

李毓莹, 黄琼, 金柯达, 张广斌, 马静, 徐华. 连续 13 年不同麦秆施用量的稻田土壤甲烷排放效应与微生物机制[J]. 土壤学报, 2026,
LI Yuying, HUANG Qiong, JIN Keda, ZHANG Guangbin, MA Jing, XU Hua. Soil Methane Emission Effects and Microbial Mechanisms of Rice
Field Soils with Different Rice Straw Application Rates over 13 Consecutive Years[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

连续 13 年不同麦秆施用量的稻田土壤甲烷排放效应与微生物机制*

李毓莹^{1, 2}, 黄琼^{1, 3}, 金柯达¹, 张广斌¹, 马静¹, 徐华^{1†}

(1. 土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 2. 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 南京 210044; 3. 江苏农林职业技术学院, 南京 212400)

摘要: 探究长期秸秆还田对稻田甲烷(CH₄)排放的影响及其微生物驱动机制, 可为优化长期秸秆还田管理、协同实现“固碳减排”提供理论依据。基于连续 13 年(2006—2018)的稻麦轮作定位试验, 设置 4 个秸秆还田梯度处理: S0 (对照, 0 t·hm⁻²)、S1 (1.6 t·hm⁻²)、S2 (3.2 t·hm⁻²)、S3 (4.8 t·hm⁻²), 观测 2017—2018 年间稻季 CH₄ 排放及相关土壤环境因子变化。结果表明, 秸秆还田量与 CH₄ 累积排放量呈显著正相关, S1、S2 和 S3 处理的累积排放量相较于 S0 处理分别增加 166%~219%、420%~527%和 660%~785%。这可能是由于秸秆输入提升土壤有机碳和可溶性有机碳含量, 并降低土壤氧化还原电位, 形成强厌氧环境, 从而显著提高产甲烷菌功能基因(*mcrA*)丰度(S1、S2 和 S3 处理较 S0 处理分别增加 2.5 倍、3.8 倍和 3.6 倍), 并富集多底物代谢的甲烷八叠球菌科(Methanosarcinaceae), 导致 CH₄ 产生潜力大幅增加(S1、S2 和 S3 处理较 S0 分别提升 45%、103%和 246%)。尽管甲烷氧化菌功能基因(*pmoA*)丰度及氧化潜力亦有所增加, 但氧化潜力增幅远低于产生潜力增幅, 造成“产生多氧化少”的代谢失衡, 进一步加剧了 CH₄ 净排放。此外, S3 虽能提升土壤固碳速率, 但其减缓效益抵消率最高(12.93), 而中低量还田(S1、S2)在减缓效益抵消率无显著差异的条件下, S1 处理 CH₄ 排放系数最低(5.05%), S2 处理固碳速率最高(2.27 t·hm⁻²·a⁻¹), 说明中低量秸秆还田可实现固碳与减排的协同。因此, 适度秸秆还田可能是协调稻田“增汇”与“减排”矛盾的关键措施。

关键词: 秸秆还田; 稻田; 甲烷排放; 产甲烷菌; 土壤有机碳

中图分类号: S154.3 文献标志码: A

Soil Methane Emission Effects and Microbial Mechanisms of Rice Field Soils with Different Rice Straw Application Rates over 13 Consecutive Years

LI Yuying^{1,2}, HUANG Qiong^{1,3}, JIN Keda¹, ZHANG Guangbin¹, MA Jing¹, XU Hua^{1†}

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 3. Jiangsu Vocational College of Agriculture and Forestry, Nanjing 212400, China)

Abstract: 【Objective】 This study was designed to investigate the long-term effects of straw returning on methane

*国家重点研发计划项目课题(2022YFD2300301)和国家自然科学基金项目(42277227, 42177233)资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2022YFD2300301) and the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42277227 and 42177233)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: hxu@issas.ac.cn

作者简介: 李毓莹(2001—), 女, 四川绵阳人, 硕士研究生, 主要研究方向为稻田固碳减排。E-mail: liyuying23@mailsucas.ac.cn
收稿日期: 2025-11-10; 收到修改稿日期: 2026-04-20; 网络首发日期(www.cnki.net):

<http://pedologica.issas.ac.cn>

(CH₄) emissions in rice paddies and their microbial driving mechanisms to provide a theoretical basis for optimizing long-term straw returning management and synergistically achieving “carbon sequestration and emission reduction”.

【Method】Based on a continuous 13-year (2006-2018) field experiment with rice-wheat rotation, four straw returning gradients were established: S0 (control at 0 t·hm⁻²), S1 (1.6 t·hm⁻²), S2 (3.2 t·hm⁻²), and S3 (4.8 t·hm⁻²). The changes in CH₄ emissions during the rice season (2017-2018) and related soil environmental factors were observed. 【Result】The results showed a significant positive correlation between straw returning amount and cumulative CH₄ emissions, with the cumulative emissions in S1, S2, and S3 treatments increasing by 166%-219%, 420%-527%, and 660%-785% compared to S0, respectively. The microbial mechanism lies in the fact that straw input enhances soil organic carbon and dissolved organic carbon content while reducing soil redox potential, creating a strongly anaerobic environment. This significantly increases the abundance of methanogenic functional genes (*mcrA*) (with average increases of 2.5, 3.8, and 3.6 times compared to S0 for S1, S2, and S3, respectively) and enriches the Methanosarcinaceae family, which metabolizes multiple substrates, leading to a substantial increase in CH₄ production potential (S3 increased by 246% compared to S0). Although the abundance and oxidation potential of methanotrophic functional genes (*pmoA*) also increased, the growth was far lower than the production potential, resulting in a metabolic imbalance of “more production than oxidation”, further exacerbating net CH₄ emissions. Although S3 could enhance soil carbon sequestration rates, it had the highest mitigation benefit offset rate (12.93). In contrast, under conditions where there was no significant difference in mitigation benefit offset rates, S1 achieved the lowest CH₄ emission coefficient (5.05%), while S2 achieved the highest carbon sequestration rate (2.27 t CO₂-eq t·hm⁻²·a⁻¹), indicating that moderate straw returning optimally synergizes carbon sequestration and emission reduction. 【Conclusion】The results of this study reveal that moderate straw returning is a key measure to reconcile the contradiction between “carbon sequestration” and “emission reduction” in rice paddies.

Key words: Returning straw to the field; Paddy; Methane emissions; Methanogen; Soil organic carbon

甲烷(CH₄)是仅次于二氧化碳的第二大温室气体^[1]。水稻作为全球最重要的粮食作物之一, 由于高 CH₄ 排放特性, 其面积尺度和产量尺度的温室气体排放量均为所有粮食作物中最高^[2-3], 稻田也成为大气甲烷(CH₄)第二大人为排放源, 占全球人为排放量的 10%~15%^[4]。中国作为最大的水稻生产国, 稻田 CH₄ 减控对缓解全球气候变化和实现我国“双碳”目标至关重要^[5]。同时, 水稻土有机碳含量较高, 是当前固碳趋势明显且固碳潜力较大的农田土壤^[6], 增碳能部分抵消稻田温室气体排放。过去 30 年里, 我国稻田土壤碳库整体明显增加, 发挥了重要的碳汇功能^[7]。其中, 秸秆还田是当前我国稻田增碳的核心和关键技术措施^[8]。

秸秆还田作为稻麦轮作模式的一种常见农业措施, 在提升土壤有机碳(SOC)的同时, 也为产甲烷菌提供了良好的厌氧环境、大量的反应底物和营养基质, 进而增加了 CH₄ 的排放量^[9-11]。厌氧产甲烷菌的产甲烷作用是大气甲烷(CH₄)的最大生物源^[12]。传统上, 稻田 CH₄ 排放被认为主要来源于三条产甲烷途径: 乙酸发酵(底物为乙酸)、氢营养型(以 H₂/CO₂ 为底物)以及甲基营养型(利用甲醇等甲基化合物)^[11]。秸秆还田通过向土壤输入大量有机质, 在厌氧条件下经微生物食物链逐步分解, 显著提高乙酸和 H₂/CO₂ 的生成量, 从而强烈刺激乙酸发酵和氢营养型这两条主要产甲烷途径, 被认为是驱动稻田甲烷排放的重要因素之一^[13]。具体而言, 在淹水环境下, 秸秆初期快速腐解, 导致土壤氧含量急剧下降, 形成严格厌氧条件, 产甲烷古菌会优先利用氢气和二氧化碳进行产甲烷反应, 通过特定的酶系统将 CO₂ 逐步还原为甲烷。H₂ 作为电子供体, 为反应提供能量, CO₂ 则作为碳源参与甲烷合成。还有研究指出, 在秸秆降解过程中产生的乙酸与氢气浓度是调控产甲烷菌群落结构变化的关键环境因子, 厌氧环境会促使产甲烷菌利用腐解产生的乙酸等前体物质合成甲烷^[12]。针对秸秆还田对稻田温室气体影响的短期(1 年)研究表明, 秸秆添加提高产甲烷菌活性, 从而导致 CH₄ 排放增加^[13], 主要是因为秸秆在厌氧分解过程中会释放出大量易于利用的有机组分,

