环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.11
第41卷 第11期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第11期
2020年11月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第11期 2020年11月
Vol.41, No.11 Nov., 2020

生物质炭影响下土壤呼吸温度敏感性及细菌群落结构的变化

曹坤坤, 张沙沙, 胡学玉*, 黄洋
(中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉 430078)

摘要: 为探究生物质炭对土壤呼吸及微生物群落结构的影响,在不同生物质炭用量及不同温度条件下进行室内土壤培养试验,分析土壤 CO_2 释放规律、不同有机碳组分的变化以及土壤细菌群落结构特征. 结果表明:①生物质炭处理对各温度条件下的土壤呼吸均表现为前期激发和后期抑制的效应,且在培养 14 d 之后,生物质炭处理显著降低了土壤呼吸温度敏感性 Q_{10} 值. ②就土壤有机碳而言,未添加生物质炭的 CK 处理土壤惰性有机碳含量的下降幅度随温度升高而增大,对温度变化较敏感,但生物质炭的输入显著降低了土壤惰性有机碳的温度敏感性,使各温度条件下土壤惰性有机碳的降幅收窄,且降幅并未随温度的升高而增大. ③16S rDNA 高通量测序结果显示,至培养末期,CK 处理土壤中马赛菌属(*Massilia*)的相对丰度随温度升高而降低,且生物质炭的输入显著提高了马赛菌属的温度敏感性,使其相对丰度随温度升高降幅增大. 与马赛菌属相反,CK 处理土壤中嗜盐囊菌属(*Haliangium*)的相对丰度随温度的升高显著增加,生物质炭的输入降低了其温度敏感性,使温度梯度间相对丰度差异不显著. 本研究表明,生物质炭的输入可显著降低土壤呼吸温度敏感性,这与土壤惰性有机碳温度敏感性的降低及马赛菌属和嗜盐囊菌属相对丰度的改变有关.

关键词:生物质炭(BC); 土壤呼吸; 温度敏感性; 土壤有机碳组分; 细菌群落结构
中图分类号: X171 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)11-5185-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202004160

Effect of Biochar on Changes of the Temperature Sensitivity of Soil Respiration and Bacterial Community Structure

CAO Kun-kun, ZHANG Sha-sha, HU Xue-yu*, HUANG Yang
(School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan 430078, China)

Abstract: To explore the effects of biochar on the temperature sensitivity of soil respiration and microbial community structure, the soil was subjected to an indoor culture test under two major treatments which were control (CK) and the addition of 3% (mass ratio) biochar (BC). Each major treatment contained four temperature conditions. We analyzed the changes in soil CO_2 emission, the content of different soil organic carbon, and the characteristics of the soil bacterial community. The results showed that: ①The input of biochar to soil respiration under various temperature conditions was promoted in the early stage and inhibited in the later stage, and after 14 days of cultivation, the input of biochar significantly reduced the temperature sensitivity Q_{10} values of soil respiration. ② For soil organic carbon fractions, the decline rate of the content of soil inert organic carbon under the CK treatment increased with increasing temperature, and was sensitive to the changes in temperature. However, the input of biochar significantly reduced the temperature sensitivity of the soil inert organic carbon, and narrowed its decline rate under each temperature condition. The decline rate did not increase with increasing temperature. ③The 16S rDNA high-throughput sequencing results showed that at the end of the cultivation, the relative abundance of *Massilia* in the soil of the CK treatment decreased with increasing temperature, and the input of biochar significantly increased its temperature sensitivity, making the decline rate increase. In contrast to *Massilia*, the relative abundance of *Haliangium* in soil of the CK treatment increased significantly with increasing temperature, and the input of biochar significantly reduced its temperature sensitivity, rendering the difference of relative abundance between each temperature condition not significant. This study shows that the input of biochar can significantly reduce the temperature sensitivity of soil respiration, which is related to decreased temperature sensitivity of soil inert organic carbon, and the change in the relative abundance of *Massilia* and *Haliangium* after the input of biochar.

Key words: biochar(BC); soil respiration; temperature sensitivity; soil organic carbon fractions; bacterial community structure

近年来大气中 CO_2 等温室气体含量不断增加,为维持大气 CO_2 浓度在合理水平,CO_2 的捕获与封存技术被广泛关注[1,2]. 农业生态系统是重要的温室气体排放源之一,其排放量占全球温室气体排放总量的 17%~32%[3]. 与此同时,农作物秸秆的不合理处置不仅导致环境问题亦是一种资源的浪费[4]. 将农作物秸秆制备成生物质炭,光合作用碳的至少 50% 可被捕获[5]. 同时生物质炭化也可能是农作物秸秆等农业废弃物合理处置与利用的有效途径之一[6].

生物质炭是指由含碳量丰富的生物质材料在无

收稿日期: 2020-04-20; **修订日期**: 2020-05-16
基金项目: 湖北省技术创新专项重大项目(2019ABA118); 国家自然科学基金项目(41371485); 中央高校基本科研业务费专项(CUG170103)
作者简介: 曹坤坤(1994~),男,硕士研究生,主要研究方向为土壤环境化学,E-mail:1638981729@qq.com
* 通信作者,E-mail:huxueyu@cug.edu.cn

氧或者缺氧条件下经低温(<700℃)热解炭化形成的细粒度、多孔性的高度芳香化的含碳物质,具有比表面积大、持水性强、稳定性高和官能团丰富等特点[7].生物质炭作为一种土壤调理剂在土壤改良、养分增持和重金属钝化等方面表现出一定效果[8].同时生物质炭作为一种碳捕获剂对抑制土壤有机碳的分解,降低 CO_2 排放量也有显著作用[9~12],这可能与生物质炭能够降低土壤呼吸温度敏感性有关[13,14].土壤呼吸温度敏感性在一定程度上决定着气候变化与碳循环之间的关系,揭示生态过程对气候变化的响应度,常用 Q_{10} 值来表示,即温度每上升 10℃ 土壤呼吸所增加的倍数[15]. Q_{10} 值是用指数模型来表达土壤呼吸速率对温度变化的响应度,其数值越大表示土壤呼吸对温度变化的响应度越大.因此生物质炭对土壤呼吸温度敏感性的作用效果可以在一定程度上影响生态系统碳平衡及全球气候变化进程[16].

