

酸性和碱性土壤中芒草生物质炭激发效应的特征与差异*

罗煜^{1,2} 赵小蓉² 李贵桐² 赵立欣¹ 孟海波¹ 林启美^{2†}

(1 农业部规划设计研究院,农业部农业废弃物资源化利用重点实验室,北京 100125)

(2 中国农业大学资源与环境学院,北京 100194)

摘要 生物质炭是高度芳构化物质,具有极强的物理、化学、生物稳定性,被视为极具潜力的碳封存措施之一。然而,生物质炭施入土壤后,可能会加速土壤有机碳矿化,即产生激发效应。根据 $\delta^{13}\text{C}$ 分析原理,向长期种植 C3 植物、pH 为 3.70 和 7.60 的两种土壤中,分别加入利用 C4 植物芒草在 350℃ (BC350) 和 700℃ (BC700) 制成的生物质炭,室内培养 180d,定期采样测定 CO_2 和 $\delta^{13}\text{C}$,以期证实并定量测定生物质炭的激发效应。结果表明,加入生物质炭的土壤,尤其是加入低温生物质炭 (BC350) 的土壤,有机质矿化明显加快,即产生明显的正激发效应,酸性和碱性土壤的激发效应分别为 $\text{CO}_2\text{-C}$ 250 和 319 mg kg^{-1} 。此外,从物理、化学和生物学角度,探究生物质炭激发效应的机理。

关键词 芒草生物质炭; $\delta^{13}\text{C}$; 土壤; 激发效应

中图分类号 S154-3 **文献标识码** A

生物质炭是农作物秸秆、畜禽粪便、林业剩余物等生物质热解炭化的产物,多孔芳香结构,表面常带有多种官能团,具有吸附离子和分子的能力,一般含有一定量灰分,大多呈碱性^[1-2]。不少研究表明,向土壤中加入生物质炭,不仅能够快速、大幅度地提高土壤有机碳含量,而且可以改良培肥土壤,提高作物产量,被视为最具有潜力的碳捕获与封存的措施,根据 Woolf 等^[5] 测算,如果将全球每年所产生的生物质转化为生物质炭,并施用于土壤,可以封存 1.8 Pg 当量的 $\text{CO}_2\text{-C}$,相当于人类活动排放温室气体总量的 12%。

最新研究结果显示,生物质炭用作土壤调理剂,尽管快速地扩大了土壤有机碳库,但同时也促进了土壤原有有机碳的矿化,即产生激发效应。如 Wardle 等^[6] 曾报道,生物质炭有明显的激发效应,从而部分地抵消了其固碳效果,并质疑生物质炭的固碳潜力与作用。一些人不仅对其研究结果产生怀疑,对激发效应的方向、强度、持续时间也没有一致的认识,对生物质炭激发效应机理更缺乏研究与了解^[7-8],甚至对土壤埋袋培养方法也提出了疑问^[9]。

同位素示踪一直是研究有机碳循环转化的重要手段,与传统的放射性¹⁴C 和稳定性¹³C 同位素标记技术相比,自然同位素标记技术不仅未丧失其灵敏度 and 准确性,而且更为简单廉价,越来越多地用于研究碳素生物地球化学循环转化^[10]。芒草 (*Miscanthus giganteus*) 为禾本科芒属 C4 植物,生物量高达 30 ~ 40 t hm^{-2} ,相当于 36 桶石油,是极具潜力的生物质能源植物^[11]。本研究将芒草在 350℃ 和 700℃ 制成生物质炭,并将其加入到长期种植 C3 植物的两种不同酸度的土壤中,监测培养期间 CO_2 释放量及其 $\delta^{13}\text{C}$ 值,其目的在于:(1) 验证并定量化芒草生物质炭的激发效应;(2) 了解芒草生物质炭激发效应的动力学特征;(3) 了解不同温度芒草生物质炭的激发效应特征与差异;(4) 了解不同酸度土壤芒草生物质炭激发效应的特征与区别。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤为粉质强淋溶土 (Typic Paleudalf), 采自英

