

DOI: 10.13870/j.cnki.stbxb.2026.04.023

CSTR: 32310.14.stbxb.2026.04.023

梁梦露, 陈俊辉, 叶雪珠, 等. 生物质炭施用对稻田土壤有机碳组分、酶活性及微生物残体碳积累的影响[J]. 水土保持学报, 2026, 40(4): 196-204.

Liang Menglu, Chen Junhui, Ye Xuezhu, et al. Effects of biochar application on soil organic carbon fractions, enzyme activities, and microbial necromass carbon accumulation in paddy soils[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2026, 40(4): 196-204.

生物质炭施用对稻田土壤有机碳组分、 酶活性及微生物残体碳积累的影响

梁梦露^{1,2}, 陈俊辉¹, 叶雪珠², 张 棋², 肖文丹², 石其伟³, 陈 德²

(1. 浙江农林大学环境与资源学院碳中和学院, 全省土壤修复与质量提升重点实验室, 杭州 311300;

2. 农产品质量安全全国重点实验室, 全省土壤修复与质量提升重点实验室, 浙江省农业科学院环境资源与土壤肥料研究所, 杭州 310021; 3. 绍兴市柯桥区农业水产技术推广站, 浙江 绍兴 312030)

摘 要: [目的] 为探讨生物质炭施用对稻田土壤有机碳(SOC)总量及微生物残体碳(MNC)等关键有机碳组分积累的影响及机制。[方法] 通过田间试验, 分析一次性施用玉米秸秆生物质炭 20 (M20)、30 (M30)、40 t/hm² (M40) 5 a 后 MNC 等土壤有机碳组分及酶活性等的变化。[结果] 与对照(不施炭)相比, 生物质炭处理使土壤 SOC、颗粒态有机碳(POC)、矿物结合态有机碳(MAOC)含量分别提高 19.4%~45.0%、36.3%~65.3%、13.4%~47.2%, 但土壤可溶性有机碳(DOC)和土壤微生物量碳(MBC)分别降低 9.8%~29.2%、19.5%~29.1%。生物质炭处理对氨基甘露糖、氨基葡萄糖、胞壁酸和氨基半乳糖等生物标志物含量、真菌残体碳(FNC)及细菌残体碳(BNC)含量无显著影响。然而施炭处理使土壤 FNC、BNC 及 MNC 对 SOC 的贡献率显著降低 16.6%~32.4%、16.7%~27.2%、17.0%~30.8%。M30 处理土壤多酚氧化酶(PHOX)、过氧化物酶(PERO)、 α -葡萄糖苷酶(AG)、 β -D-纤维二糖水解酶(CB)、 β -木糖苷酶(XYL)活性分别显著降低 19.8%、24.7%、32.7%、34.2%、33.7%。相关性分析表明, MNC 对 SOC 的贡献率与 pH、POC 和 MAOC 呈显著负相关, 而与 MBC 和部分水解酶活性呈正相关。随机森林模型预测结果显示, MAOC 和 pH 是决定 MNC 对 SOC 贡献的主要驱动因素。[结论] 生物质炭的施用有利于提高土壤有机碳的积累和稳定, 这主要是通过促进颗粒态有机碳和矿物结合态有机碳(而非微生物残体碳)的积累, 研究结果可为应用生物质炭提升稻田土壤固碳能力提供理论参考。

关键词: 生物质炭; 真菌残体碳; 有机碳形态; 颗粒态有机碳; 矿物结合态有机碳; 土壤固碳

中图分类号: S154.3

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2026)04-0196-09

Effects of Biochar Application on Soil Organic Carbon Fractions, Enzyme Activities, and Microbial Necromass Carbon Accumulation in Paddy Soils

Liang Menglu^{1,2}, Chen Junhui¹, Ye Xuezhu², Zhang Qi², Xiao Wendan², Shi Qiwei³, Chen De²

(1. Zhejiang Key Laboratory of Soil Remediation and Quality Improvement, College of Environment and Resources and College of Carbon Neutrality, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 2. State Key Laboratory for Quality Safety of Agro-Products, Zhejiang Key Laboratory of Soil Remediation and Quality Improvement, Institute of Environmental Resources, Soil and Fertilizer, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China; 3. Keqiao Agricultural and Aquatic Technology Promotion Station, Shaoxing, Zhejiang 312030, China)

Abstract: [Objective] This study investigates the effects and mechanisms of biochar application on the accumulation of total soil organic carbon (SOC) and key organic carbon fractions such as microbial necromass carbon (MNC) in paddy soils. [Methods] A field experiment was conducted to analyze the changes in SOC fractions, such as MNC and enzyme activities, five years after a one-time application of maize straw biochar at

收稿日期: 2026-01-19

修回日期: 2026-03-03

录用日期: 2026-03-30

网络首发日期(www.cnki.net): 2026-04-22

资助项目: 国家重点研发计划项目(2023YFD1901800); 浙江省“三农九方”科技协作计划项目(2025SNJF018, 2020SNLF004)

第一作者: 梁梦露(1991—), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤固碳与培肥研究。E-mail: 15858213893@163.com

通信作者: 石其伟(1980—), 女, 高级农艺师, 硕士, 主要从事土壤肥料与植物营养技术推广研究。E-mail: 24038943@qq.com;

