

4年给43

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV HUANJING KEXUE

经济快速发展区场地污染特征、源-汇关系与管控对策专辑

我国经济快速发展区工业VOCs排放特征及管控对策 孟博文,李永波,孟晶,李倩倩,史斌,周喜斌,李金灵,苏贵金



- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- ■出版科学出版社





2021年3月

第42卷 第3期 Vol.42 No.3

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第42卷 第3期 2021年3月15日

目 次

经济快速发展区场地污染特征、源-汇关系与管控对策专辑
我国经济快速发展区工业 VOCs 排放特征及管控对策 孟博文,李永波,孟晶,李倩倩,史斌,周喜斌,李金灵,苏贵金 (1023)
长江经济带湖北省人为源 VOCs 排放清单及变化特征 ····································
长江经济带湖北省人为源 VOCs 排放清单及变化特征
世 20 年中国表层主壤中多环方烃时至分布特征及源解析
焦化场地内外土壤重金属空间分布及驱动因子差异分析 ··································· 顾高铨,万小铭,曾伟斌,雷梅(1081) 典型工化工业材束上擦香入屋源解析及它间分布模型
要望行化工业项中工赛里金属你胜例及至四万和侯权。
龙岩市某铁锰矿区土壤重金属地球化学空间分布特征与来源分析
基于全周期场地概念模型的场地环境精准调查应用案例 李培中,吴乃瑾,王海见,张骥,荣立明,李翔,魏文侠,宋云(1123)
造纸/ 土壤中短链和中链氯化石蜡的污染特征和风险评估 张佩萱,高丽荣,宋世杰,乔林,徐驰,黄帝,王爽,蒋思静,郑明辉(1131)
典型丹生铜石冰,周边工集中 PCDD/ FS、 PCDS 和 PCNS 的 75条符征及健康/\应广伯
典型再生铜冶炼厂周边土壤中 PCDD/Fs、PCBs 和 PCNs 的污染特征及健康风险评估 胡吉成, 邬静, 许晨阳, 金军 (1141) 柠檬酸与磷共存对土壤吸附镉的影响 宋子腾, 左继超, 胡红青 (1152) 两种能源草田间条件下对镉和锌的吸收累积 郑瑞伦, 石东, 刘文菊, 孙国新, 侯新村, 胡艳霞, 朱毅, 武菊英 (1158)
积特化烯基中间间条件下对调和特的吸收系统
盐胁坦卜八宝景大小同生态型对土壤中 Cd 枳累特仙
水分条件对生物炭钝化水稻土铅镉复合污染的影响
壳聚糖改性生物炭对水稻土甲基汞生成及其稻米积累的影响
铬污染对土壤细菌群落结构及其构建机制的影响····································
研究报告 COVID-19 疫情期间克津冀大气污染物变化及影响因素分析
2020 年初疫情管控对山东省空气质量影响的模拟
南京北郊 PM _{2.5} 中有机组分的吸光性质及来源 ·······················尚玥,余欢,茅宇豪,王成,谢鸣捷(1228)
COVID-19 疫情期间京津冀大气污染物变化及影响因素分析
·····································
1
西宁市大气污染来源和输送季节特征
有句是每个问行采过住下人气积恒心炎解依度分型存证。
 金子上加监例的区三用工业四区周辺人 (拝及)住有机物行架行訊 直接を (1298) 山地型城市冬季大气重污染过程特征及成因分析 一 対作诚、牛月圆、吴婧、闫雨龙、胡冬梅、邱雄辉、彭林 (1306) 一 白城市群主要大气污染物网格化排放清单及来源贡献 一 王文鹏、王占祥、李继祥、高宏、黄韬、毛潇萱、马建民 (1315) 2012 ~ 2019 年北京市储油库 VOCs 去除及排放水平变化监测分析 生活垃圾无害化处理大气污染物排放清单 上 大型、 (1328) 上 大型、 (1328)
山地型城市冬季大气重污染过程特征及成因分析 刘倬诚,牛月圆,吴婧,闫雨龙,胡冬梅,邱雄辉,彭林(1306)
二 日城巾群土安人气行架彻网恰化排放消里及米源贝斯····································
生活垃圾无害化处理大气污染物排放清单 马占云,姜昱聪,任佳雪,张阳,冯鹏,高庆先,孟丹(1333)
长江口邻近海域表层沉积物中的细菌藿多醇及对低氧区的响应判别
鄱阳湖流域水体和水产品甲苯酚的暴露特征及人体健康风险评估 ·
一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个一个
丹江口水库及其入库支流水体中微塑料组成与分布特征 潘雄,林莉,张胜,翟文亮,陶晶祥,李丹文(1372)
金盆水库暴雨径流时空演变过程及水质评价 ··············· 黄诚,黄廷林,李扬,李楠,齐允之,司凡,华逢耀,赵凌云(1380)
汛期暴雨径流对饮用水水库溶解性有机质(DOM)光谱特征的影响 ····································
苏州古城区域河道碳氮磷类污染物的分布特征
娘子关泉群水化学特征及成因 唐春雷,赵春红,申豪勇,梁永平,王志恒(1416)
型氧化钙里型肽沉利水甲瞬酸盐的吸附作用 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
紫外/亚硫酸盐高级还原工艺加速降解水中难降解含碘造影剂 刘子奇, 仇付国, 赖曼婷, 李津, 董慧峪, 强志民 (1443)
太阳能热活化过硫酸盐降解染料罗丹明 B 的效能
一步法La@MgFe ₂ O ₄ 的制备及其吸附水中磷的性能 ························ 白润英,宋博文,张彧,郝俊峰,刘建明,刘宇红(1461)
工性风快长块嵌修滤板换生物约滤组盲皮爬骨单几仍架物去除双胞
不同季节城市污水处理厂微生物群落特性 贺赟,李魁晓,王佳伟,王慰,樊鹏超,陈行行,王军静(1488)
麻黄碱在斑马鱼体内的器官特异性蓄积及毒代动力学 殷行行,郭昌胜,邓洋慧,邱紫雯,张艳,滕彦国,徐建(1496)
李程遥,黄廷林,温成成,梁伟光,林子深,杨尚业,李凯,蔡晓春(1391)苏州古城区域河道碳氮磷类污染物的分布特征 白冬锐,张涛,陈坦,王洪涛,金曦,郑凯旋,李忠磊,杨婷,金军(1403)娘子关泉群水化学特征及成因 唐春雷,赵春红,申豪勇,梁永平,王志恒(1416)过氧化钙重塑底泥对水中磷酸盐的吸附作用 徐楚天,李大鹏,王子良,吴宇涵,许鑫澎,黄勇(1424)亚热带丘陵区绿狐尾藻人工湿地处理养猪废水氮磷去向 王丽莎,李希,李裕元,张满意,吴金水(1433)紫外/亚硫酸盐高级还原工艺加速降解水中难降解含碘造影剂 刘子奇,仇付国,赖曼婷,李津,董慧峪,强志民(1443)太阳能热活化过硫酸盐降解染料罗丹明 B 的效能 马萌,许路,金鑫,金鹏康(1451)一步法La@MgFe20,的制备及其吸附水中磷的性能 白润英,宋博文,张彧,郝俊峰,刘建明,刘宇红(1461)工程规模长填龄渗滤液膜生物-纳滤组合设施各单元污染物去除效能 邵立明,邓樱桃,仇俊杰,吕凡,章骅,何品晶(1469)ANAMMOX 培养物中硫酸盐型氨氧化生物转化机制 华贞,董石语,黄勇(1477)不同季节城市污水处理厂微生物群落特性 贺崇、李魁晓,王佳伟,王慰,樊鹏超,陈行行,王军静(1488)麻黄碱在斑马鱼体内的器官特异性蓄积及毒代动力学 殷行行,郭昌胜,邓洋慧,邱紫雯,张艳,滕彦国,徐建(1496)内蒙古白云鄂博矿区土壤稀土元素污染特征及评价 王哲,赵莹晨,骆逸飞,郑春丽,卞园,张光宇(1503)广西典型岩溶区农田土壤-作物系统 Cd 迁移富集影响因素
一旦
超顺磁性纳米材料对隔污染稻田土壤微生物和酶的影响
水分管埋与施硅对水稻根表铁膜及砷镉吸收的影响 ····································
地膜覆盖对菜地垄沟 CH. 和 N.O 排放的影响····································
对比研究生物炭和秸秆对麦玉轮作系统 N_2O 排放的影响 ····································
流域水生态空间管控下生境监测方法概述
《环境科学》征订启事(1151) 《环境科学》征稿简则(1342) 信息(1402, 1415, 1580)



