

目 次

中国省域差异化碳达峰评价方法与应用	刘润璞, 彭栓, 陈玉烁, 陈民, 张楠, Nihed Benani, 吕连宏, 阳平坚 (1233)
全生命周期视角下中国建筑碳排放空间关联网络演化及影响因素分析	任晓松, 李昭睿 (1243)
京津冀地区城市三生空间碳代谢效率特征及演进模式	田超, 程琳琳, 邵盈钊 (1254)
太原市“十四五”规划大气污染防治政策的 CO ₂ 协同效益评估	肖婷玉, 束赕, 李慧, 王涵, 李俊宏, 严沁, 张文杰, 姜华 (1265)
湖南省工业领域碳减排与空气质量改善协同	李楠, 刘弯弯, 朱书涵, 邢晓雯, 汤克勤, 王松伟, 白露 (1274)
“双碳”背景下河南省电力行业中长期控煤降碳路径	张静, 杨萌, 张伟, 曹东, 赵静, 李勃, 薛英岚, 蒋洪强 (1285)
郑州市公交车队电动化减排降碳环境效益	邹超, 汪亚男, 吴琳, 何敬, 倪经纬, 毛洪钧 (1293)
长江中游城市群城市化对 PM _{2.5} 浓度的多尺度驱动机制	张政, 周廷刚, 周志衡, 昌悦 (1304)
天山北坡城市群 PM _{2.5} 浓度时空分布特征及影响因素分析	王相男, 张喆, 刘方青 (1315)
天津市 PM _{2.5} 碳组分空间差异性来源解析	武甫亮, 吴建会, 戴启立, 肖致美, 冯银厂 (1328)
贵阳市花溪城区大气 PM _{2.5} 中碳质气溶胶的变化特征及来源解析	桂佳群, 杨员, 王显钦, 李云武, 闫广轩, 徐鹏 (1337)
新乡市大气 PM _{2.5} 中水溶性离子的污染特征、来源解析及气象影响分析	刘恒嘉, 李岚清, 李焕莉, 任言, 许梦源, 贾梦珂, 刘恒志, 杨莹, 宋天颂, 洪启航 (1349)
2017~2018 年冬季菏泽大气 PM _{2.5} 中金属元素特征及健康风险评估	杜虹萱, 任丽红, 赵明升, 韩慧霞, 徐义生 (1361)
北京市臭氧污染跳变型特征及影响因素分析	潘锦秀, 安欣欣, 刘保献, 李云婷, 李倩, 孙峰, 张章, 邱启鸿, 陈阳 (1371)
南京夏季大气臭氧光化学特征与敏感性分析	罗丽彤, 章炎麟, 林煜棋, Ahsan Mozaffar, 曹梦瑶 (1382)
苏州市初夏臭氧污染成因及年际变化	吴也正, 张鑫, 顾钧, 缪青, 魏恒, 熊宇, 杨倩, 吴斌, 沈文渊, 马强 (1392)
长江中游典型湖泊沉积物重金属分布特征、生态风险评估及溯源	卢洪斌, 卢少勇, 李响, 张森霖, 黄张根 (1402)
基于 PCA-APCS-MLR 模型的乌梁素海表层沉积物重金属时空分布及来源解析	崔志谋, 史小红, 赵胜男, 卢俊平, 张昊, 刘莹慧, 郭鑫, 王彦隽 (1415)
重庆市长寿湖水表层水体重金属时空分布及风险评价	张瑞溪, 刘娅君, 罗泳楠, 李杰芹, 李彩霞, 李佳佳, 张成 (1428)
长江流域微塑料污染特征及生态风险评估	李思琼, 王华, 储林佑, 曾一川, 闫雨婷 (1439)
宜昌市东山运河微塑料污染评估及年排放量估算	丁爽, 李卫明, 张续同, 刘子健, 高雅坤, 李映成, 王芳炜 (1448)
汜水河(荥阳段)入河排污口水体微塑料赋存特征及风险评估	赵长民, 和兵, 李和通, 张瑞琪, 李银月, 张发文, 桂新, 马丽 (1457)
宁夏入黄排水沟中药物和个人护理品的污染特征与生态风险评价	高礼, 李凌云, 郑兰香, 吴海娟, 陶红, 刘邓超 (1468)
浙南瓯江流域水体抗生素污染特征及风险评价	钟奕昕, 李立湘, 吴鑫, 周施阳, 姚飞延, 董好刚 (1480)
鄱阳湖沉积物中多环芳烃的时空分布及源解析	马妍, 孙晨, 毕茹乐, 张波涛, 刘艳, 邵鹏, 刘统, 王圣瑞, 钟文军 (1492)
杭州湾南岸 20 a 水质净化功能变化及预测	王珊珊, 曹公平, 徐明伟, 黄君宝, 曾剑 (1502)
不同缓冲区的土地利用方式对地表水水质的影响:以海河流域天津段为例	代孟均, 张兵, 杜倩倩, 孙季琰, 田蕾, 王义东 (1512)
长江流域安庆段浅层地下水水化学特征及控制因素	刘海, 宋阳, 李迎春, 魏伟, 赵国红, 王旭东, 黄健敏 (1525)
富营养化湖泊藻华降解产生的溶解性有机质动态变化及其环境效应	张瑾, 陈明滢, 郝智能, 钟寰, 何欢, 雷沛杰 (1539)
紫外光活化亚硫酸盐降解水中卡马西平	林涛, 苑宇杰 (1553)
再生水消毒副产物的检测、生成与控制	廖雨枫, 王正, 潘旸, 李爱民 (1561)
3 种人工湿地基质材料对氨氮的吸附特性	何强, 陈博文, 杨雨静, 周全, 刘彦君, 王志刚, 程呈 (1577)
基于改进遥感生态指数的青藏公路那(曲)安(多)段生态环境评估及驱动机制分析	傅楷翔, 贾国栋, 余新晓, 王旭 (1586)
基于 AWRSEI 的岱海流域生态环境质量时空演变及驱动因子分析	赵嘉丽, 李兴, 孙冰 (1598)
定量评估气候变化对长江中下游地区植被 GPP _{GS} 变化的影响	徐勇, 盘钰春, 邹滨, 郑志成, 郭振东 (1615)
基于 Meta 分析的煤矿区植被恢复对土壤有机碳储量的影响	李健明, 康雨欣, 蒋福祯, 宋明丹, 祁凯斌, 卢素锦, 李正鹏 (1629)
连续周年轮作休耕对土壤团聚体稳定性及有机碳的影响	鲁泽让, 李永梅, 杨春怀, 夏梓泰, 程伟威, 王自林, 赵吉霞, 范茂攀 (1644)
4 种改良剂对酸性紫色土肥力及活性有机碳组分的影响	丁馨茹, 严宁珍, 王子芳, 李志琦, 黄容, 王洋, 代文才, 高明 (1655)
不同植茶年限土壤氮素组分变化及其与环境因子关系	邵奇, 吴涛, 解雪峰, 徐梓晴, 李文琦, 蒋国俊, 张建珍, 徐飞 (1665)
黄河下游典型湿地土壤养分及其生态化学计量特征	王传盈, 王凯月, 王浩然, 张梦迪, 周云凯 (1674)
覆膜年限和有机肥施用对花生田耕层土壤微塑料赋存特征的影响	宋宁宁, 李梦佳, 王学霞, 刘君, 王芳丽, 宗海英, 黄小丽, 王斌, 梁丽娜 (1684)
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	胡天怡, 车佳玥, 胡煜杰, 陈琦琦, 张冬明, 雷菲, 曾建华, 汤水荣, 伍延正, 孟磊 (1692)
耕作深度调控秸秆还田对农田土壤呼吸的影响	陈曦, 张彦军, 邹俊亮, 李天姿, 于媛, 李晶 (1702)
基于遥感时-空-谱特征及随机森林模型的土壤重金属空间分布预测	王泽强, 张冬有, 徐夕博, 王兆鹏, 杨东宇, 宋晓宁 (1713)
黄河流域农田土壤重金属污染特征及其优先控制源分析	李军, 李旭, 李开明, 焦亮, 台喜生, 臧飞, 曹素珍 (1724)
广西贺州市典型矿区周边耕层土壤 Cd 通量特征	杨烨宇, 李程, 杨忠芳, 张起钻, 邹胜章, 宋淑娥, 蔡贺清 (1739)
基于信息扩散模型的沔东地区土壤重金属潜在生态风险评估	杨楠楠, 韩玲, 刘明 (1749)
湘西地区土壤重金属污染溯源分析及环境质量评价	肖凯琦, 徐宏根, 甘杰, 戴亮亮, 李毅, 李凯, 许青阳, 张俊, 邓世民, 李颖 (1760)
典型行业再利用土壤重金属含量分布、来源解析及生态风险评估	沈城, 王文娟, 沙晨燕, 谢雨晴, 王敏, 吴健 (1769)
省级尺度土壤 As 迁移转化与水稻安全种植区划:以贵州省为例	董心月, 吴勇, 周子寒, 王佛鹏, 张云霞, 宋波 (1781)
谷壳灰硅肥改善土壤质量降低水稻镉砷累积的效应	易轩韬, 欧阳坤, 辜娇峰, 李倩, 游萍, 周航, 廖柏寒 (1793)
EDDS 对土壤铜镉有效性及蓖麻吸收转运的影响	刘文英, 吴刚, 胡红青 (1803)
叶面调理剂对复合污染农田小麦籽粒 Cd、As 和 Pb 累积的阻控效应	肖冰, 王秋实, 高培培, 赵全利, 杨威, 王钊, 刘文菊, 薛培英 (1812)
民勤绿洲退耕地土壤微生物群落结构与功能多样性特征	李常乐, 张富, 王理德, 赵赫然, 赵学成, 张恒平 (1821)
宏基因组揭示紫色土中邻苯二甲酸酯去除的微生物学机制	李雨桐, 余海, 刘坤, 柏宏成, 汪军, 朱正杰 (1830)
养鸡场空气微生物污染及工人呼吸暴露风险	白渔樵, 孙兴滨, 仇天雷, 郭雅杰, 高敏, 王旭明 (1840)
玛瑙河多环境介质和铜锈环螺体内微塑料的赋存特征	高雅坤, 李卫明, 张续同, 刘子健, 李映成, 丁爽, 王芳炜, 刘流 (1849)
不同官能团微塑料对斑马鱼胚胎菌群和代谢功能的胁迫效应	闫振华, 张燕, 包旭辉, 朱培元, 陈玉芳 (1859)

