

# 生物炭对农田土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响研究进展

江明华<sup>1,2</sup>, 程建中<sup>1,\*</sup>, 李心清<sup>1</sup>, 高维常<sup>3</sup>, 蔡凯<sup>3</sup>, 曾隽涛<sup>4</sup>, 姜超英<sup>4</sup>

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 贵州省烟草科学研究院, 烟草行业山地烤烟品质与生态重点实验室, 贵阳 550081;

4. 中国烟草总公司贵州省公司, 贵阳 550004)

**摘要:** 生物炭是生物质在缺氧或者限氧条件下经热解后产生的富碳产物。目前, 生物炭被广泛应用于农业生产领域, 可改善土壤质量, 提高农田土壤碳汇。生物炭还田后, 使土壤物理、化学和生物学等性质发生变化进而影响土壤 CO<sub>2</sub> 的排放。本文从生物炭理化特性、土壤性质以及生物炭稳定性等角度综述生物炭对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响。主要内容包括不同炭化温度和生物质来源的生物炭特性 (pH、比表面积、孔径、挥发分和灰分等) 及其对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响; 生物炭还田土壤特性变化及其对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响; 生物炭稳定性及其对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响。本文基于以上三个方面综述了生物炭对农田土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响, 并在此基础上对生物炭的固碳减排效应进行展望, 以期对生物炭的合理施用、农田固碳减排等提供基础和参考。

**关键词:** 生物炭; 稳定性; CO<sub>2</sub> 排放; 激发效应; 影响因素

**中图分类号:** X513 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2021)06-0726-11 **doi:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2021.49.054

土壤是巨大的碳库, 表层土壤储存了全球大约三分之二(约 1 500 Pg) 的碳, 是大气碳库的 3 倍, 土壤碳库会以各种方式不断地向大气碳库输入碳源<sup>[1-3]</sup>。其主要方式之一就是向大气排放 CO<sub>2</sub>, 以此增加大气 CO<sub>2</sub> 浓度并减少了土壤的碳储量。在工业革命之前, 大气二氧化碳 (CO<sub>2</sub>) 浓度在 460~500 μg/L 之间, 而在过去几十年里, 大气中的 CO<sub>2</sub> 浓度已经增加到 730 μg/L 左右<sup>[4]</sup>。随着土壤不断地向大气碳库输入碳源, 导致了土壤碳的不断流失和大气 CO<sub>2</sub> 浓度的持续增加, 这不仅造成了土壤的贫瘠和退化, 制约农业发展, 而且还加剧了全球气候变暖<sup>[5]</sup>。所以对于如何减少大气 CO<sub>2</sub> 浓度以及如何增加土壤碳汇受到国内外学者的格外重视。而最近兴起的一项利用生物炭技术进行土壤固碳减排的措施引起了诸多学者的注意。生物炭是指生物质在缺氧或限氧条件下热解炭化所产生的高度芳香化的固碳物质。使用这种生物炭技术可以将不稳定的植物有机质转化为稳定的碳返还

土壤, 以减少开垦过程中温室气体向大气中的释放, 增加土壤对碳的固持<sup>[6]</sup>。同时, 由于生物炭富含 N、P、K 等有机物, 施入农田能增加土壤养分。其次, 生物炭较高的 pH 值与巨大的表面积和孔隙率使得土壤有较高的阳离子交换容量 (CEC) 和孔隙率, 提高了土壤养分保持能力以及通气性和持水能力, 进而提高农业生产力<sup>[7-8]</sup>。因此, 生物炭还田被认为是一种低成本, 提高土壤肥力和潜在增加碳封存的方法, 并且目前通过生物炭还田增加土壤碳库的措施已被提议作为减缓大气 CO<sub>2</sub> 浓度上升的潜在方案<sup>[9-10]</sup>。

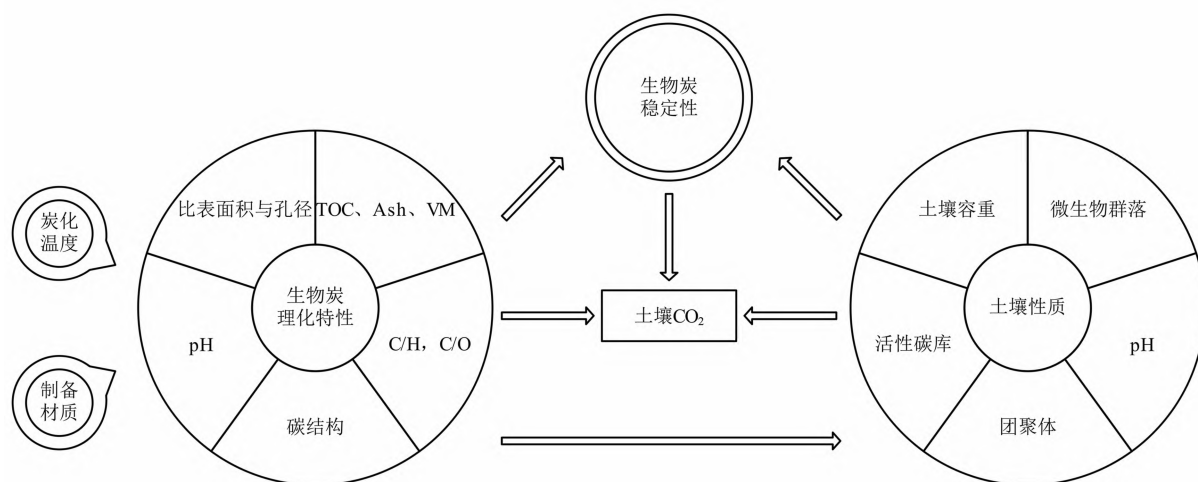
目前, 大量研究发现生物炭还田引起的土壤 CO<sub>2</sub> 排放的激发效应存在正启动和负启动方向, 即促进和抑制 CO<sub>2</sub> 排放<sup>[3, 11-12]</sup>。一方面, 生物炭添加到土壤中可为微生物生长和分解有机物提供更有利的条件, 从而潜在地增加碳排放; 但另一方面, 生物炭也可以促进土壤团聚体的形成, 从而保护土壤有机碳 (SOC) 并潜在地降低碳排放。实际上, 生

收稿日期: 2021-01-11; 改回日期: 2021-04-26

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项 (B 类) (XDB40000000); 国家自然科学基金项目 (41773144); 贵州省科技计划项目 (黔科合支撑 [2021] 一般 187); 中国烟草总公司贵州省公司科技计划项目 (2020XM08); 环境地球化学国家重点实验室开放课题 (SKLEG2021204)。

第一作者简介: 江明华 (1996-), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为生物炭固碳减排。E-mail: jiangminghua@mail.gyig.ac.cn.

\* 通讯作者: 程建中 (1983-), 男, 博士, 研究员, 研究方向为农田固碳减排与碳汇调控。E-mail: chengjianzhong@vip.gyig.ac.cn.

