

施用生物炭对红壤性水稻土重金属钝化与土壤肥力的影响

郭碧林, 陈效民, 景峰, 杨之江, 刘巍

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 通过田间小区试验, 分析了不同用量的生物炭处理下(0, 10, 20, 30, 40 t/hm²)0—17, 17—29 cm 土层土壤的理化性质、重金属钝化及酶活性的影响。采用 IFI(土壤肥力综合质量指数)评价了土壤肥力状况。结果表明: 施用生物炭可以改善红壤的理化性状, 降低土壤容重, 提高土壤的孔隙度、饱和含水量、pH、CEC、有机质、有效磷、铵态氮和全氮及 DOC 含量; 同时提高土壤脲酶、过氧化氢酶和蔗糖酶活性。土壤有效态 Cd 和 Pb 含量均随生物炭施用量的增加而减少; 而有效态 As 含量则随生物炭施用量的增加呈先增后减的趋势, 三者均在生物炭施用量为 40 t/hm² 时为最小值。利用 IFI 对土壤肥力综合质量进行评价可知, 在不同生物炭用量条件下土壤肥力综合质量指数依次为 A30>A40>A20>A10>CK, 相应的土壤肥力综合质量指数分别为 0.64, 0.62, 0.57, 0.47, 0.44。评价结果表明在生物炭施用量为 30 t/hm² 时, 红壤的肥力改良效果最佳。因此, 采用适量的生物炭可修复重金属对红壤性水稻土的污染, 并改善土壤肥力状况。

关键词: 红壤性水稻土; 生物炭; 可溶态重金属; 酶活性; 土壤肥力综合质量指数

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2019)03-0298-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.03.044

Effects of Biochar Application on Heavy Metal Passivation and Soil Fertility in the Red Paddy Soil

GUO Bilin, CHEN Xiaomin, JING Feng, YANG Zhijiang, LIU Wei

(College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095)

Abstract: Field plot experiments were conducted to study the effects of biochar on soil physico-chemical properties, heavy metal passivation and enzyme activities in the red paddy soil polluted by heavy metals. Biochar was added in different amounts of 0, 10, 20, 30 and 40 t/hm², respectively. The soil samples were collected from 0—17 and 17—29 cm soil layers. The soil integrated fertility index (IFI) was used to assess the soil fertility. The results showed that biochar could increase soil fertility by reducing soil bulk density and improving soil porosity, saturated water content, pH, cation exchange capacity (CEC) and the content of soil organic matter (SOM), the available phosphorus, ammonium nitrogen, total nitrogen and dissolved organic carbon (DOC). Meanwhile, biochar could improve activity of soil urease, catalase and urease. The content of available Cd and Pb in soil decreased with the increasing of biochar application amount, whereas the available As content increased first and then decreased with the increasing of biochar amount. The content of available Cd, As and Pb were all minimum when the biochar application was 40 t/hm². According to the evaluation of soil quality by IFI, the order of soil fertility composite quality was followed A30>A40>A20>A10>CK, the corresponding soil fertility composite quality indexes were 0.64, 0.62, 0.57, 0.47, 0.44, respectively. The evaluation results suggested that the optimal amount of biochar was 30 t/hm² for improving the red paddy soil fertility. In conclusion, appropriate amount of biochar application could remedied the red paddy soil polluted by heavy metal and enhance soil fertility.

Keywords: red paddy soil; biochar; soluble heavy metals; enzyme activity; the soil integrated fertility index (IFI)

我国约 1/5 的耕地遭受到不同程度的重金属污染, 我国耕地重金属污染的主要因素是矿业活动、工业固体废弃物的随意丢弃、污水灌溉、农药和化肥使用等。土壤重金属不仅污染土壤环境, 而且通过食物链

传递到人体危害健康。红壤性水稻土是我国长江中游最典型的水耕土,随着重金属污染程度的加深,其土壤肥力状况不容乐观。有研究^[1-2]认为,人类的生产活动是导致红壤性水稻土重金属含量超标的主要原因,而红壤性水稻土在我国粮食生产中占有重要地位,因此降低土壤中重金属污染程度,改善土壤环境刻不容缓,而2016年5月国务院颁发的《土壤污染防治行动计划》更使得土壤重金属污染修复成为关注的焦点。

近年来,化学钝化技术是修复土壤重金属污染行之有效的方法,而生物炭又是热点修复材料。生物炭(biochar)即生物有机物料经高温厌氧裂解产生的一类含碳量高、稳定性高的固体产物^[3],其巨大的比表面积、发达的孔隙结构、表面负电荷较多以及电荷密度较高等,均使之成为钝化重金属的重要载体^[4],同时也可改善土壤结构状况,增强土壤对养分的吸附保持能力,为作物根系生长和微生物活动提供有利的空间和条件;其次,生物炭影响土壤pH,从而影响土壤中重金属的赋存形态。郭利敏等^[5]研究表明,生物炭通过提高土壤pH来影响土壤中Cd和Pb的水解平衡,促进其络合沉淀,从而达到钝化土壤中重金属的目的;赵青青等^[6]对施用生物炭的红壤进行研究表明,施用生物炭不仅降低了水稻根际与非根际土壤中Cd的有效性,而且也显著降低了水稻各部分Cd的含量;Fang等^[7]研究也表明,随着污泥生物炭施用量的增加,钝化土壤中Cd和Pb的效果越好。不过也有研究^[8]认为,过量添加生物炭不仅降低其经济性和作物产量、对动植物也会产生毒害作用。因此,利用生物炭钝化修复重金属污染土壤,需谨慎考虑生物炭的施用量。

