

# 氮沉降背景下生物炭施用对土壤有机碳组分的影响

宋凯悦<sup>1,2</sup>, 尹云锋<sup>1,2</sup>, 马亚培<sup>1,2</sup>, 石思雨<sup>1,2</sup>, 周 杨<sup>1,2</sup>, 马红亮<sup>1,2</sup>, 高 人<sup>1,2</sup>

(1.福建师范大学地理研究所,福州 350007;2.福建师范大学福建省植物生理生态重点实验室,福州 350007)

**摘要:** 通过 18 个月的盆栽试验,以杉木幼苗为研究对象,研究不同水平氮(N)沉降背景下(N<sub>0</sub>(0)、低 N(40 kg/(hm<sup>2</sup>·a))和高 N(80 kg/(hm<sup>2</sup>·a))生物炭(BC)施用(B<sub>0</sub>(0)、B<sub>1</sub>(12 t/hm<sup>2</sup>)和 B<sub>2</sub>(36 t/hm<sup>2</sup>))对土壤有机碳(SOC)组分的影响。结果表明:与对照相比,单独施用 BC 以及 N 沉降下施用 BC 均显著增加 SOC、难降解性有机碳组分(RPC)和可溶性有机碳(DOC)含量( $P<0.05$ ),提升幅度分别为 40.1%~99.2%,104.0%~267.8%和 75.3%~194.7%;酸水解活性有机碳组分(LPC)在 SOC 中的比例显著降低 28.8%~53.3%,RPC/SOC 比例显著提高 45.7%~84.6%,且均在单施高量 BC 时效果最为明显。单施 BC 和单独 N 沉降对土壤 LPC 含量的影响并不显著,N 沉降下施用高量 BC 时则显著降低( $P<0.05$ )。单独高 N 沉降显著降低土壤微生物生物量碳(MBC)含量及 MBC/SOC 比例,对 DOC 含量及其比例的影响并不显著,N 沉降与高量 BC 处理使土壤 DOC/SOC 比例显著增加( $P<0.05$ )。相关分析发现,土壤 pH、速效磷(AP)和速效钾(AK)与 SOC、RPC 以及 DOC 呈极显著正相关,与 LPC 呈极显著负相关( $P<0.01$ )。短期内 N 沉降与 BC 交互作用对 RPC 组分的影响最大,有利于提高 SOC 组分的稳定,增加土壤 C 库。

**关键词:** 氮沉降; 生物炭; 人工林; 有机碳组分; 杉木

中图分类号:S156; X53

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2022)02-0247-08

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2022.02.031

## Effects of Biochar Amendment on Soil Organic Carbon Fractions Under Simulated Nitrogen Deposition

SONG Kaiyue<sup>1,2</sup>, YIN Yunfeng<sup>1,2</sup>, MA Yapei<sup>1,2</sup>, SHI Siyu<sup>1,2</sup>,

ZHOU Yang<sup>1,2</sup>, MA Hongliang<sup>1,2</sup>, GAO Ren<sup>1,2</sup>

(1.Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007; 2.Fujian Provincial

Key Laboratory for Plant Eco-physiology, Fujian Normal University, Fuzhou 350007)

**Abstract:** A pot experiment was conducted to investigate the effects of biochar (BC) amendment (0, 12, 36 t/hm<sup>2</sup>) on soil organic carbon (SOC) and its fractions in a *Cunninghamia lanceolata* seedling under different simulated levels of nitrogen (N) deposition (0, 40, 80 kg/(hm<sup>2</sup>·a) N) for 18 months. The results indicated that compared with the control, BC amendment significantly increased the contents of SOC, recalcitrant pool of carbon (RPC), and dissolved organic carbon (DOC) by 40.1%~99.2%, 104.0%~267.8% and 75.3%~194.7% under different levels of N deposition ( $P<0.05$ ), respectively. Meanwhile, the proportion of labile C from acid hydrolysis (LPC) in SOC decreased significantly by 28.8%~53.3%, and the proportion of RPC in SOC increased significantly by 45.7%~84.6% in the treatments of BC amendment combined with N deposition ( $P<0.05$ ). The effects were the most significant when higher-rate BC was applied alone ( $P<0.05$ ). No significant differences were found in the content of LPC in the treatments of BC amendment alone or simulated N deposition alone, whereas LPC was significantly reduced under the higher BC amendment combined with simulated N deposition ( $P<0.05$ ). The higher rate of simulated N deposition alone significantly decreased soil microbial biomass carbon (MBC) content and the proportion of MBC in SOC, but had no significant effect on the DOC content and the proportion of DOC in SOC. However, the interaction of simulated N deposition and higher rate of BC significantly increased the proportion of DOC in SOC ( $P<0.05$ ). Correlation analysis

收稿日期:2021-08-19

资助项目:福建省公益类科研院所专项(2020R1002005);国家自然科学基金项目(31470628,31770659)

第一作者:宋凯悦(1996—),女,在读硕士研究生,主要从事森林土壤碳循环研究。E-mail:2236278939@qq.com

通信作者:尹云锋(1975—),男,教授,主要从事土壤碳循环与环境变化研究。E-mail:yunfengyin@163.com

suggested that soil pH and available nutrients (AP, AK) were positively correlated with SOC, RPC and DOC contents, and were significantly negatively correlated with LPC ( $P < 0.01$ ). Our results indicated that the interaction between simulated N deposition and BC amendment has the greatest impact on RPC fraction, which is conducive to improving the stability of SOC fractions and increasing soil C storage in the short term.