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

胡天怡¹, 车佳玥¹, 胡煜杰¹, 陈琦琦¹, 张冬明^{2,3,4}, 雷菲^{2,3,4}, 曾建华^{2,3,4}, 汤水荣¹, 伍延正^{1*}, 孟磊^{1*}

(1. 海南大学热带作物学院, 海口 570228; 2. 海南省农业科学院农业环境与土壤研究所, 海口 571100; 3. 农业农村部海南耕地保育科学观测试验站, 海口 571100; 4. 海南省耕地保育重点实验室, 海口 571100)

摘要: 热区稻菜轮作系统瓜菜季施肥后大量硝态氮积累, 导致后续的水稻季淹水后硝态氮的淋失以及大量 N_2O 排放, 使氮素损失以及温室效应加剧。如何提高硝态氮利用率, 减少 N_2O 排放成为了亟待解决的问题。试验共设置6个处理: 添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (以N计,下同) KNO_3 (CK); 添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 +2% 生物炭(B); 添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 和 1% 花生秸秆(P); 添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 +2% 生物炭+1% 花生秸秆(P+B); 添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 +1% 水稻秸秆(R); 添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 +2% 生物炭+1% 水稻秸秆(R+B), 进行114 d的 25°C 恒温淹水培养, 来探究有机物料添加对土壤淹水后温室气体排放和氮素利用的影响。结果表明, 与CK相比, 添加秸秆或秸秆和生物炭配施显著增加了土壤pH ($P<0.05$); B和P处理分别显著增加了41.6%和28.5%的 N_2O 累计排放 ($P<0.05$), P+B、R和R+B处理分别显著降低了14.1%、24.7%和36.7%的 N_2O 累计排放 ($P<0.05$); 添加秸秆增加了净温室气体增温潜势(NGWP), 增施椰壳生物炭能够显著减缓秸秆对NGWP的影响 ($P<0.05$), 秸秆和生物炭配合施用降低了NGWP, 其中P+B显著降低NGWP ($P<0.05$), R+B不显著; 添加秸秆或生物炭显著增加了土壤微生物量碳(MBC) ($P<0.05$), P+B最高, 为 $502.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 秸秆和生物炭配施增加了土壤微生物量氮(MBN), P+B最高。 N_2O 排放通量与pH呈极显著负相关 ($P<0.01$), 与 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 呈极显著正相关 ($P<0.01$); N_2O 累计排放量与MBN呈极显著负相关 ($P<0.01$); NO_3^--N 与MBN呈显著负相关 ($P<0.05$), 说明硝态氮的减少可能被微生物固持, 微生物对硝态氮固持的增加也减少了 N_2O 排放。综上所述, 花生秸秆和椰壳生物炭配合施用能够显著抑制 N_2O 排放, 增加土壤MBC和MBN, 是一种海南瓜菜季后充分利用氮肥, 减少氮素损失, 减缓 N_2O 排放的一种合理措施。

关键词: 生物炭; 秸秆; 氧化亚氮(N_2O); 土壤微生物量碳氮; 硝态氮

中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2024)03-1692-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.202303071

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

HU Tian-yi¹, CHE Jia-yue¹, HU Yu-jie¹, CHEN Qi-qi¹, ZHANG Dong-ming^{2,3,4}, Lei Fei^{2,3,4}, ZENG Jian-hua^{2,3,4}, TANG Shui-rong¹, WU Yan-zheng^{1*}, MENG Lei^{1*}

(1. College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China; 2. Agricultural Environment and Soil Research Institute, Hainan Academy of Agricultural Sciences, Haikou 571100, China; 3. Scientific Observing and Experimental Station of Arable Land Conservation (Hainan), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Haikou 571100, China; 4. Hainan Key Laboratory of Cultivated Land Preservation, Haikou 571100, China)

Abstract: In rice-vegetable rotation systems in tropical areas, a large amount of nitrate nitrogen accumulates after fertilization in the melon and vegetable season, which leads to the leaching of nitrate nitrogen and a large amount of N_2O emission after the seasonal flooding of rice, which leads to nitrogen loss and intensification of the greenhouse effect. How to improve the utilization rate of nitrate nitrogen and reduce N_2O emissions has become an urgent problem to be solved. Six treatments were set up [$200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 (CK); $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 + 2% biochar addition (B); $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 + 1% peanut straw addition (P); $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 + 2% biochar + 1% peanut straw addition (P+B); $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 + 1% rice straw addition (R); $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ KNO_3 + 2% biochar + 1% rice straw addition (R+B)] and cultured at 25°C for 114 d to explore the effects of organic material addition on greenhouse gas emissions and nitrogen use after flooding in high nitrate nitrogen soil. The results showed that compared with that in CK, adding straw or combining straw with biochar significantly increased soil pH ($P<0.05$). The B and P treatments significantly increased the cumulative N_2O emissions by 41.6% and 28.5% ($P<0.05$), and the P+B, R, and R+B treatments significantly decreased the cumulative N_2O emissions by 14.1%, 24.7%, and 36.7% ($P<0.05$), respectively. The addition of straw increased the net warming potential of greenhouse gases (NGWP). The addition of coir biochar significantly reduced the effect of straw on NGWP ($P<0.05$). The combined application of straw and biochar decreased NGWP, and P+B significantly decreased NGWP, but that with R+B was not significant ($P>0.05$). Adding straw or biochar significantly increased soil microbial biomass carbon (MBC) ($P<0.05$), and that of P+B was the highest ($502.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). The combined application of straw and biochar increased soil microbial biomass nitrogen (MBN),

收稿日期: 2023-03-07; 修订日期: 2023-05-22

基金项目: 海南省自然科学基金青年基金项目(320QN196); 国家自然科学基金项目(41807044, 41661051, 42067008); 海南省耕地保育重点实验室开放课题项目(HAAS2022PT0103)

作者简介: 胡天怡(1998~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤碳氮循环, E-mail: 1415873103@qq.com

* 通信作者, E-mail: wyz198712@163.com; menglei@hainanu.edu.cn

and that of P+B was the highest. The N_2O emission flux was negatively correlated with pH ($P<0.01$) and positively correlated with NH_4^+-N and NO_3^--N ($P<0.01$). The cumulative emission of N_2O was negatively correlated with MBN ($P<0.05$). There was a significant negative correlation between NO_3^--N and MBN ($P<0.01$), indicating that the reduction in NO_3^--N was likely to be held by microorganisms, and the increase in the microbial hold of NO_3^--N also reduced N_2O emission. In conclusion, the combined application of peanut straw and coconut shell biochar could significantly inhibit N_2O emission and increase soil MBC and MBN, which is a reasonable measure to make full use of nitrogen fertilizer, reduce nitrogen loss, and slow down N_2O emission after the season of Hainan vegetables.

Key words: biochar; straw; nitrous oxide(N_2O); soil microbial biomass carbon and nitrogen; nitrate nitrogen

氧化亚氮(N_2O)和甲烷(CH_4)是温室气体的重要组成部分,在百年尺度上全球增温潜势分别是二氧化碳(CO_2)的298倍和25倍,是导致臭氧消耗和全球变暖的主要原因^[1].农田是温室气体的主要来源之一,其与土壤相关的 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放分别占年度 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放量的53%、35%和47%^[2].海南属于热带地区,由于其高温高湿的气候特点,使得土壤往往比较贫瘠,酸度高,保肥能力差,肥料利用率低^[3~5].基于此,海南有着独特的冬季瓜菜-水稻轮作的种植模式,该模式能够提高土地利用效率,降低连作障碍,提高产量^[6].然而,在该模式下,瓜菜季施肥量大,可高达 $750\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,大量氮肥投入往往会导致大量硝酸盐的积累^[7].在种植水稻过程中,由于瓜菜地积累了高浓度的硝酸盐,淹水后会导致大量 N_2O 排放,增加氮素损失,加剧温室效应.因此有必要采取相应措施减少海南特有的瓜菜-水稻种植模式中硝态氮的损失.

我国年均秸秆产量约 $8.65\times 10^8\text{ t}$,不合理利用会加剧环境污染^[8].秸秆还田是一种可持续农业在避免焚烧造成的空气污染、提高土壤肥力和碳(C)固持方面的有效管理方法^[9].据报道,添加秸秆还能够增加土壤对无机氮的固持,增加土壤微生物碳氮含量^[10].然而,这种做法为 N_2O 排放提供了一定的碳源和氮源.Wu等^[11]研究表明添加秸秆在较高的硝态氮土壤中可增加土壤 N_2O 排放量.有研究表明,秸秆还田增加了 N_2O 排放,但降低了 NO_3^--N 的淋洗^[12].生物炭作为一种土壤调节剂,近年来在土壤修复,减缓温室气体排放方面效果显著^[3].添加生物炭能够改变土壤理化性质(例如提高土壤的通气性)和土壤微生物作用(抑制反硝化微生物),从而减少 N_2O 排放^[5].然而,由于原料、分解温度和分解时间的不同,不同生物炭的物理化学性质,例如比表面积、含氧官能团、C/N、pH和CEC,都有很大差异,并且它们的 N_2O 减排效果也有很大差异^[13~17].有不少研究报道了添加秸秆和生物炭对 N_2O 排放和土壤微生物的影响,然而多数研究集中于旱地(例如蔬菜地)和水田(例如水稻地)等种植模式,对于瓜菜-水稻轮作模式鲜有报道^[18~21].瓜菜季施加大量肥料会残留大量硝态氮,添加硝化抑制剂或生物炭,减少氮肥投入,有机无机配施等措施能够减少氮素损失和 N_2O 排放^[22~24],但在蔬菜季结束

后依然会看到有较高的硝态氮残留,如何在后续水稻季淹水后提高硝态氮利用率,减少 N_2O 排放尚未有较好的措施.合理的利用秸秆还田与生物炭配合施用可能是减少温室气体排放,增加无机氮固持的有效途径.