图1 生物炭对农田土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响因素Fig. 1 Influence factors of biochar on soil CO<sub>2</sub> emission in the farmland

物炭对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的激发效应受多种因素制约,如生物炭理化特性、土壤性质和生物炭稳定性等(图1)。但对于这些因素的影响机理并未得到一个清晰统一的认识,因此,本文将从上述三个方面对生物炭还田土壤 CO<sub>2</sub> 排放的最新进展进行综述,并在此基础上对生物炭还田的固碳减排效应进行展望。

## 1 不同炭化温度和生物质来源的生物炭特性及其对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响

### 1.1 不同炭化温度制备的生物炭

生物炭的炭化温度对生物炭的理化性质(如比表面积、孔隙率、pH、有机碳含量、挥发分)有很大影响<sup>[13]</sup>(表1)。一般而言,炭化温度越高,越容易去除生物炭中的水、碳氢化合物、焦油、H<sub>2</sub>、CO 和 CO<sub>2</sub> 等挥发性物质进而降低挥发分含量,而生物炭中的稳定组分由于不易挥发得以存留下来<sup>[14-15]</sup>。此外,在炭化过程中挥发性物质的去除还能疏通生物炭孔径,导致其比表面积和孔隙率增大。同时,炭化温度升高,也会去除羧酸、酚和内酯等酸性官能团,增加酮类等碱性官能团浓度,导致生物炭 pH 值增大<sup>[16]</sup>。

炭化温度对生物炭理化性质的改变可能会影响生物炭对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的结果。Yuan 等<sup>[17]</sup>发现在 300 °C、500 °C 和 700 °C 下炭化的生物炭,其挥发分含量逐渐降低,而比表面积和孔径逐渐增大。与对照相比,300 °C 生物炭可以明显提高土壤 CO<sub>2</sub> 排放量,而添加 500 °C 和 700 °C 生物炭对土壤

CO<sub>2</sub> 排放量的增加并不明显,甚至会出现降低土壤 CO<sub>2</sub> 排放的现象。这可能是 300 °C 生物炭含有大量土壤微生物所能利用的挥发分含量,这些挥发分能促进微生物的生长,通过增强微生物呼吸作用来增加土壤 CO<sub>2</sub> 的排放<sup>[18]</sup>。但随着炭化温度达到 700 °C,大量的挥发性物质被去除,留下了更稳定的组分,不易被微生物分解,减弱了土壤 CO<sub>2</sub> 的排放。此外,当炭化温度升高到 700 °C 时,发现生物炭比表面积和孔径分别比 300 °C 时增加了 140% 和 116%。生物炭增加的比表面积和孔径会将土壤有机碳吸附并封存,通过降低土壤有机碳有效性来抑制土壤有机碳矿化释放 CO<sub>2</sub><sup>[19]</sup>。然而, Khadem 等<sup>[20]</sup>研究却发现巨大的比表面积和孔径可能会促进土壤 CO<sub>2</sub> 排放增加,这主要由于生物炭巨大的比表面积和孔径为土壤微生物提供了栖息场所,利于微生物生长,促进微生物呼吸作用释放 CO<sub>2</sub>。对于比表面积和孔径对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的不同影响,我们猜测如下:若生物炭孔径以微孔为主,其比表面积大,可以吸收养分,保持肥力,因此吸附和封闭有机碳的能力大,表现为抑制;若以大孔为主,则主要用来改善土壤通气性和渗透性,提供合适的场所增加土壤的微生物存活和繁殖,促进微生物呼吸作用,表现为促进。炭化温度升高一般会增加生物炭的平均孔径和孔隙率,而对于微孔与大孔的比例可能还取决于生物炭的材质。此外,生物炭 pH 值也是影响土壤 CO<sub>2</sub> 排放的重要因素,如 Deng 等<sup>[21]</sup>利用蘑菇废渣在 300 °C、450 °C、600 °C 温度下制备的生物炭 pH 值分别为

6.49、7.74、9.85, 施入毛竹林土壤 (pH = 4.62) 后, 发现土壤 CO<sub>2</sub> 的排放速率顺序为: BC300 > BC450 > BC600 ≈ 对照。这可能因为对于毛竹林土壤来说, 土壤微生物群落适应于酸性环境, 生物炭改良后, 土壤在较高 pH (9.85) 条件下可能会降低微生物活性。因此, 添加高 pH 值的生物炭后, 土壤 CO<sub>2</sub> 排放会减少。生物炭含有部分不稳定组分, 例如挥发分等物质, 生物炭中的挥发分可以为土壤中微生物提供能源, 施入土壤后容易受到微生物分解矿化从而增加土壤 CO<sub>2</sub> 的排放<sup>[22]</sup>。如 Mendez 等<sup>[23]</sup> 利用污泥在 400 °C 和 600 °C 下生产的生物炭, 测得生物炭的挥发分含量从原始污泥的 35% 分别降至 400 °C 的 23% 和 600 °C 的 16%, 并且与 400 °C 相比, 600 °C 生物炭对土壤 CO<sub>2</sub> 释放量减少量为 23%。Rittl 等<sup>[24]</sup> 发现, 与对照土壤相比, 甘蔗生物炭处理土壤在前 30 天内显著增加了土壤 CO<sub>2</sub> 排放, 但这种作用随时间而减弱, 前 30 天的累积 CO<sub>2</sub> 通量比最后 30 天的高 3~5 倍。这些结果表明生物炭的不稳定组分可以被土壤微生物降解增加 CO<sub>2</sub> 的释放, 随着生物炭不稳定组分的消耗, 土壤 CO<sub>2</sub> 排放增加作用逐渐减缓, 同时炭化温度的升高降低了生物炭的不稳定组分比例, 微生物可利用的碳源减少, 因此其累积 CO<sub>2</sub> 通量

降低。同时, 随着生物炭炭化温度的升高, 其灰分比例也会随之升高<sup>[25]</sup>。灰分可为土壤提供 Ca<sup>2+</sup>, 有助于加速碳酸盐沉淀, 增加土壤无机碳的固定, 这也可能会抑制土壤 CO<sub>2</sub> 排放<sup>[26]</sup>。

炭化温度对生物炭理化特性 (比表面积和孔径、pH、挥发分、灰分、稳定性等) 的改变影响其对土壤 CO<sub>2</sub> 的排放。对于农田土壤来说, 一般使用农作物秸秆和动物粪便作为炭化材质, 当炭化温度过低 (<300 °C), 生物炭炭化不完全, 其含有的大量挥发性物质能够促进土壤微生物呼吸作用, 释放 CO<sub>2</sub>, 但当炭化温度过高 (>500 °C) 时会损失许多营养元素, 并且生物炭的产率也会随之降低<sup>[17]</sup>。研究发现, 450 °C 生产的生物炭在营养元素和生物炭产率方面更适合农业生产与农田固碳减排<sup>[27]</sup>。此外, 有研究发现升温速率和保温时间可能也会影响生物炭性质, 但这还需要进一步研究<sup>[17]</sup>。

## 1.2 不同生物质来源的生物炭

生物质的来源决定了生物炭的元素组成及结构差异, 会直接影响其性质<sup>[28]</sup>。如 Zhao 等<sup>[29]</sup> 研究发现, 在 500 °C 下炭化小麦和猪粪产生的生物炭中, 其总碳、固定碳和灰分含量等平均相差 20%。相比于炭化温度, 生物质来源可能才是影响生物炭性质的根本原因。生产生物炭的材质主要分为木质生

表 1 生物炭理化特性对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响

Table 1 Effect of physicochemical property of biochar on soil CO<sub>2</sub> emission