* 国家自然科学基金项目 (41071206) 资助

† 通讯作者,林启美 (1961—),男,湖北武穴人,教授,博士生导师,研究方向为土壤生物与生物过程。linqm@cau.edu.cn

作者简介:罗煜 (1983—),男,湖南岳阳人,博士,研究方向为生物质炭应用及其土壤微生物学机理。luoyu21@163.com

收稿日期: 2013-07-18; 收到修改稿日期: 2013-10-28

国洛桑试验站 Hoosfield 酸度带长期定位试验田,该试验田呈带状,连续种植 C3 作物小麦 100 年以上。Hoosfield 酸度带试验田自从 19 世纪中期设立以来,一直未添加过任何化肥或有机肥,最初土壤酸碱性为弱酸性,为防止土壤酸化,在 20 世纪初一次性添加了 150 ~ 250 t hm⁻² 的石灰,但到了 20 世纪 50 年代,土壤中的 CaCO₃ 发生淋失,且淋失程度并不均一,呈带状梯度由强至弱,土壤 pH 范围为 3.7 ~ 8.3,形成了目前酸碱呈带状梯度分布的定位试验田。详细信息可参考 Aciego 和 Brookes 的研究^[12]。

分别从试验田酸性和碱性两端侧面,用土钻多点混合采取 0 ~ 20 cm 耕层土壤样品。pH 分别为 3.70 和 7.60,有机碳分别为 8.70 和 9.80 g kg⁻¹,全氮分别为 1.00 和 1.20 g kg⁻¹,土壤微生物量碳分别为 62.00 和 110.7 mg kg⁻¹,酸性土壤中可提取态铝、锰含量分别为 479.0 和 40.0 mg kg⁻¹,碱性土壤中未检测到活性铝、锰。 $\delta^{13}\text{C}$ 值分别为 -27.70 和 -27.90。采集的土壤自然风干后拣去动植物残体及石块,过 2 mm 筛备用。

芒草 (*Miscanthus giganteus*) 地上部采自洛桑试验站试验田,105℃ 干燥 24h 后粉碎过 1mm 筛。碳、氮含量分别为 443.7 和 5.9 g kg⁻¹。称取一定量芒草于热解炉中 (Carbolite CWF1200, UK), 通入氩气,以排除热解炉中的氧气,分别加热至 350℃ 和 700℃,并保持 30 min,冷却至室温后收集生物质炭,分别记为 BC350 和 BC700。 $\delta^{13}\text{C}$ 值分别为 -12.00 和 -12.29。

1.2 培养试验

用去离子水调节土壤样品湿度至 40% 田间持水量,25℃ 下预培养 7 d 备用。称取一定量预培养土壤,分别进行如下 3 种处理,重复 3 次:(1) CK: 不加入任何物料作为对照,(2) BC350: 加入生物质炭 BC350,(3) BC700: 加入生物质炭 BC700。生物质炭加入量为 C 50 g kg⁻¹,充分混匀后,用去离子水调节土壤湿度约 40% 田间持水量。

将土壤分装至 125 ml 玻璃瓶中,置于 1 L 玻璃罐内,罐中放置 2 个玻璃瓶,分别装有 10 ml 去离子水和 20ml 1 mol L⁻¹ NaOH 溶液,前者为保持罐内湿度,后者用于吸收培养期间释放的 CO₂。培养试验同时设置不加土壤的空白作为对照。所有样品置于 25℃ 下培养 180 d,分别在 1、3、7、14、28、60、87 和 180 d 更换 NaOH 溶液,并测定所吸收 CO₂ 的 ¹³C/¹²C 比值。

1.3 分析与计算方法

土壤 pH 用无 CO₂ 蒸馏水浸提 (1:2.5 土水比) pH 计测定。有机碳和全氮通过元素分析仪测定,称取 100 mg 过 0.1 mm 筛的土壤,用锡箔纸紧密包裹后放入元素分析仪 (LECO CNS 2000, US) 的自动送样盘中,通过高温氧化法测定土壤有机碳和全氮含量。土壤微生物量碳用氯仿熏蒸浸提法测定,活性铝、锰用 0.5 mol L⁻¹ 硫酸钾溶液浸提过滤,电感耦合等离子体发射光谱测定 (ICP, Accuris, Fisons)。

