

# 生物炭和腐殖酸施用对稻麦轮作系统 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 综合温室效应的影响

刘志伟, 刘娟\*, 吴家森, 李永夫, 姜培坤

(1. 浙江农林大学环境与资源学院、碳中和学院, 亚热带森林培育国家重点实验室, 临安 311300; 2. 浙江农林大学环境与资源学院、碳中和学院, 浙江省森林生态系统碳循环与固碳减排重点实验室, 临安 311300)

**摘 要:** 生物炭和腐殖酸对土壤 C、N 循环和作物产量均具有深刻影响。该试验以稻麦轮作系统为研究对象, 探究生物炭和腐殖酸在经过 1 a 陈化后对土壤肥力、作物产量和温室气体排放的持续影响。设置了 6 个处理: B0F0 (对照, 不添加生物炭和腐殖酸); B0F1 (不添加生物炭, 腐殖酸添加量为  $0.6 \text{ t/hm}^2$ ); B0F2 (不添加生物炭, 腐殖酸添加量为  $1.2 \text{ t/hm}^2$ ); B1F0 (生物炭添加量为  $20 \text{ t/hm}^2$ , 不添加腐殖酸); B1F1 (生物炭添加量为  $20 \text{ t/hm}^2$ , 腐殖酸添加量为  $0.6 \text{ t/hm}^2$ ); B1F2 (生物炭添加量为  $20 \text{ t/hm}^2$ , 腐殖酸添加量为  $1.2 \text{ t/hm}^2$ )。结果表明: 1) 试验期内, 与 B0F0 相比, 生物炭显著增加了稻麦两季土壤有机碳含量; 腐殖酸增加了稻季土壤有机碳含量, 对麦季土壤有机碳含量无显著影响; 单独施用生物炭或腐殖酸对水稻和小麦产量均没有显著影响, 生物炭和腐殖酸混施处理显著提高了小麦产量, 增幅为  $1.0\% \sim 5.0\%$ , 对水稻产量没有显著影响。2) 试验期内, 与 B0F0 相比, 单独施用生物炭或腐殖酸以及二者混施均降低了土壤  $\text{CH}_4$  累积排放量, 降幅分别为  $11.1\%$ 、 $21.8\% \sim 25.8\%$  和  $24.7\% \sim 34.1\%$ ; 单独施用生物炭或腐殖酸以及二者混施均增加了  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量, 增幅分别为  $33.3\%$ 、 $10.0\% \sim 30.1\%$  和  $7.2\% \sim 23.7\%$ 。3) 生物炭和腐殖酸主要通过降低甲烷的排放, 显著降低了稻麦轮作系统的综合温室效应和温室气体强度, B1F1 处理 (生物炭和腐殖酸用量分别为  $20$  和  $0.6 \text{ t/hm}^2$ ) 的综合温室效应和温室气体排放强度均为最低水平。这表明在稻麦轮作系统, 生物炭和腐殖酸在土壤中经 1 a 陈化后仍然具有固碳减排能力, 是稻麦轮作系统缓解土壤酸化、提高土壤肥力、减少温室气体排放的有效措施。

**关键词:** 生物炭; 腐殖酸; 温室气体; 综合温室效应; 温室气体强度

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202302028

中图分类号: S344; S21

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2023)-11-0220-10

刘志伟, 刘娟, 吴家森, 等. 生物炭和腐殖酸施用对稻麦轮作系统  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  综合温室效应的影响[J]. 农业工程学报, 2023, 39(11): 220-229. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202302028 <http://www.tcsae.org>  
LIU Zhiwei, LIU Juan, WU Jiasen, et al. Effects of biochar and humic acid application on global warming potentials of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  in a rice-wheat rotation system[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2023, 39(11): 220-229. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202302028 <http://www.tcsae.org>

## 0 引言

大气中  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  等温室气体浓度增加而导致的全球变暖成为世界性的环境问题, 其中  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{CH}_4$  的增温潜势分别是  $\text{CO}_2$  的 298 倍和 25 倍左右<sup>[1]</sup>。中国在联合国大会上提出中国  $\text{CO}_2$  排放量力争在 2030 年达到峰值, 在 2060 年达成“碳中和”的目标<sup>[2]</sup>。农业生产是生态系统中  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的重要来源之一, 分别占全球人为排放  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的 50% 和 43% 以上<sup>[3]</sup>。稻麦轮作制度是中国东南部典型的种植制度之一。据估计, 稻麦轮作占中国粮食生产总面积的 8.2%, 其中粮食产量和温室气体排放量分别占 9.8% 和 15.0%<sup>[4]</sup>。如何通过减排增汇实现“碳中和、碳达峰”已经成为当前气候变化研究的热点。

自然土壤的酸化伴随在土壤发生和发育的整个过程, 近些年来大量的人为活动进一步加速了土壤酸化的进程<sup>[5]</sup>。由土壤酸化导致农业土壤退化的问题日益严重, 中国主要的农作物产区的土壤 pH 值在 1980—2000 年间平均下降了 0.5 个单位<sup>[6]</sup>。生物炭是秸秆等生物质在厌氧或无氧条件下经过高温热解产生的一种富含碳的固态产物<sup>[7]</sup>。研究表明, 生物炭的施用能提高土壤碳、氮含量, 改善土壤微生物群落结构, 提高农作物产量<sup>[8]</sup>。研究发现生物炭添加能够抑制土壤  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{CH}_4$  排放<sup>[9]</sup>, 但作为一种难降解富含碳的物质, 生物炭在土壤中可稳定地存在数百甚至千年<sup>[10]</sup>, 且对农田温室气体排放的影响会随施用时间而发生改变<sup>[11-12]</sup>。朱爽阁等<sup>[11]</sup>通过田间定位试验, 发现陈化生物炭能降低土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放, 其抑制作用随陈化时间延长而减弱。WU 等<sup>[12]</sup>通过 6a 田间试验, 发现生物炭施入初期对土壤  $\text{CH}_4$  排放没有显著影响, 但是试验后期, 陈化生物炭显著降低了土壤  $\text{CH}_4$  的排放。稻麦轮作系统包括灌溉水稻和旱地小麦, 土壤环境不同会导致施用生物炭的影响也不一致<sup>[13-14]</sup>。ZHOU 等<sup>[13]</sup>在稻麦轮作的研究中发现, 施加生物炭能够显著降低麦季  $\text{N}_2\text{O}$  排放量, 但对稻季的  $\text{N}_2\text{O}$  排放无显著影响。ZHANG

收稿日期: 2023-02-28 修订日期: 2023-06-04

基金项目: 浙江省重点研发计划项目 (2019C02008-03); 国家自然科学基金项目 (31700540)

作者简介: 刘志伟, 研究方向为农田土壤温室气体排放。

Email: lzw907lzw@163.com

※通信作者: 刘娟, 博士, 副教授, 硕士生导师, 研究方向为土壤碳氮循环。Email: liujuan@zafu.edu.cn

等<sup>[14]</sup>在太湖地区的稻麦轮作中研究发现，生物炭在 20 和 40 t/hm<sup>2</sup> 施用条件下对麦季 GWP 和 GHGI 均有显著降低作用，而稻季则无显著影响。因此在稻麦轮作这种复杂的环境中陈化生物炭对温室气体排放的影响有待进一步研究。

腐殖酸是动植物遗骸（主要是植物的遗骸）经过微生物的分解和转化以及地球化学的一系列过程形成和积累起来的一类大分子有机物质<sup>[15]</sup>。腐殖酸具有较大的表面积和内部电荷，可以作为土壤改良剂改善土壤理化性质，提高土壤 pH 值和有机碳含量，缓解土壤酸化，提升土壤肥力，提高作物产量<sup>[16-18]</sup>。腐殖酸作为土壤改良剂对农业温室气体排放的研究较少，SUN 等<sup>[19]</sup>研究发现，土壤中腐殖酸的添加促进了 N<sub>2</sub>O 排放，对 CH<sub>4</sub> 排放产生显著影响。

本文以浙江稻麦轮作系统为研究对象，研究生物炭与腐殖酸单独施用与配合施用对 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放影响；同时结合作物产量评估该生态系统综合温室效应和温室气体强度，旨在综合评价施用生物炭和腐殖酸对稻麦轮作系统温室气体排放的长期效应。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验地点为浙江省杭州市临安区於潜镇（30°25′ N，119°45′ E），地处浙江省西北部，属于亚热带季风性气候。年平均降水量约为 1 614 mm，降雨大多发生在 4 月份至 10 月份期间，年平均降水日 158 d，年平均气温 16.6 ℃，年平均无霜期 241 d，年日照时数达 1 900 h 以上，土壤类型属于潜育性水稻土。试验周期内日降雨量和气温的动态变化见图 1。