本试验选取水稻和花生秸秆以及椰壳生物炭,探讨在淹水条件下,秸秆和生物炭配合施用对土壤的理化性质, N_2O 排放和土壤微生物作用的影响.本研究假设:①秸秆和生物炭配合施用改变了土壤理化性质;②秸秆和生物炭合理配施可以减少 N_2O 排放;③秸秆和生物炭合理配施能够增加土壤微生物碳氮含量.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤取自海南省澄迈县儒头村($109^\circ 54' 57''\text{E}$, $19^\circ 56' 26''\text{N}$)瓜菜地土壤,上一茬作物为水稻.新鲜土样采集后,去除杂质,自然风干过2 mm筛.土壤pH为5.01, ω (有机质)为 $42.17\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (碱解氮)为 $101.42\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (速效磷)为 $10.78\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (速效钾)为 $222.80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (全氮)为 $2.40\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$.供试水稻秸秆和花生秸秆用粉碎机粉碎过2 mm筛.水稻秸秆pH为6.42, ω (有机碳)为 $388.60\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (全氮)为 $5.36\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;花生秸秆pH为7.06, ω (有机碳)为 $396.70\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (全氮)为 $17.72\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$.供试生物炭由椰壳在 600°C 厌氧热解制备而成, pH为8.77, ω (全碳)为 $621.74\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, ω (全氮)为 $23.62\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

1.2 试验方法

本试验采用室内恒温培养法,设置6个处理,6个重复,3个重复用于气体测定,3个重复用于土样分析.处理分别为:①仅添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (以N计,下同) KNO_3 (CK);②添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ KNO}_3$ 和2%的生物炭(B);③添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ KNO}_3$ 和1%的花生秸秆(P);④添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ KNO}_3$, 2%的生物炭和1%的花生秸秆(P+B);⑤添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ KNO}_3$ 和1%的水稻秸秆(R);⑥添加 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ KNO}_3$, 2%的生物炭和1%的水稻秸秆(R+B).

称300 g供试土壤(干土计),按照上述要求添加相应质量的秸秆和生物炭,混匀后放入500 mL培养

瓶中,加去离子水,保持含水量为45%田间持水量(WHC),在培养箱中25℃黑暗培养7 d.活化7 d后,按照上述要求添加200 mg·kg⁻¹ KNO₃溶液.使用去离子水调节至淹水2~3 cm左右,用保鲜膜封住瓶口并用针头扎细孔,继续在25℃培养箱中培养,称重法1 d加一次水保持恒定的土壤含水量.

采集培养第2、4、8、11、16、21、25、31、42、60、70、80、91、102和114 d土壤,用于测定pH, NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量.采集培养第114 d土壤用于测定土壤微生物量碳氮含量.在第1、2、4、7、11、16、21、25、30、35、42、50、60、70、80、91、102和114 d进行气体采集.取下保鲜膜,向培养瓶中吹入高纯空气几分钟,用硅橡胶塞密封瓶口,用704胶密封瓶口和塞子之间的间隙,用空心铝密封瓶口.用带三通阀的25 mL注射器从橡胶塞中间的取样口密封玻璃瓶后,在0 min和40 min收集气体,并打入真空瓶中.使用配有⁶³Ni电子捕获检测器(ECD)和火焰离子化检测器(FID)的气相色谱仪(Shimadzu GC-2014)分析N₂O、CO₂和CH₄浓度.

1.3 指标测定

土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N用2 mol·L⁻¹ KCl溶液浸提过滤, NH₄⁺-N用靛酚蓝比色法(625 nm), NO₃⁻-N用紫外双波长法(220 nm和275 nm)分别在紫外分光光度计(UV 1800; Ao Xi, 上海)上测定. pH用pH计测定(水土比5:1)(FE 28; Mettler Toledo, 上海);有机质用重铬酸钾外加加热法测定;碱解氮用扩散法测定;速效磷用氟化铵-盐酸钼蓝比色法测定;速效钾用火焰光度法(FP640)测定;全氮用凯氏定氮仪(KDN-816)测定;MBC和MBN通过氯仿熏蒸法测定,滤液在总有机碳/总氮分析仪(Multi N/C 3100)测定.

1.4 数据处理

N₂O、CO₂和CH₄排放通量计算公式如下:

$$F = \frac{\rho \times \Delta c \times V \times 273.15}{W \times \Delta t \times (273.15 + T)} \quad (1)$$

式中, F 为N₂O、CO₂或CH₄的排放通量, μg·(kg·h)⁻¹; ρ 为标准状态下N₂O-N、CO₂-C或CH₄-C的密度, g·cm⁻³; W 为干土质量, kg; $\Delta c/\Delta t$ 为单位时间内培养瓶中气体浓度增量, μg·h⁻¹; V 为培养瓶内气体体积, cm³; T 为采集气体时的温度, °C.

N₂O、CO₂和CH₄累计排放量计算公式如下:

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

式中, f 为N₂O、CO₂或CH₄的累计排放量, μg·kg⁻¹; i 为采样次数; n 为总采样次数; $t_{i+1}-t_i$ 为两次采样间隔天数, d.

100 a尺度上以等量CO₂增温为基准, CH₄和N₂O

增温潜势(GWP)计算公式如下:

$$GWP = f_{N_2O} \times 298 + f_{CH_4} \times 25 \quad (3)$$

土壤有机碳固存率(SOCSR)计算公式:

$$SOCSR = (SOC_t - SOC_0) \times r \times 20 \times 10^{-1} \quad (4)$$

式中, SOCSR为土壤有机碳固存率, μg·(kg·h)⁻¹; SOC_t和SOC₀分别为培养结束后的SOC和培养开始前的SOC, g·kg⁻¹; r 为土壤容重, g·cm⁻³.

净全球变暖潜势(NGWP)计算公式^[25,26]:

$$NGWP = GWP - SOCSR \times 44/14 \quad (5)$$

方差分析(ANOVA)用于分析生物炭和秸秆对土壤理化、N₂O排放和土壤微生物碳氮含量的影响.使用Duncan法来确定不同处理之间的差异($P < 0.05$).通过方差分析来检验生物炭和秸秆及其交互作用对N₂O、CO₂、CH₄排放以及GWP、NGWP、MBC、MBN的影响.通过相关分析(皮尔逊相关检验)评估了N₂O排放量,土壤理化性质, MBC和MBN之间相关关系.所有统计分析均使用SPSS Statistics 17.0进行.采用Excel 2016进行数据整理,采用Origin 2018进行作图.

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质变化

培养土壤淹水后,各处理pH整体上呈缓慢上升趋势(图1).添加秸秆显著增加了pH,然而在添加秸秆的条件下继续添加椰壳生物炭并没有使其pH发生显著变化.单独添加生物炭时,仅在培养前70 d,土壤pH高于CK.培养结束时,各处理土壤pH均显著上升,添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用处理pH在6.80左右,其余处理在6.10左右.

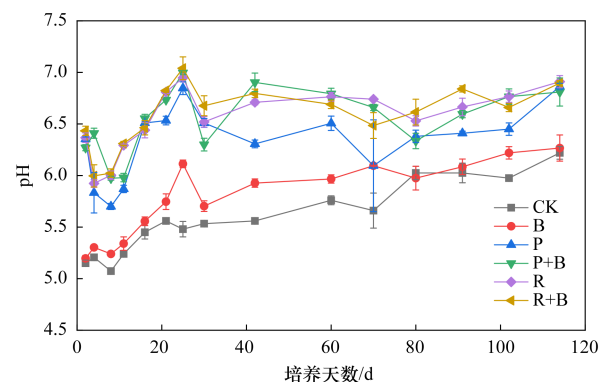


图1 不同处理pH变化

Fig. 1 The pH variation in different treatments

在整个培养过程中, NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量均呈现逐渐下降并趋于稳定的趋势(图2).培养前期,各处理土壤 ω (NH₄⁺-N)(以N计,下同)从约60 mg·kg⁻¹迅速下降,直至培养第8 d,添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用的处理 ω (NH₄⁺-N)下降至约

20 mg·kg⁻¹并在之后的培养时期上下波动,但基本维持在 20 mg·kg⁻¹左右,CK 和 B 处理 $\omega(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 下降至 0 mg·kg⁻¹并在之后的培养时期基本保持不变. 在培养 40 d 后, R 和 R+B 处理 $\omega(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 略高于 P 和 P+B 处理[图 2(a)]. 培养前期,与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化趋势相似, $\omega(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 从约 200 mg·kg⁻¹ 迅速下降,添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用处理在第 17 d 下降至约 0 mg·kg⁻¹,随后保持基本稳定,然而 CK 和 B 处理 $\omega(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 下降相对较为缓慢,在第 42 d 下降至约 0 mg·kg⁻¹,随后保持基本稳定[图 2(b)].

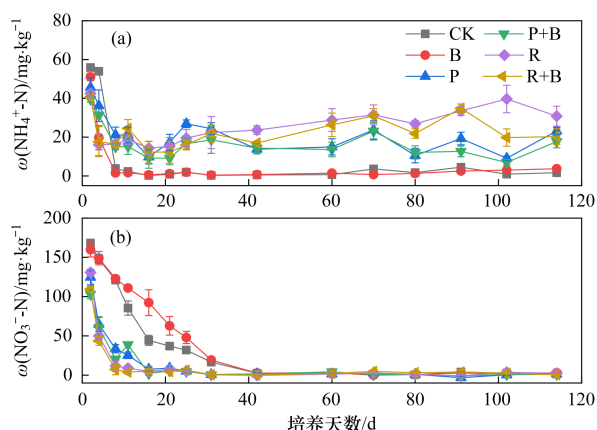


图 2 不同处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化

Fig. 2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ changes in different treatments

2.2 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放通量和累计排放量变化

如图 3(a) 所示,各处理 N_2O 排放通量(以 N 计,下同)在开始培养后呈剧烈排放,并随着培养的进行逐渐下降至 0 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右,而后基本保持不变. 培养的第 1 d 为各处理在整个培养时期 N_2O 排放通量最高点,从大到小依次为: $\text{P} > \text{P+B} > \text{R} > \text{R+B} > \text{CK} > \text{B}$. 其中,添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用的处理 N_2O 排放通量下降趋势相同并在培养第 4 d 接近 0 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$; CK 和 B 处理 N_2O 排放通量缓慢下降,直至培养第 20 d 和第 30 d 降至 0 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右. 培养期间 CO_2 排放整体上呈现先上升后下降的趋势[图 3(b)]. 各处理 CO_2 排放通量均在培养第 16 d 达到峰值. 其中, P、P+B、R 和 R+B 处理的 CO_2 排放通量(以 C 计,下同)较高,分别为 2 625.09、2 567.02、2 204.08 和 2 248.78 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$; 其余处理的 CO_2 排放通量较低,约为 300.00 $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$. 添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用处理有较为明显的 CH_4 排放,其余处理在整个培养过程中未发现显著的 CH_4 排放[图 3(c)]. 在培养前期,各处理均未发现较为显著的 CH_4 排放,直至培养第 42 d, R 处理 CH_4 开始排放并在培养第 60 d 达到峰值[3.50 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$],随后开始下降直至培养第 70 d 保持

基本稳定,为 0.56 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右;在培养第 60 d, R+B、P 和 P+B 处理 CH_4 开始排放, R+B 和 P+B 在第 80 d 达到峰值分别为 1.55 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 0.92 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$,而 P 处理在培养第 91 d 才达到峰值[1.56 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$].

