农业环境科学学报
JOURNAL OF AGRO-ENVIRONMENT SCIENCE
中文核心期刊/CSCD
请通过网上投稿系统投稿
网址：http://www.aes.org.cn

石灰与生物炭对矿山废水污染农田土壤的改良效应

张新帅, 张红宇, 黄凯, 施翠仙, 陈建军, 李元, 湛方栋

引用本文:
张新帅, 张红宇, 黄凯, 施翠仙, 陈建军, 李元, 湛方栋. 石灰与生物炭对矿山废水污染农田土壤的改良效应[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(3): 481–491.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2021–0704

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同改良剂及其组合对土壤镉形态和理化性质的影响
闫家普, 丁效东, 崔良, 张磊
农业环境科学学报. 2018, 37(9): 1842–1849 https://doi.org/10.11654/jaes.2018–0187

生物炭折流湿地对生活污水的净化效果
王若凡, 汪文飞, 王煜钧, 孙鹤洲, 刘傲展
农业环境科学学报. 2020, 39(9): 2001–2007 https://doi.org/10.11654/jaes.2020–0258

施用生物炭对重金属污染农田土壤改良及玉米生长的影响
李衍亮, 黄玉芬, 魏岚, 黄连喜, 黄庆, 许桂芝, 刘忠珍
农业环境科学学报. 2017, 36(11): 2233–2239 https://doi.org/10.11654/jaes.2017–0522

秸秆还田配施石灰对水稻镉吸收累积的影响
杨定清, 李霞, 周娅, 罗丽卉, 谢永红, 王棚, 李旭毅
农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1150–1158 https://doi.org/10.11654/jaes.2020–1137

不同钝化剂对铅锌矿区周边农田镉铅污染钝化修复研究
袁兴超, 李博, 朱仁凤, 药栋, 湛方栋, 陈建军, 祖艳群, 何永美, 李元
农业环境科学学报. 2019, 38(4): 807–817 https://doi.org/10.11654/jaes.2018–0672

关注微信公众号，获得更多资讯信息

张新帅, 张红宇, 黄凯, 等. 石灰与生物炭对矿山废水污染农田土壤的改良效应[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(3): 481-491.
ZHANG X S, ZHANG H Y, HUANG K, et al. Beneficial effects of lime and biochar application on farmland soil polluted by mine wastewater[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(3): 481-491.

开放科学 OSID

石灰与生物炭对矿山废水污染农田土壤的改良效应

张新帅[1], 张红宇[1], 黄凯[1], 施翠仙[2], 陈建军[1], 李元[1], 湛方栋[1*]

(1.云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 2.云南威鑫农业科技股份有限公司, 昆明 650201)

摘　要:为研究石灰、生物炭单施和配施对酸性矿山废水污染农田土壤理化性质及作物生长的影响,在云南某酸性矿山废水污染农田,开展石灰(0、1 500、4 500 kg·hm^{-2})、生物炭(0、15 000、45 000 kg·hm^{-2})单施与配施的大田试验。结果表明:双因素分析表明,石灰和生物炭对土壤pH、速效养分含量、有效态Cd含量、养分含量、产量存在显著的影响,并且二者之间存在显著的交互作用。与不添加石灰和生物炭处理相比,石灰单施升高酸性磷酸酶活性,增加细菌和放线菌数量,降低脲酶活性和碱解N含量;生物炭单施增加真菌和放线菌数量,减少碱解N含量,降低酸性磷酸酶和脲酶活性;石灰、生物炭配施增加微生物数量和碱解N含量,升高脲酶活性,降低酸性磷酸酶活性;石灰、生物炭单施和配施均显著提高土壤pH和速效K含量,增加CEC,显著降低土壤速效P、有效态Cd和玉米植株Cd含量,同时增加玉米生物量、养分含量和产量。相关分析表明,土壤pH值与有效态Cd含量呈极显著负相关;玉米产量与土壤有效态Cd含量呈显著负相关。研究表明,石灰、生物炭单施和配施均能改善酸性矿山废水污染农田土壤理化性质,降低土壤Cd有效性和玉米Cd含量,提高玉米产量,具有明显的土壤改良效应。石灰与生物炭配合施用更佳,其中4 500 kg·hm^{-2}石灰+45 000 kg·hm^{-2}生物炭处理效果最好。

关键词:酸性土壤;碱性材料;大田试验;玉米;矿山;废水;石灰;生物炭;镉

中图分类号:X53;X751　　**文献标志码:**A　　**文章编号:**1672-2043(2022)03-0481-11　　doi:10.11654/jaes.2021-0704

Beneficial effects of lime and biochar application on farmland soil polluted by mine wastewater

ZHANG Xinshuai[1], ZHANG Hongyu[1], HUANG Kai[1], SHI Cuixian[2], CHEN Jianjun[1], LI Yuan[1], ZHAN Fangdong[1*]

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2. Yunnan Weixin Agricultural Technology Company, Kunming 650201, China)

Abstract: This study examines the effects of single application and combined application of lime and biochar on the physical and chemical properties of farmland soil polluted by acid mine wastewater and crop growth. Moreover, the study provides technical support for the improvement of farmland soil polluted by acid mine wastewater. A field experiment of single and combined application of lime (0, 1 500, 4 500 kg·hm^{-2}) and biochar (0, 15 000, 45 000 kg·hm^{-2}) was carried out in a farmland polluted by acid mine wastewater in Yunnan Province. Two factor analysis showed that lime and biochar had significant effects on soil pH, available nutrient content, available Cd content, nutrient content, and yield, and there was significant association between them. Compared with the control, lime application alone increased acid phosphatase activity, the number of bacteria and actinomycetes and decreased urease activity and the content of alkali hydrolyzed N. Single application of biochar increased the number of fungi and actinomycetes but decreased the content of alkali hydrolyzed N and the activities of acid phosphatase and urease. The combined application of lime and biochar increased the number of microorganisms and alkali hydrolyzed N content and urease activity, but decreased acid phosphatase activity. Single and combined application of lime and biochar significantly increased soil pH and available K content, cation exchange capacity, maize biomass, nutrient content, and yield, but it

收稿日期:2021-06-19　　**录用日期:**2021-08-30

作者简介:张新帅(1995—),男,河南周口人,硕士研究生,主要从事土壤污染生物修复与利用研究。E-mail:839693083@qq.com
***通信作者:**湛方栋　E-mail:zfd97@ynau.edu.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFC1802603)
Project supported: The National Key Research and Development Program of China(2018YFC1802603)

significantly reduced soil available P, available Cd and Cd content of maize plants. Correlation analysis showed a highly significant negative correlation between soil pH and available Cd content. There was a significant negative correlation between maize yield and soil available Cd content. Both single and combined application of lime and biochar can improve the physical and chemical properties of farmland soil polluted by acid mine wastewater, reduce the availability of soil Cd and the content of maize Cd, and increase the yield of maize, which has an obvious effect on soil improvement. The combined application of lime and biochar is the most effective among other applications. Further, the optimal treatment effect is the observed with 4 500 kg·hm^{-2} lime+45 000 kg·hm^{-2} biochar.