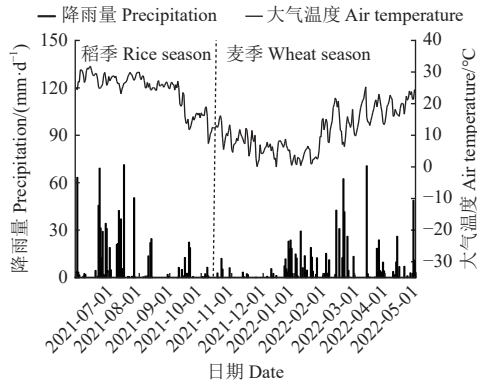


图 1 2021—2022 年水稻-小麦轮作周期内日降雨量和气温的动态变化

Fig.1 Dynamic changes in daily precipitation and temperature during the rice and wheat annual rotation cycle in 2021-2022

1.2 试验设计与田间管理

本试验为双因素（生物炭和腐殖酸）的田间试验，各处理的生物炭和腐殖酸添加量见表 1。本试验所用生物炭为江苏省华丰农业生物工程有限公司提供，以水稻秸秆为原料，采用 600 ℃ 热解炭化制成。腐殖酸为安徽省无为县花卉肥料厂提供。生物炭和腐殖酸在施加前均过 2 mm 筛处理，其基本理化性质见表 2。生物炭和腐殖

酸于 2020 年 7 月 11 日一次性施加到土壤 0~20 cm 耕作层，手工充分混匀。每个处理 3 次重复，试验共 18 个小区，每个试验小区大小为 5 m × 5 m，随机排列，每个小区设独立的灌排水口。

表 1 试验设计

Table 1 Field experimental treatments (t·hm <sup>-2</sup> )		
处理 Treatments	生物炭添加量 Application level of biochar/	腐殖酸添加量 Application level of humic acid/
B0F0	0	0
B0F1	0	0.6
B0F2	0	1.2
B1F0	20	0
B1F1	20	0.6
B1F2	20	1.2

表 2 生物炭和腐殖酸基本理化性质

Table 2 Basic physical and chemical properties of biochar and humic acid used			
项目 Item	有机碳 Organic carbon/(g·kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total nitrogen/(g·kg <sup>-1</sup> )	pH 值 pH value
生物炭 Biochar	140.9	5.9	8.51
腐殖酸 Humic acid	32.5	4.8	7.71

自 2020 年 7 月开始，所有小区在移栽水稻或种植小麦前一天施入化肥作为基肥，稻季氮肥（以 N 计）、磷肥（以 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 计）、钾肥（以 K<sub>2</sub>O 计）分别为 270、75、150 kg/hm<sup>2</sup>，基肥和分蘖肥的氮肥用量均为 135 kg/hm<sup>2</sup>，基肥采用当地农民常用复合肥（N：P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>：K<sub>2</sub>O 为 17：10：17），追肥采用尿素和氯化钾。麦季氮肥（以 N 计）、磷肥（以 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 计）、钾肥（以 K<sub>2</sub>O 计）分别为 115、72、38 kg/hm<sup>2</sup>，基肥和分蘖肥的氮肥用量分别为 81 和 34 kg/hm<sup>2</sup>，基肥采用当地农民常用复合肥（N：P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>：K<sub>2</sub>O 为 18：16：6），追肥采用尿素和硫酸钾。所有处理的施肥量、施肥方式、田间病虫害管理措施同当地农户习惯常规管理一致。基肥撒施于土壤表层并均匀翻耕，追肥均匀撒施于土壤表层。

本研究观测期间，水稻于 2021 年 7 月 8 日移栽，11 月 11 日收获，全生育期共 128 d，稻麦轮作田间管理措施依据当地常规进行，水稻生长前期保持淹水，分蘖期后排水晒田，之后恢复灌溉，保持土壤湿润，后期逐渐排干水分，于 2021 年 7 月 17 日追肥；小麦于 2021 年 11 月 27 日播种，2022 年 5 月 25 日收获，全生育期共 180 d，追肥时间为 2022 年 3 月 14 日。

1.3 样品采集与测定

气体样品采样时间为 2021 年 7 月 16 日至 2022 年 5 月 25 日，利用静态暗箱观测法采集。水稻和小麦生长期中平均采样间隔时间为 7 和 14 d，施肥后适当增加采样频率，采样时间集中在 08:00—11:00。采样箱规格为 50 cm×50 cm×50 cm（作物生长前期）或 50 cm×50 cm×100 cm（作物生长后期）。采集气体时，在底座凹槽内加水，以保证顶箱嵌入底座时密封。采样箱封箱 0、10、20 和 30 min 后用 60 mL 注射器抽取箱内气体样品，返回实验室后立即用气相色谱仪（Shimadzu, GC-2014，日本）测定。CH<sub>4</sub> 检测器为 FID，温度为 200 ℃，燃气为

氢气, 助燃气为空气;  $\text{N}_2\text{O}$  检测器为 ECD, 检测器温度  $250\text{ }^\circ\text{C}$ , 分离柱温度  $55\text{ }^\circ\text{C}$ , 载气为氮气。

采集气体的同时, 用温度计记录箱内温度变化情况, 用地温计测定地下  $5\text{ cm}$  的土壤温度。采气后采集  $0\sim 20\text{ cm}$  土层土壤样品对土壤含水量、pH 值,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量进行测定。土壤含水量采用烘干法测定, pH 值采用 pH 计法测定 (水土比  $2.5:1$ ); 用靛酚蓝比色法 ( $625\text{ nm}$ ) 和紫外双波长法 ( $275$  和  $220\text{ nm}$ ) 测定土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量。水稻和小麦收获前, 采集测定  $0\sim 20\text{ cm}$  土层的土壤基本理化性质: pH 值采用 pH 计法测定 (水土比  $2.5:1$ ); 环刀法测定土壤容重; 重铬酸钾-硫酸消化法测定有机质; 凯氏定氮法测定全氮。水稻和小麦在生理成熟期收获, 并测定作物产量。

#### 1.4 数据处理

$\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量根据公式 (1) 计算。

$$F = \rho h \times dc/dt \times 273/(273 + T) \quad (1)$$

式中  $F$  为  $\text{CH}_4$  或  $\text{N}_2\text{O}$  的排放通量,  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ;  $\rho$  为标准状态下气体流动时的密度,  $\text{kg}/\text{m}^3$ ;  $h$  为采样箱的高度,  $\text{m}$ ;  $dc/dt$  为采样过程中箱内气体摩尔分数变化速率,  $\mu\text{L}/(\text{L} \cdot \text{h})$ ;  $T$  为采样过程中采样箱内的平均温度,  $^\circ\text{C}$ 。

$\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量根据公式 (2) 计算。

$$f = \sum_{i=1}^n \frac{F_{i+1} + F_i}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \quad (2)$$

式中  $f$  为  $\text{CH}_4$  或  $\text{N}_2\text{O}$  的累积排放通量,  $\text{mg}/\text{m}^2$ ;  $n$  为采样总次数;  $i$  为采样次数,  $(t_{i+1} - t_i)$  为两次采样时间的间隔天数,  $\text{d}$ 。

在  $100\text{ a}$  尺度上综合温室效应<sup>[1]</sup> (GWP), 计算见式 (3)。

$$X_{\text{GWP}} = E_{\text{CH}_4} \times 25 + E_{\text{N}_2\text{O}} \times 298 \quad (3)$$

式中  $X_{\text{GWP}}$  为综合温室效应, 以  $\text{CO}_2$  排放量计,  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。  $E_{\text{CH}_4}$  是  $\text{CH}_4$  累积排放量,  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ;  $E_{\text{N}_2\text{O}}$  表示  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量,  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ; 25 和 298 分别为  $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  转换为  $\text{CO}_2$  排放量的系数。

温室气体排放强度是单位产量的温室气体排放强度 (GHGI) 计算见式 (4)。

$$X_{\text{GHGI}} = X_{\text{GWP}}/Y \quad (4)$$

式中  $X_{\text{GHGI}}$  为温室气体排放强度,  $\text{kg}/\text{kg}$ ;  $X_{\text{GWP}}$  为综合温室效应,  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ;  $Y$  为作物产量,  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。

