

棉花、花生秸秆生物炭对棕壤中 Cu(II) 运移的影响

荆延德^{1,2}, 巩晨^{1,2}, 孙小银^{1,2}, 王世亮^{1,2}, 鞠文亮^{1,2}

(1. 山东省高校南四湖湿地生态与环境保护重点实验室, 山东 济宁 273165; 2. 曲阜师范大学 地理与旅游学院, 山东 日照 276826)

摘要: [目的] 分析棉花、花生生物炭基本理化性质, 模拟自然条件下降雨对土壤中 Cu(II) 淋失量的影响, 探讨生物炭修复 Cu(II) 污染棕壤的可行性。[方法] 以棉花、花生秸秆为原料, 采用限氧热解法分别在 350, 500, 650 °C 下制备生物炭, 将生物炭按 1% 的炭土干重比施入铜污染棕壤 [Cu(II) 的浓度 200 mg/kg], 通过室内土柱淋溶试验分析添加不同生物炭对土壤缓冲性能和吸附能力的影响。[结果] 两类生物炭的 H/C 及 O/C 的比值随着温度的升高逐渐降低, 而生物炭的 BET 比表面积则随着制备温度的升高而逐渐增大; 添加生物炭的土壤淋溶液 pH 值显著高于空白处理, 花生生物炭的效果更为显著; 随着淋溶次数的增加, 添加生物炭的土壤中 Cu(II) 的淋失量明显低于空白处理; 添加花生生物炭提高了土壤中 Cu(II) 的专性吸附, 以 650 °C 最为显著。[结论] 两种生物炭能明显提高土壤的缓冲性能和对重金属的吸附能力, 其中以花生生物炭的效果更为明显。

关键词: 秸秆生物炭; 棕壤; Cu(II); 土壤修复

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2016)03-0050-06

中图分类号: X53

文献参数: 荆延德, 巩晨, 孙小银, 等. 棉花、花生秸秆生物炭对棕壤中 Cu(II) 运移的影响[J]. 水土保持通报, 2016, 36(3): 50-55. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2016.03.010

Effects of Cotton and Peanut Straw Biochar on Cu(II) Migration in Brown Soil

JING Yande^{1,2}, GONG Chen^{1,2}, SUN Xiaoyin^{1,2}, WANG Shiliang^{1,2}, JU Wenliang^{1,2}

(1. Key Laboratory of Nansihu Lake Wetland Ecological and Environmental Protection in Universities of Shandong, Jining, Shandong 273165, China; 2. College of Geography and Tourism, Qufu Normal University, Rizhao, Shandong 276826, China)

Abstract: [Objective] To analyze the physicochemical properties of the cotton and peanut biochar, and investigate the effects of rainfall on Cu(II) leaching quantity under simulated rainfall in natural conditions in order to assess the feasibility of using straw biochars to remediate the Cu(II) contaminated soil. [Methods] Cotton and peanut straw was selected as raw materials to produce biochar by using limited oxygen pyrolysis method under 350, 500 and 650 °C conditions. A laboratory simulation test was used to analyze the effects of different biochar amendment on soil buffering capability and the retention capacity of heavy metals. Biochar with 1% carbon/soil dry weight ratio were supplied in Cu(II) (200 mg/kg) contaminated brown soil. [Results] The ratio of O/C and H/C in two different kinds of biochar were decreased gradually with the increase of temperature, while the BET surface area of biochar was decreased with the increase of temperature. The pH value of soil leaching solution in biochar added soil was significantly higher than that of the control treatment, and the effect of peanut biochar was more significant. With the increase of leaching times, Cu(II) leaching amount in biochar added soil was significantly lower than that in the control treatment. The peanut biochar addition could increase the specific adsorptions of Cu(II) in soil, especially at 650 °C condition. [Conclusion] Both of the two straw biochar addition significantly improve the soil buffering capability and the retention capacity of heavy metals in soil, in which the effect of peanut biochar is more obvious.

