农业环境科学学报
JOURNAL OF AGRO-ENVIRONMENT SCIENCE
中文核心期刊/CSCD
请通过网上投稿系统投稿
网址：http://www.aes.org.cn

不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响

李钊， 刘帅， 丁艳宏， 孙文浩， 高晓东， 赵西宁

引用本文:
李钊, 刘帅, 丁艳宏, 等. 不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 227-236.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0846

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同土壤改良剂对盐碱土壤化学性质和有机碳库的影响
冀拯宇, 周吉祥, 张贺, 郭康莉, 刘晓, 姜慧敏, 杨俊诚, 李桂花, 张建峰
农业环境科学学报. 2019, 38(8): 1759-1767 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0426

施用生物炭对农田土壤N2O的减排效应
赵光昕, 刘杏认, 张晴雯, 田秀平
农业环境科学学报. 2018, 37(12): 2872-2880 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0699

灌溉对藏北高寒草甸生物量和温室气体排放的影响
梁艳, 干珠扎布, 张伟娜, 曹旭娟, 高清竹, 万运帆, 李玉娥, 旦久罗布, 西饶卓玛, 白马玉珍
农业环境科学学报. 2015(4): 801-808 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.04.028

黄土台塬不同林型土壤主要温室气体通量特征
张杰, 刘梦云, 张萌萌, 杨静涵, 曹润珊
农业环境科学学报. 2019, 38(4): 944-956 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0826

花生壳生物炭对潮土和红壤理化性质和温室气体排放的影响
方明, 任天志, 赖欣, 王知文, 宋婷婷, 李洁, 张贵龙
农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1300-1310 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1700

关注微信公众号，获得更多资讯信息

李钊, 刘帅, 丁艳宏, 等. 不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 227-236.
LI Zhao, LIU Shuai, DING Yan-hong, et al. Effects of different modifiers on greenhouse gas emissions from dryland apple orchards[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 227-236.

开放科学OSID

不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响

李钊[1,2], 刘帅[1,2], 丁艳宏[1,2], 孙文浩[1,2], 高晓东[2,3], 赵西宁[2,3*]

(1.西北农林科技大学水利与建筑工程学院, 陕西 杨凌 712100; 2.西北农林科技大学旱区农业水土工程教育部重点实验室, 陕西 杨凌 712100; 3.中国科学院水利部水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

摘　要: 为探讨不同土壤改良剂对黄土丘陵区旱地苹果(*Malus pumila* Mill)园温室气体排放的影响,设置空白对照(CK)、胶质芽孢杆菌(JZ)、枯草芽孢杆菌(KC)及生物炭(BC)4个处理,采用静态暗箱-气相色谱法监测温室气体(CH_4、CO_2和N_2O)排放情况,并综合分析和评价不同土壤改良剂在旱地果园的固碳减排效果。结果表明:试验期内,CK、JZ、KC和BC平均土壤(0~25 cm)温度分别为17.4、17.5、17.7 ℃和16.9 ℃;表层(0~20 cm)土壤平均孔隙含水率(WFPS)分别为38.23%、45.66%、38.93%和44.46%,JZ和BC较CK处理显著增加了表层土壤水分($P<0.05$)。JZ、KC和BC处理CH_4吸收总量较CK处理分别减少15.4%、13.4%和28.4%;3种处理的CO_2排放总量较CK处理分别减少0.06%、4.0%和28.8%,N_2O排放总量较CK处理分别增加了-6.3%、7.2%和103.1%。整体上,3种改良剂中,生物炭在增加土壤水分含量和N_2O排放,并减少CH_4吸收和CO_2排放方面的综合效果最突出。综合分析土壤水分和温度等环境因子对温室气体排放的影响,土壤温度与3种温室气体排放呈正相关,土壤水分与CO_2、N_2O排放呈负相关。因此,推荐旱地果园施加生物炭,以达到保水固碳效果。

关键词: 旱地果园;土壤改良剂;土壤水分;土壤温度;温室气体
中图分类号: S156.2;S661.1　　**文献标志码:** A　　**文章编号:** 1672-2043(2021)01-0227-10　　doi:10.11654/jaes.2020-0846

Effects of different modifiers on greenhouse gas emissions from dryland apple orchards

LI Zhao[1,2], LIU Shuai[1,2], DING Yan-hong[1,2], SUN Wen-hao[1,2], GAO Xiao-dong[2,3], ZHAO Xi-ning[2,3*]

(1.College of Water Resources and Architectural Engineering, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2.Ministry of Education Key Laboratory of Agricultural Soil and Water Engineering in Arid and Semiarid Areas, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 3.Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China)

Abstract: In order to explore the effects of different soil modifiers on greenhouse gas emissions from apple (*Malus pumila* Mill) dryland orchards in Loess hilly region, we set up four treatments, namely: biochar (BC), *Bacillus mucilaginosus* (JZ), *Bacillus subtilis* (KC), and Blank control (CK); monitored greenhouse gas emissions (CH_4, CO_2, and N_2O) using static black box-gas chromatography; and comprehensively analyzed and evaluated different soil modifiers in dryland orchards. Results showed that during the test period, the average soil temperature (0~25 cm) of CK, JZ, KC, and BC were 17.4, 17.5, 17.7 ℃, and 16.9 ℃, respectively, and the average water-filled pore space (0~20 cm) were 38.23%, 45.66%, 38.93%, and 44.46%, respectively. Compared to CK, JZ and BC significantly increased surface soil moisture ($P<0.05$). Compared with that of CK treatment, the total absorption of CH_4 in the JZ, KC, and BC treatments were

收稿日期: 2020-07-21　　**录用日期:** 2020-09-09
作者简介: 李钊(1995—),男,河北石家庄人,硕士研究生,主要从事农业水土资源高效利用方面的研究。E-mail:295967414@qq.com
***通信作者:** 赵西宁　E-mail:xiningz@aliyun.com
基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0400204);国家自然科学基金项目(41771316);陕西省重点研发计划项目(2020ZDLNY07-04)
Project supported: The National Key R&D Program of China (2016YFC0400204); The National Natural Science Foundation of China (41771316); Shaanxi Key R&D Program (2020ZDLNY07-04)

decreased by 15.4%, 13.4%, and 28.4%, respectively. Compared with that of CK treatment, the total amount of CO_2 emissions was decreased by 0.06%, 4.0%, and 28.8%, respectively. However, the total N_2O emission in JZ, KC, and BC treatments was increased by −6.3%, 7.2%, and 103.1%, respectively, compared to that in CK treatment. Overall, it can be seen that among the three modifiers, biochar has the most outstanding comprehensive effect in increasing soil moisture content and N_2O emissions and reducing CH_4 absorption and CO_2 emissions. Comprehensive analysis of the impact of environmental factors such as soil moisture and temperature on greenhouse gas emissions shows that soil temperature is positively correlated with the three greenhouse gases, while soil moisture is negatively correlated with CO_2 and N_2O. Therefore, it is recommended to apply biochar to dry orchard to achieve the effect of water retention and carbon fixation.

