

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

长江经济带工业污染排放空间分布格局及其影响因素

李芸邑, 刘利萍, 刘元元



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年8月

第42卷 第8期
Vol.42 No.8

目次

上海市夏季臭氧污染特征及削峰方案	严茹莎, 王红丽, 黄成, 王倩, 安静宇 (3577)
天津市夏季不同臭氧浓度级别 VOCs 特征及来源	王文美, 高璟赞, 肖致美, 李源, 毕温凯, 李立伟, 杨宁, 徐虹, 孔君 (3585)
重庆市主城区 O ₃ 污染时期大气 VOCs 污染特征及来源解析	李陵, 李振亮, 张丹, 方维凯, 徐芹, 段林丰, 卢培利, 王锋文, 张卫东, 翟崇治 (3595)
汽车维修行业挥发性有机物排放特征及大气化学反应活性	陈鹏, 张月, 张梁, 熊凯, 邢敏, 李珊珊 (3604)
2016 冬季京津冀一次持续重度霾天气过程分析	毛曳, 张恒德, 朱彬 (3615)
北京与成都大气污染特征及空气质量改善效果评估	党莹, 张小玲, 饶晓琴, 康平, 何建军, 卢宁生, 华明, 向卫国 (3622)
郑州市 PM _{2.5} 组分、来源及其演变特征	赵孝因, 王申博, 杨洁茹, 马秋红, 刘洋, 张瑞芹 (3633)
上海市 PM _{2.5} 中重金属元素对 COVID-19 控制的高频响应	程凯, 常运华, 旷雅琼, 邹忠 (3644)
粤港澳大湾区吸收性气溶胶的解析	段家乐, 巨天珍, 黄蕊蕊, 梁卓红, 范佳晨 (3652)
河南省 2016~2019 年机动车大气污染物排放清单及特征	高丹丹, 尹沙沙, 谷幸珂, 卢轩, 张欢, 张瑞芹, 王玲玲, 齐艳杰 (3663)
广州地区室内灰尘中典型邻苯增塑剂的污染特征与暴露风险	刘晓途, 彭长风, 陈达, 石玉盟, 汤书琴, 谭弘李, 黄维 (3676)
天津市主要河流和土壤中全氟化合物空间分布、来源及风险评价	武倩倩, 吴强, 宋帅, 任加国, 杨胜杰, 吴颜岐 (3682)
河网水源生态湿地水氢氧同位素分异特征	杨婷, 王阳, 徐静怡, 吴萍, 王为东 (3695)
重要饮用水源地天目湖水库有色可溶性有机物来源与组成特征	周蕾, 周永强, 张运林, 朱广伟 (3709)
城市不同类型水体有色可溶性有机物来源组成特征	俞晓琴, 崔扬, 陈慧敏, 朱俊羽, 李宇阳, 郭燕妮, 周永强, 韩龙飞 (3719)
白洋淀典型淀区沉积物间隙水溶解性有机物的光谱时空演变特征	周石磊, 陈召莹, 张甜娜, 张紫薇, 孙悦, 姚波, 崔建升, 李再兴, 罗晓 (3730)
夏季巢湖入湖河流溶解性有机质来源及其空间变化	宁成武, 包妍, 黄涛, 王杰 (3743)
洪泽湖浮游动物时空分布特征及其驱动因素	陈业, 彭凯, 张庆吉, 蔡永久, 张永志, 龚志军, 项贤领 (3753)
农业耕作对三峡水库支流库湾消落带土壤氮、磷含量及流失的影响	罗芳, 鲁伦慧, 李哲, 韦方强 (3763)
沱江流域总氮面源污染负荷时空演变	肖宇婷, 姚婧, 湛书, 樊敏 (3773)
微塑料对海水抗生素抗性基因的影响	周曙屹, 朱永官, 黄福义 (3785)
磺胺甲噁唑对海水养殖废水处理过程中抗性细菌及抗性基因的富集作用	王金鹏, 赵阳国, 胡钰博 (3791)
潮汐-复合流人工湿地系统优化及对抗生素抗性基因的去除效果	程羽霄, 吴丹, 陈铨乐, 高方舟, 杨永强, 刘有胜, 应光国 (3799)
三峡库区香溪河库湾土壤多环芳烃时空分布特征及风险评价	黄应平, 金蕾, 朱灿, 李锐, 谢平, David Johnson, 刘慧刚, 席颖 (3808)
长江经济带工业污染排放空间分布格局及其影响因素	李芸邑, 刘利萍, 刘元元 (3820)
淡水系统中 4 种塑料颗粒的老化过程及 DOC 产物分析	李婉逸, 刘智临, 苗令占, 侯俊 (3829)
DOM 对沉积物悬浮颗粒吸附铜的促进作用及机制	丁翔, 李忠武, 徐卫华, 黄梅, 文佳骏, 金昌盛, 周咪, 陈佳 (3837)
市政污水二级出水中溶解性有机质在紫外/氯处理过程中的转化特性	王雪凝, 张炳亮, 潘丙才 (3847)
亚硝酸盐不同生成方式对短程硝化反硝化除磷颗粒系统的影响	王文琪, 李冬, 高鑫, 张杰 (3858)
A ² /O 与倒置 A ² /O 工艺低温条件下的氨氮去除能力解析	李金成, 郭雅妮, 齐嵘, 杨敏 (3866)
厌氧氨氧化启动过程细菌群落多样性及 PICRUS2 功能预测分析	闫冰, 付嘉琦, 夏嵩, 易其臻, 桂双林, 吴九九, 熊继海, 魏源送 (3875)
活性污泥微生物群落结构及与环境因素响应关系分析	马切切, 袁林江, 牛泽栋, 赵杰, 黄崇 (3886)
汾河沿岸农田土壤微塑料分布特征及成因解析	朱宇恩, 王瀚萱, 李唐慧烟, 李华, 吴超, 张桂香, 阎敬 (3894)
基于 GIS 及 APCS-MLR 模型的兰州市主城区土壤 PAHs 来源解析	管贤贤, 周小平, 雷春妮, 彭熾雯, 张松林 (3904)
典型碳酸盐岩区耕地土壤剖面重金属形态迁移转化特征及生态风险评价	唐世琪, 刘秀金, 杨柯, 郭飞, 杨峰, 马宏宏, 刘飞, 彭敏, 李括 (3913)
大气 CO ₂ 摩尔分数升高对高、低应答水稻稻田 N ₂ O 排放的影响	于海洋, 黄琼, 王天宇, 张广斌, 马静, 朱春梧, 徐华 (3924)
椰糠生物炭对热区双季稻田 N ₂ O 和 CH ₄ 排放的影响	王紫君, 王鸿浩, 李金秋, 伍延正, 符佩娇, 孟磊, 汤水荣 (3931)
不同水分管理条件下添加生物炭对琼北地区水稻土 N ₂ O 排放的影响	王鸿浩, 谭梦怡, 王紫君, 符佩娇, 李金秋, 汤水荣, 伍延正, 孟磊 (3943)
物种多样性对铅锌尾矿废弃地植被及土壤的生态效应	杨胜香, 曹建兵, 李凤梅, 彭禧柱 (3953)
来利山锡尾矿区优势植物调查与生态修复潜力分析	秦芙蓉, 张仕颖, 夏运生, 张乃明, 吴程龙, 何忠俊, 岳献荣, 田森林 (3963)
黄河源区高寒沼泽湿地土壤微生物群落结构对不同退化的响应	林春英, 李希来, 张玉欣, 孙华方, 李成一, 金立群, 杨鑫光, 刘凯 (3971)
秸秆还田配施化肥对稻-油轮作土壤酶活性及微生物群落结构的影响	靳玉婷, 李先藩, 蔡影, 胡宏祥, 刘运峰, 付思伟, 张博睿 (3985)
镉胁迫对芒草根际细菌群落结构、共发生网络和功能的影响	陈兆进, 林立安, 李英军, 陈彦, 张浩, 韩辉, 吴乃成, Nicola Fohrer, 李玉英, 任学敏 (3997)
岩溶区稻田土壤真菌群落结构及功能类群特征	周军波, 靳振江, 肖筱怡, 冷蒙, 王晓彤, 潘复静 (4005)
锌冶炼地块剖面土壤对镉、铅的吸附特征及机制	刘凌青, 肖细元, 郭朝晖, 彭驰, 姜智超, 阳安迪 (4015)
不同土壤调理剂对土壤镉和邻-苯二甲酸酯迁移转化影响	王璨, 张煜行, 何明靖, 刘文新, 卢俊峰, 魏世强 (4024)
4 种钝化剂对污染水稻土中 Cu 和 Cd 的固持机制	丁园, 敖师营, 陈怡红, 肖亮亮 (4037)
叶施 L-半胱氨酸对水稻镉和矿质元素含量的影响	张雅芸, 王常荣, 刘月敏, 刘雅萍, 刘仲齐, 张长波, 黄永春 (4045)
镉对不同生长期籽粒菹植物螯合肽的影响	刘佳欣, 陈文清, 杨力, 李娜, 王宇豪, 康愉晨 (4053)
中国造纸业物质代谢演化特征	刘欣, 杨涛, 武慧君, 袁增伟 (4061)
《环境科学》征订启事 (3651)	《环境科学》征稿简则 (3718)
信息 (3836, 3885, 3893)	

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

王鸿浩, 谭梦怡, 王紫君, 符佩娇, 李金秋, 汤水荣, 伍延正*, 孟磊*

(海南大学热带作物学院, 海口 570228)