**Keywords:** nitrogen deposition; biochar; plantation; soil organic carbon fractions; *Cunninghamia lanceolata*

森林土壤有机碳(SOC)占全球土壤碳(C)库的比例高达 73%,是 C 排放和 C 固定的重要载体<sup>[1]</sup>。近年来我国亚热带氮(N)沉降量已达 63.53 kg/(hm<sup>2</sup> · a),远超世界平均水平<sup>[2]</sup>。过量 N 沉降导致土壤酸化、养分流失、生物多样性降低、生态系统稳定性下降等生态环境问题,显著影响森林生态系统 C 循环<sup>[3-5]</sup>。SOC 依据在土壤中的稳定性差异可分为活性 SOC 与难降解性 SOC<sup>[6]</sup>,不同 SOC 组分是研究土壤 C 循环,改善土壤结构和肥力的重要参考<sup>[7]</sup>。活性 SOC 参与土壤养分循环,对管理措施和环境变化的响应更为敏感,而难降解性 SOC 在提升土壤 C 库和稳定性方面具有重要作用<sup>[8-9]</sup>。酸水解活性有机碳(LPC)、可溶性有机碳(DOC)和微生物生物量碳(MBC)常被作为活性 SOC 的主要表征指标。目前,关于 N 沉降对森林 SOC 组分的研究主要集中在活性 SOC 方面,且结论不一<sup>[10-12]</sup>,对难降解性 SOC 关注较少,特别是在亚热带地区。有研究<sup>[10]</sup>表明,N 沉降对土壤 MBC 的负面影响在陆地生态系统中普遍存在,而对土壤 LPC、DOC 含量影响尚存争议,增加、降低和无影响均有报道<sup>[5,12-13]</sup>。因此,深入研究 N 沉降对 SOC 组分的影响,揭示亚热带森林土壤 C 循环对 N 沉降的响应机制具有重要意义<sup>[14]</sup>。

生物炭(BC)是生物质材料在缺氧或限氧环境中热解而成的高度芳香化的富 C 物质<sup>[15]</sup>,作为土壤改良剂,BC 施用可以缓解土壤酸化、改善土壤肥力和提高 SOC 库及其稳定性<sup>[16-17]</sup>。Li 等<sup>[18]</sup>研究发现,向亚热带毛竹林土壤中添加 BC(竹叶烧制)可以增加 SOC 的稳定性,并降低土壤中与碳水化合物和纤维素分解相关的微生物活性。高 N 沉降对森林生态系统产生不利影响,而 BC 施用则可缓解这一问题<sup>[16]</sup>。目前已有开展 N 沉降背景下 BC 施用对毛竹林和香榧林土壤生态系统的影响研究报道<sup>[16,19-21]</sup>,且集中在土壤温室气体排放、微生物群落和酶活性变化、土壤肥力和 N 素流失等方面,针对 N 沉降背景下 BC 施用对杉木人工林 SOC 及其组分的影响研究还鲜见报道。

杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是亚热带地区具有代表性的速生树种,人工林面积已达 1.10 × 10<sup>7</sup> hm<sup>2</sup>,约占全国人工林总面积的 21.4%,在人工林生态系统中占据重要地位<sup>[22-23]</sup>。因此,本文以杉木幼苗为研究对象,探究 N 沉降背景下 BC 施用对 SOC 组

分的影响,为亚热带生物质资源合理利用及人工林可持续经营提供参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

研究地点位于福建师范大学长安山公园(26°02'11"N, 119°18'03"E)。供试土壤采自福建省闽北水土保持科教园内杉木人工林,土壤类型为红壤。采集后的新鲜土样在去除残体、石砾等杂物后过 5 mm 筛备用。土壤的全碳(TC)含量 16.51 g/kg,全氮(TN)含量 1.71 g/kg,全磷(TP)含量 0.53 g/kg,pH 4.49;BC(玉米秸秆,450 °C 制备)购自辽宁金和福农业科技股份有限公司,其 TC 含量 442.91 g/kg,TN 含量 7.97 g/kg,TP 含量 2.94 g/kg,pH 10.17。一年生杉木幼苗购自三明苗木基地。

### 1.2 试验设计

采用双因素设计,参照中亚热带地区 N 沉降背景值 36.3 kg/(hm<sup>2</sup> · a),并结合未来大气 N 沉降可能持续增加的趋势<sup>[24]</sup>,确定模拟 N 沉降量为(0,40,80(kg/hm<sup>2</sup> · a));基于 BC 的实际应用<sup>[16]</sup>,BC 以土壤质量的 0,1%和 3%施入,施用量相当于 0,12,36 t/hm<sup>2</sup>,共 9 个处理,分别为:(1)0(N<sub>0</sub>B<sub>0</sub>);(2)12 t/hm<sup>2</sup> BC(N<sub>0</sub>B<sub>1</sub>);(3)36 t/hm<sup>2</sup> BC(N<sub>0</sub>B<sub>2</sub>);(4)N 40 kg/(hm<sup>2</sup> · a)(N<sub>1</sub>B<sub>0</sub>);(5)N 40 kg/(hm<sup>2</sup> · a)+12 t/hm<sup>2</sup> BC(N<sub>1</sub>B<sub>1</sub>);(6)N 40 kg/(hm<sup>2</sup> · a)+36 t/hm<sup>2</sup> BC(N<sub>1</sub>B<sub>2</sub>);(7)N 80 kg/(hm<sup>2</sup> · a)(N<sub>2</sub>B<sub>0</sub>);(8)N 80 kg/(hm<sup>2</sup> · a)+12 t/hm<sup>2</sup> BC(N<sub>2</sub>B<sub>1</sub>);(9)N 80 kg/(hm<sup>2</sup> · a)+36 t/hm<sup>2</sup> BC(N<sub>2</sub>B<sub>2</sub>),每个处理 4 次重复。

2019 年 4 月 1 日,将 6.235 kg 新鲜土(质量含水量 24.7%)与 BC 混合后一次性装入直径 25 cm,高 25 cm 的圆柱形塑料盆中,选择长势一致杉木幼苗栽入盆中(平均株高 25.50 cm,平均地径 0.23 cm)。每月 1 号 N 沉降以 NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>溶液形式均匀喷洒在土壤表面,其余处理则喷洒等量水。定期维护,去除土壤表面凋落物及杂草,尽可能降低环境因素的干扰。试验 18 个月后进行破坏性取样,利用四分法取土,新鲜土样去除可见根系、石砾等杂物,取回后过 2 mm 筛后分成两部分:一部分立即测定微生物生物量;另一部分自然风干过 2 mm 和 0.149 mm 筛用于土壤基本性质和 C 组分测定。杉木幼苗的根、茎和叶的生物量测定采用烘干法。

1.3 测定方法

pH 采用便携式 pH 计(Mettler FE28,上海)测定,水土比为 2.5 : 1。土壤速效氮(AN)采用碱解—扩散法测定;土壤速效磷(AP)采用钼锑抗比色法,用 HCl—NH<sub>4</sub>F 浸提,分光光度计(WFJ721,上海光谱)测定;土壤速效钾(AK)采用 CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> 浸提,火焰光度计(FP6410,上海欣益)测定。

