

不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳矿化及腐殖质组成的影响

王英惠¹, 杨 旻¹, 胡林潮^{1,2}, 刘玮晶¹, 郭 悦¹, 唐 伟¹, 代静玉^{1*}

(1.南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2.常州市环境科学研究院, 江苏 常州 213022)

摘 要:在 150~600 °C 范围内制备生物质炭, 并通过室内培养实验研究了施加不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳矿化及腐殖质组成的影响。结果表明, 随热解温度升高, 生物质炭比表面积加大, 芳香化结构加深。土壤中添加不同温度制备的生物质炭培养 400 d 后, 土壤有机碳的含量都有不同程度的增加。土壤有机碳的累积矿化量随热解温度升高而降低, 且添加高温 (≥ 400 °C) 制备生物质炭的土壤 CO_2 累积释放量低于未添加生物质炭的土壤处理; 添加低温 (< 400 °C) 制备生物质炭增加了土壤腐植酸和胡敏酸含量, 而添加高温 (≥ 400 °C) 制备生物质炭的土壤其腐植酸和胡敏酸含量的变化不显著。另外, 添加生物质炭后, 土壤 H/F 皆未发生显著变化, 而胡敏酸的 E4/E6 值则在添加 200 °C 和 250 °C 制备的生物质炭时显著高于其他处理, 添加 500 °C 和 600 °C 制备的生物质炭时显著低于其他处理。

关键词:生物质炭; 热解温度; 土壤有机碳; 矿化; 腐植质

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2013)08-1585-07 doi:10.11654/jaes.2013.08.014

Effects of Biochar Amendments Synthesized at Varying Temperatures on Soil Organic Carbon Mineralization and Humus Composition

WANG Ying-hui¹, YANG Min¹, HU Lin-chao^{1,2}, LIU Wei-jing¹, GUO Yue¹, TANG Wei¹, DAI Jing-yu^{1*}

(1. College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Changzhou Research Academy of Environmental Sciences, Changzhou 213022, China)

Abstract: Biochar (BC) was produced at 150~600 °C. A laboratory experiment was conducted to study the influences of biochar synthesized at different temperatures on soil organic carbon (SOC) mineralization and the composition of humus (HS) contents. The results showed that the specific surface area and aromaticity of BC increased with elevated pyrolysis temperature. Soil amended with BC thus produced resulted in increased soil organic carbon (SOC) content after 400 days incubation. Cumulative CO_2 release of the soil also changed after BC amendments. The value decreased with increased pyrolysis temperature. For the soils with BC synthesized at temperatures above 400 °C the value was lower than that of black soil. In addition, increased HS and humic acid (HA) contents were founded in the samples amended BC produced at temperatures below 400 °C. However, similar trend was absent in samples with BC produced at temperatures above 400 °C. Little change of H/F was observed. E4/E6 values of HA in samples with BC synthesized at 200 °C and 250 °C were significantly higher than those in other treatments, and the values with BC at 500 °C and 600 °C were significantly lower than other treatments.

Keywords: biochar (BC); pyrolysis temperature; soil organic carbon (SOC); mineralization; humus (HS)

生物质炭 (Biochar, BC) 是指生物质在完全或部分缺氧的条件下以及相对较低的温度 (< 700 °C) 条件

下, 经热解炭化形成的一种含碳量极其丰富的、性质稳定的产物, 本质属于黑炭的一种^[1]。生物质炭的稳定性以及良好的表面性状^[2], 使其具备在全球碳的生物地球化学循环、土壤改良及土壤污染物质的生态修复等方面得到应用的美好前景^[3-7]。

我国是农业生产大国, 每年都会产生大量可制备成生物质炭的秸秆等农业废弃物。因此, 研究者纷纷

收稿日期: 2013-01-26

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41271246)

作者简介: 王英惠 (1988—), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤污染与控制。E-mail: 2010103073@njau.edu.cn

* 通信作者: 代静玉 E-mail: daijy@njau.edu.cn

提出将秸秆等废弃物转化为生物质炭,并施入土壤以起到固碳减排、提高土壤肥力的作用。目前已有研究者报道生物质炭施入土壤后能够显著提高土壤有机碳的积累,并增加土壤有机碳的稳定性,但是长期单一施用生物质炭可能会引起土壤有机质活性降低^[8];也有研究发现添加生物质炭后,不仅能够增加土壤有机碳含量,还会降低土壤有机碳的矿化速率和累积矿化量^[9]。但对不同条件下制备的生物质炭土壤环境行为的研究目前仍较为少见。