摘要: 干湿交替会影响土壤硝化和反硝化等 N_2O 主要的产生过程, 频繁的干湿交替在以海南为代表的热带水稻种植地区十分常见. 生物炭作为一种土壤改良剂在改良土壤理化性质, 减少土壤温室气体排放方面应用广泛, 然而当前关于生物炭在琼北地区水稻土频繁干湿交替过程中减排效果研究并未深入. 本试验以海南琼北地区典型水稻土为供试土壤, 以 400°C 厌氧条件下炭化的玉米秸秆生物炭为供试生物炭, 探究不同水分管理条件下添加生物炭对土壤温室气体排放及微生物相关功能基因的影响. 试验设置干湿交替条件下不添加生物炭 (AWD1), 干湿交替并添加 2% 生物炭 (AWD2), 干湿交替并添加 4% 生物炭 (AWD3), 持续淹水不添加生物炭 (CF1), 持续淹水并添加 2% 生物炭 (CF2), 持续淹水并添加 4% 生物炭 (CF3) 共 6 个处理, 进行为期 30 d 的 25°C 恒温避光培养. 结果表明: ①不同水分条件下添加玉米秸秆生物炭均可减少酸性水稻土中 N_2O 的排放 ($P < 0.05$, 下同), AWD3 处理 N_2O 排放总量为 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 相比 AWD1 处理减少了 68%; ②玉米秸秆生物炭在不同水分管理条件下均可以显著提高土壤 pH, 添加生物炭处理相对于不添加生物炭处理在培养结束后土壤 pH 平均提高了 0.5 个单位, 同时提高土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量, 但会导致 Eh 的降低; ③玉米秸秆生物炭的添加显著降低了氨氧化细菌 (AOB) 丰度, 显著提高了 *nosZ* 基因丰度, 降低了 (*nirK* + *nirS*)/*nosZ* 的比值, 抑制了硝化过程, 同时促进了反硝化过程 N_2O 的还原, 从而降低了 N_2O 排放. 结果表明, 干湿交替过程添加生物炭有利于减少水稻土 N_2O 排放, 在琼北地区农业温室气体减排方面有一定的应用前景.

关键词: 干湿交替; 持续淹水; 生物炭; N_2O ; 氨氧化细菌 (AOB); (*nirK* + *nirS*)/*nosZ*

中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)08-3943-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.202011197

Effects of Biochar Addition Under Different Water Management Conditions on N_2O Emission From Paddy Soils in Northern Hainan

WANG Hong-hao, TAN Meng-yi, WANG Zi-jun, FU Pei-jiao, LI Jin-qiu, TANG Shui-rong, WU Yan-zheng*, MENG Lei*

(College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: Alternating dry and wet conditions affect the main processes of N_2O production, such as nitrification and denitrification. Such conditions are very common in tropical rice-growing areas, such as Hainan. As a type of soil amendment, biochar is widely used to improve physical and chemical properties of soil and to reduce soil greenhouse gas emissions. However, there is a lack of existing in-depth research on the emission reductions of biochar when used in tropical soils that undergo frequently alternating dry and wet conditions. In this experiment, typical paddy soil from northern Hainan was used as the test soil, and corn stalk biochar, carbonized under anaerobic conditions at 400°C , was used as the test biochar. This experiment explored the effects of adding biochar on soil greenhouse gas emissions and microbial-related functional genes under different water management conditions. The experiment comprised a 30 d culture, kept in the dark at 25°C , and a total of six treatments: alternating dry-wet conditions without adding biochar (AWD1), alternating dry-wet conditions with 2% biochar (AWD2), alternating dry-wet conditions with 4% biochar (AWD3), continuous flooding without adding biochar (CF1), continuous flooding with 2% biochar (CF2), and continuous flooding with 4% biochar (CF3). The results showed that: ① the addition of biochar under different moisture conditions can reduce N_2O emissions in acidic paddy soil ($P < 0.05$, the same below), as the total N_2O emissions with the AWD3 treatment were $0.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, which indicates an approximate reduction of 68%, relative to the AWD1 treatment; ② Corn stalk biochar can significantly increase the soil pH under different water management conditions. Compared to the no-biochar treatment, the soil pH increased by 0.5 units on average after cultivation with the addition of biochar, and as the soil $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ content increased, it led to a decrease in Eh. ③ Corn stalk biochar significantly reduces the abundance of ammonia oxidizing bacteria and significantly increases the *nosZ* gene abundance. However, it decreases the ratio of (*nirK* + *nirS*)/*nosZ*, inhibits the nitrification process, and promotes the reduction of N_2O in the denitrification process. Thereby, the addition of corn stalk biochar can reduce N_2O emissions. These results show that alternating dry-wet conditions, combined with the addition of corn stalk biochar, are beneficial for reducing N_2O emissions in paddy soil, which may have further application in the reduction of agricultural greenhouse gas emissions in northern Hainan.

Key words: alternating wet and dry; continuous flooding; biochar; N_2O ; ammonia oxidizing bacteria (AOB); (*nirK* + *nirS*)/*nosZ*

收稿日期: 2020-11-23; 修订日期: 2021-01-27

基金项目: 海南省自然科学基金高层次人才项目(2019RC049); 国家自然科学基金项目(41661051, 42067008)

作者简介: 王鸿浩(1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为稻田温室气体排放与生物炭应用, E-mail: honghaowang96@163.com

* 通信作者, E-mail: wyl198712@163.com; menglei@hainanu.edu.cn

全球气候变化对人类产生的影响已经逐步显现,随着温室气体(greenhouse gas, GHG)排放量的逐年增加,全球变暖已经成为当前的事实^[1]. 据IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change)统计,与第一次工业革命时期相比,目前全球平均气温已升高0.61℃,若不采取措施减少GHG的排放,预计到本世纪末,全球平均气温将升高1.1℃^[2]. N₂O作为重要的温室气体,其在百年尺度上的全球增温潜势(global warming potential, GWP)是CO₂的265倍^[2]. 农田作为N₂O产生的重要场所,每年产生的N₂O(以N计)达到了3.3Tg,占全球N₂O总排放量的43%以上^[3,4]. 农业源产生的N₂O受多方面因素的影响,其中主要影响因素包括田间管理模式、土地利用方式和施肥量等^[5~7]. 在热区外水分管理良好的稻田中N₂O排放量可能较小,而海南地区年均蒸发量和降雨量大,农田水利设施欠缺,土壤频繁干湿交替过程十分常见,现有田间试验结果表明干湿交替会改善土壤通气环境,导致土壤N₂O排放的增加^[8,9]. 但在培养过程中干湿交替影响下的温室气体排放规律尚不明确,这种干湿交替过程可能会导致土壤N₂O排放量的增加.

有研究表明多种土壤改良剂如硝化抑制剂和有机物料等在减少土壤N₂O排放方面具有良好的作用^[10~12]. 生物炭作为一种新型土壤改良剂近年来在土壤修复、农田改良和作物增产方面效果显著^[13,14]. 但由于其制备原料、分解温度和分解时间等诸多因素的差异,不同生物炭的理化性质如比表面积、含氧官能团、C/N、pH和CEC等差异较大,其对N₂O的减排效果也有一定的差异,同时研究表明生物炭添加量与N₂O排放量相关^[15,16]. 水分同样是影响生物炭减排效果的重要因素,不同水分条件下,生物炭的减排效果存在较大差异^[17~19]. 但目前对于何种生物炭在不同水平添加量下以及何种水分条件下对温室气体的减排效果最佳存在一定争议. 多数研究表明,添加生物炭可以增加土壤C/N,降低NO₃⁻-N浓度,显著降低稻田土壤反硝化过程的N₂O排放^[20,21],相反的观点认为添加尿素和生物炭会减少土壤中矿质氮的淋溶,导致水稻土产生较高的N₂O排放量^[22]. 因此,在干湿交替频繁的水稻土中添加C/N较高的玉米秸秆生物炭可能会减少N₂O的排放. 同时,当前多数水稻土中添加生物炭的培养试验均在固水分条件下进行,无法较好地模拟田间动态水分变化下生物炭对N₂O的减排效果,进行更为合理的动态水分管理可以更好地模拟热带地区水稻土频繁干湿交替条件下添加生物炭的N₂O排放

规律.

海南岛地处热带北缘地区,水稻土成土母质主要以花岗岩、玄武岩、砂页岩、滨海沉积物以及河流沉积物为主. 其中土壤有机质含量多在2%左右. 由于脱硅富铝作用,其土壤pH多在7以下,呈酸性或弱酸性. 同时海南地区雨热同期,土壤矿化过程迅速,水稻土CEC较低,保肥能力差,但雨热条件丰富为其独特的水稻-冬季瓜菜轮作模式提供了气候基础^[23,24]. 水稻种植使田面淹水,形成强还原条件,从而减少冬季瓜菜种植过程中病虫害的发生^[25]. 据统计,2018年海南水稻种植面积达到了24.6万hm²,是海南主要粮食作物^[26]. 由于水利设施的落后,同时在水稻种植过程中管理较为粗犷,集雨灌溉为主要的灌溉方式,田面干湿交替过程十分常见^[27]. 同时由于独特的热带季风气候和海相沉积物土壤母质,雨季旱季差异明显,土壤保水保肥能力较差,早稻种植处于旱季,这种干湿交替现象更为常见. 田伟等^[23]和胡玉麟等^[24]的研究表明,热区水稻田N₂O排放量不可忽视. 在水分管理良好的水稻土中N₂O产生多以反硝化过程为主,而琼北地区频繁的干湿交替过程可能会增加土壤矿化速率,促进硝化作用,导致N₂O排放风险的增加^[28,29]. 目前,关于施用生物炭对我国琼北地区稻田频繁干湿交替条件下温室气体排放的研究鲜见报道.

因此,本文假设频繁的干湿交替条件会导致N₂O排放量的增加,添加玉米秸秆生物炭会减少N₂O的排放,并采用室内培养试验的方法,以琼北地区海相沉积物发育而来的水稻土作为研究对象,模拟海南稻田水分管理模式,探究在两种水分管理模式下添加不同量的生物炭对土壤N₂O排放及理化性质和相关功能基因产生的影响,以期生物炭对我国琼北地区稻田温室气体减排提供理论基础.