Keywords: acidic soil; alkaline material; field experiment; maize; mine; wastewater; lime; biochar; Cadmium

土壤酸化是指在人为因素和自然因素共同作用下，引起土壤氢离子增多，使pH值降低的过程[1]。土壤酸化的自然进程极其漫长，但近年来，受人类活动，尤其是酸性矿山废水排放的影响，矿山周边土壤酸化加速[2-3]。酸性矿山废水主要是在矿山开采、选矿及尾矿贮存等过程中，还原性硫化矿物在空气、水和细菌作用下被氧化后产生[4]。酸性矿山废水活化农田土壤重金属，使土壤中交换盐基减少、交换酸增多[5]、有机质的分解和矿质养分元素循环等受到抑制，影响作物地上部生长、生理特性和产量[6-8]。因此解决我国矿山周边农田土壤酸化问题迫在眉睫。

石灰和生物炭是酸性土壤改良和重金属钝化的常用材料[9-10]。有研究发现施用石灰可以降低土壤酸度，有效缓解重金属毒害，补充钙(Ca)、镁(Mg)营养，提高土壤微生物数量和活性，增加有机质的矿化和养分循环能力，提高土壤养分有效性，改善植株营养和生长状况，提高作物产量和品质[11-12]。蒋少军等[13]认为生物炭是一种具有疏松多孔、比表面积大等特征的碳质材料，通常具有较高的pH和阳离子交换量(CEC)，本身含有丰富的矿质元素。生物炭对重金属污染物有着良好的吸附能力，可显著降低重金属污染物的迁移性及其生物可利用度，可以通过提高土壤pH和养分以及改善土壤物理性状来改良酸性重金属土壤并达到增产的目的[14-15]。

梁河县位于我国西南部，伴随当地自然资源的开发，矿山废水污染周边农田，农田土壤酸化严重，同时伴随Cd等重金属污染问题的产生[16-17]，土地利用率和农产品品质下降。玉米是我国重要的粮食作物，土壤酸化、肥力下降，严重威胁玉米的可持续生产。目前针对玉米主产区域酸性矿山废水土壤酸化问题，不同用量的石灰、生物炭单施与配施对酸性矿山废水污染农田土壤的改良效果研究尚少有报道。因此，本文通过大田试验设计不同用量的石灰、生物炭单施与配施处理，研究其对酸性矿山废水污染农田土壤和玉米生长的影响，以探讨石灰、生物炭对酸性矿山废水污染农田的改良效果，为酸性矿山废水污染农田治理和农作物安全种植提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地点介绍

试验地点位于云南省梁河县酸性农田(24°53′N、98°15′E)，海拔1 248 m，农田距离矿山约6 km。铅锌矿区产生的部分废水经灌溉水渠排入农田。土壤类型为山原褐土，其基本理化性质如表1所示。试验区Cd含量是《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)农用地土壤污染风险管制值(pH≤5.5，Cd≤0.3 mg·kg^{-1}，Pb≤70 mg·kg^{-1})的10倍，属于重度Cd超标农田土壤。

1.2 试验小区设计与试验处理

试验采用当地购买的石灰(L)，主要成分为$CaCO_3$，pH 12.1，全Cd和全Pb含量分别为0.11 mg·kg^{-1}和1.02 mg·kg^{-1}。生物炭(B)为供试橡胶树枝条粉碎后在400~500 ℃厌氧条件下制备而成，其比表面积为22.660 7 m^2·g^{-1}，平均孔径为2.771 nm，C、P、S、K的原子数百分比分别为99.03%、0.05%、0.12%、0.80%，pH 9.5，有机质含量123.2 g·kg^{-1}，全N、全P、全K含量

表1 试验土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of tested soil

土壤性质 Soil property	数值 Value
pH	4.4
有机质 Organic matter/(g·kg^{-1})	90.6
全N Total T/(g·kg^{-1})	5.5
全P Total P/(g·kg^{-1})	13.5
全K Total K/(g·kg^{-1})	9.3
碱解N Alkaline-N/(mg·kg^{-1})	50.2
速效P Available-P/(mg·kg^{-1})	161.3
速效K Available-K/(mg·kg^{-1})	169.5
有效态Cd Available Cd/(mg·kg^{-1})	0.17
有效态Pb Available Pb/(mg·kg^{-1})	16.5
全Cd/(mg·kg^{-1})	3.0
全Pb/(mg·kg^{-1})	57.4

分别为6.3、15.7、17.2 g·kg^{-1},碱解N、速效P和速效K含量分别为70.3、113.2、181.3 mg·kg^{-1},全Cd和全Pb含量分别为0.1 mg·kg^{-1}和11.0 mg·kg^{-1}。石灰和生物炭分别设置3个用量,石灰用量为0、1 500 kg·hm^{-2}和4 500 kg·hm^{-2},生物炭用量为0、15 000 kg·hm^{-2}和45 000 kg·hm^{-2},设计二因素三水平的正交试验(表2)。

表2 正交试验方案

Table 2 The orthogonal test scheme

处理Treatment	L(石灰)/(kg·hm^{-2})	B(生物炭)/(kg·hm^{-2})
L1B1	0	0
L1B2	0	15 000
L1B3	0	45 000
L2B1	1 500	0
L2B2	1 500	15 000
L2B3	1 500	45 000
L3B1	4 500	0
L3B2	4 500	15 000
L3B3	4 500	45 000

大田试验设计中每个处理设3个平行,共27个小区,每个小区长5 m,宽3 m,面积15 m^2,小区之间间隔30 cm,设置覆膜隔离板,以防止小区之间串水串肥,小区随机区组排列。玉米种植前15 d在大田加入石灰和生物炭,并与耕作层(0~20 cm)土壤混合均匀。供试玉米(*Zea mays* L.)品种为会单四号,为Cd低累积品种[18]。2019年5月10日,挑选大小一致且籽粒饱满的种子播种。采用垄间挖坑种植,每坑播种玉米种子3粒,株距40 cm,行距60 cm,垄宽20 cm;种植前施用复合肥450 kg·hm^{-2}作为底肥,供试复合肥总养分量为25%,其中,N∶P_2O_5∶K_2O为10∶10∶10;玉米拔节期施氮肥450 kg·hm^{-2}作为追肥。2019年9月20日收获。

1.3 样品采集方法

玉米成熟后,通过S型采样法采集各小区玉米植株10株,带回实验室用自来水和去离子水清洗干净,分为根、茎、叶和籽粒4部分,105 ℃杀青30 min,然后在75 ℃烘干至质量恒定,称量干质量,粉碎后过筛,装袋保存备用。同时采集玉米根际土壤,一部分新鲜土样装袋-80 ℃保存,留测微生物和土壤酶活性,另一部分自然风干,磨碎后分别过100目和20目筛,装袋备用。

1.4 土壤pH、速效养分含量、CEC和Cd有效态测定

土壤pH采用电位计法测定;分别采用碱解扩散法、$NaHCO_3$浸提-钼锑抗比色法和NH_4Ac浸提-火焰光度法测定土壤碱解N、速效P和速效K含量;采用三氯化六氨合钴-分光光度法测定土壤CEC;用0.1 mol·L^{-1}氯化钙提取土壤有效态Cd,火焰原子吸收分光光度计测定有效态Cd含量[19]。

1.5 土壤微生物数量和酶活性测定

土壤微生物数量采用不同培养基进行稀释平板计数,细菌采用牛肉膏蛋白胨培养基,真菌采用马丁氏琼脂培养基,放线菌采用高氏1号培养基[20]。分别采用3,5-二硝基水杨酸比色法、磷酸苯二钠比色法和淀酚蓝法测定土壤蔗糖酶、酸性磷酸酶和脲酶活性[21]。

1.6 玉米养分和Cd含量测定

称取0.1 g玉米根、茎、叶和籽粒植物样,H_2SO_4-H_2O_2消煮,分别用凯氏定氮法、钒钼黄比色法和火焰光度法测定玉米植株N、P、K含量。称取0.1 g玉米根、茎、叶和籽粒植物样,用HNO_3-H_2O_2消煮,将滤液定容至50 mL,采用火焰原子吸收分光光度计测定玉米植株Cd含量[19]。