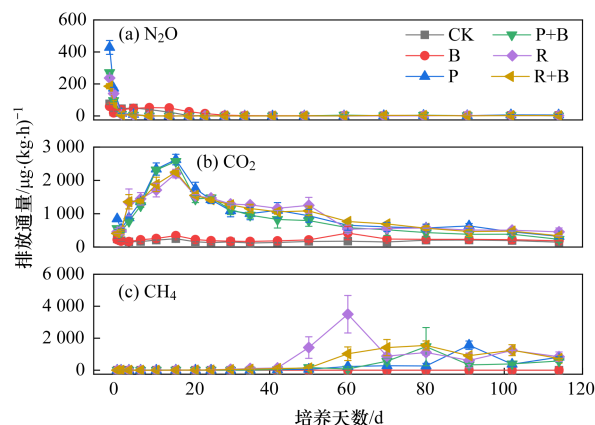
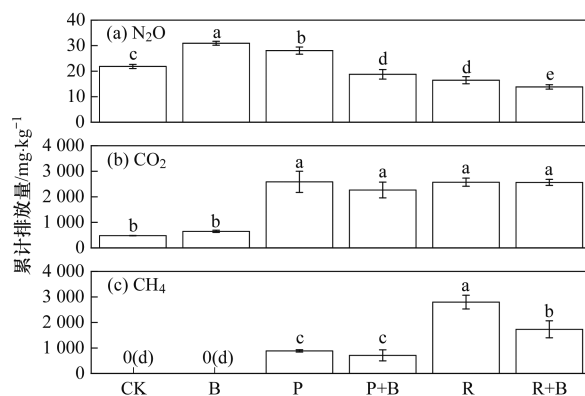


图 3 不同处理 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放通量变化

Fig. 3 Changes in N_2O , CO_2 , and CH_4 fluxes in different treatments

如图 4(a) 所示,土壤淹水后, N_2O 排放显著增加,但秸秆和生物炭配合施用以及单独添加水稻秸秆能够显著降低 N_2O 排放总量($P < 0.05$). B 处理 N_2O 累计排放量(以 N 计,下同)最高,为 30.94 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,其次是 P 处理,为 28.06 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,这两个处理 N_2O 总量均显著高于 CK (21.84 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) ($P < 0.05$); P+B、R 和 R+B 处理的 N_2O 排放总量均显著低于 CK 处理 ($P < 0.05$), R+B 处理排放量最低,为 13.83 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 施加硝态氮肥或添加生物炭并不能显著增加 CO_2 排放总量,然而添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用显著增加了 CO_2 排放总量 [$P < 0.05$, 图 4(b)]. 同样的,施加硝态氮肥或添加生物炭并不能显著增加 CH_4 排放总量,然而添加秸秆或秸秆和生物炭配合施用显著增加了 CH_4 排放总量 ($P < 0.05$), CH_4 排放总量从大到小依次为: $\text{R} > \text{R+B} > \text{P} > \text{P+B}$, 其中, R 处理 CH_4 排放总量最高,为



不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), 下同

图 4 不同处理 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 累计排放量变化

Fig. 4 Cumulative emission changes in N_2O , CO_2 , and CH_4 under different treatments

2 798. 93 mg·kg⁻¹, P 处理和 P+B 处理 CH₄ 排放总量无显著差异[图 4(c)].

2.3 GWP 和 NGWP 变化

单独添加秸秆显著增加了 GWP, 单独添加生物炭对 GWP 无显著影响, R 处理 GWP 最高, 为 77. 45 g·kg⁻¹, R+B 处理显著降低 ($P<0. 05$), 但 GWP 值仍大

于 P 和 P+B 处理, P 和 P+B 处理无显著差异, CK 和 B 处理无显著差异 (表 1); 单独添加秸秆增加了 NGWP, 但差异不显著; 单独添加生物炭显著降低了 NGWP ($P<0. 05$), R 处理 NGWP 最高, 为 41. 10 g·kg⁻¹, 秸秆和生物炭配合施用降低了 NGWP, P+B 处理 NGWP 显著降低 ($P<0. 05$).

表 1 不同处理 GWP 和 NGWP 大小¹⁾/g·kg⁻¹
Table 1 Different treatments of GWP and NGWP/g·kg⁻¹

项目	CK	B	P	P+B	R	R+B
GWP	6.99±0.20d	9.87±0.21d	33.14±0.75c	25.67±5.10c	77.45±5.70a	50.03±6.84b
NGWP	16.95±6.25ab	-14.32±7.86cd	25.58±7.74ab	-33.88±7.98d	41.10±14.44a	0.56±5.04bc

1)不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P<0. 05$)

2.4 土壤微生物量碳、氮含量变化

如图 5 所示, 添加生物炭、秸秆、秸秆和生物炭配合施用均显著增加了土壤微生物量碳含量 (MBC) ($P<0. 05$). 各处理 MBC 从大到小依次为: P+B>P>B>R+B>R>CK. 在椰壳生物炭和花生秸秆之间具有协同

作用, 生物炭和花生秸秆配合施用, 显著增加了 MBC ($P<0. 05$); 在椰壳生物炭和水稻秸秆之间并未发现显著差异, B、R 和 R+B 处理之间的 MBC 无显著差异. 与 CK 相比, P 和 R 处理 MBN 增加, 但不显著; 与 B 相比, P+B 和 R+B 处理 MBN 显著增加 ($P<0. 05$).

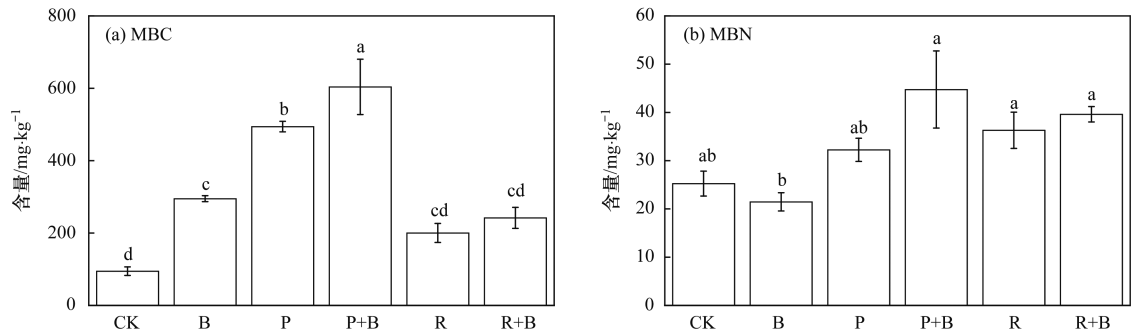


图 5 不同处理 MBC 和 MBN 变化
Fig. 5 Changes in MBC and MBN under different treatments

2.5 N₂O 与土壤理化性质及土壤微生物量碳氮的关系

N₂O 排放通量与 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 呈极显著正相关, 与 pH 呈极显著负相关 ($P<0. 01$) (表 2); N₂O 累积排放量与 MBN 呈极显著负相关 ($P<0. 01$) (表 3), 与 NO₃⁻-N 呈显著正相关 ($P<0. 05$), 与 pH 呈显著负相关 ($P<0. 05$) (表 3). NO₃⁻-N 与 pH 呈极显著负相关 ($P<0. 01$) (表 2), 与 MBN 呈显著负相关 ($P<0. 05$) (表 3).

表 2 N₂O 排放通量与 pH、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的相关性分析¹⁾

Table 2 Correlation analysis of N₂O flux with pH, NH₄⁺-N, and NO₃⁻-N

	N ₂ O	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N
NH ₄ ⁺ -N	0.336**		
NO ₃ ⁻ -N	0.724**	0.336**	
pH	-0.250**	0.288**	-0.596**

1)**表示 0. 01 显著水平

如表 4 所示, 秸秆或秸秆和生物炭的交互作用对 N₂O 累积排放量、MBN 有显著影响 ($P<0. 05$); 秸秆对 CO₂ 有极显著影响 ($P<0. 001$); 秸秆或生物炭以及两者交互作用对 CH₄、GWP 和 MBC 有显著影响 ($P<0. 05$); 秸秆或生物炭对 NGWP 有显著影响 ($P<0. 05$).

