

# 生物炭对红壤菜田土理化性质和 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CO}_2$ 排放的影响

何飞飞<sup>1,3</sup>, 荣湘民<sup>2</sup>, 梁运珊<sup>1</sup>, 吴爱平<sup>1</sup>, 刘 强<sup>2\*</sup>

(1.湖南农业大学生物科学技术学院,长沙 410128; 2.湖南农业大学资源与环境学院,长沙 410128; 3.云南大学农学院,昆明 650091)

**摘 要:**农业废弃物转化成生物炭还田是近年来推行的固碳减排新技术。我国蔬菜土壤施肥量大、灌溉频繁、温室气体排放量大,然而生物炭对蔬菜土壤理化性质及温室气体排放的影响还少有研究。以南方红壤菜田土为供试土壤,通过盆栽实验,研究不同生物炭施用量(0、2%、5%、10%干土)对土壤理化性质和  $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CO}_2$  排放的影响。结果表明,蔬菜地上部和地下部干重以  $\text{NB}_{0.1}$  (10%干土)处理最大,其余处理间没有差异。蔬菜收获后,土壤 pH 值、CEC 值和持水量(WHC)随生物炭用量增加而升高,与单施氮肥、不施生物炭处理( $\text{NB}_0$ )相比,蔬菜收获后,生物炭处理土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量和氨氧化潜势( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )显著降低, $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量显著增加, $\text{N}_2\text{O}$  排放显著降低,但  $\text{CO}_2$  排放显著增加。土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  是影响  $\text{N}_2\text{O}$  排放的最主要因素,土壤 pH 值对  $\text{CO}_2$  排放的贡献最大。需进一步研究所涉及的 C、N 转化过程以及土壤理化性质变化在这些过程中的作用。

**关键词:**生物炭; $\text{N}_2\text{O}$ ; $\text{CO}_2$ ;土壤理化性质

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)09-1893-08 doi:10.11654/jaes.2013.09.027

## Effects of Biochar on Soil Physicochemical Properties and $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CO}_2$ Emissions from Vegetable-planting Red Soil

HE Fei-fei<sup>1,3</sup>, RONG Xiang-min<sup>2</sup>, LIANG Yun-shan<sup>1</sup>, WU Ai-ping<sup>1</sup>, LIU Qiang<sup>2\*</sup>

(1.College of Bioscience and Biotechnology, Hunan Agricultural University, Changsha 410124, China; 2.College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410124, China; 3.School of Agriculture, Yunnan University, Kunming 650091, China)

**Abstract:** Biochar from crop residues is one of the most recent environmental management approaches proposed for both carbon sequestration and global warming mitigation. Large greenhouse gas fluxes emitted from vegetable-planting soil induced by application of excessive amounts of chemical fertilizer and/or manure, and frequent irrigation are drawing more and more attention in China. However, few data of effect of biochar on soil physicochemical properties and greenhouse gas fluxes from vegetable-planting soil are available. In a pot experiment with vegetable-planting acidic red soil, biochar was added to the soil (0, 2%, 5%, 10% dry soil weight) in a 60 day growing season so to measure the effect of biochar treatments on soil properties at final harvest.  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CO}_2$  emissions were monitored every 1~4 day after fertilization or irrigation events during experiment period. The results showed that, aboveground dry weight and underground dry weight with treatment  $\text{NB}_{0.1}$  (10% dry soil weight) was significant higher than that of other treatments. Biochar incorporation into the soil increased soil pH, soil CEC and water holding capacity (WHC) at the end of experiment. Compared with treatment  $\text{NB}_0$  (N fertilization, no biochar), biochar treatments decreased soil  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  content and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions, while increased soil  $\text{NO}_3^--\text{N}$  content and  $\text{CO}_2$  emissions at experiment end. With stepwise regression analysis, decreasing soil  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  resulting from biochar addition, was independent factor for  $\text{N}_2\text{O}$  mitigation, while soil pH value was the most important reason for  $\text{CO}_2$  emissions in the experiment. Further studies are now required to assess the temporal dynamics of the carbon and nitrogen pools involved, and effect of soil physicochemical properties change on soil C and N turnover dynamics.

**Keywords:** biochar;  $\text{N}_2\text{O}$ ;  $\text{CO}_2$ ; soil physicochemical properties

收稿日期:2013-01-06

基金项目:国家自然科学基金项目(31201688);中国博士后科学基金面上资助(2012M511374);湖南省博士后科研专项(2012RS4036)