Keywords: dryland orchard; soil modifiers; soil moisture; soil temperature; greenhouse gas

气候变化已成为全球关注的热点问题，其给人类赖以生存的环境带来很多严峻问题和挑战。温室气体（CH_4、CO_2和N_2O）排放是引起气候变化的主要原因之一[1]，因此如何减少温室气体排放引起了众多学者的关注。研究表明，我国农业活动所带来的碳排放占排放总量的16%，其中由农业活动造成的CO_2、CH_4和N_2O排放量分别约占全球排放总量的12%、50%和60%[2-3]。国家实施退耕还林（草）工程以来，苹果产业已成为黄土高原地区有效应对退耕后耕地大面积减少及促进区域经济发展的支柱产业，也是保障国家退耕还林（草）工程持续健康发展的重要着力点。以陕西省为例，截至2018年，在“北扩西进”战略布局推进下，苹果林面积达59.757万hm^2，产量突破1 008.69万t，占我国总产量的四分之一，占世界总产量的七分之一[4]。但是在苹果林推广过程中，粗放的管理方式不仅导致产量低下，更加剧了土壤退化、土壤肥力下降，增加了温室气体排放，进而导致一系列环境问题[5]。因此，在果园管理过程中如何减少土壤温室气体排放成为黄土高原亟待解决的问题之一。

大量学者已经研究了如何通过改善管理及耕作措施、合理施肥灌溉等多种途径减少土壤温室气体的排放，如秸秆覆盖、秸秆还田、水分管理等[6-8]。目前，关于施加土壤改良剂对温室气体排放的研究也较多，但由于改良剂种类繁多及研究环境的不同，研究结果也有所差异。众多研究表明，生物炭添加到土壤后可明显抑制土壤温室气体排放[9]。Barracosa等[10]的研究指出，施加生物炭后，N_2O的排放量可减少36%，但是对CO_2、CH_4的影响不明显，这可能与施加环境有关。目前，有关生物炭对温室气体排放的影响研究多集中在早稻田和农田[11-12]。微生物菌剂类如胶质芽孢杆菌与枯草芽孢杆菌等改良剂的相关研究主要关注其对土壤理化性质的改良效果，并未对其在温室气体排放的影响方面给予充分的研究，在果园中的研究则更是鲜有报道[13-14]。因此，本研究选用几种不同的土壤改良剂，探讨旱地果园温室气体排放效果，以期为果园固碳减排提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验在陕西省延安市宝塔区河庄坪镇余家沟村山地苹果园示范基地（109°21′24″ E，36°41′15″ N，海拔1 277 m）进行，该地区为典型的黄土高原丘陵沟壑区，属于干旱半干旱气候，年平均风速1.2 m·s^{-1}，年均降雨量500 mm左右，年内降雨主要集中在7—9月，占全年降水量的73%左右，年均气温为9.4 ℃，年总辐射量为492.6 kJ·cm^{-2}，无霜期170~186 d。土壤类型为黄绵土。试验地土壤理化性质：容重1.3 g·cm^{-3}，pH 7.81，土壤有机碳含量2.69 g·kg^{-1}，全氮含量0.3 g·kg^{-1}，田间持水量约24%。

试验共设置4个处理，布设在同一水平梯田上，分别为空白对照处理（CK）、施加胶质芽孢杆菌处理（JZ）、施加枯草芽孢杆菌处理（KC）及施加生物炭处理（BC）。由于研究区存在苹果树枝过剩问题，试验选择以苹果树枝为主要原材料的生物炭为其中一种土壤改良剂，该生物炭源自陕西亿鑫生物能源科技开发有限公司，在500 ℃高温无氧条件下裂解，粒径为0.02~2 mm，有机碳含量306.25 g·kg^{-1}，全氮含量8.97 g·kg^{-1}，pH 8.98；其他两种改良剂均来自济南金华峰辉生物科技有限公司，胶质芽孢杆菌和枯草芽孢杆菌的有效活菌数分别为≥2.0×10^{10} CFU·g^{-1}和≥5.0×10^{9} CFU·g^{-1}。供试果树为山地红富士苹果，树龄15 a，行距为4.5 m×4.5 m，树高平均2.5 m，平均冠幅半径为2.3 m。试验地为旱地雨养果园，修剪拉枝和土壤管理等措施均完全相同，为避免施肥影响试验结果，果园均未施肥。为使改良剂发挥作用且降低对果树根系的伤害，施加改良剂的位置在树冠2/3处，即距树干150 cm的环形带，环形带宽度为60 cm，通过人工方式将改良剂翻入土壤，并与0~60 cm土层土壤混合均匀。参考已有文献的最适用量[15-16]，确定生物炭用量为65 t·hm^{-2}，胶质芽孢杆菌及枯草芽孢杆菌用量均为

20 t·hm^{-2}。每个处理选取3株长势相似的果树作为重复，在果树施加改良剂的环带上随机设置1个温室气体排放监测点，共设置12个；土壤水分监测点布设在环带上，每个重复环带上等分3点设置，共计36个。在温室气体排放监测点处布置1组地温计，共布置12组。具体试验布置如图1所示。

试验期间研究区温度和降雨量变化如图2所示。2019年全年降水累计总量为608 mm，降水主要集中在8月份，其降水量约占试验期内降水总量的50%。

1.2 测定项目

1.2.1 温室气体监测

采用静态暗箱-气相色谱法测定土壤CH_4、N_2O和CO_2排放通量，采样时间为6—10月，每7 d进行一次，气体采集时间为8:30—11:30。改良剂施用后在环带上选取地表相对平坦的区域安放底座，采样箱规格为50 cm×50 cm×50 cm，顶箱外覆盖白色优质保温棉，防止太阳辐射下采样箱壁和采样箱内空气温度升高，保证箱内温度在测量期间恒定，以减小温度带来的误差；采样箱内装有小型风扇，采样时通电持续转动，以充分混匀箱内气体。

采样时将采样箱放置在底座上并用水密封，扣箱后0、10、20、30 min时用60 mL注射器通过插在采样箱中部采气孔的橡胶长软管从采集箱内抽取200 mL气体转存于铝塑复合气袋中，并于当天采用Agilent 7890A气相色谱仪测定气体样品中的CH_4、CO_2和N_2O。