土壤呼吸量用碱液吸收电位自动滴定仪测定 (Titrator TTT 80, Copenhagen, Denmark)。另吸取 5 ml NaOH 溶液,加入过量饱和的 BaCl₂ 溶液,收集残留在滤纸上的 BaCO₃ 白色沉淀物,80℃ 下烘干后剥离,粉碎 (<200 μm),测定样品的 ¹³C/¹²C 比值。

¹³C/¹²C 比值用质谱仪测定 (Sercon 有限公司, 英国),并根据下式计算 $\delta^{13}\text{C}$ 值:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = (R_s/R_i - 1) \times 1000 \quad (1)$$

式中, R_s 为待测样品的 ¹³C/¹²C 比值, R_i 为国际标准样品的 ¹³C/¹²C 比值。

根据自然丰度同位素标记原理,用下式计算生物质炭的激发效应, mg kg⁻¹ (Priming effect, PE_b):

$$\text{PE}_b = (\text{CO}_2\text{-C})_b - (\text{CO}_2\text{-C})_{\text{ck}} \quad (2)$$

式中, (CO₂-C)_b 和 (CO₂-C)_{ck} 分别为加入生物质炭和对照土壤的 CO₂-C 呼吸量。(CO₂-C)_b (mg kg⁻¹) 根据下式计算:

$$(\text{CO}_2\text{-C})_b = (1 - \text{RES}_b) \times \text{CO}_2\text{-C} / 100 \quad (3)$$

式中, CO₂-C 为土壤呼吸释放的 CO₂ 量。RES_b 为加入的生物质炭对土壤呼吸的贡献率,用下式计算:

$$\text{RES}_b (\%) = (\delta_s - \delta_{\text{C}_3}) / (\delta_{\text{C}_4} - \delta_{\text{C}_3}) \times 100 \quad (4)$$

式中, δ_s 为加入生物质炭土壤释放 CO₂ 的 $\delta^{13}\text{C}$ (‰), δ_{C_3} 为对照土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ (‰), δ_{C_4} 为生物质炭的 $\delta^{13}\text{C}$ (‰)。

由于不同土壤矿化量的差异,为了更加明显地反映生物质炭激发效应,本研究应用相对激发效应 (Relative Priming Effect, RPE), 即生物质炭激发效应所致的 CO₂ 释放量 (PE_b, mg kg⁻¹) 与对照土壤中 CO₂ 释放量的比值:

$$\text{RPE} (\%) = \text{PE}_b / (\text{CO}_2 - \text{C})_{\text{ck}} \times 100\% \quad (5)$$

1.4 数据统计

所有结果用烘干质量表示 (105℃, 24h), 为 3 次重复的平均值。采用方差分析 (ANOVA) 检验不同处理土壤呼吸量之间的差异显著性,用多因素的

方差分析检验不同处理激发效应的显著性 (GenStat, 13th 版)。

2 结果

2.1 土壤 CO₂ 呼吸量

不加生物质炭时 (CK), 两种对照土壤的呼吸量很低, 180 d 累计呼吸量酸性土壤 CO₂-C 为 340 mg kg⁻¹, 而碱性土壤 CO₂-C 高达 454 mg kg⁻¹。加入