由于地下生态过程复杂,土壤呼吸温度敏感性受呼吸底物如有机碳的组分及质量、土壤微生物及环境因子等众多因素的影响,生物质炭对土壤呼吸温度敏感性的影响仍存在较多不确定性[15,16].有研究表明不同种类有机碳酶促反应的自由能存在差异,对温度变化的敏感度也不同[17,18],有机碳是土壤呼吸的底物,因此其对温度变化的响应度在一定程度上决定着土壤呼吸温度敏感性的高低.作为土壤有机碳的主要利用者,土壤微生物群落结构及多样性的变化也可能影响土壤呼吸对温度变化的响应度[16].明确生物质炭对土壤呼吸温度敏感性影响的内在因素,揭示土壤呼吸温度敏感性研究中不确定性来源,有利于进一步认识具有土壤改良和碳捕获功能的生物质炭进入土壤环境后对土壤有机碳源/汇效应影响的作用机制.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤样品采自湖北省武汉市洪山区某蔬菜种植地的菜地土壤(由林荒地开垦而来,种植蔬菜年限小于 10 a).采集 0~20 cm 表层土,去除植物残体、石块等杂物后于室内自然风干备用.土壤 pH 为 7.06±0.02,有机碳含量为 19.67 $mg \cdot g^{-1}$.

本试验所使用的生物质炭为 400℃ 条件下制备的玉米秸秆生物质炭,其 pH 为 8.03±0.06.有机碳含量为 570.4 $mg \cdot g^{-1}$.

1.2 培养试验

采用室内培养的试验方法,将供试土壤与生物质炭按一定比例混合,本试验设置 2 个主处理:①不添加生物质炭(CK),②添加 3%(质量分数)生物质炭(BC),分别在 4 个温度条件下(5、15、25 和 35℃)进行培养.本试验处理共计 4 组,分别记为 5-CK 和 5-BC(表示温度 5℃ 时不添加生物质炭和添加 3% 生物质炭,其它代号依次类推)、15-CK 和 15-BC、25-CK 和 25-BC、35-CK 和 35-BC,每个处理重复3 次.

将风干后的供试土壤研磨过 2 mm 筛,称取添加 3% 生物质炭(质量分数)和未添加生物质炭的供试土壤 2.5 kg 分别置于培养瓶,利用重量法调节瓶内土壤含水量为最大田间持水量的 65%±5%.将盛有 NaOH 溶液的小烧杯置于培养瓶内,定期更换 NaOH 溶液保证土壤呼吸产生的 CO_2 能被完全吸收.然后将培养瓶分别放置在 5、15、25 和 35℃ 的恒温培养箱中,并设置光照强度(每天:0~12 h 为 0 lx; 13~24 h 为30 000 lx).在培养箱中培养时,培养瓶随时随机调换位置,每次取样完成后,将培养瓶重新随机放置好.

1.3 样品的采集与测定

分别在培养起始第 1、3、5、7、14、21、28、35、49、63、77、91、105、119、133、147 和 161 d 测定土壤 CO_2 释放量,共计测定 17 次.土壤样品的采集则分别在培养起始第 0、7、35、77、119 和 161 d 进行,在培养瓶上、中和下层分别采集并混合均匀,风干过筛后进行不同有机碳组分含量的测定.采用第 0 和 161 d 的土壤样品进行微生物群落的测定.单次取土量为 40 g,整个培养期间共取土 240 g,仅占土壤总质量的 10%,对土壤的扰动较小.

土样基本理化性质的测定[19]; CO_2 释放量用碱液吸收法测定;土壤易氧化有机碳(EOC)及惰性有机碳(ROC)用高锰酸钾氧化法[20,21]测定;土壤细菌群落结构的检测采用 16S rDNA 扩增子测序,采用 CTAB 方法对样本的基因组 DNA 进行提取,琼脂糖凝胶电泳纯化 PCR 扩增产物,使用 Ion Plus Fragment Library Kit 48 rxns 建库试剂盒进行文库的构建,基于 IonS5™XL 测序平台,利用单端测序的方法进行测序.

1.4 数据处理与分析

土壤 CO_2 释放速率(R_s)的计算[22],公式为:

$$R_s = \frac{0.5 \times (c_1V_1 - c_2V_2) \times 22.4 \times 1\,000}{m \times \Delta t} \quad (1)$$

式中, c_1 为放入培养瓶时的 NaOH 溶液浓度($mol \cdot L^{-1}$); V_1 为放入培养瓶时 NaOH 溶液体积(mL); c_2 为取出培养瓶时 NaOH 溶液浓度($mol \cdot L^{-1}$); V_2 为取出培养瓶时 NaOH 溶液体积(mL); m 为培养瓶中剩余土的质量(kg); Δt 为两次取样的间隔时间(d).

土壤呼吸温度敏感性 Q_{10} 值采用指数模型拟合

和计算[23]，公式为：

$$R_s = ae^{bT} \quad (2)$$

$$Q_{10} = e^{10b} \quad (3)$$

式中，R_s 为土壤 CO_2 释放速率[mL·(kg·d)$^{-1}$]，由式(1)求得；T 为培养温度(℃)；b 为温度系数；a 为基质质量指数，表示温度为 0℃ 时土壤净呼吸速率.