作者简介:何飞飞(1976—),女,汉,云南保山人,博士,讲师,主要从事土壤氮素转化与温室气体排放方面的研究。E-mail:hefeifei@126.com

\*通信作者:刘 强 E-mail:lq@hunau.net

$\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CO}_2$  是重要的温室气体并且  $\text{N}_2\text{O}$  还能破坏臭氧层。农田土壤是  $\text{N}_2\text{O}$  最主要的人为排放源,我国蔬菜种植体系的  $\text{N}_2\text{O}$  排放原位观测结果为 7.9~12 kg  $\text{N}_2\text{O}-\text{N}\cdot\text{hm}^{-2}$ <sup>[1-4]</sup>,菜地  $\text{N}_2\text{O}$  排放量可能占到中国农田排放总量的 20%<sup>[2]</sup>。 $\text{N}_2\text{O}$  主要来自微生物参与的硝化与反硝化作用。氮肥能够为硝化或反硝化作用提供反应底物( $\text{NH}_4^+$ 和  $\text{NO}_3^-$ )从而促进土壤  $\text{N}_2\text{O}$  的排放,但这一过程还受到土壤水分、通气状况和温度等环境条件的影响,其相互作用比较复杂。生物炭(biochar)是生物残体在缺氧的情况下经高温热裂解(350~600℃)产生的一类难熔的、稳定的、高度芳香化的、富含碳素的固态物质。生物炭能提高土壤肥力<sup>[5-6]</sup>、促进作物增产<sup>[7]</sup>、减少温室气体排放<sup>[8-10]</sup>。生物炭材料一般孔隙结构发达、比表面积大、有一系列不同的官能团、吸附能力强、能够吸附固定  $\text{NH}_4^+$ <sup>[11-12]</sup>,高 C/N 也可增加微生物对土壤无机氮的固定<sup>[13-14]</sup>,这可能是生物炭减少  $\text{N}_2\text{O}$  排放的机制之一,但也有生物炭对  $\text{N}_2\text{O}$  减排没有效果<sup>[15]</sup>以及对土壤无机氮库没有影响的报道<sup>[16]</sup>,因此生物炭能否通过“无机氮固定”作用降低硝化—反硝化作用所需的底物浓度,从而减少  $\text{N}_2\text{O}$  的释放还不清楚。生物炭虽然能改变土壤理化性质,比如提高土壤 pH 值<sup>[5,17-18]</sup>、增加持水性能<sup>[19]</sup>等,但这些性质的改变是否会进一步影响  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{CO}_2$  排放还有待进一步研究。本文拟通过短期盆栽试验,同时结合土壤 pH 值、阳离子交换量(CEC)、无机氮浓度、氨氧化潜势和持水性能的变化,研究不同生物炭施用量和尿素配施对红壤菜田土  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{CO}_2$  排放的影响,以期理解生物炭在南方红壤区温室气体排放中的作用以及生物炭技术在红壤的应用和改进提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试生物炭、土壤和供试蔬菜

采用水稻秸秆和花生壳转化的生物炭混合物(水稻秸秆炭:花生壳炭=1:1.5,质量比)。将秸秆和花生壳

粉碎后分别装入长 25 cm、宽 15 cm、高 10 cm 铁盒中,每盒 300 g 左右,盖盖密封,温度升至 400℃,保持 2 h,断电 1 h 后开箱 30 min,冷却至室温后取出黑色残渣,粉碎后过 1 mm 筛。两种生物炭的电镜扫描图见图 1,电镜型号 JEOL,JSM-6830LV(日本),工作电压为 10 kV。生物炭基本理化性质见表 1。供试土壤采自湖南省长沙县榔梨镇大元村(113°5.406'E,28°11.580'N),供试土壤为红壤,质地为壤土,种植历史超过 15 年,近几年主要施用化肥和少量猪粪或沼渣沼液。以蛇形取样法采集 0~20 cm 土样,混合均匀,风干后过 4 mm 筛备用。供试土壤基本理化性质见表 1。

供试蔬菜作物是蕹菜(*Ipomoea aquatica* Forsk.),具 4 片真叶时移栽,每盆 5 株。

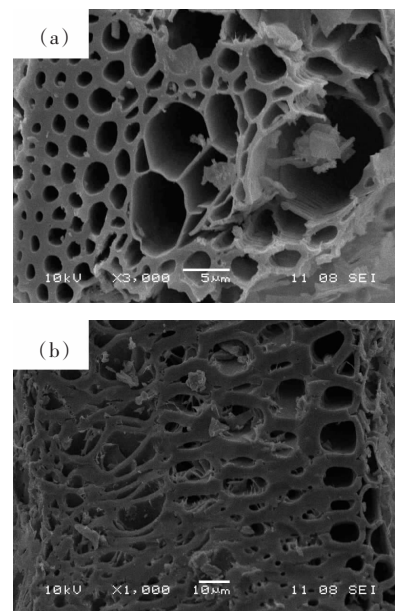


图 1 水稻秸秆生物炭(a)和花生壳生物炭(b)电镜扫描  
Figure 1 Scanning electron microscopy of rice straw biochar(a) and peanut hull biochar(b)

### 1.2 试验设计

盆栽试验设置 5 个处理:

表 1 供试土壤和生物炭基本理化性质

Table 1 Basical physicochemical properties of the experimental soil and biochar

| 供试材料<br>Materials | 有机质 O.M./<br>$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 全氮 Total N/<br>$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 全磷 Total P/<br>$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 全钾 Total K/<br>$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | pH*( $\text{H}_2\text{O}$ ) | EC*/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ | 灰分 Ash/% | BET 比表面积<br>Surface area/ $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ |
|-------------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|-----------------------------|-------------------------------------|----------|----------------------------------------------------------|
| 土壤                | 16.18                                      | 1.67                                         | 0.65                                         | 14.55                                        | 5.19                        | 0.18                                | —        | —                                                        |
| 水稻秸秆炭             | —                                          | 15.64                                        | 3.03                                         | 64.57                                        | 9.62                        | 8.65                                | 31.55    | 7.74                                                     |
| 花生壳炭              | —                                          | 24.10                                        | 3.73                                         | 42.27                                        | 8.96                        | 1.06                                | 14.88    | 2.45                                                     |

注: \* 土壤水土比 5:1; 水稻秸秆炭和花生壳炭水土比 10:1。

Note: \* 5( $\text{H}_2\text{O}$ ):1 with soil; 10( $\text{H}_2\text{O}$ ):1 with biochar.