陈德(1986—), 男, 博士, 副研究员, 硕士生导师, 主要从事土壤污染防治与改良培肥研究。E-mail: chendeabcd@163.com

<http://stbxb.alljournal.com.cn>

rates of 20 t/hm² (M20), 30 t/hm² (M30), and 40 t/hm² (M40). [Results] Compared with the control (no biochar application), biochar treatments increased the contents of SOC, particulate organic carbon (POC), and mineral-associated organic carbon (MAOC) by 19.4%-45.0%, 36.3%-65.3%, and 13.4%-47.2%, respectively, whereas dissolved organic carbon (DOC) and microbial biomass carbon (MBC) decreased by 9.8%~29.2%, and 19.5%-29.1%, respectively. Biochar treatments had no significant effects on the contents of biomarkers such as mannosamine, glucosamine, muramic acid, and galactosamine, nor on fungal necromass carbon (FNC) and bacterial necromass carbon (BNC). However, biochar treatments significantly reduced the contribution rates of FNC, BNC, and MNC to SOC by 16.6%-32.4%, 16.7%-27.2%, and 17.0%-30.8%, respectively. The M30 treatment significantly decreased the activities of polyphenol oxidase (PHOX), peroxidase (PERO), α -glucosidase (AG), β -D-cellobiohydrolase (CB), and β -xylosidase (XYL) by 19.8%, 24.7%, 32.7%, 34.2%, and 33.7%, respectively. Correlation analysis indicated that the contribution rate of MNC to SOC was significantly negatively correlated with pH, POC, and MAOC, and positively correlated with MBC and some hydrolytic enzyme activities. Random forest model prediction showed that MAOC and pH were the main driving factors determining the contribution of MNC to SOC. [Conclusion] Biochar application enhances the accumulation and stability of SOC mainly by promoting the accumulation of POC and MAOC rather than MNC. The results provide a theoretical reference for improving soil carbon sequestration in paddy soils through biochar application.

Keywords: biochar; fungal necromass carbon; organic carbon fractions; particulate organic carbon; mineral-associated organic carbon; soil carbon sequestration

Received: 2026-01-19

Revised: 2026-03-03

Accepted: 2026-03-30

Online(www.cnki.net): 2026-04-22

土壤是陆地生态系统最大的有机碳库,全球土壤储存的有机碳量约是大气碳库的3.3倍,植被碳库的4.5倍,其微小变化将对全球陆地碳循环产生重要影响^[1-2]。水稻土是我国的主要土壤类型之一,在“碳达峰碳中和”和保障粮食安全生产的背景下,如何增加稻田土壤SOC的积累及稳定对减缓气候变化、促进土壤健康等均具有重要意义^[3]。

土壤有机碳的赋存形态是影响其积累和稳定的重要因子,其中颗粒态有机碳(particulate organic carbon, POC)和矿物结合态有机碳(mineral-associated organic carbon, MAOC)是土壤SOC的重要组成部分。POC主要由未完全分解的植物源残体碎片等组成,周转速度较快^[4],而MAOC主要来自微生物源有机碳及部分未完全分解的植物残体有机碳与土壤中的金属氧化物及黏土矿物相互作用形成,因受土壤矿物等的物理化学保护而不易被土壤微生物分解,是土壤中的稳定碳库^[5]。近年来,随着土壤微生物研究的不断深入,发现土壤微生物在调节有机碳形态和稳定性中占主导地位。微生物碳泵理论指微生物主要通过同化作用将植物源碳和大气CO₂转化成自身的生物量与代谢产物,死亡后形成更复杂的微生物残体碳(microbial necromass carbon, MNC),其性质稳定,可进一步与土壤矿物表面相互作用形

成稳定的MAOC^[6]。氨基糖是土壤微生物残体的重要生物标志物,目前普遍用其来表征微生物残体碳的含量^[7],其中氨基葡萄糖(GluN)可用于表征真菌残体碳(fungal necromass carbon, FNC)、胞壁酸(MurN)可用于表征细菌残体碳(bacterial necromass carbon, BNC)。Wang等^[7]研究发现,MNC在草地和农田生态系统中对SOC的贡献超过50%;宋文婕等^[8]分析显示,全球尺度上MNC占SOC的比例高达46.47%。尽管如此,不同环境条件及管理模式下,MNC在SOC中的贡献仍存在较大差异。主要受气候因素、土壤理化性质、施肥等田间管理措施、微生物和酶活性等因素的综合影响^[9]。

生物质炭是将秸秆、木材、畜禽粪便等生物质在无氧或限氧条件下,经高温热裂解形成的富含惰性碳的固体产物,具有疏松多孔的结构、高比表面积及丰富的含氧官能团和无机矿物组分^[10]。近年来,生物质炭作为一种多功能材料被广泛用于土壤改良培肥。生物质炭可直接促进土壤微生物生长代谢,而惰性碳组分可直接快速提升土壤有机碳含量而不易分解,并且其多孔结构和活性官能团能有效结合土壤有机质组分,增加对土壤原有SOC的物理化学保护,进一步稳定土壤有机碳库^[11-12]。然而,目前生物质炭对土壤,尤其是稻田土壤MNC积累的影响尚

不清楚,对土壤POC和MAOC积累的影响也相对较少,相关报道^[13]结果存在较大差异。在农田生态系统,Dai等^[14]研究发现,生物质炭对MNC无显著影响;吴秀兰^[15]研究发现,水田中添加生物质炭显著减少FNC和MNC;而崔珂^[16]研究发现,虽然生物质炭添加显著增加FNC、BNC、FNC含量,但显著降低三者SOC中的占比。多数报道聚焦于室内培养或者短期的田间试验,在中长期田间条件下,施用生物质炭对土壤MNC、POC、MAOC等有机碳组分积累及微生物活性的影响及机制尚不清楚。因此,本研究拟通过田间试验探究一次性施用不同用量生物质炭(20~40 t/hm²)5 a后稻田土壤MNC、POC和MAOC等有机碳组分含量,酶活性及微生物量的变化,探讨生物质炭施用对土壤有机碳积累及稳定的影响及机制,旨在为我国南方稻田土壤固碳培肥提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

田间试验用地位于浙江省绍兴市柯桥区平水镇(29°56′34″N,120°38′10″E)。该区域属亚热带季风气候,年平均气温为17.0℃,年平均降水量1469.8 mm,年日照时间1803.9 h。试验地土壤类型为脱潜潜育型水稻土,青紫泥田土属。试验地土壤基础性质为pH 5.06,有机碳32.8 g/kg,全氮2.9 g/kg,碱解氮221 mg/kg,全磷0.3 g/kg,有效磷4.9 mg/kg,速效钾49.9 mg/kg。

1.2 供试材料

试验所用生物质炭为玉米秸秆生物质炭,购自黑龙江大庆市金土地生物质材料制造有限公司,生产设备为转窑式连续炭化炉,炭化温度约为400~550℃。生物质炭基本性质为pH 8.30,总碳、氧、氢、氮及硫含量分别为73.6%、11.2%、1.6%、0.79%、0.075%,灰分11.8%,有机碳59.8%,比表面积2.18 m²/g。