运用 Excel 2013 进行原始数据的计算, 利用 SPSS 22 进行统计分析, 用 Origin 2018 软件作图。采用双因素方差分析生物炭和腐殖酸对土壤基本理化性质、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量、水稻产量、综合温室效应 GWP 和 GHGI 的影响, 用 LSD 法检验不同处理间差异的显著性, 采用 Pearson 相关性分析处理  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量与土壤理化性质的相关性。本文中所有图表中的数据均是 3 次重复的平均值。除特殊说明外, 显著性水平  $\alpha=0.05$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤理化性质和产量

生物炭一般为碱性, 其灰分含有的钙、镁、钾、钠等盐基离子可以交换土壤中的  $\text{H}^+$  及交换性  $\text{Al}^{3+}$ , 降低其在土壤中的含量, 提高土壤 pH 值, 可作为改良剂缓解土壤酸化<sup>[20]</sup>。由表 3 可知, 生物炭显著提高了麦季土壤 pH 值 ( $P<0.05$ )。生物炭比表面积大, 具有极强的吸附性, 能够吸附土壤中的有机分子, 并通过表面催化活性促进有机小分子聚合形成土壤有机质<sup>[21]</sup>。由表 3 可知, 生物炭显著提高了稻麦两季土壤有机碳含量 ( $P<0.05$ )。研究表明, 腐殖酸中含有大量的有机胶体和有机质, 可以作为土壤改良剂或者肥料增加土壤有机质含量, 提高土壤养分含量<sup>[22]</sup>。由表 3 可知, 腐殖酸显著提高了稻季土壤有机碳含量 ( $P<0.05$ )。本试验中, 腐殖酸处理对麦季土壤 pH 值、容重、有机碳和全氮含量均无显著影响, 可能是腐殖酸的改良效果持续时间有限, 随着施用时间的增加, 腐殖酸对土壤的影响逐渐减弱所致, 一般需要持续施用才能达到较好的改良效果, 也可能是大田的缓冲作用以及大田环境的多变性所致, 具体原因和机制还需后续试验进行验证。

表 3 不同处理 2021—2022 年稻麦轮作土壤理化性质和产量的变化

Table 3 Variation in soil physicochemical properties and yield under different treatments during rice-wheat rotation cycle in 2021-2022

处理 Treatments	稻季 Rice season					麦季 Wheat season				
	有机碳 Organic carbon/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	全氮 Total nitrogen/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	pH 值 pH value	容重 Bulk density/ ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	产量/ ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	有机碳 Organic carbon/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	全氮 Total nitrogen/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	pH 值 pH value	容重 Bulk density/ ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	产量 Yield/ ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ )
B0F0	17.03 Cb	1.33 Ca	5.42 Aa	1.27 Aa	9229.3 Aa	18.01 Bb	1.02 Aa	5.29 Ab	1.11 Aa	3469.9 Aa
B0F1	20.08 Bb	1.53 Ba	5.45 Aa	1.15 Aa	9086.2 Aa	18.67 Ba	1.26 Aa	5.36 Aa	1.15 Aa	2975.2 Aa
B0F2	20.84 Aa	1.58 Aa	5.62 Aa	1.16 Aa	9491.7 Aa	20.84 Aa	1.46 Aa	5.51 Aa	1.14 Aa	2671.0 Bb
B1F0	21.84 Aa	1.52 Aa	5.65 Aa	1.20 Aa	9601.4 Aa	22.46 Aa	1.54 Aa	5.63 Aa	1.10 Aa	3199.9 Aa
B1F1	21.92 Aa	1.60 Aa	5.50 Aa	1.13 Aa	9851.0 Aa	20.43 Aa	1.50 Aa	5.57 Aa	1.07 Aa	3505.0 Aa
B1F2	21.96 Aa	1.62 Aa	5.54 Aa	1.12 Aa	9759.1 Aa	21.45 Aa	1.56 Aa	5.63 Aa	1.13 Aa	3642.9 Aa
B	***	ns	ns	ns	ns	**	ns	*	ns	ns
F	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
B×F	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*

注: \*表示  $P<0.05$ , \*\*表示  $P<0.01$ , \*\*\*表示  $P<0.001$ , ns 表示没有显著差异; B 表示生物炭处理, F 表示腐殖酸处理; 同一列中不同大写字母表示同一生物炭施用量水平下腐殖酸施用量不同影响差异显著 ( $P<0.05$ ), 不同小写字母表示同一腐殖酸施用量水平下生物炭施用量不同影响差异显著 ( $P<0.05$ ), 下同。

Note: \* means  $P<0.05$ , \*\* means  $P<0.01$ , \*\*\* means  $P<0.001$ , ns means insignificant difference; B means biochar treatment, F means humic acid treatment; Different capital letters in the same column mean significant difference under different humic acid application levels at the same level of biochar application, different lowercase letters mean significant difference under different biochar application levels at the same humic acid application level, the same below.

研究表明, 生物炭的施用能促进作物根系生长, 进而提高作物吸收养分的能力, 增加作物产量<sup>[23]</sup>。研究发现, 腐殖酸可以通过改善植物根系, 提高作物对土壤养

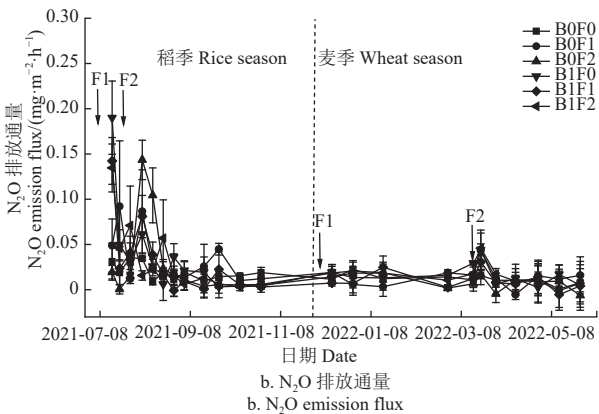
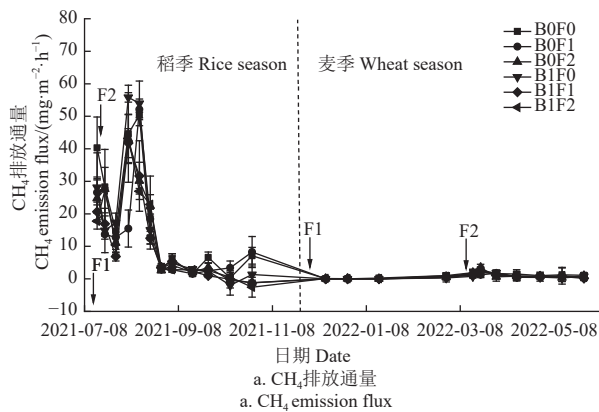
分的吸收利用, 促进作物产量的提高<sup>[24]</sup>。在本试验中, 经过  $1\text{ a}$  陈化后的生物炭和腐殖酸均未对水稻和小麦产量产生显著影响 ( $P>0.05$ ), 生物炭和腐殖酸配施显著增



加了小麦产量增幅为 1.0%~5.0% ( $P<0.05$ ), 对水稻产量没有显著影响 (表 3)。生物炭添加对农作物产量的影响较为复杂, 与生物炭类型、试验地土壤性质、种植作物种类等因素相关, 也有研究表明, 与小麦等旱地作物相比, 生物炭添加对水稻产量的影响有限<sup>[25]</sup>。

## 2.2 $\text{CH}_4$ 排放

$\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放情况如图 2 所示。稻麦轮作期内不同处理稻季  $\text{CH}_4$  排放通量变化趋势相近, 生物炭处理对  $\text{CH}_4$  排放通量无显著影响 ( $P>0.05$ ), 腐殖酸处理显著降低了  $\text{CH}_4$  排放通量 ( $P<0.05$ )。B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 处理  $\text{CH}_4$  排放通量的峰值均在水稻移栽后第 28 天出现, 分别为 42.99、55.82、41.75 和 43.21  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ , B0F0 和 B0F1 的峰值均出现在移栽后第 35 天, 分别为 50.40 和 52.13  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ , 随后减少且维持较低排放水平 (图 2a)。



注: F1: 基肥, F2: 追肥。

Note: F1 means base fertilization, F2 means topdressing.