①CK:不施氮肥和生物炭处理为对照。

②NB<sub>0</sub>:施氮肥、不施生物炭处理。

③NB<sub>0.02</sub>:施氮肥和 2%生物炭(烘干土质量)处理。

④NB<sub>0.05</sub>:施氮肥和 5%生物炭(烘干土质量)处理。

⑤NB<sub>0.1</sub>:施氮肥和 10%生物炭(烘干土质量)处理。

供试土壤风干土含水量为 2.76%,用于计算烘干土质量。生物炭带入养分量不作计算,全部处理均施用等量化肥,磷肥用量 65 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·kg<sup>-1</sup>(过磷酸钙,12%P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)、钾肥用量 130 mg K<sub>2</sub>O·kg<sup>-1</sup>(氯化钾,60% K<sub>2</sub>O),磷肥一次性基施,钾肥 60%基施,其余 40%分两次同氮肥(尿素)一起追施。氮肥(尿素,46% N)施用量 97.5 mg N·kg<sup>-1</sup>,其中移栽当天基施 65 mg N·kg<sup>-1</sup>,其余氮肥平均分两次在移栽后 21 d 和 42 d 追施。

### 1.3 盆栽试验管理

将盆钵底部去掉,在底部铺上 2 cm 厚的用去离子水洗净的石砾和石英砂混合物(起过滤水样作用),再盖上尼龙网,将盆钵底部封紧,放置在小塑料盆内。将过筛的土壤、生物炭、磷肥和 60%用量的钾肥充分混合后,按每 10 cm 一层装盆,装好后稍压实,使各处理容重约为 1 g·cm<sup>-3</sup>。每盆装土 5 kg,生物炭用量分别按烘干土质量 2%、5%和 10%比例施用。装土时特别注意,将盆钵边缘的土壤压实,以确保无贴壁水流入渗,尽量减少边缘效应的产生。装盆后土壤要浇透水,待没有水分淋出、土壤较湿润时移栽,并基施尿素(先溶于少量水中再直接施入土中)。为避免养分淋失,根据天气和蔬菜生长状况控制每次浇水量,以土壤湿润为宜。

### 1.4 测定指标与方法

(1)温室气体排放(暗箱法):在盆钵土壤表层插入采气箱底座,入土 5 cm。采气时,将采气箱放置在底座上,连接处涂上凡士林,并用橡皮带密封。箱顶连有三通阀,通过注射器与三通阀连接采集气体。移栽

前 1 d、移栽后第 1 周每日、第 2 周后每 2~4 d 采集气体样品,采气时连续抽取 0~10~20 min 3 个气体样,并记录采气时间。每个样品 35 mL,全部注入预先抽成真空的 12 mL 顶空瓶,用气相色谱仪(安捷伦 7890A)测定 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub> 浓度。采集时间为上午 8:30—11:30。同时记录上午 10:00 气温和地下 2 cm 地温。N<sub>2</sub>O 分析的载气为高纯氮,排放通量计算结果偏高,根据 Zheng et al<sup>[20]</sup>的经验系数进行校正。

(2)土壤 pH 值、EC 值:水土比 5:1,分别用 pH 计和电导仪测定。

(3)BET 比表面积:氮吸附法,仪器型号 Quantachrome QuadraSorb SI(美国)。

(4)灰分:称取过 100 目的生物炭约 1.00 g,平铺于瓷坩埚底部,敞口置于马弗炉内,800 °C 下灰化 4 h,冷却至室温后取出,称量,计算灰分含量。

(5)土壤阳离子交换量:乙酸钠交换法。

(6)土壤持水量(WHC):称取过 20 目筛的风干土 20.00 g,置于用棉球塞住的漏斗中,加去离子水浸泡 2 h,加盖,除去棉塞,让水分自由下渗,放置过夜后,测定土壤质量含水量作为土壤持水量。

(7)土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N:靛酚蓝比色法。土壤 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N:酚二磺酸比色法。

(8)土壤氨氧化潜势:收获后,称取相当于 5.00 g 烘干土质量的鲜土于 50 mL 塑料瓶中,加入 20 mL(1 mmol·L<sup>-1</sup>)磷酸缓冲液(g·L<sup>-1</sup>:NaCl,8.0;KCl,0.2;Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>,2.88;KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>,0.24;pH7.4),其中含有 1 mmol·L<sup>-1</sup>(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>(0.132 g·L<sup>-1</sup>),50 mg·L<sup>-1</sup> NaClO<sub>3</sub>(用以抑制亚硝酸的氧化)。放于室温(25 °C)黑暗处培养 24 h,培养结束,加 5 mL(2 mol·L<sup>-1</sup>)KCl 溶液提取 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>,过滤,上清液用流动分析仪(FIAStar 5000 Analyzer)测定 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>。

(9)生物量:蔬菜收获后,将地上部和地下部分分开,68 °C 烘 48 h 后称干质量。

表 2 不同生物炭处理对土壤性质的影响

Table 2 Effect of different biochar treatments on soil properties at the end of experiment

| 处理<br>Treatment    | 土壤酸碱度<br>Soil pH | 阳离子交换量 CEC/<br>cmol·kg <sup>-1</sup> | 铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | 硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | 氨氧化潜势 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | 土壤持水量<br>WHC/% |
|--------------------|------------------|--------------------------------------|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|----------------|
| CK                 | 5.07±0.10d       | 17.25±1.19b                          | 0.29±0.06d                                                  | 53.13±17.86b                                                | 0.377±0.067c                                                  | 52.74±3.54c    |
| NB <sub>0</sub>    | 5.00±0.17d       | 19.71±2.03b                          | 16.21±2.58a                                                 | 105.3±62.10b                                                | 2.485±0.743a                                                  | 52.88±0.81c    |
| NB <sub>0.02</sub> | 5.46±0.06c       | 19.19±2.31b                          | 9.95±1.45b                                                  | 207.5±91.21a                                                | 0.554±0.098bc                                                 | 55.50±2.62bc   |
| NB <sub>0.05</sub> | 5.92±0.04b       | 23.30±1.99a                          | 5.42±2.94c                                                  | 177.2±120.2a                                                | 0.785±0.194bc                                                 | 61.06±7.72b    |
| NB <sub>0.1</sub>  | 6.36±0.06a       | 25.37±1.33a                          | 4.12±0.67c                                                  | 195.7±15.64a                                                | 1.153±0.180b                                                  | 72.19±2.66a    |

注:不同处理同一列相同字母表示处理间差异未达到显著水平( $P>0.05$ )。

Note: Values with the same letter means no significant difference among different treatments( $P>0.05$ ).

