

生物炭和脱硫石膏混施对稻田碳排放的影响

徐莹, 罗曼琳, 木志坚, 雷勇, 单庆绕, 刘帅鹏, 赵秀兰

引用本文:

徐莹, 罗曼琳, 木志坚, 雷勇, 单庆绕, 刘帅鹏, 赵秀兰. 生物炭和脱硫石膏混施对稻田碳排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(11): 2614–2624.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0326>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

厢作免耕下生态种养对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响

陈璐, 陈灿, 黄璜, 任勃, 王忍, 梁玉刚, 周晶

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1354–1365 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0015>

有机无机肥配施对苹果园温室气体排放的影响

马艳婷, 赵志远, 冯天宇, SOMPOUVISSETThongsouk, 孔旭, 翟丙年, 赵政阳

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2039–2048 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1477>

不同遮阴处理下施肥对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响

王坤, 娄运生, 邢钰媛, 刘健

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 464–472 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0953>

田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 何铁虎, 牛玉慧, 丁维新

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1326–1336 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1414>

巢湖圩区再生稻田甲烷及氧化亚氮的排放规律研究

王天宇, 樊迪, 宋开付, 张广斌, 徐华, 马静

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1829–1838 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0181>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

徐莹, 罗曼琳, 木志坚, 等. 生物炭和脱硫石膏混施对稻田碳排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(11): 2614–2624.

XU Y, LUO M L, MU Z J, et al. Effects of mixed application of biochar and desulfurized gypsum on carbon emissions from a paddy field[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(11): 2614–2624.

生物炭和脱硫石膏混施对稻田碳排放的影响

徐莹¹, 罗曼琳¹, 木志坚^{1,2,3*}, 雷勇⁴, 单庆绕⁴, 刘帅鹏¹, 赵秀兰^{1,2}

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 重庆市农业资源与环境研究重点实验室, 重庆 400716; 3. 农业农村部西南耕地保育重点实验室, 重庆 400716; 4. 云南省曲靖市土壤肥料工作站, 云南 曲靖 655000)

摘要:为探究脱硫石膏和生物炭混施对稻田 CO₂、CH₄减排和碳收支的影响,在黄壤性稻田中设置了生物炭与脱硫石膏施用剂量比不同的6个处理,并利用静态箱-气相色谱法对土壤 CO₂、CH₄排放通量进行了为期一年的监测。试验的6个处理分别为裸地(B)、种植水稻(R)、种植水稻+4 t·hm⁻²生物炭(RC4)、RC4+4 t·hm⁻²脱硫石膏(RC4G4)、RC4+8 t·hm⁻²脱硫石膏(RC4G8)和RC4+16 t·hm⁻²脱硫石膏(RC4G16)。结果表明,处理R在稻季的CH₄排放量为86 kg·hm⁻²;单施生物炭使CH₄排放量增加了52%,进一步混施脱硫石膏则使CH₄排放量下降了69%~91%。各处理在休闲期的CH₄排放量都比较低(6.24~13.4 kg·hm⁻²)。施用生物炭和脱硫石膏对稻季土壤CO₂排放无显著影响;与其他处理相比,RC4G4处理在休闲期的CO₂排放量有所增加。不同处理的土壤CO₂年排放量为4 525~6 634 kg·hm⁻²,其中休闲期的贡献率为68%~76%。就全年而言,仅RC4G16处理的碳输入略大于碳输出,表现为碳中和效应;其他处理则皆表现为大气碳源,净排放量为573~4 065 kg·hm⁻²。综上所述,本试验中单施生物炭促进了温室气体排放,而脱硫石膏的施用抵消了生物炭对温室气体减排的负面效应,且施用效果随剂量的增加而增强。

关键词:生物炭;脱硫石膏;稻田;二氧化碳;甲烷;碳收支

中图分类号:X144 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)11-2614-11 doi:10.11654/jaes.2023-0326

Effects of mixed application of biochar and desulfurized gypsum on carbon emissions from a paddy field

XU Ying¹, LUO Manlin¹, MU Zhijian^{1,2,3*}, LEI Yong⁴, SHAN Qingrao⁴, LIU Shuaipeng¹, ZHAO Xiulan^{1,2}

(1. College of Resource & Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2. Chongqing Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Chongqing 400716, China; 3. Key Laboratory of Arable Land Conservation for Southwest China, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chongqing 400716, China; 4. Soil and Fertilizer Station of Qujing, Yunnan Province, Qujing 655000, China)

Abstract: To investigate the effectiveness of the combined application of biochar and desulfurized gypsum in reducing CO₂ and CH₄ emissions and the carbon budget in rice fields, six treatments were established in a paddy field and the soil CO₂ and CH₄ fluxes were measured for one year using the static chamber-GC method. The treatments were as follows: bare plot (B), rice planting plot (R), R amended with biochar at a rate of 4 t·hm⁻² (RC4), RC4 plus desulfurized gypsum (G) applied at a rate of 4 t·hm⁻² (RC4G4), RC4 plus G applied at a rate of 8 t·hm⁻² (RC4G8), and RC4 plus G applied at a rate of 16 t·hm⁻² (RC4G16). During the rice growing season, the R plot released CH₄ at a rate of 86 kg·hm⁻². Compared with the amount emitted by R, CH₄ emission was enhanced by 52% with the exclusive application of biochar (RC4), but this was suppressed by 69%–91% with the application of desulfurized gypsum. CH₄ emissions during the fallow period were relatively low for the different treatments (6.24–13.4 kg·hm⁻²). By contrast, the impacts of biochar and desulfurized gypsum on the soil CO₂ flux were much more significant during the fallow period than during the rice growing season. The annual soil CO₂

收稿日期:2023-04-25 录用日期:2023-08-16

作者简介:徐莹(2000—),女,甘肃白银人,硕士研究生,从事土壤碳氮循环与农田温室气体排放研究。E-mail:2330252880@qq.com

*通信作者:木志坚 E-mail:muzj@swu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41371211);农业农村部农业农村环境治理专项(13200246)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41371211); Special Project for Agricultural and Rural Environmental Governance of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs(13200246)

emissions from the differently treated plots ranged from 4 525 to 6 634 kg·hm⁻², 68%–76% of which were emitted during the fallow period. According to the annual carbon budget, the RC4G16 treatment was carbon neutral, whereas the other treatments acted as a net atmospheric carbon source with emission intensity values ranging from 573 to 4 065 kg·hm⁻². In conclusion, in this study, the application of biochar alone promoted greenhouse gas emissions, whereas the additional application of desulfurized gypsum offset the negative effect of biochar and reduced greenhouse gas emissions, with the effect increasing with increase in the dosage.