表 3 N₂O 累积排放量与培养结束后 pH、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、MBC 和 MBN 的相关性分析¹⁾

Table 3 Correlation analysis between cumulative emission of N₂O, pH, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, MBC, and MBN after incubation

	N ₂ O	pH	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	MBC
pH	-0.538*				
NH ₄ ⁺ -N	-0.462	0.905**			
NO ₃ ⁻ -N	0.517*	-0.362	-0.084		
MBC	0.193	0.427	0.254	-0.257	
MBN	-0.614**	0.687**	0.549*	-0.584*	0.508*

1)*表示 0. 05 显著水平; **表示 0. 01 显著水平

表4 生物炭、秸秆及其交互作用对N₂O、CO₂和CH₄累积排放量以及GWP、NGWP、MBC和MBN的影响¹⁾
Table 4 Effects of biochar, straw, and their interactions on cumulative N₂O, CO₂, CH₄ emissions, GWP, NGWP, MBC, and MBN

	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	GWP	NGWP	MBC	MBN
生物炭	2.526	0.25	19.902*	19.350*	75.173**	31.730**	3.003
秸秆	130.082**	145.532**	204.981**	176.628**	9.033*	119.816**	18.340**
生物炭×秸秆	82.840**	1.779	12.656*	13.436*	2.700	4.858*	4.146*

1)*表示0.05显著水平;**表示0.01显著水平

3 讨论

3.1 秸秆或生物炭添加对N₂O排放的影响

添加秸秆影响N₂O排放. 有些报道表明秸秆还田增加了N₂O排放^[9,11],然而,Senbayram等^[27]研究发现,添加0.5%玉米秸秆降低了施加KNO₃土壤的N₂O排放;Li等^[28]研究发现在水稻生长季,添加小麦秸秆使N₂O排放减少了19%~42%. 秸秆还田可以通过增加土壤无机氮和土壤有机碳含量影响土壤硝化作用和反硝化作用进而影响N₂O排放,也有可能改变了土壤C/N来影响土壤微生物对氮素的吸收利用,进而影响N₂O排放^[29-31]. 在本研究中,与CK相比较,添加花生秸秆显著增加了N₂O排放,而添加水稻秸秆显著降低了N₂O排放[图4(a)],P和R处理N₂O仅在培养前4d有显著排放[图3(a)],施入土壤后,在培养前4d,P处理pH迅速降低(图1),尽管花生秸秆pH(7.06)增加了土壤pH,NO₃⁻-N迅速降低(图2),CO₂排放较高[图3(b)],说明花生秸秆C/N低,为土壤微生物提供碳源的同时,迅速促进氮的矿化,提供了更多的氮,增强微生物活性和硝化过程并为反硝化过程提供了底物,促进N₂O排放;水稻秸秆C/N高,矿化速率慢,减少了无机氮供应,减少硝化底物,减弱了硝化过程,为土壤微生物提供碳源,增强了土壤微生物对无机氮的固定,减少了反硝化底物,从而降低了N₂O排放^[32-35].

先前的研究表明,生物炭对N₂O排放的影响取决于其本身性质,受原料和热解温度的影响,因为原料和热解温度影响生物炭pH、吸附NH₄⁺-N与NO₃⁻-N的能力和固碳^[15,36,37]. 在本研究中,添加椰壳生物炭增加了N₂O排放[图4(a)],可能的原因有添加生物炭提高了土壤pH(图1),硝化作用增加,增加N₂O排放^[15,38];储存在生物炭内部的N₂O随着培养时间又逐渐被释放[图3(a)];添加生物炭为土壤提供了一定碳源,在土壤中改变了原本土壤碳氮比,影响了硝化反硝化微生物活性,增加了N₂O排放;维持在较高含量硝态氮可能会使得N₂O/N₂增加^[39]. 在本试验培养前期,B处理KNO₃维持在较高含量,N₂排放减少,N₂O排放增加.

在本研究中,秸秆和生物炭配合施用均显著降

低了N₂O排放,其中,R+B处理N₂O排放最低,但生物炭对花生秸秆的N₂O减排贡献率高于水稻秸秆[图4(a)]. 在本研究中,单独添加生物炭并不能起到减少N₂O排放的效果,然而椰壳生物炭与花生或水稻秸秆配合施用减少了N₂O排放. 许多研究也得出了相同的结果:秸秆和生物炭配合施用降低了N₂O排放^[29,40,41]. 可以观察到,与CK相比,添加花生秸秆增加了N₂O排放,然而在花生秸秆中配合施用椰壳生物炭能够显著降低N₂O排放;水稻秸秆和椰壳生物炭配合施用消除了单独添加生物炭对N₂O增排的影响,甚至进一步减少了N₂O排放,这可能是由于秸秆和生物炭配合施用提供了碳源和氮源的同时增加了土壤通气性,促进了微生物无机氮的固定,显著增加了土壤微生物量氮含量(P<0.05),减少了硝化反硝化底物含量(图2),从而减少了N₂O排放(图5);相关性分析表明(表3),N₂O与MBN呈极显著负相关(P<0.01);二元方差分析结果也表明了秸秆和生物炭配合施用对N₂O累计排放量有极显著影响(P<0.01)(表4). 秸秆和生物炭配施降低N₂O排放也可能是通过提高土壤pH(图1),促进了N₂O的还原,即N₂O向N₂的转化^[42,43]. pH对反硝化速率和N₂O的影响可能归因于其对反硝化群落结构和4种反硝化还原酶活性的影响,尤其是Nos^[42,44]. 本研究发现,单独添加秸秆以及秸秆和生物炭配合施用处理pH,NH₄⁺-N和NO₃⁻-N有着相同的变化趋势,并有别于其他处理,pH影响硝化过程,NH₄⁺-N和NO₃⁻-N影响硝化和反硝化过程,这可能是影响N₂O排放的原因之一(图1和图2).

在实际大田条件下,N₂O排放受诸多因素干扰,如作物吸收和硝态氮淋失等. 在大田淹水过程中,水稻幼苗可能对硝态氮进行一定的吸收,从而降低硝态氮含量,即使水稻是喜铵作物,部分NO₃⁻也会淋失造成损失,这些因素可能会影响本试验N₂O排放结果,从而高估N₂O排放;然而,在田间条件下,可能有干湿交替过程,会促进N₂O排放,这些因素也可能影响培养试验结果,低估N₂O排放^[3,45]. 不同处理对N₂O的减排效果可能与施肥量关系不大^[46,47]. 因此,淋失可能损失的部分硝态氮,导致底物浓度降低,N₂O排放可能被高估,但对N₂O减排效果可能影响不大. 本研究注重于反硝化过程以及土壤微生物对硝态氮的

固持两个角度来衡量 NO_3^- 的转化,重点关注秸秆还田下额外添加生物炭对 N_2O 减排效果的探究,并不注重于实际 N_2O 排放量,因为培养试验得出的 N_2O 排放量并不能真正代表田间实际情况,可能会有偏差。

3.2 秸秆或生物炭添加对 CH_4 和 CO_2 排放的影响

添加秸秆增加了 CO_2 排放,这是因为秸秆为土壤微生物提供了碳源,增强了土壤呼吸^[48],然而增添生物炭并不能降低 CO_2 排放[图 4(b)]. 秸秆对 CO_2 排放有极显著影响($P<0.01$)(表 4). Wang 等^[49]研究表明生物炭添加并没有增加两种水稻土 CO_2 排放量,与本研究结果一致. 作物秸秆添加入土壤提供了现成的 C 来源,这已被证实能够增加 CH_4 排放^[50]. 秸秆对 CH_4 排放有极显著影响($P<0.01$,表 4). 与仅添加秸秆相比,花生秸秆和生物炭配合施用降低 CH_4 排放,但不显著,而水稻秸秆和生物炭配合施用显著降低了 CH_4 排放 [$P<0.05$,图 4(c)],这可能与产甲烷菌和甲烷氧化菌有关,秸秆在淹水土壤分解时,会产生醋酸盐,这是一种重要的产甲烷基质,可能影响了产甲烷菌,进而影响 CH_4 的排放;秸秆和生物炭配施增加了土壤含氧量,有利于增加甲烷氧化菌活性,从而减少甲烷排放^[19,51,52]. 水稻秸秆碳氮比高,相同质量下碳含量高于花生秸秆,能够提供更多的碳源,促进产甲烷菌活性,导致 R 处理 CH_4 排放高于 P 处理[图 4(c)];而增添生物炭能够减少产甲烷古菌,增加甲烷氧化菌进而降低 CH_4 排放^[53]. 秸秆和生物炭的交互作用对 CH_4 排放有显著影响($P<0.05$,表 4). Jiang 等^[54] Meta 分析结果表明生物炭对 CH_4 排放影响不显著,但也有报道表明生物炭增加了 CH_4 排放^[55]. 生物炭对 CH_4 排放有显著影响($P<0.05$,表 4). Wang 等^[56]也有类似的研究结果,0.33% 水稻秸秆配合施用生物炭对减少 CH_4 排放不显著,而 0.66% 水稻秸秆配合施用显著降低了 CH_4 排放。

3.3 秸秆或生物炭添加对 GWP 和 NGWP 的影响

与 CK 相比,秸秆和生物炭配合施用降低了 N_2O 排放,增加了 CO_2 和 CH_4 排放,但尚不明确其增温潜势(GWP)和净温室气体潜能值(NGWP)的变化(图 4). 表 1 表征了各处理 GWP 和 NGWP 的差异. 秸秆碳氮质量、秸秆种类不同,GWP 和 NGWP 差异较大^[57]. 添加生物炭或秸秆对温室气体排放有着显著影响($P<0.05$,表 4). 单独添加生物炭增加了 N_2O 排放,但对 CO_2 和 CH_4 无显著影响,GWP 高于 CK 处理,然而添加生物炭增加了土壤 C 的投入,使得 B 处理 NGWP 低于 CK(图 4 和表 1). 添加秸秆或生物炭对 NGWP 有显著影响($P<0.05$,表 4). 添加秸秆提供了充足碳源,增加土壤碳固存率,在淹水条件下,产甲烷菌活性增强,而增添生物炭能够减少产甲烷古菌,

增加甲烷氧化菌,减少 CH_4 排放^[53];秸秆和生物炭配合施用增加了土壤 C 的投入,无机氮固定,减少了底物含量,降低了 N_2O 排放(图 5),从而降低了 NGWP.

