

不同农林废弃物生物质炭对雷竹林酸化土壤的改良效果

包骏瑶¹, 赵颖志¹, 严淑娴¹, 白珊¹, 李松昊², 徐秋芳¹, 叶正钱¹, 沈颖¹, 陈俊辉¹

(1. 浙江农林大学 环境与资源学院 浙江省森林生态系统碳循环与固碳减排重点实验室, 浙江 杭州 311300; 2. 浙江省杭州市临安区农林技术推广中心, 浙江 杭州 311300)

摘要: 以竹材边角料、玉米 *Zea mays* 秸秆和山核桃 *Carya cathayensis* 蒲壳制备的生物质炭为材料, 采集浙江省杭州市临安区集约经营模式下雷竹 *Phyllostachys violascens* 林酸化土壤进行 90 d 的黑麦草 *Lolium perenne* 盆栽试验, 探究不同原料生物质炭添加对黑麦草生长及土壤养分、酸度、微生物丰度和酶活性的影响。结果表明: 玉米秸秆炭和山核桃蒲壳炭显著提高了黑麦草生物量、土壤有机碳质量分数、全氮质量分数和 pH 值, 而显著降低了土壤交换性氢和交换性铝的质量摩尔浓度 ($P < 0.05$); 竹炭处理仅显著提高了土壤有机碳质量分数, 降低了交换性氢质量摩尔浓度 ($P < 0.05$)。相比对照, 玉米秸秆炭可以显著提高真菌丰度, 提高幅度为 53%; 而山核桃蒲壳炭和竹炭可以提高细菌丰度, 提高幅度分别为 71% 和 66%。相比玉米秸秆炭和竹炭, 山核桃蒲壳炭可以更大程度地促进土壤脱氢酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维二糖苷酶和酸性磷酸酶活性。山核桃蒲壳炭和玉米秸秆炭处理下黑麦草生物量的提高主要归因于这 2 种生物质炭对土壤酸度、养分、微生物丰度和相关酶活性的改善作用。综合而言, 山核桃蒲壳炭和玉米秸秆炭对雷竹林酸化土壤的化学性质和生物学性质具有较好的改良能力, 而竹炭效果较差。图 1 表 5 参 34

关键词: 森林土壤学; 生物质炭; 雷竹林; 酸化; 土壤改良; 土壤酶

中图分类号: S714

文献标志码: A

文章编号: 2095-0756(2018)01-0043-08

Soil amelioration with biochars pyrolyzed from different feedstocks of an acidic bamboo (*Phyllostachys violascens*) plantation

BAO Junyao¹, ZHAO Yingzhi¹, YAN Shuxian¹, BAI Shan¹, LI Songhao², XU Qiufang¹,
YE Zhengqian¹, SHEN Ying¹, CHEN Junhui¹

(1. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Carbon Cycling in Forest Ecosystems and Carbon Sequestration, School of Environmental and Resources, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China; 2. Lin'an Extending Station for Agricultural and Forestry Technique, Hangzhou 311300, Zhejiang, China)

Abstract: To evaluate the effects of biochars pyrolyzed from different feedstocks (bamboo, maize straw, and peels of *Carya cathayensis*) on the soil properties, acidity, microbial abundance, and soil enzyme activity in an acidic soil collected from a bamboo (*Phyllostachys violascens*) plantation in Lin'an, Zhejiang Province, a 90-day pot experiment was conducted in a completely randomized design with treatments of above three biochars and a non-amended control in three replicates. The biochars were added to the soil at a rate of 2% (weight of biochar to soil) with ryegrasses being planted during the experiment. Fungal 18S rRNA and bacterial 16S rRNA gene abundances were assessed via quantitative real-time (qRT) polymerase chain reaction (PCR). Significant differences between treatment means were tested with one-way analysis of variance (ANOVA) followed by Duncan's test at $P < 0.05$. Results indicated that biochars derived from maize and peels of *C. cathayensis* significantly ($P < 0.05$) increased the biomass of ryegrass, soil organic carbon, total nitrogen, and pH, but de-

收稿日期: 2017-01-03; 修回日期: 2017-03-29

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41401318); 浙江省大学生科技创新活动计划暨新苗人才计划资助项目(2016R412032); 浙江农林大学环境与资源学院大学生科研训练项目(20160101)

作者简介: 包骏瑶, 从事农业资源与环境研究。E-mail: holodual@163.com。通信作者: 陈俊辉, 讲师, 博士, 从事土壤微生物与碳氮循环研究。E-mail: junhui@zafu.edu.cn

creased ($P<0.05$) exchangeable H^+ and exchangeable Al^{3+} . Also bamboo biochar significantly increased ($P<0.05$) soil organic carbon and decreased ($P<0.05$) exchangeable H^+ . The qRT-PCR showed that compared with the control only additions of maize biochar significantly increased ($P<0.05$) fungal community abundance by 53%; whereas, peels of *Carya cathayensis* biochar and bamboo biochar significantly increased ($P<0.05$) bacterial community abundance by 71% (*C. cathayensis* biochar) and 66% (bamboo biochar). In comparison with maize straw biochar and bamboo biochar, the addition of peels of *C. cathayensis* biochar resulted in higher ($P<0.05$) enzymatic activities of dehydrogenase, β -glucosidase, β -D-cellobiosidase, and acid phosphatase. Enhancement of ryegrass growth was noted with peels of *C. cathayensis* biochar and maize straw biochar. In summary, results indicated that biochars pyrolyzed from maize straw and peels of *C. cathayensis* showed better amelioration effects in terms of chemical and biological ability than bamboo biochar. [Ch, 1 fig. 5 tab. 34 ref.]