1 材料与方法

1.1 供试土壤基本性质

供试土壤取自海南省澄迈县西岸村(19°55'N, 109°57'E)的稻菜轮作田地水稻种植季土壤,当地属于热带季风气候,雨热条件丰富,年均降雨量1786.1mm,年均气温23.8℃,土壤类型为海相沉积物发育而来的水稻土. 土壤经室内风干后去除石砾和植物根系并过2mm筛. 土壤基本理化性质见表1.

1.2 供试生物炭基本性质

供试生物炭为玉米秸秆在400℃厌氧条件下裂解24h形成,由中国科学院南京土壤研究所提供,具体理化性质见表2.

表 1 土壤背景值

Table 1 Background value of soils

项目	容重 /g·cm ⁻³	pH	有机质 /g·kg ⁻¹	全氮 /g·kg ⁻¹	速效磷 /mg·kg ⁻¹	速效钾 /mg·kg ⁻¹	CEC /cmol·kg ⁻¹
参数	1.12	5.74	22.21	2.79	111.76	56.43	3.99

表 2 生物炭理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of biochar

项目	pH	有机质 /%	全氮 /%	全磷 /%	全钾 /%	CEC /cmol·kg ⁻¹	比表面积 /m ² ·g ⁻¹	Zeta 电位 /mV
参数	7.58	85.34	1.79	0.48	2.29	46.92	3.75	23.13

1.3 试验设计

本试验采用室内恒温培养法,共设置 6 个处理,每个处理设置 6 个重复,其中 3 个重复用于采集 N₂O 气体,另外 3 个重复用于土壤理化和微生物样品采集.处理分别为:①不加生物炭并进行干湿交替处理(AWD1);②添加 2% 的生物炭(体积比,下同)并进行干湿交替处理(AWD2);③添加 4% 的生物炭并进行干湿交替处理(AWD3);④不加生物炭并持续淹水处理(CF1);⑤添加 2% 的生物炭并持续淹水处理(CF2);⑥添加 4% 的生物炭并持续淹水处理(CF3)处理.持续淹水处理的土壤充水孔隙度(water filled pore space,WFPS)维持在 150% 左右,淹水深度 2~3 cm 左右,用称重法对持续淹水处理每天补水,而干湿交替处理同样从初始的 150% WFPS 放入培养箱内自然风干 6 d 后至约 40% WFPS 后补水至 150% WFPS,整个过程循环 5 次.试验开始前一周称取 200 g 风干土壤与各处理定量的玉米秸秆生物炭混匀放入 760 mL 培养瓶中并加水至 60% WFPS 进行活化,通过称重法每天补水.活化完成后,向每个处理中加入 N 200 mg·kg⁻¹ 进行为期 30 d 的 25℃ 恒温避光培养,其中 N 由尿素提供(含 N 46%).培养过程中添加生物炭的处理在瓶内壁外围存在微量生物炭漂浮.

1.4 样品采集与测定

气体样品采集频率为 2 d·次⁻¹,气体排放峰值期 1 d·次⁻¹,采气时间为当天 08:00~09:00,用 10 mL 针筒在培养瓶盖紧后的第 0 和 30 min 采集瓶中气体,并收集 6 mL 气体于带三通阀的针筒中,当日分析.收集的 N₂O 气体采用气相色谱仪(岛津 GC-2014)进行分析.检测所用标准气体由中国计量科学研究院提供.

土壤 pH 采用 pH 计(雷磁 PHS-3C)进行测定,Eh 采用便携式 Eh 计(Bante 220)进行测定.土壤样品中的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 分别用靛蓝比色法(625 nm)和紫外双波长比色法(220 nm 和 275 nm)进行

测定.

采集培养 18 d 土壤样品用于微生物分析.土壤样品 DNA 的提取采用 MOBIL 公司的土壤快速提取试剂盒(PowerSoil™ DNA Isolation Kit, Mo Bio Laboratories Inc., CA)进行提取,提取步骤参考试剂盒说明书,同时用超微量紫外分光光度计(Nano Drop 2000)测定 DNA 浓度和质量.采用 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测提取出的 DNA 片段大小,DNA 样品存放于 -20℃ 保存待用.

实时荧光定量 PCR 分析:本试验采用土壤中氨氧化细菌 *amoA* 基因、亚硝酸还原酶 *nirK*、*nirS* 基因和一氧化氮还原酶 *nosZ* 基因的拷贝数分别表示氨氧化细菌(AOB)、*nirK*、*nirS* 和 *nosZ* 基因型反硝化菌,所用引物分别为 AOB-1F/AOB-2R、*nirK*-1F/*nirK*-5R、*nirS*-cd3aF/*nirS*-R3cd 和 *nosZ*-F/*nosZ*-1662R^[30].定量分析采用 SYBR GREEN 法,反应体系为 20 μL,其中包括 10 μL 2×T5 Fast qPCR Mix (SYBR Green I),10 μmol·L⁻¹ 正反向引物各 1 μL,1 μL DNA 模板,7.4 μL 无菌水.并使用 10⁻¹~10⁻⁸ 浓度梯度的标准质粒作为模板进行荧光定量 PCR 扩增,最后根据扩增曲线计算基因丰度.

1.5 数据处理与分析

N₂O 排放速率计算公式如下:

$$F = \rho \times \frac{v}{W} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{273.15}{273.5 + T}$$

式中,*F* 为 N₂O 排放通量[μg·(kg·h)⁻¹];*ρ* 为标准状态下的气体密度(kg·m⁻³);*v* 为培养瓶内气体体积(mL);*W* 为风干土质量(kg);*ΔC/Δt* 为采气过程瓶内气体摩尔分数变化速率;*T* 为采样时瓶内平均温度(℃).

累积排放量计算公式如下:

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

式中,*f* 为累计排放量(mg·kg⁻¹),*n* 和 *i* 为采样次数,*t_{i+1}* - *t_i* 为两次采样间隔天数(d).

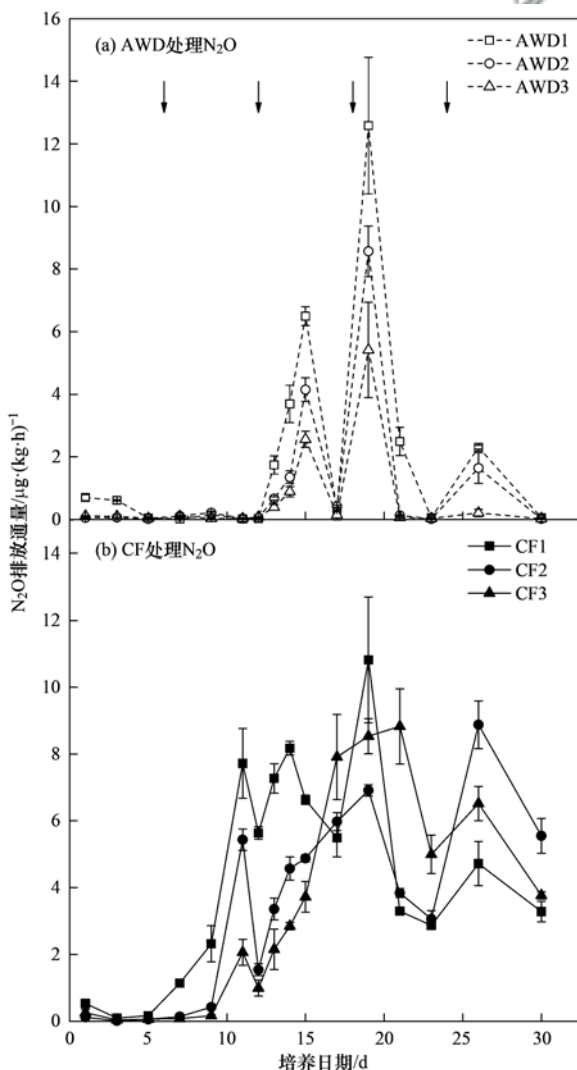
采用 Microsoft Excel 2016 对数据进行初步统计

整理,采用 SPSS 25.0 对数据进行方差分析与相关性分析,采用 Origin 2018 进行图形制作。

2 结果与分析

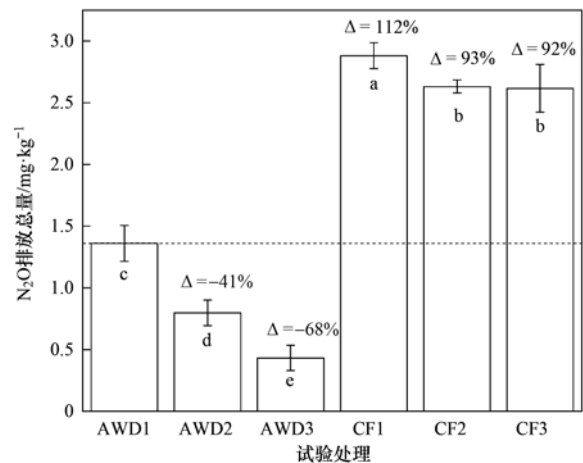
2.1 不同处理 N_2O 排放通量及总量

各处理 N_2O 排放高峰均出现在培养 9 d 后。其中,AWD 条件下各处理 N_2O 排放峰值出现在复水落干过程中,排放最高峰出现在 16 ~ 20 d [图 1 (a)]. CF 条件下各处理 N_2O 排放峰值出现时间与 AWD 条件下各处理相近,但除峰值期外,CF 条件下各处理排放通量均高于 AWD 处理 [图 1 (b)]. 从培养 30 d 的 N_2O 排放总量看,各处理 N_2O 排放总量由大到小依次为: CF1 > CF2 > CF3 > AWD1 > AWD2 > AWD3, AWD 各处理的 N_2O 排放总量均显著低于 CF 各处理 ($P < 0.05$, 下同), 其中 CF1 处理排放总量最高为 $2.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而 AWD3 处理排放总量最低为 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 2)。