图 2 不同处理 2021—2022 年稻麦轮作周期内  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  通量动态

Fig.2 Flux dynamics of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  under different treatments during rice-wheat rotation cycle in 2021-2022

水稻生长期间 B0F0、B0F1、B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 的  $\text{CH}_4$  平均排放通量分别为: 17.96、13.38、14.15、16.50、11.78 和 13.18  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。生物炭处理对稻季土壤  $\text{CH}_4$  累积排放量没有显著影响 ( $P>0.05$ ), 腐殖酸处理显著降低了  $\text{CH}_4$  累积排放量 ( $P<0.05$ ), 腐殖酸和生物炭对  $\text{CH}_4$  累积排放量不存在显著交互作用 ( $P>0.05$ ) (表 4)。麦季不同处理的  $\text{CH}_4$  排放通量的变化规律基

本一致, 生物炭和腐殖酸处理对  $\text{CH}_4$  排放通量均没有显著影响 ( $P>0.05$ )。B0F0、B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 处理的峰值均在水稻播种后第 112 天出现, 峰值分别为 2.78、3.43、1.93、2.10 和 2.88  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ , B0F1 的峰值均出现在小麦播种后第 122 天, 为 1.72  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ , 随后减少且维持较低排放水平 (图 2a)。小麦生长期 B0F0、B0F1、B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 的  $\text{CH}_4$  平均排放通量分别为: 1.14、0.66、0.86、0.65、0.70 和 0.85  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。生物炭和腐殖酸处理均显著降低了麦季  $\text{CH}_4$  累积排放量 ( $P<0.05$ ), 腐殖酸和生物炭之间对  $\text{CH}_4$  累积排放量存在显著交互作用 ( $P<0.05$ ) (表 4)。

稻季各处理  $\text{CH}_4$  累积排放量的变化范围为 229.11~343.05  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , 麦季各处理的  $\text{CH}_4$  累积排放量的变化范围为 20.41~40.04  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , 稻麦两季  $\text{CH}_4$  累积排放量变化范围为 252.58~383.09  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。 $\text{CH}_4$  排放主要集中在稻季, 占稻麦轮作系统周年  $\text{CH}_4$  总排放量的 89.5%~94.0%, 而麦季  $\text{CH}_4$  排放量仅占总排放量的 6.0%~10.5%。在整个稻麦轮作周期内, 生物炭和腐殖酸均显著降低了  $\text{CH}_4$  累积排放量 ( $P<0.05$ ), 生物炭和腐殖酸对稻麦轮作周期内  $\text{CH}_4$  累积排放量的影响不存在显著交互作用 ( $P>0.05$ ) (表 4)。与 B0F0 相比, 单独施用生物炭或腐殖酸以及二者混施均降低了土壤  $\text{CH}_4$  累积排放量, 降幅分别为 11.1%、21.8%~25.8% 和 24.7%~34.1%。

## 2.3 $\text{N}_2\text{O}$ 排放

稻麦轮作期内不同处理稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量的变化趋势相近, 生物炭和腐殖酸处理对  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量均没有显著影响 ( $P>0.05$ )。稻田 B1F0、B1F1 和 B1F2 处理的峰值均在水稻移栽后第 8 天出现, 峰值分别为 0.190、0.142 和 0.135  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ ; B0F0、B0F1 和 B0F2 处理的峰值分别出现在移栽后第 20、13 和 28 天, 分别为 0.036、0.092 和 0.143  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ , 随后减少且维持较低排放水平 (图 2b)。水稻生长期 B0F0、B0F1、B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 的  $\text{N}_2\text{O}$  平均排放通量分别为: 0.020、0.034、0.030、0.038、0.032 和 0.033  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$  (表 4)。稻季  $\text{N}_2\text{O}$  的排放主要集中在水稻生长的前中期, 其原因是稻田前期处于淹水状态, 土壤中以反硝化作用为主, 前期基肥和追肥为微生物和植物生长提供了所需的营养物质, 为反硝化微生物营造更好的厌氧生存环境, 因而  $\text{N}_2\text{O}$  排放量高, 而分蘖期后排水晒田, 硝化作用处于主导地位,  $\text{N}_2\text{O}$  排放少。施用生物炭或腐殖酸对稻季  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量均未产生显著影响 ( $P>0.05$ ), 生物炭和腐殖酸对稻季  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量存在显著交互作用 ( $P<0.05$ )。在 B0 水平下, 添加腐殖酸显著增加了  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量 ( $P<0.05$ ), 与 B0F0 相比, B0F1 和 B0F2 处理的  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量分别增加了 65.7% ( $P<0.05$ ) 和 40.9% ( $P<0.05$ )。在 F0 水平下, 添加生物炭显著增加了  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量, 与 B0F0 对比, B1F0 的  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量升高了 45.3% ( $P<0.05$ ) (表 4)。麦季不同处理的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量的变化规律一致, 生物炭和腐殖酸处理对  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量均没有显著影响 ( $P>0.05$ ), 且两者对  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响不存在显著交互作用 ( $P>0.05$ )。B0F1、B1F0、B1F1 和 B1F2

处理的峰值均在小麦播种后第 112 天 d 出现, 峰值分别为 0.043、0.044、0.031 和 0.046 mg/(m<sup>2</sup>·h), B0F0 和 B0F2 处理的峰值出现在小麦播种后第 26 天, 分别为 0.023 和 0.021 mg/(m<sup>2</sup>·h), 随后减少且维持较低排放水平 (图 2b)。小麦生长期 B0F0、B0F1、B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 的 N<sub>2</sub>O 平均排放通量分别为: 0.012、0.014、0.009、0.016、0.010 和 0.015 mg/(m<sup>2</sup>·h) (表 4)。麦季前期 N<sub>2</sub>O 排放量较低, 其原因可能是冬季降雨少和气温低, 土壤中微生物活性相对较弱, 土壤 N<sub>2</sub>O 排放被限制, 随着气温回升土壤 N<sub>2</sub>O 排放量逐渐增加, 在追肥后达到峰值,

随后迅速减少至较低水平。由表 4 可知, 生物炭处理显著增加了麦季 N<sub>2</sub>O 的累积排放量 ( $P<0.05$ ), 腐殖酸处理对麦季 N<sub>2</sub>O 累积排放量没有显著影响 ( $P>0.05$ ), 生物炭和腐殖酸对麦季 N<sub>2</sub>O 累积排放量的影响存在显著交互作用 ( $P<0.05$ )。在 B0 和 B1 水平下, 添加腐殖酸对 N<sub>2</sub>O 累积排放量均无显著影响 ( $P>0.05$ )。在 F0 和 F1 水平下, 生物炭处理对 N<sub>2</sub>O 累积排放量均无显著影响 ( $P>0.05$ ), 在 F2 水平下, 生物炭显著增加了 N<sub>2</sub>O 累积排放量 ( $P<0.05$ ), 与 B0F2 对比, B1F2 的 N<sub>2</sub>O 累积排放量升高了 42.9% ( $P<0.05$ ) (表 4)。

表 4 不同处理 2021—2022 年稻麦轮作周期内 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 通量、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 累积排放量、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 对 GWP 的贡献、GWP 和 GHGI

Table 4 Flux and cumulative emissions of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, contributions of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O to GWP, GWP, and GHGI under different treatments during rice-wheat rotation cycle in 2021-2022