采样当天应为天气晴朗或多云天气，降雨（一般超过20 mm）后分别在第1、2、3、5 d和7 d采集气体，若遇连续间隔降雨，则在降雨期间连续监测，以最后一次降雨为准，连续测定后恢复之前的频率。

1.2.2 土壤含水量测定

采用Trime-TDR土壤水分测定仪监测土壤含水量，测量深度为0~100 cm土层，每10 cm土层测定一

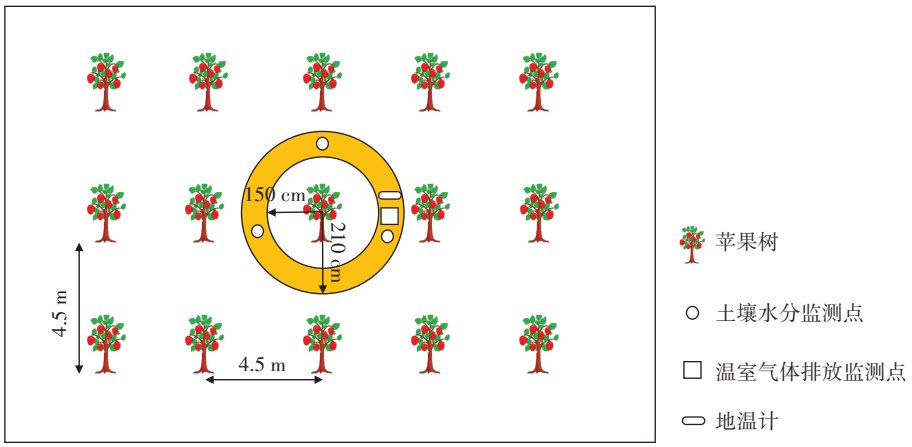

图1 试验布置示意图

Figure 1 Schematic diagram of test arrangement

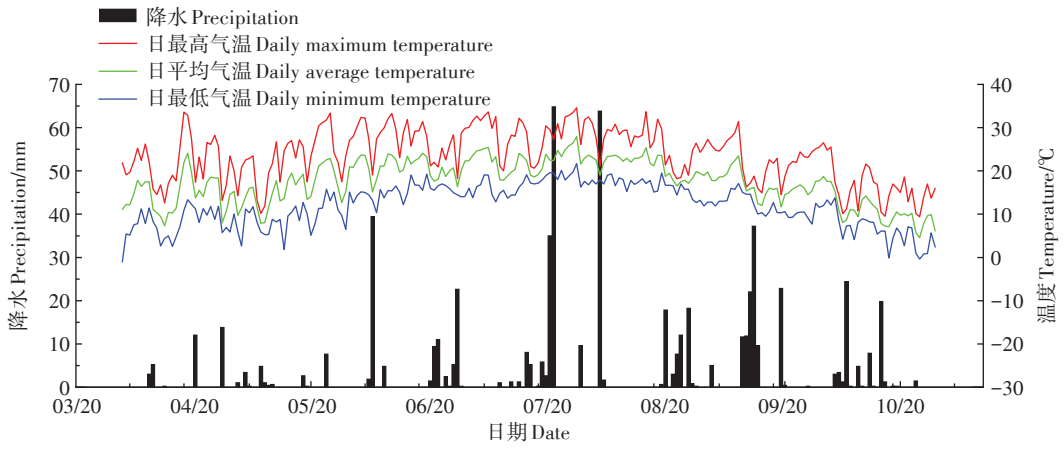

图2 2019年苹果生育期日最高气温、平均气温、最低气温和降水量

Figure 2 Highest temperature, average temperature lowest temperature and rainfall in 2019

次，测定时间同采气时间同步。土壤孔隙含水率[17]计算公式如下：

$$WFPS = \frac{\theta}{1-\frac{\gamma}{2.65}} \times 100\%$$

式中：$WFPS$为土壤孔隙含水率，%；θ为各土层体积含水率，%；γ为土壤容重，g·cm^{-3}。

1.2.3 土壤温度

采用直角地温计测量土壤温度，在收集温室气体时同步测定5、10、15、20 cm和25 cm处的土壤温度，分别测定温室气体开始及结束收集时的土壤温度。

1.2.4 气象数据

由布设在田间的自动气象站监测气象数据，包括降雨量、风速、气压、太阳辐射、空气温湿度等。

1.3 统计分析

（1）温室气体排放通量采用Adviento-Borbe等[18]的计算方法，计算公式为：

$$F = H \times \frac{MP}{R(273+T)} \times \frac{dC}{dt}$$

式中：F为气体排放通量，CH_4、CO_2和NO_2的单位分别为mg·m^{-2}·h^{-1}、mg·m^{-2}·h^{-1}和μg·m^{-2}·h^{-1}；H为采样箱高度，m；M为气体的摩尔质量，g·mol^{-1}；P为采样点气压，Pa；R为普适气体常数，8.314 Pa·m^3·mol^{-1}·K^{-1}；T为采样时箱内温度，℃。

温室气体累积排放量（ω）计算公式如下：

$$\omega = \sum_i^n (R_i \times D_i)$$

式中：ω为土壤CH_4（CO_2或N_2O）的排放总量，kg·hm^{-2}；R_i为第i次采样时CH_4（CO_2或N_2O）的日排放通量，mg·m^{-2}·d^{-1}；D_i为第i次采样到第i+1次采样间隔的天数，d。

（2）使用SPSS 25.0统计软件对试验数据进行方差分析，使用最小显著性差异法（LSD）在0.05的显著性水平上进行分析。

2 结果与分析

2.1 不同改良剂对土壤水热的影响

不同处理土壤WFPS变化趋势基本一致（图3），在6月末—8月初土壤水分含量较低，受降雨影响，在8—10月土壤水分含量较高。CK、JZ、KC和BC处理0~100 cm平均WFPS分别为43.94%、47.98%、39.52%和41.24%。不同土层平均WFPS大小分别为：表层JZ>BC>KC>CK，中层JZ>CK>KC>BC，深层JZ>CK>BC>KC。且CK、JZ和KC均表现为中层>深层>表层，BC表现为表层>深层>中层。与CK相比，JZ、KC和BC表层（0~20 cm）WFPS分别增加19.41%、1.83%和16.29%；中层（20~60 cm）土壤JZ增加7.47%，KC和BC分别降低16.32%和18.13%；深层（60~100 cm）土壤JZ增加2.46%，KC和BC分别降低13.43%和12.29%。JZ WFPS高于其他处理，在0~20 cm土层较CK增加效果显著（P<0.05）；BC在0~30 cm水分较高，10~20 cm保水效果显著（P<0.05），在30~100 cm低于CK，50~60 cm差异显著（P<0.05）；KC在0~20 cm高于CK，而在20~100 cm低于CK，在50~70 cm时差异显著（P<0.05）。