↓表示当日复水至 150% WFPS
图 1 不同处理 N_2O 排放通量变化

Fig. 1 Variation in N_2O emissions in different treatments



Δ 表示各处理与 AWD1 处理 N_2O 排放总量的比较; 虚线表示以 AWD1 处理 N_2O 排放总量作为参考物设置的参考线; 不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), 下同

图 2 不同处理 N_2O 排放总量

Fig. 2 Cumulative emissions of N_2O in different treatments

2.2 不同处理土壤理化性质变化

添加 N 源后, 土壤 pH 相对培养前均升高 1 个单位以上。其中, 在培养第 12 d, 添加 4% 生物炭的 AWD3 处理 pH 最高, 达到 6.98。除 CF1 处理外, 所有处理在培养 0 ~ 6 d, pH 均呈上升趋势。12 ~ 30 d, 所有处理 pH 均呈下降趋势。培养 30 d 后, 在相同生物炭添加量下, AWD 处理的土壤 pH 显著高于 CF 处理, 其中 AWD2 和 AWD3 处理的土壤 pH 相比培养前分别提高了 0.27 和 0.47, 而未添加生物炭的淹水处理 CF1 在培养结束后 pH 最低, 为 5.36 (图 3)。

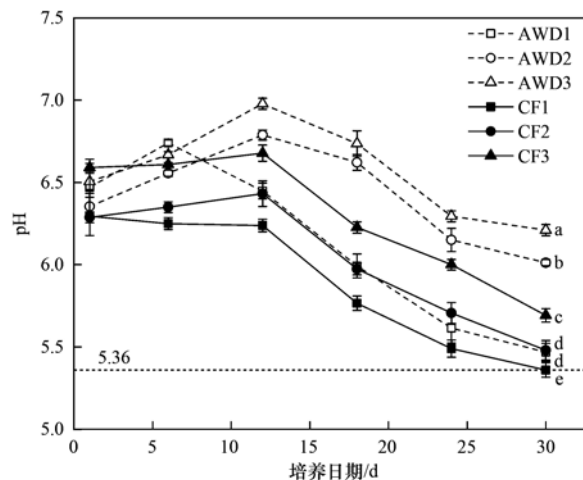


图 3 不同处理 pH 变化

Fig. 3 Variation in pH in different treatments

培养过程中, AWD 处理与 CF 处理的 Eh 变化趋势相反。0 ~ 18 d, AWD 处理的 Eh 呈先快后慢上升趋势, 在 18 d 后, Eh 趋于稳定。其中 AWD1 处理的 Eh 显著高于 AWD2 和 AWD3 处理, 达到 308 mV。而在

CF 处理中, 0~18 d, Eh 均呈下降趋势, 随后趋于稳定, 最终不添加生物炭的 CF1 处理其 Eh 显著高于添加生物炭的 CF2 和 CF3 处理. 30 d 后, CF3 处理 Eh 显著低于其他处理, 达到 -125 mV (图 4).

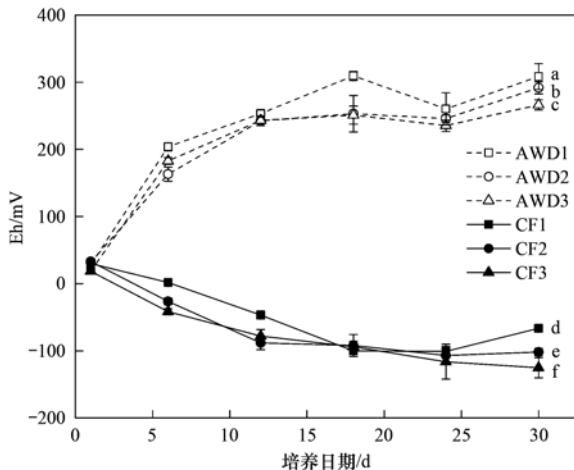


图 4 不同处理 Eh 变化

Fig. 4 Variation in Eh in different treatments

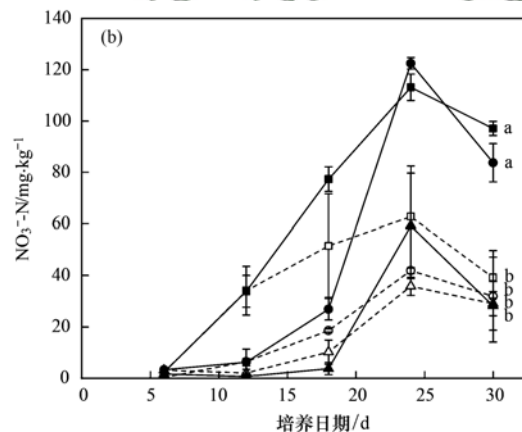
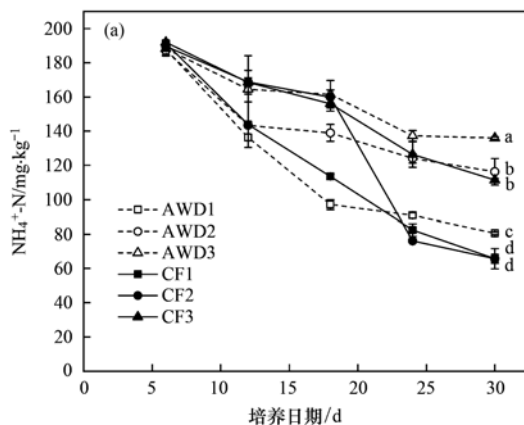


图 5 不同处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化

Fig. 5 Variation in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in different treatments

$10^5 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$, 在同等生物炭添加量下, CF 处理的 AOB-*amoA* 基因丰度显著高于 AWD 处理 [图 6 (a)]. CF3 与 AWD2 处理的 *nirS* 基因丰度显著高于其他处理 [图 6 (b)]. 在 AWD 各处理中, 添加生物炭可以显著降低 *nirK* 基因丰度 [图 6 (c)]. 在相同的水分条件下添加生物炭显著提高土壤 *nosZ* 基因丰度, 同时 AWD1 和 AWD2 处理的 *nosZ* 基因丰度均显著高于 CF1 和 CF2 处理 [图 6 (d)].

通过分析 $(\text{nirK} + \text{nirS})/\text{nosZ}$, 同等生物炭添加量下 AWD 各处理在第 18 d 时 $(\text{nirK} + \text{nirS})/\text{nosZ}$ 比值显著低于 CF 各处理, 同等水分条件下, 生物炭添加量与 $(\text{nirK} + \text{nirS})/\text{nosZ}$ 成反比 (图 7).

本试验中 N_2O 排放通量与 pH 和 Eh 呈极显著负相关, 但与 NO_3^- 呈显著正相关, 与 NH_4^+ 未表现出显著相关性. 同时 N_2O 排放通量和 AOB 呈极显著

培养过程中, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 呈现此消彼长的变化趋势. 整个培养期内, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 均呈下降趋势, 加入氮源后第 6 d, 各处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均在 $190 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右, 并没有表现出显著差异. 其中 AWD3 处理在整个培养过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 均高于其它各处理. 培养 30 d 后, 同等生物炭添加量下, AWD 各处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均显著高于 CF 各处理 [图 5 (a)]. 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在培养初期含量趋近于 0, 6~25 d 内各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量不断升高, 并在 25 d 时达到最大, 其中 CF1 和 CF2 处理的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 要显著高于其他处理. 25~30 d, 各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 均呈现下降趋势, 最终 CF1 和 CF2 处理的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著高于其他各处理 [图 5 (b)].

2.3 排放高峰时期土壤微生物功能基因丰度

不同处理 AOB 在培养第 18 d 表现出明显的差异, 其中 AWD1 和 CF1 处理具有较高的 AOB-*amoA* 基因丰度, 分别为 $2.28 \times 10^5 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $2.04 \times$

正相关, 相关系数达到 0.507, 与 *nirK*、*nirS* 和 $(\text{nirK} + \text{nirS})/\text{nosZ}$ 呈显著正相关, 其中相关性表现为 $\text{nirK} > (\text{nirK} + \text{nirS})/\text{nosZ} > \text{nirS}$, 但与 *nosZ* 无显著相关性. AOB 与土壤 pH 呈极显著负相关, 与 Eh 和 NH_4^+ 呈显著负相关, 与 NO_3^- 呈极显著正相关, 相关性系数达到 0.682. *nosZ* 基因与 NO_3^- 呈显著负相关, 与 *nirS* 基因呈极显著正相关 (表 3).