数据采用 Excel 2003 和 SPSS 13.0 进行数据整理、方差分析与多重比较。

## 2 结果与分析

### 2.1 生物量和土壤性质

添加 10% 干土重的生物炭处理显著提高蔬菜地上部和地下部干重,其余处理间没有差异。这说明一方面供试土壤肥力较高,短期条件下施肥不会进一步增加生物量;另一方面生物炭对生物量的促进作用与其施用量有关,只有在施用量很高时,生物量才显著增加,推测可能与土壤物理性质的改善,如土壤持水

量增加有关(表 2),还有待进一步研究。盆栽试验结束后,土壤 pH 值、CEC、 $\text{NO}_3^-$ -N、土壤持水量随生物炭施用量增加显著增加,而  $\text{NH}_4^+$ -N 含量显著降低,氨氧化潜势则表现为  $\text{NB}_0$  处理显著高于生物炭处理和 CK 处理,在 3 个生物炭处理中,氨氧化潜势随生物炭施用量的增加而增加(表 2)。

### 2.2 土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{CO}_2$ 排放

盆栽试验期(2012 年 5 月初至 7 月初)内,各处理  $\text{N}_2\text{O}$  排放高峰集中在初期,在移栽后第 6 d 土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放剧烈,排放量高达  $897.7 \sim 2\,235.7 \mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ,可能与移栽后施氮肥、灌溉和松土有关(图 2b)。

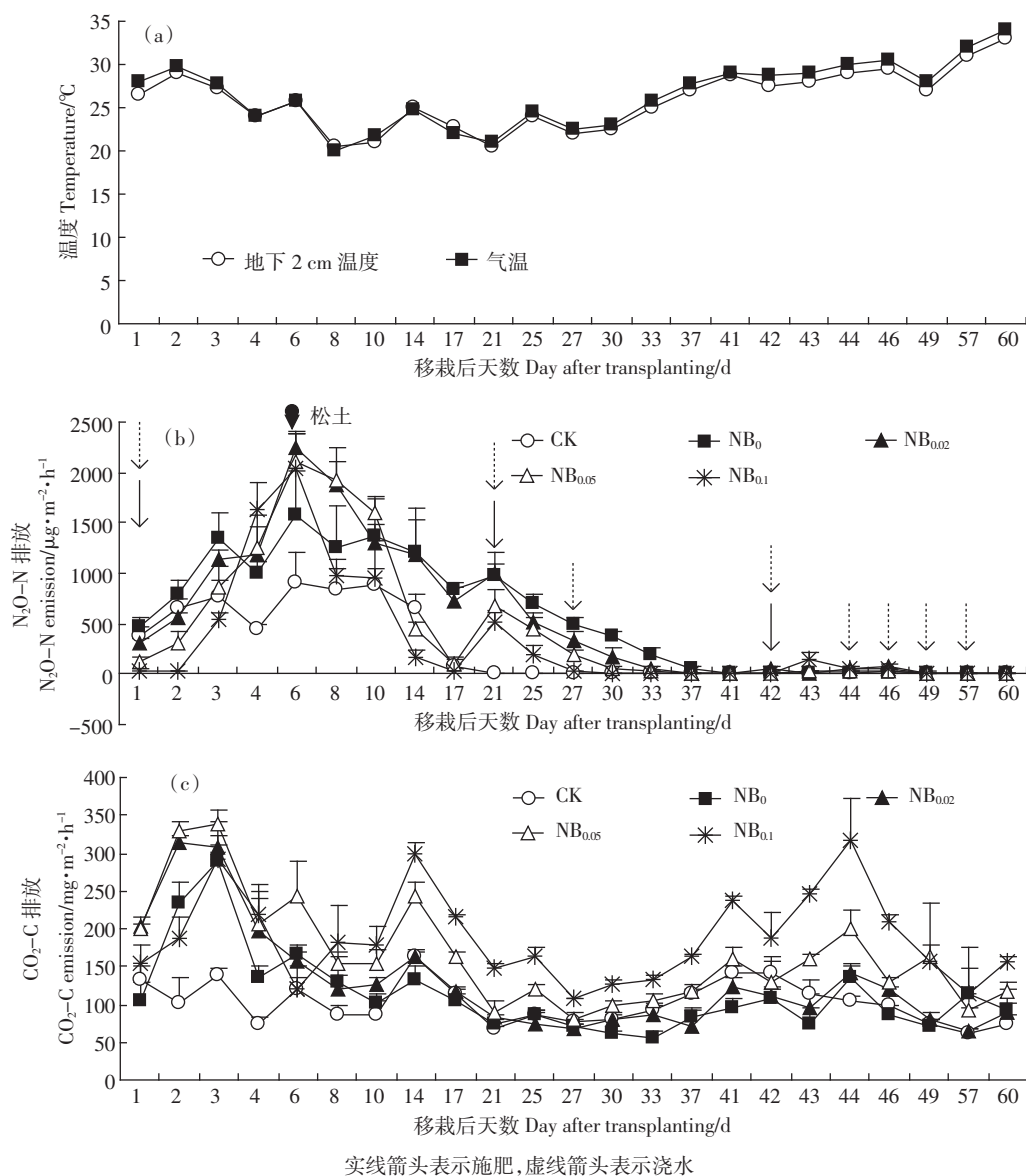


图 2 盆栽试验期间气温和地下 2 cm 地温(a)、 $\text{N}_2\text{O}$  排放(b)、 $\text{CO}_2$  排放(c)