材质	温度/°C	比表面积/(m <sup>2</sup> /g)	平均孔径/nm	pH	挥发分/%	灰分/%	C/%	固定碳/%	CO <sub>2</sub> 排放	参考文献
板蓝根药渣生物炭	300	4.45	36.7	7.53	36.40	18.37	58.01	45.49	+	[17]
	500	8.5	36.21	7.86	14.40	19.66	66.27	65.95	~	
	700	11.8	37.23	8	6.11	23.42	68.17	70.47	-	
玉米秸秆生物炭	200	12.4		6.25	68	14	48.7	18	+,+,+	[18]
	400	35.7		10.7	34	26	56.4	40	+,+	
	600	88.4		11.2	24	39	63	37	+	
蘑菇废渣生物炭	300			6.49			49.44		+,+	[21]
	450			7.74			50.38		+	
	600			9.58			52.22		~	
污泥生物炭	400	33	95	7.76	23.3	72	17.5	4.6	+,+	[23]
	600	37	84	8.72	16.7	78.5	11.9	4.8	+	
猪粪生物炭	400	7.2		9.2			49.6		+,+,+	
	600	36.9		10.7			47		+	
桉木锯末生物炭	400	0.3		7.7			78.5		+	[24]
	600	132		9.6			84		+	
甘蔗滤饼生物炭	400	13.5		8.6			39.5		+,+	
	600	41.3		8.4			35		+	
棉壳生物炭	400	0.2		10			69.8		+,+	
	600	1.9		10			65.6		+,+,+	
猪粪生物炭	450	12.36		10.24		50.33	38.27		+	[37]
玉米秸秆生物炭	450	4.23		10.08		10.32	67.78		+	

注: +和-表示与不施加生物炭土壤相比促进或抑制 CO<sub>2</sub> 的排放, ~表示无明显变化。

物质和非木质生物质两种类型,木质生物质主要由林业和树木残留物组成,其生物质有着低水分、低灰分和孔隙率小等特点;非木质生物质包括农作物残留物、动物粪便、工业固体废物,有着高水分、高灰分,高孔隙率和高比表面积等特点<sup>[12]</sup>(表1)。生物质水分、木质素和纤维素含量对生物炭形成的特性有很大影响,主要表现在以下几个方面:1)水分含量高的生物质在炭化过程中会吸收热量,导致热解时间延长,因此,生物炭的产率和碳含量比例会变低,同时还由于炭化不完全导致含有大量易降解的物质,即增加了生物炭的不稳定组分比例<sup>[30-31]</sup>。2)木质素是一种高分子量以及多官能团和具有芳香结构的聚合物,生物质木质素含量高有利于在炭化过程中形成更多的碳。此外,由于木质素难降解的特点,炭化后的生物炭较稳定<sup>[32]</sup>。如 Domingues 等<sup>[33]</sup>将鸡粪、桉木锯末以及咖啡果壳不同木质素含量的生物质在 750 °C 条件下炭化,对应生物炭的碳含量为:鸡粪(24.7%) <咖啡果壳(66.0%) <桉木锯末(90.9%)。3)纤维素是由简单的单糖组成的多糖,一般在温度高于 450 °C 时会分解,与木质素相比而言,炭化温度过高容易以热解蒸汽的形式释放出来,并且还疏通和增大了生物炭的孔径。因此,纤维素含量高的材质炭化后有着较大比表面积和孔径<sup>[34]</sup>。例如,木质生物质在 650 °C 下制成的生物炭比表面积(24.5 m<sup>2</sup>/g)远低于在 600 °C 下高纤维素含量的生物炭(470.4 m<sup>2</sup>/g)<sup>[35-36]</sup>。Sarfraz 等<sup>[37]</sup>研究发现,动物粪便生物炭的比表面积是农作物秸秆生物炭的 3~4 倍,这可能与生物炭孔内官能团有关,在粪便热解过程中 C—OH 基团的脱水和一些碳氢化合物的急剧分裂疏通并增大了孔径导致的。

Rittl 等<sup>[24]</sup>向土壤中施用不同炭化温度以及不同生物质来源的生物炭时发现,不同生物质来源的生物炭对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响程度显著大于不同炭化温度下的生物炭。这表明生物炭材质也是影响土壤 CO<sub>2</sub> 排放的重要原因。一般来说生物炭 C/H 越大, C/O 越小,其芳香性、芳香族缩合度越高,更容易抵御生物热化学降解,稳定性较高<sup>[38]</sup>。如 Sarfraz 等<sup>[37]</sup>将动物粪便与农作物秸秆在 450 °C 下炭化后施入土壤,与动物粪便生物炭相比,农作物秸秆生物炭处理释放的 CO<sub>2</sub> 较少。这可能是因为农作物秸秆材质芳香性、芳香族缩合度相对较高,其炭化后的生物炭不易被微生物降解。此外,生物炭的挥发分也是促进土壤 CO<sub>2</sub> 释放的重要原因。

通常,动物粪便生物炭挥发分含量较高,有利于促进微生物活性。同时,挥发分含量与生物炭矿化碳含量呈正相关<sup>[39]</sup>。例如, Sultan 等<sup>[40]</sup>将小麦秸秆、家禽粪便和甘蔗渣在 350 °C 的低温下炭化,对土壤 CO<sub>2</sub> 排放量的影响顺序为:家禽粪便生物炭 > 小麦生物炭 > 甘蔗渣生物炭,与其他两种生物炭处理对比,在培养初期的 30 天内,家禽粪便生物炭处理的土壤微生物量碳最高,而甘蔗渣生物炭处理的微生物量碳在培养 60 天后达到最大值。这是因为家禽粪便生物炭中挥发性物质含量较高,导致土壤中脱氢酶活性较高,提高微生物活性,促进 CO<sub>2</sub> 排放,而甘蔗渣生物炭由于具有较高的木质素和纤维素而难以被微生物利用,因此土壤 CO<sub>2</sub> 排放量相对较少。Sigua 等<sup>[1]</sup>证实了与动物粪便炭化的生物炭相比,高木质素、纤维素含量材质炭化的生物炭具有更高 C/N 比,而动物粪便生物炭具有更高的矿化速率。同样, Rittl 等<sup>[24]</sup>也发现在 C/N 比较小的生物炭改良的土壤中,其 CO<sub>2</sub> 排放量远高于 C/N 比较大的生物炭。这可能是由于在低 C/N 比的条件下,土壤微生物能有充足的氮源,微生物活性高,能够更好地降解碳。

总之,不同生物质来源的生物炭具有不同的化学组成和结构,这影响了生物炭的理化特性,从而对土壤 CO<sub>2</sub> 排放表现出不同的激发效应。因此,生物炭的制备工艺(即炭化温度和生物质来源)是调控其理化特性对土壤 CO<sub>2</sub> 排放影响的重要手段。