而土壤可溶性有机碳 (DOC) 含量是其中的关键影响因素^[14]。也有研究指出, 5 年秸秆还田会显著降低关键产甲烷基因 *mcrA* 以及甲烷八叠球菌等的丰度^[15], 这些功能基因的变化可能与土壤 SOC 和 DOC 密切相关。基于现有证据, 长期秸秆还田可能通过“碳底物累积—厌氧环境强化—产甲烷菌群优势化”路径, 放大稻田 CH_4 排放效应。然而, 长期连续 (大于 10 年) 秸秆还田对稻田 CH_4 排放的持续驱动机制未见报道^[16], 秸秆输入量对产甲烷菌群落结构的重构及其对 CH_4 产生-氧化过程失衡的影响, 尚缺乏研究。

因此, 本研究依托连续 13 年 (2006—2018 年) 秸秆梯度还田量定位试验, 结合环境因子动态监测、功能基因丰度、产甲烷菌群落结构解析以及 CH_4 产生/氧化潜力验证, 揭示长期秸秆还田下稻田 CH_4 排放激增的微生物驱动机制, 为优化长期秸秆还田管理提供理论依据, 协同实现“固碳减排”双重目标。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

本研究选取江苏省句容市白兔镇行香村 ($31^\circ 58' \text{ N}$, $119^\circ 18' \text{ E}$) 作为试验地点。该地区气候类型为亚热带季风气候。如图 1 所示, 2017 年与 2018 年的年平均气温分别为 16.8°C 和 16.7°C , 对应年降水量分别为 1556 mm 和 1374 mm。供试土壤为爽水性水稻土, 其耕层 (0~20 cm) 基本理化性质如下: pH 为 5.9, 土壤容重 $1.2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, 有机碳 $8.2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全氮 $1.1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

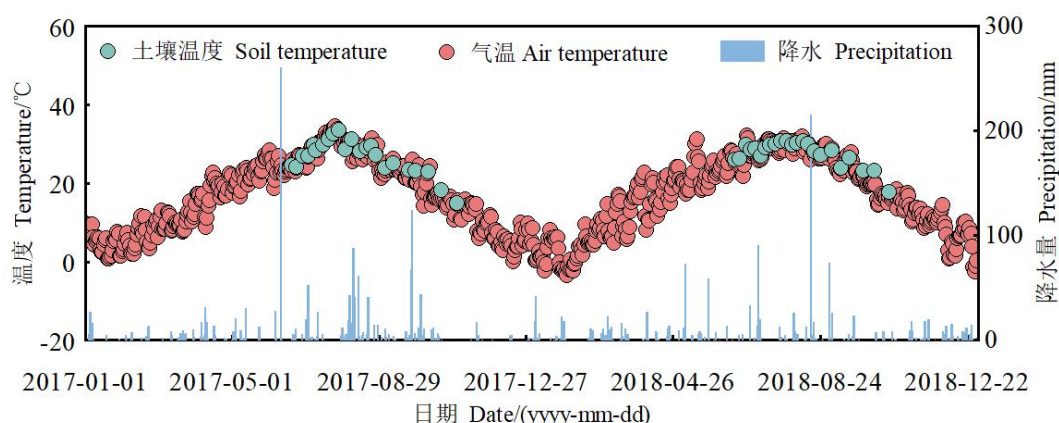


图 1 2017—2018 年试验地的土壤温度、大气温度和降水量

Fig. 1 Soil temperature, atmospheric temperature, and precipitation in the experimental site from 2017 to 2018

1.2 试验设计

本试验为稻麦轮作, 始于 2006 年, 设置 4 个麦秆还田梯度处理: S0 (对照, $0 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)、S1 ($1.6 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)、S2 ($3.2 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)、S3 ($4.8 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)。所有处理均将秸秆切碎至约 10 cm 长度, 于每年稻季前施入, 并通过耕作使麦秆与 0~20 cm 耕层土壤充分混匀。采用随机区组设计, 各处理设 3 次重复, 小区面积 $3 \text{ m}\times 2.5 \text{ m}$ 。本研究选取 2017 年和 2018 年 (麦秆还田实施第 12 和 13 年) 进行观测。

1.3 田间管理

水稻季田间管理遵循当地常规农作措施, 尿素施用量为 $300 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (以 N 计), 按基肥、分蘖肥与穗肥以 2:1:1 的质量比分期施用。磷肥 (过磷酸钙) 和钾肥 (氯化钾) 均于移栽前作为基肥一次性施入, 用量分别为 $450 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。水分管理采用间歇灌溉模式, 观测期内田间管理具体时间见表 1。

表 1 2017—2018 年水稻生长季作物管理和水分管理时间

Table 1 Details of crop and water management during rice-growing seasons from 2017 to 2018

田间管理 Field management		2017 年	2018 年
水稻种植 Rice planting	移栽	6 月 19 日	6 月 15 日
	收割	11 月 2 日	10 月 24 日
肥料施用 Fertilizer application	基肥	6 月 19 日	6 月 15 日
	分蘖肥	7 月 8 日	7 月 2 日
	穗肥	8 月 10 日	7 月 30 日
水分管理 Water management	持续淹水期	6 月 18 日—7 月 19 日	6 月 14 日—7 月 19 日
	烤田期	7 月 20 日—8 月 1 日	7 月 20 日—7 月 28 日
	复水期	8 月 2 日—8 月 23 日	7 月 29 日—8 月 28 日
	干湿交替期	8 月 24 日—10 月 4 日	8 月 29 日—10 月 14 日

1.4 样品采集与测定

1.4.1 气体样品 采用手动密封箱法^[17]采集稻田 CH₄, 水稻移栽后第 2 天开始采样, 3~7 d 采样 1 次, 同时记录相关环境因素数据, 包括气温、采样箱内温度、水层深度和天气情况等, 采样时间为上午 9:00—11:30。采样时, 将透明有机玻璃制成的采样箱 (尺寸 0.5 m×0.5 m×0.5/1 m) 置于采样底座 (尺寸 0.5 m×0.5 m×0.15 m) 的凹槽 (深度 4 cm) 内, 并用水进行密封。底座内的水稻种植密度 (6 穴, 每穴 3 株) 与外部大田保持一致。每次采样过程中, 以 10 min 为间隔, 采集 4 次气体, 使用双通针将箱内气体样品导入真空气瓶中保存待测。采集后的样品使用气相色谱仪 (Agilent 7890B, 美国) 进行分析, 其中 CH₄ 浓度通过氢火焰离子化检测器 (FID) 测定, 测定所用标准气体来自中国计量科学研究院。

1.4.2 土壤样品采集 土壤样品使用取土器 (内径 2.5 cm, 长 20 cm) 进行采集。在田间按“之”字形采样, 土壤充分混匀后拣去植物残根和石砾等。

1.4.3 土壤 SOC、DOC 含量测定 土壤 SOC 含量测定: 所用土样为风干土, 在水稻收获后采集, 经风干、研磨和过筛 (100 目), 常温保存。用碳氮元素分析仪 (Vario MAX CN, Elementar, 德国) 进行 SOC 含量测定^[18]

土壤 DOC 含量测定: 所用土样为田间原位新鲜土, 10~20 d 采样一次, 4 °C 保存, 尽快测定。用 0.5 mol·L⁻¹ 硫酸钾 (K₂SO₄) 溶液浸提 (土水质量比为 1: 4, 300 r·min⁻¹ 振荡 30 min, 25 °C), 浸提液用总有机碳/总氮分析仪 (Multi N/C 3000, Analytic Jenna, 德国) 进行测定。

1.4.4 土壤中 CH₄ 排放相关功能微生物测定^[19] 所用土样为田间原位新鲜土, 分别采自水稻生长的返青期、分蘖期和孕穗期, 冷藏运输 (便携式冷藏箱), -20 °C 保存。

土壤中 CH₄ 排放相关功能微生物的绝对丰度测定: 土壤中产甲烷菌和甲烷氧化菌分别通过 *mcrA* 和 *pmoA* 基因进行定量分析。

土壤中产甲烷菌群落结构的测定: 通过 *mcrA* 基因进行高通量测序, 引物为 MLfF/MLrR, 由上海美吉生物医药科技有限公司按标准流程进行测定, 并使用该公司生信云平台进行数据分析。