3.4 秸秆或生物炭添加对土壤微生物量碳氮的影响

在本研究中,添加秸秆或生物炭显著增加了土壤 MBC 含量且两者有协同作用[图 5(a)]. 生物炭、秸秆以及两者交互作用对 MBC 有显著影响($P<0.05$,表 4). 添加生物炭或秸秆为土壤提供现有 C 源,刺激微生物活动,能够提高土壤 MBC 含量^[57]. MBC 与 MBN 呈显著正相关(表 3). 土壤微生物在土壤氮的固定化中发挥着重要作用,土壤微生物生物量被认为主要决定了土壤氮的固定,有研究发现,土壤氮的固定随着土壤微生物生物量的增加而增加,表明了土壤微生物生物量显著驱动力土壤氮的固定,本研究用 MBN 来衡量土壤微生物生物量对土壤氮固定能力^[58]. 秸秆可以矿化为铵态氮,直接被微生物固定或者进一步硝化为硝酸盐,从而为微生物固定化提供基质,促进土壤 MBN 固定^[59];与 CK 相比,添加秸秆提供了碳源和氮源,增加了土壤微生物活性,使得 P 和 R 处理 MBN 增加;增添生物炭能够增加土壤通气性,有利于微生物固定无机氮,秸秆和生物炭配合施用增加了 MBN 含量[图 5(b)]. 生物炭和秸秆的交互作用对 MBN 有显著影响($P<0.05$,表 4). 有报道称在碳氮比 >18 的有机物(如秸秆)添加下或有机碳添加量(以 C 计) $>500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的情况下,硝酸盐固定增强^[60]. 在本试验中,秸秆碳氮比大于 18,秸秆和生物炭配合施用外源有机碳可能超过了 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 水平,增强了硝酸盐的固定,使得 MBN 增加. MBN 与 NO_3^- -N 呈显著负相关($P<0.05$),与 N_2O 呈显著负相关($P<0.01$)(表 3),添加秸秆和生物炭增加了土壤微生物活性,有利于土壤微生物对 NO_3^- -N 的固定,土壤微生物对硝态氮的固持能够将部分硝态氮保留在土壤中,增加 MBN 含量[图 5(b)],从而降低了反硝化过程中 NO_3^- -N 底物含量,以防止硝态氮通过反硝化过程损失,减少了 N_2O 排放[图 4(a)].

4 结论

(1) 与 CK 相比,R、P+B 以及 R+B 能够显著降低 N_2O 排放,添加秸秆增加了 NGWP,增施生物炭能够降低添加秸秆后的 NGWP,其中 P+B 显著降低 NGWP,R+B 不显著,水稻秸秆 NGWP 最高。

(2) 添加秸秆或生物炭显著提高了 MBC 含量,P+B 处理最高;秸秆和生物炭配合施用显著提高了 MBN 含量,P+B 处理最高,将无机氮转化为土壤微生物固定的有机氮,保留了部分氮素,提高了肥料利用率。

(3)花生秸秆和椰壳生物炭配合施用能够抑制 N_2O 排放,增加土壤微生物MBC和MBN,是一种海南瓜菜季后充分利用氮肥,减少氮素损失,减缓 N_2O 排放的一种合理措施。

参考文献:

- [1] 韩雪, 陈宝明. 增温对土壤 N_2O 和 CH_4 排放的影响与微生物机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2020, **31**(11): 3906-3914.
Han X, Chen B M. Progress in the effects of warming on soil N_2O and CH_4 emission and the underlying microbial mechanisms [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, **31**(11): 3906-3914.
- [2] Zhu X C, Di D R, Ma M G, *et al.* Stable isotopes in greenhouse gases from soil: a review of theory and application [J]. Atmosphere, 2019, **10**(7), doi: 10.3390/atmos10070377.
- [3] 王鸿浩, 谭梦怡, 王紫君, 等. 不同水分管理条件下添加生物炭对琼北地区水稻土 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2021, **42**(8): 3943-3952.
Wang H H, Tan M Y, Wang Z J, *et al.* Effects of biochar addition under different water management conditions on N_2O emission from paddy soils in northern Hainan [J]. Environmental Science, 2021, **42**(8): 3943-3952.
- [4] 王紫君, 王鸿浩, 李金秋, 等. 椰糠生物炭对热区双季稻田 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. 环境科学, 2021, **42**(8): 3931-3942.
Wang Z J, Wang H H, Li J Q, *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.
- [5] 陈琦琦, 王紫君, 陈云忠, 等. 生物炭对热带地区辣椒种植土壤 N_2O 排放及其功能基因的影响[J]. 环境科学, 2023, **44**(6): 3418-3425.
Chen Q Q, Wang Z J, Chen Y Z, *et al.* Effects of biochar amendment on N_2O emission and its functional genes in pepper growing soil in tropical areas [J]. Environmental Science, 2023, **44**(6): 3418-3425.
- [6] 田伟, 伍延正, 汤水荣, 等. 不同施肥模式对热区晚稻水田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(5): 2426-2434.
Tian W, Wu Y Z, Tang S R, *et al.* Effects of different fertilization modes on greenhouse gas emission characteristics of paddy fields in hot areas [J]. Environmental Science, 2019, **40**(5): 2426-2434.
- [7] 邵晓辉, 汤水荣, 孟磊, 等. 不同施肥措施对热带地区稻菜轮作体系土壤 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2022, **43**(11): 5149-5158.
Sao X H, Tang S R, Meng L, *et al.* Effect of different fertilization treatments on methane and nitrous oxide emissions from rice-vegetable rotation in a tropical region, China [J]. Environmental Science, 2022, **43**(11): 5149-5158.
- [8] 陈梦妮, 李永山, 王慧, 等. 麦田土壤真菌多样性对麦玉轮作长期秸秆还田和配施有机肥的响应[J]. 微生物学通报, 2023, **50**(6): 2481-2496.
Chen M N, Li Y S, Wang H, *et al.* Responses of soil fungal diversity to long-term straw incorporation and manure application in the field with winter wheat-summer maize rotation [J]. Microbiology China, 2023, **50**(6): 2481-2496.
- [9] Kan Z R, Zhou J J, Li F M, *et al.* Straw incorporation interacting with earthworms mitigates N_2O emissions from upland soil in a rice-wheat rotation system [J]. Science of the Total Environment, 2023, **859**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.160338.
- [10] Kong D J, Ren C J, Yang G H, *et al.* Long-term wheat-soybean rotation and the effect of straw retention on the soil nutrition content and bacterial community [J]. Agronomy, 2022, **12**(9), doi: 10.3390/agronomy12092126.
- [11] Wu D, Wei Z J, Well R, *et al.* Straw amendment with nitrate-N decreased $N_2O/(N_2O+N_2)$ ratio but increased soil N_2O emission: A case study of direct soil-born N_2 measurements [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **127**: 301-304.
- [12] Li Z J, Reichel R, Xu Z F, *et al.* Return of crop residues to arable land stimulates N_2O emission but mitigates NO_3^- leaching: a meta-analysis [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2021, **41**(5), doi: 10.1007/s13593-021-00715-x.
- [13] Li H, Meng J, Liu Z Q, *et al.* Effects of biochar on N_2O emission in denitrification pathway from paddy soil: A drying incubation study [J]. Science of the Total Environment, 2021, **787**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147591.
- [14] Meng J, He T Y, Sanganyado E, *et al.* Development of the straw biochar returning concept in China [J]. Biochar, 2019, **1**(2): 139-149.
- [15] Escuer-Gatius J, Shanskiy M, Soosaar K, *et al.* High-temperature hay biochar application into soil increases N_2O fluxes [J]. Agronomy, 2020, **10**(1), doi: 10.3390/agronomy10010109.
- [16] Yuan H J, Zhang Z J, Li M Y, *et al.* Biochar's role as an electron shuttle for mediating soil N_2O emissions [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, **133**: 94-96.
- [17] Cayuela M L, van Zwieten L, Singh B P, *et al.* Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, **191**: 5-16.
- [18] 张楠, 潘仕球, 乔云发, 等. 秸秆还田及添加生物炭对黑土玉米生长季 N_2O 排放的影响[J]. 中国农学通报, 2022, **38**(27): 79-85.
Zhang N, Pan S Q, Qiao Y F, *et al.* The response of N_2O emissions to straw returning and biochar addition during maize growing season in mollisol [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2022, **38**(27): 79-85.
- [19] 何甜甜, 王静, 符云鹏, 等. 等碳量添加秸秆和生物炭对土壤呼吸及微生物生物量碳氮的影响[J]. 环境科学, 2021, **42**(1): 450-458.
He T T, Wang J, Fu Y P, *et al.* Effects of adding straw and biochar with equal carbon content on soil respiration and microbial biomass carbon and nitrogen [J]. Environmental Science, 2021, **42**(1): 450-458.
- [20] 赵颖, 张金波, 蔡祖聪. 添加硝化抑制剂、秸秆及生物炭对亚热带农田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(5): 1023-1034.
- [21] Zhao Y, Zhang J B, Cai Z C. Effects of nitrification inhibitor, crop residues, and biochar applications on N_2O emissions by subtropical agricultural soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, **37**(5): 1023-1034.
- [22] Zhu L X, Xiao Q, Shen Y F, *et al.* Effects of biochar and maize straw on the short-term carbon and nitrogen dynamics in a cultivated silty loam in China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, **24**(1): 1019-1029.
- [23] 张婧. 设施蔬菜地土壤 N_2O 排放与硝态氮淋溶的模拟研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2019.
- [24] 王军, 施雨, 李子媛, 等. 生物炭对退化蔬菜地土壤及其修复过程中 N_2O 产排的影响[J]. 土壤学报, 2016, **53**(3): 713-723.
Wang J, Shi Y, Li Z Y, *et al.* Effects of biochar application on N_2O emission in degraded vegetable soil and in remediation process of the soil [J]. Acta Pedologica Sinica, 2016, **53**(3): 713-723.