## 2 生物炭通过改变土壤特性来影响土壤 CO<sub>2</sub> 排放

### 2.1 生物炭对土壤理化性质的调控

生物炭的施用会改变土壤容重和孔隙率、pH 以及团聚体结构等性质<sup>[41]</sup>,具体见表 2。岑睿等<sup>[42]</sup>报道玉米秸秆生物炭施入量以 1~5 kg/m<sup>2</sup> 的比例施入黏质粉土,土壤容重下降 4.05%~10.14%,孔隙率上升 5.76%~13.40%。颜永毫等<sup>[43]</sup>在向壤土、黄棉土、风沙土施入苹果树枝生物炭,发现生物炭用量与土壤容重呈显著负相关,其中风沙土容重下降幅度最大,其次是壤土和黄棉土。生物炭自身疏松多孔,与土壤混合后极大地降低土壤容重,增加土壤孔隙率。一般低容重、高孔隙率的土壤比较松散,透气性好,有利于土壤与大气间气体交换,提高好氧微生物的活性,从而促进土壤 CO<sub>2</sub> 的排放。

表2 生物炭对土壤理化性质的影响  
Table 2 Effects of biochar on soil physical and chemical properties

土壤指标	变化范围	参考文献
土壤容重	下降 4.0%~10.1%	[42]
	下降 3.3%~20.1%	[43]
	下降 2.4%~14.1%	[44]
田间持水量	增加 1.4%~6.1%	[42]
	增加 0.89%~9.67%	[43]
土壤 pH	提高 0.28~1.16 个单位	[44]
	提高 0.26~1.67 个单位	[48]
土壤团聚体	平均重量直径提高 28%	[47]
	团聚体数量提高 168%~237%	[48]
活性碳库	MBC 含量提高 9.2%~52.6%	[48]
	MBC 含量提高 7.2%	[55]
	DOC 含量提高 11.7%	[55]
	EOC 含量提高 42.3%	[55]

生物炭一般呈碱性,其对土壤酸碱性的影响与土壤缓冲能力有关,例如,Liu等<sup>[10]</sup>的Meta分析显示,生物炭在中度酸性(pH,5.0~6.5)土壤中对土壤CO<sub>2</sub>通量有明显正的激发效应,在中性(pH,6.6~7.5)土壤中会产生负的激发效应,而在酸性(pH<5.0)和碱性(pH>7.5)土壤上均无明显影响。方明等<sup>[44]</sup>研究发现,在潮土(pH=7.99)和红壤(pH=4.82)中施用花生壳生物炭(pH=9.71)后,累计CO<sub>2</sub>排放量潮土高于红壤。这可能是红壤pH的大幅提高改变原本酸性环境下微生物生存环境,导致微生物呼吸代谢较弱,表现出土壤CO<sub>2</sub>累积排放量低于潮土。此外,在该研究中还发现红壤CO<sub>2</sub>排放通量峰值高于潮土,平均高出218.7~506.6 mg/(m<sup>2</sup>·h)。这可能是由于红壤含有大量与土壤团聚体凝聚胶结的铁、铝等矿物质成分,当生物炭施入后,其碱性官能团将争夺铁、铝等矿物质成分,导致团聚体破裂<sup>[45]</sup>,释放有机碳,因此,短期内红壤CO<sub>2</sub>排放通量高于潮土。

土壤团聚体是土壤结构的基本单元和评价土壤肥力的重要指标<sup>[46]</sup>。生物炭中的无机矿物质成分可以促进土壤矿物质颗粒团聚作用,尤其是大团聚体的形成。Liu等<sup>[47]</sup>向土壤中施用小麦秸秆生物炭,发现土壤团聚体的平均重量直径增加28%。同时,Wang等<sup>[48]</sup>研究表明生物炭可以通过增加大团聚体中储存的碳来增强土壤对有机质的物理保护,从而抑制有机碳的矿化,降低土壤CO<sub>2</sub>的排放量。但王月玲等<sup>[49]</sup>向壤土中添加苹果树枝条生物炭后,显著增加土壤中大团聚体数量(>0.25 mm)。相关分析表明CO<sub>2</sub>的排放通量与大团聚体含量之间是

显著的正相关关系。同时,有研究指出,土壤有机质主要贮存在微团聚体(<0.25 mm)。与大团聚体相比,土壤微团聚体具有高的C/N比。高的C/N比能抑制有机质的分解,而生物炭可能是通过增加土壤大团聚体与微团聚体的比例来促进有机质分解导致CO<sub>2</sub>排放量增加<sup>[50-51]</sup>。

土壤活性有机碳是土壤微生物生长代谢优先利用的碳源,在土壤中易矿化分解,易迁移转化。因此,土壤活性有机碳含量直接影响着土壤CO<sub>2</sub>的排放量<sup>[52-53]</sup>。生物炭由于含有部分不稳定有机碳,能提供微生物所需碳源,因此生物炭在还田后能提高土壤微生物的活性,并且会促进土壤原有机碳,包括微生物量碳(MBC)、可溶性有机碳(DOC)、易氧化碳(EOC)等活性有机碳的分解,进而影响土壤CO<sub>2</sub>排放<sup>[54]</sup>。Zhang等<sup>[55]</sup>研究发现,生物炭施入土壤后,有机碳在短期内增加大约30.1%、微生物碳(MBC)增加7.2%、可溶性有机碳(DOC)增加11.7%、易氧化碳(EOC)增加42.3%。土壤活性碳库的增加一部分来源于生物炭直接作用,另一部分可能源于生物炭促进微生物的生长以及根系分泌物的增加等间接作用。实验证明,除有机碳外,MBC、DOC、EOC的含量均与土壤CO<sub>2</sub>的累积排放量呈极显著正相关<sup>[50]</sup>,这可能由于土壤中的活性碳库是微生物最主要的能源,生物炭的添加会引起土壤活性碳库的共矿化作用,从而增加了土壤CO<sub>2</sub>的释放<sup>[56]</sup>。而Wang等<sup>[57]</sup>的研究发现,施加生物炭可以显著提高土壤微生物碳的含量(MBC),但CO<sub>2</sub>排放量却与土壤MBC含量没有显著关系。同时,生物炭的添加对土壤活性有机碳的矿化也存在着抑制现象,张影等<sup>[58]</sup>在壤质土壤中添加生物炭后,其土壤有机碳的矿化速率显著下降。作者认为,生物炭的多孔作用吸附土壤中易溶有机碳,降低微生物活性和土壤CO<sub>2</sub>排放。

## 2.2 生物炭对土壤微生物的调控

土壤中微生物量、土壤酶活性等可用来表征土壤微生物的活性<sup>[59]</sup>。大量研究发现土壤微生物量随生物炭的施用量增加而增加,这是因为生物炭提供了碳源促进了微生物生长<sup>[60-62]</sup>。此外,生物炭巨大的表面积和孔隙度有利于微生物生长繁殖,也有利于逃避原生动物的捕食<sup>[63]</sup>。因此,微生物量的增加提高了微生物的活性,进而促进了微生物呼吸作用释放CO<sub>2</sub>。土壤酶也参与微生物呼吸过程,一般较高的土壤酶活性下,土壤微生物有着较高的呼吸

速率。在周玉祥等<sup>[64]</sup>的研究中,发现与低用量相比,高用量生物炭处理中土壤蛋白酶活性显著增强,但随着生物炭添加,生物炭过高的 pH 会抑制土壤中酶的活性,进而减弱微生物呼吸作用<sup>[65]</sup>。胡云飞等<sup>[66]</sup>报道,在低生物炭施用量下微生物活性的提高与其提供的碳源以及孔隙结构创造的有利生境有关,而在高施用量下微生物活性受到抑制,可能与生物炭大量施用下土壤 pH 值显著升高有关。