1.3 试验设计

田间试验始于2020年4月,试验设置不施生物质炭对照(CK)、施用玉米秸秆炭20 t/hm²(M20)、30 t/hm²(M30)和40 t/hm²(M40)4个处理。每个处理设置3次重复,随机区组排列,共12个小区,每个小区面积30 m²。生物质炭在2020年4月一次性撒入,并用锄头充分混匀至0~20 cm土层,试验期间每年种植水稻,除生物质炭以外,施肥、水分管理及病虫害防控等其他田间管理措施与当地种植大户常规操作一致。

1.4 样品采集

土壤样品采集于2025年4月,用不锈钢土钻按

“S”形采集土壤样品后形成混合样,每个小区采集5个点位,采集深度0~20 cm。土壤样品带回实验室后去除杂质过2 mm筛,混匀,分成3份,一份自然风干用于土壤化学性质测定;一份放在4℃保存,用于土壤酶活性和微生物生物量碳氮测定;剩余的土壤冷冻干燥后保存至-70℃冰箱,用于氨基糖等参数测定。

1.5 测定指标与方法

1.5.1 土壤化学性质的测定 土壤化学性质分析测定参考《土壤农业化学分析方法》^[17]。土壤pH采用pH计按土水比1:2.5测定;SOC采用重铬酸钾外加热法测定;全氮(TN)采用全自动凯氏定氮仪测定(K1100,山东海能);全磷(TP)采用浓硫酸-高氯酸消解、钼锑抗比色法测定;土壤碱解氮(AN)采用碱解扩散法测定;有效磷(AP)采用氟化铵-盐酸浸提、磷钼蓝比色法测定;速效钾(AK)采用醋酸铵浸提、火焰光度计测定。

1.5.2 土壤酶活性和微生物生物量碳的测定 土壤水解酶活性分析采用微孔板荧光法,其原理为利用底物与酶水解释放4-甲基伞形酮酞进行荧光检测,通过荧光强度的变化反映酶活性。测定 α -葡萄糖苷酶(AG)、 β -葡萄糖苷酶(BG)、 β -D-纤维二糖水解酶(CB)和 β -木糖苷酶(XYL)4种胞外酶的活性。土壤多酚氧化酶(PHOX)和过氧化物酶(PERO)活性采用DeForest^[18]报道的方法,以L-3,4-二羟基苯丙氨酸(L-DOPA)为底物酶活性进行微孔板分光光度法测定,以nmol产物每g土壤每h表示。土壤微生物生物量碳(MBC)采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提-TOC分析仪进行测定^[19]。

1.5.3 土壤颗粒态有机碳和矿物结合态有机碳的测定 土壤POC和MAOC含量测定参照Cotrufo等^[20]的方法。称取5.00 g过2 mm筛的风干土样,放入50 mL离心管中,加入25 mL 5 g/L的六偏磷酸钠溶液后放入摇床,按180 r/min的转速振荡20 h,振荡后的悬浊液过0.053 mm筛,利用去离子水少量多次冲洗,至筛下流水呈无色,分别收集筛上和筛下的土壤样品,置于烘箱内60℃烘干、称重、研磨、过0.149 mm筛。采用重铬酸钾外加热法测定筛上部分土壤的有机碳含量并按比例换算得到原土POC含量,差值法得到MAOC含量。

1.5.4 微生物残体碳的测定 采用氨基糖生物标志物法^[21]指示微生物残体碳含量。在105℃下用10 mL 6 mol/L的HCl溶液处理经冷冻干燥的土壤样品(过0.149 mm筛)8 h,将水解产物过滤并在40℃下烘干,然后将烘干后的残余物重新悬浮,并在pH 6.6~6.8下

通过 KOH 溶液中中和纯化,将离心后获得的上清液冷冻干燥并重新溶解在甲醇中,回收的氨基糖在 75~80 ℃ 300 μL 衍生化试剂中衍生化,提取后获得的氨基糖在 Agilent 1 100 系统上定量。肌醇被用作氨基糖生物标志物的内标,特别是氨基甘露糖(mannosamine)、氨基葡萄糖(glucosamine, GluN)、胞壁酸(muramic acid, MurN)和氨基半乳糖(galactosamine)。

细菌、真菌残体碳分别由胞壁酸、氨基葡萄糖通过计算转换得到,微生物残体碳为真菌和细菌残体碳的总和,计算公式为:

$$C_{BNC}=45\times C_{MurN} \tag{1}$$

$$C_{FNC}=\left[C_{GluN}/179.17-2\times C_{MurN}/251.23\right]\times 179.17\times 9 \tag{2}$$

$$C_{MNC}=C_{BNC}+C_{FNC} \tag{3}$$

式中: C_{MurN} 为胞壁酸质量分数, μg/g; C_{GluN} 为氨基葡萄糖质量分数, μg/g。胞壁酸和细菌残体碳的转换系数为 45;氨基葡萄糖和真菌残体碳的转换系数为 9;GluN 的分子质量为 179.17;MurN 的分子质量为 251.23;细菌细胞壁中胞壁酸与氨基葡萄糖的摩尔比例约为 1:2。

1.6 数据分析

利用 Excel 2010 软件进行数据整理,用 SPSS 21 软件进行统计分析,采用单因素方差分析法(one-way ANOVA)分析不同生物质炭处理间的差异,当方差分析具有显著差异时($p<0.05$),利用 LSD 法对处理间平均数进行多重比较。变量间相关性用 Pearson 相关系数(R)表示,并用 Origin 2024 软件作图。用 SPSS 21 软件作参数间的相关性分析,通过 R 语言 randomForest 包进行随机森林回归分析,评估不同有机碳组分与环境因子间的关系。

2 结果与分析

2.1 土壤化学性质

施用生物质炭 5 a 后, M30 和 M40 处理土壤 pH 与 CK 相比分别显著增加 0.19、0.27 个单位(表 1)。各施炭处理土壤有机碳和全氮含量均显著高于对照,有机碳含量均随着施炭量的增加而增加,与 CK 相比, M20、M30 和 M40 处理土壤有机碳含量分别显著增加 19.4%、23.5%、45.0%,土壤全氮含量分别显著提高 5.0%、12.2%、9.7%。M40 处理土壤全磷含量显著提高 19.3%, M30 处理土壤有效磷和速效钾含量分别比 CK 提高 30.5% 和 11.7%。