目前,关于生物炭在修复重金属污染的短期室内试验研究较多,而田间长期试验较少;其次,生物炭在修复土壤的过程具有一定饱和度,对生物炭的施用量也持有不同的意见。因此,本文在湖南长沙污染较为严重的水稻土进行了田间小区试验,研究不同施用量下生物炭对红壤性水稻土土壤理化性质、有效态Cd、As和Pb含量及酶活性的影响,并利用土壤肥力综合质量指数(IFD)评价不同施用量生物炭条件下的土壤肥力质量,试图筛选出生物炭修复重金属污染的最佳施用量,为修复红壤性水稻土的重金属污染提供一些科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验区设置在湖南省长沙县春雷农业试验基地(28°26'12" N, 113°03'33" E),海拔72 m,属东南丘陵地形。地势低洼,降水充沛,年蒸发量1 382.2 mm,年降水量1 000~1 200 mm,年积温6 480 °C,年均气温16~20 °C,无霜期260~300 d,日照时间适中,年

日照时间1 700 h。

1.2 试验材料

供试土壤为湖南红壤性水稻土,土壤质地为砂壤土,土壤基本理化性质为:土壤pH 4.71,有机质25.07 g/kg,容重1.27 g/cm³,饱和导水率4.89×10⁻⁴ cm/s,黏粒含量22.93 g/kg,粉砂粒含量27.47 g/kg,砂粒含量49.60 g/kg,全量Cd含量0.66 mg/kg,全量As含量11.87 mg/kg,全量Pb含量28.96 mg/kg

试验所采用的生物质炭购于河南三利新能源有限公司,原料为小麦秸秆,厌氧炭化,温度为500 °C,35%的小麦秸秆转化为生物炭。其中,生物炭的pH 10.35,有机碳含量467.1 g/kg,全氮含量5.9 g/kg,有效磷含量4.7 g/kg,阳离子交换量(CEC)217 cmol/kg,容重0.45 g/cm³,比表面积8.9 m²/g,全量Cd含量0.03 mg/kg,全量As含量0.14 mg/kg,全量Pb含量5.30 mg/kg。

施用采用的BB肥购于湖南当地,总氮、P₂O₅、K₂O分别为22%、5%和13%;供试水稻品种为“深优9519号”。

1.3 试验设计

生物炭在2017年4月13日水稻种植前按照试验方案一次性施入到各个小区,并通过人工翻耕的方式,将生物炭与BB肥(375 kg/hm²)和表层土壤混匀,在试验后期不再追施生物炭。试验共设5个处理,生物质炭施用量梯度处理分别为:CK(0 t/hm²)、A10(10 t/hm²)、A20(20 t/hm²)、A30(30 t/hm²)和A40(40 t/hm²),每个处理3次重复,采用完全随机设计,共15个小区,小区面积为4 m×3 m=12 m²,四周设1 m保护行,而小区间设有0.5 m宽的排水沟。水稻种植方式为1年1季单作,水稻种植时间为2017年5月11日至9月17日,其余栽培管理措施与当地大田生产管理措施保持一致。

1.4 土壤采集与测定方法

于2017年9月水稻成熟期时,依据土壤剖面,采集耕作层0-17 cm和犁底层17-29 cm土壤,各试验小区采用五点混合采样,采集土样1 kg充分混匀后带回实验室,自然风干后测定土壤的各种性质。土壤容重、孔隙度和饱和含水量采用环刀法测定,土壤化学性质的测定参考《土壤农化分析》^[9]。土壤有效态Cd、As和Pb采用DTPA浸提^[9],ICP-MS(Agilent7500,美国)测定;土壤脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性分别采用靛酚蓝比色法、3,5-二硝基水杨酸比色法和高锰酸钾滴定法^[10]测定。

1.5 数据处理与分析

采用Excel 2016软件对数据进行处理及绘图;采用SPSS 22.0统计分析软件对土壤理化性质、土壤酶活性

和有效态重金属含量进行主成分分析计算 IFI; 使用 Duncan 法对不同处理进行的多重比较 ($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 生物炭施用量对不同深度土壤理化性质的影响

当采集土样深度为 0—17 cm 时, 土壤容重随生物炭施用量的增加而下降, 在 A30 处理中达到最小值, 土壤孔隙度和饱和含水量则随着生物炭施用量的增加而增加, 在 A30 处理中达到最大值。土壤 pH、有机质、全氮和 DOC 含量随着生物炭施用量的增加而增大, 均在 A40 处理时达到最大值, 较 CK 处理分别增加了 18.35%, 22.46%, 12.68%, 128.62%; 而土壤有效磷、铵态氮和 CEC 含量则随生物炭施用量的增加先增大后减少, 其中铵态氮含量在 A20 处理中达到最大值, 而有效