Figure 2 Temporal variation of air temperature and soil temperature at 2 cm soil depth (a),  $\text{N}_2\text{O}$ -N emission (b),  $\text{CO}_2$ -C emission (c) with different biochar treatments in the pot experiment

第一次追肥灌溉后 (21 d), 4 个施氮肥处理 (NB<sub>0</sub>、NB<sub>0.02</sub>、NB<sub>0.05</sub>、NB<sub>0.1</sub>) 再次出现 N<sub>2</sub>O 排放峰。移栽后 42 d 进行第二次追肥, N<sub>2</sub>O 排放没有出现明显峰值。40 d 后温度逐渐升高 (图 2a), 尽管浇水次数增加, 但 N<sub>2</sub>O 排放基本趋于稳定。施用生物炭会降低土壤 N<sub>2</sub>O 排放, 盆栽 60 d 后, 土壤 N<sub>2</sub>O 累积排放量 NB<sub>0.02</sub> 和 NB<sub>0</sub> 处理最高 (表 3), 均显著高于 NB<sub>0.1</sub> 处理, CK 处理 N<sub>2</sub>O 累积排放量最小, 大小排序为: NB<sub>0.02</sub> ≈ NB<sub>0</sub> > NB<sub>0.05</sub> > NB<sub>0.1</sub> > CK。

土壤 CO<sub>2</sub> 排放主要受气温、灌溉以及生物炭的影响 (图 2a, 图 2c)。CO<sub>2</sub> 排放峰出现在移栽后第 2~3、6、14、25、41~44、60 d, 与气温和地温升高的时间以及灌溉时间同步, 这可能与土壤微生物活性受控于土壤温度和湿度变化所致有关。施用生物炭会促进土壤 CO<sub>2</sub> 排放, 盆栽试验结束后, CO<sub>2</sub> 累积排放量 NB<sub>0.05</sub> 和 NB<sub>0.1</sub> 处理最高 (表 3), 均显著高于其余 3 个处理, 大小排序为: NB<sub>0.1</sub> > NB<sub>0.05</sub> > NB<sub>0.02</sub> > NB<sub>0</sub> > CK。生物量最大的 NB<sub>0.1</sub> 处理其 CO<sub>2</sub> 排放量最大, 除了生物炭带入的碳组分发生分解产生 CO<sub>2</sub> 外, NB<sub>0.1</sub> 处理土壤水分状况优越, 蔬

菜生长量最大, 微生物和蔬菜的呼吸作用也可能增加了 CO<sub>2</sub> 排放量 (表 3)。

### 2.3 土壤 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub> 排放与土壤性质的关系

土壤 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub> 排放量与各种土壤性质的相关分析结果见表 4。土壤 N<sub>2</sub>O 累积排放量与土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 呈显著正相关 ( $P < 0.05, n = 5$ ), 与土壤 pH、CEC、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、氨氧化潜势和土壤持水量没有相关关系 ( $P > 0.05, n = 5$ )。采用逐步回归对土壤 N<sub>2</sub>O 累积排放量与各种土壤性质的因果关系进行分析, 表达式为

$$y = 0.323x + 3.354, r^2 = 0.824$$

其中  $x$  为土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量。可以看出, 本试验条件下, 对红壤菜田土 N<sub>2</sub>O 排放贡献最大的因子是土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量。

土壤 CO<sub>2</sub> 累积排放量与土壤 pH、CEC 和土壤持水量呈极显著正相关 ( $P < 0.01, n = 5$ ), 与土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、氨氧化潜势没有相关关系 ( $P > 0.05, n = 5$ )。采用逐步回归对土壤 CO<sub>2</sub> 累积排放量与各种土壤性质的因果关系进行分析, 表达式为:

$$y = 3\,203.2x - 11\,135.5, r^2 = 0.969$$

表 3 不同生物炭处理下温室气体累积排放量及生物量

Table 3 Cumulative emissions of N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and biomass with different biochar treatments in the pot experiment

| 处理 Treatment       | 累积排放量 Cumulative emissions/kg·hm <sup>-2</sup> |                    | 地上部干质量 Aboveground dry weigh/g·plant <sup>-1</sup> | 地下部干质量 Underground dry weigh/g·plant <sup>-1</sup> |
|--------------------|------------------------------------------------|--------------------|----------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
|                    | N <sub>2</sub> O-N                             | CO <sub>2</sub> -C |                                                    |                                                    |
| CK                 | 2.97±1.55c                                     | 1 377.3±114.6b     | 449.4±21.24b                                       | 88.41±9.15b                                        |
| NB <sub>0</sub>    | 7.77±1.70a                                     | 1 434.0±98.18b     | 448.3±111.2b                                       | 88.33±40.45b                                       |
| NB <sub>0.02</sub> | 7.80±1.61a                                     | 1 590.2±195.9b     | 445.0±130.1b                                       | 108.9±37.91b                                       |
| NB <sub>0.05</sub> | 5.82±0.50ab                                    | 2 165.8±293.0a     | 458.3±110.2b                                       | 96.67±22.41b                                       |
| NB <sub>0.1</sub>  | 4.04±0.77bc                                    | 2 549.9±231.4a     | 784.4±105.0a                                       | 173.3±31.80a                                       |

注: 不同处理同一列相同字母表示处理间差异未达到显著水平 ( $P > 0.05$ )。

Note: Values with the same letter means no significant difference among different treatments ( $P > 0.05$ ).