土壤微生物群落结构是一定范围内的细菌、真菌和放线菌等构成的生物群体。土壤微生物群落结构直接影响着土壤中营养物质的循环、分解和能量流动等过程。生物炭对微生物群落结构的影响主要是通过影响土壤 pH,但也受到生物炭提供的不稳定碳源的影响。相对其他细菌来说,革兰氏阴性菌对生物炭不稳定组分的分解更快,因此促进了革兰氏阴性菌的生长,提高了其在土壤微生物中的比例,进而改变了微生物群落结构<sup>[67]</sup>。真菌和细菌群体对 pH 变化的反应是不同的,细菌的数量会随着 pH 的升高而增加,而真菌数量没有变化,甚至还会降低<sup>[68]</sup>。例如,袁晶晶等<sup>[69]</sup>研究发现,高用量的生物炭添加对枣区碱性土壤的真菌丰度有明显的抑制作用。Khadem 等<sup>[20]</sup>向土壤施加不同 pH 值的生物炭时,与未施生物炭相比,随着生物炭 pH 值的增大,显著提高土壤细菌呼吸(BR, 129%~308%)、真菌呼吸(FR, 42%~200%),但降低 FR/BR 比例(5%~90%)。陈利军等<sup>[70]</sup>研究发现,细菌多样性对土壤呼吸速率的贡献率比真菌大,并且 Ge 等<sup>[71]</sup>认为较高的细菌与真菌比例可能会促进土壤中顽固有机物的分解。因此,随着生物炭的添加,土壤 pH 值逐渐增大,有利于细菌的生长,增加细菌的多样性,进而提高土壤呼吸速率释放 CO<sub>2</sub>。综上,生物炭通过对土壤微生物的调控影响土壤 CO<sub>2</sub> 的排放的机理主要有两个方面:1) 生物炭不稳定碳组分以及巨大的比表面积和孔径为土壤微生物提供了良好的生存条件,通过提高微生物活性来促进微生物呼吸作用增加土壤 CO<sub>2</sub> 的释放;2) 施用生物炭提高了土壤 pH 值,进而改变土壤微生物群落结构,通过增加细菌与真菌的比例提高土壤微生物呼吸速率增加土壤 CO<sub>2</sub> 的释放。

### 3 生物炭稳定性及其对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响

生物炭具有较强的碳汇功能,施用生物炭每年

最高可以减少 1.8 Pg CO<sub>2</sub>-C 当量的温室气体净排放量<sup>[3]</sup>。相比于直接将生物质返还土壤,生物炭还田后增加了土壤净碳汇达 20%,生物炭的稳定组分是最大的贡献者<sup>[8]</sup>。虽然生物炭较生物质稳定,但由于生物炭含有的不稳定组分也存在降解,施入土壤后也会发生矿化作用。因此,生物炭在土壤中的稳定性将直接影响土壤 CO<sub>2</sub> 排放。

生物炭的稳定性是指其在土壤环境条件下抵抗生物和非生物降解的能力。评估生物炭稳定性的方法一般有三种:1) 通过元素分析仪(EA)和核磁共振(NMR)等仪器直接或间接对生物炭结构(如芳香度等)进行定性或定量分析;2) 通过热化学或抗氧化的方法对生物炭的不稳定与稳定组分进行定量;3) 直接将生物炭施入土壤培养,利用碳矿化模型(常用双指数模型)评估生物炭在土壤的平均停留时间<sup>[38]</sup>。前两种方法仅靠生物炭特性来评估生物炭在土壤中的稳定性进而预测其对土壤 CO<sub>2</sub> 的排放是不科学的,因为他没有考虑到长时间的土壤环境对生物炭的影响。而第三种方法是直接将生物炭与土壤进行培养试验,通过将生物炭矿化数据(外排 CO<sub>2</sub>)与指数衰减模型进行拟合,利用衰减速率的倒数来完成平均停留时间(MRT)的计算,并且采用双指数模型评估土壤 CO<sub>2</sub> 的排放,因此,第三种方法更有利于揭示实际环境下的生物炭稳定性对土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响。

双指数模型<sup>[72]</sup>:

$$M_t = M_1(1 - e^{-k_1 t}) + M_2(1 - e^{-k_2 t}) \quad (1)$$

式中,  $M_t$  是培养过程中时间  $t$  内生物炭的累积矿化量,  $M_1$  与  $M_2$  分别为生物炭不稳定与稳定组分的大小,  $k_1$ 、 $k_2$  是不稳定与稳定组分的矿化速率常数,  $t$  是培养时间。

平均停留时间 MRT:

$$MRT_1 = 1/k_1 \quad (2)$$

$$MRT_2 = 1/k_2 \quad (3)$$

$MRT_1$ (不稳定组分)  $\ll$   $MRT_2$ (稳定组分), 因此认为  $MRT_2 = MRT$ 。

Meta 分析显示,生物炭的累积矿化量( $M_t$ )随试验时间( $t$ )、生物炭理化特性以及土壤环境条件变化而变化<sup>[3]</sup>。对于试验时间,研究发现生物炭的不稳定组分( $M_1$ )与不稳定组分( $M_2$ )在土壤中的平均停留时间(MRT)分别为 556 年和 108 天<sup>[3]</sup>。这表明生物炭的不稳定组分在早期能够被土壤微生物分解利用,随着时间的推移,不稳定组分不断被消

耗。而生物炭的稳定组分难以被微生物分解得以长期存留在土壤中起到固碳作用<sup>[73]</sup>。生物炭的理化特性对其稳定性的影响主要是通过不同的炭化温度和材质决定的。例如,Zimmerman<sup>[39]</sup>研究发现,生物炭的降解速率会随着炭化温度的升高而降低,这可能是由于炭化温度的升高增加生物炭的芳香化程度,从而增强生物炭的稳定性<sup>[74]</sup>。相同炭化温度条件下,不同材质的生物炭的降解速率也有较大差异<sup>[75]</sup>。

土壤环境条件对生物炭稳定性的影响主要体现在土壤类型以及当地气候条件。Bolan等<sup>[76]</sup>指出,生物炭在砂质土壤中的降解速率远高于粘性土壤,这可能由于砂质土壤孔隙大、疏松通气、透水性好、有利于好氧微生物的生存,进而促进生物炭氧化分解。此外,土壤中的团聚体结构特性能抑制生物炭的分解,Brodowski等<sup>[77]</sup>研究显示,微团聚体(粒径<53 μm)中的生物炭含量最高,大团聚体(粒径>2 mm)中的生物炭含量最低。土壤中的植株根系也会影响生物炭的稳定性,研究发现,植物根系会为土壤微生物提供碳氮源,激发微生物的“共代谢”进而促进生物炭的矿化,同时,根部径向氧气也可以加强生物炭的氧化<sup>[78]</sup>。