不同处理0~25 cm平均土壤温度变化均呈下降趋势（图4），CK、JZ、KC和BC处理平均土壤温度分别为17.4、17.5、17.7 ℃和16.9 ℃。0~5 cm土壤温度受气温影响波动幅度较大，20~25 cm土壤波动幅度较小，较为稳定。6月25日—7月15日BC处理10~25 cm土壤温度较CK低；在8月26—27日累计降雨20 mm后，各处理土壤温度下降，BC较CK在10~20 cm土层温度低2.85 ℃，JZ和KC较CK在0~10 cm土层温度高0.86 ℃和1.57 ℃；在10月18—19日累计降雨0.4 mm后，BC较其他处理土壤温度最低，为19.08 ℃，但是不同处理与不同土层之间均无显著差异。

2.2 不同改良剂对温室气体排放的影响

2.2.1 对CH_4排放的影响

不同处理CH_4排放通量均为负值（图5），在旱地果园中表现为CH_4的汇。不同处理变化趋势表现出相同的季节变化规律，但各处理间CH_4的吸收总量差异不显著，CK、JZ、KC和BC吸收总量分别为1.64、1.38、1.42 kg·hm^{-2}和1.17 kg·hm^{-2}，3种改良剂处理低于CK处理。可见，土壤改良剂会降低旱地果园CH_4吸收效果。

2.2.2 对CO_2排放的影响

不同处理CO_2排放通量（图6）在8月达到最大，之后排放通量逐渐减小。在8月5—11日的连续监测中，5日各处理CO_2排放较少，随着温度的回升，8日排放最高达到314.52~704.53 mg·m^{-2}·h^{-1}。在8月27日—9月1日的连续监测中，27日排放通量达到最低，随后排放量逐渐升高。CO_2累计排放通量大小依次为CK>JZ>KC>BC，BC处理累计排放总量为5 922.2 kg·hm^{-2}，CK、JZ和KC较BC分别增加40.5%、40.4%和34.9%。与CK处理相比，BC极显著降低了CO_2排放（P<0.001），JZ和KC无显著差异。