对比研究生物炭和秸秆对麦玉轮作系统 N_2O 排放的影响

唐占明, 刘杏认*, 张晴雯, 李贵春*

(中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所,北京 100081)

摘要:基于华北集约化农田麦玉轮作系统,对比研究了添加生物炭和秸秆还田对整个轮作周期土壤 N_2O 排放的影响,为农田土壤 N_2O 减排和秸秆的资源化利用提供理论依据. 试验共设 4 个处理:①对照(CK);②生物炭 9.0 t·(hm²·a) $^{-1}$ (C);③秸秆全量还田(SR);④在全量秸秆还田的基础上添加生物炭 9.0 t·(hm²·a) $^{-1}$ (C+SR). 结果表明,小麦季,C 处理土壤 N_2O 排放略有降低但差异不显著,SR 和 C+SR 处理促进了土壤 N_2O 的排放(47.4% 和 71.8%);玉米季,C 处理降低了土壤 N_2O 的排放(29.8%),SR 和 C+SR 处理促进了土壤 N_2O 的排放(13.4% 和 35.8%);小麦季,土壤含水量、 NH_4^+ -N和 MBN 含量是影响土壤 N_2O 排放的主要环境因子;玉米季, NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和 MBC 含量是影响土壤 N_2O 排放的主要环境因子。因此,生物炭对农田 N_2O 具有巨大的减排潜力,而秸秆直接还田不利于减少 N_2O 排放,并且在秸秆还田基础上添加生物炭并不能改善这种影响,今后应加强对秸秆腐熟还田技术的研究。

关键词:生物炭; 秸秆; 微生物量碳(MBC); 微生物量氮(MBN); 铵态氮; 硝态氮中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)03-1569-12 **DOI**: 10.13227/j. hjkx. 202008186

Effects of Biochar and Straw on Soil N₂O Emission from a Wheat Maize Rotation System