1.7 数据处理与统计

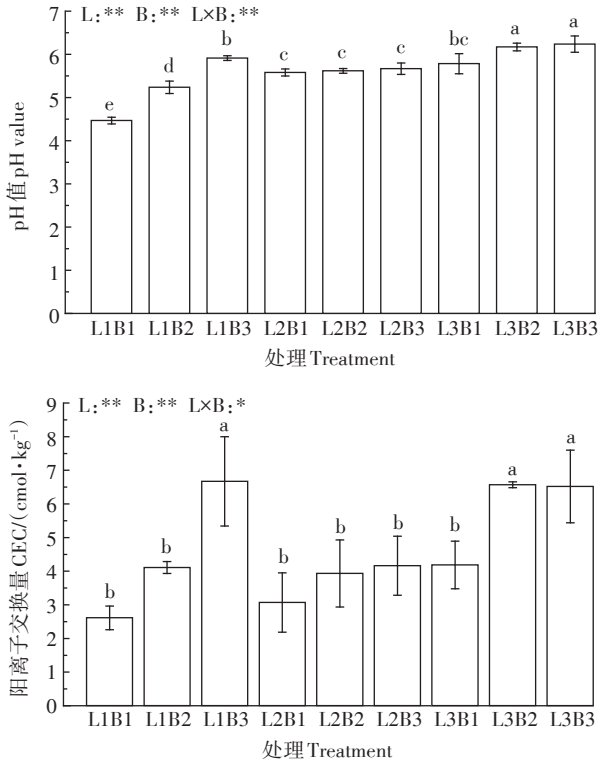
采用Excel 2007进行试验数据处理,计算平均值和标准差,采用SPSS 23.0和Student-Newman-Keuls(SNK)检验法检验数据在0.05水平上的显著性,采用双因素方差分析检验施用石灰、生物炭处理及二者交互作用的显著性。采用Origin 9.1绘图。

2 结果与分析

2.1 对土壤pH、CEC含量和生物学性质的影响

如图1所示,与L1B1处理相比,石灰、生物炭单施和配施均会导致土壤pH显著增加,增幅分别为24.9%~29.5%、17.2%~32.4%、25.7%~39.6%。石灰、生物炭单施处理下,随着施用量的增加,土壤pH呈增加趋势,且生物炭单施处理间差异显著(P<0.05);石灰、生物炭配施时,当石灰或生物炭施用量恒定,随着另一材料施用量的增加,土壤pH整体呈增加趋势,L3B2与L3B3处理间差异不显著,说明在石灰用量为4 500 kg·hm^{-2},生物炭用量为15 000 kg·hm^{-2}时就已达到改良土壤pH的目的。

与L1B1处理相比,石灰、生物炭单施和配施均可提高土壤CEC含量,分别增加17.45%~60.20%、57.25%~155.30%和50.48%~149.48%,石灰、生物炭单施处理下,随着施用量的增加,土壤CEC含量呈增加趋势,但石灰处理间差异不显著(P>0.05);石灰、生物炭配施时,当石灰或生物炭施用量恒定,随着另一



图中不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)；双因素方差分析结果中，L代表石灰处理，B代表生物炭处理，L×B代表石灰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
Different lowercase letters in the figure indicate significant differences among treatments(P<0.05); In the two-way ANOVAs, L represents lime treatment; B represents biochar treatment; L×B represents the interactive effect of lime and biochar treatment; NS: Not-significant; *: P<0.05; **: P<0.01. The same below

图1 石灰、生物炭对土壤pH和CEC含量的影响

Figure 1 The influence of lime and biochar on soil pH and CEC

材料施用量的增加，土壤CEC含量呈增加趋势，其中单施生物炭L1B3和配施L3B2、L3B3处理土壤CEC含量与L1B1处理之间存在显著差异(P<0.05)。双因素方差分析表明，石灰和生物炭均对土壤pH和CEC含量存在极显著影响，并且二者之间在土壤pH和CEC含量上存在交互作用。

由图2可知，石灰、生物炭单施和配施均能影响细菌、真菌和放线菌数量。石灰单施处理下，随着施用量的增加，细菌数量增加，真菌、放线菌数量减少；生物炭单施处理下，随着施用量的增加，真菌和放线菌数量增加，细菌数量减少；石灰、生物炭配施处理下，当石灰或生物炭用量恒定时，随着另一材料施用量的增加，细菌、真菌和放线菌数量均增加。L3B3处理下，细菌、真菌和放线菌分别较L1B1处理增加189.3%、68.3%和128.5%。双因素方差分析表明，石灰对细菌和放线菌数量存在极显著影响，生物炭对放线菌数量存在极显著影响，并且二者之间在细菌和放线菌数量上存在交互作用。

如图3所示，石灰、生物炭单施和配施对蔗糖酶、酸性磷酸酶和脲酶活性有不同影响。与L1B1处理相比，石灰单施处理下，随着施用量的增加，蔗糖酶和脲酶活性升高，酸性磷酸酶活性降低；生物炭单施处理下，随着施用量的增加，蔗糖酶活性升高，酸性磷酸酶和脲酶活性降低；石灰、生物炭配施处理下，当石灰或生物炭用量恒定时，随着另一材料施用量的增加，蔗糖酶、脲酶活性升高，酸性磷酸酶活性降低。与L1B1处理相比，石灰、生物炭单施和配施，蔗糖酶和脲酶活

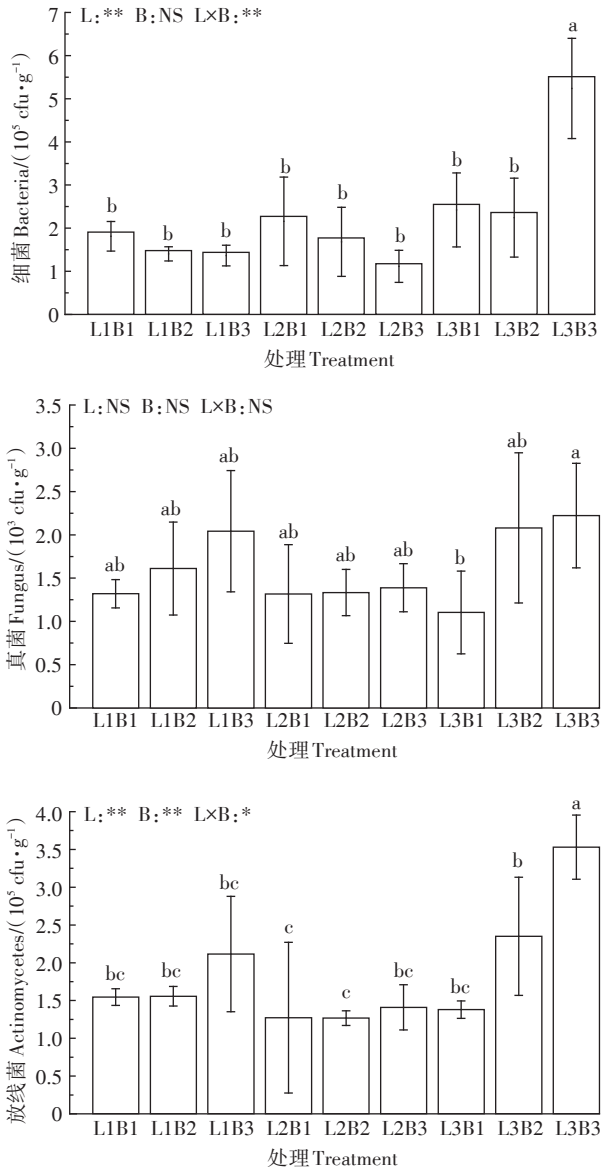


图2 石灰、生物炭对土壤微生物数量的影响

Figure 2 The influence of lime and biochar on the amount of soil microorganisms

性增幅分别为43.2%~118.4%和45.0%~86.2%,酸性磷酸酶活性显著降低,降幅为9.5%~39.7%,其中L1B3处理显著降低39.74%。L3B3处理下,土壤蔗糖酶和脲酶活性较L1B1处理显著增加117.4%和63.1%。双因素方差分析表明,石灰对土壤蔗糖酶活性和酸性磷酸酶活性存在极显著影响,生物炭对土壤脲酶活性、蔗糖酶活性和酸性磷酸酶活性存在极显著影响,并且二者之间在土壤脲酶活性和酸性磷酸酶活性上存在交互作用。