Keywords: staw biochar; brown soil; Cu(II); soil remediation

收稿日期: 2015-07-02

修回日期: 2015-09-06

资助项目: 山东省自然科学基金项目“生物炭对山东棕壤中铜吸附/解吸行为和修复效应的影响机制”(ZR2013DM005); 国家自然科学基金项目(41471389); 国家自然科学基金青年基金(41301533); 曲阜师范大学实验室开放基金资助项目(2013SK013)

第一作者: 荆延德(1970—), 男(汉族), 山东省淄博市人, 博士, 教授, 硕士生导师, 主要从事环境修复与资源再生方面的研究。E-mail: jingyande@163.com.

随着中国工业化和城市化进程的加快,农药、化肥等的过度使用,使许多地区土壤中重金属含量严重超标,污染日趋严重,土壤生态环境面临严峻的挑战。目前,全世界平均每年重金属的排放量还在不断增加,数据显示影响环境质量的 Hg 的含量约 1.50×10^4 t, Cu 的含量约 3.40×10^6 t, Pb, Mn, Ni 的含量分别为 5.00×10^6 , 1.50×10^7 , 1.00×10^6 t 多^[1]。铜既是常见的微量元素,又是造成环境重金属污染的主要物质之一。随着铜的勘探和提炼、含铜农药的广泛使用和污水污泥灌溉的增多,土壤铜污染程度日益加剧,土壤中铜含量的增高不仅影响植物的生长和繁殖,而且还会通过食物链在人体中富集,严重威胁生态系统的稳定和人类的健康。

生物炭(biochar)是指富含碳的生物质通过高温裂解的方法在缺氧或少氧的条件下生成的一种含碳量丰富、纹理细腻的炭化物质^[2]。由于其原材料来源广, C, H, O, N, P, K, Ca, Na, Mg 等多种元素含量丰富,施入土壤和水体后能显著影响重金属的形态和迁移行为^[3]。因此,对生物炭修复污染物机制的讨论已成为当前研究的热点。

山东省年均秸秆的产量在全国居于第2位,其田间秸秆的主要类别和数量排序为小麦(53.62%)、玉米(29.71%)、棉花(5.69%)和花生(5.57%)。利用小麦或玉米秸秆制备的生物炭在修复污染环境方面已有较多研究,但对于棉花和花生秸秆制备的生物炭理化性质和修复特性的研究还较少。此外,中国土壤类型复杂多样,生物炭在不同土壤基质上的修复效果也不尽相同,虽然近年来,国内外学者在生物炭本身表征以及吸附重金属方面已有一些成果,但对于不同热解温度制备的生物炭对棕壤中 Cu(II) 释放特征的研究还鲜有报告。因此本研究拟以山东省日照市典型的棕壤为吸附基质,以山东省农田典型重金属污染物 Cu(II) 作为研究对象,选择国内外很少研究、山东省比较常见的农业废弃物棉花和花生秸秆作为制备生物炭的材质,研究不同材质生物炭对土壤中 Cu(II) 修复效果的影响,以期探讨生物炭输入对土壤中重金属离子迁移转化行为的影响提供理论依据,同时为农业秸秆资源的高效利用和农业及农村经济的可持续发展提供广阔思路。

1 材料和方法

1.1 试验材料

试验土壤于2014年7月取自日照市东港区,属典型棕壤土,采样深度为0—20 cm。有机质含量 10.94 g/kg,总铜含量 19.63 mg/kg,有效铁含量

76.60 mg/kg,有效锰含量 37.41 mg/kg, pH 值(H_2O) 为 6.06。拣出土壤中的石块和植物根茎,将土壤风干磨碎后过 20 目筛,待用。制备生物炭原料的花生和棉花秸秆,取自日照市东港区农田。本试验将采用限氧热解法制备生物炭,具体是将秸秆剪碎,用水冲洗后风干。风干后用机器研磨粉碎并将原材料填满于瓷坩埚中,压实排除坩埚内的空气,密闭置于马弗炉中,以 $5\text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ 分别升至 350, 500, 650 $^\circ\text{C}$, 在充氮条件下加热,加热前以 $3\text{ L}/\text{min}$ 的速率充氮 5 min, 然后再以 $0.5\text{ L}/\text{min}$ 的速率持续向马弗炉内冲入氮气。待达到最终时间和温度后关闭氮气,冷却至室温取出样品,研磨过 100 目筛、装袋标记。将不同温度处理下的棉花秸秆生物炭样品分别标记为 MC_{350} , MC_{500} , MC_{650} , 将花生生物炭样品标记为 HC_{350} , HC_{500} , HC_{650} 。