- [24] 汤桂容, 周旋, 田昌, 等. 有机无机氮肥配施对茼蒿土壤 N_2O 排放的影响[J]. 土壤, 2019, **51**(4): 641-647.
Tang G R, Zhou X, Tian C, *et al.* Effects of combined application of organic and inorganic nitrogen fertilizers on soil nitrous oxide emission from lettuce (*Lactuca sativa* L.) fields[J]. Soils, 2019, **51**(4): 641-647.
- [25] Wu Z, Zhang X, Dong Y B, *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**, doi: 10.1016/j.agrformet.2019.107625.
- [26] Xiong Z Q, Liu Y L, Wu Z, *et al.* Differences in net global warming potential and greenhouse gas intensity between major rice-based cropping systems in China[J]. Scientific Reports, 2015, **5**, doi: 10.1038/srep17774.
- [27] Senbayram M, Well R, Bol R, *et al.* Interaction of straw amendment and soil NO_3^- content controls fungal denitrification and denitrification product stoichiometry in a sandy soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **126**: 204-212.
- [28] Li X L, Ma J, Yao Y J, *et al.* Methane and nitrous oxide emissions from irrigated lowland rice paddies after wheat straw application and midseason aeration [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2014, **100**(1): 65-76.
- [29] 朱启林, 刘丽君, 何秋香, 等. 不同水分条件下海南红壤 N_2O 排放对不同碳源添加的响应[J]. 农业环境科学学报, 2022, **41**(4): 898-908.
Zhu Q L, Liu L J, He Q X, *et al.* Response of N_2O emissions from Hainan red soil to different carbon sources under different moisture conditions [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, **41**(4): 898-908.
- [30] Domeignoz-Horta L A, Putz M, Spor A, *et al.* Non-denitrifying nitrous oxide-reducing bacteria - An effective N_2O sink in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, **103**: 376-379.
- [31] Zhu K, Ye X, Ran H Y, *et al.* Contrasting effects of straw and biochar on microscale heterogeneity of soil O_2 and pH: Implication for N_2O emissions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, **166**, doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108564.
- [32] Wu Y, Lin S, Liu T, *et al.* Effect of crop residue returns on N_2O emissions from red soil in China[J]. Soil Use and Management, 2016, **32**(1): 80-88.
- [33] Chen H H, Li X C, Hu F, *et al.* Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis [J]. Global Change Biology, 2013, **19**(10): 2956-2964.
- [34] Lin J T, Xu Z Y, Xue Y H, *et al.* N_2O emissions from soils under short-term straw return in a wheat-corn rotation system are associated with changes in the abundance of functional microbes [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2023, **341**, doi: 10.1016/j.agee.2022.108217.
- [35] Zhou Y Z, Zhang Y Y, Tian D, *et al.* The influence of straw returning on N_2O emissions from a maize-wheat field in the North China Plain [J]. Science of the Total Environment, 2017, **584-585**: 935-941.
- [36] Ahmad Z, Mosa A, Zhan L, *et al.* Biochar modulates mineral nitrogen dynamics in soil and terrestrial ecosystems: A critical review [J]. Chemosphere, 2021, **278**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130378.
- [37] Harpole W S, Biederman L A. On the importance of accurate reporting: a response to comments on 'Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis' [J]. GCB Bioenergy, 2014, **6**(3): 172-175.
- [38] Yang L Q, Zhu G D, Ju X T, *et al.* How nitrification-related N_2O is associated with soil ammonia oxidizers in two contrasting soils in China? [J]. Science of the Total Environment, 2021, **770**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143212.
- [39] 朱同彬, 张金波, 蔡祖聪. 淹水条件下添加有机物料对蔬菜地土壤硝态氮及氮素气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2012, **23**(1): 109-114.
Zhu T B, Zhang J B, Cai Z C. Effects of organic material amendment on vegetable soil nitrate content and nitrogenous gases emission under flooding condition [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, **23**(1): 109-114.
- [40] Duan M, Wu F P, Jia Z K, *et al.* Wheat straw and its biochar differently affect soil properties and field-based greenhouse gas emission in a Chernozemic soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2020, **56**(7): 1023-1036.
- [41] Wang J, Zhong W H, Kang Y, *et al.* N_2O emission mitigation and microbial activity after Biochar and Cao application in a flooded nitrate-rich vegetable soil [J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science, 2019, **69**(3): 257-267.
- [42] Wang Y J, Cao W C, Guo J H, *et al.* Effects of increasing pH on nitrous oxide and dinitrogen emissions from denitrification in sterilized and unsterilized forest soils [J]. Forests, 2022, **13**(10), doi: 10.3390/f13101589.
- [43] Van Den Heuvel R N, Bakker S E, Jetten M S M, *et al.* Decreased N_2O reduction by low soil pH causes high N_2O emissions in a riparian ecosystem [J]. Geobiology, 2011, **9**(3): 294-300.
- [44] Senbayram M, Budai A, Bol R, *et al.* Soil NO_3^- level and O_2 availability are key factors in controlling N_2O reduction to N_2 following long-term liming of an acidic sandy soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, **132**: 165-173.
- [45] 胡玉麟, 汤水荣, 陶凯, 等. 优化施肥模式对我国热带地区水稻-豇豆轮作系统 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(11): 5182-5190.
Hu Y L, Tang S R, Tao K, *et al.* Effects of optimizing fertilization on N_2O and CH_4 emissions in a paddy-cowpea rotation system in the tropical region of China [J]. Environmental Science, 2019, **40**(11): 5182-5190.
- [46] Aamer M, Hassan M U, Shaaban M, *et al.* Rice straw biochar mitigates N_2O emissions under alternate wetting and drying conditions in paddy soil [J]. Journal of Saudi Chemical Society, 2021, **25**(1), doi: 10.1016/j.jscs.2020.11.005.
- [47] Wu X H, Wang W, Xie X L, *et al.* Effects of rice straw mulching on N_2O emissions and maize productivity in a rain-fed upland [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(7): 6407-6413.
- [48] Lin S Y, Yin X L, Yang X, *et al.* Effects of combined applications of straw with industrial and agricultural wastes on greenhouse gases emissions, temperature sensitivity, and rice yield in a subtropical paddy field [J]. Science of the Total Environment, 2022, **840**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156674.
- [49] Wang J Y, Zhang M, Xiong Z Q, *et al.* Effects of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from two paddy soils [J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, **47**(8): 887-896.
- [50] Ma J, Ma E D, Xu H, *et al.* Wheat straw management affects CH_4 and N_2O emissions from rice fields [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, **41**(5): 1022-1028.
- [51] Qin H L, Tang Y F, Shen J L, *et al.* Abundance of transcripts of functional gene reflects the inverse relationship between CH_4 and N_2O emissions during mid-season drainage in acidic paddy soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2018, **54**(8): 885-895.

- [52] Kim J, Yoo G, Kim D, *et al.* Combined application of biochar and slow-release fertilizer reduces methane emission but enhances rice yield by different mechanisms [J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, **117-118**: 57-62.
- [53] Huang Y B, Wang C J, Lin C, *et al.* Methane and nitrous oxide flux after biochar application in subtropical acidic paddy soils under tobacco-rice rotation [J]. *Scientific Reports*, 2019, **9**(1), doi: 10.1038/s41598-019-53044-1.
- [54] Jiang B N, Lu M B, Zhang Z Y, *et al.* Quantifying biochar-induced greenhouse gases emission reduction effects in constructed wetlands and its heterogeneity: A multi-level meta-analysis [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, **855**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158688.
- [55] Singla A, Inubushi K. Effect of biochar on CH₄ and N₂O emission from soils vegetated with paddy [J]. *Paddy and Water Environment*, 2014, **12**(1): 239-243.
- [56] Wang Y Q, Bai R, Di H J, *et al.* Differentiated mechanisms of biochar mitigating straw-induced greenhouse gas emissions in two contrasting paddy soils [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, **9**, doi: 10.3389/fmicb.2018.02566.
- [57] Liu P, He J, Li H W, *et al.* Effect of straw retention on crop yield, soil properties, water use efficiency and greenhouse gas emission in China: A meta-analysis [J]. *International Journal of Plant Production*, 2019, **13**(4): 347-367.
- [58] Li X B, Li Z A, Zhang X D, *et al.* Disentangling immobilization of nitrate by fungi and bacteria in soil to plant residue amendment [J]. *Geoderma*, 2020, **374**, doi: 10.1016/j.geoderma.2020.114450.
- [59] Li Z L, Zeng Z Q, Song Z P, *et al.* Vital roles of soil microbes in driving terrestrial nitrogen immobilization [J]. *Global Change Biology*, 2021, **27**(9): 1848-1858.
- [60] Cheng Y, Wang J, Wang J Y, *et al.* The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial NO₃⁻ immobilization: A meta-analysis [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, **115**: 357-363.