处理 Treatments		通量 Flux/ (mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> )	累计排放 Cumulative emissions/ (kg·hm <sup>-2</sup> )		综合温室效应 GWP/(kg·hm <sup>-2</sup> )	温室气体强度 GHGI/(kg·kg <sup>-1</sup> )	对 GWP 的贡献 Contributions to GWP/%		
		甲烷 CH <sub>4</sub>	氧化亚氮 N <sub>2</sub> O	甲烷 CH <sub>4</sub>			氧化亚氮 N <sub>2</sub> O	甲烷 CH <sub>4</sub>	氧化亚氮 N <sub>2</sub> O
稻季 Rice season	B0F0	17.96Aa	0.020Bb	343.05Aa	0.44Cb	8708.9Aa	0.95Aa	98.5Aa	1.5Ca
	B0F1	13.38Ca	0.034Aa	259.84Ca	0.74Aa	6715.7Ca	0.74Ba	96.7Ca	3.3Aa
	B0F2	14.15Ba	0.030Ba	272.94Ba	0.63Ba	7010.2Ba	0.74Ca	97.3Ba	2.7Ba
	B1F0	16.50Aa	0.038Aa	320.35Aa	0.65Aa	8201.2Aa	0.86Aa	97.6Aa	2.4Aa
	B1F1	11.78Ca	0.032Aa	229.11Ca	0.58Ab	5899.8Ca	0.60Cb	97.1Aa	2.9Aa
	B1F2	13.18Ba	0.033Aa	259.67Ba	0.58Aa	6665.3Ba	0.69Ba	97.4Aa	2.6Aa
	B	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
	F	***	ns	***	ns	***	***	**	**
	B×F	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
麦季 Wheat season	B0F0	1.14Aa	0.012Aa	40.04Aa	0.49Aa	1146.8Aa	0.33Aa	87.3Aa	12.7Bb
	B0F1	0.66Ba	0.014Aa	24.43Ca	0.48Aa	753.1Ca	0.25Ba	81.1Ba	18.9Aa
	B0F2	0.86Aa	0.009Aa	26.55Ba	0.40Ab	783.1Ba	0.29Aa	84.6Aa	15.4Bb
	B1F0	0.65Ab	0.016Aa	20.41Bb	0.60Aa	688.5Bb	0.22Ab	74.1Cb	25.9Aa
	B1F1	0.70Aa	0.010Aa	23.47Ba	0.42Aa	713.1Ba	0.20Aa	82.3Aa	17.7Ca
	B1F2	0.85Aa	0.015Aa	28.88Aa	0.57Aa	892.8Aa	0.24Aa	80.8Bb	19.2Ba
	B	ns	ns	**	*	**	**	***	***
	F	ns	ns	*	ns	**	ns	ns	ns
	B×F	ns	ns	***	*	***	ns	***	***
稻麦轮作 Rice-wheat rotation	B0F0	19.10Aa	0.031Ab	383.09Aa	0.93Ba	9855.7Aa	0.78Aa	97.2Aa	2.8Cb
	B0F1	14.04Ca	0.048Aa	284.27Ba	1.22Aa	7468.9Ca	0.62Ca	95.1Ca	4.9Aa
	B0F2	15.00Ba	0.039Aa	299.49Aa	1.03Ba	7793.3Ba	0.64Ba	96.0Ba	4.0Ba
	B1F0	17.15Aa	0.054Aa	340.75Ab	1.24Ab	8889.8Ab	0.70Aa	95.8Ab	4.2Aa
	B1F1	12.48Ca	0.042Aa	252.58Bb	1.00Bb	6612.9Ca	0.50Cb	95.5Aa	4.5Aa
	B1F2	14.02Ba	0.048Aa	288.56Aa	1.16Aa	7558.1Ba	0.57Ba	95.4Aa	4.6Aa
	B	ns	ns	*	ns	*	**	*	*
	F	***	ns	***	ns	***	**	**	**
	B×F	ns	ns	ns	**	ns	ns	*	*

研究发现长江中下游地区稻麦轮作中 N<sub>2</sub>O 累积排放量为 0.23~4.54 kg/hm<sup>2</sup><sup>[26-27]</sup>, 本试验中, 在稻麦轮作周内 N<sub>2</sub>O 累积排放量为 0.93~1.24 kg/hm<sup>2</sup>, 处于这个范围之内。各处理排放的 N<sub>2</sub>O-N (0.93~1.24 kg/hm<sup>2</sup>) 占总施氮量 (385 kg/hm<sup>2</sup>) 的 0.24%~0.32%, 处于全球农业生态系统的 0.03%~2.00% 的范围内<sup>[28]</sup>。

在整个稻麦轮作周期内, 生物炭和腐殖酸 N<sub>2</sub>O 累积排放量均无显著影响 ( $P>0.05$ ), 生物炭和腐殖酸对稻麦轮作周期内 N<sub>2</sub>O 累积排放量的影响存在显著交互作用 ( $P<0.05$ ) (表 4)。与 B0F0 相比, 单独施用生物炭或腐殖酸以及二者混施均增加了土壤 N<sub>2</sub>O 的累积排放量, 增幅分别为 33.3%、10.0%~30.1% 和 7.2%~23.7%。

2.4 综合温室效应和温室气体排放强度

GWP 表示温室气体的综合增温效应, GHGI 表示温室气体强度。通过对 N<sub>2</sub>O 和 CH<sub>4</sub> 综合增温效应、气体贡献率以及温室气体排放强度的计算, 可以更直观地评估

生物炭和腐殖酸对本研究中温室气体排放与产量的综合效益。在稻季, 生物炭处理对 GWP 没有显著影响 ( $P>0.05$ ), 而腐殖酸处理显著降低了 GWP ( $P<0.01$ ), 生物炭和腐殖酸对 GWP 没有显著交互作用 ( $P>0.05$ )。与 B0F0 相比, 单独施用生物炭或腐殖酸以及二者混施均降低了稻季 GWP, 降幅分别为 5.8%、19.5%~22.9% 和 23.5%~32.3%。稻季各处理 GWP 变化范围为 5 899.8~8 708.9 kg/hm<sup>2</sup>, 不同处理 GWP 从大到小依次为: B0F0、B1F0、B0F2、B0F1、B1F2 和 B1F1。CH<sub>4</sub> 是稻季综合温室效应的主要贡献者, 其对 GWP 的贡献率范围为 96.7%~98.5%, N<sub>2</sub>O 对 GWP 贡献率的变化范围为 1.5%~3.3%。在麦季中, 生物炭和腐殖酸处理均显著降低了 GWP ( $P<0.01$ ), 生物炭和腐殖酸对 GWP 存在显著的交互作用 ( $P<0.01$ )。麦季各处理的 GWP 变化范围为 688.5~1 146.8 kg/hm<sup>2</sup>, 不同处理 GWP 从大到小依次为:

B0F0、B1F2、B0F2、B0F、B1F1 和 B1F0。CH<sub>4</sub> 在麦季对综合温室效应的贡献率相较于稻季有所降低，其变化范围为 74.1%~87.3%，N<sub>2</sub>O 对 GWP 贡献率的变化范围为 12.7%~25.9%。在整个稻麦轮作周期内，生物炭和腐殖酸处理均显著降低了 GWP ( $P<0.05$ )，生物炭和腐殖酸对 GWP 没有显著交互作用 ( $P>0.05$ )。稻麦轮作周期内 GWP 的变化范围为 6 612.9~9 855.7 kg/hm<sup>2</sup>，不同处理 GWP 从大到小依次为：B0F0、B1F0、B0F2、B1F2、B0F1 和 B1F1。稻麦轮作周期内各处理 CH<sub>4</sub> 对 GWP 的贡献率范围为 95.1%~97.2%，N<sub>2</sub>O 对 GWP 贡献率的变化范围为 2.8%~4.9% (表 4)。

温室气体排放强度 (GHGI) 可以直观地评估温室气体排放与产量的综合效益。在本试验中，在整个稻麦轮作周期内生物炭和腐殖酸添加对作物产量没有显著影响，GHGI 的降低要归因于 CH<sub>4</sub> 排放量的减少。稻麦轮作周

期内 GHGI 变化范围为 0.50~0.78，生物炭和腐殖酸处理均显著降低了 GHGI ( $P<0.01$ )，生物炭和腐殖酸对 GHGI 的影响不存在显著交互作用 ( $P>0.05$ )。

与 B0F0 相比，在稻麦轮作周期内单独施用生物炭或腐殖酸以及二者混施处理的 GHGI 降幅分别为 10.2%，17.3%~20.2% 和 27.2%~36.2%。B0F0、B0F1、B0F2、B1F0、B1F1 和 B1F2 的 GHGI 分别为 0.78、0.62、0.64、0.70、0.50 和 0.57，B1F1 处理最低 (表 4)。

## 2.5 环境因子

由表 5 可知，在稻麦轮作周期内，CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放通量与土壤温度和含水量均存在显著相关关系 ( $P<0.05$ )，CH<sub>4</sub> 排放通量与土壤 pH 值均存在显著负相关关系 ( $P<0.05$ )，N<sub>2</sub>O 排放通量与土壤 pH 值没有显著相关性 ( $P>0.05$ )。在麦季中，CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放通量与土壤铵态氮和硝态氮含量均存在显著正相关关系 ( $P<0.05$ )。

表 5 2021—2022 年稻麦轮作周期内 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放通量与环境因子的相关方程

Table 5 Correlation equations between CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes against environment parameters during rice-wheat rotation cycle in 2021-2022