TANG Zhan-ming, LIU Xing-ren*, ZHANG Qing-wen, LI Gui-chun*

(Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: The effects of biochar and straw return on soil N_2O emissions were studied in the winter wheat-summer maize rotation system of intensively farmed land in North China to provide a theoretical basis for N_2O emission reduction and the efficient straw utilization. The experiment included the following four treatments; \bigcirc Control (CK); \bigcirc Biochar application at a rate of 9.0 t·(hm²·a) $^{-1}$ (C); \bigcirc Straw return (SR); and \bigcirc Straw return plus biochar application at a rate of 9.0 t·(hm²·a) $^{-1}$ (C+SR). The results showed that in the wheat season, the CK treatment showed a slight decrease in soil N_2O emission while the SR and C+SR treatments promoted soil N_2O emission by 47.4% and 71.8%, respectively. In the maize-growing season, the CK treatment reduced soil N_2O emission by 29.8% while the SR and C+SR treatments increased soil N_2O emission by 13.4% and 35.8%, respectively. During the wheat-growing season, the soil water, NH_4^+ -N, and MBN content were the main environmental factors affecting N_2O emissions; during the maize-growing season, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, and MBC content were the main environmental factors affecting emissions. Based on our results, the application of biochar to cropland is an effective option for mitigating greenhouse gas emissions, whereas direct straw return to fields might not be an effective strategy. More research is now needed to examine the effect of the return of straw of different maturity on N_2O emissions.

Key words: biochar; straw; microbial biomass carbon (MBC); microbial biomass nitrogen (MBN); NH₄ -N; NO₃ -N

氧化亚氮(N_2O)是最主要的温室气体之一,其单分子增温潜势较二氧化碳(CO_2)高 265 倍(100 a时间尺度),在大气中寿命可达 120 a,对位于平流层的臭氧层造成永久性破坏,对人类的生存环境造成严重威胁^[1].农田土壤是 N_2O 最主要的排放源,其排放量则高达(3.3 ± 1.1) $Tg \cdot a^{-1}$,约占全球土壤 N_2O 排放总量 33% ^[1,2],因此如何有效降低农田 N_2O 排放已成为国内外研究的重要课题.

生物炭作为一种具有独特性质的新型材料,由于其具有丰富的多微孔结构,比表面积较大,农田施用生物炭有助于改善土壤理化性状,如 pH、容重、孔隙度和持水性等,同时可以吸附固定 NH₄⁺和

 $NH_3^{[3,4]}$,近年来被广泛应用于土壤改良、作物增产和固碳减排等研究中 $^{[5,6]}$. Song 等 $^{[7]}$ 的研究发现生物炭的施用可以显著降低土壤 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N含量,从而影响土壤总硝化和反硝化速率来降低 N_2O 排放; Wang 等 $^{[8]}$ 通过水稻研究也发现生物炭可以提高氮吸收量,降低土壤 NO_3^- -N含量从而抑制 N_2O 排放; Pereira 等 $^{[9]}$ 的研究认为生物炭可以通过提高土壤 pH,碱化土壤来减少 N_2O 排放,并在酸性土壤

收稿日期: 2020-08-18; 修订日期: 2020-08-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(41773090)

作者简介: 唐占明(1995~),男,硕士研究生,主要研究方向为农业 生态系统碳氮循环,E-mail;tangzhanming1225@126.com

* 通信作者,E-mail:liuxingren@ caas. cn; liguichun@ caas. cn

中更有效; 刘杏认等[10]的研究也发现施用高量生物炭可以抑制 N_2O 排放,且 N_2O 排放通量与土壤温度和土壤含水量呈正相关关系,与 pH 呈负相关关系;还有研究认为生物炭主要通过改变土壤中部分微生物的多样性,这些微生物群落参与了氮素转换过程,如固氮、硝化和反硝化等,间接影响了土壤理化性质[11,12],从而抑制 N_2O 排放.因此,明确生物炭对土壤环境因子的影响对农田 N_2O 减排及生物炭的合理施用具有重要意义.

我国是秸秆资源最丰富的国家之一,据估算 2015年我国农作物秸秆总产量约为 9.3 亿 t, 而华 北平原秸秆资源占我国秸秆总量的28%[13,14],近年 来秸秆还田已成为该地区农作物秸秆利用的主要方 式[15]. 秸秆还田能够增强土壤微生物固持碳、氮的 能力,改善土壤微生物群落结构和功能,增加土壤 AM 真菌生物量及其占土壤微生物总生物量的比 例,提高土壤微生物群落的代谢能力与功能多样 性[16],从而提高了土壤的供肥水平[17,18]. 黄容等[19] 以紫色土为研究对象发现秸秆与化肥配施会降低土 壤NO₃-N和NH₄+-N含量,提高土壤有机质,促进 N₂O 排放. Zhao 等[14]的研究认为秸秆还田后增加了土壤 总有机碳的含量,底物碳含量的变化推动了反硝化 微生物群落组成的转变,导致了土壤 N,O 排放发生 变化;而郝耀旭等[20]在关中平原冬小麦-夏玉米轮 作土壤进行秸秆还田长期定位试验后发现,土壤水 分是影响 N₂O 排放的主要环境因子. 国内外关于秸 秆还田对 N,O 排放的影响持有不同观点,有研究发

现秸秆还田会促进 N_2O 排放 $^{[24-26]}$, 也有研究认为秸秆还田会降低 N_2O 排放 $^{[24-26]}$. 因此,秸秆还田对农田土壤 N_2O 排放的影响及其主要驱动因素还缺乏统一认识.