SOC 组分采用 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>水解法<sup>[25]</sup>,根据其稳定性划分为:(1)活性组分 I(LP I—C, Labile Pool I),包括淀粉、半纤维素、可溶性糖类等,利用 20 mL 2.5 mol/L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>水解;(2)活性组分 II(LP II—C, Labile Pool II),主要包括纤维素等,利用 2 mL 13 mol/L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>进一步提取所得;(3)难降解组分(RPC, Recalcitrant Pool),离心管内残渣清洗烘干后所得,主要包括木质素等。酸水解活性 C 组分(LPC)=LP I—C+LP II—C。利用总有机碳分析仪(TOC—VCPH/CPN, Shimadzu, 日本)和碳氮元素分析仪(ElementarVario EL III, Elementar, 德国)分别测定滤液与残渣有机 C 浓度。

DOC 含量采用总有机碳分析仪(TOC—VCPH/CPN, Shimadzu, 日本)测定;MBC 采用氯仿熏蒸—K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提法<sup>[26]</sup>,利用总有机碳分析仪(TOC—VCPH/CPN, Shimadzu, 日本)测定提取液 C 含量。

1.4 数据分析

利用 Excel 2016 进行数据整理,统计分析和作图采用 SPSS 19 和 Origin 2019b 软件。采用单因素方差分析(One-way ANOVA) LSD 法多重比较检验不同处理间差异显著性( $P<0.05$ ),利用双因素方差分析(Two-way ANOVA),检验 N 沉降与 BC 处理间的差异及交互作用;相关分析采用 Pearson 相关分析法进行双尾检验确定显著性。

2 结果与分析

2.1 土壤基本性质

由表 1 可知,与 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 相比,单施 BC(N<sub>0</sub>B<sub>1</sub> 和 N<sub>0</sub>B<sub>2</sub>)处理的土壤 pH、AP 和 AK 含量均显著升高, pH 分别提高 0.26 和 0.85 个单位,土壤 AN 含量在 N<sub>0</sub>B<sub>2</sub> 处理下显著升高( $P<0.05$ );单独模拟 N 沉降(N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 和 N<sub>2</sub>B<sub>0</sub>)对 AP 含量无显著影响,但 AK 含量显著降低,N<sub>2</sub>B<sub>0</sub> 处理的土壤 pH 较对照显著降低 0.18 个单位,N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 处理使 AN 含量增加显著( $P<0.05$ );相比 N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 处理,低 N 沉降下施用 BC(N<sub>1</sub>B<sub>1</sub> 和 N<sub>1</sub>B<sub>2</sub>)处理的土壤 pH、AP 和 AK 含量显著增加,且 3 个处理间差异显著( $P<0.05$ ),其中 pH 分别提高 0.35 和 0.91 个单位,AN 含量呈下降趋势,在 N<sub>1</sub>B<sub>2</sub> 处理下降低显著( $P<0.05$ );同样,相比 N<sub>2</sub>B<sub>0</sub> 处理,高 N 沉降下添加

BC(N<sub>2</sub>B<sub>1</sub> 和 N<sub>2</sub>B<sub>2</sub>)处理的 pH、AP 和 AK 变化趋势与低 N 沉降下添加 BC 的一致,AN 含量亦显著增加( $P<0.05$ ),但 N<sub>2</sub>B<sub>1</sub> 和 N<sub>2</sub>B<sub>2</sub> 处理间差异并不显著。

表 1 不同处理对土壤酸度和速效养分的影响

| 处理                            | pH          | AN/<br>(mg · kg <sup>-1</sup> ) | AP/<br>(mg · kg <sup>-1</sup> ) | AK/<br>(mg · kg <sup>-1</sup> ) |
|-------------------------------|-------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| N <sub>0</sub> B <sub>0</sub> | 4.84±0.04e  | 86.73±0.61c                     | 4.25±1.87d                      | 82.20±6.49e                     |
| N <sub>0</sub> B <sub>1</sub> | 5.10±0.03cd | 87.91±3.85bc                    | 7.56±0.32c                      | 193.48±0d                       |
| N <sub>0</sub> B <sub>2</sub> | 5.69±0.13a  | 92.31±0.61a                     | 14.27±0.94b                     | 674.33±0a                       |
| N <sub>1</sub> B <sub>0</sub> | 4.79±0.04e  | 93.17±0.61a                     | 3.40±0.08d                      | 50.41±0f                        |
| N <sub>1</sub> B <sub>1</sub> | 5.14±0.05c  | 91.88±0.61ab                    | 8.00±0.51c                      | 188.51±3.80d                    |
| N <sub>1</sub> B <sub>2</sub> | 5.70±0.01a  | 76.42±2.65d                     | 16.06±0.39a                     | 639.56±19.02b                   |
| N <sub>2</sub> B <sub>0</sub> | 4.66±0.06f  | 84.15±6.07c                     | 4.42±0.34d                      | 46.44±3.24f                     |
| N <sub>2</sub> B <sub>1</sub> | 5.04±0.10d  | 95.31±2.78a                     | 8.60±1.02c                      | 186.52±16.35d                   |
| N <sub>2</sub> B <sub>2</sub> | 5.56±0.06b  | 95.63±2.86a                     | 15.98±0.86a                     | 581.60±18.73c                   |

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同字母表示各处理间差异显著( $P<0.05$ )。下同。

2.2 土壤有机碳及其组分含量

由表 2 可知,与 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 处理相比,单施 BC 和 N 沉降下 BC 施用使 SOC 含量显著增加 40.1%~99.2%,且同一 N 沉降水平不同 BC 处理间差异达显著水平( $P<0.05$ ),其中单施 BC 时 SOC 增加趋势最明显;单独 N 沉降,SOC 含量在低 N 沉降处理下增长显著,在高 N 沉降处理下差异未达显著水平。单独 N 沉降、单施 BC 以及 N 沉降下 BC 施用均显著增加 RPC 含量( $P<0.05$ ),提升幅度为 16.7%~267.8%,其中 N<sub>0</sub>B<sub>2</sub> 处理的 RPC 含量增加亦最为明显。N 沉降下施用高量 BC,土壤 LPC 组分含量显著降低( $P<0.05$ ),相比 N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 处理,N<sub>1</sub>B<sub>2</sub> 处理的 LPC 含量降低 15.4%;相比 N<sub>2</sub>B<sub>0</sub> 处理,N<sub>2</sub>B<sub>2</sub> 处理的 LPC 含量降低 13.8%。但单施 BC 和单独 N 沉降对土壤 LPC 含量无显著影响。