磷和 CEC 则在 A30 处理中达到最大值(表 1)。

当采土深度为 17—29 cm 时, 红壤性水稻土物理性质和养分含量的变化趋势与 0—17 cm 土层相似, 随着生物炭施用量的增加, 土壤容重降低, 在 A30 处理中达到最小值, 而土壤孔隙度和饱和含水量则在 A30 处理中达到最大值; 土壤 pH、有效磷和全氮在 A40 处理中达到最大值, 土壤有机质、铵态氮和 CEC 含量则在 A30 处理中达到了最大值, 而土壤 DOC 含量在 A20 处理中达到最大值。17—29 cm 土层土壤的理化性质与 CK 相比, 在一定程度上得到了改善。综合分析不同采样深度中各项理化指标可知, 施用生物炭可以显著改善红壤性水稻土耕作层和犁底层土壤的基本理化性质。

表 1 生物炭施用量对不同深度土壤理化性质的影响

土层深度/cm	处理	容重/ ($g \cdot cm^{-3}$)	孔隙度/ %	饱和 含水量/%	pH	有机质/ ($g \cdot kg^{-1}$)	有效磷/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	铵态氮/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	全氮/ ($g \cdot kg^{-1}$)	DOC/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	CEC/ ($cmol \cdot kg^{-1}$)
0—17	CK	1.25±0.03a	52.97±0.01b	38.28±0.08b	4.96±0.06d	26.91±1.82c	22.29±1.59d	4.88±0.78c	1.42±0.09b	30.68±3.19c	11.52±1.77c
	A10	1.22±0.03a	53.78±0.01b	41.32±0.14ab	4.96±0.02d	27.38±1.29c	24.18±0.70cd	5.76±0.1ab	1.52±0.04ab	38.43±6.50bc	12.55±0.93bc
	A20	1.22±0.05a	53.80±0.02b	51.64±0.12ab	5.21±0.07c	28.31±2.02bc	24.95±0.61c	6.38±0.30a	1.52±0.03ab	40.78±3.15b	15.07±1.70ab
	A30	1.12±0.01b	57.60±0.01a	61.96±0.14a	5.59±0.06b	29.99±0.58b	31.86±0.91a	5.45±0.47bc	1.53±0.04ab	63.77±1.54a	16.11±1.09a
	A40	1.15±0.04b	56.79±0.02a	54.32±0.04ab	5.87±0.04a	32.95±0.70a	29.00±0.50b	4.87±0.45c	1.60±0.02a	70.14±4.88a	15.36±1.40a
17—29	CK	1.56±0.05a	40.95±0.02c	27.16±0.02b	5.39±0.01c	11.64±0.31c	5.05±0.70c	2.98±0.52ab	0.57±0.03c	29.62±1.10a	6.97±0.34b
	A10	1.50±0.05ab	43.45±0.02bc	30.42±0.05b	5.47±0.03c	12.08±1.56c	7.07±0.12b	2.74±0.62ab	0.88±0.23b	29.85±0.72c	7.58±0.68ab
	A20	1.48±0.10ab	44.08±0.04bc	32.68±0.02ab	5.59±0.07c	16.24±0.54b	7.17±0.37b	2.91±1.02ab	0.92±0.06b	30.25±0.32a	7.70±0.98ab
	A30	1.33±0.05c	49.68±0.02a	37.66±0.05a	5.83±0.02b	19.03±0.58a	9.53±1.00a	3.65±0.34a	1.02±0.04b	23.20±1.50b	8.33±0.49a
	A40	1.40±0.04c	47.28±0.01ab	31.27±0.05ab	6.37±0.23a	18.40±1.64a	10.73±0.60a	2.13±0.49b	1.25±0.13a	15.77±1.09c	8.10±0.80ab

注: 表中数据为平均值±标准误差; 同列不同小写字母表示同一深度处理间的差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

2.2 生物炭施用量对不同深度土壤酶活性的影响

由于酶是一种特殊的蛋白质, 重金属离子能钝化其活性, 因而土壤酶活性对重金属污染特别敏感。由图 1 可知, 各处理中, 随着土层深度的加深, 土壤中 3 种酶活性均降低, 即 0—17 cm > 17—29 cm。在 0—17 cm 土壤中, 施用生物炭后均能增加土壤脲酶、过氧化氢酶和蔗糖酶的含量, 其中土壤脲酶和过氧化氢酶活性在 A40 处理时达到最大值, 较 CK 增加了 42.62% 和 27.12%, 而土壤蔗糖酶则在 A30 处理中达到最大值, 较 CK 增加了 28.02%; 在 17—29 cm 土层中, 土壤脲酶和蔗糖酶都随生物炭施用量的增加呈先增加后减少的趋势, 均在 A30 处理达到最大, 而土壤过氧化氢酶则表现为逐渐增加的趋势, 在 A40 处理中达到最大值。综上所述, 施用适量的生物炭可以降低重金属离子对土壤酶的钝化作用, 显著提高土壤酶活性。