2.2 对土壤-玉米体系养分含量的影响

由表3可知,石灰、生物炭单施和配施影响土壤中碱解N、速效P和速效K的含量。与L1B1处理相比,除L3B2处理增加土壤速效P含量外,其他均能降低土壤速效P含量,降幅为18.0%~40.7%,且石灰、生物炭单施和配施处理土壤速效P含量均与L1B1处理之间存在显著差异(P<0.05)。石灰、生物炭单施和配施均能增加土壤速效K含量,增幅分别为2.4%~6.0%、80.7%~393.8%、90.7%~316.8%,且单施生物炭与石灰、生物炭配施处理土壤速效K含量与L1B1处理之间存在显著差异(P<0.05)。石灰、生物炭单施处理下,随着改良剂施用量的增加,土壤碱解N含量减少;石灰、生物炭配施处理下,当石灰或生物炭用量恒定时,随着另一材料施用量的增加,土壤碱解N含量增加。L3B3处理下,速效K和碱解N较L1B1处理显著增加296.3%和64.4%。双因素方差分析表明,施用石灰对土壤碱解N、速效P和速效K存在极显著影响,施用生物炭对土壤碱解N、速效P和速效K存在显著或极显著影响,并且二者之间在土壤碱解N、速效P和速效K上存在交互作用。

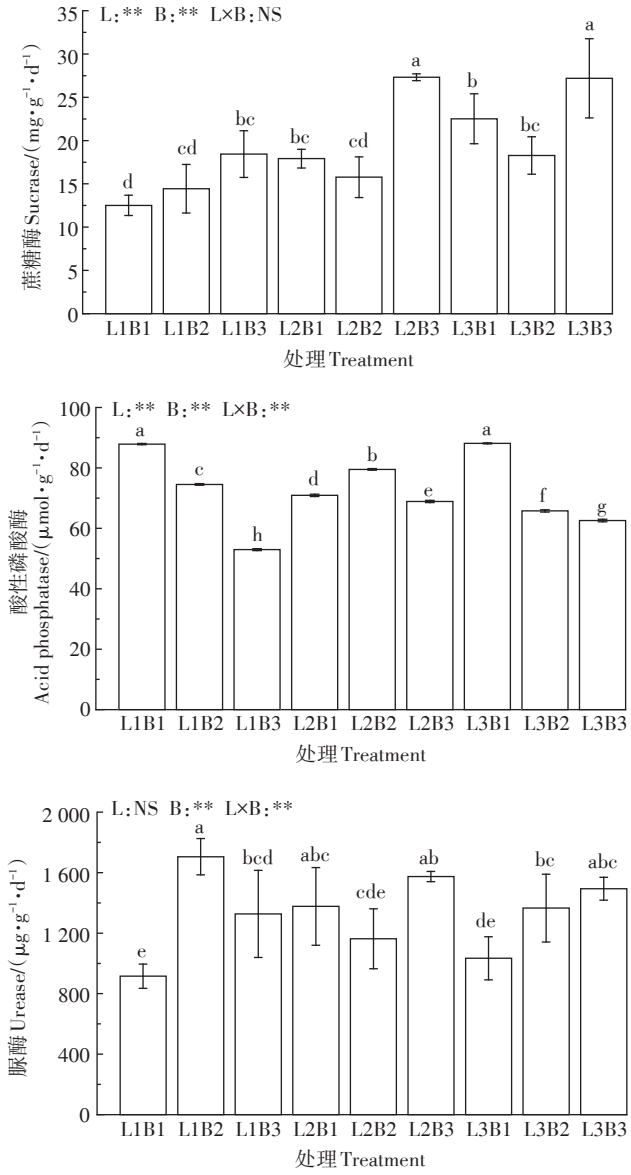


图3 石灰、生物炭对土壤酶活性的影响

Figure 3 The influence of lime and biochar on soil enzyme activity

石灰、生物炭单施和配施对玉米各器官的养分含量有不同影响(表4)。随着施用量的增加,生物炭单施处理下,玉米根、叶N含量先减少后增加,茎N含量先增加后减少,籽粒N含量增加;石灰单施处理下,根N含量增加,茎、叶和籽粒N含量先减少后增加;石灰、生物炭配施处理下,根、籽粒N含量增加,茎、叶N含量先减少后增加。石灰、生物炭单施和配施处理下N在玉米各器官内分布规律均为籽粒>根>叶>茎,N主要集中在玉米籽粒内。双因素方差分析表明,石灰对根、茎和叶中N含量存在显著或极显著影响,生物炭对茎和叶中N含量存在显著或极显著影响,并且二者之间在茎、叶和籽粒N含量上存在交互作用。

如表5所示,随着改良剂施用量的增加,生物炭单施处理下,玉米根、茎P含量先减少后增加,叶P含量减少,籽粒P含量先增加后减少;石灰单施处理下,根、籽粒P含量增加,茎、叶P含量先减少后增加;石灰、生物炭配施处理下,根、茎P含量减少,叶、籽粒P含量增加。生物炭单施和石灰、生物炭配施处理下,P在玉米各器官内分布规律为叶>籽粒>根>茎,石灰单施处理下为籽粒>叶>根>茎。双因素方差分析表明,石灰对根和籽粒中P含量存在显著或极显著影响,生物炭对茎中P含量存在极显著影响,并且二者之间在根、茎和籽粒含量P之间存在交互作用。

由表6可知,石灰、生物炭单施和配施均能增加植株K含量。与L1B1处理相比,随着施用量的增加,生物炭单施处理下,根、茎、叶、籽粒K含量增幅分别

表3 石灰、生物炭对土壤养分含量的影响(mg·kg^{-1})

Table 3 The influence of lime and biochar on soil nutrient content(mg·kg^{-1})

处理 Treatment	速效P Available-P	速效K Available-K	碱解N Alkaline-N
L1B1	42.7±2.2b	75.2±13.0e	36.2±4.0bc
L1B2	29.1±1.8de	135.9±6.6d	45.5±7.0b
L1B3	33.6±3.6cd	371.3±6.9a	22.2±4.0de
L2B1	29.0±1.9de	80.0±2.2e	24.5±7.0de
L2B2	27.0±3.2e	181.0±3.3c	19.8±4.0e
L2B3	35.0±2.1c	313.4±13.8b	36.2±4.0bc
L3B1	25.4±2.2e	77.0±9.1e	31.5±4.0cd
L3B2	47.5±3.8a	143.4±10.8d	38.5±7.0bc
L3B3	25.3±1.4e	298.0±16.6b	59.5±7.0a
Two-way ANOVA analysis			
L	**	**	**
B	*	**	*
L×B	**	**	**

注:表中数据为平均值±标准差(n=3);同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。双因素方差分析结果中,L代表石灰处理,B代表生物炭处理,L×B代表石灰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:The data in the table are average values ± Standard deviation(n=3); Different lowercase letters indicate significant differences among treatments (P<0.05). In the two-way ANOVAs, L represents lime treatment; B represents biochar treatment; L×B represents the interactive effect of lime and biochar treatment; NS: Not-significant; *: P<0.05; **: P<0.01. The same below.

表4 石灰、生物炭对玉米植株N含量的影响(g·kg^{-1})

Table 4 The influence of lime and biochar on nitrogen content of corn plants(g·kg^{-1})

处理 Treatment	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	籽粒 Grain
L1B1	0.67±0.13bcd	0.34±0.04bc	0.70±0.08bc	1.18±0.14a
L1B2	0.54±0.07d	0.38±0.04b	0.47±0.05d	1.21±0.03a
L1B3	0.65±0.02cd	0.34±0.02bc	0.79±0.04ab	1.27±0.08a
L2B1	0.80±0.05abc	0.25±0.03d	0.50±0.06d	0.97±0.06a
L2B2	0.67±0.02bcd	0.28±0.02cd	0.67±0.02c	1.27±0.08a
L2B3	0.93±0.04a	0.41±0.04b	0.84±0.03a	1.27±0.10a
L3B1	0.89±0.06ab	0.40±0.02b	0.88±0.02a	1.34±0.11a
L3B2	1.03±0.11a	0.60±0.05a	0.79±0.01ab	1.27±0.11a
L3B3	0.90±0.03ab	0.44±0.02b	0.72±0.06bc	1.20±0.01a
Two-way ANOVA analysis				
L	*	**	**	NS
B	NS	**	*	NS
L×B	NS	**	**	**