表 1 不同处理土壤化学性质
Table 1 Soil chemical properties under different treatments

处理	pH	有机碳/ (g·kg ⁻¹)	全氮/ (g·kg ⁻¹)	全磷/ (g·kg ⁻¹)	碱解氮/ (mg·kg ⁻¹)	有效磷/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾/ (mg·kg ⁻¹)
CK	5.30±0.09b	32.77±1.56c	3.24±0.02c	0.31±0.01b	245.39±34.51a	6.39±0.81b	49.94±3.83b
M20	5.44±0.08ab	39.11±1.72b	3.41±0.11b	0.35±0.02ab	252.52±24.35a	7.87±0.15ab	54.67±2.48ab
M30	5.49±0.07a	40.47±2.28b	3.64±0.03a	0.36±0.01ab	261.22±16.94a	8.35±1.27a	55.80±1.40a
M40	5.57±0.10a	47.51±3.45a	3.56±0.06a	0.37±0.04a	260.53±21.88a	6.97±0.32ab	52.34±3.23ab

注: CK、M20、M30、M40 分别为不施炭对照、玉米秸秆炭 20、30、40 t/hm² 处理;表中数值为平均值±标准差;同列中无相同字母表示处理之间差异显著($p<0.05$)。下同。

2.2 土壤有机碳组分

由图 1 可知,与对照相比,各生物质炭处理显著增加土壤 POC 和 MAOC 含量, M20、M30 和 M40 处理分别使 POC 增加 36.3%、65.3% 和 37.5%,使 MAOC 含量提高 13.4%、13.5% 和 47.2%。与对照相比, M20、M30 和 M40 处理分别使可溶性有机碳(DOC)含量显著降低 29.2%、9.8% 和 20.1%,使微生物生物量碳(MBC)含量降低 20.2%、29.1% 和 19.5%,其中 M30 处理降低幅度最大。

2.3 土壤水解酶和氧化酶

由图 2 可知,与 CK 相比, M30 处理土壤多酚氧化酶(PHOX)显著降低 19.8%, M20 和 M30 处理土壤过氧化物酶(PERO)分别显著降低 39.7% 和 24.7%,而 M40 无显著变化。与 CK 相比, M30 和 M40 处理土壤 α-葡萄糖

糖苷酶(AG)含量分别显著降低 32.7% 和 19.0%, M40 处理土壤 β-葡萄糖苷酶(BG)含量显著降低 26.5%; M30 处理的 β-D-纤维二糖水解酶(CB)含量和 β-木糖苷酶(XYL)含量分别显著降低 34.2% 和 33.7%。

2.4 土壤微生物残体碳

由表 2 可知,各处理土壤胞壁酸、氨基葡萄糖、氨基甘露糖和氨基半乳糖含量分别为 50.7~53.0、550.6~588.5、46.6~51.5、403.0~432.2 mg/kg,与对照相比均无显著差异。不同处理土壤真菌残体碳、细菌残体碳、微生物残体碳的含量分别为 4 288.2~4 630.4、2 141.1~2 316.8、6 605.0~6 786.4 mg/kg,真菌残体碳含量高于细菌残体碳。各生物质炭处理的真菌残体碳、细菌残体碳和总微生物残体碳与对照相比均无显著差异。