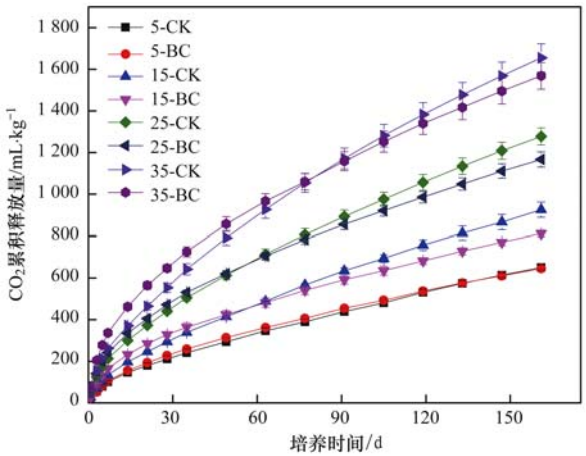
采用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 以及 Origin Pro 9.2 进行数据处理分析及相关图表的绘制. Q_{10} 值采用配对样本 T 检验，其它部分则采用单因素方差分析(ANOVA)和最小显著差异法(LSD)进行显著性分析，显著性水平为 $P<0.05$.

2　结果与分析

2.1　生物质炭输入对土壤呼吸的影响

由图 1 可知，在培养前期(0～14 d)，相同培养温度下，BC 处理土壤 CO_2 累积释放量较 CK 处理均不同程度增加，之后 BC 与 CK 处理间相差无几，自第 91 d 开始，生物质炭处理土壤 CO_2 累积释放量逐渐降低(5℃ 除外). 至培养结束时，5、15、25 和 35℃ 条件下的 BC 处理较 CK 处理土壤 CO_2 累积释放量分别降低了 0.72%、12.34%、8.67% 和5.23%，BC 与 CK 处理间除 5℃ 外的其它 3 个温度条件下均形成显著差异($P<0.05$). 就整个培养期而言，生物质炭的输入对土壤呼吸表现为前期激发和后期抑制的效应.

在 4 个温度条件下，无论是否添加生物质炭，土壤 CO_2 累积释放量均随温度的升高而增加. 至培养结束时，CK 处理 15、25 和 35℃ 条件下的 CO_2 累积释放量较 5℃ 分别显著提升了 42.41%、96.55% 和 154.62% ($P<0.05$). 而对于 BC 处理，15、25 和 35℃ 条件下的 CO_2 累积释放量分别在 5℃ 基础上提高了 25.75%、80.81% 和 143.06% ($P<0.05$). 可见，BC 处理随温度升高其 CO_2 累积释放量的增加幅度低于 CK 处理，表明生物质炭的输入降低了 CO_2 释放对温度的依赖.



图中 5-CK 和 5-BC 分别表示 5℃ 下不添加生物质炭的 CK 处理和添加 3% 生物质炭的 BC 处理，其他代号依次类推，下同

图 1　不同取样时间各处理 CO_2 的累积释放量

Fig. 1　Cumulative release of CO_2 in each treatment at different sampling times

2.2　生物质炭对土壤呼吸温度敏感性的影响

培养试验不同取样节点的 Q_{10} 值模型拟合结果见表 1. 整个培养期内，CK 处理的 Q_{10} 值波动范围为 1.27～1.50. 在 1～14 d 内，Q_{10} 值的波动幅度较大，14 d 之后趋于稳定，21～161 d 的 Q_{10} 平均值为 1.37. BC 处理的 Q_{10} 值波动范围为 1.25～1.68，变化趋势与 CK 处理相似，但 BC 处理 Q_{10} 值在 21～161 d 的平均值仅为 1.32，且不同培养时间，BC 处理的 Q_{10} 值较 CK 处理均有不同程度地降低，并与 CK 处理之间形成显著差异($P<0.05$). 说明经过一段时间的稳定之后，随着培养时间的延长，生物质炭的输入可以显著降低土壤呼吸温度敏感性. 相较于 CK 处理，生物质炭输入对 Q_{10} 值前期提高后期降低的作用效果与其对土壤呼吸前期促进后期抑制的结果相一致.

2.3　生物质炭输入对土壤有机碳组分的影响

2.3.1　生物质炭输入对土壤易氧化有机碳组分的影响

土壤易氧化有机碳指的是土壤中能够被 333 mmol·L^{-1} 高锰酸钾氧化的不稳定碳组分，可用来指代有机碳的活性组分[20]. 生物质炭输入后土壤易氧化有机碳含量较 CK 处理显著升高(图 2)，培养起始第 0 d，5、15、25 和 35℃ 条件下的 BC 处理较 CK 处理土壤易氧化有机碳含量分别提高了 57.64%、49.88%、59.45% 和 72.84% ($P<0.05$).

至培养结束时，相较于第 0 d，无论是否添加生物质炭土壤易氧化有机碳含量的降幅均未随着温度梯度而发生规律性变化，这可能归因于易氧化有机碳在短期内的快速矿化，也可能是导致培养前期 BC 处理各温度条件下土壤 CO_2 累积释放量较 CK 处理不同程度增加的原因之一.