综上所述,关于添加生物炭与秸秆还田对农田土壤 N_2O 排放的影响还存在很大的不确定性,其主要的影响因素尚缺乏系统深入研究. 因此,本文拟以我国华北典型农田为研究对象,通过田间实地观测并结合土壤理化性质进行综合分析,试图从土壤理化性质的变化阐明生物炭及秸秆还田对土壤 N_2O 排放的影响及主要的驱动因素,以期为农田土壤 N_2O 减排和生物炭及秸秆的合理利用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地点位于山东省淄博市桓台县新城镇西逯家村华北集约农业生态系统试验站(117°58′E,36°57′N),处于黄河中下游鲁北平原南部.气候属于典型温带大陆性季风气候,夏季多雨,冬季干旱,多年平均降水量为560 mm,降雨主要集中在6~9月.年平均气温12.5℃,年平均日照时数2833h,无霜期平均为198 d.作物种植方式为冬小麦(10月初至次年6月初)和夏玉米(6月中旬至9月中旬)一年两熟制.土壤母质主要为山前冲积物和黄河冲积物,土层深厚,耕层土壤质地主要为壤土,试验区土壤的基本性质见表1.

表 1 试验区耕层土壤的基本性质

Table 1 Properties of the tested soil

项目	рН	有机碳 /g•kg ⁻¹	全氮 /%	碱解氮 /mg·kg ⁻¹	速效磷 /mg·kg ⁻¹	速效钾 /mg·kg ⁻¹
参数	8. 0	12. 4	0. 1	62. 4	21.6	294. 0

1.2 生物炭的性质

本试验所用生物炭以玉米秸秆为原材料,采用慢速热解的方法在 360° 条件下,经过 72 h 低~中温炭化过程生成黑色粉末. 所制备的生物炭密度为 $0.3~{\rm g\cdot cm^{-3}}$,pH 值为 8.1,含碳量为 49.4%,含氮量为 0.9%,有效磷含量为 0.2%,有效钾含量为 2.0%.

1.3 试验方案

田间试验布置始于 2017 年 10 月,至本试验开始时(2018 年 10 月)供试土壤已经趋于稳定. 本试验设置 4 个处理:①对照(CK);②生物炭 9.0 t·(hm²·a)⁻¹(C);③秸秆全量还田(SR);④在全量秸秆还田的基础上添加生物炭 9.0 t·(hm²·a)⁻¹(C+SR).每个处理 3 次重复,各处理随机区组排列,小区面积为 6 m×6 m. 本研究于 2018 年 10 月

至2019年9月对冬小麦-夏玉米整个轮作周期进行采样,小麦季为2018年10月17日至2019年5月31日,玉米季为2019年6月23日至2019年9月26日.田间各处理施用等量的氮、磷、钾肥,氮肥为尿素,用量为200kg·(hm²·a)⁻¹,磷肥为过磷酸钙,用量为55kg·(hm²·a)⁻¹,钾肥为硫酸钾,用量为40kg·(hm²·a)⁻¹.氮磷钾肥和生物炭平均分配给小麦季和玉米季.每季的氮肥等分为基肥和追肥分两次施用,磷肥和钾肥均作为基肥一次施用,生物炭在播种前一次性施用.供试小麦品种为鲁源502,玉米品种为郑单958.

各小区将氮磷钾肥人工均匀地撒施于地表,生物 炭处理的小区一并将生物炭均匀撒施地表,秸秆还田 处理的小区将上一季秸秆(小麦季为玉米秸秆还田, 玉米季为小麦秸秆还田) 机械粉碎全量还田,随耕地翻埋,进行15 cm 深度旋耕,其中小麦秸秆碳氮含量分别为47.4%和0.5%,C/N比为95:1,玉米秸秆碳氮含量分别为45.6%和0.6%,C/N比为76:1.小麦季于2018年10月16日进行施肥、旋耕和播种,2018年10月17日灌水,2019年3月26日追肥灌水,2019年5月31日收获;玉米季于2019年6月22日进行施肥、旋耕和播种,2019年6月23日灌水,2019年8月2日追肥灌水,2019年9月27日收获.

1.4 气体样品的采集及测定

气体样品的采集采用静态暗箱法. 采样箱规格 为 45 cm(长) × 45 cm(宽) × 50 cm(高), 箱外贴锡 箔反光膜,底座规格与之配套,材质均由不锈钢材料 制成,采样箱内顶部装有空气搅拌小风扇、温度传感 器以及用于采气用的硅胶导管. 在作物播种后,将底 座放置在每个小区中央,插入20 cm 土层深度,底座 下部留有密集圆孔,以便底座内外土壤进行水肥自 由交换,采样前用蒸馏水注满底座边缘槽,盖箱后以 切断箱内外空气的自由交换. 在整个作物生长季期 间,每周采样一次,播种后(2018年10月17日和 2019年6月23日)和追肥灌水(2019年3月26日 和2019年8月2日)后加密采样,样品每天采集1 次,连续采集7 d. 采样时间固定在09:00~11:00 之 间,采样时间持续24 min,采样时用注射器抽取盖箱 后 0、8、16 和 24 min 时 50 mL 气体,通过三通阀转 入真空气袋, 24 h 内用气相色谱仪(Agilnet Technologies GC7890A) 测定气体样品 N₂O 含量. 每 次采集气体样品的同时,同步记录箱内温度和5 cm 土壤温度. N₂O 检测器为 ECD, 80~100 目的 PorpakQ 作为分离柱内填充料,氮气作为载气,尾吹 气为 ArCH₄ (Ar 90%, CH₄10%), 尾吹气流量为 2 mL·min⁻¹. 前检测器温度为 250℃, 后检测器温度为 350℃,柱温为55℃.利用每组4个样品的气体峰面 积与采样时间计算斜率,利用公式(1)求得 N,O 排 放通量. 计算公式为:

$$F = \rho \times h \times \frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t} \times \frac{273}{273 + T} \tag{1}$$

式中,F 为 N_2O 排放通量[$\mu g \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$]; ρ 为标准状态下 N_2O 气体密度(1.977 $g \cdot L^{-1}$);h 为箱高(m); dc/dt 为 采 样 箱 内 N_2O 含 量 变 化 率 ($\mu g \cdot h^{-1}$);T 为采样箱内的平均温度($^{\infty}$).