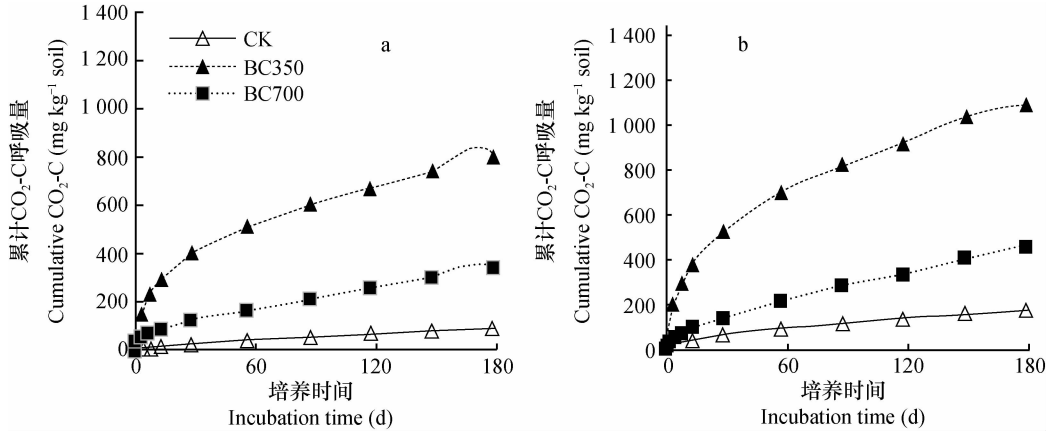


图1 酸性(a)和碱性(b)土壤加入 350℃ (BC350)和 700℃ (BC700)下制备的芒草生物质炭培养 180d 期间土壤累计 CO₂-C 呼吸量

Fig. 1 Cumulative CO₂-C respiration of acid and alkaline soils amended with BC350 and BC700 biochar during 180 days incubation

2.2 激发效应

由于 87d 后土壤呼吸量很低而且变化很小, 可以忽略不计, 因此仅计算在此之前即培养 87d 期间所释放的 CO₂ 的来源。如表 1 所示, 前 13d 累计的激发效应要高于后 74d (14 ~ 87d) 激发效应之和。与高温生物质炭相比, 低温生物质炭引起的土壤激发效应更大, 酸性土壤和碱性土壤对应的 BC350 引

起的激发效应总和分别为 249.9 和 318.8 mg kg⁻¹, 相当于全部土壤有机质的 2.9% 和 3.3% 的损耗; 而对应的 BC700 则分别只有 87.90 和 77.60 mg kg⁻¹ (表 1)。相对激发效应也有类似的变化趋势, BC350 远高于 BC700, 前者最高达 1111%, 而后者最高只有 411.5%; 酸性土壤显著大于碱性土壤 (表 1)。

表 1 酸性和碱性土壤中加入 350℃ (BC350) 和 700℃ (BC700) 下制备的芒草生物质炭培养 87d 期间激发效应量

Table 1 Priming effects of the acid and alkaline soils amended with BC350 and BC700 biochars separately during 87 days of incubation

土壤 Soil	培养期间 Incubation time (d)	BC350		BC700	
		PE _b ¹⁾ (mg kg ⁻¹)	RPE ²⁾ (%)	PE _b ¹⁾ (mg kg ⁻¹)	RPE ²⁾ (%)
酸性土壤 Acid soil	1 ~ 13	140.9 ± 3.0	1110.8 ± 23.3	39.3 ± 12.5	310.2 ± 98.7
	14 ~ 87	109.0 ± 9.6	304.0 ± 26.8	48.6 ± 10.1	135.6 ± 28.1
	1 ~ 87	249.9		87.90	
碱性土壤 Alkaline soil	1 ~ 13	161.6 ± 14.3	411.5 ± 36.5	20.0 ± 6.0	50.9 ± 15.2
	14 ~ 87	157.2 ± 18.2	201.7 ± 23.3	57.6 ± 6.6	73.9 ± 8.4
	1 ~ 87	318.8		77.60	

1) PE_b: 激发效应 Priming effects; 2) RPE: 相对激发效应 Relative priming effects

2.3 生物质炭分解与激发效应的关系

生物质炭在土壤中也会矿化分解。87d 培养后,酸性土壤和碱性土壤中 BC350 分解产生的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量分别为 306.2 和 418.1 mg kg^{-1} ; BC700 分解产生的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量分别为 70.27 和 92.21 mg kg^{-1} 。如图 2 所示,生物质炭矿化速率与其激发效应速率呈显著的线性正相关关系, R^2 达到 0.91,每矿化一份生物质炭产生等量的激发效应。