1.4.5 土壤 CH₄ 产生潜力和氧化潜力测定^[20] 所用土样为田间原位新鲜土, 采自水稻生长的分蘖期。

土壤 CH₄ 产生潜力的测定: 取 50 g 鲜土置于 250 mL 锥形瓶中, 加入无氧去离子水 (土水质量比为 1:1), 搅拌至均匀泥浆状, 使用硅橡胶塞进行密封。该胶塞中央预置一小孔, 孔

内插入玻璃管,玻璃管外部套接一段硅胶软管,并通过另一个硅胶塞封闭软管端口以实现密封,该端口同时作为抽真空、充入 N_2 以及气体取样的通道。在完成 6 次抽真空与充入氮气的循环置换后,最终充入 N_2 至瓶内压力为 1 个标准大气压。密封后的样品瓶置于培养箱内,在 25℃、黑暗条件下进行密闭培养。分别于培养开始后 1 h 和 50 h,测定瓶内 CH_4 的浓度。在培养结束后将锥形瓶(含样品)置于 60℃烘箱中烘干至恒重,测定干物质量。

土壤 CH_4 氧化潜力的测定采用好氧培养法。培养装置与厌氧培养试验所用一致。通过取样口向瓶内注入纯 CH_4 ,使初始浓度达到约 10 000 $\mu L \cdot L^{-1}$ 。参照田间实测土壤温度,将培养瓶置于振荡培养箱中,在黑暗条件下以 120 $r \cdot min^{-1}$ 的转速进行振荡培养。培养开始 30 min 后测定瓶内 CH_4 浓度,随后在第 1 天的 8 h 内每间隔 2~3 h 测定一次,第 2 天每间隔 2 h 测定一次。培养时间不宜过长,一般为 36 h,培养结束后将锥形瓶(含样品)置于 60℃烘箱中烘干至恒重,测定干物质量。

1.5 数据处理与统计分析

1.5.1 稻田温室气体排放量计算 CH_4 的排放通量根据下式计算^[17]:

$$F = \rho_1 \times V/A \times dc/dt \times 273/T \quad (1)$$

式中, F 为 CH_4 排放通量, $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$; ρ_1 为标准状态下 CH_4 的密度, 0.714 $kg \cdot m^{-3}$; V 为采样箱内有效体积, m^3 ; A 为采样箱所覆盖的土壤面积, m^2 ; dc/dt 为单位时间内采样箱内 CH_4 浓度的变化, $\mu L \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$; T 为采样过程中采样箱内的温度, K。

CH_4 排放量根据下式计算:

$$E = \sum [(F_{i+1} + F_i) / 2] \times (D_{i+1} - D_i) \times 24/1\,000 \quad (2)$$

式中, E 为 CH_4 排放量, $g \cdot m^{-2}$; F_i 和 F_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时 CH_4 排放通量, $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$; D_i 和 D_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次的采样时间, d。

CH_4 排放系数根据下式计算^[21]:

$$CH_4 \text{ 排放系数}/\% = (E_i - E_0) / W_i \quad (3)$$

式中, E_i 和 E_0 分别为 i 处理和秸秆不还田处理的 CH_4 累积排放量, $kg \cdot hm^{-2}$; W_i 为 i 处理的秸秆还田量, $kg \cdot hm^{-2}$ 。

1.5.2 土壤固碳速率计算 有机碳储量 (SOC_{stock}) 计算公式如下^[22]:

$$SOC_{stock} = SOC_{content} \times \rho_2 \times H \times 100 \quad (4)$$

式中, SOC_{stock} 为土壤有机碳储量, $t \cdot hm^{-2}$; $SOC_{content}$ 为土壤有机碳含量, $g \cdot kg^{-1}$; ρ_2 为土壤密度, $g \cdot cm^{-3}$; H 为土壤样品取样深度, 20 cm。

有机碳固定速率 ($SOCSR$) 计算公式如下:

$$SOCSR = (SOC_{stock\,n} - SOC_{stock\,i}) / t \quad (5)$$

$$SOCSR_{CO_2eq} = SOCSR \times (44/12) \quad (6)$$

式中, $SOCSR$ 为土壤有机碳固定速率 (L), $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$; $SOC_{stock\,n}$ 和 $SOC_{stock\,i}$ 分别为观测年和初始年的土壤有机碳储量值, $t \cdot hm^{-2}$; t 为观测年处理年限, a。 $SOCSR_{CO_2eq}$ 是以 CO_2 -eq 计的土壤有机碳固定速率, $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$; 44/12 是将土壤有机碳换算为 CO_2 当量的系数。

秸秆还田的土壤固碳潜力 ($MSOCSP$) 计算公式如下^[6]:

$$MSOCSP = SOCSR_{CO_2eq\,(Si)} - SOCSR_{CO_2eq\,(S_0)} \quad (7)$$

式中, $MSOCSP$ 是以 CO_2 -eq 计的土壤固碳潜力, $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 表示为稻田秸秆还田后土壤固碳对减缓全球变暖的贡献; $SOCSR_{CO_2eq\,(Si)}$ 为 Si 处理下的土壤固碳潜力, $SOCSR_{CO_2eq\,(S_0)}$ 为秸秆不还田处理的土壤固碳潜力。

1.5.3 稻田减缓效益抵消率计算 全球增温潜势 (MGWP) 是稻田秸秆还田导致的 CH_4 排放增加量以等温室效应 CO_2 -eq 量计的 GWP 值, $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 以 CO_2 -eq 计, 计算公式如下^[23]:

$$GWP = CH_4 \times 28 \quad (8)$$

$$MGWP = GWP_{Si} - GWP_{S0} \quad (9)$$

式中, GWP 为稻田排放 CH₄ 的综合增温潜势, t·hm⁻²·a⁻¹, 以 CO₂-eq 计; CH₄ 为 CH₄ 排放量, t·hm⁻²·a⁻¹, 以 CO₂-eq 计; 28 是百年尺度上 CH₄ 的 GWP 值; GWP_{Si} 为 Si 处理下稻田排放 CH₄ 的综合增温潜势; GWP_{S0} 为秸秆不还田处理下稻田排放 CH₄ 的综合增温潜势。

减缓效益抵消率 (RMO) 是通过对秸秆还田后稻田 CH₄ 增排的全球增温潜势 MGWP 与土壤固碳对减缓全球变暖的贡献进行对比, 分析前者对后者的抵消作用, 计算公式如下^[6]:

$$RMO = MGWP/MSOCSP \quad (10)$$

1.5.4 CH₄ 产生和氧化潜力计算 CH₄ 产生潜力和氧化潜力均是将培养瓶中 CH₄ 浓度与培养时间作线性回归来计算, 计算公式如下:

$$P = dc/dt \times V_H/WS \times M_W/M_V \times 273/T \quad (11)$$

式中, P 为 CH₄ 产生潜力或氧化潜力, μg·g⁻¹·d⁻¹, 以 CH₄ 计; dc/dt 为锥形瓶中 CH₄ 浓度单位时间的变化, μL·L⁻¹·d⁻¹; V_H 为锥形瓶上部空间体积, L; W_S 为干土的质量, g; M_W 为 CH₄ 的分子量, g; M_V 为标准状态下 1 mol 气体的体积, L; T 为培养温度, K。