表 4 土壤理化性质与土壤 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub> 排放量的相关分析

Table 4 Correlation coefficient between soil physicochemical properties and N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> emissions

|                                                           | 土壤酸碱度 Soil pH | 阳离子交换量 CEC/cmole·kg <sup>-1</sup> | 铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/mg·kg <sup>-1</sup> | 硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·kg <sup>-1</sup> | 氨氧化潜势 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·kg <sup>-1</sup> | 土壤持水量 WHC/% |
|-----------------------------------------------------------|---------------|-----------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|-------------|
| 土壤酸碱度 Soil pH                                             | 1             | 0.930*                            | -0.356                                                  | 0.742                                                   | -0.223                                                    | 0.961**     |
| 阳离子交换量 CEC/cmole·kg <sup>-1</sup>                         |               | 1                                 | -0.103                                                  | 0.664                                                   | 0.127                                                     | 0.930*      |
| 铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/mg·kg <sup>-1</sup>   |               |                                   | 1                                                       | 0.145                                                   | 0.796                                                     | -0.330      |
| 硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·kg <sup>-1</sup>   |               |                                   |                                                         | 1                                                       | -0.134                                                    | 0.618       |
| 氨氧化潜势 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·kg <sup>-1</sup> |               |                                   |                                                         |                                                         | 1                                                         | -0.073      |
| 土壤持水量 WHC/%                                               |               |                                   |                                                         |                                                         |                                                           | 1           |
| N <sub>2</sub> O-N/kg·hm <sup>-2</sup>                    | -0.262        | -0.113                            | 0.908*                                                  | 0.380                                                   | 0.488                                                     | -0.348      |
| CO <sub>2</sub> -C/kg·hm <sup>-2</sup>                    | 0.984**       | 0.972**                           | -0.313                                                  | 0.662                                                   | -0.092                                                    | 0.972**     |

注: \* 表示相关达到显著水平 ( $P < 0.05$ ); \*\* 表示相关达到极显著水平 ( $P < 0.01$ )。

Note: \* Indicates significant difference at  $P < 0.05$ ; \*\* indicates very significant difference at  $P < 0.01$ .

其中, $x$  为土壤 pH 值。本试验条件下,对红壤菜田土  $\text{CO}_2$  排放贡献最大的因子是土壤 pH 值,可能与土壤 pH 值升高促进微生物活性有关。

### 3 讨论

生物炭能影响红壤菜地土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放,随着生物炭施用量的增加, $\text{N}_2\text{O}$  排放量显著降低。添加小麦秸秆生物炭(3%)能显著降低土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放量<sup>[21]</sup>;水稻秸秆转化的生物炭( $50\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ )能降低水稻土 51.4%~93.5%的  $\text{N}_2\text{O}$  排放量<sup>[22]</sup>;田间条件下,施用生物炭( $40\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ )后太湖流域稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量降低 51%<sup>[9]</sup>、河南玉米地  $\text{N}_2\text{O}$  排放量降低 41.8%<sup>[10]</sup>,与本文结果一致。生物炭减少  $\text{N}_2\text{O}$  排放的机理可能与其影响土壤氮素转化有关,研究表明,生物炭施用后  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的淋洗量显著下降<sup>[22-23]</sup>,土壤无机氮浓度降低<sup>[24-25]</sup>,生物炭能降低土壤中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量与生物炭具有多孔性、吸附能力强、阳离子交换量高有关<sup>[11-12]</sup>。本文结果也表明,随生物炭用量的增加土壤 CEC 值显著增加,同时土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量显著降低。施用生物炭的 3 个处理土壤  $\text{NO}_3^--\text{N}$  存留量高于单施尿素的  $\text{NB}_0$  处理,同时  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量较低,推测生物炭可能促进了硝化过程,而且生物炭处理显著提高了土壤 pH 值,这有利于硝化过程的进行。本试验条件下,土壤  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量与  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量存在显著正相关关系,说明硝化作用是  $\text{N}_2\text{O}$  产生的主要途径之一,而硝化作用减少  $\text{N}_2\text{O}$  排放可能与土壤 pH 值的改变有关。据范晓晖和朱兆良的综述报道<sup>[26]</sup>,土壤 pH 值在 5.01~6.38,  $\text{NH}_4^+$  氧化成  $\text{NO}_2^-$  以及  $\text{NO}_2^-$  氧化成  $\text{NO}_3^-$  的速度很快。本研究 3 个生物炭处理的土壤 pH 为 5.46~6.36,生物炭可能是通过促进  $\text{NH}_4^+$  快速氧化为  $\text{NO}_3^-$  来减少硝化过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的产生;另外,生物炭处理还可能发生了氨挥发,从而降低土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量以及氨氧化潜势和硝化过程  $\text{N}_2\text{O}$  排放。已有研究表明,低 pH 值土壤(pH=5)施用生物炭后,土壤 pH 值升高,氨挥发量增加<sup>[27]</sup>。 $\text{NB}_0$  处理盆栽结束后土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量和氨氧化潜势较高,可能是低土壤 pH 值(5.00)在一定程度上限制了硝化作用, $\text{NH}_4^+$  氧化成  $\text{NO}_2^-$  速度较慢,土壤中  $\text{NO}_2^-$  累积,硝化过程产生的  $\text{N}_2\text{O}$  较多。因此,生物炭可能通过促进  $\text{NH}_4^+$  快速氧化、增加  $\text{NH}_3$  挥发或  $\text{NH}_4^+$  交换吸附等多重作用来减少硝化作用底物( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )浓度,从而减少硝化过程  $\text{N}_2\text{O}$  排放。而  $\text{NB}_0$  处理盆栽结束后土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量和氨氧化潜势较高,可能是低土壤 pH 值(5.00)一定程度上限制了硝化作用, $\text{NH}_4^+$  氧化