热解温度是生物质炭制备过程的重要影响因素。众多研究者认为热解温度能够显著影响生物质炭的表面性状,一般而言,随着温度升高,生物质炭的脂肪性减弱,芳构化和致密性加强^[10]。研究发现生物质炭的热解温度越高,其对非的吸附容量越大^[11];而对铅镉的吸附量则在不同热解温度范围内呈现不同的变化趋势,当热解温度在 150~300 °C 时随温度上升而增加,热解温度范围在 300~500 °C 时则规律相反^[12],研究者认为这种现象主要与热解温度对生物质炭性状的影响有关。那么热解温度对生物质炭进入土壤后的环境行为是否有所影响呢?

目前已有研究发现生物质炭施入土壤后能够参与土壤有机质的分解与转化,影响土壤有机碳的矿化和腐植化过程^[9,13],但是针对不同温度下形成的生物质炭对土壤有机碳的矿化及腐殖质组成和含量影响的研究仍较为匮乏。为此,本文通过室内培养实验,研究了不同热解温度制备的生物质炭对土壤呼吸及腐殖质(Humus, HS)组成的影响。

1 材料与方法

1.1 材料

生物质炭的制备:将水稻秸秆粉碎过 2 mm 筛,在 105 °C 下烘干至恒重,置于 100 mL 坩埚,压实加盖,在马弗炉中以不同温度(150、200、250、300、400、500、600 °C)加热 2 h,冷却后,过 20 目筛储存于真空干燥器中备用,并分别标记为 RS150、RS200、RS250、RS300、RS400、RS500、RS600。

供试土壤样品:供试土壤为下蜀黄土母质发育的黄棕壤,采自南京汤山(0~20 cm),土壤 pH5.32,有机碳含量 13.10 g·kg⁻¹,氮含量 1.21 g·kg⁻¹,砂粒含量 40.80%,粉砂含量 19.90%,粘粒含量 39.30%。

1.2 试验方法

1.2.1 供试材料性质测定

土壤基本性质测定参考土壤农化分析^[14]:有机碳

含量采用重铬酸钾-浓硫酸外加热法测定,pH 采用电位法测定(水土质量比 1:2.5),总氮采用凯式定氮法,机械组成采用沉降法。

生物质炭的近似分析采用美国材料测试协会的方法(ASTM, D1762-84)。步骤简述如下:一定量上述样品置于坩埚中于马弗炉中 950 °C 加热 6 min,此部分热失重定义为挥发性物质(Volatile material, VM),剩余固体为固定碳并在敞口坩埚中于 750 °C 加热 6 h 测定其灰分。比表面积测定采用 BET 法,C、N 含量分别通过元素分析仪测定。

1.2.2 培养实验

土培实验:模拟田间秸秆焚烧条件以 1% 的质量百分比添加秸秆在不同热解温度下的生物质炭量,将生物质炭与土壤混合物约 200 g 置于 2000 mL 的培养瓶中,调节培养物的含水率为其饱和含水率的 60%。于培养瓶中放置定量 NaOH 溶液的玻璃管,室温下避光密封培养。培养期间,利用酸碱滴定法测定 CO₂ 释放量。每个处理设 3 个平行。

生物质炭与葡萄糖共培养方法参考文献 [15],具体操作如下:将 RS400 与石英砂(20~40 目)的混合物(质量比 1:10)110 g 灭菌后置于 1000 mL 的培养瓶中,按照一般土壤 3 倍量加入葡萄糖(约为 60 mg·g⁻¹ C),再加入 4 mL 接种物(采集新鲜土壤,并以固液比 1:2 浸提,过滤稀释 100 倍,得到含碳量小于 1 mg·L⁻¹ 的接种物)和 2 mL 营养液[每升营养液含 60 g (NH₄)₂SO₄+6 g KH₂PO₄]。调节培养物的含水率为其饱和含水率的 60%。于培养瓶中放置定量 NaOH 溶液的玻璃管,室温下避光密封培养。培养期间,利用酸碱滴定法测定 CO₂ 释放量。每个处理设 3 个平行。