2.3.2　生物质炭输入对土壤惰性有机碳组分的影响

由图 3 可见，整个培养期内，随着培养时间的变化，不同温度下 CK 处理土壤惰性有机碳含量先快速下降后趋于平缓，而相同条件的 BC 处理土壤惰性有机碳含量的波动范围则相对较小. 至培养结束时，相较于第 0d，5-CK、15-CK、25-CK 和 35-CK 处理土壤惰性有机碳含量分别降低了 32.34%、33.12%、37.53% 和 43.87% ($P<0.05$)，降幅随温度的升高而增大. 但是，加入生物质炭的 BC 处理各

表 1 土壤 CO_2 释放速率与培养温度的拟合结果

Table 1 Fitting results of soil CO_2 release rate and culture temperature

培养天数/d	处理	拟合方程	R^2	Q_{10}值	相对于 CK 的变化
1	CK	$y=24.918\,0e^{0.032\,4x}$	0.937 2	1.38	
	BC	$y=23.952\,0e^{0.038\,2x}$	0.962 5	1.47	0.09
3	CK	$y=12.471\,0e^{0.040\,8x}$	0.963 5	1.50	
	BC	$y=11.775\,0e^{0.051\,9x}$	0.979 8	1.68	0.18
5	CK	$y=10.930\,0e^{0.028\,9x}$	0.993 9	1.34	
	BC	$y=12.756\,0e^{0.031\,2x}$	0.962 6	1.37	0.03
7	CK	$y=9.961\,7e^{0.027\,1x}$	0.980 9	1.31	
	BC	$y=12.158\,0e^{0.025\,1x}$	0.997 9	1.29	−0.02
14	CK	$y=5.593\,8e^{0.030\,0x}$	0.993 9	1.35	
	BC	$y=5.826\,3e^{0.032\,3x}$	0.999 8	1.38	0.03
21	CK	$y=4.192\,6e^{0.034\,2x}$	0.988 5	1.41	
	BC	$y=4.577\,1e^{0.032\,9x}$	0.997 6	1.39	−0.02
28	CK	$y=3.923\,9e^{0.034\,7x}$	0.992 9	1.41	
	BC	$y=4.209\,8e^{0.030\,0x}$	0.976 5	1.35	−0.06
35	CK	$y=3.596\,0e^{0.036\,5x}$	0.997 1	1.44	
	BC	$y=3.566\,6e^{0.032\,5x}$	0.957 5	1.38	−0.06
49	CK	$y=3.190\,8e^{0.034\,7x}$	0.999 6	1.41	
	BC	$y=3.046\,0e^{0.030\,7x}$	0.944 0	1.36	−0.05
63	CK	$y=3.236\,2e^{0.031\,5x}$	0.998 6	1.37	
	BC	$y=2.870\,8e^{0.028\,7x}$	0.987 3	1.33	−0.04
77	CK	$y=2.861\,8e^{0.034\,5x}$	0.938 8	1.41	
	BC	$y=2.878\,2e^{0.024\,5x}$	0.988 7	1.28	−0.13
91	CK	$y=3.105\,7e^{0.028\,1x}$	0.999 1	1.32	
	BC	$y=2.817\,2e^{0.025\,0x}$	0.920 2	1.28	−0.04
105	CK	$y=2.588\,0e^{0.032\,2x}$	0.998 6	1.38	
	BC	$y=2.183\,0e^{0.031\,1x}$	0.974 6	1.36	−0.02
119	CK	$y=3.264\,4e^{0.023\,7x}$	0.989 2	1.27	
	BC	$y=2.638\,8e^{0.022\,0x}$	0.822 8	1.25	−0.02
133	CK	$y=2.825\,2e^{0.026\,0x}$	0.977 3	1.30	
	BC	$y=2.386\,4e^{0.024\,2x}$	0.992 4	1.27	−0.03
147	CK	$y=2.383\,8e^{0.029\,8x}$	0.987 7	1.35	
	BC	$y=2.168\,0e^{0.027\,2x}$	0.980 9	1.31	−0.04
161	CK	$y=2.404\,9e^{0.028\,0x}$	0.938 0	1.32	
	BC	$y=2.115\,4e^{0.025\,2x}$	0.999 6	1.29	−0.03