Key words: forest soil science; biochar; *Phyllostachys violascens* plantation; acidification; soil amelioration; soil enzyme activity

土壤酸化是中国土壤面临的主要问题之一,也是土壤退化的一个重要特征。据报道,中国南方经济作物土壤的 pH 值自 20 世纪 80 年代至今平均下降了 0.3^[1]。土壤酸化容易导致土壤结构差、肥力低且有重金属含量过度积累,影响作物生长发育,严重威胁粮食安全及生态系统可持续发展。集约经营模式被认为是导致土壤酸化的重要因素之一^[2]。雷竹 *Phyllostachys violascens* 是一种优良笋用竹种,在浙江省境内广泛栽植。近年来,冬季以地表覆盖增温和大量施用肥料为核心技术的雷竹早产高效经营模式得到大面积推广和应用^[3]。这种长期集约经营模式虽然给当地农户带来了显著的经济效益,但由于缺乏科学管理,也产生了一系列生态环境问题,如土壤酸化、养分流失、增加面源污染^[4],干扰了土壤微环境,导致土壤微生态失衡、微生物多样性衰退^[2]、土壤酶活性明显降低^[5],从而直接或间接地引起雷竹林提前退化。大量化学氮肥施用易造成雷竹林土壤铵态氮硝化加速,硝酸盐淋溶;高温高湿过程促进覆盖物分解产生腐殖酸和有机酸使得盐基饱和度降低,交换性酸总量增加。酸化也促使土壤中重金属元素有效态含量明显提高,从而抑制土壤微生物繁殖和活性^[2]。针对雷竹林土壤退化的主要成因,研究者们相继提出了施用石灰和石灰氮等手段^[6]。然而,长期施用石灰易引起养分失衡、土壤板结,特别是导致土壤有机质含量下降^[7]。石灰氮虽然可以短期内缓解雷竹林土壤酸化并控制土传病害,但是强烈地抑制了土壤微生物生物量和酶活性^[6]。因此,寻找一种既能中和土壤酸度、提高土壤肥力,又能恢复土壤微生态平衡,促进土壤微生物繁殖及活性的理想改良剂,对提高酸化土壤的生产力和生态环境的保护具有双重意义。随着生物质炭技术的发展,将生物质废弃物热解成生物质炭进行土壤应用被认为是当前国际应对气候变化、增强土壤碳汇的新途径^[8]。生物质炭因其较大的表面积和较高的孔隙度而具有良好的重金属和有机污染物吸附能力^[9]。生物质炭较高的 pH 值可以中和土壤酸性;其表面带有负电荷,具有较高的阳离子交换量,可以提高土壤肥力,降低铝对作物的毒害作用^[10]。不仅如此,生物质炭还能有效提高土壤微生物的生物量,提高细菌类群多样性^[11]。然而,不同原料制备的生物质炭物理、化学性质差异较大^[12],施入土壤后对土壤酸化改良效果和对微生物群落结构和活性影响也可能存在较大差异。中国农林废弃物资源庞大,但是利用率普遍较低。据估计,仅农业就产生超过 7 亿 $t \cdot a^{-1}$ 作物秸秆生物量,其中有 1/4 的秸秆就地燃烧^[13];竹材加工业对竹材的利用率仅约 40%^[14];仅杭州市临安区产生的山核桃 *Carya cathayensis* 蒲壳多达 5 万 $t \cdot a^{-1}$ ^[15],相当大一部分山核桃蒲壳被随意丢弃和焚烧,造成资源的浪费和环境污染。针对上述情况,将农林废弃物热解成生物质炭加以应用,是废弃物资源化有效手段,也是本研究的立足点。利用不同原料生物质炭对雷竹林酸化土壤进行改良的研究还未见报道。因此,本研究通过分析不同原料生物质炭对土壤养分、酸度、微生物丰度和酶活性影响,比较不同原料生物质炭对酸化雷竹林土壤的化学和生物学改良效果,为农林废弃物资源化利用和酸化土壤修复提供理论参考。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

供试土壤采自浙江省杭州市临安区板桥镇(30°14'N, 119°42'E)。该区属亚热带季风气候, 年平均气温为 15.9 ℃, 年降水量为 1 350~1 500 mm, 年日照时数 1 774 h, 无霜期 236 d。土壤类型属于粉砂岩母质上发育的红壤土类。选择集约经营超过 10 a 的雷竹林样地, 与相邻区域未集约经营林地相比, 该样地 pH 值下降了 1.0~1.5 个单位。于 2015 年 4 月设置 10 m × 10 m 样地, 随机取样法采集 0~20 cm 土壤样品 5 份, 混合均匀, 自然风干后过 2 mm 筛备用。供试土壤基本性质见表 1。