1.2.3 土壤有机质组分制备及测定

胡敏酸(Humic acid, HA)和富里酸(Fulvic acid, FA)样品的分离与制备采用国际腐植酸协会(International Humic Substance Society, IHSS)推荐的提取方法,其含量采用重铬酸钾比色法测定。HA 的 E4/E6 使用分光光度计法,即在 465 nm 和 665 nm 处分别测定吸光度,记为 E4 和 E6,并计算 E4/E6 值。

1.3 数据分析

实验数据采用 SPSS(SPSS13.0 版本)进行单因素方差分析。

2 结果与讨论

2.1 不同热解温度下生物质炭性状的变化

不同热解温度制备的生物质炭基本性质如表 1

所示。可以看出,随着热解温度的升高,生物质炭的固定 C 含量升高,产率、VM 则随之降低,且产率的下降幅度在热解温度低于 400 °C 时较大,高于 400 °C 时明显减缓。研究表明热解温度较低时(<200 °C),生物质的分解率较低,仍残留相当量的原形态有机质^[10],随着热解温度的升高,生物质开始分解,逸出大量的挥发性气体,使其产率下降幅度较大,当热解温度上升至 400~600 °C,生物质炭的 VM 含量明显减少,使产率下降幅度变小^[16]。生物质炭的比表面积通常由其孔隙率决定^[17],高温热解制备的生物质炭孔隙结构发达^[12],因此其比表面积随热解温度的升高而增大。此外,热解温度能够影响生物质炭的元素组成,C、N 含量随着热解温度升高也会增加^[18],而热解温度高于 500 °C 时 N 含量的降低可能与裂解过程中 N 的挥发有关。

热解温度能够显著影响生物质炭的表面特性和官能团组成^[19],利用 FTIR 分析不同温度制备的生物质炭的基团特征(图 1)。结果显示不同温度制备的生物质炭均出现相似的吸收峰:1600~800 cm^{-1} 处芳香族 C-H、C=C 和 C=O 伸缩吸收峰,2900 cm^{-1} 处脂肪

族 C-H 伸缩振动峰,3400 cm^{-1} 处 O-H 伸缩振动峰。但从吸收峰的强度来看,200 °C 及以下制备的生物质炭无明显变化,意味着其化学结构组成变化很小,其产率的下降可能是水分的流失引起的,Marco 等对植物材料热解的分析呈现了同样的结果^[20]。热解温度高于 250 °C 时,生物质炭的化学结构发生剧烈变化,其中 O-H、脂肪族 C-H 及烯烃类 C=C 的含量与 RS200 相比显著降低,而 C=O 含量则随温度的升高而增加,酯类官能团则随温度的升高先增多再降低。热解温度高于 400 °C 时,纤维素转化的产物增多,未分解的纤维与木质碳含量降低,O-H 的振动强度则显著降低,意味着生物质炭芳构化程度加深,此时芳香性 C=C 的振动成为生物质炭的主要基团特征。

从上述结果分析可以看出,不同热解温度形成的生物质炭性状有显著差异。土壤中生物质炭主要来自于野外大火引起的生物质的燃烧^[21],而自然焚烧行为中由于生物质的含水率的差异,会影响其热解温度^[22],从而造成生物质炭性状的差异。那么不同热解温度形成的生物质炭进入土壤后会引发土壤有机质发生怎样的变化呢?为此,我们将不同热解温度制备的生物

表 1 不同温度制备的生物质炭基本性质

Table 1 Properties of BC produced at different temperatures

样品	产率/%	灰分/%	VM/%	固定碳/%	C/%	N/%	比表面积/ $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$
RS150	86.6	12.8	68.5	18.7	43.9	0.82	1.9
RS200	78.7	12.4	69.1	18.5	45.6	0.85	3.2
RS250	53.6	13.9	56.4	19.7	51.6	1.04	4.1
RS300	47.8	15.2	54.2	30.6	52.5	1.13	7.5
RS400	35.5	18.3	26.5	55.2	54.3	1.18	10.6
RS500	34.1	18.1	20.3	61.6	54.5	0.94	38.6
RS600	33.4	20.4	13.3	66.3	57.0	0.78	39.4