3 讨论

3.1 水分变化和添加生物炭对 N_2O 排放的影响

一般认为, 水分是调节土壤 N_2O 排放的关键, 本研究假设干湿交替会增加水稻土 N_2O 的排放. 在有氧条件下, 硝化过程是产生 N_2O 的主要过程, 厌氧条件下反硝化过程主导 N_2O 排放, 干湿交替条件有利于硝化过程进而促进 N_2O 的排放 [31, 32]. Liu

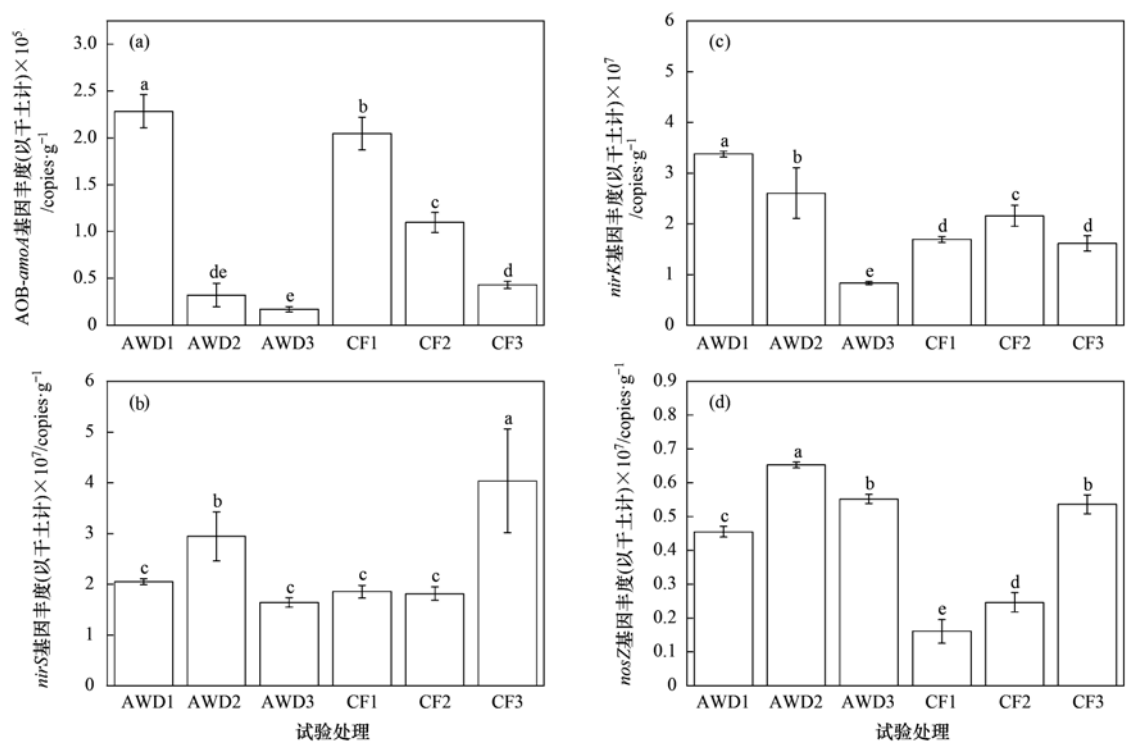


图 6 不同处理第 18 d 微生物功能基因丰度

Fig. 6 Microbial functional gene abundance on the 18th day of different treatments

表 3 N₂O 排放通量与各因素间的 Pearson 相关系数¹⁾

Table 3 Pearson correlation coefficients between N₂O fluxes and various factors

	N ₂ O	pH	Eh	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	AOB	nirK	nirS	nosZ
pH	-0.484 **								
Eh	-0.682 **	0.307							
NH ₄ ⁺	-0.292	0.842 **	0.051						
NO ₃ ⁻	0.408 *	-0.798 **	-0.309	-0.842 **					
AOB	0.507 **	-0.507 **	-0.360 *	-0.441 *	0.682 **				
nirK	0.417 *	-0.252	0.078	-0.095	0.077	0.091			
nirS	0.339 *	-0.082	-0.004	-0.014	-0.095	0.161	0.509 **		
nosZ	0.056	0.288	0.127	0.276	-0.373 *	-0.288	0.302	0.550 **	
(nirK + nirS)/nosZ	0.414 *	-0.424 **	0.007	-0.313	0.329	0.467 **	0.727 **	0.566 **	-0.086

1) * 表示 0.05 水平显著, ** 表示 0.01 水平显著

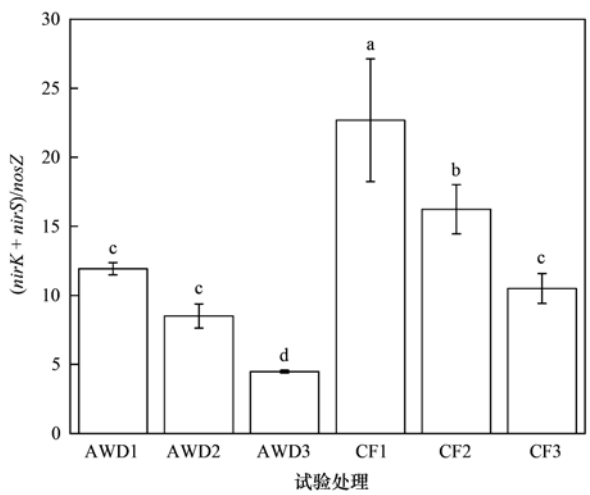


图 7 不同处理第 18 d (nirK + nirS)/nosZ 比值

Fig. 7 Value of (nirK + nirS)/nosZ on the 18th day of different treatments

等^[18]的研究发现土壤硝化过程产生的 N₂O 排放速率在 50% ~ 85% WFPS 下最高. Ma 等^[19]的研究发现 100% WHC 时土壤 N₂O 累积排放量最高, 而 40% WHC 时微生物活性降低, N₂O 排放受到抑制. 本试验结果表明, 在不添加生物炭的条件下, 相对于持续淹水, 干湿交替条件可以提高 18 d 时 N₂O 排放通量, 这是由于在干湿交替过程中, 土壤 WFPS 可以降低至最适宜 N₂O 产生的区间, 这段时期会产生较高的 N₂O 排放, 这与前人研究结果相似 (图 1)^[18,19]. 但前 18 d 干湿交替处理排放通量低于持续淹水处理, 同时干湿交替处理的 N₂O 排放总量均小于 CF 各处理, 这与假设不符合. 主要由于整个过程中, 干湿交替过程土壤处于最适 WFPS 的时间较短, WFPS 频繁变化过程中过高或过低均会限制微生物硝化与反硝化过程的进行, 从而抑制了 N₂O 的产

生^[33,34]. 持续淹水处理在前中期土壤孔隙中充足的 O_2 导致硝化作用与反硝化作用并存, 中后期由于缺少植物对 N 的吸收及 NO_3^- -N 无法淋溶, NO_3^- -N 在瓶中大量累积, 反硝化过程主导 N_2O 排放, 导致其 N_2O 减排效果减弱^[19]. Lin 等^[35] 在淹水状态下培养水稻土也有较高 N_2O 排放. Anderson 等^[36] 对不同 WFPS 土壤进行培养发现 60% WFPS 会促进硝化作用的进行, 而 100% WFPS 下反硝化作用会得到促进, 同时 N_2O 排放通量最大. Setyanto 等^[37] 在印尼水稻土上进行了与本研究类似的干湿交替试验但并未添加生物炭, 结果表明较持续淹水处理相比, 干湿交替处理并不会增加 N_2O 排放.

前人研究表明, 多数条件下生物炭可以有效减少土壤 N_2O 的排放, 本试验结果与假设一致^[38]. 添加生物炭后, 土壤 N_2O 排放总量显著降低, 可能的原因是生物炭可以抑制土壤硝化过程^[39], 同时促进反硝化过程中 N_2O 向 N_2 的还原^[40]. 在干湿交替条件下, 土壤处于好氧-厌氧交替变化过程, N_2O 主要产生于硝化过程, 其累积排放量与生物炭添加量呈反比(图 2), 这可能是由于生物炭在干湿交替条件下增加了土壤孔隙度, 提升土壤对 N_2O 的截持能力^[41,42], 生物炭较高的 CEC 提升了土壤对 NH_4^+ -N 的吸附能力, 降低了硝化过程可利用的底物浓度, 减少硝化过程 N_2O 的排放^[43], 同时, 干湿交替处理 Eh 均处于较高水平(图 4), 限制了反硝化产生 N_2O 过程. 相关性分析结果表明 N_2O 排放与 AOB 丰度呈显著正相关, 添加生物炭可以显著降低 AOB-*amoA* 与 *nirK* 基因丰度[图 6(a) 和 6(b)], 限制其硝化过程与反硝化过程, 从而导致 N_2O 排放降低. Wang 等^[44] 和 Clough 等^[45] 的研究发现生物炭中的酚类化合物和 α -萜烯化合物抑制了硝化菌的活性, 降低了硝化作用强度. 而在持续淹水过程中, 培养前中期土壤中存在充气孔隙, 硝化与反硝化并存, 中后期土壤处于还原条件, 反硝化过程主导了 N_2O 的排放. 持续淹水处理添加生物炭后提高了土壤孔隙度, 导致在培养前中期 CF2 和 CF3 硝化与反硝化作用并存, 这是导致其减排效果比添加生物炭的 AWD2 和 AWD3 弱的原因. CF1 处理中 AOB-*amoA* 基因丰度处于较高水平, 但显著低于 AWD1 处理, 而 CF2 和 CF3 处理的 AOB-*amoA* 基因丰度高于 AWD2 和 AWD3 处理, 同时持续淹水处理(*nirK* + *nirS*)/*nosZ* 高于干湿交替处理, 这同样说明在前中期持续淹水处理中硝化与反硝化过程并存(图 6 和图 7). 但生物炭提高了土壤 pH 和 C/N, 促进反硝化过程 N_2O 向 N_2 的还原^[46], 因此从累积排放量看, 在持续淹水

处理中同样具有减排效果. Harter 等^[41] 和 Van Zwieten 等^[42] 分别向砂质土壤和红壤中添加生物炭发现, 生物炭可以增加土壤孔隙度, 这些孔隙对 N_2O 具有截留作用从而减少 N_2O 的排放, 同时, 由于土壤孔隙度的增加产生的有氧条件抑制了厌氧反硝化的进行, 减少了反硝化过程 N_2O 的产生. Tarin 等^[47] 通过在土壤中添加 8% 木质生物炭同样发现了其有良好的减排效果, 减少了 11% 的 N_2O 排放. 相反的观点认为添加生物炭会促进 N_2O 的排放, Lin 等^[35] 的研究表明添加小麦秸秆生物炭会显著增加土壤 N_2O 排放总量, 这可能是由于土壤类型及生物炭种类差异所导致的.