成  $\text{NO}_2^-$  速度较慢,土壤中  $\text{NO}_2^-$  累积,硝化过程产生的  $\text{N}_2\text{O}$  较多。

生物炭促进土壤  $\text{CO}_2$  排放,排放量随生物炭用量显著增加。甘蔗渣转化的生物炭( $80\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ )对裸地、耕地和草地土壤  $\text{CO}_2$  排放均有促进作用<sup>[28]</sup>;污泥+碎草叶+土+枯枝混合物制成的生物炭( $5\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ )增加砂壤土 18.2%的  $\text{CO}_2$  累积排放量<sup>[29]</sup>;木屑生物炭(5%干土质量)能促进农田土壤呼吸<sup>[14]</sup>。以上研究结果称为生物炭的“正激发效应”,可能与生物炭中碳组分发生分解有关。 $^{14}\text{C}$  研究结果表明<sup>[30]</sup>,生物炭施入土壤后  $\text{CO}_2$  排放量约等于生物炭中有机碳分解和无机碳释放的量;生物炭中不稳定性碳组分的微生物降解增加了土壤表观呼吸速率<sup>[31]</sup>;土壤碳的净矿化量或损失量与生物炭中不稳定物质存在正相关关系<sup>[32-33]</sup>。本研究表明,土壤  $\text{CO}_2$  累积排放量还与土壤 pH、CEC 值和土壤持水量存在极显著正相关关系,其中土壤 pH 值对  $\text{CO}_2$  排放的贡献最大,说明除了生物炭自身分解增加土壤呼吸外,生物炭还会通过提高土壤 pH 值、CEC 值和土壤含水量等过程提高微生物活性,从而增强土壤呼吸强度和  $\text{CO}_2$  排放。尽管生物炭会促进土壤  $\text{CO}_2$  排放,但短期培养试验表明,这是一种“激发”效应,排放的  $\text{CO}_2\text{-C}$  只占生物炭 C 总量的 0.1%~0.8%<sup>[34]</sup>,并且生物炭还能减少土壤有机质的分解<sup>[30]</sup>;长期培养试验表明,生物炭对有机质的吸附及其物理保护功能有助于土壤碳的储存<sup>[35]</sup>;1 年以上的田间试验也表明,生物炭不会增加  $\text{CO}_2$  排放或者土壤呼吸<sup>[36-37]</sup>。因此,从长远看生物炭对固碳减排还是有利的。

### 4 结论

生物炭能明显提高红壤菜田土 pH 值、CEC 值和持水量(WHC),降低土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量、氨氧化潜势( $\text{NO}_2^--\text{N}$  含量),增加  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量。生物炭施用量为 10%干土重时,能显著提高蔬菜地上部和地下部干质量,不施或施用 2%和 5%(干土)生物炭对蔬菜生物量没有影响。生物炭能降低土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放,土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  是影响  $\text{N}_2\text{O}$  排放最主要的因素。生物炭加快  $\text{NH}_4^+$  氧化、提高土壤 pH 值、增加氨挥发、提高 CEC、增加  $\text{NH}_4^+$  交换吸附可能是土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量降低以及  $\text{N}_2\text{O}$  排放减少的主要原因。生物炭处理促进土壤  $\text{CO}_2$  排放,这与土壤 pH 值、CEC 值和土壤持水量密切相关,其中土壤 pH 值对土壤  $\text{CO}_2$  排放影响最大。施用 10%(干土)的生物炭处理生物量最大,蔬菜呼吸作用对  $\text{CO}_2$  排放测定结果可能也有贡献。施用生物炭对改

善酸性红壤菜田土壤理化性质以及减少N<sub>2</sub>O排放有显著效果,而且生物炭会带入稳定性碳源,有助于增加土壤碳库储量,但是,在施用过程中需要注意土壤pH值升高引起的氨挥发,以及短期内CO<sub>2</sub>排放增加的问题。