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计 试验土壤经风干后,取出植物根茎和石块,磨碎后过 20 目筛,加入 $Cu(NO_3)_2 \cdot 3H_2O$ 进行污染处理,其中 Cu(II) 的施加量为 200 mg/kg。将试验土壤平衡稳定 2 周后装入聚乙烯容器中,每个试样的重量为 350 g,然后将制备的 2 种生物炭 (BC_{350} , BC_{500} , BC_{650}) 按 1% 的炭土干重比例加入盆中,充分混匀。采用室内培养的方法,试验共设置 7 个处理,每个处理 3 个重复,分别为未添加生物炭的污染土壤,记为 CK; 添加 1% (占供试土壤的质量百分比,下同) 不同温度下制备的棉花秸秆生物炭,分别记为 TM_{350} , TM_{500} , TM_{650} ; 添加 1% 不同温度下制备的花生秸秆生物炭,分别记为 TH_{350} , TH_{500} , TH_{650} 。将试验土壤含水量保持在田间持水量的 60% 左右,每隔 1 d 用去离子水为土壤补充水分,室温下培养 14 d 左右时间测定土壤的 pH 值和进行室内土柱淋溶试验。

1.2.2 淋溶试验装置 试验采用的淋溶装置是内径为 4.0 cm, 高度为 25 cm 的 PVC 圆柱管。称取约 50 g 用去离子水洗净的干燥石英砂铺于圆柱管底部,维持 2 cm 厚度(起过滤水样作用),在底部管口处铺设 100 目的尼龙网,并将土柱底部封实。称取已过 2 mm 尼龙网的风干土壤,并按照 $1.16\text{ g}/\text{cm}^3$ 的田间容重将土壤装入圆柱管中,形成高约 15 cm 的模拟土柱。土柱上部铺一层滤纸,以保证淋溶时土壤表面结构不被破坏,土壤下部垫一层 100 目尼龙网和滤纸,以防止底层土壤流失。将土柱置于淋溶装置上,在淋溶柱底部用 250 ml 的烧杯收集淋溶液,每个处理设 3 个重复。特别注意为防止土柱边缘效应的产生,尽量压实土柱边缘土壤,以减少贴壁水流入渗现象的发生。

土柱装填完成后,先加 100 ml 去离子水使重金属在土壤中充分反应,静止 19 h 后开始淋溶。为了使土柱有一定的缓冲时间,采用间歇淋溶的方法对土柱进行淋溶,时间间隔为 24 h。每次淋溶液为 100 ml(相当于 63 mm 的降水量),收集淋溶液。每次收集的淋溶液充分混匀后,测定淋溶液 pH 值及淋溶液中 Cu(II) 的浓度,直到淋溶液中重金属的含量检测不出为止。溶液 pH 值用 pH 计(雷磁 PHS-3 C)测定,重金属浓度用 AA-7000 原子吸收分光光度计测定。

1.2.3 生物炭表征分析 生物炭产率的测定是将原材料放入马弗炉中限氧裂解炭化 2 h 后,冷却至室温后称量,前后的质量比即为产率。样品的灰分和 pH 值的测定分别参照国家标准《木质活性炭试验方法灰分含量的测定》GB/T12 496. 3-1999^[4]和《木质活性炭试验方法 pH 值的测定》GB/T12 496. 7-1999^[5]的标准方法进行测定;生物炭 C, H, O, N 等元素的含量用元素分析仪进行测定并计算出各种生物炭组分的 O/C, H/C 的元素比,分析生物炭的极性和稳定性;比表面积用比表面积仪测定。