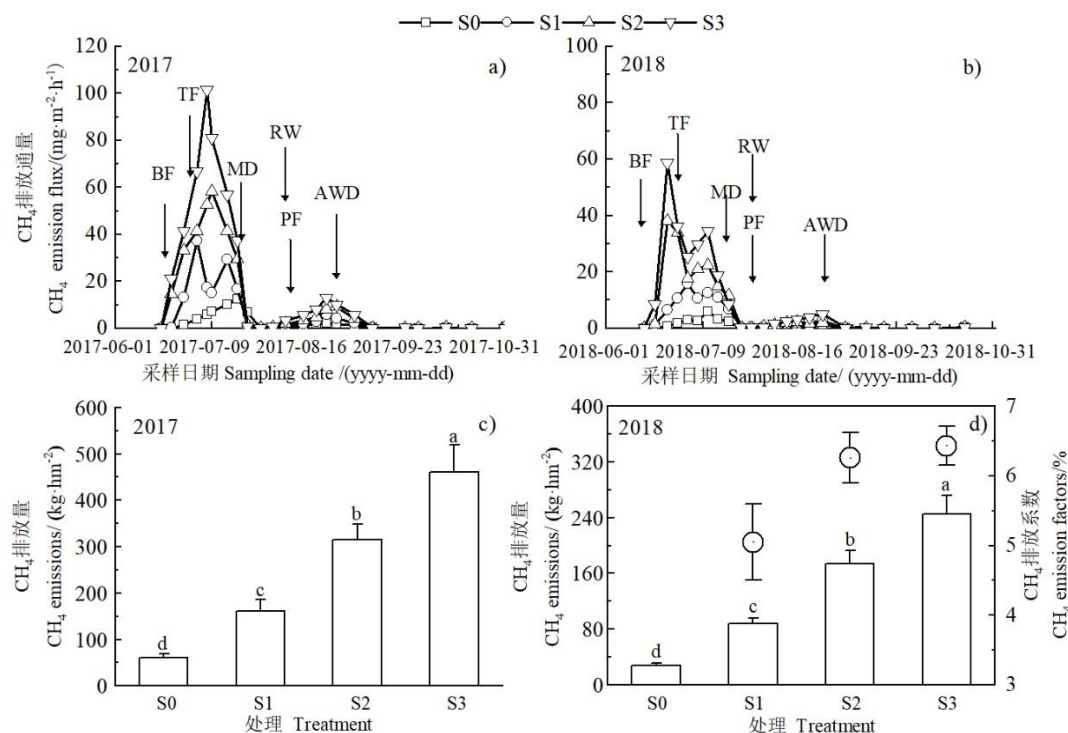
1.5.5 统计分析 试验结果均以每个处理 3 次重复测量值的平均值与标准差来表示, 数据处理用 Excel 2021 完成, 用 SPSS 25 进行统计分析, 采用 Origin Pro 2021 进行作图。

2 结果

2.1 CH₄ 排放

在秸秆还田第 12 和 13 年水稻的全生育期内 (图 2a, 图 2b), 各处理 CH₄ 的排放通量日动态变化趋势大体一致, CH₄ 排在分蘖期达到峰值, 而后逐步下降, 并在晒田复水后出现小幅上升。在整个水稻生育期间, 2017 年和 2018 年的 CH₄ 排放通量分别在 0.23~101 mg·m⁻²·h⁻¹ 和 0.02~58.85 mg·m⁻²·h⁻¹ 变化。在分蘖期, CH₄ 排放通量及排放峰与秸秆还田量呈正比, S3>S2>S1>S0 ($P<0.05$)。晒田复水后, 秸秆还田处理的 CH₄ 排放通量高于 S0 处理, 且 S3 处理的 CH₄ 排放通量高于 S2 和 S1。

在连续秸秆还田第 12 和 13 年的稻季 CH₄ 累积排放量同样呈现: S3>S2>S1>S0 ($P<0.05$) (图 2c, 图 2d)。2017 年, 各处理的 CH₄ 累积排放量在 61~461 kg·hm⁻², S3、S2 和 S1 处理的累积排放量相较于 S0 处理分别增加了 660%、420%和 166%; 2018 年, 各处理的 CH₄ 累积排放量在 28~245 kg·hm⁻², S3、S2 和 S1 处理的累积排放量相较于 S0 处理分别增加 785%、527%和 219%。CH₄ 排放系数变幅为 5.05%~6.43%, 在 S1 时最低, S2 和 S3 时显著增加 ($P<0.05$); S1 处理的 CH₄ 排放系数最低, 表明 S1 处理秸秆还田产生的甲烷排放占水稻种植总排放的比例最小。



注：图中小写字母不同表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)。4个秸秆还田梯度处理：S0 ($0 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$)、S1 ($1.6 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$)、S2 ($3.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$)、S3 ($4.8 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$)。BF：基肥；TF：分蘖肥；MD：烤田；RW：复水；PF：穗肥；AWD：干湿交替。下同。

Note: Different lowercase letters in the chart indicate significant differences between treatments ($P < 0.05$). Four straw incorporation rate treatments were set: S0 ($0 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$), S1 ($1.6 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$), S2 ($3.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$), S3 ($4.8 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$). BF: basal fertilizer; TF: tillering fertilizer; MD: midseason drainage; RW: rewetting; PF: panicle fertilizer; AWD: alternate wetting and drying. The same below.

图2 2017年和2018年稻田CH₄排放通量的季节变化(a, b)、CH₄排放量以及2018年稻田CH₄排放系数(c, d)

Fig. 2 Seasonal variations of CH₄ fluxes during rice-growing seasons (a, b), CH₄ emissions in 2017 and 2018, and CH₄ emission factors in 2018 (c, d)

2.2 CH₄产生和氧化潜力

2018年水稻生长季分蘖期土壤CH₄产生潜力和氧化潜力如图3a和图3b所示，13年秸秆施用显著影响土壤CH₄产生潜力和CH₄氧化潜力，且均随秸秆施用量的增加而增加。与S0相比，S1、S2和S3的CH₄产生潜力增加幅度分别为45%、103%和246%；S1的CH₄氧化潜力较S0无显著变化($P > 0.05$)，S2和S3的CH₄氧化潜力增加幅度为22%和64%。与S0相比，S2、S3处理的CH₄产生潜力/氧化潜力比值呈逐渐上升的趋势(图3c)，而S1的CH₄产生潜力/氧化潜力比值较S0无显著变化；整体而言，与S0处理相比，S2和S3处理的CH₄产生潜力/氧化潜力比值分别增加26%和144%。

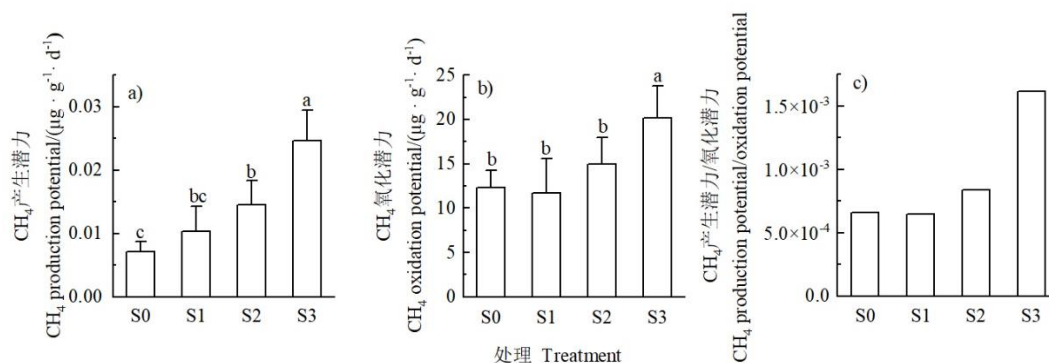


图 3 2018 年水稻生长季分蘖期土壤 CH₄ 产生潜力 (a)、氧化潜力 (b) 以及 CH₄ 产生潜力/氧化潜力 (c)

Fig. 3 CH₄ production potential (a), oxidation potential (b), and CH₄ production potential /oxidation potential (c) in soil during the tillering stage of rice-growing season in 2018

2.3 CH₄ 排放相关微生物丰度及群落组成

2018 年稻季各处理土壤 *mcrA* 基因拷贝数的变化范围为 $1.63 \times 10^6 \sim 1.37 \times 10^7$ copies·g⁻¹ (图 4a)。各处理 *mcrA* 基因拷贝数的变化趋势基本一致：从返青期 ($1.63 \times 10^6 \sim 9.37 \times 10^6$ copies·g⁻¹) 开始上升，分蘖期达到峰值 ($2.81 \times 10^6 \sim 1.37 \times 10^7$ copies·g⁻¹)，抽穗期再下降 ($1.90 \times 10^6 \sim 9.97 \times 10^6$ copies·g⁻¹)。13 年连续秸秆施用显著影响土壤 *mcrA* 基因拷贝数，与 S0 相比，S1、S2 和 S3 处理的土壤 *mcrA* 基因拷贝数平均分别增加 2.5 倍、3.8 倍和 3.6 倍。相关分析表明，土壤 *mcrA* 基因拷贝数与 CH₄ 排放呈显著正相关 ($P < 0.05$ ，图 4c)。

此外，各处理土壤 *pmoA* 基因拷贝数的变化范围为 $3.49 \times 10^6 \sim 4.32 \times 10^7$ copies·g⁻¹ (图 4b)。各处理 *pmoA* 基因拷贝数的变化趋势也基本一致：从返青期 ($9.91 \times 10^6 \sim 1.83 \times 10^7$ copies·g⁻¹) 开始上升，分蘖期达到峰值 ($1.88 \times 10^7 \sim 4.32 \times 10^7$ copies·g⁻¹)，抽穗期再下降 ($3.49 \times 10^6 \sim 8.89 \times 10^6$ copies·g⁻¹)。 *pmoA* 基因拷贝数与 *mcrA* 基因拷贝数的变化趋势相似，但各处理的影响与 *mcrA* 有所不同，与 S0 相比，S1、S2 处理土壤 *pmoA* 基因拷贝数分别平均降低 36.4%、27.8%，而 S3 处理增加 29.1%，低于该处理对土壤 *mcrA* 基因拷贝数的影响。相关性分析表明，土壤 *pmoA* 基因拷贝数与 CH₄ 排放无显著相关性 ($P > 0.05$ ，图 4d)。