收集玉米 *Zea mays* 秸秆、竹材边角料和山核桃蒲壳, 自然风干后, 剪成小块, 置于特制的密闭容器中, 放于马弗炉中 350 ℃下限氧热裂解 4 h 制得不同原料生物质炭。制得的生物质炭通过 1 mm 筛, 混合均匀后备用。供试玉米秸秆炭、竹炭和山核桃蒲壳炭的基本性质见表 1。

表 1 供试土壤及不同材料生物质炭的基本性质

Table 1 Selected properties of soil and biochars pyrolyzed from different feedstocks							
供试材料	pH(H ₂ O)	有机碳/(g·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	碳氮比	表面积/(m ² ·g ⁻¹)	灰分/%	产率/%
土壤(ck)	5.10	17.40	1.72	10.23	—	—	—
玉米秸秆炭(CB)	9.48	436.81	9.53	56.38	2.61	13.69	32
竹炭(BB)	9.32	135.62	4.31	191.05	0.89	8.65	59
山核桃蒲壳炭(PB)	10.26	337.10	5.24	106.46	2.58	11.22	45

1.2 试验设计

试验设 4 个处理: 对照(不加生物质炭, ck), 添加质量分数为 2%玉米秸秆炭(CB), 添加质量分数为 2%竹炭(BB)和添加质量分数为 2%山核桃蒲壳炭(PB), 重复 3 次·处理⁻¹。将生物质炭样品与土壤充分混合后装入塑料盆中, 盆的位置随机摆放。播种大小均匀饱满的种子 20 粒·盆⁻¹, 等黑麦草 *Lolium perenne* 种子萌发 1 周后, 间苗至 10 株·盆⁻¹。用去离子水调节土壤湿度至约 60%田间最大持水量。盆栽试验培养时间为 90 d, 培养期间不添加肥料, 定期补充去离子水。盆栽 90 d 后剪取黑麦草地上部分, 置于 60 ℃烘箱中烘干至恒量, 称量。

1.3 土壤化学、生物学性质分析

盆栽结束后采集土壤样品, 过 2 mm 筛, 混匀, 分成 3 份。1 份自然风干, 用于土壤基本性质测定; 1 份放在 4 ℃冰箱保存, 用于土壤酶活性分析、铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)测定; 剩余的 1 份冷冻干燥后保存至-70 ℃冰箱。土壤 pH 值, 有机碳(SOC), 全氮(TN), 铵态氮和硝态氮分析参照鲁如坤^[16]的方法。土壤交换性酸采用 1 mol·L⁻¹氯化钾溶液淋洗, 碱滴定法测定^[16]。

1.4 土壤总 DNA 提取和微生物丰度定量 PCR 分析

土壤总 DNA 提取采用 MOBIO 公司生产的土壤 DNA 提取试剂盒(PowerSoil DNA Isolation Kit, 美国), 按试剂盒说明书进行。用质量浓度为 1.0%的琼脂糖凝胶电泳检测提取后的 DNA 样品, 采用微量分光光度计(ND-1000, NanoDrop Technologies, 美国)测定其浓度和纯度。以土壤细菌 16S rDNA 和真菌 18 S rDNA 为目的基因, 采用通用引物(细菌: 338F/518R^[17], 真菌: NS1F/FungR^[18])在荧光定量聚合酶链式反应(PCR)仪 CFX96TM Real-Time System(Bio-Rad, 美国)上进行基因扩增。反应体系、质粒及标准曲线的制作参照文献[11]进行。

1.5 土壤酶活性分析

土壤脱氢酶和 β-葡萄糖苷酶活性分析分别采用氯化三苯基四唑还原法和硝基酚比色法测定, 结果分别以三甲基甲臞(TPF, μg·g⁻¹·h⁻¹)和对硝基酚(PNP, μg·g⁻¹·h⁻¹)表示。土壤纤维二糖苷酶、亮氨酸氨基肽酶和酸性磷酸酶活性分析采用微孔板荧光法^[19], 重复 3 次·样品⁻¹, 同时设置不加标准物质的对照。用多功能酶标仪(Synergy™ H1, Biotek, 美国)在荧光激发光 365 nm 和检测光波长 450 nm 下测定反应液荧光值, 单位为 nmol·g⁻¹·h⁻¹。

1.6 数据处理与统计分析

所得数据采用 SPSS 18.0 软件进行单因素方差分析(ANOVA), Duncan 法多重比较检验各处理间的

差异显著性, 相关性分析采用皮尔逊(Pearson)相关分析法进行双尾检验确定显著性。

2 结果与分析

2.1 黑麦草生物量和土壤养分质量分数的变化

由表 2 可知: 培养结束后, 玉米秸秆炭(CB)和山核桃蒲壳炭(PB)处理下黑麦草生物量显著高于对照(ck), 增幅分别为 43%和 61%; 而竹炭(BB)处理与对照无显著差异。与 ck 相比, CB, BB 和 PB 处理均显著提高了土壤有机碳质量分数, 增幅分别为 35%, 19%和 50%。CB 和 PB 显著提高了土壤全氮质量分数, BB 处理未显著改变全氮质量分数, 但显著提高了碳氮比。与 ck 相比, 仅 PB 处理显著增加了硝态氮质量分数; 3 种生物质炭处理均显著降低了土壤铵态氮质量分数, 其中 PB 降幅最大。