1.3 数据分析

试验数据用 SPSS 19.0 软件进行统计分析和显著性分析($p < 0.05$),用 Microsoft Excel 2010 软件进行相关数据的计算和作图。

2 结果与分析

2.1 生物炭理化性质分析

2.1.1 生物炭的产率、pH 值和灰分含量 花生秸秆和棉花秸秆在不同温度下热解制备生物炭,其产

率、pH 值和灰分含量见表 1。生物炭因不同时段受制备温度的影响,主要由多型碳、芳香族碳以及灰分组成^[6]。随着制备温度的升高,材质的热分解过程会逐渐增强,生物炭的产率会降低,且两种秸秆的产率在 350~500 °C 温度段变化最大,产率分别由 41.75% 下降到 30.25% 和由 41.67% 下降到 29.98%。这主要是因为花生秸秆和棉花秸秆中含有纤维素、半纤维素和木质素,三者随着制备温度的升高逐渐分解。热解温度的升高会导致灰分含量的上升,且花生生物炭灰分的产量高于棉花生物炭。其原因可能是棉花秸秆中木质素的含量高,致使其稳定性高且不易被热解。生物炭一般呈碱性,且制备生物炭的热解温度越高时,其自身的 pH 值也就越高^[7]。通过测定花生和棉花两类生物炭的 pH 值,发现两者均呈现碱性,且随着制备温度的升高,其 pH 值也逐渐升高,在 350~500 °C 时 pH 值的变率最大。pH 值的高低在一定程度上与原材料的组分有关,同时也反映了原材料中酸性物质或碱性物质的含量。花生生物炭的 pH 值及灰分含量明显高于棉花生物炭,说明花生秸秆比起棉花秸秆所含的碱性物质含量高,也从另一方面说明灰分中含有部分碱性离子。

2.1.2 生物炭元素含量和比表面积分析 生物炭的元素组成及比表面积如表 2 所示。通过比较不同种类、不同温度条件下制备的生物炭的元素含量及元素比可知,6 种生物炭中含量最高的元素是 C 元素,其次是 O 元素,而 H, N 元素含量较低;并且两类生物炭随着制备温度的升高,其所含 C 元素的含量也随之升高, H, O 等元素则呈现递减的趋势。棉花生物炭所含 C 元素的含量明显高于花生生物炭。

表 1 生物炭的产率和灰分含量

样品	花生秸秆			棉花秸秆		
	HC ₃₅₀	HC ₅₀₀	HC ₆₅₀	MC ₃₅₀	MC ₅₀₀	HC ₃₅₀
生物炭产率/%	41.75±0.011	30.25±0.001	27.76±0.003	41.67±0.022	29.98±0.003	26.63±0.003
灰分含量/%	12.67±0.002	17.82±0.005	19.77±0.003	4.06±0.001	6.50±0.003	8.67±0.007
pH 值	8.59±0.045	10.04±0.049	10.13±0.074	8.18±0.061	9.06±0.006	9.53±0.163

表 2 生物炭的元素组成及比表面积

样品名称	元素组成				元素比		比表面积/ (m ² ·g ⁻¹)
	C/%	N/%	H/%	O/%	O/C	H/C	
MC ₃₅₀	69.43	1.37	4.23	16.02	0.17	0.73	3.57
MC ₅₀₀	83.22	1.29	2.35	6.53	0.06	0.34	146.70
MC ₆₅₀	85.32	1.32	1.43	5.02	0.04	0.20	235.50
HC ₃₅₀	61.43	1.74	4.36	22.46	0.27	0.85	0.95
HC ₅₀₀	77.23	1.85	2.98	17.39	0.17	0.46	128.45
HC ₆₅₀	79.41	1.94	2.13	15.13	0.14	0.32	184.32

