
- [21] HE X, HONG Z N, SHI R Y, et al. The effects of H_2O_2 - and HNO_3/H_2SO_4 -modified biochars on the resistance of acid paddy soil to acidification[J/OL]. Environmental pollution, 2022, 293: 118588 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118588>.
- [22] QIAN L B, CHEN B L, HU D F. Effective alleviation of aluminum phytotoxicity by manure-derived biochar[J]. Environmental science & technology, 2013, 47(6): 2737-2745.
- [23] QIAN L B, CHEN B L, CHEN M F. Novel alleviation mechanisms of aluminum phytotoxicity via released biosilicon from rice straw-derived biochars[J/OL]. Scientific reports, 2016, 6: 29346 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1038/srep29346>.
- [24] HAYNES R J. A contemporary overview of silicon availability in agricultural soils[J]. Journal of plant nutrition and soil science, 2014, 177(6): 831-844.
- [25] EL-DESOUKI Z, ABOUSEIF Y, LU K S, et al. Phosphorus-laden biochar mitigates soil aluminum toxicity and promotes pakchoi (*Brassica chinensis*) growth in acidic conditions[J/OL]. Journal of soil science and plant nutrition, 2025, 3: 02323 [2025-03-18]. <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02323-0>.
- [26] SAKR N. Silicon-enhanced resistance of plants to biotic stresses review article[J]. Acta phytopathologica et entomologica hungarica, 2018, 53(2): 125-141.
- [27] 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.

[28] ZHENG N G, YU Y X, SHI W, et al. Biochar suppresses N_2O emissions and alters microbial communities in an acidic tea soil

[J]. Environmental science and pollution research international, 2019, 26(35): 35978-35987.

Effects of potassium silicate-modified biochar on speciation of aluminum and silicon in soil, growth and yield of wheat

LONG Qiaoling, ZHU Jun, TAN Wenfeng, LIN Shan, FU Qingling, HU Hongqing

College of Resource and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

Abstract Acidic soil was used to study the effects of potassium silicate-modified biochar on the speciation of aluminum (Al) in soil and the growth of crops. 7 treatments including CK (no biochar), 0.5% raw biochar (0.5% unmodified biochar, 0.5% CBC), 1% raw biochar (1% CBC), 2% raw biochar (2% CBC), 0.5% potassium silicate-modified biochar (0.5% S-CBC), 1% potassium silicate modified biochar (1% S-CBC), and 2% potassium silicate modified biochar (2% S-CBC) were set up for pot experiments to plant wheat and measure soil properties, with 4 replicates per treatment. The results showed that the effect of S-CBC on promoting the growth of wheat was higher than that of raw biochar. The root vitality of wheat seedlings treated with 0.5% S-CBC significantly increased by 103.0%. The single-spike weight of wheat treated with 0.5% S-CBC significantly increased by 8.61% compared to that with 2% CBC. S-CBC treatment significantly reduced the content of aluminum in wheat plants and increased the absorption of silicon by roots of wheat. The addition of biochar significantly decreased the content of exchangeable acids in soil. 0.5% S-CBC treatment decreased the content of exchangeable acid by 29.17% and promoted the conversion of active aluminum to inactive state compared to 2% CBC treatment, indicating that the effect of S-CBC is significantly stronger than that of CBC. Biochar increased exchangeable base cations in soil, and 0.5% S-CBC treatment increased exchangeable K^+ by 87.96% compared to 2% CBC treatment. Biochar increased microbial activity in soil and changed the composition of bacterial community, with soil pH and exchangeable Al^{3+} (Ex-Al^{3+}) identified as key factors affecting the richness of microbial community. Overall, the addition of S-CBC improved soil fertility, alleviated soil acidity, increased microbial activity in soil, and thus promoted the growth of wheat. The best effect was achieved with the addition of 0.5% S-CBC to the soil tested.

Keywords potassium silicate-modified biochar; acidic soil; aluminum speciation; microbial community; wheat; root; growth

(责任编辑: 张志钰)