2.3 生物炭施用量对不同深度土壤有效态重金属含量的影响

施用生物炭可以改善土壤重金属污染现状, 降低土壤中有效态重金属的含量(图 2)。土层深度为 0—17, 17—29 cm 时, 土壤有效态 Cd 含量均随着生物炭

的增加而减少, 当生物炭施用量大于 20 t/hm² 时, 土壤耕作层和犁底层的有效态 Cd 含量均呈显著下降的趋势, 土壤 Cd 含量在 A40 处理时达到最小值。与 CK 相比, 分别下降了 49.57% 和 51.14%。土壤有效态 Pb 含量随生物炭施用量的增加而降低, 在 A40 处理达到最低值, 其中 0—17 cm 土层中有效态 Pb 含量较 CK 减少了 16.97%。而在 17—29 cm 土层中有效态 Pb 含量下降幅度更为显著, 较 CK 显著减少了 63.64%。在 0—17 cm 土层中, 土壤有效态 As 含量没有明显的变化, 但当土层深度为 17—29 cm 时, 土壤有效态 As 含量随生物炭施用量的增加表现出先增加后减少的趋势; 而在 A20 处理时, 有效态 As 含量为最大值, 与 CK 相比增加了 14.75%, 随后开始减少。在 A40 处理时, 有效态 As 含量达最小值, 较 CK 减少了 7.70%。

2.4 施用生物炭对红壤性水稻土土壤肥力综合质量的影响

土壤肥力是土壤的主要功能和本属性。正确评价土壤肥力可为合理种植、科学施肥以及提高水土资源利用效率提供科学依据。对土壤肥力综合质量

评价主要对表层土壤的水、肥、气、热方面来进行评价,主要包括土壤物理指标、化学指标和生物指标。本文评价指标的确定主要遵循主导性、敏感性、独立性和实用性的原则,参考《土壤质量指标与评价》^[11]确定表 2 的土壤肥力评价指标(土壤容重、饱和含水量、pH、有机质、有效磷、CEC、脲酶和蔗糖酶)。

式中: a_1 、 a_2 表示各评价指标的拐点值,可通过文献^[12]获得。

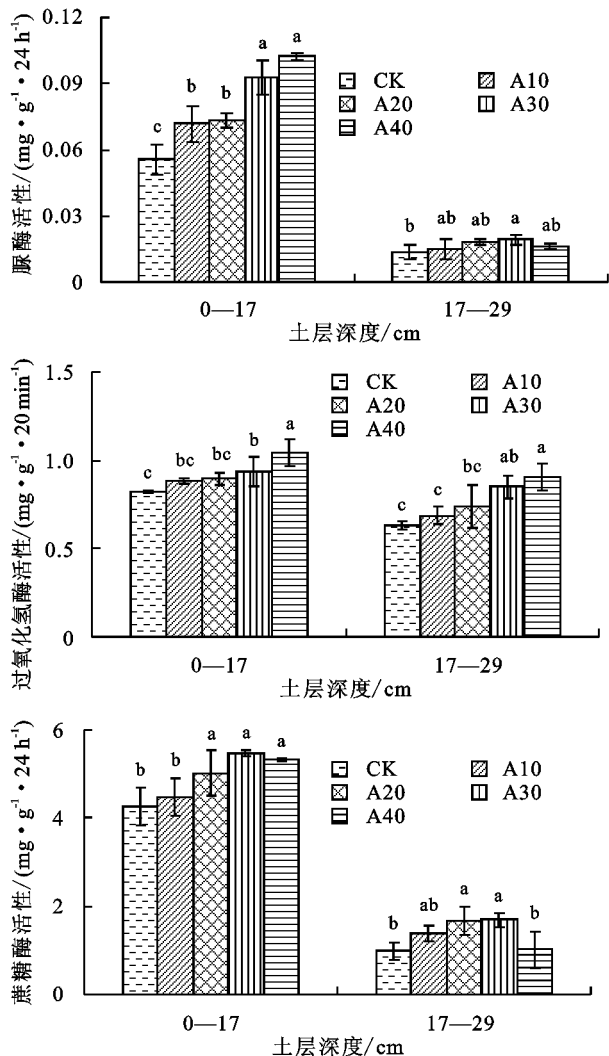


图 1 生物炭施用量对不同深度土壤酶活性的影响

土壤肥力综合质量指数 (IFI) 用于衡量土壤肥力质量水平,分析各指标的隶属度值和权重,计算公式为: $IFI = \sum_{i=1}^n f(i) \times w_i$ 。式中: $f(i)$ 和 w_i 分别表示第 i 种参评指标的隶属度值和权重; n 表示所有的参评指标,在本研究中取值范围为 1~88。

隶属度值 $f(x)$ 的计算采用的戒上型隶属函数方法,即表示在某一范围内,评价指标的增长与作物生长成正比,在此范围内,指标变化可显著影响作物的生长。其隶属函数的解析式为:

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & (x < a_1) \\ \frac{0.9(x-a_1)}{a_2-a_1} + 0.1 & (a_1 < x < a_2) \\ 1.0 & (x > a_2) \end{cases}$$