Keywords: biochar; desulfurized gypsum; rice field; carbon dioxide; methane; carbon budget

二氧化碳(CO₂)和甲烷(CH₄)作为全球第一和第二大温室气体,其浓度不断升高对全球气候变化产生重大影响^[1-2]。2022年IPCC报告显示,大气中CO₂和CH₄浓度已上升至过去80年内的最高水平^[3],分别为(413.2±0.2) mg·L⁻¹和(1 889±2) μg·L⁻¹^[4]。稻田生态系统既可以作为碳汇,降低大气中CO₂浓度,也是CH₄产生的重要来源^[5]。我国作为世界上水稻种植最广泛的国家,稻田面积占全球水稻种植面积的18.4%。据《中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告》中温室气体清单信息可知,2014年我国共排放CH₄ 5 529万t,其中,稻田CH₄排放占16.1%。在减缓全球气候变暖的背景下,我国力争在2030年前CO₂排放达到峰值,努力争取2060年前实现碳中和目标。因此,在该目标的驱动下,发挥稻田的碳汇功能,实现稻田温室气体减排是至关重要的^[6]。

在以往的研究中发现,将生物炭施于土壤中可以有效提高土壤有机碳的稳定性^[7-8]。生物炭是一种将资源重新利用后产生的固体物质,其农业方面最重要的应用是加强土壤碳固存^[9]。将生物炭作为土壤改良剂添加进水稻土,对提高土壤有机碳含量有明显的正效应,但随着水稻生长期的延长,效果逐渐减弱^[10]。有研究发现,添加生物炭可以显著降低全球变暖潜能值,并降低温室效应的影响^[11]。由于生物炭的高孔隙率和大比表面积,将其施入土壤会建立气相-水相之间的CO₂浓度平衡,导致更多的CO₂溶解在水相中,从而减少土壤CO₂的排放^[12]。但也有研究发现施用生物炭存在负面影响,如添加生物炭会增加土壤可溶性有机碳含量,为产甲烷菌提供反应底物,导致土壤CH₄的排放通量增加^[13];Yoo等^[14]的试验中发现将稻壳产生的黑炭施入土壤后,水稻第一季的CH₄排放量显著升高;Zhang等^[15]田间试验结果也表明,施用氮肥条件下,添加生物炭会使稻田土壤的CH₄排放量增加34%,在不施用氮肥的情况下,添加生物炭后CH₄的排放量更多,并且CO₂的排放量也略微上升。

脱硫石膏是烟气脱硫技术产生的工业副产物^[16],其中所含的Ca、S等矿物质营养元素不仅可以改善土

壤环境,还能有效促进植物生长^[17]。在土壤中施用脱硫石膏后,不仅能够显著增加土壤中Ca²⁺浓度^[18],还能改善土壤通气性和保水性^[19]。将脱硫石膏施入土壤后能够显著降低CH₄排放通量^[20-21],且脱硫石膏对CH₄减排效应显著高于普通石膏^[22]。此外,脱硫石膏能够增加稻田土壤硫酸盐还原菌丰度,提高土壤Eh,从而抑制产甲烷菌的活性^[23]。关于脱硫石膏对CO₂的减排效应,有研究发现,元素硫和硫酸盐都可以显著降低土壤过氧化氢酶活性,抑制CO₂产生^[24];脱硫石膏中丰富的Ca²⁺也可能和土壤中的CO₂发生反应,将碳固定在土壤中^[25]。

综上所述,生物炭能够显著地增加土壤固碳量,改善土壤性质,但也有可能促进温室气体的排放,而脱硫石膏的施用能抑制CH₄和CO₂的排放,那么,将两者混施能否实现优势互补,达到更好的减排效果?为此本研究在重庆市一块黄壤性稻田上设置了不同生物炭与脱硫石膏剂量比处理,对稻田温室气体排放进行了为期一年的观测,以评价生物炭和脱硫石膏混施对稻田温室气体减排的效应。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验在重庆市璧山区七塘镇(29°46' N, 106°18' E)进行,其土壤类型为黄壤。试验地属亚热带湿润型季风气候,年平均气温18℃,年降水量1 000~1 100 mm,年日照时数为1 000~1 100 h。土壤养分状况为有机碳16 g·kg⁻¹,全氮3 g·kg⁻¹,全硫0.81 g·kg⁻¹^[26]。试验地共18个小区,以随机排列的方式设置了6组处理:不种植水稻且不施加生物炭和脱硫石膏(B)、种植水稻但不施加生物炭和脱硫石膏(R)、种植水稻+4 t·hm⁻²生物炭(RC4)、RC4+4 t·hm⁻²脱硫石膏(RC4G4)、RC4+8 t·hm⁻²脱硫石膏(RC4G8)和RC4+16 t·hm⁻²脱硫石膏(RC4G16)。处理区设置、施肥方式及田间管理模式与课题组其他研究条件相同^[20,23,26]。

试验中所需的脱硫石膏取自于重庆市华能珞璜电厂,其与天然石膏的化学成分对比(表1)参考王增

表1 某厂脱硫石膏与天然石膏的化学成分对比(%)

Table 1 Chemical composition of flue gas desulfurization gypsum from a certain factory and natural gypsum (%)

类别 Category	CaSO ₄ ·2H ₂ O	CaSO ₃ ·1/2H ₂ O	CaCO ₃	MgO	H ₂ O	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Cl
脱硫石膏 Desulfurization gypsum	85~90	1.2	5~8	0.86	10~15	1.20	2.80	0.6	0.01
天然石膏 Gypsum	70~74	0.5	2~4	3.80	3~4	3.49	1.04	0.3	0.01

藜^[27]的分析;生物炭购自江苏省华丰农业生物工程有
限公司,基本性质为pH9.2,含碳量20.2%,全氮1.9 g·
kg⁻¹,全硫15.3 g·kg⁻¹。

1.2 样品采集

试验于2017年5月15日水稻秧苗移栽开始,至
2018年4月20日截止,共340 d。试验期内生长期为
2017年5月15日至8月15日(93 d),休闲期为2017
年8月16日至次年4月20日(247 d)。CH₄和CO₂气
体排放通量用静态暗箱-气相色谱法测定。样品采
集时在18个处理小区分别采样,即各处理均有3个箱
体平行采样。其中气体采样箱规格、采样时间、采样
频率、环境因子(pH、氧化还原电位和含水率)的测定
方法均与向秋洁^[20]、胡翔宇等^[23]和窦添元^[26]论文中的
材料和方法一致。需要补充的是:抽取气体样品后,
立即将其转移至预先在实验室抽真空的20 mL血清
瓶(SVF-20, Nichiden-Rika)中,使血清瓶处于过压状
态,避免运输和储存过程中外部空气入渗,影响测定
结果的准确性。气样中的CH₄经P-Q柱分离后直接
用FID测定其浓度;气样中的CO₂经P-Q柱分离后导
入甲烷转化器,生成的CH₄再用FID测定。

用五点取样法收集稻田表层(0~10 cm)土壤样
品,带回实验室并冷藏于冰箱中(-4℃)。称取部分
冷藏的湿土,加入适量超纯水(土水质量比为1:5),
在室温下以220 r·min⁻¹振荡1 h,然后在8 000 r·min⁻¹
转速下离心5 min,上清液用醋酸纤维滤膜过滤,滤液
用TOC分析仪(Multi-N/C2100)测定溶解性有机碳
(DOC)的浓度。剩余的湿土经风干和研磨后过100
目筛,用元素分析仪(农业部西南耕地保育重点实
验室, Vario Pyro Cube)测定土壤中碳、氮和硫含量。

根生物量的测量在收获期间进行,具体方法为:
在各处理区选择三窝具有代表性且生长均匀的水稻,
以水稻植株为中心,样方面积为30 cm×30 cm,挖至离
地30 cm的深度^[28]。采集植物样后将其冲洗干净,分
离出根部并经60℃干燥后称质量。秸秆生物量是
将上述植株除根系和籽粒之外的部分烘干后称质量
获得。用高速振荡球磨机将烘干的根和秸秆磨至粉
末状以便后续含碳量的测定。根系和秸秆含碳量通