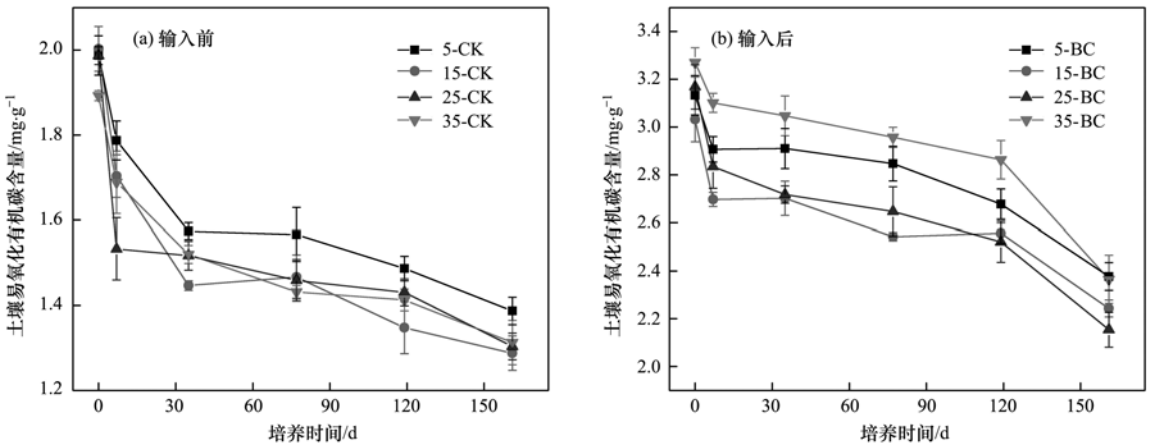


图 2 生物质炭输入前后土壤易氧化有机碳的动态变化特征

Fig. 2 Change of EOC in soil of each treatment before and after biochar input

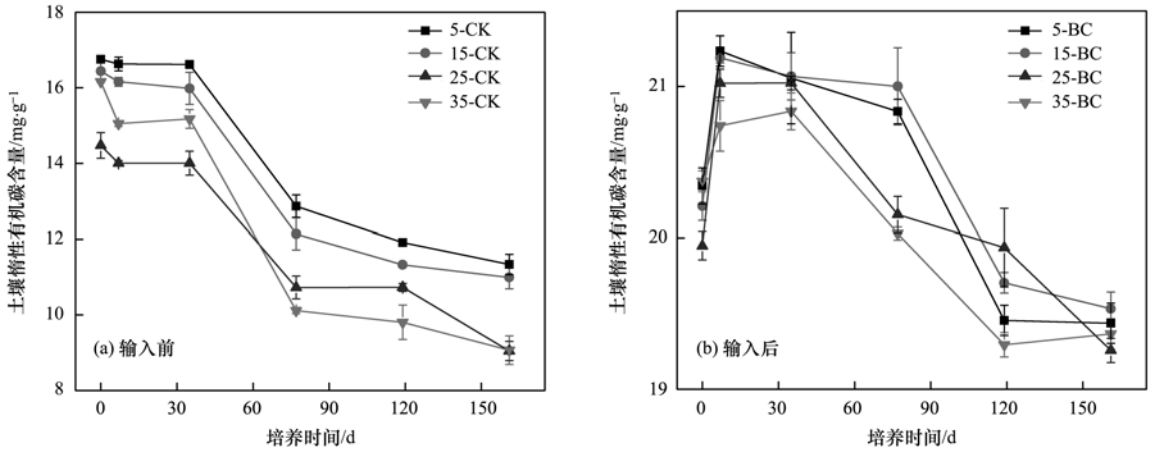


图 3　生物质炭输入前后土壤惰性有机碳的动态变化特征

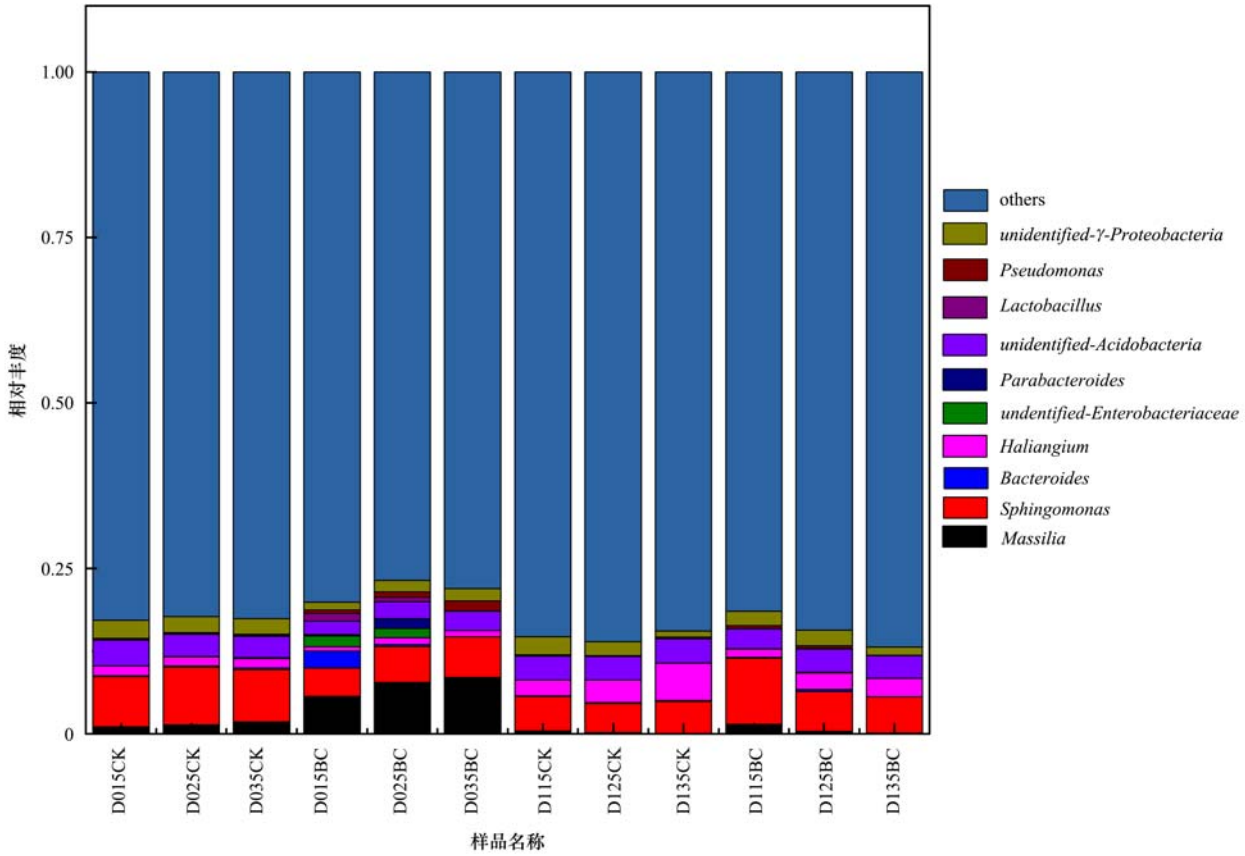
Fig. 3　Change of ROC in soil of each treatment before and after biochar input

温度条件下土壤惰性有机碳含量随时间的降幅较同期 CK 处理均不同程度收窄，这说明生物质炭的添加削弱了土壤惰性有机碳组分对温度的依赖性.

同时，培养结束时 BC 处理不同温度梯度下土壤惰性有机碳组分的变化结果也可在一定程度上呼应上述结论. 与培养试验起始 0 d 相比，161 d 后的取样分析结果表明，5-BC、15-BC、25-BC 和 35-BC 处理土壤惰性有机碳含量分别下降了 4.45%、3.35%、3.47% 和 4.94%，不同温度处理间未形成显著差异，BC 处理各温度条件下土壤惰性有机碳含量的降幅未随温度升高而依次递增. 可见生物质炭的输入降低了土壤惰性有机碳的温度敏感性. 生物质炭影响下土壤惰性有机碳温度敏感性的降低可能是导致土壤呼吸温度敏感性降低的因素之一.