环境因子 Environmental factor	稻季 Rice season		麦季 Wheat season	
	甲烷 CH <sub>4</sub>	氧化亚氮 N <sub>2</sub> O	甲烷 CH <sub>4</sub>	氧化亚氮 N <sub>2</sub> O
土壤温度 Soil temperature	$y=1.32x-19.65$ ( $R^2=0.175$ , $P<0.01$ )	$y=3.10x-48.72$ ( $R^2=0.164$ , $P<0.01$ )	$y=0.03x+0.46$ ( $R^2=0.078$ , $P<0.05$ )	$y=-3.22x+17.03$ ( $R^2=0.060$ , $P<0.05$ )
土壤 pH 值 Soil pH value	$y=-4.40x+38.66$ ( $R^2=0.076$ , $P<0.05$ )	$y=23.09x-95.82$ ( $R^2=0.018$ , $P>0.05$ )	$y=-0.83x+5.43$ ( $R^2=0.078$ , $P<0.05$ )	$y=5.97x-20.55$ ( $R^2=0.022$ , $P>0.05$ )
土壤含水量 Soil moisture	$y=67.16x-28.71$ ( $R^2=0.168$ , $P<0.01$ )	$y=0.10x-0.03$ ( $R^2=0.065$ , $P<0.05$ )	$y=5.12x-1.51$ ( $R^2=0.166$ , $P<0.01$ )	$y=55.42x-12.25$ ( $R^2=0.074$ , $P<0.05$ )
土壤铵态氮含量 Soil NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N content	$y=-1.81x+23.06$ ( $R^2=0.041$ , $P>0.05$ )	$y=-3.14x+45.80$ ( $R^2=0.021$ , $P>0.05$ )	$y=0.07x+0.26$ ( $R^2=0.105$ , $P<0.01$ )	$y=1.72x-1.20$ ( $R^2=0.377$ , $P<0.01$ )
土壤硝态氮含量 Soil NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N content	$y=0.17x+10.87$ ( $R^2=0.078$ , $P<0.05$ )	$y=0.32x+24.00$ ( $R^2=0.050$ , $P>0.05$ )	$y=0.09x-0.39$ ( $R^2=0.269$ , $P<0.01$ )	$y=1.07x-2.03$ ( $R^2=0.225$ , $P<0.01$ )

## 3 讨 论

### 3.1 不同处理对 CH<sub>4</sub> 排放的影响

生物炭对于 CH<sub>4</sub> 的作用效果受到添加量、热解温度、原料类型、土壤和植被类型等因素的影响，大量研究表明生物炭能够抑制土壤 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[9,29]</sup>。本试验中，经过 1 a 陈化后的生物炭显著降低了稻麦轮作周期内 CH<sub>4</sub> 累积排放量。生物炭添加导致 CH<sub>4</sub> 排放量降低的主要原因有：1) 土壤 pH 值升高。甲烷氧化菌在酸性环境中活性较强，而产甲烷菌则适合生活在中性或稍碱性环境中，且对 pH 值变化很敏感<sup>[30]</sup>。在本研究中，由表 2 可知，生物炭 pH 值为 8.51，施入后土壤的 pH 值在 5.29~5.65 之间，提高了土壤的 pH 值 (表 3)，从土壤 pH 值变化影响产甲烷菌活性这个角度来讲，生物炭添加对甲烷氧化菌活性增强的程度比产甲烷菌的更大一些，因此使土壤 CH<sub>4</sub> 的最终释放量减小，从而减少了土壤 CH<sub>4</sub> 的释放。2) 土壤通气性增加。土壤 CH<sub>4</sub> 氧化消耗受到土壤氧气和养分供应的控制。生物炭疏松多孔，施加后可以改善土壤的通气环境，提高土壤的透气性和甲烷氧化活性<sup>[31]</sup>。3) 土壤硝酸盐含量增加。HU 等<sup>[32]</sup>认为，硝酸盐是土壤甲烷氧化菌的重要氮源，可以作为土壤中 CH<sub>4</sub> 氧化过程中的底物。而生物炭作为改良剂可以促进土壤硝化作用，提高土壤硝酸盐含量<sup>[33]</sup>。4) 土壤有机碳含量增加。生物炭

添加促进土壤碳循环，表明生物炭增强了土壤对甲烷的氧化能力，增加甲烷氧化菌的活性和丰富度，进而减少甲烷的产生<sup>[34]</sup>。

腐殖酸是动植物遗骸经过微生物分解、转化和地球化学形成的有机物质<sup>[15]</sup>。本试验中，经过 1 a 陈化后的腐殖酸显著降低了轮作周期内 CH<sub>4</sub> 累积排放量。有研究发现，腐殖酸能作为电子受体并抑制土壤中甲烷的排放<sup>[35]</sup>。SUN 等<sup>[19]</sup>研究发现，虽然腐殖酸的施用可以为产甲烷菌提供有机底物，但由于试验样地较高的盐分含量降低了土壤中微生物的活性和丰富度，从而导致腐殖酸的添加对甲烷排放没有产生显著影响。

### 3.2 不同处理对 N<sub>2</sub>O 排放的影响

本试验中，经过 1 a 陈化后的生物炭有增加稻季 N<sub>2</sub>O 累积排放量的趋势，显著提高了麦季 N<sub>2</sub>O 的累积排放量。生物炭促进 N<sub>2</sub>O 排放量升高的主要原因有：1) 土壤 pH 值升高。LI 等<sup>[36]</sup>研究发现，生物炭改良土壤中 N<sub>2</sub>O 排放的增加归因于土壤 pH 值升高促进了土壤中硝化作用相关微生物的丰富度和活性增加，促进了土壤硝化的进程及 N<sub>2</sub>O 的产生。在本试验中，生物炭添加显著提高了麦季生长期土壤 pH 值，这可能是生物炭促进 N<sub>2</sub>O 排放的主要原因。2) 土壤含水量增加。生物炭添加下的较高含水量进一步增加了异养硝化和反硝化对 N<sub>2</sub>O 排放的贡献，生物炭的添加与氮肥结合进一步促进土壤



反硝化作用, 导致高土壤含水量下  $N_2O$  的排放增加<sup>[37]</sup>。在本试验中, 生物炭显著提高了麦季的土壤含水量,  $N_2O$  通量与土壤含水量呈显著的正相关关系。3) 土壤反硝化作用增强。CLOUGH 等<sup>[38]</sup> 研究发现, 生物炭增加了土壤反硝化作用的氮基质可用性, 促进了  $N_2O$  排放。此外, 生物炭表面的羧基官能团会抑制土壤中  $N_2O$  还原酶电子的传递, 导致土壤对  $N_2O$  还原能力减弱,  $N_2O$  的排放量相对增加<sup>[39]</sup>。

在本试验中, 经过 1 a 陈化后的腐殖酸有增加轮作周期内  $N_2O$  累积排放量的趋势。SUN 等<sup>[19]</sup> 研究发现, 在有无氮肥施用条件下, 添加腐殖酸分别使  $N_2O$  累积排放量增加了 4% 和 35%, 原因是土壤氧化还原电位与  $N_2O$  排放呈显著正相关, 腐殖酸施入后增加了土壤氧化还原电位, 进而促进了  $N_2O$  排放<sup>[40]</sup>。此外, CARPENTER-BOGGS 等<sup>[41]</sup> 研究发现, 腐殖酸可以增强微生物的多样性和活性, 这可能进一步促进了土壤  $N_2O$  排放。

### 3.3 不同处理对 GWP 和 GHGI 的影响

在本试验中, 稻季 GWP 和 GHGI 均显著高于麦季, 主要体现在稻季  $CH_4$  排放量远高于麦季, 这与稻田土壤处于淹水状态相关。在整个稻麦轮作周期内, 经过 1 a 陈化后的生物炭和腐殖酸均显著降低了 GWP 和 GHGI。在稻田或者稻麦轮作系统中  $CH_4$  排放量决定着综合温室效应的大小<sup>[42]</sup>。在生物炭和腐殖酸经过 1 a 陈化后, 稻季 GWP 的降幅 (5.8%~32.3%) 相较于第一年 (8.2%~43.6%)<sup>[43]</sup> 呈现出降低的趋势。说明生物炭和腐殖酸对综合温室效应的影响随着施用年限增加呈现出减弱的趋势。在整个稻麦轮作周期内, 各处理的温室气体对 GWP 的贡献率  $CH_4$  始终占主导地位, 均高于 90%。生物炭和腐殖酸添加显著降低了  $CH_4$  对 GWP 的贡献率, 二者之间存在显著交互作用, 因此, 在稻麦轮作系统温室气体减排的研究中应该重点关注  $CH_4$  的排放。