元素分析仪(农业部西南耕地保育重点实验室, Vario
Pyro Cube)测定。

1.3 数据处理与分析

稻田CH₄、CO₂的瞬时排放通量、稻田CH₄、CO₂的
累积排放通量和稻田净生态系统碳平衡(Net Ecosys-
tem Carbon Balance, NECB)计算均与向秋洁^[20]论文中
的公式一致。

原始数据采用Excel 2010统计分析;采用SPSS单
因素方差(One-way ANOVA)分析结合Fisher's LSD
检验法进行不同处理间的差异性比较;采用Ori-
gin2018软件制图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质分析

由图1可知,试验期开始pH表现为RC4(6.05)>
RC4G4(5.37)>B(5.15)>R(4.96)>RC4G8(4.70)>
RC4G16(4.61),水稻生长前期各处理土壤pH呈下降
趋势,在2017年7月2日后pH整体上升,然后上下波
动,总体波动规律相似。在水稻生长期,B、R、RC4、
RC4G4、RC4G8和RC4G16处理平均土壤pH值分别
为4.94±0.04、4.77±0.07、4.93±0.09、4.91±0.13、4.81±
0.07和4.77±0.08。在休闲期,各处理平均土壤pH值
分别为5.09±0.12、5.01±0.08、5.22±0.09、5.21±0.09、
5.19±0.12和5.00±0.14。

由图2可知,水稻生长前期稻田持续淹水,土壤
含水率维持在28.0%~38.0%。随着温度升高,稻田表
面水分蒸发,土壤含水量降低。8月9日含水率出现
明显升高,之后呈降低趋势。稻田休闲期,土壤含水
率为21.0%~42.9%,进入冬季后由于降水较少,土壤
水分逐渐散失,持续到天气回暖气温上升。在水稻生
长期,B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理的平
均土壤含水率分别为(30.1±0.8)%、(30.3±0.8)%、
(30.3±0.7)%、(30.9±0.9)%、(29.7±0.6)%和(30.9±
0.7)%。在休闲期,各处理的平均土壤含水率分别为
(26.8±0.5)%、(29.8±0.7)%、(31.5±1.0)%、(30.5±
0.8)%、(30.9±0.6)%和(31.7±0.6)%。

在水稻生长期,各处理土壤温度总体随时间呈上

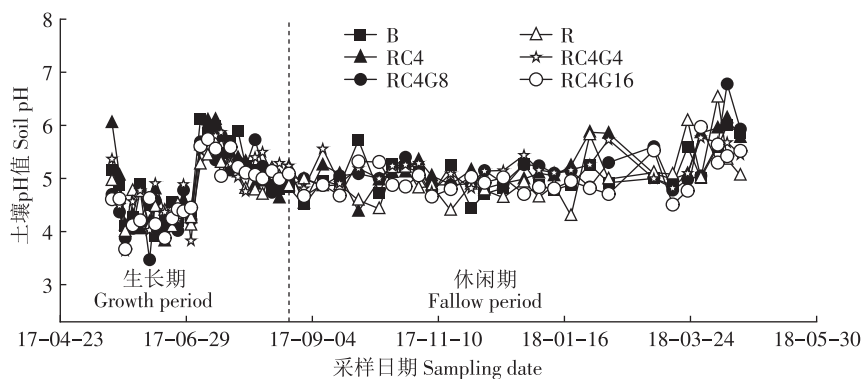


图1 水稻生长期和休闲期土壤pH动态变化

Figure 1 Variation of soil pH during rice-growing season and fallow period

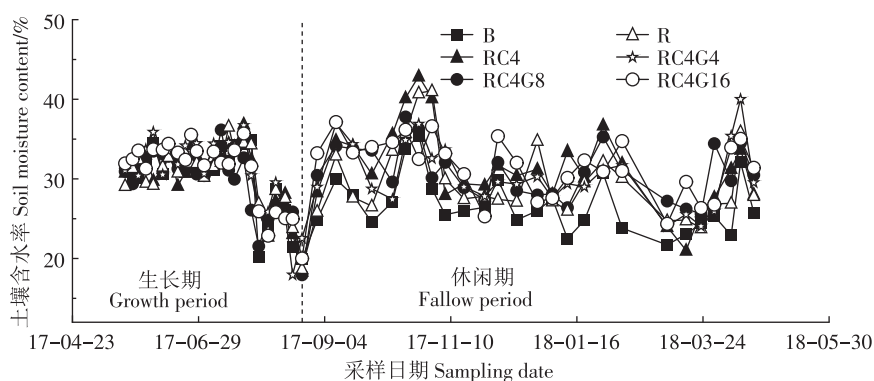


图2 稻田土壤含水率动态变化

Figure 2 Variation of soil moisture content in paddy field

升趋势(图3),土壤温度变幅为21.3~29.8℃。土壤温度在6月18日、6月28日和8月9日有明显降低,这是由于降雨导致气温骤降。水稻成熟后期,土壤温度随外界温度的上升而升高。休闲期内,各处理土壤温度均呈现先降低再升高的趋势,变幅为5.2~25.5℃,土壤温度变化与季节变化相对应。

生长期土壤Eh值明显低于休眠期(图4)。生长前期稻田处于淹水状态,土壤微生物活动会消耗氧

气,使土壤Eh逐渐降低,B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理最低土壤Eh分别为-230、-222、-242、-224、-385 mV和-304 mV;生长后期淹水层变浅,土壤通气性较好,土壤Eh值呈上升趋势,在短时间内突变为正值且持续增加。休闲期土壤Eh在-67~489 mV之间变化,降水原因导致土壤Eh值在11月出现浮动。水稻生长期,B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理的平均土壤Eh值分别为 $-(90.5 \pm 15.3)$ 、

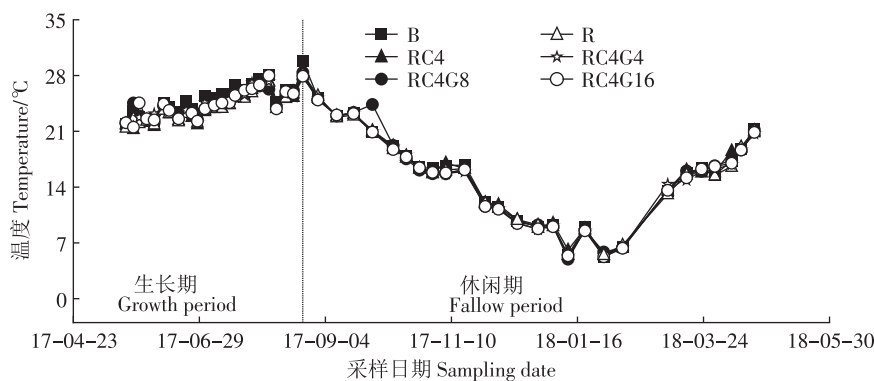


图3 水稻生长期和休闲期土壤温度(5 cm深)动态变化

Figure 3 Variation of soil temperature(5 cm) during rice-growing season and fallow period