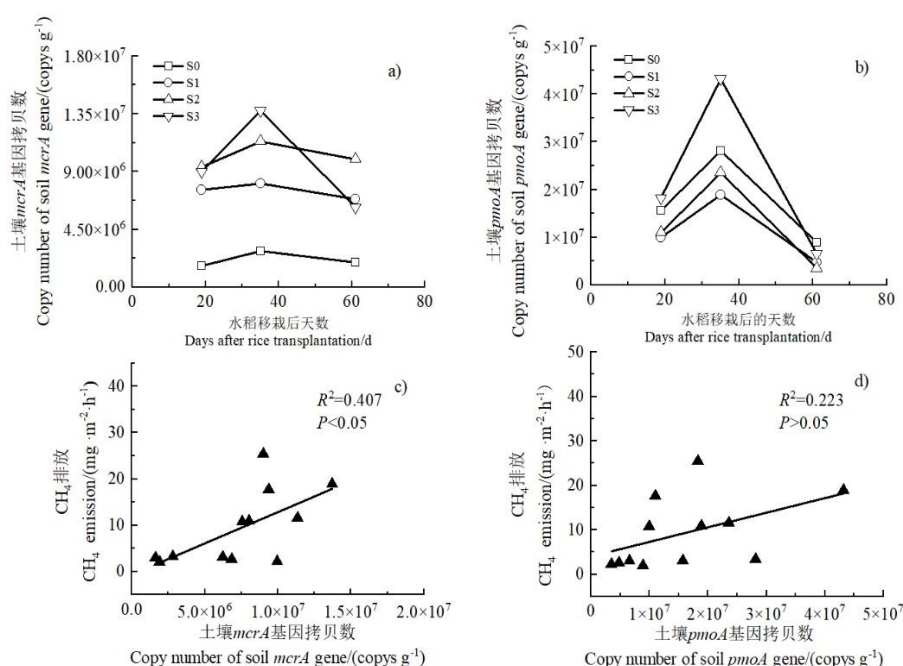


图 4 2018 年水稻生长季土壤 *mcrA* (a) 和 *pmoA* (b) 基因拷贝数及 CH_4 排放与 *mcrA* (c) 和 *pmoA* (d) 基因拷贝数的相关性

Fig. 4 Copy numbers of *mcrA* (a) and *pmoA* (b) genes in soil during rice-growing seasons in 2018 and relationships between CH_4 emission and the copy numbers of the *mcrA* (c) and *pmoA* (d) genes

选取 2018 年水稻生长季分蘖期 S0 和 S3 两个处理的土壤进行产甲烷菌 (*mcrA* 基因) 群落结构分析 (图 5)。该时期稻田土壤产甲烷菌在科水平上的优势种群分别是: 甲烷八叠球菌科 (31%~53%)、甲烷杆菌科 (18%~24%)、甲烷胞菌科 (9%~11%) 和甲烷鬃菌科 (2%~5%), 其中, 甲烷八叠球菌科占主导地位。与 S0 相比, 13 年连续秸秆还田处理 S3 显著增加甲烷八叠球菌的相对丰度 70.6% ($P<0.05$)。

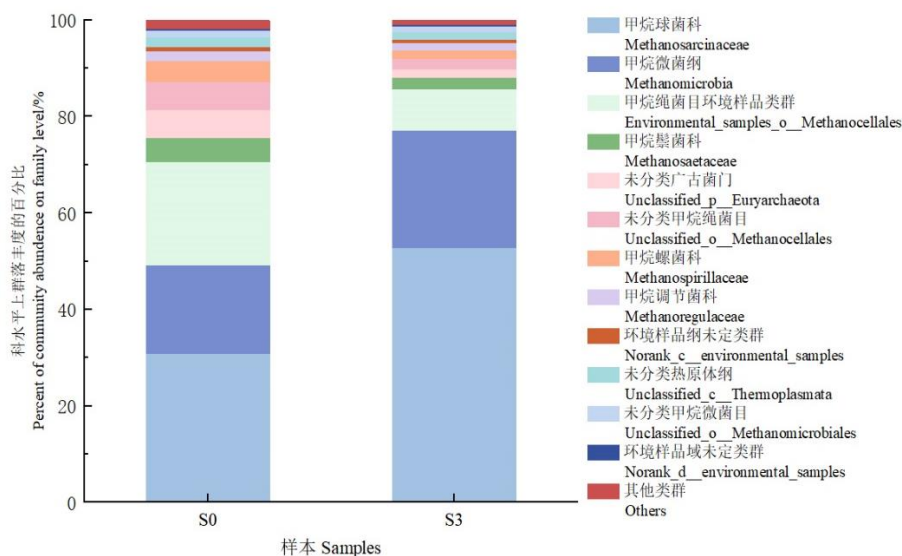


图 5 2018 年水稻分蘖期稻田土壤产甲烷菌在科水平上的群落组成

Fig. 5 Community composition of methanogen on family level from soil at the tillering stage of the rice-growing season in 2018

2.4 稻田秸秆还田第 13 年的土壤性质

各水平秸秆施用 13 年显著影响土壤 SOC 含量和土壤容重 (图 6a, 图 6b)。各秸秆施用处理的 SOC 含量均随秸秆施用量的增加而增加, 与 S0 相比, S1、S2 和 S3 的 SOC 含量增加幅度分别为 5.14%、13.61%和 26.22%。相关性分析表明, SOC 与 CH_4 排放之间呈显著正相关 ($P<0.001$, 图 6e)。土壤容重均随秸秆施用量的增加呈线性下降, 与 S0 相比, S2 和 S3 的土壤容重分别下降了 9.89%和 16.01% ($P<0.05$)。

通过测定 2018 年稻季田间因子动态变化发现: 各处理稻田土壤 Eh 变化规律基本一致 (图 6d), 稻田持续淹水期间, 各处理 Eh 下降至负值 (-271 mV), 中期烤田后, 各处理 Eh 迅速上升至正值 (369 mV), 复水后再次降低至负值 (-218 mV), 干湿交替期间上升至正值 (96 mV), 并持续至水稻收获。持续淹水期间, 施用秸秆处理 (S1、S2 和 S3) 土壤 Eh 均明显低于 S0 (-70 mV), 且随秸秆施用量的增加而降低, 其平均 Eh 分别为 -118、-140 和 -136 mV。各处理土壤 DOC 的变化趋势也基本一致, 在第 6~19 天逐渐上升至峰值 ($216 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 图 6c), 该峰值出现时间同 CH_4 排放通量出现的第一个峰值时间一致, 在烤田后下降至 $124 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 后期维持在 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。稻田持续淹水期间, 与 S0 相比, S1、S2 和 S3 处理的土壤 DOC 含量随秸秆还田量的增加而增加, 其增加幅度分别为 10.92%、13.44%和 17.20%。相关性分析表明, DOC 与 CH_4 排放呈显著正相关 ($P<0.001$, 图 6f)。