表5 石灰、生物炭对玉米植株P含量的影响(%)

Table 5 The influence of lime and biochar on phosphorus content of maize plants(%)

处理 Treatment	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	籽粒 Grain
L1B1	0.17±0.05bc	0.08±0.01b	0.38±0.02bcd	0.23±0.03d
L1B2	0.15±0.04c	0.06±0.01bc	0.36±0.08cd	0.29±0.05cd
L1B3	0.18±0.04bc	0.12±0.02a	0.30±0.03de	0.22±0.01d
L2B1	0.19±0.03bc	0.03±0.01c	0.25±0.02e	0.30±0.03bcd
L2B2	0.26±0.03a	0.12±0.02a	0.40±0.06abc	0.31±0.04bcd
L2B3	0.20±0.03abc	0.12±0.03a	0.47±0.05ab	0.44±0.02ab
L3B1	0.23±0.02ab	0.04±0.01bc	0.50±0.08a	0.56±0.04a
L3B2	0.21±0.05abc	0.14±0.02a	0.41±0.08abc	0.39±0.04bc
L3B3	0.14±0.03c	0.02±0.01c	0.41±0.03abc	0.41±0.05bc
Two-way ANOVA analysis				
L	*	NS	NS	**
B	NS	**	NS	NS
L×B	*	**	NS	**

为 68.0%~102.7%、86.7%~90.4%、26.2%~35.0%、13.8%~34.5%;石灰单施处理下,根、籽粒K含量增幅分别为20.0%~73.3%、24.1%~27.6%,L3B1处理下,茎、叶K含量分别增加45.8%、29.1%;石灰、生物炭配施处理下,根、茎、叶、籽粒K含量分别增加61.3%~78.7%、39.8%~83.1%、34.0%~43.7%、20.7%~41.4%。石灰、生物炭单施和配施处理下根、茎、叶、籽粒K含量均与L1B1处理之间存在显著差异(P<0.05)。双因素方差分析表明,石灰对根、茎和叶K含量存在极显著影响,生物炭对根、茎、叶和籽粒K含量存在极显著影响,并且二者之间在根、茎、叶和籽粒K含量上存在交互作用。因此,玉米中N、P、K养分吸收量的增加主要由添加石灰和生物炭获得。

2.3 对土壤-玉米体系Cd含量的影响

由图4可知,施加改良剂均能降低土壤有效态Cd含量,且石灰、生物炭单施和配施与L1B1处理差异显著(P<0.05)。与L1B1处理相比,石灰、生物炭单施和配施处理土壤有效态Cd分别降低64.09%~90.14%、23.22%~96.46%、52.44%~92.96%,其中生物炭单施降低土壤有效态Cd的效果优于石灰单施和石灰、生物炭配施。不同改良剂施用量的结果表明,随着施加量的增加,土壤有效态Cd呈下降趋势,可见,施加改良剂是一种有效降低土壤有效态Cd的方法,其中石灰单施最佳用量为4 500 kg·hm^{-2},生物炭单施最佳用量为45 000 kg·hm^{-2},石灰、生物炭配施最佳用量为4 500 kg·hm^{-2}石灰+15 000 kg·hm^{-2}生物炭。双因素方差分析表明,施加石灰和生物炭对土壤有效态Cd含量存在极显著影响,并且二者之间存在极显著的交互作用,因此土壤中有效态Cd含量的降低是由于添加了

表6 石灰、生物炭对玉米植株K含量的影响(%)

Table 6 The influence of lime and biochar on potassium content of maize plants(%)

处理 Treatment	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	籽粒 Grain
L1B1	0.75±0.13d	0.83±0.05d	1.03±0.04d	0.29±0.01e
L1B2	1.26±0.09b	1.55±0.01a	1.35±0.04c	0.33±0.01d
L1B3	1.52±0.04a	1.58±0.05a	1.39±0.01abc	0.39±0.02ab
L2B1	0.90±0.01c	0.79±0.04d	0.91±0.03e	0.37±0.04bcd
L2B2	1.29±0.04b	1.16±0.06c	1.38±0.04bc	0.35±0.02cd
L2B3	1.33±0.05b	1.32±0.03b	1.48±0.09a	0.37±0.02bcd
L3B1	1.30±0.10b	1.21±0.04c	1.33±0.03c	0.36±0.01bcd
L3B2	1.21±0.11b	1.29±0.03b	1.39±0.06abc	0.38±0.02abc
L3B3	1.34±0.01b	1.52±0.03a	1.46±0.08ab	0.41±0.01a
Two-way ANOVA analysis				
L	**	**	**	NS
B	**	**	**	**
L×B	**	**	**	**

表7 石灰、生物炭对玉米植株Cd含量的影响(mg·kg^{-1})

Table 7 The influence of lime and biochar on Cd contents of maize plants(mg·kg^{-1})

处理 Treatment	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	籽粒 Grain
L1B1	1.01±0.15a	0.36±0.05a	0.65±0.11a	0.07±0.02a
L1B2	1.03±0.13a	0.15±0.01f	0.42±0.02b	0.04±0.01b
L1B3	1.06±0.03a	0.31±0.03abc	0.56±0.02ab	0.06±0.01ab
L2B1	1.16±0.07a	0.34±0.03ab	0.62±0.04a	0.04±0.01b
L2B2	1.11±0.09a	0.29±0.03bc	0.47±0.04b	0.07±0.01a
L2B3	1.01±0.01a	0.19±0.04def	0.46±0.03b	0.06±0.01ab
L3B1	1.01±0.02a	0.22±0.02de	0.64±0.10a	0.06±0.03ab
L3B2	1.00±0.08a	0.25±0.03cd	0.43±0.06b	0.06±0.02ab
L3B3	1.11±0.07a	0.16±0.01ef	0.63±0.03a	0.07±0.01a
Two-way ANOVA analysis				
L	NS	**	NS	**
B	NS	**	NS	NS
L×B	NS	**	**	**

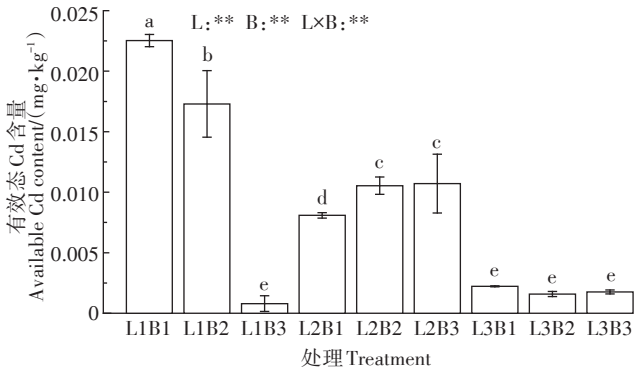


图4 石灰、生物炭对土壤有效态Cd含量的影响

Figure 4 The influence of lime and biochar on soil available Cd content

石灰和生物炭。

石灰、生物炭单施和配施使玉米根系Cd含量增加,但与L1B1处理差异不显著(P>0.05)(表7)。生物炭单施处理下茎、叶、籽粒Cd含量均下降,降幅分别为13.9%~58.3%、13.8%~35.4%、14.3%~42.9%;石灰单施处理下,茎、叶、籽粒Cd含量降幅分别为5.6%~38.9%、1.5%~4.6%、14.3%~42.9%;石灰、生物炭配施处理下,茎、叶降幅分别为19.4%~55.6%、3.1%~33.8%,籽粒Cd含量下降14.3%。L1B2、L2B1处理下籽粒Cd含量与L1B1处理差异显著(P<0.05),其余处理下差异不显著,石灰、生物炭单施和配施处理下,Cd在玉米器官内的分布规律均为根>叶>茎>籽粒。双因素方差分析表明,石灰对茎和籽粒Cd含量存在极显著影响,生物炭对茎Cd含量存在极显著影响,并且二者之间在茎、叶、籽粒Cd含量上存在交互作用。