CONTENTS

Research on the Evaluation Method and Application of Provincial Differentiated Carbon Peaking in China	LIU Run-pu, PENG Shuan, CHEN Yu-shuo, <i>et al.</i>	(1233)
Evolution and Influencing Factors of Spatial Correlation Network of Construction Carbon Emission in China from the Perspective of Whole Life Cycle	REN Xiao-song, LI Zhao-rui	(1243)
Efficiency Characteristics and Evolution Patterns of Urban Carbon Metabolism of Production-Living-Ecological Space in Beijing-Tianjin-Hebei Region	TIAN Chao, CHENG Lin-lin, SHAO Ying-chao	(1254)
Assessment of CO ₂ Co-benefits of Air Pollution Control Policies in Taiyuan's 14th Five-Year Plan	XIAO Ting-yu, SHU Yun, LI hui, <i>et al.</i>	(1265)
Coordinated Control of Carbon Emission Reduction and Air Quality Improvement in the Industrial Sector in Hunan Province	LI Nan, LIU Wan-wan, ZHU Shu-han, <i>et al.</i>	(1274)
Coal Control and Carbon Reduction Path in Henan Province's Power Industry Under the Carbon Peak and Neutralization Target: A Medium- and Long-term Study	ZHANG Jing, YANG Meng, ZHANG Wei, <i>et al.</i>	(1285)
Environmental Benefits of Pollution and Carbon Reduction by Bus Fleet Electrification in Zhengzhou	ZOU Chao, WANG Ya-nan, WU Lin, <i>et al.</i>	(1293)
Multi-scale Driving Mechanism of Urbanization on PM _{2.5} Concentration in Urban Agglomeration in the Middle Reaches of the Yangtze River	ZHANG Zheng, ZHOU Ting-gang, ZHOU Zhi-heng, <i>et al.</i>	(1304)
Analysis of Spatio-temporal Distribution Characteristics and Influencing Factors of PM _{2.5} Concentration in Urban Agglomerations on the Northern Slope of Tianshan Mountains	WANG Xiang-nan, ZHANG Zhe, LIU Fang-qing	(1315)
Spatial Variability and Source Apportionment of PM _{2.5} Carbon Components in Tianjin	WU Fu-liang, WU Jian-hui, DAI Qi-li, <i>et al.</i>	(1328)
Characteristics and Source Analysis of Carbonaceous Aerosols in PM _{2.5} in Huaxi District, Guiyang	GUI Jia-qun, YANG Yuan, WANG Xian-qin, <i>et al.</i>	(1337)
Pollution Characteristics, Source Apportionment, and Meteorological Response of Water-soluble Ions in PM _{2.5} in Xinxiang, North China	LIU Huan-jia, LI Lan-qing, LI Huan-li, <i>et al.</i>	(1349)
Characterization of Metal Elements in Atmospheric PM _{2.5} and Health Risk Assessment in Heze in Winter from 2017 to 2018	DU Hong-xuan, REN Li-hong, ZHAO Ming-sheng, <i>et al.</i>	(1361)
Analysis of the Jumping Characteristics and Influencing Factors of Ozone Pollution in Beijing	PAN Jin-xin, AN Xin-xin, LIU Bao-xian, <i>et al.</i>	(1371)
Analysis of Photochemical Characteristics and Sensitivity of Atmospheric Ozone in Nanjing in Summer	LUO Li-tong, ZHANG Yan-lin, LIN Yu-qi, <i>et al.</i>	(1382)
Ozone Pollution in Suzhou During Early Summertime: Formation Mechanism and Interannual Variation	WU Ye-zheng, ZHANG Xin, GU Jun, <i>et al.</i>	(1392)
Distribution Characteristics, Ecological Risk Assessment, and Source Tracing of Heavy Metals in the Sediments of Typical Lakes in the Middle Reaches of the Yangtze River	LU Hong-bin, LU Shao-yong, LI Xiang, <i>et al.</i>	(1402)
Spatiotemporal Distribution and Source Analysis of Heavy Metals in Surface Sediments in Lake Ulansuhai Based on PCA-APCS-MLR Model	CUI Zhi-mou, SHI Xiao-hong, ZHAO Sheng-nan, <i>et al.</i>	(1415)
Spatial and Temporal Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Water of Changshou Lake Reservoir, Chongqing	ZHANG Rui-xi, LIU Ya-jun, LUO Yong-nan, <i>et al.</i>	(1428)
Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Microplastics in the Yangtze River Basin	LI Si-qiong, WANG Hua, CHU Lin-you, <i>et al.</i>	(1439)
Assessment of Microplastic Pollution and Estimation of Annual Emission Volume in the Dongshan Canal of Yichang City	DING Shuang, LI Wei-ming, ZHANG Xu-tong, <i>et al.</i>	(1448)
Occurrence Characteristic and Risk Assessment of Microplastics in Sishui River (Xingyang Section)	ZHAO Chang-min, HE Bing, LI He-tong, <i>et al.</i>	(1457)
Contamination Characteristics and Ecological Risk Assessment of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Drains Flowing into the Yellow River of Ningxia	GAO Li, LI Ling-yun, ZHENG Lan-xiang, <i>et al.</i>	(1468)
Characteristics and Risk Assessment of Antibiotic Contamination in Oujiang River Basin in Southern Zhejiang Province	ZHONG Yi-xin, LI Li-xiang, WU Xin, <i>et al.</i>	(1480)
Spatial-temporal Distribution and Source Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Sediments of Poyang Lake	MA Yan, SUN Chen, BI Jia-le, <i>et al.</i>	(1492)
Change and Prediction of Water Purification Function in the South Bank of Hangzhou Bay in the Past 20 Years	WANG Shan-shan, CAO Gong-ping, XU Ming-wei, <i>et al.</i>	(1502)
Effects of Land Use Types on Water Quality at Different Buffer Scales: Tianjin Section of the Haihe River Basin as an Example	DAI Meng-jun, ZHANG Bing, DU Qian-qian, <i>et al.</i>	(1512)
Hydrochemical Characteristics and Control Factors of Shallow Groundwater in Anqing Section of the Yangtze River Basin	LIU Hai, SONG Yang, LI Ying-chun, <i>et al.</i>	(1525)
Dynamic Changes of Dissolved Organic Matter Derived from Algal Decomposition and the Environmental Effects in Eutrophic Lakes	ZHANG Jin, CHEN Ming-ying, HAO Zhi-neng, <i>et al.</i>	(1539)
Degradation of Carbamazepine in Water by UV-activated Sulfite Process	LIN Tao, YUAN Yu-jie	(1553)
Detection, Generation, and Control of Disinfection By-products of Reclaimed Water	LIAO Yu-feng, WANG Zheng, PAN Yang, <i>et al.</i>	(1561)
Absorption of Ammonium by Three Substrates Materials in Constructed Wetland System	HE Qiang, CHEN Bo-wen, YANG Yu-jing, <i>et al.</i>	(1577)
Ecological Environment Assessment and Driving Mechanism Analysis of Nagqu and Amdo Sections of Qinghai-Xizang Highway Based on Improved Remote Sensing Ecological Index	FU Kai-xiang, JIA Guo-dong, YU Xin-xiao, <i>et al.</i>	(1586)
Spatial-temporal Evolution and Driving Factors Analysis of Ecological Environment Quality in Daihai Basin based on AWRSEI	ZHAO Jia-li, LI Xing, SUN Bing	(1598)
Quantitative Assessment of the Impact of Climate Change on the Growing Season of Vegetation Gross Primary Productivity in the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River	XU Yong, PAN Yu-chun, ZOU Bin, <i>et al.</i>	(1615)
Effect of Vegetation Restoration on Soil Organic Carbon Storage in Coal Mining Areas Based on Meta-analysis	LI Jian-ming, KANG Yu-xin, JIANG Fu-zhen, <i>et al.</i>	(1629)
Effects of Continuous Annual Crop Rotation and Fallow on Soil Aggregate Stability and Organic Carbon	LU Ze-rang, LI Yong-mei, YANG Chun-huai, <i>et al.</i>	(1644)
Effects of Four Amendments on Fertility and Labile Organic Carbon Fractions of Acid Purple Soil	DING Xin-ru, YAN Ning-zhen, WANG Zi-fang, <i>et al.</i>	(1655)
Changes in Soil Nitrogen Components and Their Relationship with Environmental Factors with Different Tea Plantation Ages	SHAO Qi, WU Tao, XIE Xue-feng, <i>et al.</i>	(1665)
Nutrients and Ecological Stoichiometry Characteristics of Typical Wetland Soils in the Lower Yellow River	WANG Chuan-ying, WANG Kai-yue, WANG Hao-ran, <i>et al.</i>	(1674)
Effect of Film Mulching Age and Organic Fertilizer Application on the Distribution Characteristics of Microplastics in the Soil of a Peanut Field	SONG Ning-ning, LI Meng-jia, WANG Xue-xia, <i>et al.</i>	(1684)
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	HU Tian-yi, CHE Jia-yue, HU Yu-jie, <i>et al.</i>	(1692)
Tillage Depth Regulation and the Effect of Straw Return on Soil Respiration in Farmland	CHEN Xi, ZHANG Yan-jun, ZOU Jun-lie, <i>et al.</i>	(1702)
Distribution Prediction of Soil Heavy Metals Based on Remote Sensing Temporal-Spatial-Spectral Features and Random Forest Model	WANG Ze-qiang, ZHANG Dong-you, XU Xi-bo, <i>et al.</i>	(1713)
Characteristics and Identification Priority Source of Heavy Metals Pollution in Farmland Soils in the Yellow River Basin	LI Jun, LI Xu, LI Kai-ming, <i>et al.</i>	(1724)
Characteristics of Cd Flux in Topsoil Around Typical Mining Area in Hezhou, Guangxi	YANG Ye-yu, LI Cheng, YANG Zhong-fang, <i>et al.</i>	(1739)
Potential Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in Fengdong New District Based on Information Diffusion Model	YANG Nan-nan, HAN Ling, LIU Ming	(1749)
Traceability Analysis and Environmental Quality Assessment of Soil Heavy Metal Pollution in West Hunan Province	XIAO Kai-qi, XU Hong-gen, GAN Jie, <i>et al.</i>	(1760)
Distribution Characteristics, Source Analysis and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Typical Industry Reclaimed Soil	SHEN Cheng, WANG Wen-juan, SHA Chen-yan, <i>et al.</i>	(1769)
Provincial-scale Soil As Migration and Transformation and Rice Safe Planting Zoning: A Case Study of Guizhou Province	DONG Xin-yue, WU Yong, ZHOU Zi-han, <i>et al.</i>	(1781)
Effect of Silica Fertilizer(Husk Ash) to Improve Soil Quality and Reduce Cd and As Accumulation in Rice	YI Xuan-tao, OUYANG Kun, GU Jiao-feng, <i>et al.</i>	(1793)
Effect of EDDS Application on Soil Cu/Cd Availability and Uptake/transport by Castor	LIU Wen-ying, WU Gang, HU Hong-qing	(1803)
Blocking Effects of Foliar Conditioners on Cadmium, Arsenic, and Lead Accumulation in Wheat Grain in Compound-contaminated Farmland	XIAO Bing, WANG Qiu-shi, GAO Pei-pei, <i>et al.</i>	(1812)
Soil Microbial Community Structure and Functional Diversity Character of Abandoned Farmland in Minqin Oasis	LI Chang-le, ZHANG Fu, WANG Li-de, <i>et al.</i>	(1821)
Microbial Mechanisms of Removal of Phthalic Acid Esters in Purple Soils Revealed Using Metagenomic Analysis	LI Yu-tong, YU Hai, LIU Kun, <i>et al.</i>	(1830)
Air Microbial Contamination and Risk of Respiratory Exposure of Workers in Chicken Farms	BAI Yu-qiao, SUN Xing-bin, QIU Tian-lei, <i>et al.</i>	(1840)
Occurrence Characteristics of Microplastics in Multi-environmental Media and <i>Bellamyia aeruginosa</i> of Manao River	GAO Ya-kun, LI Wei-ming, ZHANG Xu-tong, <i>et al.</i>	(1849)
Biological Effect of Microplastics with Different Functional Groups on the Bacterial Communities and Metabolic Functions of Zebrafish (<i>Danio rerio</i>) Embryos	YAN Zhen-hua, ZHANG Yan, BAO Xu-hui, <i>et al.</i>	(1859)