2.2.3 对N_2O排放的影响

不同处理土壤N_2O排放整体趋势一致，均随着时

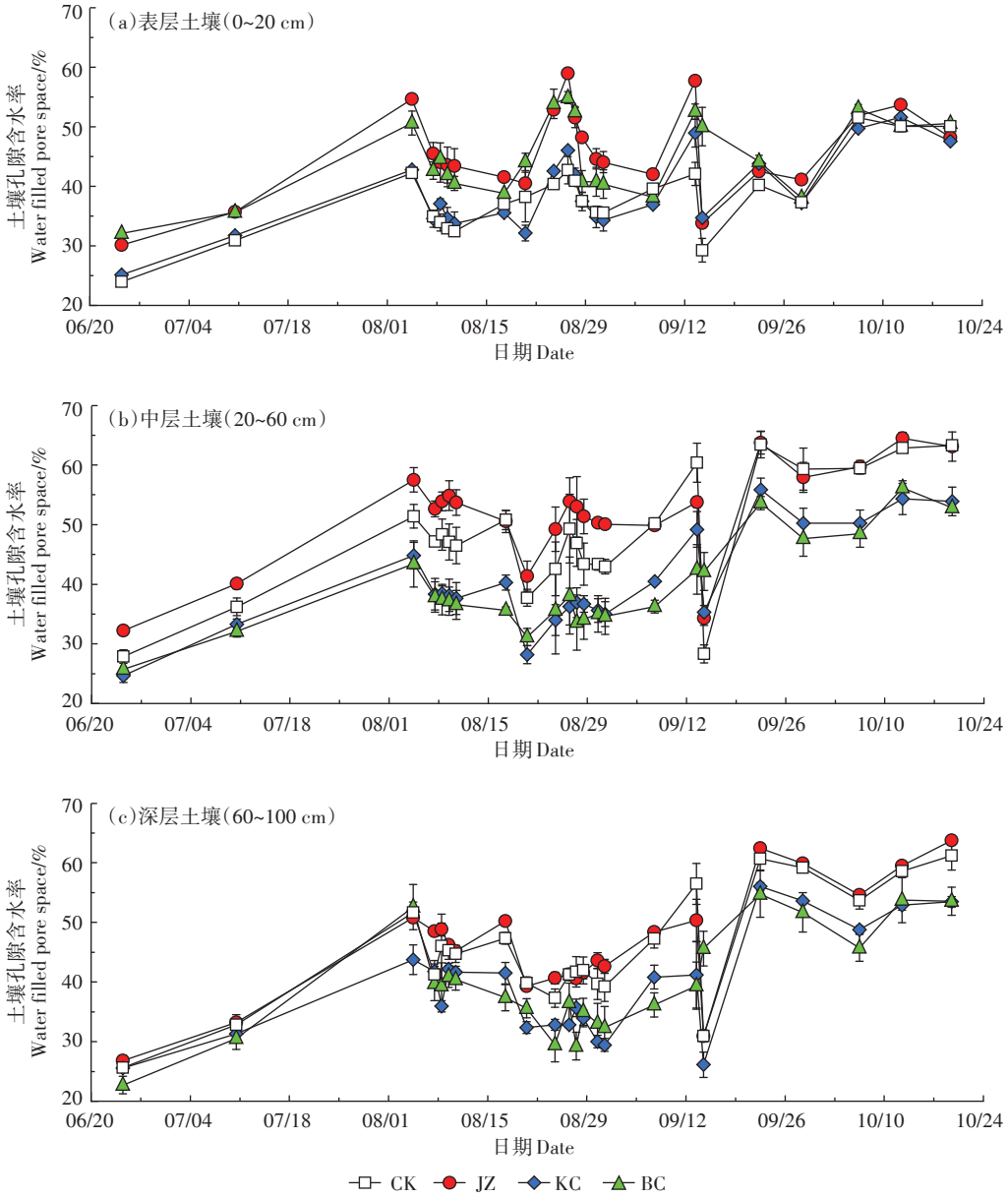

图3 不同处理土壤孔隙含水率变化

Figure 3 Variation of soil WFPS under different treatments

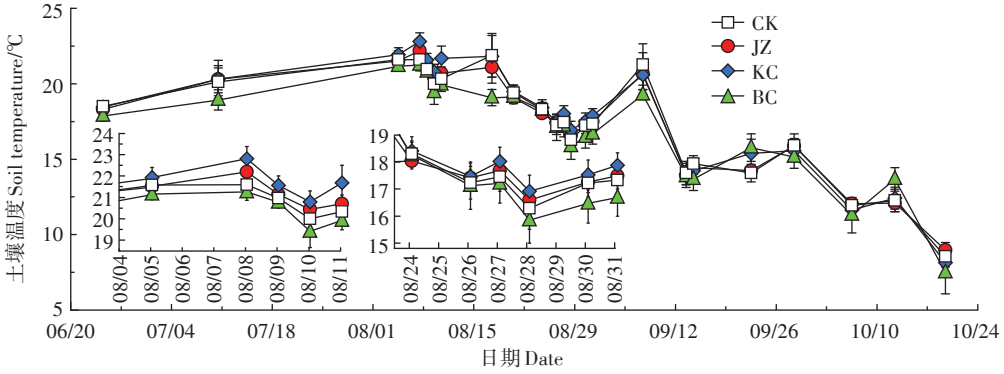

图4 不同处理平均土壤温度变化

Figure 4 Average soil temperature change under different treatments

间的延长排放通量逐渐降低(图7)。在8月5—11日的连续监测中,5日出现N_2O排放通量的峰值,CK、JZ、KC和BC处理分别为24.28、38.09、22.09 μg·m^{-2}·h^{-1}和49.46 μg·m^{-2}·h^{-1}。8月27日—9月1日各处理维持在较低的水平。CK、JZ、KC和BC累计排放通量分别为0.31、0.29、0.34 kg·hm^{-2}和0.64 kg·hm^{-2}。BC排放通量较CK增加103%(P<0.01),JZ、KC与CK处理无显著差异(P>0.05)。

2.3 环境因子对温室气体排放的综合影响效应及评价

综合分析土壤温度和土壤水分对气体排放通量

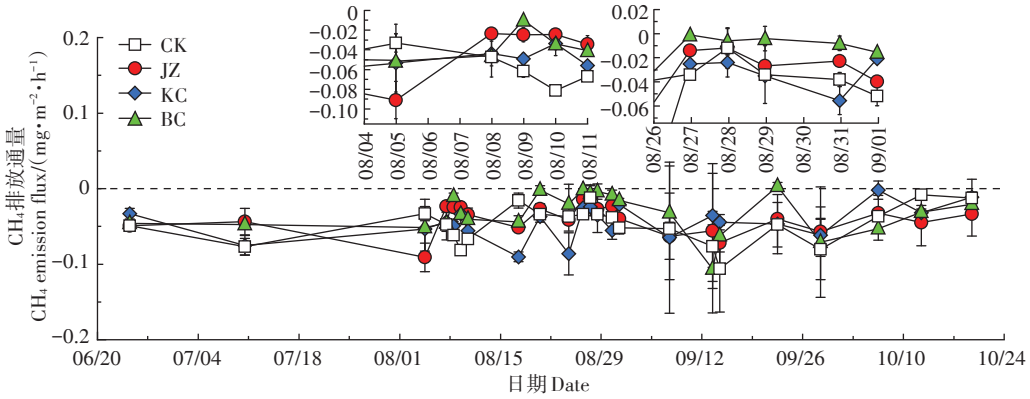

图5 不同处理生育期内CH_4排放通量

Figure 5 CH_4 emission flux during apple growing season under different treatments

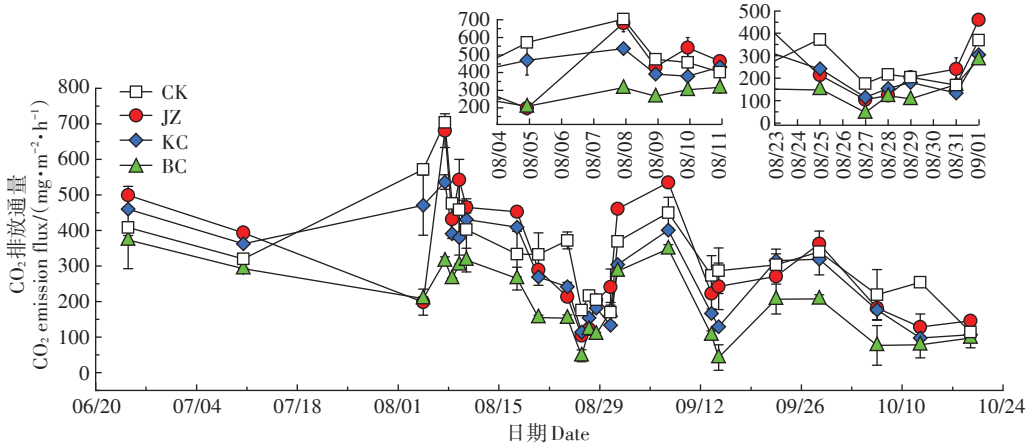

图6 不同处理生育期内CO_2排放通量

Figure 6 CO_2 emission flux during apple growing season under different treatments

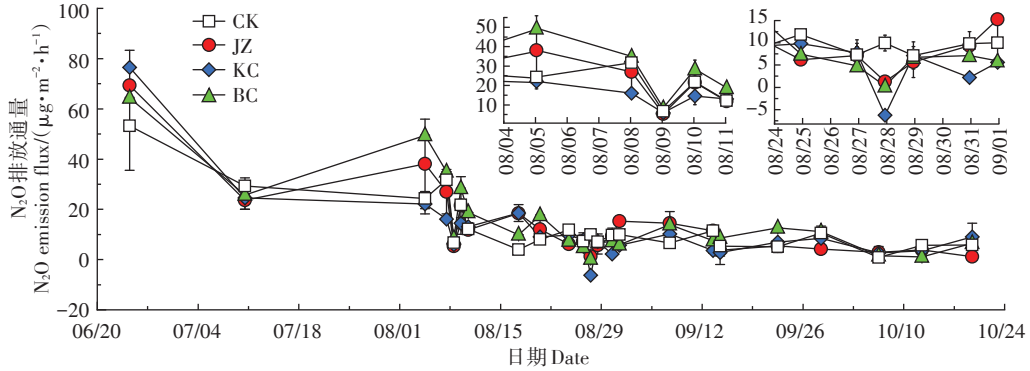

图7 不同处理生育期内N_2O排放通量

Figure 7 N_2O emission flux during apple growing season under different treatments

的影响见表1、表2、表3，所有处理CO_2排放通量与土壤温度呈极显著正相关（$P<0.01$），JZ、KC和BC处理CO_2通量与表层土壤水分呈极显著负相关（$P<0.01$）。通过分析N_2O排放通量发现，CK处理与各层土壤水分均呈显著负相关（$P<0.05$），KC处理只与0~60 cm土壤水分呈显著负相关（$P<0.05$），JZ和BC处理与土壤温度呈显著正相关。不同处理土壤温度和水分与CH_4排放通量无显著相关性。

表1 不同处理土壤温度、水分与CH_4相关分析

Table 1 Correlation analysis of soil temperature, moisture and CH_4 emission flux under different treatments