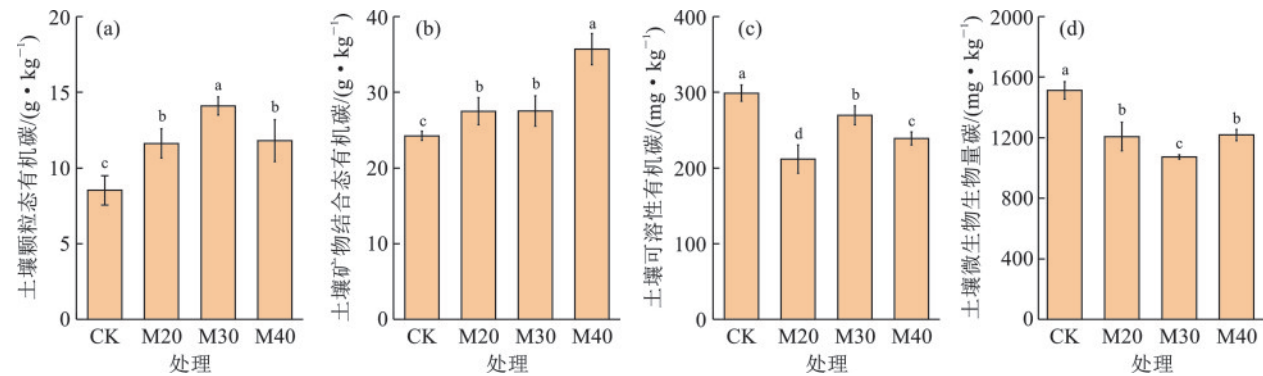


图1 不同处理土壤有机碳组分
Fig.1 Soil organic carbon fractions under different treatments

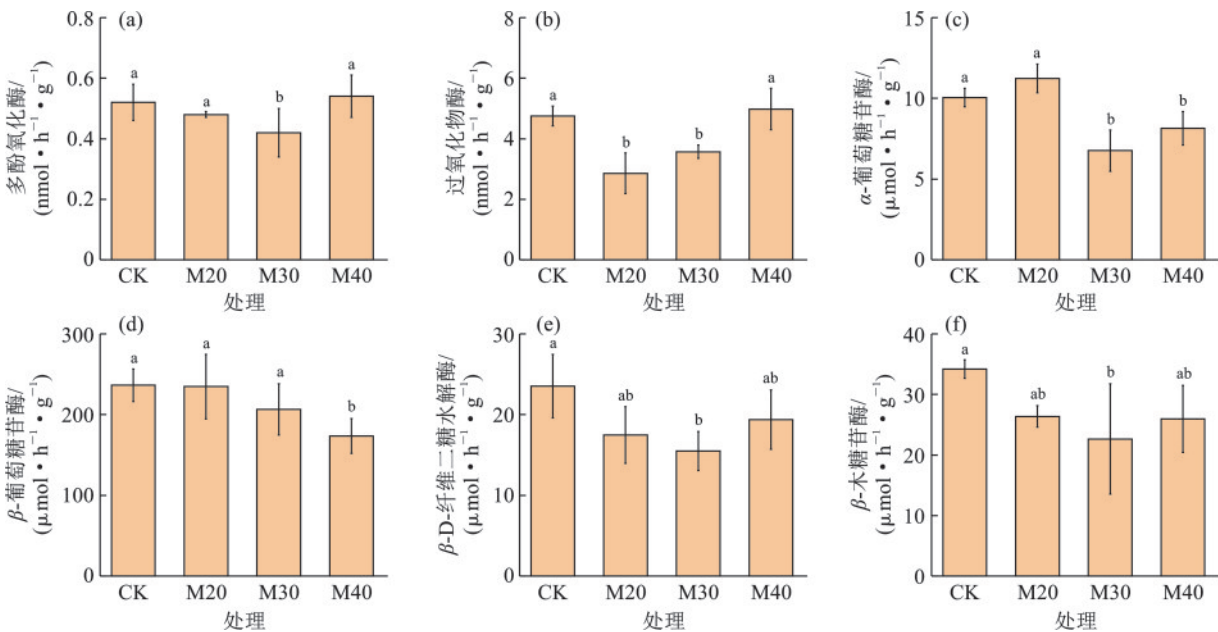


图2 不同处理土壤碳循环相关酶活性
Fig.2 Activities of carbon cycle-related enzymes in soils under different treatments

表 2 不同处理土壤氨基糖与微生物残体碳含量

Table 2 Contents of soil amino sugars and microbial necromass carbon under different treatments								mg/kg
处理	胞壁酸	氨基葡萄糖	氨基甘露糖	氨基半乳糖	细菌残体碳	真菌残体碳	总微生物残体碳	
CK	51.86±1.22a	588.46±9.81a	47.58±1.11a	432.15±7.93a	2 141.12±50.01a	4 630.41±72.90a	6 771.53±122.77a	
M20	50.70±5.76a	584.26±64.73a	46.60±5.74a	414.35±42.35a	2 096.85±258.23a	4 607.42±508.81a	6 704.27±766.87a	
M30	52.96±2.66a	585.37±13.34a	48.84±2.74a	417.59±11.67a	2 197.84±123.51a	4 588.55±86.74a	6 786.39±209.32a	
M40	51.93±4.70a	550.55±58.21a	51.48±2.36a	403.04±44.50a	2 316.75±106.09a	4 288.24±463.99a	6 604.99±387.92a	

由图3可知,M20、M30和M40各处理中FNC/SOC相比对照分别显著减少16.6%、19.7%和32.4%,BNC/SOC分别显著降低17.9%、16.7%和27.2%,MNC/SOC分别显著降低17.0%、18.7%和30.8%。

2.5 有机碳组分与环境因子相关性分析及预测模型
相关分析(图4)表明,SOC、TP与BNC显著正相关,MBC、XYL均与FNC/SOC、BNC/SOC及MNC/SOC显著正相关,pH、SOC、TN和MAOC则与三者呈显著负相关。BG与FNC/SOC和MNC/SOC显著正相关,而POC与BNC/SOC和MNC/SOC显著负相关。

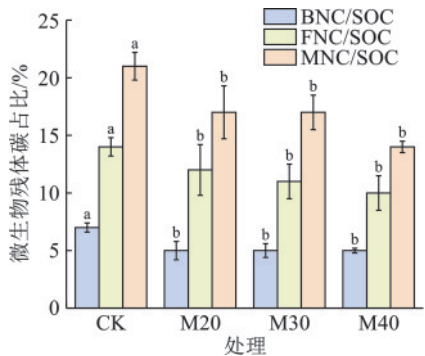
随机森林模型预测结果显示,对于BNC/SOC贡献最高的因子是MAOC,对于FNC/SOC有显著影响的是MAOC、pH和TN,对于MNC/SOC有显著影响的是MAOC和pH(图5)。

3 讨论
3.1 生物质炭对稻田土壤微生物残体碳等有机碳组分积累的影响

本研究发现,施用生物质炭5 a后土壤有机碳(SOC)仍显著高于对照。首先,源于生物质炭本身为稳定富碳物质,施入土壤后能够抵抗微生物的分

解,从而长期稳定存在^[11,22];其次,生物质炭对土壤养分的提升可能通过增加作物根系和秸秆的生物量输入,从而进一步促进土壤有机碳的积累^[22-23]。生物质炭施用对氮磷等土壤养分仍具有较好的提升作用,除生物质炭自身输入的养分外,其发达的孔隙结构、较大的比表面积、丰富的表面含氧官能团也有利于土壤养分的固持与富集^[23-24]。施用生物质炭处理也显著增加土壤 POC 和 MAOC 含量,但降低土壤 DOC 和 MBC 含量。与此相似,崔珂^[16]的田间试验表明,在壤土中一次性施用 20 t/hm² 玉米秸秆生物质炭也显著提高土壤 POC 和 MAOC 含量;而 DOC 和 MBC 无显著变化。已有研究^[13]表明,生物质炭可一定程度提高土壤 POC 和 MAOC 含量,但对土壤 DOC、MBC 和 MNC 的影响因生物质炭性质、用量、土壤类型、施用年限等差异较大。生物质炭增加土壤 POC 含量主要在于一方面其促进植物生长、吸附植物残体、微生物分解产物及外源有机碳,减少有机碳的矿化;另一方