2.4　生物质炭输入对土壤细菌群落的影响

土壤细菌群落结构分析结果如图 4 所示.



图中 D015CK 和 D115CK 分别表示培养第 0 和 161 d 温度为 15℃ 下不添加生物质炭的 CK 处理，D015BC 和 D115BC 分别表示培养第 0 和 161 d 温度为 15℃ 下添加 3% 生物质炭的 BC 处理，其他代号依次类推

图 4　不同处理土壤优势细菌属水平上相对分度

Fig. 4　Relative scale of the dominant genus of different treatments

16S rDNA高通量测序检测出相对丰度位于前 10 且与碳、氮循环关系密切的功能菌有马赛菌属(*Massilia*)、鞘鞍醇单胞菌属(*Sphingomonas*)、嗜盐囊菌属(*Haliangium*)和假单胞菌属(*Parabacteroides*). 比较而言,生物质炭的输入对马赛菌属和嗜盐囊菌属的相对丰度有显著性影响.

就马赛菌属而言,至培养结束时, 15-CK、25-CK 和 35-CK 处理其相对丰度分别为 0.44%、0.21% 和 0.04%,较第 0 d 下降了 0.61%、1.16% 和 1.76% ($P<0.05$),呈现出随温度升高相对丰度降低的趋势. 同时, 15-BC、25-BC 和 35-BC 处理的相对丰度分别较第 0 d 下降了 4.25%、7.38% 和 8.41%,培养结束时其相对丰度分别为 1.42%、0.42% 和 0.14% ($P<0.05$). 显然相较于 CK 处理其不同温度梯度下的降幅在变宽,且温度梯度之间差异显著,说明生物质炭的输入增加了马赛菌属的相对丰度及其温度敏感性.

与马赛菌属不同,培养结束时, 15-CK、25-CK 和 35-CK 处理嗜盐囊菌属的相对丰度分别为 2.42%、3.42% 和 5.62% ($P<0.05$),在第 0 d 的基础上提高了 0.96%、2.02% 和 4.22%,呈现出随温度升高相对丰度增加的趋势,温度梯度之间差异显著. 相同条件下, 15-BC、25-BC 和 35-BC 处理嗜盐囊菌属的相对丰度分别较第 0 d 升高了 0.55%、1.42% 和 1.87%,至 161 d 培养结束时,其相对丰度分别为 1.24%、2.47% 和 2.78%. 与 CK 处理相比, 3 个温度梯度下的增幅在收窄,且其间差异不显著,说明生物质炭的输入降低了嗜盐囊菌属的相对丰度及对温度的敏感性. 生物质炭影响下,随温度升高马赛菌属和嗜盐囊菌属相对丰度的改变一定程度上会降低土壤呼吸对温度上升的响应度,这可能是导致培养结束时(161 d) BC 处理土壤呼吸温度敏感性 Q_{10}值低于 CK 处理的部分原因所在(表 1).

3 讨论

3.1 生物质炭输入后土壤呼吸及其温度敏感性变化与有机碳组分的关系

生物质炭输入土壤环境后在一定时间范围内对土壤呼吸起促进还是抑制作用与生物质炭自身所含有碳的稳定性及其对土壤中碳组分的影响有关. 本研究中,生物质炭输入在前期会促进土壤 CO_2 释放,土壤呼吸温度敏感性 Q_{10}值增加; 后期则对土壤呼吸表现为抑制效应,Q_{10}值降低. 生物质炭在前期促进土壤 CO_2 释放,这可能与土壤易氧化有机碳含量的升高有关,生物质炭引入的活性有机碳被微生物利用引起激发效应,在短期内促进了土壤 CO_2 释放[24,25]. 此外生物质炭的输入还可能通过改善土壤环境条件,比如土壤孔隙结构使之利于土壤微生物的活动,进一步加速土壤中不稳定碳组分矿化[26].

本研究培养中后期至培养结束,与未添加生物质炭的 CK 处理相比,生物质炭的输入降低了土壤 CO_2 累积释放量,同时土壤惰性有机碳含量的降幅收窄,这可能与生物质炭自身的老化作用及其对土壤本体有机碳组分结合状态的影响有关[22]. 有研究表明生物质炭的输入可导致土壤-生物质炭体系中有机质组分与土壤团聚体的结合更加稳固,使其中的碳不易被矿化[9]. 生物质炭添加引入的不稳定组分虽然在短期内可引起激发效应,促进土壤矿化作用的发生,但长远来看,生物质炭添加后土壤有机质会通过系列物理保护过程抑制碳的矿化,提高土壤碳的稳定性[10].

相较于 CK 处理,培养中后期生物质炭的输入对土壤呼吸温度敏感性 Q_{10}值的作用效果也由前期提高变为后期降低,BC 处理土壤惰性有机碳组分温度敏感性的降低可能对该趋势有一定贡献. 生物质炭在矿化的过程中会形成移动性有机化合物与生物质炭结合在一起,使得进入生物质炭空隙的有机碳难以被微生物利用,对温度变化的响应度降低[27]. 另有研究认为生物质炭影响下 Q_{10}值的高低与土壤不同有机碳组分含量的变化有关[28],生物质炭对土壤呼吸温度敏感性影响的机制还有待进一步探究.

3.2 生物质炭输入后土壤呼吸及其温度敏感性变化与细菌群落结构的关系

土壤微生物是土壤有机质的主要利用者,是连接土壤碳循环的主要环节之一,土壤呼吸温度敏感性的变化不仅来源于土壤环境条件及呼吸底物等影响因子,更与土壤微生物密切相关[15,16]. 一般情况下,随着温度的升高,土壤呼吸的 Q_{10}值下降,这可能与呼吸底物组分及土壤某些微生物的热适应性有关[29].