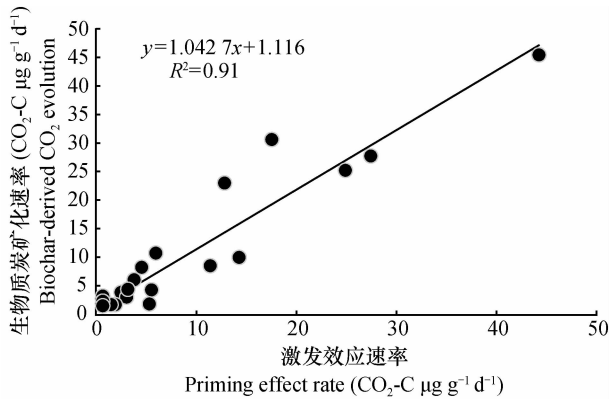


图 2 生物质炭矿化速率与激发效应速率的关系

Fig. 2 Correlation between soil organic C mineralisation and biochar mineralisation

3 讨论

3.1 生物质炭激发效应的争议

激发效应是指加入有机物料对土壤有机质矿化速率的影响,如果是提高了土壤有机质矿化速率,即为正激发效应,如果是降低了土壤有机质矿化速率,即负激发效应^[13]。生物质炭主要由稳定性极高的芳烃类物质组成,可溶性有机碳不仅含量很低,而且可能也是芳烃类物质^[14-15]。因此,大多数研究者认为生物质炭不能加速土壤有机质的分解,即没有显著的正激发效应,甚至出现负的激发效应,即抑制土壤有机质分解^[16-18]。Liang 等^[19]将生物质炭加入到人为土壤(Anthrosol)中,发现产生负的激发效应, Kuzyakov 等^[7]向黄土中加入生物质炭也得到相似的结果。他们认为负激发效应主要是由于生物质炭吸附土壤中的有机质和养分,导致土壤中微生物活性降低,从而降低土壤有机质矿化速率。

Wardle 等^[6]第一次提出向土壤中加入生物质炭,会加速土壤有机质分解,即产生正激发效应,但一些研究者对此提出质疑,指出其研究方法存在一些缺陷^[9]。此外,不少研究结果显示,尽管生物质

炭很稳定,但施入土壤后仍发生化学分解和生物降解^[7,20],因此 Wardle 假设生物质炭在土壤中不矿化的结论也不成立。本研究根据自然同位素标记原理,量化了生物质炭的矿化与土壤有机质矿化,发现芒草生物质炭确实有正的激发效应,而且主要出现在培养初期约 2 周。Zimmerman 等^[21]也检测到培养初期生物质炭的正激发效应,但培养 87d 后转变为负激发效应。

生物质炭特性是其激发效应最重要的影响因素,本研究结果显示,两种温度下生物质炭的激发效应差异很大(表 1),低温生物质炭(BC350)具有更强烈的正激发效应。生物质炭的激发效应还因土壤而异。酸性土壤显然高于碱性土壤。其他一些研究者也报道,激发效应不仅与土壤反应有关^[22],而且还取决于土壤有机质及养分含量^[12,23-24]。显然,向土壤中加入生物质炭确实能够加快土壤原有的有机质分解,即产生正激发效应,但这种激发效应持续的时间很短,一般在生物质炭加入后 2 周左右。在此之后是否转变为负激发效应,还有待进一步的研究证实。

3.2 生物质炭激发效应机理

激发效应是一个复杂的生物过程,目前对其机理还没有一致认识,有关生物质炭激发效应机理,更是缺乏认识。基于已有的理论和生物质炭特性,本文认为生物质炭可能是通过影响土壤物理、化学以及生物学性质,从而产生激发效应。

(1)物理机理。一些研究结果显示,生物质炭对土壤物理性质产生显著的影响,明显改善土壤透气性,提高土壤持水能力^[22,25],这些变化有利于土壤有机质分解,即产生正激发效应^[22,26-27]。生物质炭对土壤结构也产生影响。首先,生物质炭作为“刚性”球体,可能会机械地摩擦破坏土壤结构,从而使包被在团聚体内部的有机质暴露,被微生物分解而产生正激发效应。也有报道生物质炭对土壤团粒结构形成有促进作用^[2],因而,长期来看极有可能起到对土壤有机质的保护作用,从而引起负激发效应^[22]。生物质炭多孔结构有可能产生正的或负的激发效应。一方面,生物质炭孔隙结构有助于微生物生长繁殖,也有利于逃避原生动物等捕食,从而引起正激发效应;另一方面,生物质炭对酶和有机质的吸附作用,可能降低酶活性,降低有机质生物有效性,从而产生负激发效应^[19,21]。