3.2 水分变化和添加生物炭对土壤性质的影响

有研究表明, 添加生物炭可以显著提高土壤 pH, Chintala 等^[48] 的研究发现在酸性土壤中添加玉米秸秆和柳枝生物炭均可显著提高土壤 pH, 这与本研究的结果相似. 培养前期, 土壤 pH 缓慢上升, 12 d 后土壤 pH 缓慢下降, 最终, 相同水分管理条件下添加生物炭处理的土壤 pH 显著高于不添加生物炭的处理(图 3), 这可能是由于前期尿素水解和生物炭的共同作用, 导致土壤 pH 升高, 在后期由于 NO_3^- -N 浓度的增加, 土壤 pH 降低^[35], 同时, 干湿交替过程削弱了硝化过程, 导致其 NO_3^- -N 浓度低于 CF 处理, 产生的 NO_3^- -N 相对较少, 从而导致 AWD 各处理在同等生物炭添加量下的 pH 高于 CF 各处理^[45].

土壤 Eh 的变化主要与土壤充水孔隙有关, 一般在淹水条件下, 土壤呈还原条件^[49,50]. 本试验结果与前人的研究一致, 同时笔者发现, 在培养 30 d 后同等水分管理条件下, 添加生物炭可以显著降低土壤 Eh(图 4), 这可能是因为生物炭增加了土壤还原过程中微生物对电子的利用效率, 从而导致土壤 Eh 降低^[51].

NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 在培养过程中呈此消彼长的关系(图 5). 在同等水分条件下添加生物炭处理在培养结束后 NH_4^+ -N 浓度显著高于不添加生物炭的处理, 这与 Yang 等^[52] 的研究结果一致, 生物炭可以有效吸附土壤中的 NH_4^+ -N, 使土壤硝化过程底物浓度降低. 同时 AWD 各处理 NH_4^+ -N 浓度均高于同等生物炭添加量下的 CF 各处理, 这主要是由于干湿交替削弱了硝化过程, 同时生物炭对 NH_4^+ -N 吸附和抑制 AOB 的硝化过程共同作用的结果. Zheng 等^[53] 的研究发现添加生物炭可以有效抑制土壤 NH_4^+ -N 向 NO_3^- -N 的转变和淋失. Wang 等^[44] 的研究表明生物炭中的酚类化合物可以抑制 AOB 的活性从而抑

制硝化过程. 而 NO_3^- -N在培养前期逐渐升高则是由于硝化作用导致 NO_3^- -N的积累, 后期硝化作用减弱, 反硝化作用消耗 NO_3^- -N导致其浓度下降.

3.3 水分变化和添加生物炭对微生物功能基因的影响

有研究表明, AOB 主导土壤硝化过程中 N_2O 的排放. Wang 等^[44]的研究表明生物炭中的酚类化合物可以抑制 AOB 的活性. 陈晨等^[54]通过在蔬菜地添加尿素和生物炭发现相比只加尿素处理, AOB 丰度减少了 105.8%. 通过第 18 d 的微生物功能基因丰度发现, 生物炭可以显著降低酸性土壤 AOB 丰度, 在 AWD 条件下, AWD3 处理相比 AWD1 处理 AOB 丰度降低了 92.5%, CF3 处理与 CF1 处理相比 AOB 丰度降低了 79.0% [图 6(a)]. AWD3 处理 AOB 丰度最低, 可能的原因是较持续淹水处理相比, 干湿交替过程中微生物群落结构变化较大. Wu 等^[55]的研究发现土壤干湿交替过程中微生物量减少了约 44%. Lin 等^[35]的研究认为生物炭可以提高 AOB 丰度, 促进 N_2O 排放, 这与本研究结果存在差异, 导致差异存在可能的原因是添加生物炭种类的不同和土壤类型的不同导致施入氮源后土壤 pH 的差异.

反硝化过程同样是 N_2O 产生的重要途径, 主导反硝化过程的基因包括 *nirK*、*nirS* 和 *nosZ*^[56,57]. 相关性分析结果表明 *nirK* 和 *nirS* 基因丰度与 N_2O 排放通量呈显著正相关, 这与前人的研究结果一致 (表 3). Yanai 等^[58]的研究表明添加生物炭可以利用其石灰效应提升土壤 pH, 提高土壤 N_2O 还原酶活性, 本研究结果与之相符, 在 18 d 时, 干湿交替条件下生物炭可以显著降低反硝化过程底物浓度, 进而导致 *nirK* 基因丰度的降低, 同等水分条件下添加生物炭处理 *nosZ* 基因丰度显著高于未添加生物炭处理, 而 *nirS* 基因丰度未表现出明显的规律, 但添加生物炭可以显著降低 (*nirK* + *nirS*)/*nosZ* (图 7). Li 等^[59]的研究发现, 由于生物炭较大的比表面积和较多的纳米孔隙, 可以增加土壤孔隙度抑制反硝化过程, 进而显著减少反硝化过程中 *nirK* 的基因丰度. Wu 等^[60]的研究表明在水稻田中添加生物炭可以显著降低反硝化酶活性, 同时增加了 N_2O 还原酶活性, 使 *nosZ* 基因丰度增加, 进而显著降低 (*nirK* + *nirS*)/*nosZ*, 减少反硝化过程 N_2O 的排放.

4 结论

(1) 不同水分条件下添加生物炭均可减少 N_2O 的排放, 在干湿交替条件下生物炭对 N_2O 的减排效

果更佳, 说明生物炭在琼北地区水稻田 N_2O 减排方面具有较大的利用价值.

(2) 在琼北地区酸性水稻土中添加玉米秸秆生物炭可以有效提高土壤 pH, 改良土壤酸化状况, 同时吸附土壤 NH_4^+ -N, 抑制土壤硝化作用.

(3) 添加生物炭可以显著降低土壤 AOB 丰度, 抑制硝化作用下 N_2O 的产生, 同时增加 *nosZ* 基因丰度, 降低 (*nirK* + *nirS*)/*nosZ*, 促进反硝化过程 N_2O 的还原, 进而减少 N_2O 排放.

参考文献:

- [1] Agliardi E, Alexopoulos T, Cech C. On the relationship between GHGs and global temperature anomalies: Multi-level rolling analysis and copula calibration[J]. Environmental and Resource Economics, 2019, 72(1): 109-133.
- [2] IPCC. Climate Change 2014: Mitigation of climate change. Contribution of working group III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- [3] 聂皇华, 张家升, 和周明, 等. 长期定位施用牛粪对夏玉米-冬小麦体系农田 N_2O 和 NO 排放的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(2): 885-892.
Nie H H, Zhang J S, He Z M, et al. Effect of long-term dairy manure amendment on N_2O and NO emissions from summer maize-winter wheat cropping systems [J]. Environmental Science, 2019, 40(2): 885-892.
- [4] 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.
- [5] 蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统 CH_4 和 N_2O 排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2009.
- [6] 刘若萱, 贺纪正, 张丽梅. 稻田土壤不同水分条件下硝化/反硝化作用及其功能微生物的变化特征[J]. 环境科学, 2014, 35(11): 4275-4283.
Liu R X, He J Z, Zhang L M. Response of nitrification/denitrification and their associated microbes to soil moisture change in paddy soil [J]. Environmental Science, 2014, 35(11): 4275-4283.
- [7] 伍延正, 张苗苗, 秦红灵, 等. 不同土地利用方式下冬季 N_2O 排放及其影响因素[J]. 环境科学, 2013, 34(8): 2968-2974.
Wu Y Z, Zhang M M, Qin H L, et al. N_2O flux in winter and its affecting factors under different land use patterns [J]. Environmental Science, 2013, 34(8): 2968-2974.
- [8] 董艳芳, 黄景, 李伏生, 等. 不同灌溉模式和施氮处理下稻田 CH_4 和 N_2O 排放[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(3): 578-588.
Dong Y F, Huang J, Li F S, et al. Emissions of CH_4 and N_2O under different irrigation methods and nitrogen treatments [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, 23(3): 578-588.
- [9] Li L B, Li F S, Dong Y F. Greenhouse gas emissions and global warming potential in double-cropping rice fields as influenced by two water-saving irrigation modes in South China[J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2020, 20(4): 2617-2630.
- [10] Du Y G, Xin Y, Shu K, et al. Effect of nitrification inhibitor on plant biomass and N_2O emission rates in alpine meadows on the Tibetan Plateau [J]. Chemistry and Ecology, 2020, 36(5): 410-418.