生物质炭可通过自身孔隙结构和化学组成改善土壤理化性质如有机碳的组成及质量以影响土壤微生物的功能与多样性[26,30]. 本研究结果显示,培养初期生物质炭的输入提高了以易降解有机质为底物且生长迅速的马赛菌属的相对丰度[31,32]. 马赛菌属丰度的提高会加速易分解有机碳的利用,从而对土壤呼吸产生激发效应,与本研究中培养初期生物质炭输入后土壤 CO_2 累积释放量高于对照的结果一致. 有研究发现马赛菌属的相对丰度与土壤活性有机碳含量呈正相关关系,生物质炭添加后马赛菌属相对丰度的提高可能与土壤中易氧化有机碳含量的升高有关[26,31,33]. 培养结束时,生物质炭的输入提高

了马赛菌属的温度敏感性，使不同温度梯度下相对丰度的降幅变宽，增加了各温度条件下马赛菌属相对丰度的差值，使得相对低温条件下，马赛菌属相对丰度较高温条件高出的幅度更大，可降低土壤呼吸对温度升高的响应度.

嗜盐囊菌属是黏细菌的一种，具有很强的有机质分解能力[34]，因此嗜盐囊菌属丰度高可能不利于有机碳的稳定. 本研究中嗜盐囊菌属的相对丰度随温度的升高而增大，随着气候变暖嗜盐囊菌属可能对土壤环境中 CO_2 释放的贡献更大. 生物质炭对其相对丰度及温度敏感性的降低有利于将碳储存在土壤中，降低土壤 CO_2 释放对温度升高的敏感度. 生物质炭影响下，随温度变化土壤中嗜盐囊菌属和马赛菌属相对丰度的改变可能是导致土壤呼吸温度敏感性降低的又一重要因素.

4　结论

(1)生物质炭的输入在培养前期会促进土壤呼吸，后期则表现为抑制作用. 至培养结束时，BC 处理不同程度降低了各温度条件下土壤 CO_2 的累积释放量. 说明在短期的激发效应之后，生物质炭仍表现出较强的固碳减排潜力，且生物质炭输入降低了土壤 CO_2 释放对温度的依赖.

(2)生物质炭的输入显著降低了土壤呼吸温度敏感性 Q_{10} 值.

(3)土壤惰性有机碳在生物质炭输入前随温度升高，其含量下降幅度增大，生物质炭的输入削弱了其对温度的依赖性.

(4)16S rDNA 高通量测序结果显示，至培养结束时，生物质炭输入前后土壤中马赛菌属的相对丰度均随温度的升高而降低，但生物质炭的输入显著提高了马赛菌属的温度敏感性，使其相对丰度随温度升高降幅增大. 与马赛菌属不同，CK 处理土壤中嗜盐囊菌属的相对丰度随温度的升高显著增大，生物质炭的输入降低了其温度敏感性，使温度梯度间相对丰度差异不显著.

参考文献：

[1] 谢祖彬，刘琦. 生物质炭的固碳减排与合理施用[J]. 农业环境科学学报，2020，**39**(4)：901-907.
Xie Z B, Liu Q. Rational application of biochar to sequester carbon and mitigate soil GHGs emissions: a review[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, **39**(4): 901-907.

[2] Lehmann J. Biological carbon sequestration must and can be a win-win approach[J]. Climatic Change, 2009, **97**(3-4): 459-463.

[3] 王晓，齐晔. 我国饮食结构变化对农业温室气体排放的影响[J]. 中国环境科学，2013，**33**(10)：1876-1883.
Wang X, Qi Y. Impact of diet structure change on agricultural greenhouse gas emissions in China[J]. China Environmental Science, 2013, **33**(10): 1876-1883.

[4] 韦茂贵，王晓玉，谢光辉. 中国各省大田作物田间秸秆资源量及其时间分布[J]. 中国农业大学学报，2012，**17**(6)：32-44.
Wei M G, Wang X Y, Xie G H. Field residue of field crops and its temporal distribution among thirty-one provinces of China[J]. Journal of China Agricultural University, 2012, **17**(6): 32-44.

[5] Marris E. Putting the carbon back: black is the new green[J]. Nature, 2006, **442**(7103): 624-626.

[6] 马骁轩，蔡红珍，付鹏，等. 中国农业固体废弃物秸秆的资源化处置途径分析[J]. 生态环境学报，2016，**25**(1)：168-174.
Ma X X, Cai H Z, Fu P, *et al*. Analysis of the reutilization methods for agricultural waste of straw in China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, **25**(1): 168-174.

[7] 安艳，姬强，赵世翔，等. 生物质炭对果园土壤团聚体分布及保水性的影响[J]. 环境科学，2016，**37**(1)：293-300.
An Y, Ji Q, Zhao S X, *et al*. Effect of biochar application on soil aggregates distribution and moisture retention in orchard soil [J]. Environmental Science, 2016, **37**(1): 293-300.

[8] 张伟明，陈温福，孟军，等. 东北地区秸秆生物炭利用潜力、产业模式及发展战略研究[J]. 中国农业科学，2019，**52**(14)：2406-2424.
Zhang W M, Chen W F, Meng J, *et al*. Study of straw-biochar on utilization potential, industry model and developing strategy in Northeast China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2019, **52**(14): 2406-2424.

[9] Liang B Q, 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.

[10] Zimmerman A R, Gao B, 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.

[11] Wu M X, Han X G, Zhong T, *et al*. Soil organic carbon content affects the stability of biochar in paddy soil[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, **223**: 59-66.