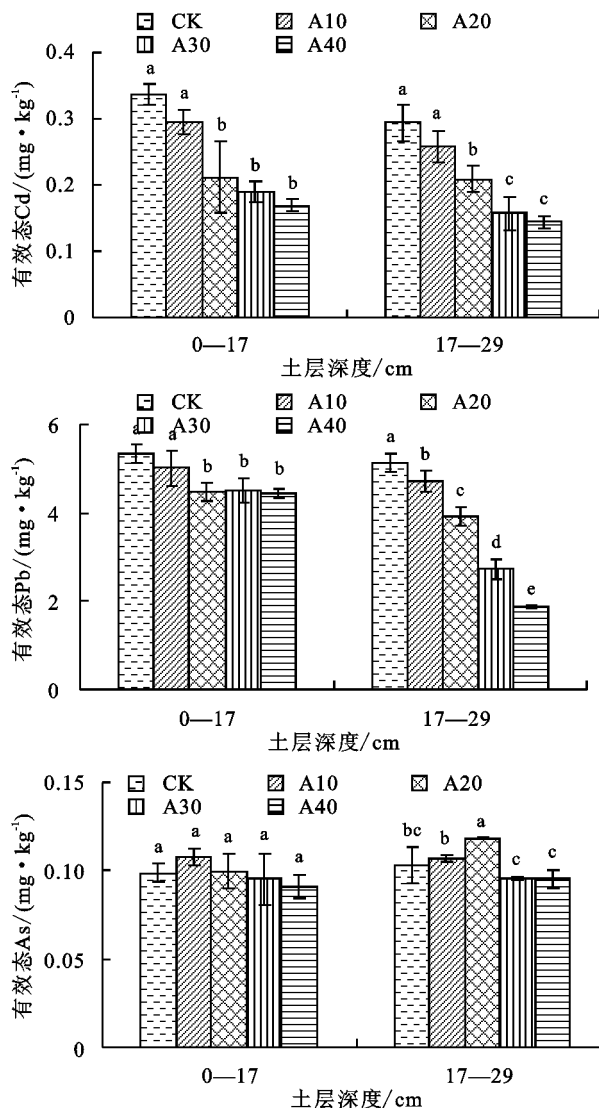


图 2 生物炭施用量对不同深度土壤有效态重金属含量的影响

权重可通过计算各指标对土壤肥力综合质量的贡献率来得到各指标在土壤肥力综合质量水平评价过程中所占的比重。利用 SPSS 进行主成分分析,求出各个指标中的主成分特征值前 3 个特征值之和及各项指标的公因子方差,方差的大小表示该项指标对总体变异的贡献,由此可以得出各项指标的权重(表 2),其中由权重系数可知,所筛选的指标对土壤肥力综合质量的影响都较大,其中饱和含水量、pH 和有效磷对其影响最为显著。

根据各指标的隶属度值和表 2 权重系数可以计算出施用不同生物炭施用量对红壤性水稻土土壤肥力综合质量的影响。不同处理中土壤肥力综合质量评价指数由高到低依次为 $A30 > A40 > A20 > A10 > CK$,相应的土壤肥力综合质量指数分别为 0.64, 0.62, 0.57, 0.47, 0.44。由此可知,施用生物炭能够显著改善红壤性水稻土的土壤肥力状况,在 A30 处

理中 IFI 达到最大值,即在生物炭施用量为 30 t/hm² 时,对土壤肥力的改良作用最佳。

表 2 各评价指标的权重系数

评价指标	容重	饱和含水量	pH	有机质	有效磷	CEC	脲酶	蔗糖酶
权重系数	0.114	0.139	0.136	0.107	0.139	0.115	0.095	0.108

3 讨论

3.1 施用生物炭对红壤性水稻土基本理化性状的影响

本研究结果表明,施用生物炭改变了红壤性水稻土的土壤物理性状,增加了土壤养分含量,同时对犁底层土壤理化性质也具有一定的改善作用。随着生物炭施用量的增加,土壤容重下降,孔隙度和饱和含水量上升,主要是因为生物炭疏松多孔,具有较大的比表面积,改善了土壤孔隙状况,降低了土壤容重。同时,生物炭对水分的吸附、保持能力强,可以增加土壤水分的渗透性,提高土壤饱和含水量^[13]。此外,生物炭随降雨或灌溉沿土壤剖面向下迁移,使犁底层的土壤物理性状也可以得到一定程度的改善^[14]。红壤性水稻土的养分状况也因生物炭的施用而得到改变,生物炭施用后土壤中的含碳量和阳离子交换量提高,能在短时间内提高土壤有机碳、DOC 和 CEC 含量,此外,生物炭含有多种矿质营养元素,施入土壤后,也会增加土壤有机质和有效养分的含量^[15],同时也加快了土壤重金属的钝化过程^[5]。