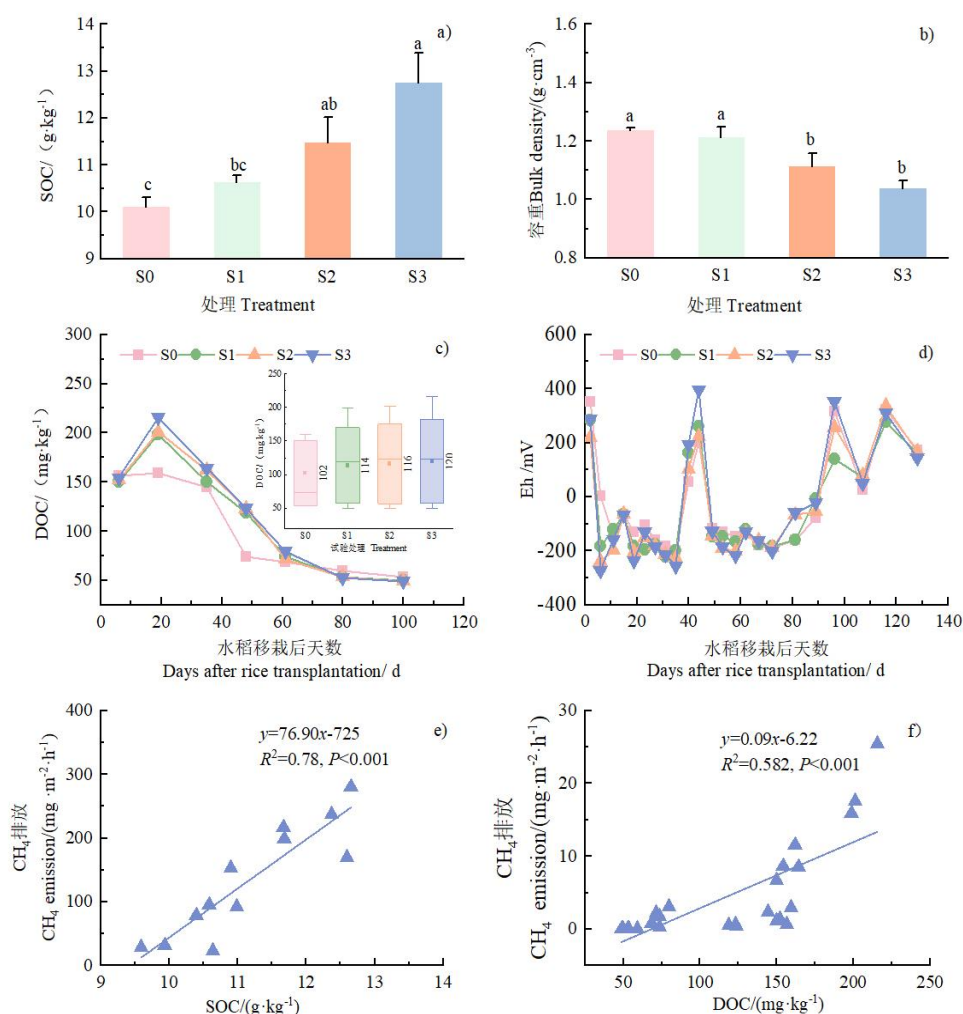


图 6 2018 年稻田土壤有机碳 (SOC) 含量 (a)、容重 (b)、溶解性有机碳 (DOC) 含量 (c)、Eh (d) 及 CH₄ 排放与 SOC (e) 和 DOC (f) 的相关性

Fig. 6 Soil organic carbon (SOC) content (a), bulk density (b), dissolved organic carbon (DOC) content (c), Eh (d), and the correlations of CH₄ emissions with SOC (e) and DOC (f) in paddy soil in 2018

2.5 土壤固碳速率和减缓效益抵消率

2018 年不同秸秆还田水平 (S0、S1、S2、S3) 对稻田土壤 SOC 固定速率、全球增温潜势 (MGWP)、土壤固碳潜力 (MSOCSP) 以及减缓效益抵消率 (RMO) 的影响如表 2 所示。S0、S1、S2、S3 的固碳速率 (以 CO₂ 当量计) 分别为 1.23、1.74、2.27 和 1.77 t·hm⁻²·a⁻¹。数据显示, 随着秸秆还田水平的增加, SOC 固定速率在 S0 至 S2 之间呈现上升趋势, 而在 S3 时有所下降, 各处理间的土壤固碳速率差异显著 ($P<0.05$)。

各处理的稻田 MGWP 变幅为 1.70~6.08 t·hm⁻²·a⁻¹, 随秸秆还田量的增加而增加, 而 S1、S2、S3 的 MSOCSP 分别为 0.51、1.03、0.53 t·hm⁻²·a⁻¹, 与固碳速率变化趋势一致; RMO 与 CH₄ 排放量的变化趋势一致, 各处理的稻田 RMO 变幅为 3.36~12.93, S1 处理的 RMO 最低 (3.36), S3 处理的 RMO 显著升高 ($P<0.05$)。

表 2 2018 年稻田土壤固碳速率 (SOCSR)、全球增温潜势 (MGWP)、土壤固碳潜力 (MSOCSP) 和减缓效益抵消率 (RMO)

Table 2 SOC sequestration rate (SOCSR), methane global warming potential(MGWP), methane soil organic carbon sequestration potential (MSOCSP) and rate of mitigation offset (RMO) during rice-growing season in 2018

处理 Treatment	SOCSR/ (CO ₂ -eq, t·hm ⁻² ·a ⁻¹)	MGWP/ (CO ₂ -eq, t·hm ⁻² ·a ⁻¹)	MSOCSP/ (CO ₂ -eq, t·hm ⁻² ·a ⁻¹)	RMO
S0	1.23±0.09c			
S1	1.74±0.02b	1.70±0.21c	0.51±0.02b	3.36±0.52b
S2	2.27±0.22a	4.09±0.52b	1.03±0.22a	4.03±0.62b
S3	1.77±0.11b	6.08±0.75a	0.53±0.11b	12.93±3.83a

注: 同列不同小写字母不同表示处理间差异显著($P<0.05$)。Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant differences between treatments ($P<0.05$).

3 讨论

本研究通过连续 13 年的定位试验证实, 秸秆还田量与稻田 CH₄ 排放量呈显著正相关 (图 2), 这与多数研究结果^[16, 24-25]相符。秸秆还田处理的 CH₄ 累积排放量较无秸秆还田处理增加高达 166%~785% (图 2c, 图 2d), 其核心机制在于秸秆还田通过“碳底物增加”和“厌氧环境强化”双路径, 直接促进 CH₄ 产生。首先, 秸秆分解持续提升土壤有机碳 (SOC) 和可溶性有机碳 (DOC) 含量 (图 6a, 图 6c)。SOC 作为产甲烷菌的代谢底物库, 在淹水条件下厌氧分解为低分子有机物 (如乙酸、甲醇), 这些是产甲烷菌的直接代谢底物^[26-27]。本研究中, 土壤 SOC 含量及 DOC 含量均随秸秆还田量的增加而增加 (图 6a, 图 6c), 且 SOC、DOC 与 CH₄ 排放均呈显著正相关 ($P<0.001$, 图 6e, 图 6f), 表明可溶性碳的动态输入是调控产甲烷速率的关键因子。因此, 秸秆还田下 SOC 含量的升高直接增强了产甲烷过程的碳供给基础, 从而促进 CH₄ 生成, 这与姜亚杰等^[28]得出的结果一致。其次, 有研究显示, 随着秸秆还田量的增加, 秸秆在土壤中逐步分解并转化为有机质过程的 O₂ 消耗量也明显增加, 这导致土壤厌氧环境的快速形成, 从而增加了稻田 CH₄ 排放^[29-31]。与该观点一致, 本研究中 S3、S2、S1 处理的土壤氧化还原电位 (Eh) 较 S0 分别降低了 202、563、429 mV (图 6d), 说明秸秆分解会加速耗氧, 显著降低土壤 Eh, 为产甲烷菌创造更稳定的还原环境^[32]。

此外, 本研究还发现长期秸秆还田显著增加了 *mcrA* 丰度 (图 4a), 且随着 *mcrA* 丰度的增加, 稻田 CH₄ 排放量呈线性增加 ($P<0.05$, 图 4c), 这与 Zhou 等^[33]、吴讷等^[34]的研究结果一致。水稻分蘖期, 土壤 *mcrA* 基因拷贝数随秸秆还田量的增加而线性增加 ($P<0.05$, 图 4c), 是由于秸秆为土壤微生物提供了丰富的碳源。再进一步通过对分蘖期的产甲烷菌群进行高通量测序发现, 分蘖期产甲烷优势菌科为甲烷八叠球菌科 (Methanosarcinaceae) 和甲烷杆菌科 (Methanobacteriaceae) (图 5), 这之前稻田土壤产甲烷菌的研究结果^[35-36]一致。值得注意的是, 甲烷八叠球菌科在 S3 处理中占比达 53%, 较 S0 提升 70.6% (图 5)。甲烷八叠球菌科对高乙酸浓度环境具强适应性^[26], 在高 DOC (大于 200 mg·kg⁻¹)、强还原 (Eh<-130 mV) 环境下, 其底物亲和力和抗逆性显著优于专性乙酸营养型菌科 (如甲烷胞菌科)^[37-38], 从而成为高秸秆还田的“精英功能群”。同时, 该类群具有多底物代谢能力, 尤其擅长高效转化乙酸 (秸秆分解主要产物), 从微生态层面奠定了 CH₄ 排放升高的基础^[39-40]。室内培养试验结果进一步证实, S3 处理的 CH₄ 产生潜力较 S0 提升 246% (图 3a), 这与微生物丰度

及群落优势化结果(图 5)相符。因此,长期高量秸秆还田不仅通过增加产甲烷底物供给提升了产甲烷菌丰度,其引发的土壤高乙酸浓度和强还原环境还促使微生物群落演替。而新的微生物群落又成为驱动稻田碳循环格局转变的关键生态过程,最终从土壤微生物层面通过“扩增产甲烷菌群”和“筛选高效功能类群”强化了 CH_4 排放过程^[19, 41]。