相比 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 处理,单独 N 沉降对 DOC 含量无显著影响,单施 BC 以及 N 沉降下施用 BC 处理显著提高土壤 DOC 含量,增加幅度为 75.3%~194.7%。单独 N 沉降,N<sub>2</sub>B<sub>0</sub> 处理下土壤 MBC 含量较 N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 处理的显著降低 17.2%,较 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 处理降低 8.5%;与 N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 处理相比,土壤 MBC 在低 N 沉降下添加 BC 时显著降低 27.1%~43.2%;与 N<sub>2</sub>B<sub>0</sub> 处理相比,高 N 沉降下施用 BC 处理的土壤 MBC 含量显著增加 21.4%~29.6%( $P<0.05$ );单施 BC 对土壤 MBC 影响不显著(表 2)。

方差分析表明,BC 施用极显著影响 SOC、RPC、LPC 和 DOC 含量( $P<0.01$ ),且对 RPC 组分影响最大;N 沉降处理仅对 MBC 影响极显著( $P<0.01$ );N 沉降与 BC 交互作用对 SOC、RPC、MBC 具有极显著影响( $P<0.01$ )(表 3)。

表 2 BC 和 N 沉降处理下土壤有机碳及其组分含量

| 处理                            | SOC/<br>(g · kg <sup>-1</sup> ) | RPC/<br>(g · kg <sup>-1</sup> ) | LPC/<br>(g · kg <sup>-1</sup> ) | DOC/<br>(mg · kg <sup>-1</sup> ) | MBC/<br>(mg · kg <sup>-1</sup> ) |
|-------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| N <sub>0</sub> B <sub>0</sub> | 16.07±1.46e                     | 6.21±0.54f                      | 9.86±1.02ab                     | 9.68±1.80c                       | 201.94±39.48bc                   |
| N <sub>0</sub> B <sub>1</sub> | 22.51±1.10c                     | 12.67±0.38d                     | 9.84±0.74ab                     | 23.93±7.94a                      | 220.38±20.73ab                   |
| N <sub>0</sub> B <sub>2</sub> | 32.01±1.72a                     | 22.84±1.11a                     | 9.17±0.61bc                     | 27.83±2.24a                      | 170.34±29.77cd                   |
| N <sub>1</sub> B <sub>0</sub> | 17.59±0.45d                     | 7.25±0.26e                      | 10.33±0.22a                     | 10.13±1.44c                      | 223.36±19.20ab                   |
| N <sub>1</sub> B <sub>1</sub> | 22.72±0.94c                     | 13.03±0.53cd                    | 9.81±0.42ab                     | 26.34±1.30a                      | 126.96±13.92e                    |
| N <sub>1</sub> B <sub>2</sub> | 29.94±0.90b                     | 20.84±0.85b                     | 8.74±0.43c                      | 28.28±1.97a                      | 162.94±27.74d                    |
| N <sub>2</sub> B <sub>0</sub> | 17.40±0.42de                    | 7.43±0.21e                      | 9.97±0.22a                      | 8.59±0.26c                       | 184.87±3.08c                     |
| N <sub>2</sub> B <sub>1</sub> | 23.27±0.45c                     | 13.59±0.23c                     | 9.68±0.25ab                     | 16.97±5.01b                      | 224.38±26.11ab                   |
| N <sub>2</sub> B <sub>2</sub> | 29.01±0.34b                     | 20.42±0.36b                     | 8.59±0.27c                      | 28.53±5.32a                      | 239.55±15.47a                    |

表 3 BC 和 N 沉降处理对土壤有机碳及其组分影响的方差分析

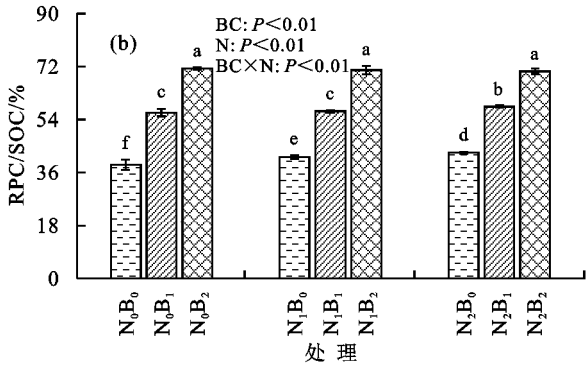
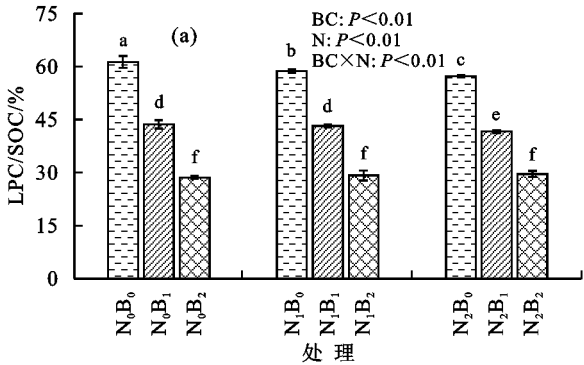
| 主因子 | BC       |       | N      |       | BC×N   |       |
|-----|----------|-------|--------|-------|--------|-------|
|     | F        | P     | F      | P     | F      | P     |
| SOC | 555.665  | <0.01 | 0.292  | 0.749 | 6.501  | <0.01 |
| RPC | 1924.221 | <0.01 | 0.137  | 0.872 | 13.124 | <0.01 |
| LPC | 17.273   | <0.01 | 0.636  | 0.537 | 0.798  | 0.537 |
| DOC | 75.114   | <0.01 | 2.697  | 0.086 | 1.973  | 0.127 |
| MBC | 1.119    | 0.341 | 10.836 | <0.01 | 12.793 | <0.01 |

2.3 土壤有机碳组分在总有机碳中的比例分配

BC 处理、N 沉降处理以及 BC 和 N 沉降交互处理均对 LPC/SOC 比例(图 1a)和 RPC/SOC 比例(图 1b)产生极显著影响( $P<0.01$ )。本研究土壤 LPC/SOC 比例为 28.6%~61.3%。与 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 相比,单独 N 沉降处理(N<sub>1</sub>B<sub>0</sub> 和 N<sub>2</sub>B<sub>0</sub>)LPC/SOC 比例显著降低 4.2%和 6.6%;单施 BC 和 N 沉降下施用 BC,LPC/SOC 比例降低 28.8%~53.3%,且不同 BC 施用量间差异显著( $P<0.05$ )。RPC/SOC 比例为 38.7%~71.4%,与 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 相比,单施 BC 和 N 沉降下施用 BC,RPC/SOC 比例