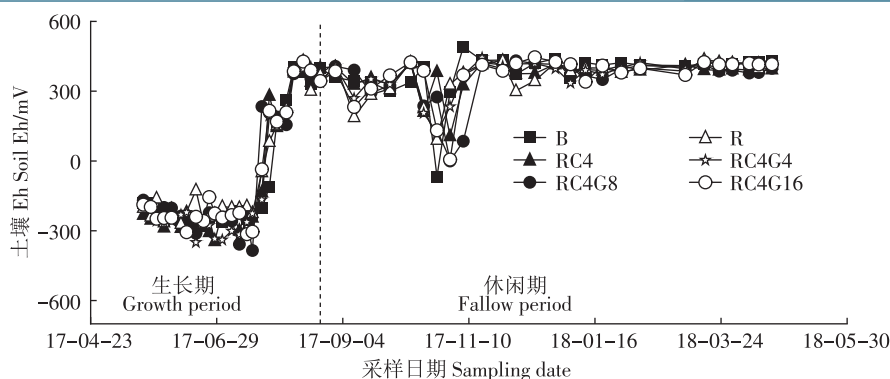


图4 稻田土壤 Eh 动态变化

Figure 4 Variation of soil oxidation-reduction potential in paddy field

$-(65.9 \pm 16.5)$ 、 $-(86.5 \pm 12.8)$ 、 $-(97.5 \pm 13.6)$ 、 $-(73.4 \pm 18.3)$ mV 和 $-(73.2 \pm 17.6)$ mV。休闲期内,各处理的平均土壤 Eh 值分别为 (378 ± 11.7) 、 (363 ± 14.9) 、 (369 ± 18.8) 、 (371 ± 19.7) 、 (353 ± 13.9) mV 和 (366 ± 19.5) mV。

由图 5 可看出,水稻生长期 B、R、RC4、RC4G4、RC4G8 和 RC4G16 处理土壤 DOC 含量总体变化幅度较大,分别在 $36.8 \sim 144$ 、 $34.8 \sim 150$ 、 $19.9 \sim 114$ 、 $26.9 \sim 193$ 、 $23.7 \sim 114$ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $28.4 \sim 213$ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 范围内波动。从分蘖开始,土壤 DOC 含量增加。进入休闲期后,土壤 DOC 含量逐渐降低。土壤 DOC 的形成主要取决于有机碳库的输入和微生物的利用率,也会被 pH、土壤含水率、季节等影响。因此,在 9 月 29 日至次年 1 月 3 日,RC4、RC4G4 和 RC4G16 处理的 DOC 突然增加可能是降雨、微生物、土壤有机质等因素共同作用的结果。在水稻生长期, B、R、RC4、RC4G4、RC4G8 和 RC4G16 处理平均土壤 DOC 含量分别为 (71.9 ± 3.5) 、 (65.3 ± 6.2) 、 (69.4 ± 7.9) 、 (78.6 ± 7.1) 、 (63.5 ± 5.7) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 (92.5 ± 13.8) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。休闲期内,各处理的平均土壤 DOC 含量分别为 (24.1 ± 1.9) 、

(28.1 ± 1.9) 、 (37.8 ± 1.7) 、 (36.5 ± 1.0) 、 (37.0 ± 1.2) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 (53.9 ± 3.0) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2 土壤 CH_4 排放通量的动态变化和累计排放量

由图 6 可看出水稻种植初期 CH_4 排放通量较小,随着水稻逐渐成熟, CH_4 通过植株排放的量增加。6 月 18 日出现第一个 CH_4 排放峰值,此时 B、R、RC4、RC4G4、RC4G8 和 RC4G16 处理的 CH_4 排放通量分别达到 2.13、8.02、17.53、0.48、0.44 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 0.73 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。随后各处理 CH_4 排放通量明显降低。在 7 月 18 日,稻田出现第二个 CH_4 排放峰值, B、R、RC4、RC4G4、RC4G8 和 RC4G16 处理 CH_4 排放通量分别为 5.89、11.43、23.44、5.86、6.86 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 0.42 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。之后各处理排放通量持续降低。在水稻生长期, B、R、RC4、RC4G4、RC4G8 和 RC4G16 处理的稻田 CH_4 平均排放通量分别为 (7.60 ± 0.67) 、 (4.87 ± 0.98) 、 (7.58 ± 0.83) 、 (1.60 ± 0.21) 、 (1.01 ± 0.28) $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 (0.51 ± 0.09) $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。与 B 处理相比, R 处理的 CH_4 平均排放通量减少 35.9%;与 R 处理相比, RC4 处理的 CH_4 平均排放通量增加了 55.7%;与 RC4

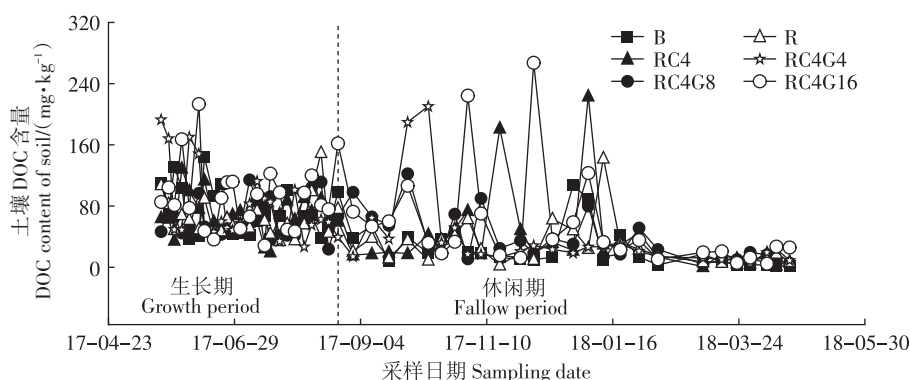


图5 水稻土壤 DOC 含量动态变化

Figure 5 Variation of DOC content in rice soil

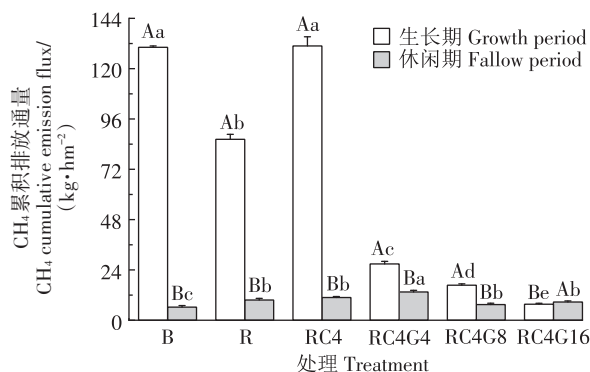
处理相比,混施不同剂量脱硫石膏的土壤CH₄平均排放通量均显著降低($P<0.05$),RC4G4、RC4G8和RC4G16处理其CH₄平均排放通量分别减少了78.9%、86.7%和93.3%。在休闲期内,各处理CH₄排放通量变化趋势大致相似。土壤CH₄排放量降低至较低水平,各处理CH₄排放通量在 $-1.68\sim 4\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 范围内小幅度波动。

如图7所示,水稻生长期,B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理的CH₄累积排放通量分别为130、86.3、130、26.9、16.7 kg·hm⁻²和7.64 kg·hm⁻²。与B处理相比,R处理的CH₄累积排放量显著减少了33.7%($P<0.05$);与R处理相比,RC4处理的CH₄累积排放量增加了51.6%;与RC4相比,RC4G4、RC4G8和RC4G16处理的CH₄累积排放量有显著降低($P<0.05$),分别减少了79.4%、87.2%和94.2%。

休闲期CH₄排放量大幅度减少。B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理CH₄累积排放量分别为6.24、9.63、10.90、13.38、7.45 kg·hm⁻²和8.69 kg·hm⁻²。与B处理相比,R处理的CH₄累积排放量显著增加了54.3%($P<0.05$);与R处理相比,RC4处理的CH₄累积排放量增加了13.2%;与RC4处理相比,RC4G4处理的CH₄累积排放量显著增加了23.7%($P<0.05$),RC4G8和RC4G16处理的CH₄累积排放量无明显变化。各处理生长期CH₄的累积排放量分别占年周期的95.4%、90.0%、92.3%、45.5%、69.2%和46.8%。

2.3 土壤CO₂排放通量的动态变化和累积排放量

图8为水稻生长期和休闲期CO₂排放通量动态变化。5月21日至7月18日间,各处理的排放通量较低,为 $-39.9\sim 108\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,随后迅速上升,于7月27日达到峰值,B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理分别为168、244、202、258、208 mg·m⁻²·h⁻¹和194



不同小写字母表示不同处理同一时期处理间差异显著($P<0.05$);不同大写字母表示不同时期同一处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Different lowercase letters indicate significant differences between different treatments at the same time period ($P<0.05$); Different capital letters indicate significant differences between different periods and the same treatment ($P<0.05$). The same below.