- [11] 陈友德, 赵杨, 高杜娟, 等. 稻油不同轮作模式对农田甲烷和氧化亚氮排放的影响[J]. 环境科学, 2020, **41**(10): 4701-4710.
Chen Y D, Zhao Y, Gao D J, *et al.* Effects of different rotation patterns of oil-rice on methane and nitrous oxide emissions in rice fields[J]. Environmental Science, 2020, **41**(10): 4701-4710.
- [12] 郝耀旭, 刘继璇, 袁梦轩, 等. 长期定位有机物料还田对关中平原冬小麦-玉米轮作土壤 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(6): 2586-2593.
Hao Y X, Liu J X, Yuan M X, *et al.* Effects of long-term organic amendments on soil N_2O emissions from winter wheat-maize cropping systems in the Guanzhong Plain [J]. Environmental Science, 2017, **38**(6): 2586-2593.
- [13] Wei W L, Yang H Q, Fan M S, *et al.* Biochar effects on crop yields and nitrogen loss depending on fertilization[J]. Science of the Total Environment, 2020, **702**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134423.
- [14] Uchimiya M, Lima I M, Klasson K T, *et al.* Contaminant immobilization and nutrient release by biochar soil amendment: Roles of natural organic matter [J]. Chemosphere, 2010, **80**(8): 935-940.
- [15] 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.
- [16] Feng Z J, Zhu L Z. Impact of biochar on soil N_2O emissions under different biochar-carbon/fertilizer-nitrogen ratios at a constant moisture condition on a silt loam soil[J]. Science of the Total Environment, 2017, **584-585**: 776-782.
- [17] Xiang J, Liu D Y, Ding W X, *et al.* Effects of biochar on nitrous oxide and nitric oxide emissions from paddy field during the wheat growth season[J]. Journal of Cleaner Production, 2015, **104**: 52-58.
- [18] Liu R, Hayden H L, Suter H, *et al.* The effect of temperature and moisture on the source of N_2O and contributions from ammonia oxidizers in an agricultural soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2017, **53**(1): 141-152.
- [19] Ma L, Cheng Y, Wang J Y, *et al.* Mechanical insights into the effect of fluctuation in soil moisture on nitrous oxide emissions from paddy soil[J]. Paddy and Water Environment, 2017, **15**(2): 359-369.
- [20] Singla A, Inubushi K. Effect of biochar on CH_4 and N_2O emission from soils vegetated with paddy[J]. Paddy and Water Environment, 2014, **12**(1): 239-243.
- [21] Wu D, Feng Y F, Xue L H, *et al.* Biochar combined with vermicompost increases crop production while reducing ammonia and nitrous oxide emissions from a paddy soil[J]. Pedosphere, 2019, **29**(1): 82-94.
- [22] Chen J J, Kim H, Yoo G. Effects of biochar addition on CO_2 and N_2O emissions following fertilizer application to a cultivated grassland soil[J]. PLoS One, 2015, **10**(5), doi: 10.1371/journal.pone.0126841.
- [23] 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.
- [24] 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.
- [25] 周余乐. 稻菜轮作对荣县蔬菜常见病虫害的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2013.
Zhou Y L. Effects of rice-vegetable rotation on common vegetable diseases and insect pest in Rong County [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2013.
- [26] 国家统计局. 中国统计年鉴-2019[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [27] 唐清杰, 严小微, 孟卫东. 海南水稻生产现状分析及发展对策[J]. 杂交水稻, 2015, **30**(1): 1-5.
Tang Q J, Yan X W, Meng W D. Current status and developing strategy of rice production in Hainan[J]. Hybrid Rice, 2015, **30**(1): 1-5.
- [28] Borchard N, Schirrmann M, Cayuela M L, *et al.* Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N_2O emissions: a meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2019, **651**: 2354-2364.
- [29] Dong W J, Guo J, Xu L J, *et al.* Water regime-nitrogen fertilizer incorporation interaction: field study on methane and nitrous oxide emissions from a rice agroecosystem in Harbin, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, **64**: 289-297.
- [30] 刘杏认, 赵光昕, 张晴雯, 等. 生物炭对华北农田土壤 N_2O 通量及相关功能基因丰度的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(8): 3816-3825.
Liu X R, Zhao G X, Zhang Q W, *et al.* Effects of biochar on nitrous oxide fluxes and the abundance of related functional genes from agriculture soil in the North China Plain[J]. Environmental Science, 2018, **39**(8): 3816-3825.
- [31] 李香兰, 徐华, 蔡祖聪. 水分管理影响稻田氧化亚氮排放研究进展[J]. 土壤, 2009, **41**(1): 1-7.
Li X L, Xu H, Cai Z C. Effect of water management on nitrous oxide emission from rice paddy field: a review[J]. Soils, 2009, **41**(1): 1-7.
- [32] Kuang W N, Gao X P, Tenuta M, *et al.* Relationship between soil profile accumulation and surface emission of N_2O : effects of soil moisture and fertilizer nitrogen[J]. Biology and Fertility of Soils, 2019, **55**(2): 97-107.
- [33] Lan T, Han Y, Roelcke M, *et al.* Processes leading to N_2O and NO emissions from two different Chinese soils under different soil moisture contents[J]. Plant and Soil, 2013, **371**(1-2): 611-627.
- [34] Di H J, Cameron K C, Podolyan A, *et al.* Effect of soil moisture status and a nitrification inhibitor, dicyandiamide, on ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, **73**: 59-68.
- [35] Lin Y X, Ding W X, Liu D Y, *et al.* Wheat straw-derived biochar amendment stimulated N_2O emissions from rice paddy soils by regulating the *amoA* genes of ammonia-oxidizing bacteria [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, **113**: 89-98.
- [36] Anderson F L, Cooper J A, Amador J A. Laboratory-scale evaluation of the effects of water-filled pore space on emissions of CO_2 , CH_4 , N_2O , and N_2 from soil-based wastewater treatment [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2019, **230**, doi: 10.1007/s11270-019-4294-7.
- [37] Setyanto P, Pramono A, Adriany T A, *et al.* Alternate wetting and drying reduces methane emission from a rice paddy in Central

- Java, Indonesia without yield loss[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2018, **64**(1): 23-30.
- [38] Zhang Q, Xiao J, Xue J H, *et al.* Quantifying the effects of biochar application on greenhouse gas emissions from agricultural soils: A global meta-analysis[J]. *Sustainability*, 2020, **12**(8), doi: 10.3390/su12083436.
- [39] Wang J Y, Zhang M, Xiong Z Q, *et al.* Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from two paddy soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, **47**(8): 887-896.
- [40] Cayuela M L, Sánchez-Monedero M A, Roig A, *et al.* Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? [J]. *Scientific Reports*, 2013, **3**, doi: 10.1038/srep01732.
- [41] Harter J, Guzman-Bustamante I, Kuehfuss S, *et al.* Gas entrapment and microbial N₂O reduction reduce N₂O emissions from a biochar-amended sandy clay loam soil [J]. *Scientific Reports*, 2016, **6**, doi: 10.1038/srep39574.
- [42] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, *et al.* Influence of biochars on flux of N₂O and CO₂ from Ferrosol[J]. *Soil Research*, 2010, **48**(7): 555-568.
- [43] Kuo Y L, Lee C H, Jien S H. Reduction of nutrient leaching potential in coarse-textured soil by using biochar [J]. *Water*, 2020, **12**(7), doi: 10.3390/w12072012.
- [44] Wang Z Y, Zong H Y, Zheng H, *et al.* Reduced nitrification and abundance of ammonia-oxidizing bacteria in acidic soil amended with biochar[J]. *Chemosphere*, 2015, **138**: 576-583.
- [45] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, *et al.* Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, **74**(3): 852-860.
- [46] Huang Y, Zou J W, Zheng X H, *et al.* Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C: N ratios[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, **36**(6): 973-981.
- [47] Tarin M W K, Khaliq M A, Fan L L, *et al.* Divergent consequences of different biochar amendments on carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O) emissions from the red soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, **754**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141935.
- [48] Chintala R, Mollinedo J, Schumacher T E, *et al.* Effect of biochar on chemical properties of acidic soil [J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2014, **60**(3): 393-404.
- [49] 王桂良, 崔振岭, 陈新平, 等. 南方稻田活性氮损失途径及其影响因素 [J]. *应用生态学报*, 2015, **26**(8): 2337-2345.
- Wang G L, Cui Z L, Chen X P, *et al.* Reactive nitrogen loss pathways and their effective factors in paddy field in southern China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, **26**(8): 2337-2345.
- [50] 田桃, 曾敏, 周航, 等. 水分管理模式与土壤 Eh 值对水稻 Cd 迁移与累积的影响 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(1): 343-351.
- Tian T, Zeng M, Zhou H, *et al.* Effects of different water managements and soil Eh on migration and accumulation of Cd in rice[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(1): 343-351.
- [51] Joseph S D, Camps-Arbestain M, Lin Y, *et al.* An investigation into the reactions of biochar in soil[J]. *Soil Research*, 2010, **48**(7): 501-515.
- [52] Yang F, Cao X D, Gao B, *et al.* Short-term effects of rice straw biochar on sorption, emission, and transformation of soil NH₄⁺-N [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(12): 9184-9192.
- [53] Zheng H, Wang Z Y, Deng X, *et al.* Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil [J]. *Geoderma*, 2013, **206**: 32-39.
- [54] 陈晨, 许欣, 毕智超, 等. 生物炭和有机肥对菜地土壤 N₂O 排放及硝化、反硝化微生物功能基因丰度的影响 [J]. *环境科学学报*, 2017, **37**(5): 1912-1920.
- Chen C, Xu X, Bi Z C, *et al.* Effects of biochar and organic manure on N₂O emissions and the functional gene abundance of nitrification and denitrification microbes under intensive vegetable production[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, **37**(5): 1912-1920.
- [55] Wu J, Brookes P C. The proportional mineralisation of microbial biomass and organic matter caused by air-drying and rewetting of a grassland soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, **37**(3): 507-515.
- [56] Butterbach-Bahl K, Baggs E M, Dannenmann M, *et al.* Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? [J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013, **368**(1621), doi: 10.1098/rstb.2013.0122.
- [57] Thomson A J, Giannopoulos G, Pretty J, *et al.* Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2012, **367**(1593): 1157-1168.
- [58] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M, *et al.* Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, **53**(2): 181-188.
- [59] Li S Q, Song L N, Jin Y G, *et al.* Linking N₂O emission from biochar-amended composting process to the abundance of denitrify (*nirK* and *nosZ*) bacteria community[J]. *AMB Express*, 2016, **6**, doi: 10.1186/s13568-016-0208-x.
- [60] Wu Z, Zhang X, Dong Y B, *et al.* Microbial explanations for field-aged biochar mitigating greenhouse gas emissions during a rice-growing season [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, **25**(31): 31307-31317.