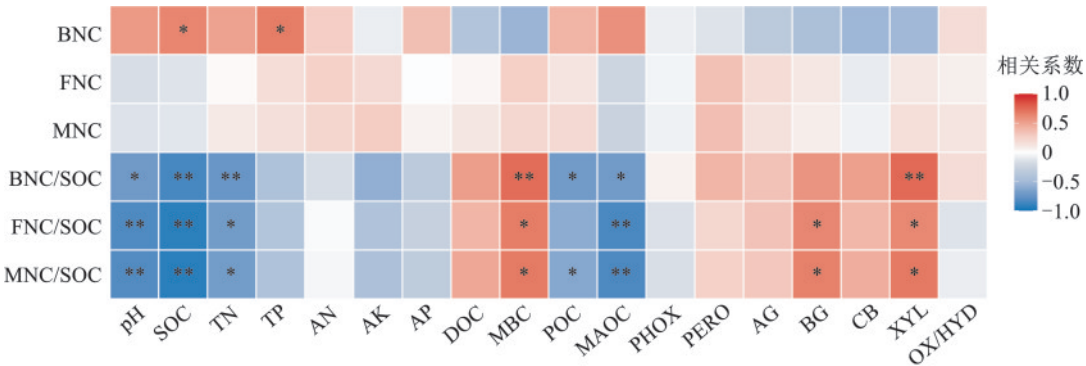
面,生物质炭可能通过促进土壤团聚体形成等途径对土壤颗粒有机质进行物理阻隔与保护^[25-26]。生物质炭表面的含氧官能团可与土壤有机-矿物复合体结合,从而有助于促进土壤 MAOC 的形成^[13]。



注:BNC/SOC 为细菌残体碳在土壤有机碳中的贡献率;FNC/SOC 为真菌残体碳在土壤有机碳中的贡献;MNC/SOC 为总微生物残体碳在土壤有机碳中的贡献。下同。

图3 不同处理微生物残体碳在土壤有机碳的占比

Fig.3 Proportion of microbial necromass carbon in soil organic carbon under different treatments



注:OX/HYD 为氧化酶/水解酶比值;*表示 $p < 0.05$; **表示 $p < 0.01$ 。下同。

图4 不同处理土壤微生物残体碳与土壤化学性质的相关性

Fig.4 Correlations between soil microbial necromass carbon and soil chemical properties under different treatments

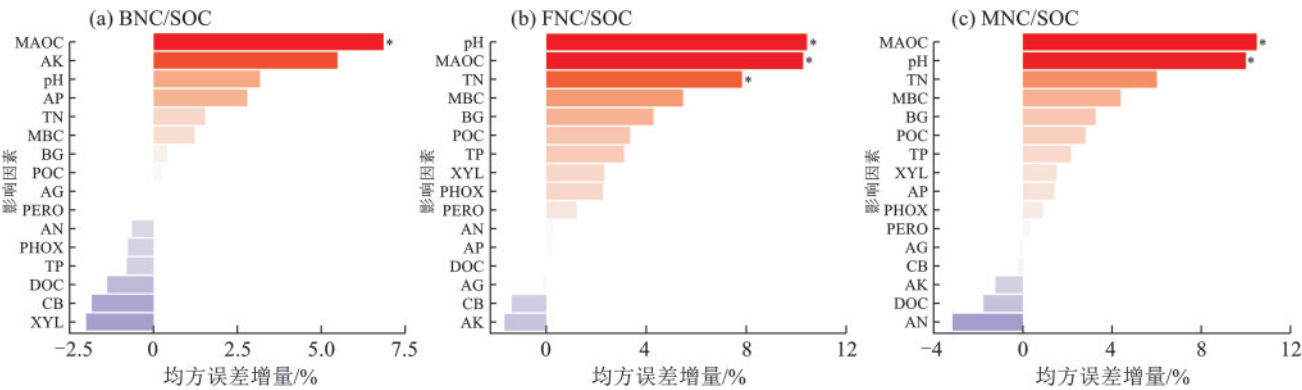


图5 随机森林模型预测的影响微生物残体碳的生物及非生物因素

Fig.5 Biotic and abiotic factors affecting microbial biomass carbon predicted by random forest model

本研究发现,生物质炭对土壤 BNC、FNC 及 MNC 含量无显著影响,而 BNC、FNC 和 MNC 占 SOC 的比例均显著下降。微生物残体碳对生物质炭的响应特征可能与稻田独特的氧化还原环境有关。水稻土长期干湿交替驱动铁锰氧化物频繁发生还原-

氧化循环,可能对生物质炭-矿物-微生物残体交互作用产生双重影响。一方面,氧化条件下铁锰氧化物作为“活性胶结剂”,可强烈吸附微生物残体及生物质炭颗粒,促进有机-矿物复合体形成^[27];另一方面,还原条件下铁锰氧化物溶解,可能释放先前被保护

的残体碳,使其重新暴露并被微生物分解。“固定-释放”的动态平衡可能使得微生物残体碳的净积累被抵消。此外,生物质炭对土壤微生物残体碳积累的影响受施用方式和周期等众多因素的影响^[13,16]。比如,短期内生物质炭的易分解组分刺激微生物活性,从而促进FNC的积累^[28];随着老化进程的推进,生物质炭表面氧化与矿物复合体形成^[29],其多孔结构和表面化学特性更有利于细菌群落的定殖与代谢^[30],导致BNC比例上升。生物质炭施用量也是显著影响微生物残体碳积累的重要因素。高用量生物质炭也更有利于提高土壤pH、C/N比和芳香碳比例,抑制真菌群落活性,尤其是几丁质降解相关真菌^[31],从而降低FNC的积累。高生物质炭用量导致的高土壤C/N比可能促使微生物分解利用死亡残体以获取氮源^[32-33]。

3.2 生物质炭对土壤微生物生物量及酶活性的影响

生物质炭施用5 a后降低MBC含量及部分水解酶及氧化酶活性。Zhu等^[34]通过田间试验发现,在旱地土壤施用生物质炭的第1 a土壤MBC增加3.7%~57%,而第2 a则降低30.7%~32%。也有研究^[35-36]发现,与典型稻田相比,生物质炭更容易提高旱地土壤微生物量碳,可能是因为生物质炭的添加改善土壤孔隙结构和通气性,从而促进土壤微生物活性提高。然而,生物质炭对酸性水稻土微生物生物量和酶活性存在抑制效应。首先,可能是由于稻田处于长期淹水状况不利于微生物大量繁殖,且生物质炭的多孔结构及丰富的表面官能团对底物、养分及土壤酶具有较强的吸附能力,从而降低土壤酶及其可利用底物浓度,抑制微生物及酶活性^[37]。其次,土壤pH是影响微生物群落结构与活性的关键因子,生物质炭较大幅度提高酸性土壤pH,可能抑制适应酸性环境的主导微生物类群(如部分酸杆菌门细菌),从而降低整体微生物生物量及相关酶活性^[37-38]。生物质炭本身是以芳香化结构为主的难降解碳源,其大量输入极大改变土壤有机碳库的化学组成与可利用性,增强物理化学保护作用,可能导致易被微生物快速同化的组分有效性降低,从而导致微生物生物量下降,微生物合成水解酶活性也随之减弱^[10,37]。