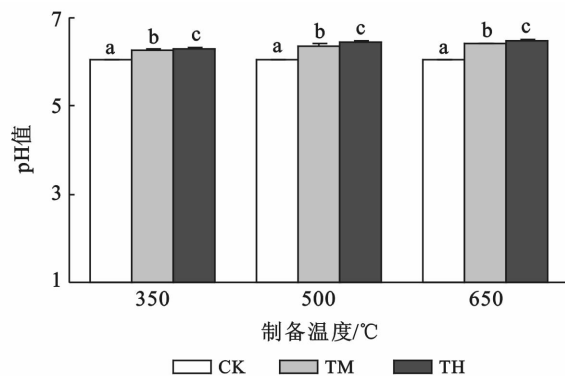
生物炭的芳香性和极性大小可以用 H/C 的比进行衡量^[8]。H/C 明显降低,说明原材料中所含的糖类、碳水化合物等易发生水解和分解的不饱和的 C 转化为芳香度高、饱和度大、相对稳定的 C^[9]。而 O/C 明显降低,说明原材料的含氧官能团被大量燃烧,阳离子交换量降低^[10]。这从另一方面表明,随着制备温度的升高,其所含的官能团被氧化,生物炭由软质碳向硬质碳转变^[11]。各制备温度下花生生物炭的 H/C 比值稍高于棉花生物炭,且制备温度越低比值越高,说明棉花生物炭有较高的芳构化结构,稳定性高,而花生生物炭的表面极性和亲水性较强,因此更容易吸收极性分子^[12]。此外,花生生物炭的 O/C 比值高于棉花生物炭,说明其阳离子交换量强。花生生物炭含有较高的 O, H 元素,说明其含有较多的含氧表面官能团。

由表 2 中两类生物炭的比表面积数据可知,两类生物炭 BET 比表面积的大小顺序为:MC₆₅₀ > MC₅₀₀ > MC₃₅₀, HC₆₅₀ > HC₅₀₀ > HC₃₅₀。说明随着制备温度的升高,在限氧或缺氧的条件下进行炭化时,材料中所含的氧元素发生氧化反应造成碳元素的蚀刻,发育出孔结构^[13],并使比表面积增加。棉花生物炭发生的碳元素蚀刻现象比花生生物炭更明显,因此比表面积略高于花生生物炭。随着制备温度的升高,有机碳含量逐渐升高,且比表面积也随之增加,说明生物炭比表面积与有机碳的含量呈现正相关性,这与 Sun 等^[14]的研究结果一致。

2.2 添加生物炭对土壤 pH 值的影响

生物炭施入土壤后土壤 pH 值的测定结果如图 1 所示。与空白对照(CK)相比,添加生物炭能显著提高土壤的 pH 值,且与生物炭的种类和制备温度有显著的相关性。其中花生生物炭对土壤 pH 值的贡献比棉花生物炭更为明显,这与生物炭本身的 pH 值有密切联系。混合花生、棉花生物炭的土壤的 pH 值都在 7.0 以上,且在 350~500 °C 变化最大。随着制备温度的上升,添加棉花生物炭使土壤的 pH 值分别升高了 0.21, 0.30, 0.35 个单位。而花生生物炭使土壤的 pH 值分别升高了 0.25, 0.39, 0.41 个单位。

添加生物炭之所以能显著提高土壤的 pH 值,主要是因为生物炭中的盐基离子含量高,而土壤的酸碱度主要是由其中的盐基离子(钾、钙、钠、镁等)决定,生物炭因为表面孔隙结构发达,容易对盐基离子产生较强的吸附作用,从而降低了土壤中可交换性的氢离子和铝离子的水平^[15]。同时,生物炭制备过程中产生的灰分及本身含有的碱性离子,施入土壤后会不断中和其中的酸性离子,使土壤 pH 值升高。