项目 Items	CK	JZ	KC	BC
0~25 cm土壤温度 0~25 cm soil temperature	0.304	−0.189	−0.400	−0.122
0~20 cm土壤水分 0~20cm soil moisture	−0.057	−0.131	0.109	0.180
20~60 cm土壤水分 20~60 cm soil moisture	−0.037	−0.054	−0.097	0.030
60~100 cm土壤水分 60~100 cm soil moisture	0.004	−0.093	−0.118	−0.063

表2 不同处理土壤温度、水分与CO_2相关分析

Table 2 Correlation analysis of soil temperature, moisture and CO_2 emission flux under different treatments

项目 Items	CK	JZ	KC	BC
0~25 cm土壤温度 0~25 cm soil temperature	0.716**	0.692**	0.777**	0.656**
0~20 cm土壤水分 0~20 cm soil moisture	−0.410	−0.560**	−0.590**	−0.746**
20~60 cm土壤水分 20~60 cm soil moisture	−0.194	−0.289	−0.269	−0.474*
60~100 cm土壤水分 60~100 cm soil moisture	−0.170	−0.167	−0.015	−0.337

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。下同。

Note: * indicates significant correlation at $P<0.05$ level; ** indicates significant correlation at $P<0.01$ level. The same below.

表3 不同处理土壤温度、水分与N_2O相关分析

Table 3 Correlation analysis of soil temperature, moisture and N_2O emission flux under different treatments

项目 Items	CK	JZ	KC	BC
0~25 cm土壤温度 0~25 cm soil temperature	0.395	0.457**	0.287	0.460*
0~20 cm土壤水分 0~20 cm soil moisture	−0.589**	−0.410	−0.549**	−0.385
20~60 cm土壤水分 20~60 cm soil moisture	−0.487*	−0.493*	−0.453*	−0.322
60~100 cm土壤水分 60~100 cm soil moisture	−0.506*	−0.444*	−0.297	−0.127

3 讨论

3.1 不同改良剂对土壤水热的影响

土壤改良剂对土壤保水作用效果显著，所以广泛应用于土壤的改良[19]。在本研究中，JZ处理表层土壤保水效果最佳，可能是因为胶质芽孢杆菌能够产生胞外多糖和荚膜多糖，对改善土壤结构、促进土壤团聚体的形成具有一定的作用效果，进而提高了土壤的保水能力[20]。BC在0~20 cm保水效果较好，这与生物炭本身特性相关，多孔隙生物炭能够吸持土壤水分，同时降低土壤容重[21]，增大了土壤持水能力；而在50~60 cm水分较CK显著降低，可能是因为土壤表层中的生物炭吸持了大量水分，导致入渗量减少，水分大都集中在土壤表层，深层土壤含水量降低。枯草芽孢杆菌自身会产生絮凝剂，吸水后呈现凝胶状态，可以保水减渗，同时改善土壤团粒结构，增大水稳性团聚体占比，进而提高表层土壤水分。KC处理表层土壤水分略高，深层较低，50~70 cm土层水分显著降低，可能是因为枯草芽孢杆菌促进果树根系的生长发育[22]，加快了根系对土壤水分的吸收利用，导致该层土壤耗水加剧。

本研究中，生物炭有降低土壤温度的效果，但并不显著。这可能是因为生物炭自身的多孔隙结构导致土壤容重减小，土壤总孔隙度增加[23]，良好的孔隙结构可以保持水分，增大比热容，并滞后升温过程。Ding等[24]研究表明，生物炭减少进入土壤的热量以及热量散失，从而减少土壤温度的波动。胶质芽孢杆菌和枯草芽孢杆菌在0~20 cm土层会增加土壤温度，在20~25 cm土层则呈现降温的效果，但无显著差异。这可能是因为两种微生物的数量增多、活性增强、呼吸作用增强，致使更多的热量产生。

3.2 不同改良剂对CH_4排放的影响

目前，关于旱地CH_4的排放多表现为汇[25]，与本研究结果一致，但施加改良剂后吸收量较小。本研究分析了CH_4排放与土壤温度、土壤水分的相关性，但均表现为不相关，这进一步说明土壤温度和土壤水分在本研究中不是影响CH_4排放的主要因素。CH_4主要是在缺氧条件下由产甲烷菌产生。本研究中施加改良剂后CH_4排放量均大于CK，这主要是由于施加改良剂增加了土壤微生物和土壤酶的活性[13-14,26]，微生物活动的加剧增加了土壤耗氧量，使土壤中可能形成厌氧环境，导致产甲烷菌活动加剧，促进了CH_4排放。

本研究中，3种改良剂CH_4累计吸收量大小为：BC<JZ<KC。大部分研究表明，施加生物炭后CH_4吸收量增大[12]，但本研究结果与之相反，这主要是由于生物炭与其他改良剂相比，施入土壤后使土壤呈弱碱性（CH_4最适氧化pH范围为4~6），不利于CH_4吸收。本研究中，BC处理对CH_4吸收效果最差，与Song等[27]研究得出旱地土壤施加生物炭后CH_4吸收量大幅增加的结果不一致，这可能与土壤类型有关。本研究中，JZ和KC处理CH_4吸收量低于CK，可能是因为微生物菌剂施入土壤后，会增加有益菌的数量[28]和微生物群落的多样性[29]，导致微生物呼吸加剧，形成厌氧环境，从而不利于土壤CH_4的氧化。

3.3 不同改良剂对CO_2排放的影响

生物因素、非生物因素及人为因素都会对土壤CO_2排放产生重要影响，而土壤温度和水分两种环境因子在非生物因素中起主要作用[30]。研究表明，较低的土壤温度会减少CO_2排放[31]。在本研究中，各处理CO_2排放与土壤温度呈极显著正相关，BC处理CO_2排放量最少，可能是因为土壤温度较低，微生物活动减弱，土壤呼吸速率降低，减少了土壤CO_2排放。CK、JZ和KC处理土壤温度相差较小，土壤呼吸速率基本一致，没有显著增加或减少CO_2排放。旱地土壤水分是制约微生物活性的重要因素[32]，微生物活性对水分的敏感性远大于温度。本研究中，施加改良剂处理CO_2排放与表层土壤水分呈极显著负相关。BC处理显著增加表层土壤水分，并显著降低了CO_2排放。可能是水分增加后，微生物活动在一定程度上加剧，但是生物炭本身大孔隙、大比表面积会吸附土壤中的CO_2以及活性酶，降低碳分解速率[33]，也会促进土壤形成芳烃等大分子物质[34]，不利于微生物的分解作用，减少土壤碳排放。同时，较高的C/N限制微生物活动，降低了土壤呼吸速率[35]。JZ处理显著增加土壤水分，但是CO_2排放同CK无显著差异，可能是因为胶质芽孢杆菌在增加微生物数量、促进土壤呼吸的同时，改善了土壤结构，促进了团聚体的形成[20]，因此并没有因为微生物呼吸的加剧而增加CO_2排放。KC处理表层水分、CO_2排放同CK无显著差异，可能是较低的表层土壤水分限制了微生物的活性，不利于微生物呼吸增加CO_2排放[29]。