图7 水稻试验期CH₄累积排放量

Figure 7 Cumulative CH₄ emission during rice experiment period

mg·m⁻²·h⁻¹。休闲期内,CO₂排放通量波动较大。11月17日出现排放峰,各处理峰值分别为50.4、82.5、108、161、111 mg·m⁻²·h⁻¹和48.2 mg·m⁻²·h⁻¹。生长期B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理的CO₂平均排放通量分别为 (51.7 ± 9.00) 、 (60.6 ± 7.91) 、 (64.6 ± 8.14) 、 (74.1 ± 10.7) 、 (68.5 ± 8.96) mg·m⁻²·h⁻¹和 (63.1 ± 8.92) mg·m⁻²·h⁻¹,各处理间变化均不显著。休闲期各处理的CO₂平均排放通量为 (64.0 ± 7.16) 、 (58.9 ± 8.00) 、 (61.4 ± 7.56) 、 (74.9 ± 8.45) 、 (55.2 ± 9.11) mg·m⁻²·h⁻¹和 (41.9 ± 6.33) mg·m⁻²·h⁻¹,变化均不显著。

在水稻生长期,B、R、RC4、RC4G4、RC4G8和RC4G16处理的CO₂累积排放量(图9)分别为923、1 084、1 028、1 301、1 220 kg·hm⁻²和1 091 kg·hm⁻²。单施生物炭会使CO₂排放略有减少,进一步混施脱硫石膏会使CO₂排放略有增加。休闲期内,各处理的

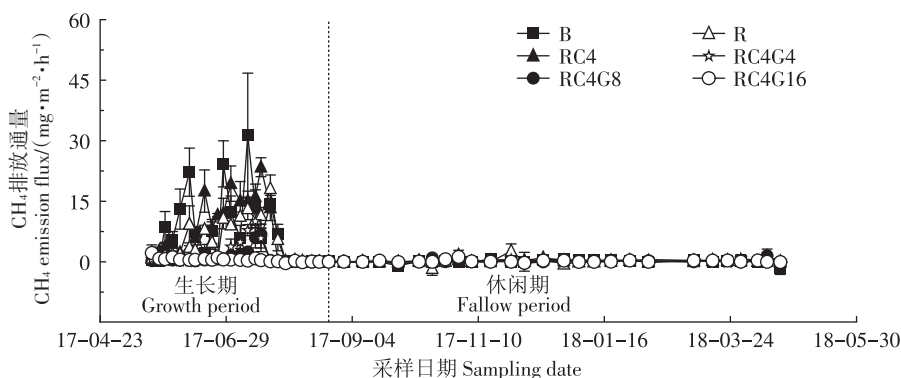


图6 裸地与空白处理CH₄瞬时排放通量年际变化

Figure 6 Interannual variation of CH₄ instantaneous emission flux between bare land and blank treatment

CO₂ 累积排放量分别为 2 678、3 215、3 130、4 032、2 783 kg·hm⁻² 和 2 326 kg·hm⁻²。全年内,各处理的 CO₂ 累积排放量分别为 3 602、4 299、4 158、5 333、4 004 kg·hm⁻² 和 3 418 kg·hm⁻²。稻田 CO₂ 的排放主要集中在休闲期,各处理休闲期累积排放量分别占整个观测期的 74.4%、74.8%、75.3%、75.6%、69.5% 和 68.1%。

2.4 稻田生态系统净碳平衡

如表 2 所示,水稻生长期内,只有 B 处理的净碳平衡(NECB)<0,为 -1 053.9 kg·hm⁻²,表现为碳源效应;其他处理均表现为碳汇效应,NECB 分别为 2 425、2 584、2 658、2 218 kg·hm⁻² 和 2 339 kg·hm⁻²。与 R 处理相比,RC4 处理的 NECB 增加了 6.6%;与 RC4 处理相比,RC4G4 的 NECB 增加了 2.9%,RC4G8 和 RC4G16 处理的 NECB 则分别减少了 14.2%、9.5%。休闲期内,所有处理均表现为碳源效应,各处理的 NECB 分别为 -2 685、-3 225、-3 142、-4 065、-2 790 kg·hm⁻² 和 -2 335 kg·hm⁻²。与 B 处理相比,R 处理的碳损失量增加了 20.1%;与 R 处理相比,RC4 处理的碳损失量减少了 2.6%;与 RC4 处理相比,RC4G4 处理的碳损失量增加了 29.4%,RC4G8 及 RC4G16 处理的碳损失量则分别减少了 11.2%、25.7%。从全年来看,B 处理在生长期和休闲期都仅存在碳损失,且休闲期的碳损失量大于生长期;RC4G16 处理休闲期的碳损失量略低于生长期碳的累积量;其他处理休闲期碳的损失量均大于水稻生长期碳的累积量。

3 讨论

3.1 脱硫石膏和生物炭的混施对 CH₄ 排放的影响

水稻种植初期 CH₄ 排放通量较小,是由于稻田淹水时间较短,土壤 Eh 处于较高水平,未达到产甲烷菌生长的最适条件^[29],且初期水稻排放 CH₄ 的能力较

弱。随着稻田持续淹水,土壤 Eh 逐渐降低为产甲烷菌适应的范围(-200~-400 mV),伴随着土壤易降解有机质分解过程中的发酵^[30],CH₄ 排放逐渐增加,对应图 6 中第一个峰值。在 7 月 18 日各处理 CH₄ 排放均出现了第二个峰值,可能的原因是:第一,根系分泌物和凋落物为产甲烷菌提供充足的碳源,对其生成 CH₄ 创造了有利条件^[31];第二,外界温度高,水稻植株蒸腾作用增强,促进土壤氧气扩散和氧化还原反应进行,导致 CH₄ 排放量增加^[32];第三,稻田淹水层较浅,CH₄ 更容易通过水层直接扩散至大气中^[33]。休闲期内,土壤 CH₄ 排放量降低至最低水平,可能是由于该时期土壤覆水蒸发散失,含氧量增加,不适合产甲烷菌生长繁殖。

生长期与 B 处理相比,R 处理显著降低了 CH₄ 累积排放量($P<0.05$),分析其原因可能是厌氧条件下,产甲烷菌将无机或有机化合物转化成 CH₄。水稻为中空结构,因此空气会通过水稻进入根部,根系泌氧作用使 CH₄ 氧化为 CO₂,导致 CH₄ 排放量降低^[34];RC4 处理促进 CH₄ 排放,混施脱硫石膏的 RC4G4、