同时,长期秸秆还田也显著改变了 CH_4 产生和氧化潜力的相对关系^[35]。结果表明,秸秆还田处理的 CH_4 产生潜力较不还田处理提高了约 45%~246%,而同期甲烷氧化潜力仅提升-5%~64%左右(图 3a, 图 3b),同时, S1 处理的 *mcrA/pmoA* 丰度比值较 S0 无显著变化, S2 和 S3 处理的 *mcrA/pmoA* 基因丰度比值与 S0 处理相比有所增加(图 3c),从而导致了“产生多氧化少”的失衡格局。保琼莉等^[19]也发现,稻田土壤中,尽管施肥和秸秆还田提高了甲烷氧化潜力,但其增长幅度远低于甲烷产生速率。就微生物层面而言,秸秆输入增加了 DOC 等碳底物(图 6c),因此,长期秸秆还田对甲烷氧化菌(*pmoA* 基因,图 4b)也有提升作用,但在稻田厌氧主导的环境中,秸秆输入同时降低了土壤 Eh(图 6d),致使氧气供应不足,限制了甲烷氧化菌的好氧代谢^[30],从而导致甲烷氧化潜力增幅有限。S3 处理 *pmoA* 基因丰度仅增加 29%,远低于 *mcrA* 的增幅(3.6 倍),且中低量秸秆还田(S1~S2)甚至抑制氧化菌丰度(图 6a, 图 6b)。此外,尽管秸秆还田降低了土壤容重(图 6b),有助于提升土壤孔隙度和透气性,但在淹水主导期,氧气扩散仍可能受限制,导致甲烷氧化菌活性难以完全激活,从而不利于甲烷氧化能力的发挥。

综上所述,长期秸秆还田表现出较高的土壤固碳速率,说明具有较大的碳汇潜力。然而,高剂量秸秆还田(S3)可能由于碳氮比失衡、强厌氧环境、养分限制等因素增强了土壤激发效应,加速原有土壤有机碳的矿化损失^[42-43],导致固碳速率降低,并同时导致甲烷排放量激增,致使减缓效益抵消率显著升高, S3 处理的减缓效益抵消率高达 12.93(表 2),这表明 CH_4 排放的激增在很大程度上抵消了土壤固碳所带来的气候效益。在高碳输入背景下,稻田系统凸显“增汇增排”矛盾,该现象也在全球多地得到验证^[44-46]。相比之下,适当减少秸秆还田量(S1、S2),在保持较高土壤固碳速率的同时,其减缓效益抵消率显著降低(3.36、4.03,表 2),这说明秸秆还田水平显著影响稻田的碳固定和温室气体排放平衡。整体而言, S1 和 S2 处理在实现较高固碳效益的同时,有效控制了温室气体排放(表 2),展现出较好的碳排碳汇综合效果,即适度秸秆还田才能在“固碳”与“减排”之间实现更好的平衡^[28, 47]。

4 结 论

基于连续 13 年秸秆还田定位试验发现,长期秸秆还田在显著提升土壤有机碳和可溶性有机碳含量的同时,显著降低 Eh,形成更有利于 CH_4 产生的高碳底物含量的厌氧环境,直接驱动稻田 CH_4 排放显著增加。同时,在这种高碳、强还原环境中,产甲烷菌的功能基因 *mcrA* 丰度上升,尤其是甲烷八叠球菌科(Methanosarcinaceae)的相对丰度优势显著,而甲烷氧化菌的功能基因 *pmoA* 丰度增幅有限,导致 CH_4 产生潜力与氧化潜力失衡,进一步加剧 CH_4 净排放。综合长期秸秆还田的土壤固碳效益,中低量($1.6\sim 3.2\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)秸秆还田减缓效益抵消率无显著差异,且 CH_4 排放系数最低,土壤固碳速率最高,均表现出较好的碳排-碳汇综合效益。未来需要进一步研究不同秸秆还田量下 CH_4 产生与氧化潜力的动态平衡机制,并优化低量还田模式,以实现稻田“固碳减排”的长期协同效应。

参考文献 References

- [1] IPCC. Climate change 2021: The physical science basis: Working group 1 contribution to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. New York: Cambridge University Press, 2021.

- [2] Linquist B, van Groenigen K J, Adviento-Borbe M A, et al. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(1): 194-209.
- [3] Carlson K M, Gerber J S, Mueller N D, et al. Greenhouse gas emissions intensity of global croplands[J]. *Nature Climate Change*, 2017, 7(1): 63-68.
- [4] Shen N C, Tan J N, Wang W J, et al. Long-term changes of methane emissions from rice cultivation during 2000 - 2060 in China: Trends, driving factors, predictions and policy implications[J]. *Environment International*, 2024, 191: 108958.
- [5] Saunio M, Stavert A R, Poulter B, et al. The global methane budget 2000-2017[J]. *Earth System Science Data*, 2020, 12(3): 1561-1623.
- [6] Lu F, Wang X K, Han B, et al. Straw return to rice paddy: Soil carbon sequestration and increased methane emission[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(1): 99-108. [逯非, 王效科, 韩冰, 等. 稻田秸秆还田: 土壤固碳与甲烷减排[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(1): 99-108.]
- [7] Bai L L, Sheng Y Q, Xu L L, et al. Carbon sequestration potential of paddy soil in China under the carbon peaking and carbon neutrality goals[J]. *Strategic Study of Chinese Academy of Engineering*, 2024, 26(6): 246-256. [白龙龙, 盛雅琪, 徐丽丽, 等. “双碳”背景下我国稻田生态系统土壤固碳潜力分析[J]. *中国工程科学*, 2024, 26(6): 246-256.]
- [8] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Key technologies for agricultural leading varieties in 2025 (Agricultural Office Science [2025] No. 8)[EB/OL]. 2025-04-17. [中华人民共和国农业农村部. 2025 年农业主导品种主推技术 (农办科〔2025〕8 号) [EB/OL]. 2025-04-17]
- [9] Zhang X Y, Li S Y, Yu F, et al. Research progresses on the effects of crop straw returning on greenhouse gas emission in paddy field[J]. *Hybrid Rice*, 2021, 36(5): 1-7. [张杏雨, 李思宇, 余锋, 等. 作物秸秆还田对稻田温室气体排放效应的研究进展[J]. *杂交水稻*, 2021, 36(5): 1-7.]
- [10] Zhang X D, Yan L, Zhou W, et al. Effects of different straw utilization methods on methane emissions from straw returning to paddy field in a rice-wheat rotation system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(3): 685-692. [张熙栋, 严玲, 周伟, 等. 稻麦轮作下秸秆不同利用方式还田对稻田甲烷排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(3): 685-692.]
- [11] Ma L J. Ecological mechanism of straw returning mode and returning amount affecting cotton yield formation and soil organic carbon pool and greenhouse gas emission[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2020. [马林杰. 秸秆还田方式和还田量影响棉花产量形成与土壤有机碳库和温室气体排放的生态机制[D]. 南京: 南京农业大学, 2020.]
- [12] Reeburgh W S. Global methane biogeochemistry[M]// Keeling R F. The atmosphere: Treatise on geochemistry, volume 4. Oxford: Elsevier-Pergamon, 2003: 65-89.
- [13] Li Y H, Shahbaz M, Zhu Z K, et al. Oxygen availability determines key regulators in soil organic carbon mineralisation in paddy soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2021, 153: 108106.
- [14] Huang J Y, Nie T Z, Li T C, et al. Effects of straw incorporation years and water-saving irrigation on greenhouse gas emissions from paddy fields in cold region of Northeast China[J]. *Agriculture*, 2022, 12(11): 1878.
- [15] Wang B H, Wu Y P, Chen Y B, et al. Effects of straw returning on functional genes and functional groups of soil microorganisms[J]. *Journal of Zhejiang University(Agriculture & Life Sciences)*, 2024, 50(5): 771-784. [王彬浩, 吴榆萍, 陈彦博, 等. 秸秆还田对土壤微生物功能基因和功能类群的影响[J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2024, 50(5): 771-784.]
- [16] Jiang Y, Qian H Y, Huang S, et al. Acclimation of methane emissions from rice paddy fields to straw addition[J]. *Science Advances*, 2019, 5(1): eaau9038.
- [17] Cai Z C, Xu H, Ma J, et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice-based ecosystems [M]. Hefei: University of Science and Technology of China Press, 2009. [蔡祖聪, 徐华, 马静, 等. 稻田生态系统 CH₄ 和 N₂O 排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2009.]
- [18] Lu R K. Analytical methods for soil and agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [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.]