表 2 不同原料生物质炭添加下黑麦草生物量和土壤养分质量分数变化

Table 2 Changes in ryegrass biomass and soil nutrient contents with addition of biochars pyrolyzed from different feedstocks						
处理	黑麦草生物量/g	有机碳/(g·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	碳氮比	硝态氮/(mg·kg ⁻¹)	铵态氮/(mg·kg ⁻¹)
对照(ck)	2.08 ± 0.22 c	18.07 ± 1.26 c	1.72 ± 0.03 b	10.51 ± 0.70 b	9.74 ± 2.00 bc	13.69 ± 1.78 a
玉米秸秆炭(CB)	2.98 ± 0.62 ab	24.40 ± 0.39 ab	2.34 ± 0.15 a	10.46 ± 0.79 b	7.57 ± 1.12 c	8.13 ± 1.35 b
竹炭(BB)	2.63 ± 0.06 bc	21.58 ± 1.60 b	1.66 ± 0.03 b	13.02 ± 1.15 a	12.33 ± 1.77 ab	9.74 ± 1.37 b
山核桃蒲壳炭(PB)	3.35 ± 0.19 a	27.04 ± 2.40 a	2.26 ± 0.15 a	11.98 ± 0.72 ab	13.54 ± 1.10 a	3.46 ± 1.31 c

说明: 表中数据为平均值±标准差(n=3), 同列数据不同字母表示差异显著(P<0.05)。

2.2 土壤 pH 值和交换性酸质量摩尔浓度变化

如表 3 所示: 与 ck 相比, CB 和 PB 处理均显著提高了土壤 pH 值, 增幅分别为 18%和 17%, 而 BB 处理与 ck 无显著差异。3 种生物质炭处理均显著降低了交换性氢质量摩尔浓度, 其中降幅为 CB>PB>BB, 而仅 CB 和 PB 显著降低了交换性铝(降幅分别为 81%和 35%)和交换性酸总量(降幅分别为 69%和 36%)。

表 3 不同原料生物质炭添加下土壤 pH 值和交换性酸质量摩尔浓度变化

Table 3 Changes in soil pH and exchangeable acid content with addition of biochars pyrolyzed from different feedstocks				
处理	pH(H ₂ O)	交换性氢/(cmol·kg ⁻¹)	交换性铝/(cmol·kg ⁻¹)	交换性酸总量/(cmol·kg ⁻¹)
对照(ck)	5.18 ± 0.18 b	1.02 ± 0.17 a	1.18 ± 0.26 a	2.20 ± 0.11 a
玉米秸秆炭(CB)	6.13 ± 0.10 a	0.46 ± 0.08 c	0.22 ± 0.07 c	0.68 ± 0.13 c
竹炭(BB)	5.53 ± 0.10 b	0.80 ± 0.06 b	1.33 ± 0.04 a	2.14 ± 0.06 a
山核桃蒲壳炭(PB)	6.05 ± 0.42 a	0.63 ± 0.05 bc	0.77 ± 0.08 b	1.40 ± 0.13 b

说明: 表中数据为平均值±标准差(n=3), 同列数据不同字母表示差异显著(P<0.05)。

2.3 土壤真菌、细菌丰度变化及其与土壤养分和酸碱度的相关性

不同原料生物质炭处理下土壤真菌和细菌基因丰度如图 1 所示。不同处理间真菌 18S rRNA 基因拷贝数为 3.80×10⁹~7.64×10⁹, 其中 CB 处理显著高于 ck, 提高幅度为 53%, 而其他处理与 ck 无显著差异。不同处理间细菌 16S rRNA 基因拷贝数比对应的真菌高 1 个数量级, 为 1.88×10¹⁰~4.66×10¹⁰, CB 处理与

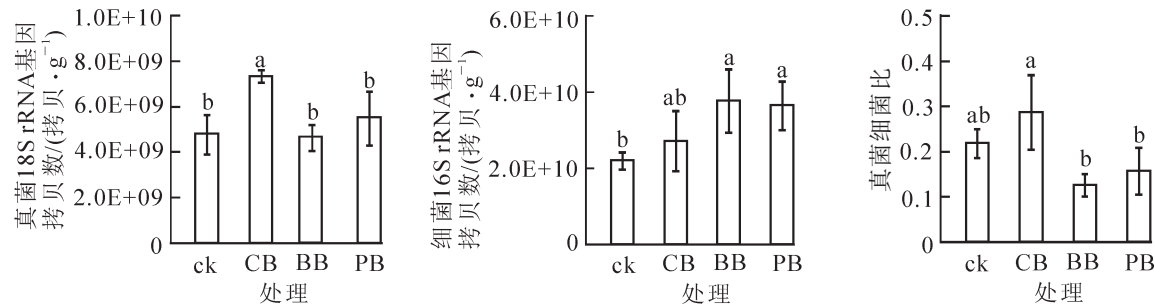


图 1 不同原料生物质炭添加下真菌 18S rRNA 基因拷贝数、细菌 16S rRNA 基因拷贝数和真菌细菌比变化

Figure 1 Changes in fungal 18S rRNA gene copies, bacterial 16S rRNA gene copies and the ratio of fungi to bacteria with addition of biochars pyrolyzed from different feedstocks