3.2 施用生物炭对红壤性水稻土壤酶活性的影响

在本试验中,土壤耕作层脲酶活性随生物炭施用量的增加而增加。主要是因为施用生物炭可改善土壤微生物的生存环境,同时也能够为微生物提供充足的养分,从而促使微生物分泌更多的脲酶^[16]。而土壤犁底层脲酶活性则随生物炭施用量的增加呈先增加后减少的趋势,在 A30 处理达到最大值。在生物炭随水分沿土壤剖面向下迁移过程中,土壤中粉粒、黏粒等细颗粒会填充部分生物炭的大孔隙而形成“闭合区域”,从而限制生物炭发挥作用^[17],使得在 A40 处理时,脲酶活性开始降低。土壤过氧化氢酶活性变化趋势与土壤脲酶的变化相似,主要是因为施用生物炭增加了土壤有机质的含量和土壤的孔隙度以及改善土壤的通气性,为过氧化氢酶活动提供了适宜的条件和充足的养分^[18],从而促使了过氧化氢酶活性增强。土壤蔗糖酶活性随生物炭施用量的增加呈先增大后减小的趋势。在 A30 处理时达到最大,一方面是因为施用生物炭增加了土壤有机质的含量,为酶促反应提供了充足的底物,同时也调节了土壤水肥气热的平衡,为酶促反应提供了良好的条件,因而随着生物炭施用量的增加,土壤酶活性逐渐增强;另一方面,过量的生物炭吸附大量的蔗糖酶分子,对蔗糖酶的酶促反应结合位点形成了保护作用,从而阻止了蔗糖酶酶促反应的进行^[19],导致生物炭施用量的

增加反而降低了土壤蔗糖酶的活性。同时,也有研究^[20]表明,土壤酶可以指示土壤重金属污染的程度,土壤酶活性增强会提高土壤重金属钝化作用。

3.3 施用生物炭对红壤性水稻土壤中重金属含量的影响

本研究表明,施用生物炭显著降低了红壤性水稻土耕作层和犁底层中的重金属含量。由图 1 可知,土壤有效态 Cd 和 Pb 含量随着生物炭施用量的增加而降低,其中在犁底层中的有效态 Cd 和 Pb 含量降幅趋势最明显。土壤耕作层中有效态 Cd 和 Pb 含量随生物炭施用量的增加而下降主要是因为生物炭通过物理吸附、沉淀及络合作用等方式降低了红壤性水稻土中有效态 Cd 和 Pb 含量^[21]。此外,施用生物炭也会增加土壤对重金属离子的吸附能力,因为土壤有机质矿化产物能与土壤胶体表面的活性位点相结合,形成重金属离子交换中心。而施用生物炭则可以快速提升土壤有机质含量,降低重金属 Cd 和 Pb 在红壤性水稻土中的移动性,从而减少土壤中有效态 Cd 和 Pb 的含量。犁底层中土壤有效态 Cd 和 Pb 含量的变化情况与耕作层的变化情况相似,重金属 Cd 在土壤中的迁移很慢,主要富集在土壤耕作层。但经过长时间的淋溶,在不同深度的土壤中重金属的分布较为均匀,故而耕作层和犁底层两层中土壤有效态 Cd 和 Pb 含量相似。而犁底层有效态 Cd 和 Pb 含量随生物炭施用量的增加,其下降程度更为显著,这可能与红壤性水稻土的砂粒和黏粒的分布状态有关。施用生物炭促进了土壤团粒的形成,改善了土壤的黏着状况,使得犁底层土壤中 Cd 和 Pb 的活性受到土壤理化性质的影响较耕作层土壤更为显著(表 1),因而犁底层土壤中重金属有效态含量的变化状况要显著高于耕作层土壤中的重金属有效态变化状况。

随着生物炭施用量的增加,耕作层有效态 As 含量没有明显的变化,而犁底层有效态 As 含量则呈现先增加后减少的趋势,且在 A20 处理中达到最大值。这是因为土壤中有有效态 As 是以阴离子(砷酸离子、亚砷酸离子)的状态存在,且有效态 As 与土壤 pH 存在显著的正相关^[22]。而在本试验中,随着生物炭施用量的增加,土壤 pH 逐渐增加,其中犁底层中的 pH 变化状况大于耕作层的 pH,因而犁底层中土壤的有效态 As 呈现增加的趋势。但当生物炭施用量达到一定量时,生物炭对 As 的吸附和固定作用大于 pH 对其的影响,因此,随着生物炭施用量的进一步增加,

土壤 As 开始出现降低的趋势;这可能是土壤和生物炭胶体都会随着雨水和水分的淋溶作用向下迁移,在迁移过程中,耕作层的生物炭络合沉淀部分的重金属向下迁移,在迁移的过程中会再次溶解,且 As 在土壤中的移动性较强^[23],故而犁底层有效态 As 含量会有所上升。但生物炭施用量过高时,会固定更多的 As,从而犁底层土壤有效态 As 含量开始下降,因此土壤犁底层中的有效态 As 含量变化状况要显著高于土壤耕作层的变化。在本试验中土壤有效态 Cd 和 Pb 含量的变化趋势与土壤过氧化氢酶和脲酶的变化趋势相似,而有效态 As 与蔗糖酶的变化趋势一致,因此可以用过氧化氢酶和脲酶活性表征重金属 Cd 和 Pb 的变化趋势,用蔗糖酶活性表征重金属 As 的变化趋势。综上所述,在本试验中,适量的生物炭施用量,可以有效地降低土壤中 Cd、Pb 和 AS 等重金属的含量。