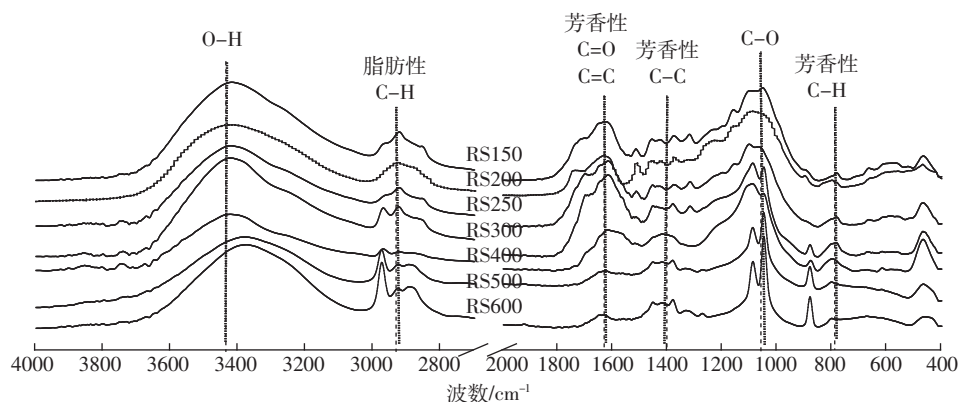


图 1 不同温度制备的生物质炭的 FTIR

Figure 1 FTIR of BC produced at different temperatures

质炭加入土壤进行培养实验,借以探讨其对土壤呼吸及有机质组成的影响。

2.2 不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳矿化的影响

2.2.1 添加不同温度制备的生物质炭后土壤有机碳的矿化行为

我们分析了不同热解温度制备的生物质炭与土壤共培养期间的累积 CO_2 释放量(图 2-a)。结果显示所有处理 CO_2 累积释放量变化趋势一致,即培养初期(60 d) CO_2 快速释放,随后释放速率逐渐变缓,同时,添加不同温度制备的生物质炭后土壤 CO_2 累积释放量存在一定差异,具体表现为 CO_2 累积释放量随生物质炭的热解温度升高而降低,且热解温度低于 $400\text{ }^\circ\text{C}$ 所得的生物质炭加入土壤后, CO_2 累积释放量明显高于未添加生物质炭的土壤处理,而添加高温($\geq 400\text{ }^\circ\text{C}$)制备的生物质炭的土壤处理则反之。从本实验的结果来看, $400\text{ }^\circ\text{C}$ 是生物质炭热解温度的一个分界岭,为了进一步明确这种现象,将添加高温制取的生物质炭的土壤处理与未添加生物质炭的土壤处理释放 CO_2 累积释放量相减(图 2-b),培养结束后其值为负值,说明施加高温制备的生物质炭可能起到减缓土壤有机质矿化的效果。

产生这种现象可能有两方面的原因:首先,热解温度对生物质炭有机官能团的组成影响很大^[20]。一般而言,热解温度越高,生物质炭的结构芳香化和致密性越高。芳香碳是生物质炭的抗降解组分,而脂肪族结构和易挥发组分的含量是生物质炭不稳定性的控

制因素源^[23]。低温下制备的生物质炭芳香性较差,易挥发组分含量高,且残留一定的有机质,不稳定性强,进入土壤后首先分解,Zimmerman 的培养实验也发现低温制备的生物质炭更易分解^[24]。其次,由于高温($400\text{ }^\circ\text{C}$ 以上)制成的生物质炭具有发达的孔隙结果和较大的比表面积,进入土壤后,对土壤中易矿化有机质起到一定的吸附保护作用,从而降低有机质的可利用性^[25]。将 $600\text{ }^\circ\text{C}$ 制备的玉米秸秆炭施入土壤后,添加量从 1% 增大至 4% 时,土壤呼吸强度降低了 23%~50%,这也说明了高温生物质炭能够抑制 SOC 的矿化^[26]。那么这种现象是否由于具有较大比表面积的生物质炭对土壤中的活性有机物质的吸附保护而引起的呢?为此,我们进一步以土壤中普遍存在的活性有机物质葡萄糖和 $400\text{ }^\circ\text{C}$ 热解制备的生物质炭为材料,研究了添加高温制备的生物质炭对葡萄糖矿化行为的影响。