N,O 累积排放量计算公式为:

$$M = \sum \frac{F_{i+1} + F_i}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \qquad (2)$$

式中,M 为土壤 N_2O 累积排放量($\mu g \cdot m^{-2}$); F 为 N_2O 排放通量[$\mu g \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$]; i 为采样次数; t_{i+1}

- t.为采样间隔天数.

1.5 土壤样品的采集及测定

土壤样品的采集时间与同期气体样品的采集时 间保持一致. 各处理随机选取 5 个点,采集 0~20 cm 土样进行混匀后过 2 mm 筛,等分两份后装入自 封袋,一份土样在室温条件下自然风干,用于测定土 壤 pH,另一份在4℃下保存,用于测定土壤含水量、 铵态氮、硝态氮和微生物碳氮含量.pH的测定:称取 10 g 过 2 mm 筛的自然风干土样,置于 50 mL 烧杯 中,加入25 mL蒸馏水,将容器密封后,用搅拌器搅 拌5 min,静置1 h,然后用pH 计(PH100 ExStick)测 定. 土壤含水量采用烘干法,在105℃下烘12 h至恒 重,冷却至室温后称重,计算土壤含水量;土壤铵态 氮、硝态氮利用 $0.01 \text{ mol} \cdot L^{-1}$ 的 CaCl。溶液浸提,滤 液采用流动注射自动分析仪(Braun and Lübbe, Norderstedt, Germany)测定;土壤微生物量碳氮采用 氯仿熏蒸进行提取,浸提液过滤后再使用 multi N/C 2100/2100S TOC 分析仪(Jena, Germany)测定. 具体 操作为称取过 2 mm 的新鲜土样 50 g 于烧杯中,置 于密闭容器中,同时放入装有 NaOH 溶液的烧杯,以 吸收土壤培养过程中产生的二氧化碳,容器中放置 少量蒸馏水,以保持土壤水分.将密闭容器置于 25℃培养箱中培养一周. 培养结束后,每个烧杯中分 别称取两份土样各 10 g,其中一份进行氯仿熏蒸,另 -份不熏蒸作为对照. 避光放置 24 h 后用 0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄ 浸提,振荡 0.5 h 后,过滤并测定其 含量. MBC(MBN)计算公式为:

MBC(MBN) =
$$\frac{40 \times [\omega(N)_{\frac{\pi}{M}} - \omega(N)_{\frac{\pi}{M}}]}{K_{E} \times \text{鲜土重/(1 + 土壤含水量)}}$$

式中, $\omega(N)_{\text{熏素}}$ 和 $\omega(N)_{\text{未熏素}}$ 分别表示熏蒸和未熏蒸土壤提取液中的全碳(全氮)含量($\mu g \cdot g^{-1}$); K_E 为转换系数 0. 45. 该公式计算结果为每 g 干土所含微生物量的碳(氮)含量($\mu g \cdot g^{-1}$).

1.6 数据分析

利用 Microsoft Office Excel 2016 进行数据处理,利用 Origin 8.5 软件绘图,利用 SPSS 24.0 进行数据方差分析,采用单因素方差分析和 LSD 法比较不同处理间 N_2O 排放量和累积排放量的差异,利用 Pearson 相关系数检验判断 N_2O 通量与环境因子之间的相关性,利用 SPSS 24.0 计算 N_2O 通量与环境因子的逐步回归方程,显著性水平选择 P<0.05.

2 结果与分析

2.1 不同处理 N,O 通量

在整个轮作周期内,不同处理(CK、C、SR和C

+SR)土壤 N₂O 排放通量变化趋势基本一致[图 1 (a)],均表现为先降低,后升高,最后趋于平稳,前期排放量变化幅度较大,后期保持在相对较低的排放水平,排放峰值均出现在施肥灌水后,且小麦季 N₂O 排放通量显著低于玉米季.

小麦生育期存在两个排放峰,分别出现在播种施肥后(2018年10月18日至11月5日期间)和人工追肥后(2019年3月27日至4月6日期间).在2018年10月18日至11月5日期间,与CK相比,生物炭处理(C) N_2O 排放通量降低了52.6%,生物炭加秸秆还田处理(C+SR)增加了20.5%,秸秆还田处理(SR)略有增加.在2018年11月5日之后,各处理 N_2O 排放量基本维持在较低水平.在2019年3月27日至4月6日期间,与CK相比,C处理 N_2O 排放量降低了20.3%,SR和C+SR处理分别增加了102.6%和151.2%(P<0.05).之后各处理 N_2O 排放量迅速减少,在2019年4月6日之后各处理排放量基本保持一致,均维持在一个较低的水平.

玉米生育期存在两个排放峰,分别出现在播种 施肥后(2019年6月24日至7月5日期间)和人工 追肥后(2019年7月28日至8月14日期间).在 2019年6月24日至7月5日期间,与CK相比,生 物炭处理(C)N2O排放通量降低了40.41%,秸秆还 田处理(SR)和生物炭加秸秆还田处理(C+SR)分 别增加了14.28%和29.03%(P<0.05).在2019年 7月5日之后,各处理 N₂O 排放量基本维持在较低 水平,在2019年7月12号,由于降雨的原因导致 N,O 排放出现了波动,各处理气体排放量均有不同 幅度的上升,之后降低趋于稳定. 在 2019 年 7 月 28 日至 2019 年 8 月 14 日期间,与 CK 相比, C 处理 N₂O 排放量降低了 11.61%, SR 和 C + SR 处理分别 增加了53.5%和123.9%(P<0.05).在这期间各 处理 N₂O 排放量迅速减少,在 2019 年 8 月 14 日之 后各处理排放量基本保持一致,均维持在一个较低 的水平.