3.4 施用生物炭对重金属污染下稻田土壤肥力综合质量的影响

本研究利用 IFI 指数来分析施用生物炭对重金属污染下红壤性水稻土的土壤肥力综合质量的影响,研究结果表明,施用生物炭可以显著提高红壤性水稻土土壤肥力综合质量,在不同生物炭施用量条件下 IFI 大小依次为 A30>A40>A20>A10>CK,其中当生物炭施用量为 30 t/hm² (A30 处理)时,土壤肥力综合质量指数达到最大,为 0.64,即土壤肥力状况最佳。这是因为生质炭特殊的物理性质,施用生物炭可以改善土壤结构组成,降低土壤容重,提高土壤孔隙度,且生物炭富含各类养分元素,从而调节土壤中水分、养分、空气和热量的平衡。此外,有研究^[24]表明,生物炭能够降低土壤中 Al、Cu、Fe 等重金属可交换态的含量,增加 Ca 和 Mg 等植物必需元素的可利用性,同时起到土壤修复与促进作物生长的双重效果。但也正因为生物炭含碳量丰富,若生物炭施用量过高,会导致土壤的 C/N 升高,影响土壤的养分平衡,从而降低土壤养分(如氮素的有效性),导致土壤质量降低,这也会增加修复的成本,反而会得不偿失,因此,在本研究中生物炭施用量为 30 t/hm² 时对红壤性水稻土土壤肥力的改良效果最好。此外, Yang 等^[25]研究表明,生物炭具有长效性功能,在短时间内阻止缓效态 Cd 再次向有效态 Cd 转化,增加土壤对重金属 Cd 的固持能力。

4 结论

(1)施用适量的生物炭可以显著降低土壤容重,改善红壤性水稻土耕作层(0—17 cm)和犁底层(17—29 cm)土壤水力学性质(孔隙度和饱和含水量),同时增加土壤的 pH 和养分含量,如有机质、有效磷、全氮、铵态氮以及 DOC 等。

(2)施用生物炭改善了红壤性水稻土中重金属污染状况,其中耕作层和犁底层中有效态重金属 Cd、Pb 和 As 含量均有不同程度的降低;同时提高了土壤过氧化氢酶、蔗糖酶和脲酶活性。

(3)对不同生物炭施用量下红壤性水稻土的土壤肥力综合质量研究表明,在生物质施用量为 30 t/hm² 时,IFI 指数最大,土壤肥力最佳。

参考文献:

- [1] Wu C F, Zhang L M. Heavy metal concentrations and their possible sources in paddy soils of a modern agricultural zone, southeastern China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2010, 60(1): 45-56.
- [2] Lu S, Wang Y, Teng Y, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of the paddy soils near a zinc-lead mining area in Hunan [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 187(10): e627.
- [3] Gregory S J, Anderson C W N, Arbestain M C, et al. Response of plant and soil microbes to biochar amendment of an arsenic-contaminated soil [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2014, 191: 133-141.
- [4] Liu Z, Demisie W, Zhang M. Simulated degradation of biochar and its potential environmental implications [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 179: 146-152.
- [5] 郭利敏,艾绍英,唐明灯,等.不同改良剂对镉污染土壤中小白菜吸收镉的影响[J].*中国生态农业学报*, 2010, 18(3):654-658.
- [6] 赵青青,王海波,夏运生,等.生物质炭对根际土壤中镉形态转化及水稻镉累积的影响[J].*生态环境学报*, 2016,25(9):1534-1539.
- [7] Fang S, Tsang D C, Zhou F, et al. Stabilization of cationic and anionic metal species in contaminated soils using sludge-derived biochar [J]. *Chemosphere*, 2016, 149: 263-271.
- [8] Karer J, Zehetner F, Dunst G, et al. Immobilization of metals in a contaminated soil with biochar compost mixtures and inorganic additives: 2-year greenhouse and field experiments [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(3): 2506-2516.
- [9] 南京农学院.土壤农化分析[M].北京:农业出版社, 1980.
- [10] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:农业出版社, 1986.
- [11] 徐建明.土壤质量指标与评价[M].北京:科学出版社, 2010.
- [12] Nannipieri P, Giagnoni L, Renella G, et al. Soil enzymology: Classical and molecular approaches [J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2012, 48(7): 743-762.
- [13] Novak J M, Lima I, Xing B S, et al. Characterization of designer biochar produced at different temperatures