CONTENTS

Characteristics and Control Strategies on Summertime Peak Ozone Concentration in Shanghai	YAN Ru-sha, WANG Hong-li, HUANG Cheng, <i>et al.</i> (3577)
Characteristics and Sources of VOCs at Different Ozone Concentration Levels in Tianjin	WANG Wen-mei, GAO Jing-yun, XIAO Zhi-mei, <i>et al.</i> (3585)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of Atmospheric VOCs During Ozone Pollution Period in the Main Urban Area of Chongqing	LI Ling, LI Zhen-liang, ZHANG Dan, <i>et al.</i> (3595)
Emission Characteristics and Atmospheric Chemical Reactivity of Volatile Organic Compounds(VOCs) in Automobile Repair Industry	CHEN Peng, ZHANG Yue, ZHANG Liang, <i>et al.</i> (3604)
Analysis of the Continuous Heavy Pollution Process in the Winter of 2016 in Beijing, Tianjin, and Hebei	MAO Ye, ZHANG Heng-de, ZHU Bin (3615)
Evaluation of Air Pollution Characteristics and Air Quality Improvement Effect in Beijing and Chengdu	DANG Ying, ZHANG Xiao-ling, RAO Xiao-qin, <i>et al.</i> (3622)
Chemical Components and Sources of PM _{2.5} and Their Evolutive Characteristics in Zhengzhou	ZHAO Xiao-nan, WANG Shen-bo, YANG Jie-ru, <i>et al.</i> (3633)
High-frequency Responses to the COVID-19 Shutdown of Heavy Metal Elements in PM _{2.5} in Shanghai	CHENG Kai, CHANG Yun-hua, KUANG Ya-qiong, <i>et al.</i> (3644)
Analysis of Ultraviolet Aerosol Index in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	DUAN Jia-le, JU Tian-zhen, HUANG Rui-nui, <i>et al.</i> (3652)
Vehicle Air Pollutant Emission Inventory and Characterization in Henan Province from 2016 to 2019	GAO Dan-dan, YIN Sha-sha, GU Xing-ke, <i>et al.</i> (3663)
Characterization and Exposure Risk Assessment of Non-phthalate Plasticizers in House Dust from Guangzhou	LIU Xiao-tu, PENG Chang-feng, CHEN Da, <i>et al.</i> (3676)
Distribution, Sources, and Risk Assessment of Polyfluoroalkyl Substances in Main Rivers and Soils of Tianjin	WU Qian-qian, WU Qiang, SONG Shuai, <i>et al.</i> (3682)
Differentiation of Hydrogen and Oxygen Isotopes in the Water Source Treatment Wetlands of Stream Networks	YANG Ting, WANG Yang, XU Jing-yi, <i>et al.</i> (3695)
Characterizing Sources and Composition of Chromophoric Dissolved Organic Matter in a Key Drinking Water Reservoir Lake Tianmu	ZHOU Lei, ZHOU Yong-qiang, ZHANG Yun-lin, <i>et al.</i> (3709)
Sources and Optical Dynamics of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Different Types of Urban Water Bodies	YU Xiao-qin, CUI Yang, CHEN Hui-min, <i>et al.</i> (3719)
Temporal and Spatial Evolution Characteristics of DOM Spectra in Sediment Interstitial Water in Typical Zones of Baiyangdian Lake	ZHOU Shi-lei, CHEN Zhao-ying, ZHANG Tian-na, <i>et al.</i> (3730)
Sources and Spatial Variation of Dissolved Organic Matter in Summer Water of Inflow Rivers Along Chaohu Lake Watershed	NING Cheng-wu, BAO Yan, HUANG Tao, <i>et al.</i> (3743)
Spatio-temporal Distribution Characteristics and Driving Factors of Zooplankton in Hongze Lake	CHEN Ye, PENG Kai, ZHANG Qing-ji, <i>et al.</i> (3753)
Effects of Farming Practices on Soil Nitrogen and Phosphorus Concentrations and Its Loss in the Drawdown Area of the Tributary Embayment of the Three Gorges Reservoir	LUO Fang, LU Lun-hui, LI Zhe, <i>et al.</i> (3763)
Temporal and Spatial Evolution of Non-point Source Pollution Load of Total Nitrogen in Tuojiang River Basin	XIAO Yu-ting, YAO Jing, CHEN Shu, <i>et al.</i> (3773)
Microplastic-Induced Alterations to Antibiotic Resistance Genes in Seawater	ZHOU Shu-yi-dan, ZHU Yong-guan, HUANG Fu-yi (3785)
Enrichment of Antibiotic Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes by Sulfamethoxazole in the Biological Treatment System of Mariculture Wastewater	WANG Jin-peng, ZHAO Yang-guo, HU Yu-bo (3791)
Optimization of Tidal-Combined Flow Constructed Wetland System and Its Removal Effect on Antibiotic Resistance Genes	CHENG Yu-xiao, WU Dan, CHEN Quan-le, <i>et al.</i> (3799)
Temporal-spatial Distribution and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil of Xiangxi Bay in Three Gorges Reservoir Area	HUANG Ying-ping, JIN Lei, ZHU Can, <i>et al.</i> (3808)
Spatial Distribution Pattern and Influencing Factors of Industrial Pollution Emissions in Yangtze River Economic Belt	LI Yun-yi, LIU Li-ping, LIU Yuan-yuan (3820)
Aging Process and DOC Analysis of Four Different Types of Plastic Particles in Freshwater Systems	LI Wan-yi, LIU Zhi-lin, MIAO Ling-zhan, <i>et al.</i> (3829)
Promotion and Mechanisms of DOM on Copper Adsorption by Suspended Sediment Particles	DING Xiang, LI Zhong-wu, XU Wei-hua, <i>et al.</i> (3837)
Transformation Characteristics of Dissolved Organic Matter During UV/Chlorine Treatment of Municipal Secondary Effluent	WANG Xue-ning, ZHANG Bing-liang, PAN Bing-cai (3847)
Effects of Different Nitrite Generation on the Short-cut Nitrification Denitrifying Phosphorus Removal Granules System	WANG Wen-qi, LI Dong, GAO Xin, <i>et al.</i> (3858)
Ammonia Nitrogen Removal Performance with Parallel Operation of Conventional and Inverted A ² /O Sewage Treatment Processes in Winter	LI Jin-cheng, GUO Ya-ni, QI Rong, <i>et al.</i> (3866)
Diversity and PICRUS2-based Predicted Functional Analysis of Bacterial Communities During the Start-up of ANAMMOX	YAN Bing, FU Jia-qi, XIA Song, <i>et al.</i> (3875)
Microbial Community Structure of Activated Sludge and Its Response to Environmental Factors	MA Qie-qie, YUAN Ling-jiang, NIU Ze-dong, <i>et al.</i> (3886)
Distribution and Sources of Microplastics in Farmland Soil Along the Fenhe River	ZHU Yu-en, WEN Han-xuan, LI Tang-hui-xian, <i>et al.</i> (3894)
Source Apportionment of Soil PAHs in Lanzhou Based on GIS and APCS-MLR Model	GUAN Xian-xian, ZHOU Xiao-ping, LEI Chun-ni, <i>et al.</i> (3904)
Migration, Transformation Characteristics, and Ecological Risk Evaluation of Heavy Metal Fractions in Cultivated Soil Profiles in a Typical Carbonate-Covered Area	TANG Shi-qi, LIU Xiu-jin, YANG Ke, <i>et al.</i> (3913)
Effect of Elevated CO ₂ on N ₂ O Emissions from Different Rice Cultivars in Rice Fields	YU Hai-yang, HUANG Qiong, WANG Tian-yu, <i>et al.</i> (3924)
Effects of Coconut Chaff Biochar Amendment on Methane and Nitrous Oxide Emissions from Paddy Fields in Hot Areas	WANG Zi-jun, WANG Hong-hao, LI Jin-qiu, <i>et al.</i> (3931)
Effects of Biochar Addition Under Different Water Management Conditions on N ₂ O Emission From Paddy Soils in Northern Hainan	WANG Hong-hao, TAN Meng-yi, WANG Zi-jun, <i>et al.</i> (3943)
Ecological Effects of Species Diversity on Plant Growth and Physico-Chemical Properties in a Pb-Zn Mine Tailings	YANG Sheng-xiang, CAO Jian-bing, LI Feng-mei, <i>et al.</i> (3953)
Investigation of Dominant Plants and Analysis of Ecological Restoration Potential in Lailishan Tin Tailings	QIN Fu-rong, ZHANG Shi-ying, XIA Yun-sheng, <i>et al.</i> (3963)
Responses of Different Degradation Stages of Alpine Wetland on Soil Microbial Community in the Yellow River Source Zone	LIN Chun-ying, LI Xi-lai, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (3971)
Effects of Straw Returning with Chemical Fertilizer on Soil Enzyme Activities and Microbial Community Structure in Rice-Rape Rotation	JIN Yu-ting, LI Xian-fan, CAI Ying, <i>et al.</i> (3985)
Shifts in Rhizosphere Bacterial Community Structure, Co-occurrence Network, and Function of <i>Miscanthus</i> Following Cadmium Exposure	CHEN Zhao-jin, LIN Li-an, LI Ying-jun, <i>et al.</i> (3997)
Investigation of Soil Fungal Communities and Functionalities within Karst Paddy Fields	ZHOU Jun-bo, JIN Zhen-jiang, XIAO Xiao-yi, <i>et al.</i> (4005)
Adsorption Characteristics and Mechanism of Cd and Pb in Tiered Soil Profiles from a Zinc Smelting Site	LIU Ling-qing, XIAO Xi-yuan, GUO Zhao-hui, <i>et al.</i> (4015)
Influence of Different Soil Conditioner on the Transfer and Transformation of Cadmium and Phthalate Esters in Soil	WANG Can, ZHANG Yu-liang, HE Ming-jing, <i>et al.</i> (4024)
Immobilization Mechanism of Four Types of Amendments on Cu and Cd in Polluted Paddy Soil	DING Yuan, AO Shi-ying, CHEN Yi-hong, <i>et al.</i> (4037)
Foliar Application of L-Cysteine: Effects on the Concentration of Cd and Mineral Elements in Rice	ZHANG Ya-hui, WANG Chang-rong, LIU Yue-min, <i>et al.</i> (4045)
Effect of Cadmium Stress on Phytochelatins in <i>Amaranthus hypochondriacus</i> L. During Different Growth Periods	LIU Jia-xin, CHEN Wen-qing, YANG Li, <i>et al.</i> (4053)
Evolution of Material Metabolism in China's Pulp and Paper Industry	LIU Xin, YANG Tao, WU Hui-jun, <i>et al.</i> (4061)