显著增加 45.7%~84.6%;单独 N 沉降,RPC/SOC 比例亦显著增加,但增加效果不及 BC 施入。

BC 处理极显著影响 DOC/SOC 和 MBC/SOC 比例( $P<0.01$ ),N 沉降、N 沉降与 BC 交互处理对 MBC/SOC 比例分别存在显著( $P<0.05$ )和极显著影响( $P<0.01$ ),对 DOC/SOC 比例影响不显著。由图 2a 可知,各处理中 DOC/SOC 比例范围为 0.06%~0.12%,单施 BC,DOC/SOC 比例在 N<sub>0</sub>B<sub>1</sub> 和 N<sub>0</sub>B<sub>2</sub> 处理中较 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 处理显著增加( $P<0.05$ ),N<sub>0</sub>B<sub>2</sub> 处理的较 N<sub>0</sub>B<sub>1</sub> 处理有所降低,但未达显著水平;低 N 沉降下添加 BC,变化趋势与单施 BC 相同;高 N 沉降下添加 BC,与 N<sub>2</sub>B<sub>0</sub> 相比,N<sub>2</sub>B<sub>2</sub> 处理显著提高 DOC/SOC 比例,且显著高于 N<sub>2</sub>B<sub>1</sub> 处理( $P<0.05$ )。由图 2b 可知,土壤 MBC/SOC 比例范围在 0.5%~1.3%,与 N<sub>0</sub>B<sub>0</sub> 相比,单独高 N 沉降处理的 MBC/SOC 比例显著降低 16.2%;单施 BC 和低 N 沉降下施用 BC 处理的 MBC/SOC 比例显著降低 22.7%~58.0%,高 N 沉降下施用 BC 时 MBC/SOC 比例显著降低 23.8%~34.9%( $P<0.05$ )。



注:图柱上方不同字母表示各处理间差异显著( $P<0.01$ )。下同。

图 1 不同处理 LPC 和 RPC 在 SOC 中的比例

2.4 影响因子分析

相关分析发现,SOC 与 RPC、DOC、pH、TN 以及速效养分(AP 和 AK)呈极显著正相关( $P<0.01$ );与 LPC 呈极显著负相关( $P<0.01$ )。LPC 组分与各土壤指标(MBC 和 AN 除外)均呈极显著负相关( $P<0.01$ )。

土壤 MBC 仅与 AN 关系显著( $P<0.05$ ),与 SOC 组分及其他因子均无显著关系。SOC、RPC 和 DOC 与地上生物量呈显著正相关( $P<0.05$ ),与地下生物量关系不显著。此外,DOC 亦与 pH、AP 和 AK 呈极显著正相关关系( $P<0.01$ )(图 3)。



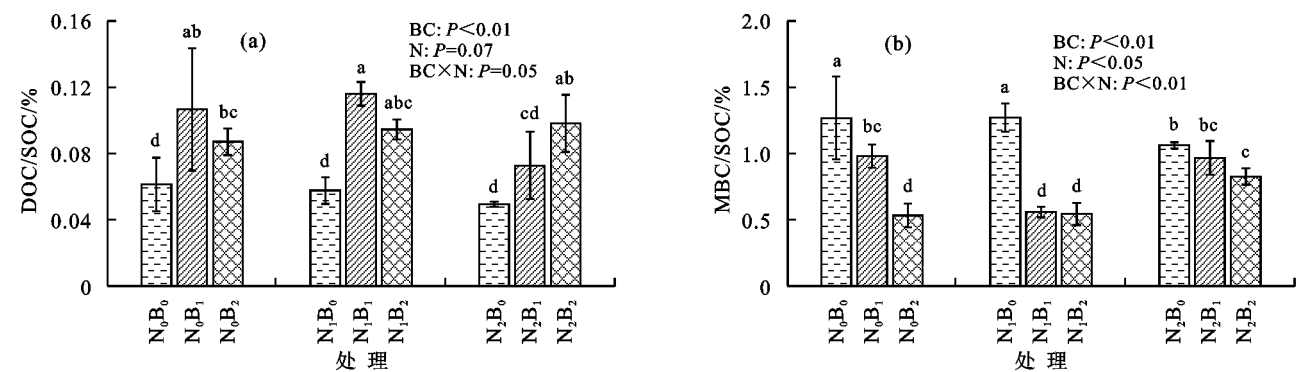
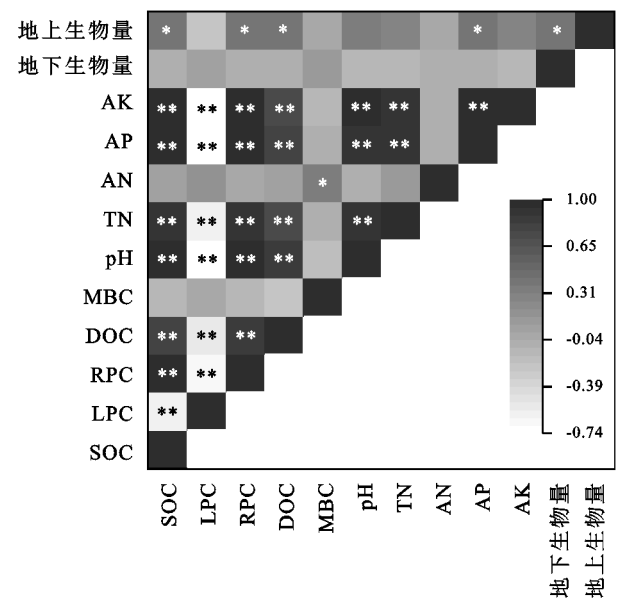