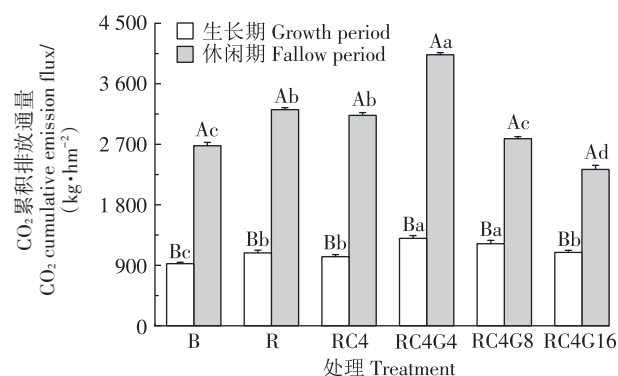


图9 水稻生长期和休闲期 CO₂ 累积排放量

Figure 9 Cumulative emissions of carbon dioxide from paddy field during rice-growing season and fallow season

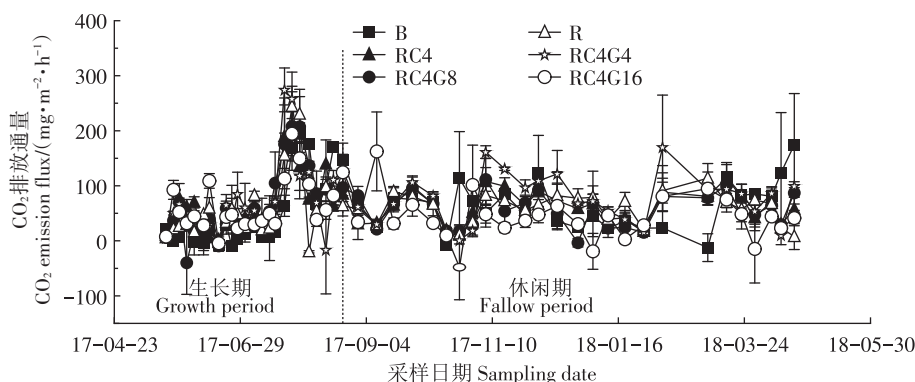


图8 水稻生长期和休闲期 CO₂ 排放通量动态变化

Figure 8 Variation of carbon dioxide emission flux during rice-growing season and fallow period

表2 稻田生态系统净碳收支情况(kg·hm⁻²)Table 2 Net carbon income and expenditure in paddy field ecosystem(kg·hm⁻²)

周期 Period	处理 Treatment	根系碳量 Root carbon content	秸秆碳量 Straw carbon content	生物炭碳量 Biochar carbon content	CH ₄ 排放量 CH ₄ emissions	CO ₂ 排放量 CO ₂ emission	NECB
生长期 Growth period	B	0	0	0	130.2±0.6a	923.7±21.6e	-1 053.9
	R	751±89	2 844±262ab	0	86.3±2.4b	1 084.4±40.3c	2 425.0
	RC4	711±103	2 777±121ab	255.4	130.8±4.4a	1 028.2±30.6d	2 584.4
	RC4G4	647±97	3 084±124a	255.4	26.9±1.2c	1 301.1±41.0a	2 658.1
	RC4G8	626±109	2 574±178b	255.4	16.7±0.7d	1 220.6±50.5b	2 218.4
	RC4G16	516±123	2 668±110b	255.4	7.6±0.4e	1 091.7±30.3c	2 339.8
休闲期 Fallow period	B	0	0	0	6.3±0.7d	2 678.3±55.2c	-2 684.5
	R	0	0	0	9.4±0.8c	3 215.3±40.1b	-3 224.9
	RC4	0	0	0	10.9±0.5b	3 130.7±50.6b	-3 141.7
	RC4G4	0	0	0	13.5±0.8a	4 032.5±30.8a	-4 064.7
	RC4G8	0	0	0	7.5±0.7d	2 783.5±48.9c	-2 790.9
	RC4G16	0	0	0	8.7±0.5d	2 326.6±60.3d	-2 335.3
全年 Annual	B	0	0	0	136.4±1.3a	3 602.0±71.8e	-3 783.4
	R	751±89	2 844±262ab	0	95.7±3.2b	4 299.7±70.4b	-799.9
	RC4	711±103	2 777±121ab	255.4	141.7±4.9a	4 158.9±71.2c	-557.3
	RC4G4	647±97	3 084±124a	255.4	40.4±2.0c	5 333.6±71.8a	-1 406.6
	RC4G8	626±109	2 574±178b	255.4	24.2±1.4d	4 004.1±81.4d	-572.5
	RC4G16	516±123	2 668±110b	255.4	16.3±0.9e	3 418.3±90.6f	4.5

注:不同小写字母表示同一时期不同处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments at the same time period ($P<0.05$).

RC4G8和RC4G16处理均能够显著减少稻田CH₄的排放($P<0.05$),且处理效果与脱硫石膏的施加量呈正相关。说明脱硫石膏能够抑制生物炭导致CH₄排放增加的负面作用,且随着脱硫石膏施用量的增加,抑制效果越明显。分析可能原因,一是脱硫石膏的施入增加了稻田土壤SO₄²⁻的含量,硫酸盐还原菌抑制了产甲烷菌的活性,从而减少稻田CH₄的产生与排放^[35];二是氢气和乙酸是CH₄产生的重要底物,同时也会被SO₄²⁻氧化消耗,使其在环境中的浓度降低到甲烷产生菌可利用的阈值之下,从而抑制CH₄的产生^[36-38];三是因为SO₄²⁻的产物硫化物对产甲烷菌具有毒害作用^[39];四是生物炭的施入可能增加甲烷氧化菌丰度和降低产甲烷菌和甲烷氧化菌的比值,抑制CH₄的产生^[40]。休闲期内由于产甲烷菌活性受到抑制,各处理之间CH₄排放变化不显著。

3.2 脱硫石膏和生物炭的混施对CO₂排放的影响

生长前期各处理CO₂排放通量较小,主要是因为夏季降雨量较大,试验区土壤长期淹水,好氧微生物分解有机质速率较低^[41],土壤有机质大量积累。随着水稻不断成熟,水分持续蒸发,淹水层深度降低,土壤含氧量增加,土壤中累积的有机质被分解产生大量

CO₂,且CO₂通过水层向大气扩散的阻力较小^[42],从而大气CO₂排放量出现峰值。休闲期初期,各处理CO₂排放通量较高,这是由于该时段土壤温度和含水率有利于微生物异养呼吸^[43]。随着土壤温度低于最佳温度,微生物活性降低,CO₂排放通量逐渐下降。

与B处理相比,R处理的CO₂累积排放量增加了17.4%,但其变化不显著,说明种植水稻对稻田CO₂排放无明显影响($P>0.05$)。水稻生长期RC4处理的CO₂累积排放略有减少,这与张婷等^[44]的研究一致,进一步混施脱硫石膏会使CO₂排放略有增加,随着脱硫石膏剂量的增加,CO₂累积排放量有明显降低($P<0.05$)。这可能是由于脱硫石膏的施入增加了土壤中Ca²⁺含量,大量的Ca²⁺与根际呼吸产生的CO₂反应,生成碳酸钙沉淀,从而降低土壤CO₂的排放^[45]。有研究表明,脱硫石膏在低剂量范围内,其添加量越大,CO₂减排效果越明显^[46],该结论和本试验存在差异,可能是因为本研究中的CO₂仅来源于微生物呼吸和土壤有机质分解。CH₄的产生机制为SO₄²⁻+CH₃COOH+2H⁺→H₂S+2H₂O+2CO₂,CH₄排放量的减少应使CO₂排放量成倍增加^[47]。但本试验施加脱硫石膏的三个处理CO₂排放的增加量均小于CH₄排放减少量,分析可