2.2.2 添加 $400\text{ }^\circ\text{C}$ 制备的生物质炭后葡萄糖的矿化行为

图 3 为 $400\text{ }^\circ\text{C}$ 制备的生物质炭与葡萄糖共培养过程中的 CO_2 的累积释放规律。结果显示,生物质炭单独培养的处理在培养过程中 CO_2 释放速度非常小,且变化不大。而生物质炭与葡萄糖共培养处理及葡萄糖单独培养处理的 CO_2 释放速度,在培养前期(12 d) 较快,其后两者的 CO_2 释放速度逐渐下降并趋于 0。此外,培养前期这两组处理的 CO_2 累积释放量相近,培养 150 d 后,共培养处理的 CO_2 累积释放量约为未添加生物质炭的葡萄糖处理的 76.26%。

显然,添加生物质炭后,明显削弱了葡萄糖的矿

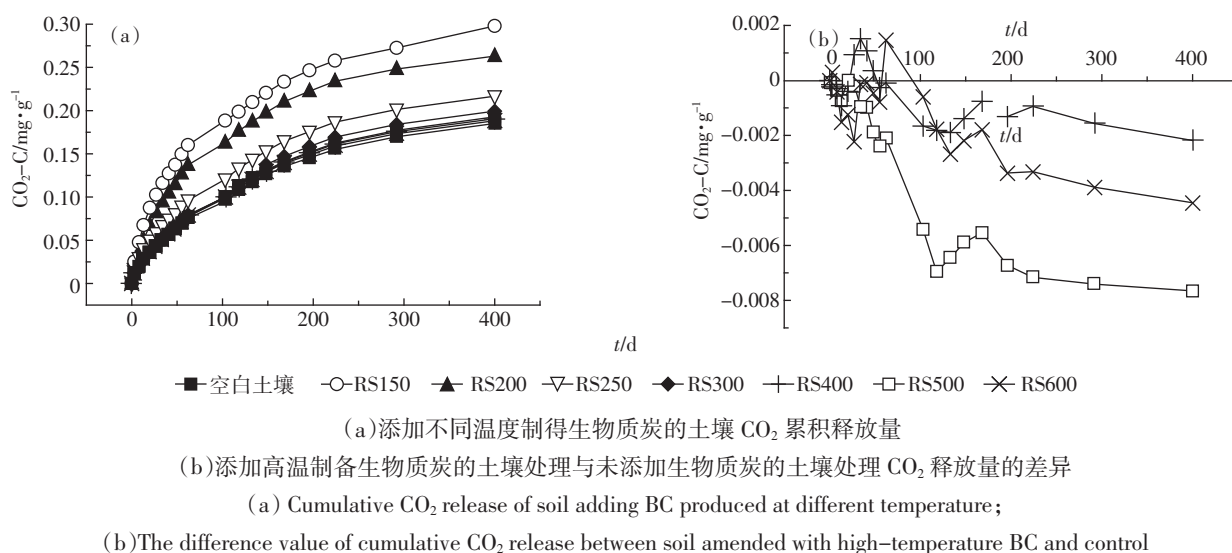


图2 施加生物质炭对土壤有机碳矿化的影响

Figure 2 Mineralization of soil organic carbon after adding BC

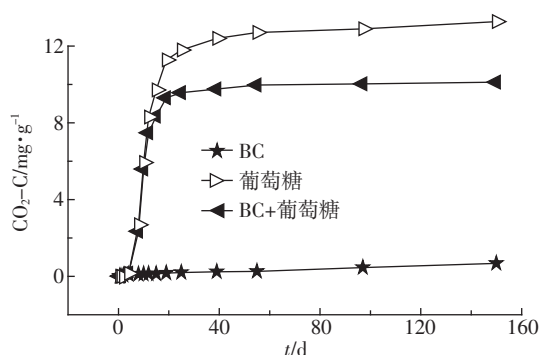


图3 施加生物质炭对葡萄糖矿化的影响

Figure 3 Mineralization of glucose after adding BC

化。已有研究发现生物质炭能够在一定程度上加强土壤有机物质的持留^[9,13],因此我们认为这种现象可能是具有巨大比表面积和发达孔隙结构的生物质炭对葡萄糖的吸附作用引起的。葡萄糖是土壤有机碳中一种易分解活性有机物质,其可以在一定程度上作为土壤易矿化有机碳的代表物质,将生物质炭与活性有机物质共培养的结果进一步验证了生物质炭对土壤的活性有机物质有一定的吸附保护作用。