(2)化学机理。生物质炭对土壤化学性质有明显的影 响,如提高土壤 pH,增加钾、磷、钙等矿质营

养元素含量,提高土壤阳离子交换量(CEC),一般而言,高温生物质炭的效果更为明显一些^[28-29]。土壤酸度的变化,不仅直接影响土壤还原过程、有机物质溶解,而且还影响微生物群落与活性^[12-24]。Blagodatskaya 和 Kuzyakov^[22]报道,pH 在 5~8 范围内,激发效应与土壤 pH 呈正相关。与本研究所获得的结果十分相似,酸性土壤相对激发效应要高于碱性土壤(表 1)。可能与土壤微生物群落发生变化,以及微生物活性提高有关。

尽管生物质炭主要为微生物极难利用的芳香碳,但仍含有一定量水溶性有机碳,可被微生物利用,可能是其产生激发效应的原因之一^[22,26],生物质炭矿化速率与激发效应速率之间良好的线性关系就充分地说明了这一点。一些研究结果显示,氮、磷缺乏常常是不少自然生态系统土壤微生物生长繁殖的制约因素,施肥等措施可提高微生物活性,从而加快有机质分解,也产生激发效应^[22]。生物质炭激发效应是否与氮、磷、钾等土壤矿质元素得到一定的补充有关,此方面还缺乏了解,有待进一步研究。

(3)微生物学机理。生物质炭激发效应微生物学机理可能包括 2 个方面,一是提高微生物活性,释放出更多的酶;二是改变了土壤微生物群落结构,可能主要是对 r 和 k 型微生物的影响不同所致。加入生物质炭,如加入 BC350,短期内产生很强的激发效应,表明 BC350 含有的水溶性碳促进了 r 型微生物生长^[21],微生物 CO₂呼吸量增加,有人将之视为表观激发效应,并非真实的激发效应^[22]。不过,激发效应 CO₂-C 量是土壤微生物量的 3 倍~4 倍,说明 BC350 所引起的激发效应不完全是表观的,因为即使微生物死后,并完全矿化也不能解释所增加的 CO₂释放量^[22]。极有可能是 r 型微生物产生的酶,加快了土壤原有有机碳的分解,产生真实的激发效应^[30]。此外,生物质炭也促进生长速率缓慢的 k 型微生物生长,致使在培养中后期,有明显的激发效应^[30]。与低温生物质炭相比,高温生物质炭如 BC700,由于含有的水溶性碳较少,对微生物的影响较小,可能只产生表观激发效应,而真实激发效应较低^[22,25]。

4 结 论

芒草生物质炭具有明显的激发效应,激发效应大小主要取决于生物质炭特性,低温生物质炭的激

发效应更高一些。土壤酸碱度对生物质炭激发效应也会产生一定的影响,酸性土壤的激发效应远高于碱性土壤。尽管存在物理、化学和生物学机理,但微生物学机理仍然是生物质炭激发效应最主要、最直接的机理。

参 考 文 献

- [1] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Biore-source Technology*, 2011, 102(3): 3488—3497
- [2] Jeffery S F, Verheijen G A, Van der Velde M, et al. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 144(1): 175—187
- [3] Hayes M H. Biochar and biofuels for a brighter future. *Nature*, 2006, 443(7108): 144
- [4] Woods W I, Falcao N P S, Teixeira W G. Biochar trials aim to enrich soil for smallholders. *Nature*, 2006, 443(7108): 144
- [5] Woolf D, Amonette J, Street P F, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*, 2010, 1(5):1—9
- [6] Wardle D A, Nilsson M C, Zackrisson O. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science (Washington)*, 2008, 320(5876): 629
- [7] Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, et al. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(2): 210—219
- [8] Sohi S P, Lopez C, Krull E, et al. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*, 2010, 105: 47—82
- [9] Lehmann J, Sohi S P. Comment on “fire-derived charcoal causes loss of forest humus”. *Science*, 2008, 321(5894):1295
- [10] Bird M, Ascough P. Isotopes in pyrogenic carbon: A review. *Organic Geochemistry*, 2012, 42(12): 1529—1539
- [11] Lewandowskia I, Clifton B, Scurlocke J, et al. *Miscanthus*: European experience with a novel energy crop. *Biomass and Bioenergy*, 2000, 19: 209—227
- [12] Aciego P, Brookes P C. Nitrogen mineralisation along a pH gradient of a silty loam UK soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40(3): 797—802
- [13] Bingeman C W, Varner J E, Martin W P. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. *Soil Science Society of America Proceedings*, 1953, 17(1): 34—38
- [14] Enders A, Hanley K, Whitman T, et al. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Biore-source Technology*, 2012, 114: 644—653
- [15] Lehmann J, Joseph S. *Biochar for environmental management: Science and technology*. London: Earthscan Publications, 2009: 416