能原因,一是脱硫石膏中的 Ca^{2+} 会与土壤排放的 CO_2 发生反应形成碳酸钙沉淀,将碳固定在土壤中,从而使 CO_2 排放减少;二是因为生物炭含有大量的惰性碳,将其施入土壤能够降低土壤活性碳含量,促进惰性碳的累积^[48],减少土壤 CO_2 的排放。与水稻生长期相比,休闲期稻田 CO_2 的累积排放量增加了 2.13~3.10 倍,这是由于生长期和休闲期的 CO_2 平均排放量相差较小,且休闲期末灌水时长是生长期的 2 倍。徐祥玉等^[49] 研究也表明,当土壤淹水时,土壤 CO_2 的排放会受到抑制。

3.3 脱硫石膏和生物炭混施对黄壤性稻田净碳平衡的影响

生长期内,B 处理无外源碳输入,只存在温室气体排放,表现为碳源反应;种植水稻的其他处理既存在秸秆还田,又施加了生物炭,且碳输入大于碳输出,表现为碳汇反应。休闲期内,所有处理都仅存在碳输出,因此均表现为碳源效应。从整个试验期来看,RC4G16 处理在休闲期碳的损失量略低于生长期碳的累积量,其他各处理休闲期碳损失量大于水稻生长期碳累积量,这可能是因为水稻休闲期时长是生长期的 2 倍, CH_4 和 CO_2 的累积排放通量可能会接近甚至高于生长期。生长期内,除了 B 处理 NECB 为负值,其他处理的 NECB 均为正值,而休闲期内所有处理的 NECB 均为负值,这可能是因为休闲期和裸地都未种植作物,因此想要土壤表现为碳汇,可以采用农作物轮作模式,在休闲期内种植其他作物,不仅可以充分利用土地,收获后的秸秆还可以为其他农作物提供肥力。

4 结论

(1) 在整个监测期,种植水稻、单施生物炭、混施脱硫石膏和生物炭对土壤 Eh、pH、含水率和溶解性有机碳均无显著影响 ($P>0.05$); 在休闲期,与裸地相比,种植水稻能显著提高土壤含水率 ($P<0.05$)。

(2) 单施生物炭促进了温室气体排放,而脱硫石膏的施用抵消了生物炭对温室气体减排的负面效应,且效果随剂量的增加而增强。

(3) 整个试验期内,仅 $4 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物炭与 $16 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 脱硫石膏混施的处理表现为碳中和效应,其他处理均表现为碳源效应。

参考文献:

[1] 李雪松, SAJJAD R, 刘占军, 等. 氮肥及硝化抑制剂配合施用对石灰性土壤二氧化碳释放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36

(8): 1658–1663. LI X S, SAJJAD R, LIU Z J, et al. Effects of application of nitrogen fertilizer and nitrification inhibitor on carbon dioxide emissions from calcareous soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(8): 1658–1663.

[2] 张枝盛, 汪本福, 李阳, 等. 氮肥模式对稻田温室气体排放和产量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1400–1408. ZHANG Z S, WANG B F, LI Y, et al. Effects of different nitrogen regimes on greenhouse gas emissions and grain yields in paddy fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(6): 1400–1408.

[3] The Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2022: mitigation of climate change[R]. Switzerland: The Physical Science Basis, 2022.

[4] World Meteorological Organization. Greenhouse gas bulletin: another year another record[R]. World Meteorological Organization, 2021.

[5] 祝贞科, 肖谋良, 魏亮, 等. 稻田土壤固碳关键过程的生物地球化学机制及其碳中和对策[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(4): 592–602. ZHU Z K, XIAO M L, WEI L, et al. Key biogeochemical processes of carbon sequestration in paddy soil and its countermeasures for carbon neutrality[J]. *Chinese Journal of Ecological Agriculture (Chinese and English)*, 2022, 30(4): 592–602.

[6] 唐志伟, 张俊, 邓艾兴, 等. 我国稻田甲烷排放的时空特征与减排途径[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(4): 582–591. TANG Z W, ZHANG J, DENG A X, et al. Spatiotemporal characteristics and reduction approaches of methane emissions from rice fields in China[J]. *Chinese Journal of Ecological Agriculture (Chinese and English)*, 2022, 30(4): 582–591.

[7] 孙强, 杨旭, 孟军, 等. 生物炭对棕壤团聚体空间分布及有机碳的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(11): 2515–2524. SUN Q, YANG X, MENG J, et al. Effects of biochar on soil aggregate spatial distribution and soil organic carbon in brown earth soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(11): 2515–2524.

[8] 廖添怀, 李欢, 王艳玲. 秸秆及稻秆生物炭添加对稻田红壤有机碳组分及 CH_4 和 CO_2 累积排放量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1598–1609. LIAO T H, LI H, WANG Y L. Effects of addition of rice straw and rice straw biochar on soil organic carbon fractions and cumulative emissions of CH_4 and CO_2 in reddish paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(7): 1598–1609.

[9] MAJUNDER S, NEOGI S, DUTTA T, et al. The impact of biochar on soil carbon sequestration: meta-analytical approach to evaluating environmental and economic advantages[J]. *J Environ Manage*, 2019, 250: 1094660.

[10] YULIN J, YUHU Z, IHNSUP H, et al. Effects of different straw biochars on soil organic carbon, nitrogen, available phosphorus, and enzyme activity in paddy soil[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10: 8837.

[11] JEFFERY S, VERHEIJEN F, KAMMANN C, et al. Biochar effects on methane emissions from soils: a meta-analysis[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 101: 251–258.

[12] LIU Y, YANG M, WU Y, et al. Reducing CH_4 and CO_2 emissions from waterlogged paddy soil with biochar[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(6): 930–939.