2.3 不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳及腐殖质组分和含量的影响

施加不同温度制备的生物质炭后,培养 400 d 的土壤腐殖质含量和组成如表 2 所示。培养结束后,测定各处理土壤中的有机碳含量,结果显示与对照土壤相比,添加生物质炭后显著增加了土壤有机碳的含量,增加量为 12%~23%。添加生物质炭的各土壤处理之间,土壤有机碳增加量虽有所差异,但未达到显著水平($P<0.05$)。研究发现土壤有机碳含量随着生物质炭的添加量的增大而增加^[9];而我们的培养试验中仅添加了相当于 1% 秸秆在不同温度下热解所得的生物质炭量,由于总体添加量较低且土壤有机碳含量相对偏大,不足以引起添加生物质炭的各处理土壤有机碳

含量发生显著变化。

腐殖物质是土壤有机质的最主要组成部分,并且对土壤中许多复杂化学反应起重要作用。虽然一些研究认为加入生物质炭后能够影响土壤腐殖质的组成和结构^[13],但这是从不同来源的生物质炭结构性质的角度下进行的,针对不同热解温度制备的生物质炭影响土壤有机质组成的研究尚不多见,为此,本研究从土壤腐殖质组成及光学特征的角度分析了添加不同热解温度制备的生物质炭后土壤腐殖质的变化(表 2)。结果发现添加低温($<400\text{ }^{\circ}\text{C}$)制备生物质炭的土壤腐植酸含量显著高于对照土壤,添加高温($\geq 400\text{ }^{\circ}\text{C}$)制备生物质炭的土壤其腐植酸含量未发生显著变化。而土壤中添加不同温度制备的生物质炭后,其 FA 含量除添加 RS150 和 RS500、RS600 的处理外基本不发生变化,意味着生物质炭对腐植酸含量的增加主要体现在对 HA 的贡献上。添加 RS150 后土壤 FA 含量的增加,我们推测是该温度段主要以脱水为主的生物物质,在培养过程中产生大量可溶性物质混入到 FA 组分中导致的;添加 RS500 和 RS600 后引起 FA 的含量的降低,则可能是由于具有发达的孔隙结构和巨大的比表面积的 RS500 和 RS600,对 FA 的相对小分子物质起到吸附保护作用而降低其提取率引起的^[27]。

虽然有研究表明,随着还田秸秆量的增加,土壤 H/F 有所增加^[28]。但本研究中由于生物质炭添加量较少,添加不同温度制备的生物质炭的土壤 H/F 未发生显著变化;而 HA 的 E4/E6 值在添加 RS200 和 RS250 时,显著高于其他处理,添加 RS500 和 RS600 时则显著低于其他处理。这意味着加入 RS200 和 RS250 后由于生物质的分解引入了少量的外源有机物质参与到土壤的腐殖化过程,进而表征为土壤的腐殖化程度降低;而添加 RS500 和 RS600 时则由于其稳定性结构可能对土壤腐殖质起到聚合作用,也可能是部分小颗粒的生物质炭组分混入腐植酸中所致,进而表征为其

表 2 施加生物质炭后土壤有机质组成和含量的变化

Table 2 Changes of composition and content of SOC after adding BC

样品	空白	RS150	RS200	RS250	RS300	RS400	RS500	RS600
SOC($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	13.01±0.11b	15.28±0.38a	14.57±0.34a	15.49±0.38a	15.21±1.72a	15.60±0.63a	15.91±0.67a	16.01±0.27a
HS($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	5.01±0.14c	5.43±0.11a	5.47±0.06a	5.45±0.05a	5.32±0.19ab	5.12±0.13bc	4.96±0.12c	4.90±0.06c
HA($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.46±0.06c	2.66±0.08abc	2.81±0.02ab	2.92±0.06a	2.83±0.22ab	2.58±0.21bc	2.60±0.06bc	2.59±0.03bc
FA($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.56±0.14ab	2.77±0.15a	2.66±0.04ab	2.54±0.06ab	2.50±0.36ab	2.54±0.07ab	2.36±0.13b	2.32±0.05b
H/F	0.96±0.07a	0.96±0.08a	1.06±0.01a	1.15±0.05a	1.16±0.26a	1.02±0.11a	1.10±0.07a	1.13±0.04a
E4/E6	3.73±0.04cd	3.78±0.02c	3.85±0.05b	3.98±0.03a	3.73±0.02cd	3.76±0.07c	3.67±0.07d	3.62±0.08d