3.3 微生物残体碳对土壤有机碳积累的贡献及关键影响因子

本研究中,不同用量生物质炭处理未影响FNC、BNC、MNC含量,但显著降低其在SOC中的占比。与生物质炭直接增加惰性碳输入、大幅提高土壤有机碳含量,导致不同微生物残体碳占比显著下降有关。尽管生物质炭5 a后仍能有效提高土壤有机碳总量及矿物结合态等稳定性有机碳组分的含量,但微生物残

体碳并非提升土壤有机碳的主要途径。随机森林模型预测结果显示,MAOC和pH是决定微生物残体碳对有机碳贡献的主要驱动因素。本研究中,一次性施用生物质炭5 a后仍能较大幅度提升土壤pH,可能不利于偏好酸性环境的微生物生长,导致微生物残体碳无显著积累;相反,土壤高pH和碳氮比环境可能改变微生物群落结构^[33],进而影响微生物残体碳生成与稳定。土壤pH的升高也影响关键水解酶(如CB、XYL)和氧化酶(如PHOX)活性。生物质炭处理下土壤酶活性显著降低,表明微生物生长代谢缓慢,减少新鲜有机质的分解通量和自身同化-死亡迭代周转,最终减少微生物残体的产生。MAOC代表与土壤黏粒和金属氧化物紧密结合的高度稳定碳库,其含量高低直接决定MNC稳定性和土壤保护碳的能力^[25]。在生物质炭处理下,土壤矿物、有机胶结物质与生物质炭颗粒结合,一方面促进土壤MAOC含量,直接贡献于总有机碳库;另一方面,其表面丰富的官能团和矿物界面还可能优先吸附微生物残体或其前体物质,从而影响残体碳的最终归属^[26]。因此,MAOC的提升既可能通过竞争吸附降低游离态残体碳的有效性,也可能通过物理化学保护增强已结合残体碳的稳定性,综合表现为对残体碳占比的关键调控。本研究结果表明,生物质炭在水稻土中长期固碳效应可能并非主要通过促进微生物碳泵路径(即微生物同化-死亡-稳定化)实现,而是通过以下路径主导土壤有机碳积累:一方面,生物质炭自身难降解的碳结构作为外源碳直接贡献于有机碳库;另一方面,生物质炭多孔结构和高比表面积通过吸附可溶性有机碳、促进团聚体形成等物理化学机制,增强POC和MAOC的积累及稳定性。因此,本研究推测在高碳用量下,生物质炭稻田固碳效应更倾向于物理化学保护主导模式,而非微生物碳泵介导的生物合成主导模式。

4 结 论

一次性施用20~40 t/hm²生物质炭5 a后,不同生物质炭处理显著提高颗粒态有机碳和矿物结合态有机碳含量,促进酸性水稻土有机碳积累。然而,生物质炭对土壤微生物残体碳总量无显著影响,并降低微生物残体碳对土壤有机碳的贡献。降低效应一方面与生物质炭降低土壤可溶性碳、微生物量碳等活性有机碳含量和微生物介导的水解酶和氧化酶活性有关;另一方面,与生物质炭直接促进土壤惰性碳含量并促进矿物结合态有机碳含量密切相关。生物质炭对水稻土稳定有机碳的积累主要通过物理化学保护作用而非“微生物碳泵”介导的生物合成作用,为南方酸性稻田土壤固碳培肥技术提供理论参考。

参考文献:

- [1] Scharlemann J P, Tanner E V, Hiederer R, et al. Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool[J]. Carbon Management, 2014, 5(1): 81-91.
- [2] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security [J]. Science, 2004, 304 (5677): 1623-1627.
- [3] Lehmann J, Kleber M. The contentious nature of soil organic matter[J]. Nature, 2015, 528(7580): 60-68.
- [4] Sokol N W, Bradford M A. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(1): 46-53.
- [5] He Jinhong, Nie Yanxia, Tan Xiangping, et al. Latitudinal patterns and drivers of plant lignin and microbial necromass accumulation in forest soils: Disentangling microbial and abiotic controls[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2024, 194: e109438.
- [6] Meena M, Dheebakaran J, Rangasamy A, et al. Microbial carbon dynamics in tropical forests: Linking soil processes to atmospheric impacts under climate stress [J]. Science of the Total Environment, 2025, 991: e179918.
- [7] Wang Baorong, An Shaoshan, Liang Chao, et al. Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2021, 162: e108422.
- [8] 宋文婕, 梁誉正, 陶贞, 等. 微生物介导的土壤有机碳动态研究进展[J]. 地球科学进展, 2023, 38(12): 1213-1223.
- Song Wenjie, Liang Yuzheng, Tao Zhen, et al. Advances on soil organic carbon dynamics mediated by microorganisms[J]. Advances in Earth Science, 2023, 38(12): 1213-1223.
- [9] 张浩林, 李娅芸, 胡洋, 等. 不同退化程度高寒草地土壤微生物残体和球囊霉素积累及其对有机碳的贡献[J]. 应用生态学报, 2025, 36(3): 911-917.
- Zhang Haolin, Li Yayun, Hu Yang, et al. Accumulation of microbial necromass and glomalin and their contribution to organic carbon in alpine grasslands with different degradation degrees[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2025, 36(3): 911-917.
- [10] Joseph S, Cowie A L, Van Zwieten L, et al. How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar[J]. Bioproducts for a Sustainable Bioeconomy, 2021, 13 (11): 1731-1764.
- [11] 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 and Environment, 2015, 206: 46-59.
- [12] Yuan Yuhuan, Liang Yao, Cai Hongguang, et al. Soil organic carbon accumulation mechanisms in soil amended with straw and biochar: Entombing effect or biochemical protection? [J]. Biochar, 2025, 7(1): e33.
- [13] Chen Yalan, Sun Ke, Yang Yan, et al. Effects of biochar on the accumulation of necromass-derived carbon, the physical protection and microbial mineralization of soil organic carbon[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2024, 54(1): 39-67.
- [14] Dai Zhongmin, Xiong Xinquan, Zhu Hang, et al. Association of biochar properties with changes in soil bacterial, fungal and fauna communities and nutrient cycling processes[J]. Biochar, 2021, 3(3): 239-254.
- [15] 吴秀兰. 生物质炭施用对农田深层土壤有机碳稳定性和微生物群落结构的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2022.
- Wu Xiulan. Effects of biochar amendment on the stability of organic carbon and microbial community structure in farmland subsoil[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2022.
- [16] 崔珂. 生物炭田间老化不同年限对土壤有机碳稳定性的影响及其微生物驱动机制[D]. 陕西 杨凌: 西北农林科技大学, 2025.
- Cui Ke. Effects of biochar field aging on soil organic carbon stabilization and the microbial driving mechanisms [D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2025.
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.
- Lu Rukun. Methods of soil agrochemical analysis [M]. China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [18] DeForest J L. The influence of time, storage temperature, and substrate age on potential soil enzyme activity in acidic forest soils using MUB-linked substrates and L-DOPA[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(6): 1180-1186.
- [19] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: An automated procedure[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22(8): 1167-1169.
- [20] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(12): 989-994.
- [21] Zhang Xudong, Amelung W. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine, and galactosamine in soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28(9): 1201-1206.