ck 无显著差异，而 BB 和 PB 处理均显著高于 ck。不同处理对应的真菌细菌比与对照均无显著差异，而 CB 处理显著高于 BB 和 PB 处理。由表 4 可知：真菌丰度与交换性酸、硝态氮分别呈极显著和显著负相关，而与全氮质量分数极显著正相关，与其他性质无显著相关性。细菌丰度仅与碳氮比呈显著正相关，真菌细菌比与碳氮比、硝态氮分别呈显著和极显著负相关。

表 4 土壤真菌丰度、细菌丰度和真菌细菌比与土壤酸度、养分质量分数的相关性

Table 4 Correlations between soil fungal, bacterial abundance and fungi to bacteria ratio and soil acidity as well as soil nutrients contents

项目	pH 值	交换性酸总量	有机碳	全氮	碳氮比	硝态氮	铵态氮
真菌丰度	0.55(0.066)	-0.84(0.001)**	0.43(0.166)	0.77(0.004)**	-0.44(0.153)	-0.59(0.045)*	-0.18(0.582)
细菌丰度	0.23(0.480)	0.03(0.937)	0.54(0.067)	0.10(0.755)	0.70(0.011)*	0.54(0.072)	-0.48(0.114)
真菌细菌比	0.21(0.511)	-0.54(0.070)	-0.06(0.865)	0.34(0.276)	-0.59(0.044)*	-0.74(0.006)**	0.20(0.550)

说明：括号中的数值表示 P 值。**表示极显著相关($P<0.01$)，*表示显著相关($P<0.05$)。

2.4 土壤碳、氮、磷转化相关酶活性变化

如表 5 所示：与 ck 相比，3 种生物质炭处理均显著提高了 β -葡萄糖苷酶活性和酸性磷酸酶活性；仅 PB 处理显著提高了土壤脱氢酶活性；BB 和 PB 处理均显著提高了纤维二糖苷酶活性，提高幅度为 PB>BB，CB 处理与 ck 无显著差异；3 种生物质炭处理对亮氨酸氨基肽酶活性无影响。

表 5 不同原料生物质炭添加下土壤碳、氮、磷转化相关酶活性变化

Table 5 Changes in soil enzyme activities involved in C, N, P cycling with addition of biochars pyrolyzed from different feedstocks

处理	脱氢酶/ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	β -葡萄糖苷酶/ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	纤维二糖苷酶/ ($\text{nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	亮氨酸氨基肽酶/ ($\text{nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	酸性磷酸酶/ ($\text{nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)
对照(ck)	0.20 \pm 0.04 b	86.11 \pm 10.49 b	5.04 \pm 0.98 c	22.46 \pm 1.91 a	201.01 \pm 8.96 c
玉米秸秆炭(CB)	0.31 \pm 0.05 ab	108.43 \pm 6.25 a	6.57 \pm 1.04 bc	24.62 \pm 0.10 a	231.71 \pm 11.39 ab
竹炭(BB)	0.21 \pm 0.05 b	127.96 \pm 6.15 a	7.63 \pm 0.64 ab	25.55 \pm 5.35 a	221.08 \pm 9.63 b
山核桃蒲壳炭(PB)	0.40 \pm 0.11 a	127.50 \pm 15.96 a	9.16 \pm 0.82 a	24.21 \pm 3.04 a	244.63 \pm 6.23 a

说明：表中数据为平均值 \pm 标准差($n=3$)，同列数据不同字母表示差异显著($P<0.05$)。

3 讨论

3.1 生物质炭对土壤化学性质的改良效果

尽管生物质炭在雷竹林土壤中应用还鲜见报道，但是生物质炭在南方油菜 *Brassia campestris* 地红壤上的应用研究证实生物质炭具有良好的改良土壤酸性潜力^[20]。本研究结果与以上研究结果较为一致，这是因为生物质材料热解成生物质炭后，其 pH 值、有机官能团、碳酸盐、灰分碱含量与生物质材料相比均得到了明显提高^[21]，能够有效中和土壤酸性。本研究进一步表明，不同材料来源生物质炭改良土壤酸性能力存在差异，其中玉米秸秆炭和山核桃蒲壳炭改良效果较好。这可能由于玉米秸秆炭和山核桃蒲壳炭具有较高的灰分碱，能快速中和土壤酸度。李九玉等^[20]研究发现：生物质炭处理下土壤 pH 值与生物质炭的含碱量成显著正相关。YUAN 等^[21]也指出不同原料制备的生物质炭均能提高酸性红壤 pH 值，但效果存在差异，表现为豆科 Leguminosae 作物生物质炭效果优于非豆科作物生物质炭。由于豆科植物含有较高的氮素，这也暗示氮素较高的生物质炭具有更为丰富的碳酸盐和表面含氧官能团，能较好中和土壤酸性物质，降低土壤交换性酸和交换性铝^[21]。