注:采用 Duncan 法进行统计,不同小写字母表示在 $p < 0.05$ 水平上的差异显著。

图 1 生物炭施入对土壤 pH 值的影响

2.3 添加生物炭对淋溶液 pH 值的影响

添加生物炭对淋溶液 pH 值的影响如图 2 所示。与空白试验(CK)相比,添加生物炭均能明显提高土壤的淋溶液的 pH 值。空白试验、添加生物炭的土壤淋溶液的 pH 值都出现了先升高后降低的现象,整个过程呈单峰曲线。在淋溶的第 5 次,CK, MC 及 HC 的淋溶液 pH 值达到最高峰,其中 CK 为 7.28, MC₃₅₀, MC₅₀₀, MC₆₅₀, HC₃₅₀, HC₅₀₀, HC₆₅₀ 相应提高了土壤 pH 值百分比为 0.13%, 1.47%, 1.04%, 1.92%, 2.20%, 3.43%。其原因是在模拟降水的过程中,生物炭因在制备过程中产生了一定量的灰分,构成灰分的 Ca, Na, Mg 等离子多以碳酸盐的形式存在,使其水溶液呈碱性^[16],再者去离子水的 pH 值较高,使得土壤淋溶液的 pH 值在一定范围内有所上升,但随着模拟降水量的增加,土壤中所含的盐基离子不断被淋溶,土壤盐基饱和度降低,从而破坏了土壤的缓冲性能,使得土壤的 pH 值下降。当淋溶至第 10 次后,淋溶液的 pH 值逐渐稳定。

以上现象说明,添加生物炭的土壤的淋溶液 pH 值高于空白土壤,明显提高了土壤缓冲性能。添加花生生物炭的淋溶液 pH 值高于棉花生物炭,这与前面所测花生生物炭 pH 值高于棉花生物炭结果一致,表明花生生物炭所含碱性物质高于棉花生物炭,在缓解土壤酸性方面更具优越性。

2.4 添加生物炭对土壤中 Cu(II) 释放量的影响

添加棉花和花生生物炭的土壤淋溶液中 Cu(II) 的变化情况如图 3 所示。空白对照试验、添加生物炭的土壤随着淋溶次数的增加,淋溶液中 Cu(II) 的含量呈逐渐下降的趋势。土壤中重金属的配位、金属氧化物表面的沉淀及吸附等作用引起了其迁移和转化,而一般认为,重金属离子主要以吸附作用存在于土壤中^[17]。添加生物炭使淋溶液中 Cu(II) 的含量显著降低,说明添加生物炭能提高土壤对重金属 Cu(II) 的

吸附力,降低因土壤淋溶作用而引起的重金属迁移。土壤中 Cu(II) 的变化及释放情况还与添加生物炭的种类和制备温度有关。研究结果表明,在第 12 次空白对照试验中部分淋溶液检验不出重金属 Cu(II),而添加生物炭的土壤约在第 8 次时淋溶液中检验不出 Cu(II)。添加棉花生物炭的土壤随着淋溶次数的增加,淋溶液中重金属的含量在不断减少,尤其是第二次淋溶时,Cu(II) 含量所降的速率最大,随后速率降低的趋势变缓。添加花生生物炭的土壤随着淋溶次数的增加,淋溶液中重金属的含量出现了先增加后减少的现象,尤其以 HC₅₀₀, HC₆₅₀ 时现象表现较为明显,其淋溶液中 Cu(II) 解析量分别为 0.201, 0.143 mg/L。这主要是因为土壤对重金属的吸附,专性吸附的比重高于交换性吸附^[18]。土壤对重金属 Cu(II) 的吸附解析过程分为专性吸附和交换性吸附,而铜在

土壤中的吸附以专性吸附为主,这与土壤类型、土壤性质、pH 值、离子浓度及有机质等有关,但主要受到土壤 pH 的影响,随着 pH 值的升高会生成大量羟基铜,使其在土壤表面发生集聚,因此在碱性土壤中具有较大的吸附容量^[19]。土壤对重金属 Cu(II) 的吸附主要以专性吸附为主,而这个过程强弱取决于其 pH 值,花生生物炭的 pH 值高于棉花生物炭,有利于维持碱性土壤溶液较高的 pH 值,并提高土壤溶液中铜离子络合的机率,使铜离子更易在土壤表面吸附。所以其对重金属 Cu(II) 专性吸附的现象比棉花生物炭更明显。从土壤淋溶液中 Cu(II) 的释放量变化曲线可以看出,添加生物炭能有效增强土壤对 Cu(II) 的吸附能力,降低 Cu(II) 的迁移活性,且随着制备温度的升高,这种吸附能力越强,这与 Uchimiya 等^[20] 的研究结果一致。