- [22] Wang Lin, Chen Dingjiang, Zhu Lizhong. Biochar carbon sequestration potential rectification in soils: Synthesis effects of biochar on soil CO₂, CH₄ and N₂O emissions[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 904: e167047.
- [23] 傅伟军, 徐向瑞, 魏玲玲, 等. 生物炭农田应用的固碳减排研究进展[J]. *南京信息工程大学学报*, 2023, 15(1): 1-15.
Fu Weijun, Xu Xiangrui, Wei Lingling, et al. Effect of biochar agricultural application on carbon sequestration and emission reduction: A review[J]. *Journal of Nanjing University of Information Science and Technology*, 2023, 15(1): 1-15.
- [24] 郭琴波, 王小利, 段建军, 等. 氮肥减量配施生物炭对稻田有机碳矿化及酶活性影响[J]. *水土保持学报*, 2021, 35(5): 369-374.
Guo Qinbo, Wang Xiaoli, Duan Jianjun, et al. Effects of nitrogen reduction combined with biochar application on organic carbon mineralization and enzyme activity in paddy field[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2021, 35(5): 369-374.
- [25] 薛志娟, 李霄云, 焦磊, 等. 土壤矿质结合态有机碳形成及稳定机制的研究进展[J]. *水土保持学报*, 2023, 37(5): 12-23.
Xue Zhijun, Li Xiaoyun, Jiao Lei, et al. Advance in the formation and stabilization mechanisms of soil mineral-associated organic carbon[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(5): 12-23.
- [26] Weng Zhehan, Van Zwieten L, Singh B P, et al. The accumulation of rhizodeposits in organo-mineral fractions promoted biochar-induced negative priming of native soil organic carbon in Ferralsol[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 118: 91-96.
- [27] Cui Jun, Zhu Zhenke, Xu Xingliang, et al. Carbon and nitrogen recycling from microbial necromass to cope with C: N stoichiometric imbalance by priming[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 142: e107720.
- [28] Zimmerman A R, Gao Bin, Ahn M Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1169-1179.
- [29] Wang Fang, Harindintwali J D, Yuan Zhizhang, et al. Technologies and perspectives for achieving carbon neutrality[J]. *The Innovation*, 2021, 2(4): e100180.
- [30] 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.
- [31] Sun Jiali, Li Hongbo, Zhang Deshan, et al. Long-term biochar application governs the molecular compositions and decomposition of organic matter in paddy soil[J]. *Gcb Bioenergy*, 2021, 13(12): 1939-1953.
- [32] Liao Hongkai, Zheng Chunli, Long Jian, et al. Effects of biochar amendment on tomato rhizosphere bacterial communities and their utilization of plant-derived carbon in a calcareous soil[J]. *Geoderma*, 2021, 396: e115082.
- [33] Weng Zhehan, Van Zwieten L, Tavakkoli E, et al. Microspectroscopic visualization of how biochar lifts the soil organic carbon ceiling[J]. *Nature Communications*, 2022, 13: e5177.
- [34] Zhu Lixia, Xiao Qian, Cheng Hongyan, et al. Seasonal dynamics of soil microbial activity after biochar addition in a dryland maize field in north-western China[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 104: 141-149.
- [35] Bi Yucui, Cai Siyuan, Wang Yu, et al. Structural and microbial evidence for different soil carbon sequestration after four-year successive biochar application in two different paddy soils[J]. *Chemosphere*, 2020, 254: e126881.
- [36] 李晓娜, 张睿含, 张倩影, 等. 生物质炭服务农田生态系统“碳中和”的机制和潜力研究进展[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(2): 381-392.
Li Xiaona, Zhang Ruihan, Zhang Qianying, et al. Mechanisms and potential of biochar to serve 'carbon neutrality' in agroecosystem: A review[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(2): 381-392.
- [37] 冯慧琳, 徐辰生, 何欢辉, 等. 生物炭对土壤酶活和细菌群落的影响及其作用机制[J]. *环境科学*, 2021, 42(1): 422-432.
Feng Huilin, Xu Chensheng, He Huanhui, et al. Effect of biochar on soil enzyme activity and the bacterial community and its mechanism[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(1): 422-432.
- [38] Kumar Y, Ren Wei, Tao Haiying, et al. Impact of biochar amendment on soil microbial biomass carbon enhancement under field experiments: A meta-analysis[J]. *Biochar*, 2025, 7(1): 1-22.