[12] 祁乐，高明，郭晓敏，等. 生物炭施用量对紫色水稻土温室气体排放的影响[J]. 环境科学，2018，**39**(5)：2351-2359.
Qi L, Gao M, Guo X M, *et al*. Effects of biochar application rates on greenhouse gas emissions in the purple paddy soil[J]. Environmental Science, 2018, **39**(5): 2351-2359.

[13] 周鹏，祁乐，牛海东，等. 灌水和生物炭施用对水稻土呼吸温度敏感性的影响[J]. 环境科学，2019，**40**(10)：4700-4707.
Zhou P, Qi L, Niu H D, *et al*. Effects of irrigation and biochar application on the respiratory temperature sensitivity of paddy soil [J]. Environmental Science, 2019, **40**(10): 4700-4707.

[14] 张阳阳，胡学玉，邹娟，等. 生物炭输入对城郊农业区农田地表反照率及土壤呼吸的影响[J]. 环境科学，2017，**38**(4)：1622-1632.
Zhang Y Y, Hu X Y, Zou J, *et al*. Effects of biochar on surface albedo and soil respiration in suburban agricultural soil[J]. Environmental Science, 2017, **38**(4): 1622-1632.

[15] 杨庆朋，徐明，刘洪升，等. 土壤呼吸温度敏感性的影响因素和不确定性[J]. 生态学报，2011，**31**(8)：2301-2311.
Yang Q P, Xu M, Liu H S, *et al*. Impact factors and uncertainties of the temperature sensitivity of soil respiration[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, **31**(8): 2301-2311.

[16] 杨毅，黄玫，刘洪升，等. 土壤呼吸的温度敏感性和适应性研究进展[J]. 自然资源学报，2011，**26**(10)：1811-1820.

Yang Y, Huang M, Liu H S, *et al*. The interrelation between temperature sensitivity and adaptability of soil respiration[J]. Journal of Natural Resources, 2011, **26**(10): 1811-1820.

[17] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change[J]. Nature, 2006, **440**(7081): 165-173.

[18] Conant R T, Steinweg J M, Haddix M L, *et al*. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil organic matter recalcitrance[J]. Ecology, 2008, **89**(9): 2384-2391.

[19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[20] Blair G J, Lefroy R, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems[J]. Australian Journal of Agricultural Research, 1995, **46**(7): 1459-1466.

[21] 张豪. 盐碱农田全年候土壤活性和惰性有机碳变化及其微生物作用研究[D]. 长春: 吉林大学, 2017. 33-34.
Zhang H. Annual variations of the active and recalcitrant organic carbon and the microbial influences in saline-alkali farmland soil[D]. Changchun: Jilin University, 2017. 33-34.

[22] 陈威, 胡学玉, 陆海楠. 生物炭输入对土壤本体有机碳矿化的影响[J]. 环境科学, 2015, **36**(6): 2300-2305.
Chen W, Hu X Y, Lu H N. Impacts of biochar input on mineralization of native soil organic carbon[J]. Environmental Science, 2015, **36**(6): 2300-2305.

[23] 邬建红, 潘剑君, 葛序娟, 等. 不同土地利用方式下土壤有机碳矿化及其温度敏感性[J]. 水土保持学报, 2015, **29**(3): 130-135.
Wu J H, Pan J J, Ge X J, *et al*. Variations of soil organic carbon mineralization and temperature sensitivity under different land use types[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, **29**(3): 130-135.

[24] 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 and Biochemistry, 2011, **43**(11): 2304-2314.

[25] 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.

[26] 朱孟涛, 刘秀霞, 王佳盟, 等. 生物质炭对水稻土团聚体微生物多样性的影响[J]. 生态学报, 2020, **40**(5): 1505-1516.
Zhu M T, Liu X X, Wang J M, *et al*. Effects of biochar application on soil microbial diversity in soil aggregates from paddy soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, **40**(5): 1505-1516.

[27] Fang Y Y, Singh B P, Singh B. Temperature sensitivity of biochar and native carbon mineralisation in biochar-amended soils[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, **191**: 158-167.

[28] Wang X J, Chen G H, Wang S Y, *et al*. Temperature sensitivity of different soil carbon pools under biochar addition[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, **26**(4): 4130-4140.

[29] Bradford M A, Davies C A, Frey S D, *et al*. Thermal adaptation of soil microbial respiration to elevated temperature[J]. Ecology Letters, 2008, **11**(12): 1316-1327.

[30] Chen J H, Chen D, Xu Q F, *et al*. Organic carbon quality, composition of main microbial groups, enzyme activities, and temperature sensitivity of soil respiration of an acid paddy soil treated with biochar[J]. Biology and fertility of Soils, 2019, **55**(2): 185-197.

[31] 杨恩东, 崔丹曦, 汪维云. 马赛菌属细菌研究进展[J]. 微生物学通报, 2019, **46**(6): 1537-1548.
Yang E D, Cui D X, Wang W Y. Research progress on the genus Massilia[J]. Microbiology China, 2019, **46**(6): 1537-1548.

[32] Li X Z, Rui J P, Mao Y J, *et al*. Dynamics of the bacterial community structure in the rhizosphere of a maize cultivar[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, **68**: 392-401.

[33] Wang Y H, Yu Z H, Li Y S, *et al*. Microbial association with the dynamics of particulate organic carbon in response to the amendment of elevated CO_2-derived wheat residue into a Mollisol[J]. Science of the Total Environment, 2017, **607-608**: 972-981.

[34] 张禹清. 海洋粘细菌细胞行为及其分子机制研究[D]. 济南: 山东大学, 2005. 20-22.
Zhang Y Q. The cell behavior and its molecular mechanism of marine myxobacteria[D]. Ji'nan: Shandong University, 2005. 20-22.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 11
Environmental Science (monthly) Nov. 15, 2020

CONTENTS