- [16] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J, et al. Impacts of wood-chip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, 2009, 77(4): 574—581
- [17] Major J, Lehmann J, Rondon M, et al. Fate of soil-applied black carbon: Downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 2010, 16(4): 1366—1379
- [18] Novak J M, Busscher W J, Watts D, et al. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiudult. *Geoderma*, 2010, 154(3/4): 281—288
- [19] Liang B Q, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*, 2010, 41(2): 206—213
- [20] Cheng C H, Lehmann J, Thies J, et al. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 2006, 37(11): 1477—1488
- [21] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(6): 1169—1179
- [22] Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: Critical review. *Biology and Fertility of Soils*, 2008, 45(2): 115—131
- [23] Hamer U, Marschner B. Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(3): 445—454
- [24] Aciego Pietri J C, Brookes P C. Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(7): 1396—1405
- [25] De Nobili M, Contin M, Mondini C, et al. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(9): 1163—1170
- [26] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1485—1498
- [27] Kuzyakov Y. Priming effects: Interactions between living & dead organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42(9): 1363—1371
- [28] 袁金华, 徐仁扣. 稻壳制备的生物质炭对红壤和黄棕壤酸度的改良效果. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(5): 472—476. Yuan J H, Xu R K. Effects of rice hull based biochar regulating acidity of red soil and yellow brown soil (In Chinese). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(5): 472—476
- [29] Hossain M K, Strezov V, Chan K, et al. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(1): 223—228
- [30] Fontaine S A, Mariotti A, Abbadie L, et al. The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35(6): 837—843

CHARACTERISTICS OF DIFFERENCE IN PRIMING EFFECT OF *MISCANTHUS*-DERIVED BIOCHAR IN ACID AND ALKALINE SOILS

Luo Yu^{1,2} Zhao Xiaorong² Li Guitong² Zhao Lixin¹ Meng Haibo¹ Lin Qimei^{2†}

(1 Chinese Academy of Agricultural Engineering, Key Laboratory of Energy Resource Utilization from Agricultural Residue, Ministry of Agriculture, Beijing 100125, China)

(2 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China)

Abstract Biochar is a kind of highly aromatized substance with very stable physical, biological and chemical properties, and hence deemed as a measure of great potential for carbon sequestration. However, once biochar is applied into soil, it may expedite mineralization of native soil organic C, which is called “priming effect”. In this study, biochars was produced out of C4 plant, *Miscanthus giganteus* at 350°C (BC350) and 700°C (BC700), and then amended separately into two soils, 3.70 and 7.60 in pH that had long been cultivated with C3 plants for in-lab incubation at 25°C for 180 days. The respiration of CO₂ and δ¹³C were measured at set intervals during the incubation to verify and quantify priming effects of the biochars. Results show that in the soils amended with biochar, BC350, in particular, mineralization of organic carbon was obviously higher, that is to say, significant positive priming effect was observed. The priming effect in the acid and alkaline soils was CO₂-C 250 and 319 mg kg⁻¹, respectively. Besides, mechanisms of the priming effects biochar are also discussed from the angle of physics, chemistry and biology in this paper.

Key words Miscanthus biochar; δ¹³C; Soil; Priming effects

(责任编辑:檀满枝)