实际上,气候条件对生物炭在土壤中稳定性的影响是长期持续的。因此,相对于生物炭理化特性和土壤类型来说,生物炭施用的气候环境也会对其稳定性产生显著影响。如Ventur等<sup>[79]</sup>向土壤中施入生物炭后发现,在每年的5~8月,来源于生物炭的CO<sub>2</sub>排放量占总土壤CO<sub>2</sub>排放量的比例显著高于其他时间段,这可能由于该时段较高的温度和降雨量促进了生物炭的降解,增大了源自于生物炭的CO<sub>2</sub>排放量。有研究也表明了温度升高会促进生物炭的分解<sup>[80-81]</sup>。例如Yan等<sup>[82]</sup>研究发现,温度升高会促进粒径较大的生物炭分解,并且添加生物炭后的土壤呼吸速率与气温的相关性会随生物炭的粒径减小而增大,这可能是由于大粒径生物炭被分解为小粒径时,生物炭中的矿质养分以及微生物可利用的有机碳被释放出来,促进微生物呼吸作用进而增强了土壤呼吸速率。此外,环境温度升高会加快生物炭的氧化,提升氧化速率,例如Cheng等<sup>[83]</sup>研究表明,生物炭的氧化强度与年平均温度呈显著的正相关关系。一般来说,氧化只发生在生物炭表面,但是随着环境温度的升高,生物炭的内部也逐渐被氧化<sup>[84]</sup>。此外,还有研究认为温度的升高使得

可溶性有机质具有较高的溶解性,促进生物炭中固定碳的解吸<sup>[85]</sup>。

生物炭的稳定性也与降雨量有关,降雨可以增加土壤含水量,土壤含水量可能也是影响生物炭降解速率的因素。例如,周丹丹等<sup>[86]</sup>利用玉米芯制备的生物炭,将其施入土壤时发现,在土壤水分不饱和时生物炭的矿化速率和氧化速率比土壤水分饱和或者不饱和-饱和交替条件下的要高。这可能归因于土壤水分含量不饱和时,生物炭接触到更多的氧气,导致羧基和羟基官能团的增加,有利于生物炭的分解。同时,土壤水分的增加降低土壤通气性和微生物的活性,因此土壤水分饱和时生物炭具有较高的稳定性<sup>[87]</sup>。但也有研究认为土壤经过湿化后,可引起土壤团聚体的破碎,生物炭失去土壤团聚体的保护作用将会降低其稳定性,促进生物炭矿化和释放更多的CO<sub>2</sub><sup>[88-89]</sup>。总之,生物炭的稳定性是影响其对土壤长期固碳减排的主要因素。目前,生物炭理化特性对其稳定性的研究已经较为成熟,但土壤环境对生物炭稳定性的影响还存在诸多不确定性,仍需进一步研究。

## 4 总结与展望

生物炭还田不仅可以提升土壤碳库储量,而且也可以显著改变土壤碳循环,然而对此不同研究者的观点分歧较大。截止目前,生物炭对土壤CO<sub>2</sub>的排放有促进、抑制甚至无影响均有报道。同时,生物炭还田对土壤CO<sub>2</sub>来源的贡献及其关键过程目前仍不清楚,这严重制约人们对生物炭农田土壤碳循环机制的深入认识,也给生物炭固碳减排潜力与合理施用带来极大的挑战。基于以上考虑,未来迫切需要在以下四个方面开展研究工作:

1) 对于生物炭还田,大多数研究都集中在盆栽实验和短期田间试验。由于生物炭中含有的不稳定碳组分,生物炭对土壤CO<sub>2</sub>的排在短期内大多数都是正激发效应。因此,还需加强生物炭还田土壤CO<sub>2</sub>排放的长期监测。

2) 生物炭对土壤微生物群落结构的影响,大多数研究只涉及土壤微生物群落组成和多样性的变化,很少有研究关注生物炭还田后土壤微生物群落、个体以及蛋白不同维度变化对土壤CO<sub>2</sub>产生的影响。

3) 目前,生物炭对土壤碳库的影响主要还只着



重于土壤有机碳库的研究,但在某些特殊地质背景下,土壤无机碳库对土壤 CO<sub>2</sub> 的贡献占有很大比重。因此,生物炭施入对土壤无机碳库的影响也需要重视起来。

4) 生物炭作为一种改善土壤质量和潜在的碳

封存工具,其稳定性应该值得我们去关注。对于生物炭的稳定性来说,大多研究主要关注生物炭的制备工艺以及原料类型,忽略环境条件的长期作用,尤其在土壤干湿交替和冻融条件下生物炭的稳定性还亟待研究。

## 参 考 文 献

- [1] Sigua G C, Novak J M, Watts D W, et al. Carbon mineralization in two ultisols amended with different sources and particle sizes of pyrolyzed biochar [J]. *Chemosphere*, 2014, 103: 313–321.
- [2] Mentges M I, Reichert J M, Rodrigues M F, et al. Capacity and intensity soil aeration properties affected by granulometry, moisture, and structure in no-tillage soils [J]. *Geoderma*, 2016, 263: 47–59.
- [3] Wang J, Xiong Z, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects [J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8(3): 512–523.
- [4] Deanna M, Smit B, Long J R. Carbon dioxide capture: Prospects for new materials [J]. *Angewandte Chemie-International Edition*, 2010, 49(35): 6058–6082.
- [5] Raupach M R, Marland G, Ciais P, et al. Global and regional drivers of accelerating CO<sub>2</sub> emissions [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104(24): 10288–10293.
- [6] Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management: An introduction [M]. Routledge. 2015: 33–46.
- [7] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2015, 206: 46–59.
- [8] Lehmann J. A handful of carbon [J]. *Nature*, 2007, 447(7141): 143–144.
- [9] Mohan D, Abhishek K, Sarswat A, et al. Biochar production and applications in soil fertility and carbon sequestration – a sustainable solution to crop-residue burning in India [J]. *Rsc Advances*, 2018, 8(1): 508–520.
- [10] Liu S, Zhang Y, Zong Y, et al. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: A meta-analysis [J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8(2): 392–406.
- [11] Wang Y M, Li M, Jiang C Y, et al. Soil microbiome-induced changes in the priming effects of <sup>13</sup>C-labelled substrates from rice residues [J]. *The Science of the Total Environment*, 2020, 726: 138562.
- [12] Tinel J I, Silva M I, Almeida A Q, et al. Type and quantity of biochar influenced soil microbial activity and carbon priming effect [J]. *Seminário Ciências Agrárias*, 2019, 40(4): 1405–1415.
- [13] Tomczyk A, Sokolowska Z, Boguta P. Biochar physicochemical properties: Pyrolysis temperature and feedstock kind effects [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 2020, 19(1): 191–215.
- [14] Bruun E W, Hauggaard-Nielsen H, Ibrahim N, et al. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil [J]. *Biomass Bioenergy*, 2011, 35(3): 1182–1189.
- [15] Wang T, Li Y, Zhi D, et al. Assessment of combustion and emission behavior of corn straw biochar briquette fuels under different temperatures [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 250: 109399.
- [16] Ahmad M, Lee S S, Rajapaksha A U, et al. Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 143: 615–622.
- [17] Yuan H R, Lu T, Wang Y Z, et al. Influence of pyrolysis temperature and holding time on properties of biochar derived from medicinal herb (*radix isatidis*) residue and its effect on soil CO<sub>2</sub> emission [J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2014, 110: 277–284.
- [18] Kumputa S, Vityakon P, Saenjan P, et al. Carbonaceous greenhouse gases and microbial abundance in paddy soil under combined biochar and rice straw amendment [J]. *Agronomy-Basel*, 2019, 9(5): 11.
- [19] Liu Y X, Chen Y, Wang Y Y, et al. Negative priming effect of three kinds of biochar on the mineralization of native soil organic carbon [J]. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(11): 3985–3994.
- [20] Khadem A, Raiesi F. Responses of microbial performance and community to corn biochar in calcareous sandy and clayey soils [J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 114: 16–27.
- [21] Deng B, Shi Y, Zhang L, et al. Effects of spent mushroom substrate-derived biochar on soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions depend on pyrolysis temperature [J]. *Chemosphere*, 2020, 246: 125608.
- [22] Mukherjee A, Zimmerman A R. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar-soil mixtures [J]. *Geoderma*, 2013, 193: 122–130.
- [23] Mendez A, Tarquis A M, Saa R A, et al. Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil



- [J]. *Chemosphere*, 2013, 93(4): 668–676.
- [24] Rittl T F, Butterbach B K, Basile C M, et al. Greenhouse gas emissions from soil amended with agricultural residue biochars: Effects of feedstock type, production temperature and soil moisture [J]. *Biomass Bioenergy*, 2018, 117: 1–9.
- [25] Liang H, Suo Q, Hou J, et al. The structure characteristics and chemical properties of maize straw biochar and artemisia ordosica biochar prepared at different carbonization temperatures [J]. *Soils*, 2015, 47(5): 886–891.
- [26] Dong X L, Singh B P, Li G T, et al. Biochar increased field soil inorganic carbon content five years after application [J]. *Soil & Tillage Research*, 2019, 186: 36–41.
- [27] Demirbas A. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues [J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2004, 72(2): 243–248.
- [28] Lee Y, Eum P R B, Ryu C, et al. Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of *Geodae-Uksae 1* [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130: 345–350.
- [29] Zhao L, Cao X, Masek O, et al. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 256: 1–9.
- [30] Tripathi M, Sahu J N, Ganesan P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2016, 55: 467–481.
- [31] Yang X, Wang D, Lan Y, et al. Labile organic carbon fractions and carbon pool management index in a 3-year field study with biochar amendment [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18(4): 1569–1578.
- [32] Yu H, Zhang Z, Li Z, et al. Characteristics of tar formation during cellulose, hemicellulose and lignin gasification [J]. *Fuel*, 2014, 118: 250–256.
- [33] Domingues R R, Trugilho P F, Silva C A, et al. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits [J]. *Plos One*, 2017, 12(5): e0176884
- [34] Lee Y, Park J, Ryu C, et al. Comparison of biochar properties from biomass residues produced by slow pyrolysis at 500 degrees C [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 148: 196–201.
- [35] Yao Y, Gao B, Zhang M, et al. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil [J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11): 1467–1471.
- [36] Zama E F, Zhu Y G, Reid B J, et al. The role of biochar properties in influencing the sorption and desorption of Pb(II), Cd(II) and As(III) in aqueous solution [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 148: 127–136.
- [37] Sarfaraz Q, Silva L, Drescher G, et al. Characterization and carbon mineralization of biochars produced from different animal manures and plant residues [J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 955
- [38] Leng L J, Huang H J, Li H, et al. Biochar stability assessment methods: A review [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 647: 210–222.
- [39] Zimmerman A R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1295–1301.
- [40] Sultan S, Khan K S, Akmal M, et al. Carbon mineralization in subtropical dryland soil amended with different biochar sources [J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2019, 12(15): 451
- [41] Li J, Gu K, Tang C, et al. Advances in effects of biochar on physical and chemical properties of soils [J]. *Journal of Zhejiang University Engineering Science*, 2018, 52(1): 192–206.
- [42] 岑睿, 屈忠义, 孙贯芳, 等. 秸秆生物炭对黏壤土入渗规律的影响 [J]. *水土保持研究*, 2016, 23(6): 284–289.
- [43] 颜永毫, 郑纪勇, 张兴昌, 等. 生物炭添加对黄土高原典型土壤田间持水量的影响 [J]. *水土保持学报*, 2013, 27(4): 120–124+90.
- [44] 方明, 任天志, 赖欣, 等. 花生壳生物炭对潮土和红壤理化性质和温室气体排放的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(6): 1300–1310
- [45] 邵婷婷. 第四纪粘土红壤团聚体在不同 pH 值和电解质条件下的破碎特征 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2013.
- [46] 马晓静, 郭艳菊, 张嘉玉, 等. 宁夏盐池县沙化草地土壤团聚体分异特征 [J]. *草业学报*, 2020, 29(3): 27–37.
- [47] Liu Z, Chen X, Jing Y, et al. Effects of biochar amendment on rapeseed and sweet potato yields and water stable aggregate in upland red soil [J]. *Catena*, 2014, 123: 45–51.
- [48] Wang D, Fonte S J, Parikh S J, et al. Biochar additions can enhance soil structure and the physical stabilization of C in aggregates [J]. *Geoderma*, 2017, 303: 110–117.
- [49] 王月玲, 耿增超, 王强, 等. 生物炭对壤土土壤温室气体及土壤理化性质的影响 [J]. *环境科学*, 2016, 37(9): 3634–3641.
- [50] Gunina A, Kuzyakov Y. Pathways of litter C by formation of aggregates and SOM density fractions: Implications from C-13 natural abundance [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 71: 95–104.
- [51] Xie J Y, Xu M G, Qiangjiu C, et al. Soil aggregation and aggregate associated organic carbon and total nitrogen under long-term contrasting soil management regimes in loess soil [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14(12): 2405–2416.