除了改善土壤酸性外，不同生物质炭均提高了土壤有机碳质量分数。生物质炭因为具有高度芳香性的碳组分和较高的碳氮比，在土壤中不易被微生物降解，土壤中添加生物质炭可长期增加土壤碳质量分数^[22]。除了山核桃蒲壳炭提高了土壤硝态氮质量分数外，另 2 种生物质炭对土壤硝态氮其均无影响，而且显著降低了土壤铵态氮质量分数。铵态氮质量分数降低可能与生物质炭具有较强的有机物和矿质态氮吸附能力有关。TAGHIZADEH-TOOSI 等^[23]研究表明，生物质炭能吸附土壤中的铵态氮，且吸附的这些氮素是生物可利用的。山核桃蒲壳炭处理下硝态氮质量分数的提高可能是因为土壤氨氧化活性提高，促进了所吸附的铵态氮转化为硝态氮。本研究还发现，除了竹炭，玉米秸秆炭和山核桃蒲壳炭处理均显著提高了黑麦草生物量。一方面由于玉米秸秆炭和山核桃蒲壳炭均能显著提高雷竹林土壤 pH 值，降低土

壤交换性酸质量摩尔浓度,从而提高养分有效性;另一方面,这2种生物质炭施用后显著提高了有机碳和全氮质量分数。

3.2 生物质炭对土壤生物学性质改良效果

土壤微生物是土壤生态系统的重要组成部分。生物质炭施用于土壤后可以通过直接或间接作用影响微生物的丰度、组成及功能,进而影响土壤各种生物化学过程^[24]。研究发现,添加生物质炭能显著提高养分较为贫瘠的温带土壤微生物丰度^[25],对有机质较高的稻田土壤的微生物丰度也有明显的促进作用^[26]。李明等^[26]研究表明,施用水稻 *Oryza sativa* 秸秆炭和玉米秸秆炭均增加了南方酸性红壤中细菌、真菌和放线菌数量,微生物生物量碳和磷脂脂肪酸总量平均比对照增加 63%和 48%。本研究结果也表明,添加 3 种生物质炭能不同程度地提高酸化雷竹林土壤细菌、真菌丰度。LEHMANN 等^[24]认为,生物质炭对土壤酸度的改善,对养分含量的提高,对微生物的庇护作用以及对有毒物质的吸附作用均利于增加土壤微生物丰度。ROUSK 等^[27]研究表明,随着土壤 pH 值的提高,酸性土壤中细菌丰度和多样性会增加,而真菌变化不明显。本研究中除了竹炭,另外 2 种生物质炭均显著提高了土壤 pH 值,降低了土壤交换性酸质量摩尔浓度,这可能是细菌丰度提高的重要原因之一。此外,多孔结构使生物质炭具有较强的土壤水分和养分固持能力,为土壤微生物生存提供了良好的栖息环境^[28]。本研究中,添加竹炭虽然未能显著提高土壤 pH 值,但竹炭高度的孔隙结构是促进细菌磷脂脂肪酸含量的重要因素^[29]。FARRELL 等^[30]研究表明,尽管生物质炭本身是比较惰性的,但其中仍有一部分小分子物质能在短期内作为微生物代谢底物。不同原料制备的生物质炭在理化性质上存在较大差异,不同微生物类群对生物质炭的响应也不同。相比细菌,真菌丰度仅在玉米秸秆炭处理下显著提高;尽管与对照相比不同处理下真菌细菌比值未改变,但玉米秸秆炭处理下其比值显著高于另外 2 种生物质炭。这一结果说明真菌对玉米秸秆炭添加具有更好的适应性,其原因可能是玉米秸秆炭介导的土壤养分及微环境变化更适合真菌或其对真菌利用性更高。相关分析也表明,真菌丰度与全氮质量分数呈显著正相关。

土壤酶调控有机质分解和养分循环,对环境干扰敏感,是衡量土壤综合肥力的敏感指标^[31]。目前,生物质炭添加对土壤酶活性的影响已有报道,但还存在一些争议,主要与添加量、酶的种类、生物质炭性质等有关。BAILEY 等^[32]研究发现,葡萄糖苷酶、脂肪酶、亮氨酸氨基肽酶和乙酰葡萄糖胺糖苷酶活性对生物炭响应并不一致,主要与生物质炭对酶或底物的吸附作用及土壤微生物的变化有关。与此相似,本研究也发现 3 种生物质炭添加对多种酶活性影响差异较大。3 种生物质炭均不同程度提高了脱氢酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维二糖苷酶和酸性磷酸酶活性,而对亮氨酸氨基肽酶无影响(山核桃蒲壳炭最高)。这些酶活性的提高表明生物质炭添加可能促进了土壤养分周转速率。土壤酶活性与作物产量具有密切的相关性^[34],土壤养分转化相关酶活性的提高可能是促进黑麦草生长的因素之一。尽管如此,不同原料生物质炭添加对雷竹林土壤微生物结构、功能和酶活性的长期和田间影响还不清楚,需要开展更多的长期野外定位试验。