根据已有研究结果, 农田土壤生物炭平均施用量为  $22.63 \text{ t/hm}^2$ , 当施用量范围为  $10\sim 20 \text{ t/hm}^2$  时综合温室效应降低幅度最大<sup>[44]</sup>。从 Meta 分析结果的总趋势来看, 当生物炭施用量不超过  $30 \text{ t/hm}^2$  时, GHGI 的减少量一般随生物炭施用量的增加而增加, 但当生物炭施用量大于  $30 \text{ t/hm}^2$  时, 产量尺度 GHGI 的减少量呈下降趋势<sup>[45]</sup>。这表明, 生物炭带来的环境效益和农艺效益并不总是随着生物炭施用量的增加而增加。在稻麦轮作周期内, 与 B0F0 相比, 单独施用生物炭, 腐殖酸以及二者混施处理的 GHGI 降幅分别为 10.2%、17.3%~20.2% 和 27.2%~36.2%, B1F1 处理 (生物炭添加量为  $20 \text{ t/hm}^2$ , 腐殖酸添加量为  $0.6 \text{ t/hm}^2$ ) 的 GHGI 降幅最大 (36.2%), 具有最佳的减排效果和农艺效益。

## 4 结 论

1) 在土壤中经 1 a 陈化后, 生物炭显著增加了稻麦两季土壤有机碳含量; 腐殖酸增加了稻季土壤有机碳含量, 对麦季土壤有机碳含量无显著影响。单独施用生物炭或腐殖酸对水稻和小麦产量均没有显著影响, 生物炭

和腐殖酸混施处理显著提高了小麦产量 (增幅为 1.0%~5.0%), 对水稻产量没有显著影响。

2) 生物炭和腐殖酸均降低了土壤  $CH_4$  排放, 促进了  $N_2O$  排放, 生物炭和腐殖酸主要通过抑制土壤  $CH_4$  排放显著降低了稻麦轮作系统的综合温室效应和温室气体排放强度, 且两者混施的效果优于单独施用生物炭或腐殖酸, B1F1 处理 (生物炭添加量为  $20 \text{ t/hm}^2$ , 腐殖酸添加量为  $0.6 \text{ t/hm}^2$ ) 的综合温室效应和温室气体强度均为最低。

3) 施用 1 a 后的陈化生物炭和腐殖酸依然能够降低稻麦轮作系统的综合温室效应和温室气体排放强度, 但其减排效应随着施用年限增加呈现了减弱趋势。因此, 未来应基于原位田间试验补施生物炭和腐殖酸, 在较长时间尺度上评价生物炭和腐殖酸的固碳减排潜力, 为生物炭和腐殖酸的作用机理研究以及在农田生态系统中的推广应用提供理论依据。

### [参 考 文 献]

- [1] STOCKER T F, QIN D, PLATTNER G K, et al. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. UK: Cambridge University Press, 2013.
- [2] 方琦, 钱立华, 鲁政委. 我国实现碳达峰与碳中和的碳排放量测算[J]. 环境保护, 2021, 49(16): 49-54.  
FANG Qi, QIAN Lihua, LU Zhengwei. Measure carbon emission amount of China in the context of carbon peak and carbon neutrality[J]. Environmental Protection, 2021, 49(16): 49-54. (in Chinese with English abstract)
- [3] WANG F, YUE Z Z, ZHAO D Y, et al. Improving energy and GHG performance of the rice-wheat rotation system: A life-cycle analysis based on a large-scale behavior investigation[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 256: 120319.
- [4] GAO B, HUANG T, JU X, et al. Chinese cropping systems are a net source of greenhouse gases despite soil carbon sequestration[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(12): 5590-5606.
- [5] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244.  
XU Renkou. Research progresses in soil acidification and its control[J]. Soils, 2015, 47(2): 238-244. (in Chinese with English abstract)
- [6] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [7] 黄明逸, 张展羽, 翟亚明, 等. 咸淡交替灌溉下生物炭对滨海盐渍土及玉米产量的影响[J]. 农业工程学报, 2020, 36(21): 88-96.  
Huang Mingyi, Zhang Zhanyu, Zhai Yaming, et al. Effects of biochar on coastal saline soil and maize yield under alternate

- irrigation with brackish and freshwater[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(21): 88-96. (in Chinese with English abstract)
- [8] 管方圆, 刘琛, 傅庆林, 等. 添加秸秆对水稻产量和土壤碳氮及微生物群落的影响[J]. 农业工程学报, 2020, 36(12): 223-230.  
Guan Fangyuan, Liu Chen, Fu Qinglin, et al. Effects of straw addition on rice yield, soil carbon, nitrogen, and microbial community[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(12): 223-230. (in Chinese with English abstract)
- [9] 秦晓波, 李玉娥, WANG Hong, 等. 生物质炭添加对华南双季稻田碳排放强度的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(5): 226-234.  
QIN Xiaobo, LI Yue, WANG Hong, et al. Impact of biochar amendment on carbon emissions intensity in double rice field in South China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2015, 31(5): 226-234. (in Chinese with English abstract)
- [10] WANG J, XIONG Z, KUZYAKOV Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8: 512-523.
- [11] 朱爽阁, 张前前, 徐昕彤, 等. 田间老化生物质炭减缓稻麦轮作系统土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放能力降低的机理 [J/OL]. 土壤学报, 2022[2023-01-23]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20220127.1628.004.html>.  
ZHU Shuangge, ZHANG Qianqian, XU Xintong, et al. Mechanisms of diminishing capacity for mitigating nitrous oxide emissions by field-aged biochar in the rice-wheat rotation ecosystem [J/OL]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022[2023-01-23]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20220127.1628.004.html>. (in Chinese with English abstract)
- [12] WU Z, ZHANG X, DONG Y, et al. Biochar amendment reduced greenhouse gas intensities in the rice-wheat rotation system: Six-year field observation and meta-analysis[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 278: 107625.
- [13] ZHOU Z Q, XU X, BI Z C, et al. Soil concentration profiles and diffusion and emission of nitrous oxide influenced by the application of biochar in a rice-wheat annual rotation system[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23: 7949-7961.
- [14] ZHANG A F, BIAN R J, HUSSAIN Q, et al. Change in net global warming potential of a rice-wheat cropping system with biochar soil amendment in a rice paddy from China[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2013, 173: 37-45.
- [15] MUHAMMAD W, BASHIR A, MUHAMMAD A, et al. Evaluation of humic acid application methods for yield and yield components of mungbean[J]. *American Journal of Plant Sciences*, 2014, 5: 2269-2276.
- [16] HERMANTO D, DHARMAYANI N, KURNIANINGSIH R et al. Pengaruh asam humat sebagai pelengkap pupuk terhadap ketersediaan dan pengambilan nutrisi pada tanaman jagung di lahan kering kecamatan bayan-NTB[J]. *Journal Ilmu Pertanian*, 2013, 16(2): 28-41.
- [17] YEO S W, LING F N L, SULAEMAN A. Physico-chemical properties of kaolin-humic acid[J]. *Journal Applied Science Agric*, 2015, 10(5): 13-18.
- [18] SUWARDI, WIJAYA H. Peningkatan produksi tanaman pangan dengan bahan aktif asam humat dengan zeolit sebagai pembawa[J]. *Journal Ilmu Pertanian Indonesia*, 2013, 18(2): 79-84.
- [19] SUN L Y, MA Y C, LIU Y L, et al. The combined effects of nitrogen fertilizer, humic acid, and gypsum on yield-scaled greenhouse gas emissions from a coastal saline rice field[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(19): 19502-19511.
- [20] HANSEN V, MULLER-STOVER D, MUNKHOLM L J, et al. The effect of straw and wood gasification biochar on carbon sequestration, selected soil fertility indicators and functional groups in soil: An incubation study[J]. *Geoderma*, 2016, 269: 99-107.
- [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(5): 1719-1730.
- [22] TIKAT. Effect of humic acid on nutrient availability and yield of upland rice inoculated with biofertilizers in the coastal area[J]. *TERRA:Journal of Land Restoration*, 2022, 5(1): 15-20.
- [23] ZHANG Feng, LIU Chang, WANG Zhe, et al. Effects of rice straw biochar with different adsorption characteristics on ammonia volatilization from paddy field and rice yield[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2021, 37(9): 100-109.
- [24] 管方圆, 刘琛, 傅庆林, 等. 添加秸秆对水稻产量和土壤碳氮及微生物群落的影响[J]. 农业工程学报, 2022, 38(2): 223-230.  
GUAN Fangyuan, LIU Chen, FU Qinglin, et al. Effects of straw addition on rice yield, soil carbon, nitrogen, and microbial community[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(2): 223-230. (in Chinese with English abstract)
- [25] LIU X Y, ZHANG A F, JI C Y, et al. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions: A meta-analysis of literature data[J]. *Plant and Soil*, 2013, 373(1): 583-594.
- [26] 胡安永, 孙星, 刘勤, 等. 太湖地区不同轮作模式对稻田温室气体 ( $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$ ) 排放的影响 [J]. 应用生态学报, 2016, 27 (1): 99-106.