- [52] Chen S, Xu C, Yan J, et al. The influence of the type of crop residue on soil organic carbon fractions: An 11-year field study of rice-based cropping systems in southeast China [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2016, 223: 261–269.
- [53] Wang Y, Zhang J, Kuang S, et al. Effects of wheat straw and its biochar application on soil physiochemical properties and organic carbon fractions in flue-cured tobacco field [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2020, 26(2): 285–294.
- [54] 陈书涛, 胡正华, 张勇, 等. 陆地生态系统土壤呼吸时空变异的影响因素研究进展 [J]. *环境科学*, 2011, 32(8): 2184–2192.
- [55] Zhang J, Huang J, Liu J, et al. Carbon dioxide emissions and organic carbon contents of fluvo-aquic soil as influenced by straw and lignin and their biochars [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(2): 401–408.
- [56] Yang X, Meng J, Lan Y, et al. Effects of maize stover and its biochar on soil CO<sub>2</sub> emissions and labile organic carbon fractions in Northeast China [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2017, 240: 24–31.
- [57] Wang Z, Li Y, Chang S X, et al. Contrasting effects of bamboo leaf and its biochar on soil CO<sub>2</sub> efflux and labile organic carbon in an intensively managed Chinese chestnut plantation [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(7): 1109–1119.
- [58] 张影, 刘星, 任秀娟, 等. 秸秆及其生物炭对土壤碳库管理指数及有机碳矿化的影响 [J]. *水土保持学报*, 2019, 33(3): 153–159+165.
- [59] 李怡安, 胡华英, 周垂帆. 生物炭对土壤微生物影响研究进展 [J]. *内蒙古林业调查设计*, 2019, 42(4): 101–104.
- [60] El-Mahrouky M, EL-Naggar A H, Usman A R, et al. Dynamics of CO<sub>2</sub> emission and biochemical properties of a sandy calcareous soil amended with conocarpus waste and biochar [J]. *Pedosphere*, 2015, 25(1): 46–56.
- [61] Shi Y, Gao P, Liu X, et al. Increased microbial biomass in coastal saline fields of North China Plain by application of biochar and organic manure [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2019, 25(4): 555–567.
- [62] Zhou F, Geng Z, Xu C, et al. Effect of biochar addition on soil microbial biomass and metabolic activities of carbon sources in Lou soil [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2019, 25(8): 1277–1289.
- [63] Liang B, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil [J]. *Organic Geochemistry*, 2010, 41(2): 206–213.
- [64] 周玉祥, 宋子岭, 孔涛, 等. 不同秸秆生物炭对露天煤矿排土场土壤微生物数量和酶活性的影响 [J]. *环境化学*, 2017, 36(1): 106–113.
- [65] 李航, 董涛, 王明元. 生物炭对香蕉苗根际土壤微生物群落与代谢活性的影响 [J]. *微生物学杂志*, 2016, 36(1): 42–48.
- [66] 胡云飞, 李荣林, 杨亦扬. 生物炭对茶园土壤 CO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量及微生物特性的影响 [J]. *应用生态学报*, 2015, 26(7): 1954–1960.
- [67] Santos F, Torn m S, Bird j A. Biological degradation of pyrogenic organic matter in temperate forest soils [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 51: 115–124.
- [68] Rousk J, Baath E, Brookes P C, et al. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil [J]. *Isme Journal*, 2010, 4(10): 1340–1351.
- [69] 袁晶晶, 同延安, 卢绍辉, 等. 生物炭与氮肥配施改善枣区土壤微生物学特性 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2018, 24(4): 1039–46.
- [70] 陈利军, 孙波, 金辰, 等. 等碳投入的有机肥和生物炭对红壤微生物多样性和土壤呼吸的影响 [J]. *土壤*, 2015, 47(2): 340–348.
- [71] Ge X G, Cao Y, Zhou B, et al. Biochar addition increases subsurface soil microbial biomass but has limited effects on soil CO<sub>2</sub> emissions in subtropical moso bamboo plantations [J]. *Applied Soil Ecology*, 2019, 142: 155–165.
- [72] Leng L, Xu X, Wei L, et al. Biochar stability assessment by incubation and modelling: Methods, drawbacks and recommendations [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 664: 11–23.
- [73] Ventura M, Alberti G, Viger M, et al. Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices [J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2015, 7(5): 1150–1160.
- [74] Wu W, Yang M, Feng Q, et al. Chemical characterization of rice straw-derived biochar for soil amendment [J]. *Biomass & Bioenergy*, 2012, 47: 268–276.
- [75] 伍孟雄, 杨敏, 孙雪, 等. 生物质炭生物与非生物氧化特性研究进展 [J]. *生态学报*, 2015, 35(9): 2810–2818.
- [76] Bolan N S, Kunhikrishnan A, Choppala G K, et al. Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 424: 264–270.
- [77] Brodowski S, John B, Flessa H, et al. Aggregate-occluded black carbon in soil [J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4): 539–546.
- [78] Wu M, Feng Q, Sun X, et al. Rice (*Oryza sativa* L) plantation affects the stability of biochar in paddy soil [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 10001.
- [79] Ventura M, Alberti G, Panzacchi P, et al. Biochar mineralization and priming effect in a poplar short rotation coppice from a 3-year field experiment [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(1): 67–78.
- [80] Sun H, Zhou G, Xu Z, et al. Temperature sensitivity increases with decreasing soil carbon quality in forest ecosystems across northeast China [J]. *Climatic Change*, 2020, 160(3): 373–384.
- [81] Koven C D, Hugelius G, Lawrence D M, et al. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates [J]. *Nature Climate Change*, 2017, 7(11): 817–822.
- [82] Yan C, Yang G, Li D, et al. Effect of Biochar Addition on Soil Respiration of Oasis Farmland in Arid Areas [J]. *Chinese Journal of Agrometeo-*

- rology, 2018, 39(9): 575–584.
- [83] Cheng C H, Lehmann J, Thies J E, et al. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient [J]. *Journal of Geophysical Research-Bio-geosciences*, 2008, 113(G2): G02027
- [84] 方婧, 金亮, 程磊磊, 等. 环境中生物质炭稳定性研究进展 [J]. *土壤学报*, 2019, 56(5): 1034–1047.
- [85] Li M, Zhang A, Wu H, et al. Predicting potential release of dissolved organic matter from biochars derived from agricultural residues using fluorescence and ultraviolet absorbance [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 334: 86–92.
- [86] 周丹丹, 吴文卫, 吴敏. 生物炭的稳定性及其评价方法 [J]. *重庆大学学报*, 2015, 38(3): 116–122.
- [87] 章明奎, 顾国平, 王阳. 生物质炭在土壤中的降解特征 [J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2012, 38(3): 329–335.
- [88] Placella S A, Brodie E L, Firestone M K. Rainfall-induced carbon dioxide pulses result from sequential resuscitation of phylogenetically clustered microbial groups [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(27): 10931–10936.
- [89] 吴鹏豹, 解钰, 漆智平, 等. 生物炭对花岗岩砖红壤团聚体稳定性及其总碳分布特征的影响 [J]. *草地学报*, 2012, 20(4): 643–649.

## The Effect of Biochar on the Farmland Soil CO<sub>2</sub> Emission: A Review

JIANG Minghua<sup>1,2</sup>, CHENG Jianzhong<sup>1</sup>, LEE Xinqing<sup>1</sup>, GAO Weichang<sup>3</sup>,  
CAI Kai<sup>3</sup>, ZENG Yuntao<sup>4</sup>, JIANG Chaoying<sup>4</sup>

(1. State key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Upland Flue-cured Tobacco Quality & Ecology Key Laboratory of China Tobacco, Guizhou Academy of Tobacco Science, Guiyang 550081, China; 4. Guizhou Provincial Tobacco Company of China National Tobacco Corporation, Guiyang 550004, China)

**Abstract:** Biochar is the product of biomass pyrolysis at high temperature in the absence or limitation of oxygen. At present, biochar is widely used in the agricultural field, which can improve the soil quality and enhance the soil carbon sink. The application of biochar will change the physical, chemical and biological properties of soil and affect soil CO<sub>2</sub> emission. In this paper, we reviewed the effects of biochar on soil CO<sub>2</sub> emission from the perspectives of biochar properties, soil properties, and biochar stabilities. The main objectives were to investigate the effect of different properties (pH, specific surface area, pore size, volatiles, and ash, etc.) of biochar derived from different carbonization temperatures and biomass sources on soil CO<sub>2</sub> emission, and to disclose the impact of changing soil physico-chemical properties in biochar-amended field and their effects on soil CO<sub>2</sub> emission, and the effect of biochar stabilities on soil CO<sub>2</sub> emission. Based on the above three aspects, this paper summarized the effects of biochar on soil CO<sub>2</sub> emissions and prospected the carbon sequestration and mitigation of biochar. It is expected to provide guidance for biochar application and farmland carbon sequestration in the future.

**Key words:** biochar; stability, CO<sub>2</sub> emission, priming effect; influencing factors