注:同一行数据后字母不同表示处理间差异达到 $P<0.05$ 显著水平。

腐殖化程度的变大,其具体原因仍需进一步探讨。

从上述结果来看,不同热解温度制备的生物质炭添加到土壤中,造成了土壤腐殖质组成和含量的变化,其原因可能与生物质炭的热解温度有关,低温制备的生物质炭残留有机质较多,脂肪族结构和 VM 含量较高,进入土壤后这一部分容易分解参与到土壤腐殖化过程;高温制备的生物质炭则由于其芳香化结构和致密性加强,且具有发达的孔隙结构和巨大的比表面积对土壤中腐殖物质可能有一定的聚合和吸附作用。

3 结论

(1)热解温度影响了生物质炭的性状:随热解温度升高,生物质炭的产量及挥发性物质不断降低,而 C 含量、灰分含量及比表面积则在不断增加。

(2)施加较高温度($\geq 400\text{ }^{\circ}\text{C}$)制取的生物质炭抑制了土壤有机碳的矿化,其中生物质炭对土壤中活性物质的吸附保护作用可能起到了一定作用。

(3)添加不同温度制取的稻秆生物质炭的土壤培养400 d 后,有机碳含量显著增加,H/F 变化不显著。另外,低温制备的生物质炭进入土壤后,显著增加了 HS、HA 的含量,高温制备的生物质炭降低了 FA 的含量。

参考文献:

- [1] 宋延静, 龚 骏. 施用生物质炭对土壤生态系统功能的影响[J]. 鲁东大学学报(自然科学版), 2010, 26(4): 361-365.
SONG Yan-jing, GONG Jun. Effects of biochar application on soil ecosystem functions[J]. *Ludong University Journal(Natural Science Edition)*, 2010, 26(4): 361-365.
- [2] 林晓芬, 张 军, 尹艳山, 等. 生物质炭孔隙分形特征研究[J]. 生物质化学工程, 2009, 43(3): 9-12.
LIN Xiao-fen, ZHANG Jun, YIN Yan-shan, et al. Study oil fractal characteristics of biomass chars [J]. *Biomass Chemical Engineering*, 2009, 43(3): 9-12
- [3] Liang B Q, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2006, 70: 1719-1730.
- [4] 刘伟晶, 刘 焯, 高晓荔, 等. 外源生物质炭对土壤中铵态氮素滞留效应的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5): 962-968.
LIU Wei-jing, LIU Ye, GAO Xiao-li, et al. Effects of biomass charcoals on retention of ammonium nitrogen in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(5): 962-968.
- [5] Gundale M J, Deluca T H. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha* in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem[J]. *Biol Fertil Soils*, 2007, 43: 303-311.
- [6] 张阿凤, 程 琨, 潘根兴. 秸秆生物黑炭农业应用的固碳减排计量方法学探讨[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(9): 1811-1815.
ZHANG A-feng, CHENG Kun, PAN Gen-xing. An approach for measurement the carbon sequestration and mitigation of straw biochar amendment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(9): 1811-1815.
- [7] 张阿凤, 潘根兴, 李恋卿. 生物黑炭及其增汇减排与改良土壤意义[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12): 2459-2463.
ZHANG A-feng, PAN Gen-xing, LI Lian-qing. Biochar and the effect on C stock enhancement, emission reduction of greenhouse gases and soil reclamation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12): 2459-2463.
- [8] 章明奎, Walelign D Bayou, 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 Ming-kui, Walelign D Bayou, TANG Hong-juan. Effects of biochar's application on active organic carbon fractions in soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(2): 127-131, 137.
- [9] 匡崇婷, 江春玉, 李忠佩, 等. 添加生物质炭对红壤水稻土有机碳矿化和微生物生物量的影响[J]. 土壤, 2012, 44(4): 570-575.
KUANG Chong-ting, JIANG Chun-yu, LI Zhong-pe, et al. Effects of biochar amendments on soil organic carbon mineralization and microbial biomass in red paddy soils[J]. *Soils*, 2012, 44(4): 570-575.
- [10] 肖瑞瑞, 陈雪莉, 周志杰, 等. 温度对生物质热解产物有机结构的影响[J]. 太阳能学报, 2010, 31(4): 491-496.
XIAO Rui-rui, CHEN Xue-li, ZHOU Zhi-jie, et al. Effect of temperature on organic structure of biomass pyrolysis products[J]. *Acta Energiae Solaris Sinica*, 2010, 31(4): 491-496.
- [11] 吴 成, 张晓丽, 李关宾. 热解温度对黑碳阳离子交换量和铅镉吸附量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3): 1169-1172.
WU Cheng, ZHANG Xiao-li, LI Guan-bin. Effects of pyrolytic temperature on cation exchange capacity and Pb^{2+} and Cd^{2+} sorption of black carbon[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(3): 1169-1172.
- [12] 吴 成, 张晓丽, 李关宾. 黑碳制备的不同热解温度对其吸附菲的影响[J]. 中国环境科学, 2007, 27(1): 125-128.
WU Cheng, ZHANG Xiao-li, LI Guan-bin. Effect of pyrolytic temperature of phenanthrene on its adsorption to black carbon[J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(1): 125-128.
- [13] 周桂玉, 窦 森, 刘世杰. 生物质炭结构性质及其对土壤有效养分和腐殖质组成的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(10): 2075-2080.
ZHOU Gui-yu, DOU Sen, LIU Shi-jie. The structural characteristics of biochar and its effects on soil available nutrients and humus composition[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(10): 2075-2080.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 152-173.
BAO Shi-dan. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 152-173.
- [15] Hamer U, Marschner B, Brodowski S, et al. Interactive priming of black carbon and glucose mineralization[J]. *Organic Geochemistry*, 2004, 35(7): 823-830.
- [16] Hossain M K, Strezov V, Chan K Y, et al. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar[J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(1): 223-