3.4 不同改良剂对N_2O排放的影响

土壤中N_2O主要由硝化作用和反硝化作用产生，而土壤水分、土壤温度会对其产生重要影响。本研究中，BC和JZ处理土壤温度和N_2O排放显著正相关。BC和JZ处理显著增加表层土壤水分，表层土壤平均WFPS分别为44.82%和45.66%，适宜土壤微生物活动，此时温度成为N_2O排放的主要影响因素。本研究中，BC处理N_2O排放总量显著高于其他处理，这与前人研究结果[36-37]不一致，可能是土壤温度处于硝化作用最适温度范围内，硝化作用加剧，同时，生物炭会提高土壤有机碳含量，为硝化反硝化作用提供良好的条件，进而增加N_2O排放[38]。JZ处理温度较BC高，但施加大量胶质芽孢杆菌后，微生物间营养竞争加强[29]，因此不利于硝化细菌产生N_2O。本研究中，CK和KC处理土壤水分和N_2O排放显著负相关，KC处理表层土壤水分较低，对微生物活动有一定影响，同时，土壤施加枯草芽孢杆菌后，竞争作用、拮抗作用及溶菌作用[39]等均不利于硝化作用产生N_2O。

4 结论

（1）生物炭和胶质芽孢杆菌可以显著增加土壤表层含水量，各处理下土壤温度没有显著差异。

（2）各处理CH_4吸收总量差异不显著，累计吸收量大小为BC<JZ<KC<CK。CO_2排放总量BC处理显著低于其他处理，N_2O排放总量显著高于其他处理，JZ、KC和CK处理间无显著差异。

（3）旱地果园CH_4排放与土壤水分和温度无显著相关性。CO_2排放与土壤温度极显著正相关，JZ、KC和BC处理CO_2排放与表层土壤水分呈极显著负相关。JZ和BC处理N_2O排放与土壤温度极显著正相关，CK和KC处理N_2O排放与表层土壤水分呈极显著负相关。

综上，生物炭在保水、固碳及减排上综合效果最好，是一种较为合适的土壤添加剂。

参考文献：

[1] Sanderson B M, O′Neill B C, Kiehl J T, et al. The response of the climate system to very high greenhouse gas emission scenarios[J]. *Environmental Research Letters*, 2011, 6(3): 034005.

[2] 国家发展和改革委员会应对气候变化司. 中华人民共和国气候变化第三次国家信息通报[M]. 北京：中国经济出版社, 2018. Climate Change Department of National Development and Reform Commission. The third national communication on climate change of the People′s Republic of China[M]. Beijing: China Economy Press, 2018.

[3] 任凤玲. 施用有机肥我国典型农田土壤温室气体排放特征[M]. 北京：中国农业科学院, 2018. REN Feng-ling. Characteristics of greenhouse gas emissions from typical farmland soils in my country using organic fertilizer[M]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018.

[4] 唐笑天. 陕西渭北果园土壤管理存在的问题及对策建议[J]. 果树实用技术与信息, 2017(7):37-38. TANG Xiao-tian. Problems and countermeasures of soil management in Weibei orchard in Shaanxi[J]. *Fruit Tree Practical Technology and Information*, 2017(7):37-38.

[5] 汪烨. 陕西打造千亿苹果产业[J]. 农经, 2019(12):56-59. WANG Ye. Shaanxi builds 100 billion apple industry[J]. *Agricultural Economics*, 2019(12):56-59.

[6] 朱晓晴, 安晶, 马玲, 等. 秸秆还田深度对土壤温室气体排放及玉米产量的影响[J]. 中国农业科学, 2020, 53(5):977-989. ZHU Xiao-qing, AN Jing, MA Ling, et al. Effects of different straw returning depths on soil greenhouse gas emission and maize yield[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53(5):977-989.

[7] 周泉, 王龙昌, 熊瑛, 等. 绿肥间作和秸秆覆盖对冬季油菜根际土壤有机碳及土壤呼吸的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(3):1114-1120. ZHOU Quan, WANG Long-chang, XIONG Ying, et al. Effects of green manure intercropping and straw mulching on winter rape rhizosphere soil organic carbon and soil respiration[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(3):1114-1120.

[8] 周胜, 张鲜鲜, 王从, 等. 水分和秸秆管理减排稻田温室气体研究与展望[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4):852-862. ZHOU Sheng, ZHANG Xian-xian, WANG Cong, et al. Research progress and prospects of water and crop residue managements to mitigate greenhouse gases emissions from paddy field[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(4):852-862.

[9] 张卫红, 李玉娥, 秦晓波, 等. 长期定位双季稻田施用生物炭的温室气体减排生命周期评估[J]. 农业工程学报, 2018, 34(20):132-140. ZHANG Wei-hong, LI Yu-e, QIN Xiao-bo, et al. Estimation on GHG emission reduction in double cropping rice paddy with application of biochar in long-term period using LCA method[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(20):132-140.

[10] Barracosa P, Cardoso I, Marques F, et al. Effect of biochar on emission of greenhouse gases and productivity of cardoon crop(*Cynara cardunculus* L.)[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2020, 20(3):1524-1531.

[11] 张国, 王效科. 我国保护性耕作对农田温室气体排放影响研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4):872-881. ZHANG Guo, WANG Xiao-ke. Impacts of conservation tillage on greenhouse gas emissions from cropland in China:A review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(4):872-881.

[12] 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 Zu-bin, LIU Qi. 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.

[13] 李伟, 王金亭. 枯草芽孢杆菌与解磷细菌对苹果园土壤特性及果实品质的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(3):140-144. LI Wei, WANG Jin-ting. Effects of *Bacillus subtilis* and phosphobacteria on soil characteristics and fruit quality of apple orchard[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2018, 46(3):140-144.

[14] 赵胤, 龙月, 潘远智, 等. 蜀葵-胶质芽孢杆菌联合修复土壤镉污染[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(5):1026-1033. ZHAO Yin, LONG Yue, PAN Yuan-zhi, et al. Remediation of cadmium contamination in soil by *Althaea rosea-Bacillus mucilaginosus*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(5):1026-1033.

[15] Zheng W, Zeng S, Bais H, et al. Plant Growth-Promoting Rhizobacteria(PGPR) reduce evaporation and increase soil water retention[J]. *Water Resour Res*, 2018, 54(5):3673-3687.