2.4 对玉米生物量和产量的影响

与L1B1处理相比,石灰、生物炭单施和配施显著增加玉米籽粒产量(表8),增幅分别为27.8%~38.7%、29.0%~32.3%、30.8%~48.6%。石灰、生物炭单施和配施均能增加根、茎、叶生物量,生物量总体呈现叶>茎>根,石灰、生物炭单施时,随着施加量的增加,玉米生物量和籽粒产量呈增加趋势,石灰、生物炭配施时,当石灰或生物炭施用量恒定时,随着另一材料施用量的增加玉米生物量和籽粒产量呈增加趋势。在L3B3处理下,各器官生物量和产量达到最大值,表明石灰、生物炭配施比石灰、生物炭单施效果更好,且在石灰、生物炭配施施用量达到最大时,玉米生物量和增产效果最佳。双因素方差分析表明,石灰对产量存在极显著影响,生物炭对茎生物量和籽粒产量存在极显著影响,并且二者之间在籽粒产量上存在交互作用。

2.5 相关性分析

如表9所示,玉米根生物量与土壤pH、速效K含量、CEC、放线菌数量和蔗糖酶活性呈显著或极显著正相关;茎生物量与pH、速效K含量和CEC呈显著正相关;叶生物量与pH、CEC含量、蔗糖酶活性呈显著或极显著正相关,与土壤有效态Cd含量呈显著负相关;籽粒产量与pH、蔗糖酶活性呈极显著正相关,与土壤有效态Cd含量呈显著负相关。土壤pH与有效态

表8 石灰、生物炭对玉米生物量和产量的影响

Table 8 The influence of lime and biochar on maize biomass and yield

处理 Treatment	生物量 Biomass/(g·plant^{-1}) 根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	籽粒产量 Yield/(kg·hm^{-2})
L1B1	15.8±4.5a	48.3±7.2c	61.3±9.3b	8 206±328e
L1B2	27.3±5.5a	65.3±9.0abc	71.3±8.5ab	10 860±32c
L1B3	32.0±2.7a	82.3±9.2abc	90.3±14.5ab	10 586±93cd
L2B1	26.0±3.6a	56.0±6.9bc	80.0±5.7ab	10 486±64d
L2B2	31.3±6.6a	89.3±8.6abc	72.0±25.1ab	10 737±34cd
L2B3	38.3±3.9a	99.3±5.8ab	106.0±7.1a	11 588±316b
L3B1	30.3±2.2a	64.0±2.0abc	88.0±11.5ab	11 383±155b
L3B2	32.7±3.1a	103.0±16.3a	106.0±10.7a	10 904±181c
L3B3	49.7±2.7a	103.0±15.9a	106.6±14.2a	12 192±144a
Two-way ANOVA analysis				
L	NS	NS	NS	**
B	NS	**	NS	**
L×B	NS	NS	NS	**

表9 玉米植株生物量、产量和土壤理化性质之间的相关性

Table 9 Correlations among maize plant biomass, yield and soil indicators

指标 Index	生物量 Biomass 根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	籽粒产量 Yield
pH值 pH value	0.820**	0.766*	0.837**	0.841**
碱解N含量 Alkaline-N content	0.493	0.290	0.373	0.344
速效P含量 Available-P content	−0.371	0.080	0.081	−0.519
速效K含量 Available-K content	0.673*	0.678*	0.570	0.465
阳离子交换量 CEC	0.682*	0.740*	0.728*	0.548
细菌数量 Amount of bacteria	0.626	0.308	0.405	0.429
真菌数量 Amount of fungi	0.572	0.628	0.566	0.332
放线菌数量 Amount of actinomycetes	0.697*	0.574	0.594	0.411
脲酶活性 Urease activity	0.523	0.441	0.440	0.598
蔗糖酶活性 Sucrase activity	0.846**	0.614	0.841**	0.798**
酸性磷酸酶活性 Acid phosphatase activity	−0.568	−0.594	−0.612	−0.427
土壤有效态Cd含量 Soil available Cd content	0.650	0.564	−0.746*	−0.678*

Cd含量呈极显著负相关(r=−0.933, P<0.01, n=6);土壤速效K含量与根K含量(r=0.736, P<0.05, n=6)、茎K含量(r=0.701, P<0.05, n=6)呈显著正相关。

3 讨论

3.1 石灰和生物炭对土壤pH、CEC和生物学性质的影响

石灰和生物炭都是碱性物质,石灰可以中和酸性土壤中交换性酸和活性酸从而使土壤pH升高,补充Ca、Mg等营养元素以逐渐实现对酸性土壤的改良[22]。在酸性土壤中施加生物炭,因其表面的—COO—和—O—等官能团是碱的主要存在形式,从而明显提高土壤pH,且生物炭的灰分中含有Ca、Mg、K、Na等盐基离子,施入土壤后会与土壤中的H^+、Al^{3+}进行交换,进而降低其浓度[23],提高土壤pH。本研究中,施用石灰和生物炭能提高土壤CEC。生物炭比表面积较大,孔隙及表面官能团丰富,含有芳环结构和羟、羧基等基团,其添加到土壤后可以增加离子交换的位点,提高表面交换活性,有利于增加土壤CEC[24]。

土壤中存在的细菌、真菌和放线菌作为土壤微生物的主要生物量,它们的数量和种类组成变化会对土壤的生化活性以及土壤养分产生直接影响,是表征土壤肥力的重要指标之一[25]。本研究中适量的石灰和生物炭能增加细菌、真菌和放线菌数量,过量施用使细菌和真菌数量减少。施用石灰能改善土壤结构,提高土壤的硝化作用,从而改善土壤养分状况,提高养分循环能力,提高土壤微生物生物量[10];生物炭具有丰富的孔隙结构,可有效改良致密性土壤的物理结构,为土壤微生物提供充足的碳源,同时其表面丰富的孔隙结构可成为微生物有利的栖息地,促进微生物繁殖[26]。但生物炭和石灰过度施用也可能会降低土壤微生物生物量。因为不同材料的生物炭和石灰对不同地区和不同作物的影响存在较大差异,所以,在施用生物炭和石灰时,要对地区进行调查,按照需要适量添加,才能为土壤微生物创造一个好的生活环境。

土壤酶在很大程度上来源于土壤微生物,施用石灰和生物炭影响土壤微生物组成和活性,所以同样也会影响土壤酶[27]。土壤酶活性作为土壤中的有机物质转化速度以及土壤腐殖质化强度的反映,常被作为土壤质量的生物活性指标[28]。脲酶作为土壤中活跃的水解酶,可直接参与土壤有机氮的转化过程[29];土壤磷酸酶活性的高低则影响土壤有机磷的分解转化[30];土壤蔗糖酶可将蔗糖分子水解成易被植物和土壤微生物吸收利用的葡萄糖和果糖,提高土壤有机质的转化[31]。土壤有机质是酶促反应底物的主要来源,生物炭添加后明显增加了土壤有机质含量,其多孔结构还能够吸附反应底物,从而促进酶促反应的发生[20]。石灰、生物炭添加后也增强了微生物活动,这有利于加快有机物质的分解,为土壤酶提供更多的反应底物,从而提高土壤酶活性[32]。本研究中,随着石

灰和生物炭施用量的增加,酸性磷酸酶活性降低,这与前人研究结果不同[33]。有研究发现,土壤酶对pH变化非常敏感,大部分土壤酶及其相关微生物适宜的pH高于偏酸性土壤的pH,提高土壤pH能刺激土壤蔗糖酶和脲酶活性,但与酸性磷酸酶相关的微生物被抑制,活性降低[34],这可能是影响本研究结果的原因。