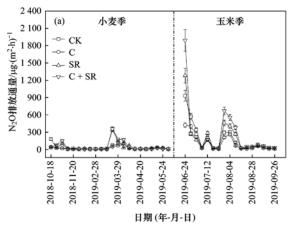
2.2 N₂O 累积排放量

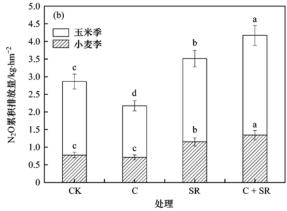
在小麦季, N_2O 累积排放量在 $0.71 \sim 1.34$ kg·hm⁻²之间[图 1(b)],与 CK 相比,C 处理 N_2O 累积排放量略有降低但差异不显著(P > 0.05), SR、C + SR 处理分别升高了 47.4% 和 71.8% (P < 0.05); C + SR 相比于 SR 处理, N_2O 累积排放量升高了 16.5% (P < 0.05).

在玉米季, N_2O 累积排放量在 1.46 ~ 2.83 kg·hm⁻²之间[图1(b)],与 CK 相比,C 处理 N_2O 累积排放量降低了 29.8%,SR 和 C + SR 处理分别升高了 13.4% 和 35.8% (P < 0.05); C + SR 相比于

SR 处理, N_2O 累积排放量升高了 19.9% (P < 0.05).

总的来说,在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内, N_2O 累积排放量在 2. 17~4. 17 kg·hm⁻²之间[图 1 (b)],与 CK 相比,C 处理 N_2O 累积排放量降低了 24. 1%,SR 和 C + SR 处理分别升高了 22. 7% 和 45. 8% (P < 0.05); C + SR 相比于 SR 处理 N_2O 累积排放量升高了 18. 8% (P < 0.05). 小麦季 N_2O 累积排放量量蓄低于玉米季,各处理小麦季和玉米季 N_2O 排放占全年总排放的百分数分别为 CK (27. 2% 和 72. 8%)、C 处理(32. 8% 和 67. 2%)、SR 处理(32. 8% 和 67. 2%)和 C + SR 处理(32. 2% 和 67. 8%). 玉米季是 N_2O 的主要排放期.





不同小写字母表示 P < 0.05 差异显著性水平

图 1 各处理土壤 N₂O 排放变化和 N₂O 累积排放量

Fig. 1 Variations in N_2O emissions and cumulative N_2O emissions from different treatments

2.3 土壤理化性质

2.3.1 土壤温度、pH 和含水量

图 2(a) 为整个轮作周期不同处理 5 cm 土壤温度变化. 在小麦季,土壤温度表现出先降低后升高的变化趋势,在玉米季刚好相反,全年平均温度为 19.3%,最高为 36.6% (2019 年 7 月 5 日),最低为 -1.6% (2018 年 1 月 20 日),各处理之间无显著差异.

不同处理土壤 pH 在小范围内有一定的变化 [图 2(b)],在小麦生育期内,与 CK 相比,C 处理土壤 pH 值升高了 0.04 个单位,SR 和 C + SR 处理土壤 pH 值分别降低了 0.07 和 0.04 个单位(P < 0.05),不同处理平均 pH 具体表现为 C(7.92) > CK (7.88) > C + SR(7.84) > SR(7.81). 在玉米生育期,与 CK 相比,C 处理土壤 pH 值升高了 0.04 个单位,SR 和 C + SR 处理土壤 pH 值分别降低了 0.04 和 0.08 个单位,不同处理平均 pH 具体表现为 C

(7.83) > CK(7.79) > C + SR(7.75) > SR(7.71)(P < 0.05).

土壤含水量的变化主要是由于降水和灌溉引起,整个作物生育期呈现出"M"型变化趋势[图2(c)].在小麦生育期内,与CK相比,SR和C+SR处理土壤含水量分别升高了8.2%和12.2%(P<0.05),C处理略有增加但不显著(P>0.05).在玉米生育期内,土壤平均含水量变化范围在17.6%~19.2%之间,不同处理间差异不显著(P>0.05).

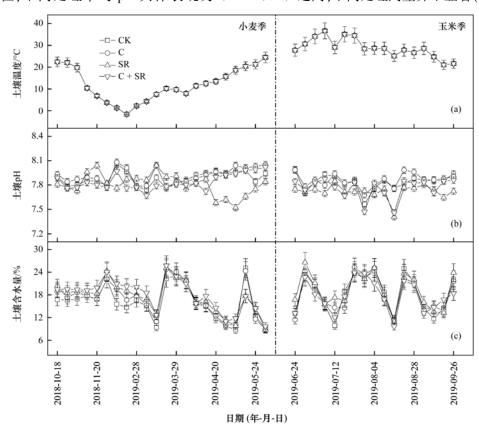


图 2 不同处理土壤温度、土壤 pH 和土壤含水量的变化

Fig. 2 Variations of soil temperature, soil pH and soil water content under different treatments