- HU Yongan, SUN Xing, LIU Qin, et al. Effects of different rotation systems on greenhouse gas ( $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions in the Taihu Lake region, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(1): 99-106. (in Chinese with English abstract)
- [27] 陈秋会, 王磊, 席运官, 等. 太湖地区有机与常规种植方式下稻麦轮作农田温室气体短期排放特征[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(11): 2642-2649.
- CHEN Qiuhui, WANG Lei, XI Yunxing, et al. Short-term greenhouse gas emissions from organic and conventional rice-wheat rotation cropping systems in Taihu Lake region, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(11): 2642-2649. (in Chinese with English abstract)
- [28] XIA L L, LAM S K, WOLF B, et al. Trade-offs between soil carbon sequestration and reactive nitrogen losses under straw return in global agroecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(12): 5919-5932.
- [29] 蒋晨, 麻培侠, 胡保国, 等. 生物质炭还田对稻田甲烷的减排效果[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(15): 184-191.
- JIANG Chen, MA Peixia, HU Baoguo, et al. Effect of biochar returning to paddy field on  $\text{CH}_4$  emission reduction[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2013, 29(15): 184-191. (in Chinese with English abstract)
- [30] 郭艳亮, 王丹丹, 郑纪勇, 等. 生物炭添加对半干旱地区土壤温室气体排放的影响[J]. *环境科学*, 2015, 36(9): 3393-3400.
- GUO Yanliang, WANG Dandan, ZHEN Jiyong, et al. Effect of biochar on soil greenhouse gas emissions in semi-arid region[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(9): 3393-3400. (in Chinese with English abstract)
- [31] 杨敏, 刘玉学, 孙雪, 等. 生物质炭提高稻田甲烷氧化活性[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(17): 145-151.
- YANG Min, LIU Yuxue, SUN Xue, et al. Biochar improves methane oxidation activity in rice paddy soil[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2013, 29(17): 145-151. (in Chinese with English abstract)
- [32] HU A, LU Y. The differential effects of ammonium and nitrate on methanotrophs in rice field soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 85: 31-38.
- [33] JEAN L M, PIERRE R. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37(1): 25-50.
- [34] 王紫君, 王鸿浩, 李金秋, 等. 椰糠生物炭对热区双季稻田  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{CH}_4$  排放的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(8): 3931-3942.
- WANG Zijun, WANG Honghao, LI Jinqin, et al. Effects of coconut chaff biochar amendment on methane and nitrous oxide emissions from paddy fields in hot areas[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(8): 3931-3942. (in Chinese with English abstract)
- [35] RODEN E E, KAPPLER A, BAUER I, et al. Extracellular electron transfer through microbial reduction of solid-phase humic substances[J]. *Nature Geoscience*, 2010, 3: 417-421.
- [36] LI B, HUANG W, ELSGAARD L, et al. Optimal biochar amendment rate reduced the yield-scaled  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from Ultisols in an intensive vegetable field in South China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 723: 138161.
- [37] LI B, FAN C H, XIONG Z Q, et al. The combined effects of nitrification inhibitor and biochar incorporation on yield-scaled  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from an intensively managed vegetable field in southeastern China[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12: 2003-2017.
- [38] CLOUGH, T J, CONDRON L M, KAMMANN C, et al. A review of biochar and soil nitrogen dynamics[J]. *Agronomy*, 2013, 3: 275-293.
- [39] YUAN D, YUAN H, HE X, et al. Identification and verification of key functional groups of biochar influencing soil  $\text{N}_2\text{O}$  emission[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2021, 57(4): 447-456.
- [40] HOU A X, CHEN G X, WANG Z P, et al. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(6): 2180-2186.
- [41] CARPENTER-BOGGS L A, KENNEDY A C, Reganold J P. Organic and biodynamic management: effects on soil biology[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64: 1651-1659.
- [42] WANG C. Microbial mechanisms in the reduction of  $\text{CH}_4$  emission from double rice cropping system amended by biochar: A four-year study[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 135: 251-263.
- [43] 陈峰, 刘娟, 郑梅群, 等. 生物质炭和腐殖质对稻田土壤  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响[J]. *水土保持学报*, 2022, 36(1): 368-374.
- CHEN Feng, LIU Juan, ZHENG Meiqun, et al. Effects of biochar and humus on  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions in paddy field[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2022, 36(1): 368-374. (in Chinese with English abstract)
- [44] 刘成, 刘晓雨, 张旭辉, 等. 基于整合分析方法评价我国生物质炭施用的增产与固碳减排效果[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(3): 696-706.
- LIU Cheng, LIU Xiaoyu, ZHANG Xuhui, et al. Evaluating the effects of biochar amendment on crop yield and soil carbon sequestration and greenhouse gas emission using meta-analysis[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(3): 696-706. (in Chinese with English abstract)
- [45] LIU X, MAO P, LI L, MA J. Impact of biochar application on yield-scaled greenhouse gas intensity: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 656: 969-976.

## Effects of biochar and humic acid application on global warming potentials of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in a rice-wheat rotation system

LIU Zhiwei, LIU Juan<sup>\*</sup>, WU Jiasen, LI Yongfu, JIANG Peikun

(1. State Key Laboratory of Subtropical Silviculture, College of Carbon Neutrality, College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Lin'an 311300, China; 2. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Carbon Cycling in Forest Ecosystems and Carbon Sequestration, College of Carbon Neutrality, College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Lin'an 311300, China)

**Abstract:** Biochar is one of the most important soil amendment materials. An ever increasingly prominent role can be found in carbon sequestration and greenhouse gas, especially in the methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) mitigation potential. Among them, humic acid amendments to the cropland have dominated the C, N cycling and yield. In this study, a systematic investigation was implemented to clarify the influencing mechanisms of the biochar and humic after one year of application on global warming potential (GWP) and greenhouse gas intensity (GHGI) of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions under a rice-wheat rotation system. A field experiment was designed with the double factors randomized block design in an acidic paddy of Hangzhou, Zhejiang Province, China. Six treatments were conducted in 2020 before the rice seedlings were transplanted as control without biochar or humic acid (B0F0), 0.6 t/hm<sup>2</sup> humic acid without biochar (B0F1), 1.2 t/hm<sup>2</sup> humic acid without biochar (B0F2), 20 t/hm<sup>2</sup> biochar without humic acid (B1F0), 0.6 t/hm<sup>2</sup> humic acid with 20 t/hm<sup>2</sup> biochar (B1F1), and 1.2 t/hm<sup>2</sup> humic acid with 20 t/hm<sup>2</sup> biochar (B1F2). The CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions were then measured in the different treatments one year later in 2021-2022. An evaluation was also performed on the one-year field-aged biochar and humic acid amendment in a typical rice-wheat rotation system. The results showed that after application of one year 1) the biochar increased the soil organic carbon (SOC) content both in rice and wheat season; Humic acid significantly increased the SOC content in the rice season, whereas, there was no significant effect on the SOC in the wheat season. Meanwhile, there was no effect on rice yield in the application of biochar alone, humic acid alone and application of biochar and humic acid together, compared with the B0F0 treatment. The application of biochar and humic acid together significantly increased the wheat yield by 1.0%-5.0%. 2) The application of biochar and humic acid addition reduced the cumulative CH<sub>4</sub> emissions by 11.1%, 21.8%-25.8% and 24.7%-34.1%, compared with the B0F0 treatment, but the cumulative N<sub>2</sub>O emissions were promoted by 33.3%, 10.0%-30.1% and 7.2%-23.7%, respectively. 3) The estimated gross GWP of CH<sub>4</sub> plus N<sub>2</sub>O among the treatments was significantly reduced by the application of biochar and humic acid. The reason was attributed to the reduction of cumulative CH<sub>4</sub> emissions. In addition, the biochar and humic acid addition significantly reduced the GHGI during the whole rice and wheat season, in terms of greenhouse gas emissions and yield. The application of biochar and humic acid reduced the GHGI by 10.2%, 17.3%-20.2%, and 27.2%-36.2%, respectively, compared with the B0F0 treatment. The lowest GWP and GHGI were achieved in the B1F1 treatment (biochar and humic acid were added at the rate of 20 and 0.6 t/hm<sup>2</sup>, respectively) among all the treatments. Consequently, outstanding performance can be expected in biochar and humic acid after the application of one year of the GHGs mitigation and carbon sequestration. A beneficial measure can also be utilized to improve the grain yields with less greenhouse gas emission in the rice-wheat rotation system.

**Keywords:** biochar; humic acid; greenhouse gas; GWP; GHGI