- [19] Bao Q L, Wang F H, Bao W K, et al. Effects of rice straw addition on methanogenic archaea and bacteria in two paddy soils[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(9): 4202-4212. [保琼莉, 王凤花, 保万魁, 等. 稻秸添加对两种水稻土产甲烷古菌及细菌的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(9): 4202-4212.]
- [20] Shen W Y, Huang Q, Ma J, et al. Methane production potential and methanogenic pathways in paddy soils under different rice-based cropping systems[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(7): 3835-3843. [沈皖豫, 黄琼, 马静, 等. 不同稻作系统土壤的 CH₄ 产生潜力与产生途径[J]. *环境科学*, 2022, 43(7): 3835-3843.]
- [21] IPCC. Climate change. The physical science basis: Working Group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, 2013.
- [22] Lu F, Wang X K, Han B, et al. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15(2): 281-305.
- [23] Shang Q Y, Yang X X, Gao C M, et al. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: A 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(6): 2196-2210.
- [24] Yang Z Y, Li Z M, Li Y Y, et al. Variation of the increased CH₄ emissions in paddy fields with straw incorporation across 11 consecutive years[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2025, 62(4): 1115-1126. [杨正宇, 李宗明, 李言言, 等. 连续 11 年不同秸秆还田量下稻田甲烷增排效应变化研究[J]. *土壤学报*, 2025, 62(4): 1115-1126.]
- [25] Chai K B. The effects of straw incorporation on crop yield and greenhouse gas emissions under rice-wheat cropping systems[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2018. [柴凯斌. 秸秆还田对稻麦系统作物产量及温室气体排放的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2018.]
- [26] Conrad R, Klose M. Dynamics of the methanogenic archaeal community in anoxic rice soil upon addition of straw[J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4): 476-484.
- [27] Conrad R. Microbial ecology of methanogens and methanotrophs[J]. *Advances in Agronomy*, 2007, 96: 1-63.
- [28] Jiang Y J, Qin P M, Li Z, et al. Effect of long-term straw returning on methane emissions in rice season of rice-crayfish coculture[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2024, 32(9): 1451-1461. [姜亚杰, 秦鹏铭, 李准, 等. 长期秸秆还田对稻虾共作系统稻季甲烷排放的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2024, 32(9): 1451-1461.]
- [29] Jiang J Y, Huang Y, Zong L G. Influence of water controlling and straw application on CH₄ and N₂O emissions from rice field[J]. *China Environmental Science*, 2003, 23(5): 552-556. [蒋静艳, 黄耀, 宗良纲. 水分管理与秸秆施用对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响[J]. *中国环境科学*, 2003, 23(5): 552-556.]
- [30] Shakoor A, Gan M Q, Yin H X, et al. Influence of nitrogen fertilizer and straw returning on CH₄ emission from a paddy field in Chao Lake basin, China[J]. *Applied Ecology and Environmental Research*, 2020, 18(1): 1585-1600.
- [31] Liu C Y, Wang K, Meng S X, et al. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, 140(1/2): 226-233.
- [32] Li S Q, Zang K P, Song L. Review on methanogens and methanotrophs metabolised by methane in wetland[J]. *Marine Environmental Science*, 2020, 39(3): 488-496. [李思琦, 臧昆鹏, 宋伦. 湿地甲烷代谢微生物产甲烷菌和甲烷氧化菌的研究进展[J]. *海洋环境科学*, 2020, 39(3): 488-496.]
- [33] Zhou G P, Gao S J, Xu C X, et al. Co-incorporation of Chinese milk vetch (*Astragalus sinicus* L.) and rice (*Oryza sativa* L.) straw minimizes CH₄ emissions by changing the methanogenic and methanotrophic communities in a paddy soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 2020, 71(5): 924-939.
- [34] Wu N, Hou H J, Tang Y F, et al. Methane-related microbe influenced by water management and rice straw returning in paddy soil[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(S2): 69-76. [吴讷, 侯海军, 汤亚芳, 等. 稻田水分管理和秸秆还田对甲烷排放的微生物影响[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(S2): 69-76.]
- [35] Bao Q L, Huang Y Z, Wang F H, et al. Effect of nitrogen fertilizer and/or rice straw amendment on methanogenic archaeal

- communities and methane production from a rice paddy soil[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(13): 5989-5998.
- [36] Wang Q Y, Wang N, Liu Y, et al. Microbial community structure of soil methanogens and methanotrophs during degradation and restoration of reed wetlands in the Songnen Plain[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(10): 4968-4976. [王秋颖, 王娜, 刘颖, 等. 松嫩平原芦苇湿地退化与修复过程中土壤细菌和甲烷代谢微生物的群落结构[J]. *环境科学*, 2021, 42(10): 4968-4976.]
- [37] Fu L L. Dynamics of methane emission and microbial community in rice paddy soil amended with different types of biochar[D]. Changsha: Hunan University, 2021. [傅蕾凌. 不同来源的生物炭对水稻土产甲烷过程及微生物群落的影响[D]. 长沙: 湖南大学, 2021.]
- [38] Liu Y C, Whitman W B. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic Archaea[J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2008, 1125(1): 171-189.
- [39] Chen L M. Characteristics and microbial mechanism of soil carbon and nitrogen transformation in double cropping rice field under long-term straw returning[D]. Nanchang: Jiangxi Agricultural University, 2023. [陈丽明. 长期秸秆还田下双季稻田土壤碳氮转化特征及其微生物学机制[D]. 南昌: 江西农业大学, 2023.]
- [40] Tang H M, Xiao X P, Tang W G, et al. Effects of long-term fertilizer treatments on CH₄ fluxes and key functional microorganisms in a double-cropping paddy field[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(22): 7668-7678. [唐海明, 肖小平, 汤文光, 等. 长期施肥对双季稻田甲烷排放和关键功能微生物的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(22): 7668-7678.]
- [41] Liu S W, Yin M, Chu G, et al. Effects of various paddy-upland crop rotations and nitrogen fertilizer levels on CH₄ emission in the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2019, 52(14): 2484-2499. [刘少文, 殷敏, 褚光, 等. 长江中下游稻区不同水旱轮作模式和氮肥水平对稻田 CH₄排放的影响[J]. *中国农业科学*, 2019, 52(14): 2484-2499.]
- [42] Zhou G P, Li G L, Liang H, et al. Green manure coupled with straw returning increases soil organic carbon via decreased priming effect and enhanced microbial carbon pump[J]. *Global Change Biology*, 2025, 31(5): e70232.
- [43] Mo F, Yang D Y, Wang X K, et al. Nutrient limitation of soil organic carbon stocks under straw return[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2024, 192: 109360.
- [44] Zhou J W, Xiang Q P, Xiang J J, et al. Impact of biochar application on soil carbon sink and greenhouse gas emissions of farmlands in China: A meta-analysis[J]. *Journal of Anhui Normal University (Natural Science Edition)*, 2024, 47(5): 422-429. [周静雯, 向钦佩, 项金鑫, 等. Meta 分析生物炭对我国农田土壤的增汇减排效应[J]. *安徽师范大学学报 (自然科学版)*, 2024, 47(5): 422-429.]
- [45] Hu T Y, Che J Y, Hu Y J, et al. Effects of straw returning and biochar addition on greenhouse gas emissions from high nitrate nitrogen soil after flooding in rice-vegetable rotation system in tropical China[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(3): 1692-1701. [胡天怡, 车佳玥, 胡煜杰, 等. 秸秆还田和添加生物炭对热带地区稻菜轮作体系中淹水后土壤温室气体排放的影响[J]. *环境科学*, 2024, 45(3): 1692-1701.]
- [46] Liang W, Li H, Zheng H B, et al. The effect of double cropping rice straw returning method on soil organic carbon fixation and methane emission intensity[J/OL]. *Crops*, 2025, <https://link.cnki.net/urlid/11.1808.s.20250513.0943.002>. [2026-06-05]. [梁威, 李虎, 郑华斌, 等. 双季稻秸秆还田方式对土壤碳库和甲烷排放强度的影响[J/OL]. *作物杂志*, 2025, <https://link.cnki.net/urlid/11.1808.s.20250513.0943.002>. [2026-06-05]]
- [47] Ou X, He J, Xiong R, et al. Influences of long-term straw returning and tillage methods on organic carbon and methane functional genes in paddy soil[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2024, 52(22): 222-227. [欧茜, 何君, 熊瑞, 等. 长期秸秆还田与耕作方式对稻田土壤有机碳及甲烷功能基因的影响[J]. *江苏农业科学*, 2024, 52(22): 222-227.]

(责任编辑: 陈荣府)