图 2 不同处理 DOC 和 MBC 在 SOC 中的比例



注: \* 表示在  $P < 0.05$  水平显著相关; \*\* 表示在  $P < 0.01$  水平显著相关。

图 3 有机碳组分相关分析

3 讨论

本研究发现,单独模拟 N 沉降增加 SOC 含量,特别在低 N 沉降处理下增长显著,增幅 9.5%(表 2),这与 Zak 等<sup>[27]</sup>野外试验结果相近,模拟 N 沉降( $30 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ )处理的森林 SOC 含量显著高于对照土壤,增幅约 12%,N 沉降抑制微生物活性和减缓有机质分解,从而促进 SOC 库的积累。Chang 等<sup>[28]</sup>进一步表明,N 添加( $40 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ )处理的森林表层(0—5 cm)土壤呼吸受到抑制,而微生物生物量的降低是抑制土壤呼吸,进而抑制 SOC 分解的主要原因。本研究低 N 沉降处理土壤 MBC 含量显著降低也证实这一点。而单独施用 BC 以及 N 沉降下施用 BC 处理的 SOC 含量较单独 N 沉降处理的显著提高,且高量施用效果较低量更明显(表 2),这与多数报道<sup>[9,29]</sup>结果一致。一方面 BC 为富 C 材料,外源 C 输入可直接增加 SOC 含量<sup>[30]</sup>;另一方面,BC 中含有超过 97% 的顽固性 C,主要包含芳香性 C 组分,特别是高度浓缩的芳香环结构,生物稳定性强,可在长

期内提升 SOC 含量<sup>[15,31]</sup>。

RPC/SOC(有机 C 难降解指数)反映 SOC 难降解性<sup>[8]</sup>。本研究中,单施 BC 以及 N 沉降下施用 BC 显著增加 RPC 含量及比例,其变化趋势与 SOC 相似,而受影响程度大于 SOC(表 3 和图 1)。RPC 组分在单施 BC 处理时增加效果最为明显,该组分主要由木质素等具有芳香环和烷基结构的 C 组成,BC 施入是其增加的主要原因。已有研究<sup>[32]</sup>表明,BC 输入改变 SOC 组分的分配比例,使其朝“惰性化”方向发展。因此,N 沉降背景下 BC 施用有利于土壤 LPC 向 RPC 转化可能是 RPC 组分含量增加的又一原因。相关分析亦表明,RPC 与 LPC 组分呈极显著负相关(图 3),这也证实 N 沉降背景下 BC 施用有利于增加土壤 C 库稳定<sup>[8]</sup>。单独 N 沉降处理土壤 RPC 含量及比例亦显著增加,但不同 N 沉降量对其影响效果不及 BC 施入(表 2 和图 1),这与林伟等<sup>[13]</sup>研究结果相似。Ramirez 等<sup>[33]</sup>研究认为,N 添加改变微生物群落结构,进而抑制土壤稳定性 C 的分解。Neff 等<sup>[34]</sup>同样发现,N 添加( $10 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ )增加难降解有机 C 的稳定性。另外,土壤多酚氧化酶作为主要的木质素分解酶,N 沉降可抑制其活性<sup>[35]</sup>,进而影响对土壤木质素的分解,这可能进一步增加土壤难降解有机 C 含量。

LPC 组分是土壤中易分解矿化的有机 C,是微生物的主要能源和 C 源,可指示土壤 C 库质量变化<sup>[8]</sup>。本研究中,单独 N 沉降对土壤 LPC 组分含量影响并不显著,单施 BC 变化亦不大,但在高量 BC 与 N 沉降联合作用时显著降低,可能是因为 BC 输入改善 N 沉降对微生物群落组成的负面影响,进而改变 SOC 组分的分配与转化<sup>[13,16]</sup>。LPC/SOC(有机 C 活性指数)反映 SOC 活性程度或生物可降解性,单独 N 沉降使该指数显著降低(图 1),这与张璐等<sup>[36]</sup>观点一致。单施 BC 以及 N 沉降背景下施用 BC,LPC/SOC 降低幅度较单独 N 沉降处理更为明显(表 2 和图 1),这与张继旭等<sup>[37]</sup>研究结论相似,他们施用 0.2%~5% BC(水稻秸秆)发现黄棕

壤 LPC/SOC 比例下降。Lu 等<sup>[38]</sup>研究发现,BC(玉米秸秆)的多孔结构能够保留土壤养分和吸附土壤活性 C,导致土壤 LPC 含量较低。也有研究<sup>[39]</sup>显示,BC 富含 AP、AK 等速效养分,玉米秸秆制备的 BC 使得土壤 AP 含量增加更甚。本研究中,AK、AP 等速效养分与 LPC 存在极显著负相关关系(图 3),说明 N 沉降下 BC 施用可能缓解富 N 环境中微生物对 P 和 K 限制<sup>[16]</sup>,提高 LPC 周转速率。

DOC 作为土壤有机质库中最活跃的部分,是养分周转的重要桥梁,其含量变化取决于来源与消耗的平衡<sup>[12]</sup>。Zhong 等<sup>[40]</sup>在广东大岭山森林为期 1 年模拟 N 沉降试验后未观察到 DOC 含量变化,这与本研究结论一致,原因可能是高温多雨的亚热带气候条件导致的土壤 DOC 淋失掩盖 N 沉降对 DOC 的影响。亦有研究<sup>[20]</sup>发现,N 沉降加剧土壤酸化,从而导致 DOC 含量降低,或者 N 沉降通过抑制土壤中多酚氧化酶和微生物活性,增加 DOC 含量<sup>[41]</sup>。多数研究<sup>[42-43]</sup>从施 N 处理后的酸碱效应和微生物群落变化来解释土壤 DOC 对 N 添加的响应差异,目前尚无统一一定论。本研究发现,BC 施用对 DOC 含量存在显著影响(表 3),单施 BC 以及 N 沉降背景下施用 BC,土壤 DOC 含量显著增加 75.3%~194.7%,这与 Song 等<sup>[44]</sup>研究结论相近。BC 比表面积大,吸附能力强,固持水分和养分,改善土壤生物栖息环境,进而提高 DOC 含量<sup>[20]</sup>。BC 亦含有可溶性物质<sup>[45]</sup>,这是土壤 DOC 含量增加的重要因素。此外,本研究中 BC 施用使土壤 pH 显著升高,pH 不仅能够影响土壤 DOC 的吸附解吸过程<sup>[46]</sup>,还可能导致 DOC 中弱酸性官能团的去质子化,增加其亲水性和电荷密度,提升其溶解度<sup>[47]</sup>。本研究亦表明,土壤 DOC 含量与 pH 呈极显著正相关关系,这可能是 DOC 含量显著升高的主要原因(图 3)。新近凋落物和土壤腐殖质被认为是森林土壤 DOC 的主要来源<sup>[44]</sup>,Tian 等<sup>[48]</sup>研究认为,较高的植物生物量或 BC 和 N 沉降的协同作用产生较多的根系分泌物是 DOC 增加的可能原因。本研究进一步证实,DOC 与地上生物量间存在显著正相关关系(图 3)。