- and their effects on a loamy sand [J]. *Annals of Environmental Science*, 2009, 3: 195-206.
- [14] Leifeld J, Fenner S, Müller M. Mobility of black carbon in drained peatland soils [J]. *Bio-geosciences*, 2007, 4(2): 425-432.
- [15] 张伟明. 生物炭的理化性质及其在作物生产上的应用 [D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2012.
- [16] Farrell M, Kuhn T K, Macdonald L M, et al. Microbial utilization of biochar-derived carbon [J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 465(6): 288-297.
- [17] 肖婧, 徐虎, 蔡岸冬, 等. 生物炭特性及施用管理措施对作物产量影响的整合分析 [J]. *中国农业科学*, 2017, 50(10): 1830-1840.
- [18] 朱美玲, 贡璐, 张龙. 塔里木河上游典型绿洲土壤酶活性与环境因子相关分析 [J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2678-2685.
- [19] Czimczik C I, Masiello C A. Controls on black carbon storage in soils [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(3): 1-8.
- [20] 贺玉晓, 赵同谦, 刘刚才, 等. 采煤沉陷区土壤重金属含量对土壤酶活性的影响 [J]. *水土保持学报*, 2012, 26(1): 214-218.
- [21] 吴萍萍, 李录久, 李敏. 生物炭负载铁前后对复合污染土壤中 Cd、Cu、As 淋失和形态转化的影响研究 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37(10): 3959-3967.
- [22] Luke B, Eduardo M J, Jose L, et al. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils [J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(12): 3269-3282.
- [23] 苏耀明, 陈志良, 雷国建, 等. 多金属矿区土壤重金属垂向污染特征及风险评估 [J]. *生态环境学报*, 2016, 25(1): 130-134.
- [24] Topoliantz S, Ponge J F, Ball of S. Manioc peel and charcoal: A potential organic amendment for sustainable soil fertility in the tropics [J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2005, 41(1): 15-21.
- [25] Yang Y, Yan J L, Ding C. Effects of biochar amendment on the dynamics of enzyme activities from a paddy soil polluted by heavy metals [J]. *Advanced Materials Research*, 2012, 610/613: 2129-2133.
- (上接第 297 页)
- [6] Khalil A, Singh D K, Manoj K. Modelling of nitrogen leaching from experimental onion field under drip fertigation [J]. *Agricultural Water Management*, 2007, 89(1/2): 15-28.
- [7] 李久生, 张建君, 饶敏杰. 滴灌系统运行方式对砂壤土水氮分布影响的试验研究 [J]. *水利学报*, 2004, 35(9): 31-37.
- [8] 侯振安, 李品芳, 吕新, 等. 不同滴灌施肥方式下棉花根区的水、盐和氮素分布 [J]. *中国农业科学*, 2007, 40(3): 549-557.
- [9] Jirka S, Keith L B, Sarah A H, et al. The effect of different fertigation strategies and furrow surface treatments on plant water and nitrogen use [J]. *Irrigation Science*, 2016, 34(1): 53-69.
- [10] Alberto P, Luca I, Daniele M, et al. The influence of fertigation strategies on water and nutrient efficiency of tomato grown in closed soilless culture with saline water [J]. *Acta Horticulturae*, 2009, 807: 445-450.
- [11] Phogat V, Skewes M A, Cox J W, et al. Evaluation of water movement and nitrate dynamics in a lysimeter planted with an orange tree [J]. *Agricultural Water Management*, 2013, 127(3): 74-84.
- [12] 叶静, 安藤丰, 符建荣, 等. 不同有机肥对土壤中的氮素矿化及对化肥氮固持的影响 [J]. *浙江农业学报*, 2008, 20(3): 176-180.
- [13] 温云杰, 李桂花, 黄金莉, 等. 连续流动分析仪与自动凯氏定氮仪测定小麦秸秆全氮含量之比较 [J]. *中国土壤与肥料*, 2015(6): 146-151.
- [14] 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.
- [15] 高俊凤. 植物生理学实验指导 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2006: 224.
- [16] 巨晓棠. 氮肥有效率的概念及意义: 兼论对传统氮肥利用率的理解误区 [J]. *土壤学报*, 2014, 51(5): 921-933.
- [17] 栗岩峰, 李久生, 李蓓. 滴灌系统运行方式施肥频率对番茄产量与根系分布的影响 [J]. *中国农业科学*, 2006, 39(7): 1419-1427.
- [18] 陶埭, 吕新, 陈剑, 等. 不同滴灌施肥方式对棉田土壤含水率、硝态氮分布及对产量的影响 [J]. *棉花学报*, 2015, 27(4): 329-336.
- [19] 吴玉恒, 吴文勇, 韩玉国, 等. 注肥时间对花椰菜产量、品质和水氮利用效率的影响 [J]. *灌溉排水学报*, 2017, 36(8): 7-12.
- [20] 栗岩峰, 李久生, 李蓓. 滴灌系统运行方式和施肥频率对番茄根区土壤氮素动态的影响 [J]. *水利学报*, 2007, 38(7): 857-865.
- [21] 陈静, 王迎春, 李虎, 等. 滴灌施肥对冬小麦农田土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分布、累积及氮素平衡的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2015, 21(4): 927-935.
- [22] 李久生, 杨凤艳, 栗岩峰. 层状土壤质地对地下滴灌水氮分布的影响 [J]. *农业工程学报*, 2009, 25(7): 25-31.
- [23] 樊兆博, 刘美菊, 张晓曼, 等. 滴灌施肥对设施番茄产量和氮素表观平衡的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2011, 17(4): 970-976.