[13] 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(5):1719-1730.
- [14] YOO G, KIM Y J, LEE Y O, et al. Investigation of greenhouse gas emissions from the soil amended with rice straw biochar[J]. *Ksce Journal of Civil Engineering*, 2015, 20(6):2197-2207.
- [15] ZHANG A, CUI L, PAN G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 139(4):469-475.
- [16] WATTS D B, DICK W A. Sustainable uses of FGD gypsum in agricultural systems: introduction[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2014, 43(1):246-252.
- [17] NAN J, CHEN X, CHEN C, et al. Impact of flue gas desulfurization gypsum and lignite humic acid application on soil organic matter and physical properties of a saline-sodic farmland soil in Eastern China [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(9):2175-2185.
- [18] CLARK R B, BALIGAR V C. Growth of forage legumes and grasses in acidic soil amended with flue gas desulfurization products[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2003, 34(1/2):157-180.
- [19] ZHAO Y, ZHANG W, WANG S, et al. Effects of soil moisture on the reclamation of sodic soil by flue gas desulfurization gypsum[J]. *Geoderma*, 2020, 375:114485.
- [20] 向秋洁. 含硫工业副产物对黄壤性稻田温室气体排放的影响[D]. 重庆:西南大学, 2018:30-33. XIANG Q J. Effects of sulfur-containing industrial by-product on greenhouse gases emissions from yellow paddy fields[D]. Chongqing:Southwest University, 2018:30-33.
- [21] 曾冬萍. 外源物质施加对福州平原水稻田温室气体排放的影响[D]. 福州:福建师范大学, 2015:23-27. ZENG D P. The effect of exotic matters amendments on greenhouse gases emission in Fuzhou paddy fields[D]. Fuzhou:Fujian Normal University, 2015:23-27.
- [22] 孟轶, 廖萍, 魏海燕, 等. 施石膏对水稻产量和甲烷排放影响的荟萃分析[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31(2):280-289. MENG Y, LIAO P, WEI H Y, et al. Effects of gypsum application on grain yield and methane emissions in rice paddies: a global meta-analysis[J]. *Chinese Journal of Ecological Agriculture (Chinese and English)*, 2023, 31(2):280-289.
- [23] 胡翔宇, 向秋洁, 木志坚. 脱硫石膏对稻田CH₄释放及其功能微生物种群的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(8):3894-3900. HU X Y, XIANG Q J, MU Z J. Effects of gypsum on CH₄ emission and functional microbial communities in paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(8):3894-3900.
- [24] 郑诗樟. 硫肥对土壤性质、重金属形态和作物生长的影响[D]. 武汉:华中农业大学, 2012:64-74. ZHENG S Z. Effect of sulphur fertilizers on soil properties, heavy metal fractions and crops growth[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012:64-74.
- [25] 苏培玺, 王秀君, 解婷婷, 等. 干旱区荒漠无机固碳能力及土壤碳同化途径[J]. 科学通报, 2018, 63(8):755-765. SU P X, WANG X J, XIE T T, et al. Inorganic carbon sequestration capacity and soil carbon assimilation pathways in arid areas[J]. *Science Bulletin*, 2018, 63(8):755-765.
- [26] 窦添元. 脱硫石膏和生物炭混施对稻田N₂O排放的影响[D]. 重庆:西南大学, 2020:15-17. DOU T Y. Effects of mixed application of desulfurized gypsum and biochar on N₂O emissions from paddy fields [D]. Chongqing:Southwest University, 2020:15-17.
- [27] 王增蓁. 火电厂脱硫石膏资源化研究[D]. 北京:华北电力大学, 2012:14-15. WANG Z Z. Study on resource utilization of FGD gypsum in power plant[D]. Beijing:North China Electric Power University, 2012:14-15.
- [28] MU Z J, KIMURA S D, TOMA Y, et al. Evaluation of the soil carbon budget under different upland cropping systems in central Hokkaido, Japan[J]. *Soil Science and Plant Nutrition (Tokyo)*, 2008, 54(4):650-661.
- [29] MINAMIKAWA K, SAKAI N. The practical use of water management based on soil redox potential for decreasing methane emission from a paddy field in Japan[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 116(3):181-188.
- [30] CHEN Y, LI S, ZHANG Y, et al. Rice root morphological and physiological traits interaction with rhizosphere soil and its effect on methane emissions in paddy fields[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 129:191-200.
- [31] 韩广轩, 朱波, 江长胜, 等. 川中丘陵区稻田甲烷排放及其影响因素[J]. 农村生态环境, 2005(1):1-6. HAN G X, ZHU B, JIANG C S, et al. Methane emissions from paddy fields and its affecting factors in hills of the central Sichuan Basin[J]. *Rural Ecological Environment*, 2005(1):1-6.
- [32] SINGH M K, SASAHARA T. Photosynthesis and transpiration in rice as influenced by soil moisture and air humidity[J]. *Annals of Botany*, 1981, 48(4):513-517.
- [33] LIU Y, LIU W, GENG X, et al. Direct-seeded rice reduces methane emissions by improving root physiological characteristics through affecting the water status of paddy fields[J]. *Rhizosphere*, 2022, 24:100628.
- [34] 李奕林. 水稻根系通气组织与根系泌氧及根际硝化作用的关系[J]. 生态学报, 2012, 32(7):2066-2074. LI Y L. Relationship among rice root aerenchyma, root radial oxygen loss and rhizosphere nitrification[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(7):2066-2074.
- [35] DENIER VAN DER GON H A C, NEUE H U. Impact of gypsum application on the methane emission from a wetland rice field[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, 8(2):127-134.
- [36] DISA N B, VERRY E S. Suppression of peatland methane emission by cumulative sulfate deposition in simulated acid rain[J]. *Biogeochemistry*, 2001, 53(2):143-160.
- [37] KAUFMAN E N, LITTLE M H, SELVARAJ P T. Recycling of FGD gypsum to calcium carbonate and elemental sulfur using mixed sulfate-reducing bacteria with sewage digest as a carbon source[J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 1996, 66(4):365-374.
- [38] GAUCI V, CHAPMAN S J. Simultaneous inhibition of CH₄ efflux and stimulation of sulphate reduction in peat subject to simulated acid rain [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(12):3506-3510.
- [39] 解庆林, 李亚伟, 李丽芳. 糖蜜酒精废水微氧厌氧生物脱硫[J]. 环

- 境工程, 2006(4):17-19. XIE Q L, LI Y W, LI L F. Micro oxygen anaerobic organism biological desulfurization of molasses alcohol wastewater[J]. *Environmental Engineering*, 2006(4):17-19.
- [40] OLIVEIRA F R, SURENDRA K C, JAISI D P, et al. Alleviating sulfide toxicity using biochar during anaerobic treatment of sulfate-laden wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301:122711.
- [41] OO A Z, YAMAMOTO A, ONO K, et al. Ecosystem carbon dioxide exchange and water use efficiency in a triple-cropping rice paddy in Southern India: a two-year field observation[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 854:158541.
- [42] MIYATA A, LEUNING R, DENMEAD O T, et al. Carbon dioxide and methane fluxes from an intermittently flooded paddy field[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2000, 102(4):287-303.
- [43] ALEJANDRO S V, EVGENIA B, DUKES J S. Changes in the size of the active microbial pool explain short-term soil respiratory responses to temperature and moisture[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2016, 7:524.
- [44] 张婷, 王旭东, 逢萌雯, 等. 生物质炭和秸秆配合施用对土壤有机碳转化的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(6):2298-2303. ZHANG T, WANG X D, PANG M W, et al. Impacts of biochar and straw application on soil organic carbon transformation[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(6):2298-2303.
- [45] 贺坤, 李小平, 周纯亮, 等. 烟气脱硫石膏对滨海农耕土壤磷素形态组成的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(9):2935-2942. HE K, LI X P, ZHOU C L, et al. Influence of flue gas desulfurization gypsum on speciation of phosphorus in coastal cultivated soils[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(9):2935-2942.
- [46] 李季, 吴洪生, 高志球, 等. 磷石膏对麦田 CO₂ 排放和小麦产量的影响及其经济环境效益分析[J]. 环境科学, 2015, 36(8):3099-3105. LI J, WU H S, GAO Z Q, et al. Impact of phosphogypsum wastes on the wheat growth and CO₂ emissions and evaluation of economic-environmental benefit[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(8):3099-3105.
- [47] ZHANG G, JI Y, MA J, et al. Intermittent irrigation changes production, oxidation, and emission of CH₄ in paddy fields determined with stable carbon isotope technique[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 52:108-116.
- [48] 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 & Environment*, 2015, 206:46-59.
- [49] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻草还田下非稻季持续淹水对稻季 CH₄ 和 CO₂ 排放的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(2):145-152. XU X Y, ZHANG M M, PENG C L, et al. Effects of continuous flooding in no-rice growing season on CH₄ and CO₂ emissions of rice growing season with straw returning[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017, 34(2):145-152.

(责任编辑:叶飞)