Jian 等<sup>[10]</sup>综合 65 项 N 添加试验发现,N 添加对 MBC 的抑制作用为 9.5%。本研究中单独高 N 沉降较对照处理降低 8.5%(表 2),这也证实 MBC 对 N 添加的负响应普遍存在。Wang 等<sup>[49]</sup>通过对南亚热带 3 种森林生态系统 N 沉降研究发现,N 沉降增加造成的土壤酸化可能是微生物生物量变化的主要调控因素;Zhong 等<sup>[40]</sup>研究结果与本文一致,认为土壤

pH 控制酶动力学和微生物过程,N 沉降通过影响 pH 进而对 MBC、SOC 和养分有效性产生连锁影响。而本研究中,单独高 N 沉降处理导致土壤酸化(表 1),N 沉降和 BC 对土壤 MBC 含量存在显著交互作用(表 3)。Liu 等<sup>[19]</sup>研究发现,未施 N 条件下,土壤 MBC 对 BC 的响应不显著,而在施 N 条件下,BC 施用增加 MBC 含量,这与本研究中高 N 沉降与 BC 联合作用的结果吻合。此外,MBC/SOC 为土壤微生物熵,反映土壤微生物对 SOC 的贡献,以及对基质的利用效率<sup>[50]</sup>。本研究中,高 N 沉降处理的 MBC/SOC 比例显著降低,说明高 N 添加不利于土壤微生物对底物的利用<sup>[13]</sup>;单施 BC 以及 N 沉降与 BC 交互处理均对 MBC/SOC 比例影响显著,使其呈现下降趋势(图 2)。同时本研究发现,高 N 沉降与高量 BC 的交互作用能够减缓这种下降趋势,说明在高 N 沉降背景下,高量 BC 施用可能促进微生物的激发作用,减缓高 N 沉降对微生物活性的抑制<sup>[16,51]</sup>。

## 4 结论

(1)与单独 N 沉降相比,N 沉降与 BC 交互作用对 SOC、DOC、RPC 含量及比例的提升效果,以及对 LPC 含量及比例的降低效果更为明显。其中,N 沉降背景下 BC 施用对 RPC 组分的促进作用最明显,这说明 N 沉降与 BC 交互作用能够促进 SOC 组分的稳定性,有利于土壤 C 库增加。

(2)单独高 N 沉降减少土壤 MBC 含量及比例,单施 BC 对 MBC 含量的影响并不显著,高 N 沉降背景下施用 BC 使 MBC 含量显著增加,这表明 BC 施用能够减缓高 N 沉降对土壤微生物量造成的负面影响。

### 参考文献:

- [1] Wang S, Zhuang Q L, Jin X X, et al. Predicting soil organic carbon and soil nitrogen stocks in topsoil of forest ecosystems in northeastern China using remote sensing data[J].Remote Sensing,2020,12(7):e1115.
- [2] Song X Z, Zhou G M, Gu H H, et al. Management practices amplify the effects of N deposition on leaf litter decomposition of the Moso bamboo forest[J].Plant and Soil,2015,395:391-400.
- [3] Tian D S, Niu S L. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition[J].Environmental Research Letters,2015,10(2):e024019.
- [4] Lu X K, Vitousek P M, Mao Q G, et al. Plant acclimation to long-term high nitrogen deposition in an N-rich tropical forest[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2018,115