#### 参考文献:

- [1] 邱伟红, 刘金山, 胡承孝, 等. 不同施氮水平对菜地土壤N<sub>2</sub>O排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(11): 2238–2243.
- QIU Wei-hong, LIU Jin-shan, HU Cheng-xiao, et al. Effects of nitrogen application rates on nitrous oxide emission from a typical intensive vegetable cropping system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(11): 2238–2243.
- [2] Zheng X H, Han S H, Huang Y, et al. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N<sub>2</sub>O emission from Chinese croplands[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18: 1–19.
- [3] 于亚军, 朱波, 荆光军. 成都平原土壤—蔬菜系统N<sub>2</sub>O排放特征[J]. 中国环境科学, 2008, 28(4): 313–318.
- YU Ya-jun, ZHU Bo, JING Guang-jun. N<sub>2</sub>O emission from soil-vegetable system and impact factors in Chengdu Plain of Sichuan Basin[J]. *China Environmental Science*, 2008, 28(4): 313–318.
- [4] He F F, Jiang R F, Chen Q, et al. Nitrous oxide emission from the intensive management greenhouse vegetable cropping system in Northern China[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157: 1666–1672.
- [5] 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 Soil*, 2010, 327: 235–246.
- [6] 陈红霞, 杜章留, 郭伟, 等. 施用生物炭对华北平原农田土壤容重、阳离子交换量和颗粒有机质含量的影响[J]. 应用生态学报, 2011, 22(11): 2930–2934.
- CHEN Hong-xia, DU Zhang-liu, GUO Wei, et al. Effects of biochar amendment on cropland soil bulk density, cation exchange capacity, and particulate organic matter content in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(11): 2930–2934.
- [7] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol[J]. *Plant Soil*, 2010, 333: 117–128.
- [8] Wang J Y, Zhang M, Xiong Z Q, et al. Effects of biochar addition on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from two paddy soils[J]. *Biology Fertilizer Soils*, 2011, doi: 10. 1007/s00374-011-0595-8.
- [9] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139: 469–475.
- [10] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain[J]. *Plant Soil*, 2011, doi: 10. 1007/s11104-011-0957-x.
- [11] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle[J]. *Journal Environmental Quality*, 2010, 39: 1218–1223.
- [12] Nieder R, Benbi D K, Scherer H W. Fixation and defixation of ammonium in soils: A review[J]. *Biology Fertilizer Soils*, 2011, 47: 1–14.
- [13] Lehmann J, da Silva Jr J P, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249: 343–357.
- [14] Zavalloni C, Albertia G, Biasiol S, et al. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: A short-term study[J]. *Applied Soil Ecology*, 2011, 50: 45–51.
- [15] Scheer C, Peter R G, David W R, et al. Effect of biochar amendment on the soil-atmosphere exchange of greenhouse gases from an intensive subtropical pasture in northern New South Wales, Australia[J]. *Plant Soil*, 2011, DOI: 10. 1007/s11104-011-0759-1.
- [16] Jones D L, Rousk J, Edwards-Jones G, et al. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 45: 113–124.
- [17] 侯艳伟, 曾月芬, 安增莉. 生物炭施用对污染红壤中重金属化学形态的影响[J]. 内蒙古大学学报: 自然科学版, 2011, 42(4): 460–466.
- HOU Yan-wei, ZENG Yue-fen, AN Zeng-li. Effects of the application of biochar on the chemical fraction of heavy metals in polluted red soil [J]. *Journal of Inner Mongolia University: Natural Science Edition*, 2011, 42(4): 460–466.
- [18] Masulili A, Utomo W H. Rice husk biochar for rice based cropping system in acid soil: I. The characteristics of rice husk biochar and its influence on the properties of acid sulfate soils and rice growth in West Kalimantan, Indonesia[J]. *Journal of Agricultural Science*, 2010, 2(1): 39–48.
- [19] Asai H, Samson B K, Stephan H M, et al. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: I. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield[J]. *Field Crops Research*, 2009, 111, 81–84.
- [20] Zheng X H, Mei B L, Wang Y H, et al. Quantification of N<sub>2</sub>O fluxes from soil-plant systems may be biased by the applied gas chromatograph methodology[J]. *Plant Soil*, 2008, doi: 10. 1007/s11104-008-9673-6.
- [21] Bruun E W, Müller-Stöver D, Ambus P, et al. Application of biochar to soil and N<sub>2</sub>O emissions: Potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry[J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, 62, 581–589.
- [22] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. *Journal Environmental Quality*, 2010, 39: 1224–1235.
- [23] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns[J]. *Water Air Soil Pollution*, 2010, 213: 47–55.
- [24] Case S D C, McNamara N P, Reay D S, et al. The effect of biochar addition on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from a sandy loam soil: The role of soil aeration[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 51: 125–134.
- [25] Galveza A, Sinicco T, Cayuelac M L, et al. Short term effects of bioen-

- ergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, doi: 10.1016/j.agee.2011.06.015.
- [26] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化—反硝化作用[J]. 土壤通报, 2002, 33(5): 385–391.
- FAN Xiao-hui, ZHU Zhao-liang. Potential of nitrification in the three soil profiles of China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(5): 124–125.
- [27] Chen C R, Philips I R, Condrón L M, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand [J]. *Plant Soil*, 2012, doi: 10.1007/s11104-012-1468-0.
- [28] Cross A, Sohi S P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43: 2127–2134.
- [29] Awad Y M, Blagodatskaya E, Ok Y S, et al. Effects of polyacrylamide, biopolymer, and biochar on decomposition of soil organic matter and plant residues as determined by  $^{14}\text{C}$  and enzyme activities[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2012, 48: 1–10.
- [30] Jones D L, Murphy D V, Khalid M, et al. Short-term biochar-induced increase in soil  $\text{CO}_2$  release is both biotically and abiotically mediated [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43: 1723–1731.
- [31] Smith J L, Collins H P, Bailly V L. The effect of young biochar on soil respiration[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42: 2345–2347.
- [32] Ameloot N, De Neve S, Jegajeevagan K, et al. Short-term  $\text{CO}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 57: 401–410.
- [33] 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 and Bioenergy*, 2011, 35: 1182–1189.
- [34] Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, et al. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43: 2304–2314.
- [35] Zimmerman A R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 295–301.
- [36] Castaldi S, Rioldino M, Baronti S, et al. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes[J]. *Chemosphere*, 2011, 85: 1464–1471.
- [37] Quilliams R S, Marsden K A, Gertler C, et al. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 158: 192–199.