2.3.2 土壤 NO₃-N 和 NH₄-N 含量

整个轮作周期内土壤 NO_3^- -N含量变化如图 3 (a)所示. 小麦季在两次施肥后(2018 年 10 月 18 日和 2019 年 3 月 27 日)均出现峰值,其余时间变化幅度不大,各处理 NO_3^- -N平均含量为 C + SR (55.6 mg·kg⁻¹) > SR(55.4 mg·kg⁻¹) > CK(49.1 mg·kg⁻¹) > C(43.6 mg·kg⁻¹),与 CK 相比,C 处理下降了11.1%,SR 和 C + SR 处理分别增加了13.1%和13.5%(P<0.05); 玉米季,土壤 NO_3^- -N含量在2019年8月4日达到峰值,各处理含量分别为 C + SR (278.1 mg·kg⁻¹) > C(203.7 mg·kg⁻¹) > CK(156.7 mg·kg⁻¹) > SR(90.2 mg·kg⁻¹),与 CK 相比,C 和 C + SR 处理分别增加了43.7%和30.0%,SR 处理下降了42.5%(P<0.05),之后各处理 NO_3^- -N含量逐渐下

降至平均水平左右,在整个玉米季生育期内,各处理 NO_3^- -N平均含量表现为 $C+SR(48.8~mg\cdot kg^{-1})>SR(45.8~mg\cdot kg^{-1})>CK(39.9~mg\cdot kg^{-1})>C(37.7~mg\cdot kg^{-1}),与CK相比,C处理下降了<math>5.5\%$,SR和C+SR处理分别增加了15.0%和22.4%(P<0.05).总的来说,在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内,与CK相比,C处理 NO_3^- -N含量下降了8.7%,SR和C+SR处理分别增加了13.7%和15.4%,在施肥灌水后土壤 NO_3^- -N含量会显著提高(P<0.05).

图 3(b) 为整个轮作周期内土壤 NH_4^+ -N含量变化. 小麦季在播种施肥后一周内(2018 年 10 月 18 日至 10 月 22 日) 出现第一次峰值,与 CK 相比,C 处理略有降低但不显著(P > 0.05),SR 和 C + SR 处理分别增加了 16.0% 和 16.2% (P < 0.05),之后各

处理NH₄⁺-N含量逐渐降低,2019 年 2 月 28 日之后逐渐回升,人工追肥后在 2019 年 3 月 30 日达到生育期最高峰,与 CK 相比,C 处理降低了 25.8%,SR 和 C + SR 处理分别增加了 36.2% 和 43.1% (P < 0.05).整个小麦季期间,与 CK 相比,C 处理NH₄⁺-N含量略有降低但不显著(P > 0.05),SR 和 C + SR 处理分别增加了 14.3%和 27.0% (P < 0.05); 玉米季在人工追肥后(2019 年 8 月 4 日)达到生育期最高峰值,与 CK 相比,C 处理处理略有降低但不显著(P > 0.05),SR 和 C + SR 处理分别降低了 17.8% 和

33. 2% (P < 0. 05). 整个玉米季期间,各处理NH₄⁺-N平均含量表现为 C + SR(6. 15 mg·kg⁻¹) > SR(5. 64 mg·kg⁻¹) > CK (5. 63 mg·kg⁻¹) > C (5. 43 mg·kg⁻¹),相比于 CK, C 处理NH₄⁺-N含量下降了3. 6%,C + SR 处理增加了9. 2% (P < 0. 05), SR 处理略有增加但不显著(P > 0. 05). 总的来说,在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内,与 CK 相比,C 处理NH₄⁺-N含量下降了3. 4%,SR 和 C + SR 处理分别增加了7. 2%和17. 6%,在施肥灌水后土壤NH₄⁺-N含量也会显著提高(P < 0. 05).

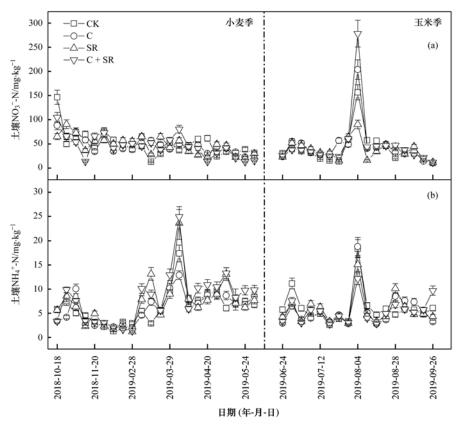


图 3 不同处理土壤NO3-N和NH4-N含量的变化

Fig. 3 Variations in soil NO₃ -N and NH₄ -N content under different treatments

2.3.3 土壤微生物量碳氮

在整个轮作周期内,各处理土壤 MBC 含量变化趋势基本一致[图 4(a)]. 小麦季在播种施肥后土壤 MBC 含量显著增加,在 2018 年 10 月 22 日达到生育期峰值,相比于 CK, C、SR 和 C + SR 处理分别增加了 47.1%、38.8% 和 41.4% (P < 0.05). 在整个小麦生育期,各处理 MBC 平均含量分别为 C + SR (239.4 μ g·g⁻¹) > SR (204.8 μ g·g⁻¹) > C(150.2 μ g·g⁻¹) > CK (101.3 μ g·g⁻¹),相比于 CK, C、SR 和 C + SR 处理分别增加了 48.3%、102.2% 和 136.3% (P < 0.05); 玉米季土壤 MBC 含量与小麦季变化情况基本相同,在施肥后,土壤 MBC 含量显著增加,2019 年 8 月 4 日达到生育期峰值,相比于

CK, C、SR 和 C + SR 处理分别增加了 64.4%、67.8% 和 70.9% (P<0.05). 在整个玉米生育期,各处理 MBC 含量分别为 C + SR(401.5 μ g·g⁻¹) > SR(351.7 μ g·g⁻¹) > C(313.5 μ g·g⁻¹) > CK(224.9 μ g·g⁻¹),相比于 CK, C、SR 和 C + SR 处理分别增加了 39.4%、56.3% 和 78.5% (P<0.05). 总的来说,在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内,与 CK 相比, C、SR 和 C + SR 处理土壤 MBC 含量分别增加了 42.7%、73.2% 和 99.7% (P<0.05).