- (20):5187-5192.
- [5] 陈向峰,刘娟,姜培坤,等.模拟氮沉降对毛竹林土壤生化特性和酶活性的影响[J].水土保持学报,2020,34(5):277-284.
- [6] Chen X L, Chen H Y H, Chen X, et al. Soil labile organic carbon and carbon-cycle enzyme activities under different thinning intensities in Chinese fir plantations [J].Applied Soil Ecology,2016,107:162-169.
- [7] 乔枫,史伟,薛元杰.模拟氮沉降对云杉人工林土壤有机碳组分及理化性质的影响[J].生态环境学报,2018,27(5):852-858.
- [8] 陈小云,郭菊花,刘满强,等.施肥对红壤性水稻土有机碳活性和难降解性组分的影响[J].土壤学报,2011,48(1):125-131.
- [9] 包建平,袁根生,董方圆,等.生物质炭与秸秆施用对红壤有机碳组分和微生物活性的影响[J].土壤学报,2020,57(3):721-729.
- [10] Jian S Y, Li J W, Chen J, et al. Soil extracellular enzyme activities, soil carbon and nitrogen storage under nitrogen fertilization: A meta-analysis[J].Soil Biology and Biochemistry,2016,101:32-43.
- [11] 元晓春,陈岳民,袁硕,等.氮沉降对杉木人工幼林土壤溶液可溶性有机物质浓度及光谱学特征的影响[J].应用生态学报,2017,28(1):1-11.
- [12] 程蕾,林开森,周嘉聪,等.氮沉降对毛竹林土壤可溶性有机质数量与光谱学特征的影响[J].应用生态学报,2019,30(5):1754-1762.
- [13] 林伟,马红亮,裴广廷,等.氮添加对亚热带森林土壤有机碳氮组分的影响[J].环境科学研究,2016,29(1):67-76.
- [14] 尚旭冉,王克勤,宋娅丽,等.滇中亚高山森林土壤有机碳组分对模拟氮沉降的响应[J].福建农林大学学报(自然科学版),2020,49(6):838-845.
- [15] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota: A review[J].Soil Biology and Biochemistry,2011,43(9):1812-1836.
- [16] Li Q, Song X Z, Yrjälä K, et al. Biochar mitigates the effect of nitrogen deposition on soil bacterial community composition and enzyme activities in a *Torreya grandis* orchard[J].Forest Ecology and Management, 2020,457:e117717.
- [17] Li Y F, Hu S D, Chen J H, et al. Effects of biochar application in forest ecosystems on soil properties and greenhouse gas emissions: A review [J]. Journal of Soils and Sediments,2018,18:546-563.
- [18] Li Y C, Li Y F, Chang S X, et al. Biochar reduces soil heterotrophic respiration in a subtropical plantation through increasing soil organic carbon recalcitrancy and decreasing carbon-degrading microbial activity[J].Soil Biology and Biochemistry,2018,122:173-185.
- [19] Liu S W, Zhang Y J, Zong Y J, 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,2016,8:392-406.
- [20] Zhang R, Zhang Y L, Song L L, et al. Biochar enhances nut quality of *Torreya grandis* and soil fertility under simulated nitrogen deposition[J].Forest Ecology and Management,2017,391:321-329.
- [21] Lei Z F, Li Q, Song X Z, et al. Biochar mitigates dissolved organic carbon loss but does not affect dissolved organic nitrogen leaching loss caused by nitrogen deposition in Moso bamboo plantations[J].Global Ecology and Conservation,2018,16: e00494.
- [22] Yu Y C, Yang J Y, Zeng S C, et al. Soil pH, organic matter, and nutrient content change with the continuous cropping of *Cunninghamia lanceolata* plantations in South China [J]. Journal of Soils and Sediments, 2017,17(9):2230-2238.
- [23] Wang C Q, Xue L, Jiao R Z. Soil phosphorus fractions, phosphatase activity, and the abundance of *phoC* and *phoD* genes vary with planting density in subtropical Chinese fir plantations [J].Soil and Tillage Research,2021,209:e104946.
- [24] 焦宏哲,李欢,陈惠,等.氮沉降对杉木人工林土壤可溶性有机质数量和结构的影响[J].生态学报,2021,41(4):1593-1602.
- [25] Belay-Tedla A, Zhou X H, Su B, et al. Labile, recalcitrant, and microbial carbon and nitrogen pools of a tall-grass prairie soil in the US Great Plains subjected to experimental warming and clipping [J].Soil Biology and Biochemistry,2009,41(1):110-116.
- [26] 吴金水,林启美,黄巧云,等.土壤微生物生物量测定方法及其应用[M].北京:气象出版社,2006:54-95.
- [27] Zak D R, Holmes W E, Burton A J, et al. Simulated atmospheric  $\text{NO}_3^-$  deposition increases soil organic matter by slowing decomposition[J].Ecological Applications,2008,18(8):2016-2027.
- [28] Chang R Y, Zhou W J, Fang Y T, et al. Anthropogenic nitrogen deposition increases soil carbon by enhancing new carbon of the soil aggregate formation[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019,124:572-584.
- [29] 史登林,王小利,段建军,等.氮肥减量配施生物炭对黄壤稻田土壤有机碳活性组分和矿化的影响[J].应用生态学报,2020,31(12):4117-4124.
- [30] 高梦雨,江彤,韩晓日,等.施用炭基肥及生物炭对棕壤有机碳组分的影响[J].中国农业科学,2018,51(11):2126-2135.

- [31] Wang J Y, Xiong Z Q, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8 (3):512-523.
- [32] 赵世翔,于小玲,李忠徽,等.不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳及其组分的影响:对土壤活性有机碳的影响[J].*环境科学*,2017,38(1):333-342.
- [33] Ramirez K S, Craine J M, Fierer N. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18:1918-1927.
- [34] Neff J C, Townsend A R, Gleixner G, et al. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon[J]. *Nature*, 2002, 419:915-917.
- [35] 孙宇,彭天驰,李顺,等.模拟氮沉降对湿性常绿阔叶次生林土壤碳氮组分和酶活性的影响[J].*水土保持学报*,2019,33(2):235-243,250.
- [36] 张璐,张文菊,徐明岗,等.长期施肥对中国 3 种典型农田土壤活性有机碳库变化的影响[J].*中国农业科学*, 2009,42(5):1646-1655.
- [37] 张继旭,张继光,张忠锋,等.秸秆生物炭对烤烟生长发育、土壤有机碳及酶活性的影响[J].*中国烟草科学*, 2016,37(5):16-21.
- [38] Lu W W, Ding W X, Zhang J H, et al. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76:12-21.
- [39] 李明,李忠佩,刘明,等.不同秸秆生物炭对红壤性水稻土养分及微生物群落结构的影响[J].*中国农业科学*, 2015,48(7):1361-1369.
- [40] Zhong X L, Li J T, Li X J, et al. Physical protection by soil aggregates stabilizes soil organic carbon under simulated N deposition in a subtropical forest of China [J]. *Geoderma*, 2017, 285:323-332.
- [41] 涂利华,胡庭兴,张健,等.模拟氮沉降对华西雨屏区慈竹林土壤活性有机碳库和根生物量的影响[J].*生态学报*, 2010,30(9):2286-2294.
- [42] Evans C, Goodale C, Caporn S, et al. Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 91:13-35.
- [43] Waldrop M P, Zak D R. Response of oxidative enzyme activities to nitrogen deposition affects soil concentrations of dissolved organic carbon[J]. *Ecosystems*, 2006, 9:921-933.
- [44] Song D L, Chen L, Zhang S, et al. Combined biochar and nitrogen fertilizer change soil enzyme and microbial activities in a 2-year field trial[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2020, 99:e103212.
- [45] 肖欣娟,夏建国,马黛玉,等.茶渣生物质炭对茶园土壤有机碳及其活性组分的影响[J].*水土保持学报*, 2020, 34(6):294-300.
- [46] Pisani O, Frey S D, Simpson A J, et al. Soil warming and nitrogen deposition alter soil organic matter composition at the molecular-level [J]. *Biogeochemistry*, 2015, 123(3):391-409.
- [47] Smebye A, Alling V, Vogt R D, et al. Biochar amendment to soil changes dissolved organic matter content and composition[J]. *Chemosphere*, 2016, 142:100-105.
- [48] Tian J, Wang J Y, Dippold M, et al. Biochar affects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial community structure in a paddy soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 556:89-97.
- [49] Wang H, Mo J M, Lu X K, et al. Effects of elevated nitrogen deposition on soil microbial biomass carbon in major subtropical forests of southern China[J]. *Frontiers of Forestry in China*, 2009, 4(1):21-27.
- [50] Zheng J F, Chen J H, Pan G X, et al. Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from southwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 571:206-217.
- [51] 王传杰,肖婧,蔡岸冬,等.不同气候与施肥条件下农田土壤微生物生物量特征与容量分析[J].*中国农业科学*, 2017, 50(6):1067-1075.