3.2 石灰和生物炭对土壤-玉米体系养分含量的影响

施用石灰、生物炭等改良剂能有效改善土壤养分的有效性[35]。本研究中施用石灰、生物炭使土壤速效K含量增加,速效P和碱解N含量减少。施用改良剂有利于根系微生物和酶活性增加,促进根系生长,使发达的根系和主根能吸收深层土壤中的K素,提高K^+的亲和力,从而打破土壤中各种形态K的平衡,使得土壤中的矿物K不断转为有效K,从而提高了土壤中的速效K含量[36]。石灰和生物炭含有大量的Ca,加入后使土壤中Ca溶液达到饱和,从而与土壤中的磷酸根离子形成了难溶性磷酸钙盐,加入石灰和生物炭越多,形成的难溶性磷酸盐越多,致使土壤有效P含量减少[27];L3B2处理下速效P含量略微增加,可能是与土壤理化性质、农业耕作方式、管理条件等试验条件有关,存在一定的偶然性,后续还要继续试验以验证此结果是否具有长期稳定性。生物炭独特的表面特性使其对土壤水溶液中的铵态氮、硝态氮及气态氨等不同形态存在的营养元素有很强的吸附作用。但过量石灰施入后通过加速土壤C、N循环会降低土壤中的N含量,因此需要将石灰等改良剂与有机肥等有机改良剂配合施用[37]。

石灰、生物炭单施和配施促进玉米植株对N、P、K的吸收。生物炭的多孔结构能改变土壤孔隙度和孔径分布,减少养分元素的淋溶,增强其对营养元素的吸持能力,使得土壤养分被固定且具有缓释作用[38];其发达的孔隙结构为微生物提供适宜的栖息环境,提高土壤保肥性能[39]。石灰和生物炭自身含有较高的速效养分,比土壤本身养分高,与土壤混合后提高了土壤中有效养分的含量,增加养分在土壤中的被消耗时间,进而促进植株对养分的吸收[40],增加玉米籽粒内的N、P、K含量。

3.3 石灰和生物炭对土壤-玉米体系Cd含量的影响

土壤重金属污染是酸化土壤中所产生的典型问题,重金属的活性与农产品安全直接相关。本研究中,石灰、生物炭单施和配施均能有效降低土壤有效态Cd含量。提高土壤pH降低土壤重金属的生物有效性是改良酸性土壤的重要机理,相关性分析表明,土壤有效态Cd含量与土壤pH呈极显著负相关,石灰作为一种常用的无机钝化剂,主要通过提高土壤pH来降低土壤有效态Cd含量,pH升高可以增加土壤颗粒表面的负电荷,进而提高土壤颗粒对带正电荷的Cd^{2+}的吸附能力,同时还有利于土壤有效态Cd生成氢氧化物沉淀和碳酸盐沉淀[10],从而降低土壤溶液中的Cd^{2+}浓度。生物炭作为有机钝化剂,除了能通过提高土壤pH影响土壤有机质、CEC等土壤理化性质来间接降低土壤有效态Cd含量外,还由于其富含大量羧基、羰基、醚等官能团,可直接与Cd^{2+}发生有机络合反应,以此来降低有效态Cd的含量[35]。一方面,施加石灰能显著提高土壤pH,减少土壤有效态Cd含量,从而减少玉米对土壤有效态Cd的吸收利用,进而降低玉米中Cd含量[41]。另一方面,石灰中富含Ca元素,Ca^{2+}能调控玉米内离子平衡,也能阻止Cd向玉米中富集,降低对Cd的吸收。生物炭也可以增加土壤Cd库的相对容量,使玉米籽粒中Cd含量下降,从而减少对玉米的毒害作用,降低玉米植株中的Cd含量[42]。相关分析表明,植株生物量和籽粒产量与土壤有效态Cd含量呈显著负相关,与蔗糖酶活性呈极显著正相关,这表明生物炭和石灰的添加导致土壤有效态Cd含量降低,减少了Cd对玉米和土壤微生物的毒害作用,改善玉米和微生物的生长环境,使微生物活性增强,加快有机物质分解,增加了籽粒产量和生物量;石灰、生物炭自身也能提供作物所需要的某些营养物质,如C、N、P、K、Ca及Mg等,改善土壤结构和理化性质,提升土壤质量,促进玉米生长,进而提高玉米籽粒产量。

4 结论

(1)石灰、生物炭单施和配施均能提高土壤pH和CEC,配施可增加微生物数量,使土壤蔗糖酶和脲酶活性提高,酸性磷酸酶活性降低。

(2)石灰、生物炭单施和配施均能增加土壤速效K含量,降低土壤速效P含量;石灰、生物炭单施处理下,碱解N含量减少,配施处理下,碱解N含量增加;单施和配施均能有效促进玉米植株对N、P、K的吸收。

(3)石灰、生物炭单施和配施均能有效降低土壤有效态Cd含量和玉米籽粒Cd含量,提高玉米籽粒产量。

(4)石灰、生物炭配施改良效果最佳,优于生物炭和石灰的单独施用,且4 500 kg·hm^{-2}石灰+45 000 kg·hm^{-2}生物炭处理效果最好,具有明显的土壤改良效应。

参考文献：

[1] WANG H, XU R K, WANG N, et al. Soil acidification of alfisols as influenced by tea cultivation in eastern China[J]. *Pedosphere*, 2010, 20(6):799-806.

[2] EMANUEL B Q, CAMILO E M, ILEANA E M, et al. Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8:1767.

[3] RAHMAN M, LEE S H, JI H, et al. Importance of mineral nutrition for mitigating aluminum toxicity in plants on acidic soils: Current status and opportunities[J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2018, 19(10):3073.

[4] 彭映林, 仪丽清, 郑雅杰, 等. 粉煤灰处理酸性矿山废水的研究[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(增刊1):280-284. PENG Y L, YI L Q, ZHENG Y J, et al. Treatment of acid mine drainage using fly ash[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 39(Suppl 1):280-284.

[5] 徐仁扣, 李九玉, 周世伟, 等. 我国农田土壤酸化调控的科学问题与技术措施[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(2):160-167. XU R K, LI J Y, ZHOU S W, et al. Scientific issues and controlling strategies of soil acidification of croplands in China[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33(2):160-167.

[6] ZHAO F J, MA Y, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(2):750-759.

[7] SHEN C C, XIONG J B, ZHANG H Y, et al. Soil pH drives the spatial distribution of bacterial communities along elevation on Changbai Mountain[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57:204-211.

[8] ALEKSEEVA T, ALEKSEEV A, XU R K, et al. Effect of soil acidification induced by a tea plantation on chemical and mineralogical properties of Alfisols in eastern China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2011, 33(2):137-148.

[9] 李江遐, 吴林春, 张军, 等. 生物炭修复土壤重金属污染的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(12):2075-2081. LI J X, WU L C, ZHANG J, et al. Research progresses in remediation of heavy metal contaminated soils by biochar[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2015, 24(12):2075-2081.

[10] 陈远其, 张煜, 陈国梁. 石灰对土壤重金属污染修复研究进展[J]. 生态环境学报, 2016, 25(8):1419-1424. CHEN Y Q, ZHANG Y, CHEN G L. Remediation of heavy metal contaminated soils by lime: A review[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2016, 25(8):1419-1424.

[11] 胡敏, 向永生, 鲁剑巍. 石灰用量对酸性土壤pH值及有效养分含量的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2017(4):72-77. HU M, XIANG Y S, LU J W. Effects of lime application rates on soil pH and available nutrient content in acidic soils[J]. *Soils and Fertilizers Sciences in China*, 2017(4):72-77.

[12] WANG Y, YAO Z S, ZHAN Y, et al. Potential benefits of liming to acid soils on climate change mitigation and food security[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(12):2807-2821.

[13] 蒋少军, 刘峻光, 刘玲玲, 等. 生物炭对矿区农田土壤及大豆安全种植的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(1):124-131. JIANG S J, LIU J G, LIU L L, et al. Effect of biochar on farmland soil and planting security of soybean in mining area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(1):124-131.

[14] AMIR Z K, SARDAR K, MUHAMMAD A K, et al. Biochar reduced the uptake of toxic heavy metals and their associated health risk via rice(*Oryza sativa* L.)grown in Cr-Mn mine contaminated soils[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 17(2):100590.

[15] SUN J, LIAN F, LIU Z, et al. Biochars derived from various crop straws:Characterization and Cd(Ⅱ) removal potential[J]. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 2014, 106(2):226-231.