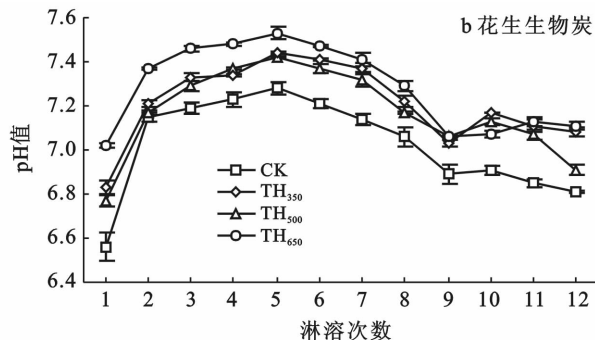
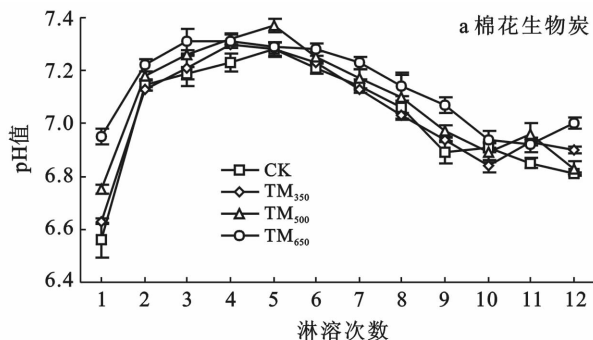


图 2 添加棉花生物炭、花生生物炭的土壤淋溶液 pH 值的变化

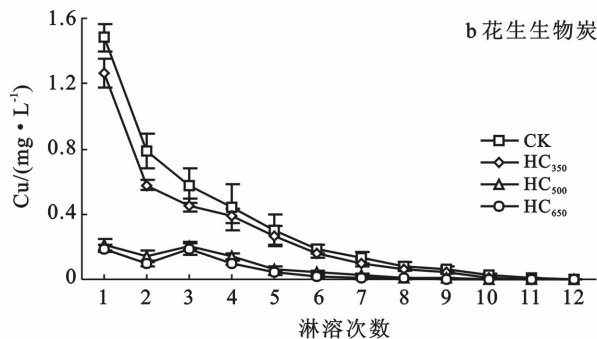
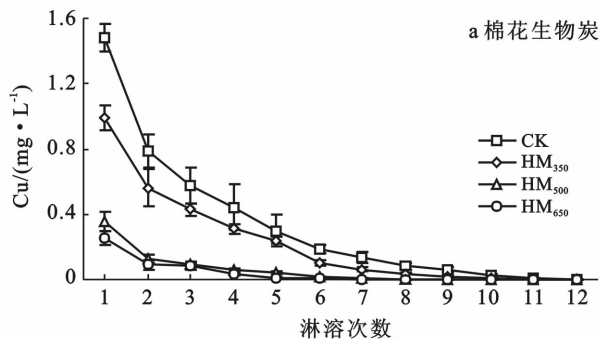


图 3 添加棉花生物炭、花生生物炭的土壤淋溶液中 Cu(II) 的变化

3 结论

(1) 制备温度的变化对生物炭的表征和理化性质有着很大的影响。随着制备温度的升高,生物炭的产率随之降低,而其 pH 值、灰分及 BET 比表面积则随之升高。此外,花生生物炭的 H/C 的比值稍高于棉花生物炭,且制备温度越低比值越高。花生生物炭的 O/C 比值高于棉花生物炭。生物炭的产率、pH 值