[16] 李倩倩, 许晨阳, 耿增超, 等. 生物炭对塿土土壤容重和团聚体的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(7):3388-3396. LI Qian-qian, XU Chen-yang, GENG Zeng-chao, et al. Impact of biochar on soil bulk density and aggregates of lou soil[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(7):3388-3396.

[17] Bateman E J, Baggs E M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 41(6):379-388.

[18] Adviento-Borbe M A A, Haddix M L, Binder D L, et al. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four highyielding maize systems[J]. *Global Change Biology*, 2010, 13(9):1972-1988.

[19] 吕涛, 魏特, 张立欣, 等. 不同改良剂对沙化土壤理化性质及沙米干物质量的影响[J]. 水土保持通报, 2020, 40(2):16-23. LÜ Tao, WEI Te, ZHANG Li-xin, et al. Effects of different soil amendments on soil physical and chemical properties and dry matter of *Agriophyllum squarrosum* in desertification land[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2020, 40(2):16-23.

[20] 李甘雨, 林海, 董颖博, 等. 胶质芽孢杆菌释放矿物元素效果及机理研究进展[J]. 金属矿山, 2017(1):113-118. LI Gan-yu, LIN Hai, DONG Ying-bo, et al. Research progress on the release of elements from minerals by *Bacillus mucilaginosus* and its mechanism[J]. *Metal Mine*, 2017(1):113-118.

[21] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70:1719-1730.

[22] Rubin R L, Groenigen van K J, Hungate B A. Plant growth promoting rhizobacteria are more effective under drought: A meta-analysis[J]. *Plant and Soil*, 2017, 416:309-323.

[23] 魏永霞, 张翼鹏, 张雨凤, 等. 黑土坡耕地连续施加生物炭的土壤改良和节水增产效应[J]. 农业机械学报, 2018, 49(2):284-291, 312. WEI Yong-xia, ZHANG Yi-peng, ZHANG Yu-feng, et al. Influences of two consecutive years supply of biochar on soil improvement, water saving and yield increasing in sloping farmland of black soil region[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2018, 49(2):284-291, 312.

[24] Ding Y H, Gao X Y, Qu Z Y, et al. Effects of biochar application and irrigation methods on soil temperature in farmland[J]. *Water*, 2019, 11(3):499.

[25] 邓长芳, 罗珠珠, 李玲玲, 等. 黄土高原雨养农业区不同种植模式土壤温室气体排放特征[J]. 草业学报, 2018, 27(9):1-13. DENG Chang-fang, LUO Zhu-zhu, LI Ling-ling, et al. Characterization of greenhouse gases emissions from rainfed soils in different cropping systems on the Loess Plateau[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2018, 27(9):1-13.

[26] Ribas A, Mattana S, Llurba R, et al. Biochar application and summer

temperatures reduce N_2O and enhance CH_4 emissions in a mediterranean agroecosystem: Role of biologically induced anoxic microsites[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 685(10), 1075-1086.

[27] Song X, Pan G, Zhang C, et al. Effects of biochar application on fluxes of three biogenic greenhouse gases: A meta-analysis[J]. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2016, 2(2): 201-202.

[28] 方伟, 余晓, 王晶, 等. 施加石灰石粉和微生物肥料对发病山核桃林土壤化学性质和微生物群落的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2020, 37(2): 273-283. FANG Wei, YU Xiao, WANG Jing, et al. Effects of applying limestone powder and microbial fertilizer on soil chemical properties and microbial community in the diseased *Carya cathayensis* woodland[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2020, 37(2): 273-283.

[29] 吴恩彪. 微生物肥料对云烟87根系生长及其根际土壤细菌群落多样性影响[D]. 福州: 福建农林大学, 2015. WU En-biao. The influence of microbial fertilizer on bacterial community diversity of rhizosphere soil and root growth of Yunnan tobacco 87[D]. Fuzhou: Fujian Agricultural and Forestry University, 2015.

[30] Cook F J, Orchard V A. Relationships between soil respiration and soil moisture[J]. *Soil Biol Biochem*, 2008, 40: 1013-1018.

[31] Levine U Y, Teal T K, Robertson G P, et al. Agriculture′s impact on microbial diversity and associated fluxes of carbon dioxide and methane[J]. *ISME J*, 2011, 5: 1683-1691.

[32] 寇太记, 朱建国, 谢祖彬, 等. 大气CO_2体积分数升高环境温度与土壤水分对农田土壤呼吸的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(3): 950-956. KOU Tai-ji, ZHU Jian-guo, XIE Zu-bin, et al. The effects of temperature and soil moisture on soil respiration in the cropland under elevated pCO_2[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(3): 950-956.

[33] 李坤权, 李烨, 郑正, 等. 高比表面生物质炭的制备、表征及吸附性能[J]. 环境科学, 2013, 34(1): 328-335. LI Kun-quan, LI Ye, ZHENG Zheng, et al. Preparation, characterization and adsorption performance of high surface area biomass-based activated carbons[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(1): 328-335.

[34] 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 and Biochemistry*, 2011, 43(10): 2127-2134.

[35] 金皖豫, 李铭, 何杨辉, 等. 不同施氮水平对冬小麦生长期土壤呼吸的影响[J]. 植物生态学报, 2015, 39(3): 249-257. JIN Wan-yu, LI Ming, HE Yang-hui, et al. Effects of different levels of nitrogen fertilization on soil respiration during growing season in winter wheat[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2015, 39(3): 249-257.

[36] Liu Y J, Bi Y C, Xie Y X, et al. Successive straw biochar amendments reduce nitrous oxide emissions but do not improve the net ecosystem economic benefit in an alkaline sandy loam under a wheat-maize cropping system[J]. *Land Degradation and Development*, 2019: 1-16.

[37] 赵光昕, 刘杏认, 张晴雯, 等. 施用生物炭对农田土壤N_2O的减排效应[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(12): 2872-2880. ZHAO Guang-xin, LIU Xing-ren, ZHANG Qing-wen, et al. Effect of biochar on N_2O emissions from agricultural soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(12): 2872-2880.

[38] Van Z L, Singh B P, Kimber S W L, et al. An incubation study investigating the mechanisms that impact N_2O flux from soil following biochar application[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2014, 191: 53-62.

[39] 王晓阁. 枯草芽孢杆菌研究进展与展望[J]. 中山大学研究生学刊(自然科学. 医学版), 2012, 33(3): 14-23. WANG Xiao-ge. Research progress and prospect of bacillus subtilis[J]. *Sun Yat-Sen University*(*Natural Sciences*、*Medicine*), 2012, 33(3): 14-23.