4 结论

不同原料生物质炭可以不同程度地提高土壤 pH 值,降低交换性氢和交换性铝及交换性酸总量,改良酸性效果为玉米秸秆炭>山核桃蒲壳炭>竹炭。3 种生物质炭均显著提高了土壤有机碳质量分数,降低了土壤铵态氮质量分数。玉米秸秆炭可以显著提高真菌丰度,而山核桃蒲壳炭和竹炭可以提高细菌丰度,这种变异与不同生物质炭改善土壤酸性、养分等微环境及自身可利用性有一定关系。相比玉米秸秆炭和竹炭,山核桃蒲壳炭可以较大幅度促进多种土壤酶活性,提高土壤养分转化速率。山核桃蒲壳炭和玉米秸秆炭处理下黑麦草生物量的提高主要归因于 2 种生物质炭对土壤酸度、养分、微生物丰度和相关酶活性的改善作用。综合而言,山核桃蒲壳炭和玉米秸秆炭均具有较好的酸化雷竹林土壤化学和生物学改良能力,而竹炭效果较差。

5 参考文献

- [1] GUO Jingheng, LIU Xuejun, ZHANG Yong, *et al.* Significant acidification in major Chinese croplands [J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008 – 1010.

- [2] QIN Hua, WANG Hailong, STRONG P J, *et al.* Rapid soil fungal community response to intensive management in a bamboo forest developed from rice paddies [J]. *Soil Biol Biochem*, 2014, **68**(1): 177 – 184.
- [3] ZHOU Guomo, ZHUANG Shun Yao, JIANG Peikun, *et al.* Soil organic carbon accumulation in intensively managed *Phyllostachys praecox* stands [J]. *Bot Rev*, 2011, **77**(3): 296 – 303.
- [4] 吴家森, 姜培坤, 谢秉楼, 等. 不同施肥处理对雷竹林土壤氮、磷渗漏流失的影响[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2009, **33**(3): 60 – 64.
- WU Jiasen, JIANG Peikun, XIE Binglou, *et al.* Study on nitrogen and phosphorus leaching at different fertilizer levels in *Phyllostachys praecox* stands [J]. *J Nanjing For Univ Nat Sci Ed*, 2009, **33**(3): 60 – 64.
- [5] 郑仁红. 覆盖栽培对雷竹林衰退的化感效应研究[D]. 2006, 北京: 中国林业科学研究院.
- ZHENG Renhong. *Allelopathy of Cover Planting on Decline of Phyllostachys praecox Stand* [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2006.
- [6] 邬奇峰, 徐巧凤, 秦华, 等. 杀菌剂氰氨化钙对集约经营雷竹林土壤生物学性质的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2014, **31**(3): 352 – 357.
- WU Qifeng, XU Qiaofeng, QIN Hua, *et al.* Effects of calcium cyanamide on soil microbial properties of intensively managed *Phyllostachys violascens* stands [J]. *J Zhejiang A&F Univ*, 2014, **31**(3): 352 – 357.
- [7] HUTTL R F, SCHNEIDER B U. Forest ecosystem degradation and rehabilitation [J]. *Ecol Eng*, 1998, **10**(1): 19 – 31.
- [8] LEHMANN J. A handful of carbon [J]. *Nature*, 2007, **447**(7141): 143 – 144.
- [9] ZHANG Xiaokai, WANG Hailong, HE Lizhi, *et al.* Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants [J]. *Environ Sci Pollut Res*, 2013, **20**(12): 8472 – 8483.
- [10] 袁金华, 徐仁扣. 生物质炭对酸性土壤改良作用的研究进展[J]. 土壤, 2012, **44**(4): 541 – 547.
- YUAN Jinhua, XU Renkou. Research progress of amelioration effects of biochars on acid soils [J]. *Soils*, 2012, **44**(4): 541 – 547.
- [11] CHEN Junhui, LIU Xiaoyu, LI Lianqing, *et al.* Consistent increase in abundance and diversity but variable change in community composition of bacteria in topsoil of rice paddy under short term biochar treatment across three sites from south China [J]. *Appl Soil Ecol*, 2015, **91**: 68 – 79.
- [12] DAI Zhongmin, MENG Jun, MUHAMMAD N, *et al.* The potential feasibility for soil improvement, based on the properties of biochars pyrolyzed from different feedstocks [J]. *J Soil Sediment*, 2013, **13**(6): 989 – 1000.
- [13] 马骥, 秦富. 秸秆禁烧政府监管模式及其效果比较: 基于农户与政府博弈关系的分析[J]. 中国农业大学学报, 2009, **14**(4): 131 – 136.
- MA Ji, QIN Fu. Comparison of the effect of different patterns of the government supervisory on prohibiting straw burning: based on the static game model with the analysis of the relationship between farmers and the government [J]. *J China Agric Univ*, 2009, **14**(4): 131 – 136.
- [14] 张建, 汪奎宏, 李琴, 等. 我国竹材利用率现状分析与建议[J]. 林业机械与木工设备, 2006, **34**(8): 7 – 10.
- ZHANG Jian, WANG Kuihong, LI Qin, *et al.* Status analysis and suggestions for bamboo utilization rate in China [J]. *For Mach Wood Work Equip*, 2006, **34**(8): 7 – 10.
- [15] 丁立忠, 黄海明, 黄兴召, 等. 山核桃外果皮研究利用现状与展望[J]. 浙江农业科学, 2011(5): 1162 – 1165.
- DING Lizhong, HUANG Haiming, HUANG Xingzhao, *et al.* Research and utilization of peel of *Carya cathayensis* Sarg: review and prospect [J]. *J Zhejiang Agric Sci*, 2011(5): 1162 – 1165.
- [16] 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.
- [17] FIERER N, JACKSON J A, VILGALYS R, *et al.* Assessment of soil microbial community structure by use of taxon-specific quantitative PCR assays [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2005, **71**(7): 4117 – 4120.
- [18] MAY L A, SMILEY B, SCHMIDT M G. Comparative denaturing gradient gel electrophoresis analysis of fungal communities associated with whole plant corn silage [J]. *Can J Microbiol*, 2001, **47**(9): 829 – 841.
- [19] BELL C W, FRICKS B E, ROCCA J D, *et al.* High-throughput fluorometric measurement of potential soil extracellular enzyme activities [J]. *J Vis Exp*, 2013, **81**: e50961. doi: 10.3791/50961.
- [20] 李九玉, 赵安珍, 袁金华, 等. 农业废弃物制备的生物质炭对红壤酸度和油菜产量的影响[J]. 土壤, 2015, **47**(2): 334 – 339.