及灰分含量与制备温度及原材料种类呈现出明显的相关性。

(2) 添加生物炭明显提高了土壤的缓冲性能。添加生物炭的土壤淋溶液的 pH 值明显高于空白土壤,且随着生物炭制备温度的升高,淋溶液的 pH 值也呈现出升高的现象。添加花生生物炭的土壤淋溶液的 pH 值高于棉花生物炭,制备温度越高,其 pH 值也越高。

(3) 添加生物炭使土壤对重金属的吸持能力显著提高。土壤对重金属Cu(II)的吸附经历了非专性吸附和专性吸附2个过程,而这2个过程的强弱取决于生物炭的pH值及其种类,花生生物炭对提高土壤吸持重金属的能力和重金属Cu(II)专性吸附的效果比棉花生物炭更明显。但本试验的最终培养时间较短,不能全面地对生物炭修复重金属的研究进行评价;再者,农作物生长的土壤环境很复杂,试验还需要加大对其它重金属离子的探索力度,以适应生产发展的普适性。因此,今后的试验应把培养时间延续至30,60,90 d,并与其他常见重金属等污染物加以综合研究,以期能更加明确生物炭对重金属污染土壤的修复机理。

[参 考 文 献]

- [1] 周泽义. 中国蔬菜重金属污染及控制[J]. 资源生态环境网络研究动态, 1999, 10(3): 21-27.
- [2] 崔德杰, 张玉龙. 土壤重金属污染现状与修复技术研究进展[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 366-370.
- [3] 许超, 林晓滨, 吴启堂, 等. 淹水条件下生物炭对污染土壤重金属有效性及养分含量的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(6): 194-198.
- [4] 中国标准出版社第二编辑室. GB/T12496. 3-1999 木质活性炭试验方法: 灰分含量的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [5] 中国标准出版社第二编辑室. GB/T12496. 7-1999 木质活性炭试验方法: pH值的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [6] Lehmann J, Ellenberger C, Hoffmann C, et al. Morpho-functional studies regarding the fertility prognosis of mares suffering from equine endometrosis[J]. Theriogenology, 2011, 76(7): 1326-1336.
- [7] Yuan Jinhua, Xu Renkou, Zhang Hong. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 3488-3497.
- [8] 石夏颖. 油料作物生物炭的制备、表征及其对Cr(VI)和Cu(II)的吸附性能研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2014.
- [9] Singh B, Singh B P, Cowie A L. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment[J]. Soil Research, 2010, 48(7): 516-525.
- [10] Schmidt M W I, Noack A G. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2000, 14(3): 777-793.
- [11] Yang Yu, Shu Liang, Wang Xilong, et al. Impact of de-ashing humic acid and humin on organic matter structural properties and sorption mechanisms of phenanthrene[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(9): 3996-4002.
- [12] Chen Xincai, Chen Guangcun, Chen Lingui, et al. Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(19): 8877-8884.
- [13] 安增莉. 生物炭的制备及其对Pb(II)的吸附特性研究[D]. 福建 泉州: 华侨大学, 2011.
- [14] Sun Ke, Kang Mingjie, Zhang Zheyun, et al. Impact of deashing treatment on biochar structural properties and potential sorption mechanisms of phenanthrene[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(20): 11473-11481.
- [15] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. Plant and Soil, 2010, 327(1/2): 235-246.
- [16] 李明遥, 张妍, 杜立宇, 等. 生物炭与沸石混施对土壤Cd形态转化的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 248-252.
- [17] 王维君, 邵宗臣, 何群. 红壤黏粒对Co, Cu, Pb和Zn吸附亲和力的研究[J]. 土壤学报, 1995, 32(2): 167-178.
- [18] 陈家坊, 武玫玲. 苏南地区水稻土表观络合能力的初步研究[J]. 土壤学报, 1979, 16(2): 138-144.
- [19] 王擎运. 土壤中砷和铜的吸附—解吸特性及其影响因素研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2008.
- [20] Uchimiya M, Lima I M, Klasson K T, et al. Contaminant immobilization and nutrient release by biochar soil amendment: Roles of natural organic matter [J]. Chemosphere, 2010, 80(8): 935-940.