- 228.
- [17] 王怀臣, 冯雷雨, 陈银广. 废物资源化制备生物质炭及其应用的研究进展[J]. 化工进展, 2012, 31(4):907-914.
WANG Huai-chen, FENG Lei-yu, CHEN Yin-guang. Advances in biochar production from wastes and its application[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2012, 31(4):907-914.
- [18] 陈奎, 胡小芳. 生物质热解条件对生物焦吸附性能的影响[J]. 材料导报, 2012, 26(4):94-96, 105.
CHEN Kui, HU Xiao-fang. Effect of the biomass pyrolysis conditions on the absorption properties of biological coke[J]. *Materials Review*, 2012, 26(4):94-96, 105.
- [19] Yuan C, Guang Y S, Cary T. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(17):4649-4655.
- [20] Marco K, Peter N, Mark G J, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44, 1247-1253.
- [21] William C Hockaday, Amanda M Grannas, Sunghwan Kim, et al. The transformation and mobility of charcoal in a fire-impacted watershed[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2007, 71:3432-3445.
- [22] 黄兆琴, 胡林潮, 史明. 水稻秸秆燃烧对土壤有机质组成的影响研究[J]. 土壤学报, 2012, 49(1):60-67.
HUANG Zhao-qin, HU Lin-chao, SHI Ming. Changes in composition of soil organic matter after burying of straw[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(1):60-67.
- [23] Zimmerman A R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4):1295-1301.
- [24] Laird D A, Fleming P, Davis D D. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158:443-449.
- [25] 花莉, 张成, 马宏瑞, 等. 秸秆生物质炭土地利用的环境效益研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(10):2489-2492.
HUA Li, ZHANG Cheng, MA Hong-rui, et al. Environmental benefits of biochar made by agricultural straw when applied to soil[J]. *Ecology and Environmental Science*, 2010, 19(10):2489-2492.
- [26] Liang B Q, Solomon D, Thies J E, et al. Stability of biomass-derived black carbon in soils[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(24):6069-6078.
- [27] Kramer R W, Kujawinski E B, Hatcher P G. Identification of black carbon derived structures in a volcanic ash soil humic acid by Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(12):87-95.
- [28] 孙星, 刘勤, 王德建, 等. 长期秸秆还田对土壤肥力质量的影响[J]. 土壤, 2007, 39(5):782-786.
SUN Xing, LIU Qin, WANG De-jian, et al. Effect of long-term straw application on soil fertility[J]. *Soils*, 2007, 39(5):782-786.