[16]米雅竹, 李博, 湛方栋, 等. 会泽铅锌矿区农田土壤镉、铅和养分分布特征及污染评价[J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2019, 34(2):344-352. MI Y Z, LI B, ZHAN F D, et al. Distribution and evaluation of nutrient and Cd/Pb content in agricultural soils in Huize lead-zinc mine area[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2019, 34(2):344-352.

[17] YI Q, DOU X D, HUANG Q R, et al. Pollution characteristics of Pb, Zn, As, Cd in the Bijiang River[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, 13:43-52.

[18] 陈建军, 于蔚, 祖艳群, 等. 玉米(*Zea mays*)对镉积累与转运的品种差异研究[J]. 生态环境学报, 2014, 23(10):1671-1676. CHEN J J, YU W, ZU Y Q, et al. Variety difference of Cd accumulation and translocation in *Zea mays*[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(10):1671-1676.

[19] 鲍士旦. 土壤农业化学分析[M]. 3版. 北京:中国农业出版社, 2000. BAO S D. Soil and agricultural-chemistry analysis[M]. 3rd Edition. Beijing:China Agriculture Press, 2000.

[20] 刘若琪, 刘薇, 袁利, 等. 不同改良剂对植烟土壤微生物特征和酶活性的影响[J]. 四川农业大学学报, 2020, 38(5):520-527. LIU R Q, LIU W, YUAN L, et al. Effects of different amendments on soil microbial characteristics and enzyme activities in tobacco planting soil[J]. *Journal of Sichuan Agricultural University*, 2020, 38(5):520-527.

[21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000. LU R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing:China Agricultural Science and Technology Press, 2000.

[22] 梁芳, 涂卫佳, 薛清华, 等. 石灰和钙镁磷肥施用对水稻生长与镉累积的影响[J]. 湖南有色金属, 2018, 34(2):56-60. LIANG F, TU W J, XUE Q H, et al. Effect of lime and calcium magnesium phosphate on the growth and uptake of Cd in rice[J]. *Hunan Nonferrous Metals*, 2018, 34(2):56-60.

[23] 殷飞, 王海娟, 李燕燕, 等. 不同钝化剂对重金属复合污染土壤的修复效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3):438-448. YIN F, WANG H J, LI Y Y, et al. Remediation of multiple heavy metal polluted soil using different immobilizing agents[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(3):438-448.

[24] UCHIMIVA M, WARTELLE L H, KLASSON K T, et al. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2011, 59(6):2501-2510.

[25] 郭潇潇, 王雪莱, 梁海芸, 等. 盐碱胁迫对芸豆根际土壤微生物数量及酶活性的影响[J]. 华北农学报, 2019, 34(4):148-157. GUO

X X, WANG X L, LIANG H Y, et al. Effects of salinity-alkalinity stress on rhizosphere soil microbial quantity and enzyme activity of common bean[J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2019, 34(4): 148-157.

[26] 况帅, 段焰, 刘芮, 等. 油菜秸秆生物炭对植烟红壤养分及细菌群落多样性的影响[J]. 中国烟草科学, 2021, 42(1): 20-26. KUANG S, DUAN Y, LIU R, et al. Effects of straw biochar on soil nutrients and diversity of bacterial communities in tobacco-planting red soil[J]. *Chinese Tobacco Science*, 2021, 42(1): 20-26.

[27] 蔡东, 肖文芳, 李国怀. 施用石灰改良酸性土壤的研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(9): 206-213. CAI D, XIAO W F, LI G H. Advance on study of liming on acid soils[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(9): 206-213.

[28] 孙文颖, 马维伟, 李广, 等. 尕海湿地植被退化过程中土壤蔗糖酶和淀粉酶活性的动态特征[J]. 草地学报, 2019, 27(1): 88-96. SUN W Y, MA W W, LI G, et al. Dynamic characteristics of soil sucrase and amylase activities during vegetation degradation in Gahai wetland [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2019, 27(1): 88-96.

[29] PAN J, YU L. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(11): 1889-1894.

[30] MORRIS R A, GARRITY D P. Resource capture and utilization in intercropping: Non-nitrogen nutrients[J]. *Field Crops Research*, 1993, 34(3/4): 319-334.

[31] 王彬, 王玉波, 佟桐, 等. 不同施氮模式对玉米光合特性和氮代谢关键酶的影响[J]. 玉米科学, 2020, 28(2): 135-142. WANG B, WANG Y B, DONG T, et al. Effects of different nitrogen application patterns on photosynthetic characteristics and key enzymes of nitrogen metabolism in maize[J]. *Journal of Maize Sciences*, 2020, 28(2): 135-142.

[32] 何秀峰, 赵丰云, 于坤, 等. 生物炭对葡萄幼苗根际土壤养分、酶活性及微生物多样性的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2020(6): 19-26. HE X F, ZHAO F Y, YU K, et al. Effect of biochar on nutrient, enzyme activities and microbial diversity of rhizosphere soil of grape seedlings[J]. *Soils and Fertilizers Sciences in China*, 2020(6): 19-26.

[33] GALVEZ A, SINICCO T, CAVUELA M L, et al. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 160: 3-14.

[34] 王涵, 王果, 黄颖颖, 等. pH 变化对酸性土壤酶活性的影响[J]. 生态环境学报, 2008, 17(6): 2401-2406. WANG H, WANG G, HUANG Y Y, et al. The effects of pH change on the activities of enzymes in an acid soil[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2008, 17(6): 2401-2406.

[35] 张迪, 吴晓霞, 丁爱芳, 等. 生物炭和熟石灰对土壤镉铅生物有效性和微生物活性的影响[J]. 环境化学, 2019, 38(11): 2526-2534. ZHANG D, WU X X, DING A F, et al. Effects of hydrated lime and biochar on the bioavailability of Cd and Pb and microbial activity in a contaminated soil[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(11): 2526-2534.

[36] 张龙辉, 粟戈璇, 邓小华, 等. 改良剂施用对酸性植烟土壤养分的影响效应[J]. 中国烟草科学, 2020, 41(5): 20-27. ZHANG L H, SU G X, DENG X H, et al. Effects of modifier application on nutrient contents of acid tobacco soil[J]. *Chinese Tobacco Science*, 2020, 41(5): 20-27.

[37] GLASER B, LEHMANN J, ZECH W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: A review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219-223

[38] XU G, LU Y, SUN J, et al. Recent advances in biochar applications in agricultural soils: Benefits and environmental implications[J]. *Clean-Soil, Air, Water*, 2012, 40(10): 1093-1098.

[39] 彭辉辉, 刘强, 荣湘民, 等. 生物炭、有机肥与化肥配施对春玉米养分利用及产量的影响[J]. 南方农业学报, 2015, 46(8): 1396-1400. PENG H H, LIU Q, RONG X M, et al. Effects of biochar, organic fertilizer and chemical fertilizer combined application on nutrient utilization and yield of spring maize[J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2015, 46(8): 1396-1400.

[40] 韩瑛祚, 娄春荣, 王秀娟, 等. 生物炭还田条件下磷肥减施对玉米产量及养分利用的影响[J]. 玉米科学, 2018, 26(2): 125-130. HAN Y Z, LOU C R, WANG X J, et al. Effects of phosphorus fertilizer reduction on maize yield and nutrient utilization under biochar returning[J]. *Journal of Maize Sciences*, 2018, 26(2): 125-130.

[41] MALANDRINO M, ABOLLINO O, BUOSO S, et al. Accumulation of heavy metals from contaminated soil to plants and evaluation of soil remediation by vermiculite[J]. *Chemosphere*, 2011, 82(2): 169-178.

[42] 赵莎莎, 肖广全, 陈玉成, 等. 不同施用量石灰和生物炭对稻田镉污染钝化的延续效应[J]. 水土保持学报, 2021, 35(1): 334-340. ZHAO S S, XIAO G Q, CHEN Y C, et al. Continuous effect of different application rates of lime and biochar on the passivation of cadmium pollution in paddy fields[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2021, 35(1): 334-340.