- LI Jiuyu, ZHAO Anzhen, YUAN Jinhua, *et al.* Amelioration effects of crop residue-derived biochars on soil acidity and canola yield in red soil [J]. *Soils*, 2015, **47**(2): 334 – 339.
- [21] YUAN Jinhua, XU Renkou, QIAN Wei, *et al.* Comparison of the ameliorating effects on an acidic ultisol between four crop straws and their biochars [J]. *J Soil Sediment*, 2011, **11**(5): 741 – 750.
- [22] 章明奎, BAYOU W D, 唐红娟. 生物质炭对土壤有机质活性的影响[J]. 水土保持学报, 2012, **26**(2): 127 – 131, 137.
- ZHANG Mingkui, BAYOU W D, TANG Hongjuan. Effects of biochar's application on active organic carbon fractions in soil [J]. *J Soil Water Conserv*, 2012, **26**(2): 127 – 131, 137.
- [23] TAGHIZADEH-TOOSI A, CLOUGH T, SHERLOCK R, *et al.* Biochar adsorbed ammonia is bioavailable [J]. *Plant Soil*, 2012, **350**(1/2): 57 – 69.
- [24] LEHMANN J, RILLIG M C, THIES J, *et al.* Biochar effects on soil biota: a review [J]. *Soil Biol Biochem*, 2011, **43**(9): 1812 – 1836.
- [25] KOLB S, FERMANICH K, DORNBUSH M. Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2009, **73**(4): 1173 – 1181.
- [26] 李明, 李忠佩, 刘明, 等. 不同秸秆生物炭对红壤性水稻土养分及微生物群落结构的影响[J]. 中国农业科学, 2015, **48**(7): 1361 – 1369.
- LI Ming, LI Zhongpei, LIU Ming, *et al.* Effects of different straw biochar on nutrient and microbial community structure of a red paddy soil [J]. *Sci Agric Sin*, 2015, **48**(7): 1361 – 1369.
- [27] ROUSK J, BÅÅTH E, BROOKES P C, *et al.* Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil [J]. *ISME J*, 2010, **4**(10): 1340 – 1351.
- [28] QUILLIAM R S, GLANVILLE H C, WADE S C, *et al.* Life in the 'charosphere'-does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? [J]. *Soil Biol Biochem*, 2013, **65**(6): 287 – 293.
- [29] CHEN Junhui, LI Songhao, LIANG Chenfei, *et al.* Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: effect of particle size and addition rate [J]. *Sci Total Environ*, 2017, **574**(1): 24 – 33.
- [30] FARRELL M, KUHN T K, MACDONALD L M, *et al.* Microbial utilisation of biochar-derived carbon [J]. *Sci Total Environ*, 2013, **465**(6): 288 – 297.
- [31] SINSABAUGH R L, LAUBER C L, WEINTRAUB M N, *et al.* Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale [J]. *Ecol Lett*, 2008, **11**(11): 1252 – 1264.
- [32] BAILEY V L, FANSLER S J, SMITH J L, *et al.* Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization [J]. *Soil Biol Biochem*, 2011, **43**(2): 296 – 301.
- [33] SERRA-WITTLING C, HOUOT S, BARRIUSO E. Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste compost [J]. *Biol Fert Soil*, 1995, **20**(4): 226 – 236.
- [34] EDMEADES D C. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review [J]. *Nutr Cycl Agroec*, 2003, **66**(2): 165 – 180.