土壤 MBN 含量变化如图 4(b) 所示. 小麦季土壤 MBN 含量在人工追肥后,即 2019 年 3 月 29 日达到生育期最高峰值,与 CK 相比, C、SR 和 C + SR 处理分别增加了 46.0%、44.1% 和 86.5% (P <

0.05). 在整个小麦生育期内,各处理 MBN 平均含 量变化为 C + SR (68.2 μg·g⁻¹) > SR (52.8 $\mu g \cdot g^{-1}$) > C(48.9 $\mu g \cdot g^{-1}$) > CK(26.3 $\mu g \cdot g^{-1}$), =CK 相比, C、SR 和 C + SR 处理分别增加了 85.9%、 100.8% 和 159.3% (P < 0.05). 玉米季土壤 MBN 含 量同样在人工追肥后 3 d 内即 2019 年 8 月 5 日达 到生育期峰值,分别为 $C + SR(272.7 \mu g \cdot g^{-1}) > C$ $(267.8 \, \mu \text{g} \cdot \text{g}^{-1}) > SR(245.3 \, \mu \text{g} \cdot \text{g}^{-1}) > CK(158.3)$ μg·g⁻¹),与 CK 相比,C、SR 和 C + SR 处理分别增 加了 69.1%、54.9% 和 72.2% (P < 0.05). 在整个 玉米季生育期内,各处理 MBN 平均含量变化为 C+ $SR (132.9 \ \mu g \cdot g^{-1}) > C (115.7 \ \mu g \cdot g^{-1}) > SR$ (112.9 $\mu g \cdot g^{-1}$) > CK(62.4 $\mu g \cdot g^{-1}$),与 CK 相比, C、SR 和 C+SR 处理分别增加了 85.4%、81.1% 和 113.1% (P < 0.05). 总的来说,在整个冬小麦-夏玉 米轮作周期内,与CK相比,C、SR和C+SR处理土 壤 MBN 含量分别增加了 85.7%、88.1% 和 129.5%,玉米季土壤 MBN 含量显著高于小麦季(*P* <0.05).

图 4 (c) 为土壤 MBC/MBN 的变化,各处理 MBC/MBN 数值变化趋势基本相同,呈"M"型波动.在小麦季生育期内,各处理 MBC/MBN 平均数值在3.3~4.5之间,与 CK 相比,各处理土壤 MBC/MBN 均有下降,C、SR 和 C+SR 处理土壤 MBC/MBN 分别下降了26.7%、6.7%和13.3%.在玉米季生育期内,各处理 MBC/MBN 平均数值在3.2~4.5之间,相比于 CK,C 处理 MBC/MBN 升高了18.8%,SR 和 C+SR 处理分别下降了3.8%和5.9% (P<0.05).总的来说,在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内,相比于 CK,各处理土壤 MBC/MBN 均有下降,C、SR 和 C+SR 处理分别下降了4.0%、5.3%和9.6% (P<0.05).

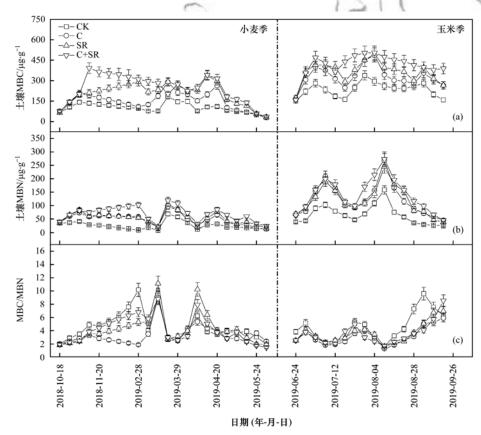


图 4 不同处理土壤 MBC、MBN 含量和土壤 MBC/MBN 的变化

Fig. 4 Variations in soil MBC, MBN content, and soil MBC/MBN under different treatments

2.4 N₂O 通量与环境因子的相关关系

表 2 为不同处理土壤 N_2O 排放量与环境因子的相关关系. 小麦季,各处理土壤 N_2O 排放量与土壤含水量均呈极显著正相关关系 (P < 0.01); CK处理下的土壤 N_2O 排放量与 NO_3^- -N含量呈显著正相关(P < 0.05),其余处理均不具有显著性; C 和 C + SR 处理下的土壤 N_2O 排放量与 NH_4^+ -N含量呈

显著正相关(P < 0.05), C 处理与 NH_4^+ -N含量呈极显著正相关(P < 0.01); C 处理下的土壤 N_2O 排放量与 MBC 含量呈显著正相关(P < 0.05), 其余处理均不具有显著性; CK 和 SR 处理下的 N_2O 排放量与 MBN 含量呈极显著正相关(P < 0.01), C 与 C + SR 处理与 MBN 含量显著正相关(P < 0.05); 另外, CK 处理下的土壤 N_2O 排放量与土

壤温度呈显著正相关(P < 0.05),其余处理均不具有显著性. 总的来说,在小麦季,对于不同处理, N_2O 排放与土壤含水量、 NH_4^+ -N和 MBN 含量呈一定程度的正相关关系.

在玉米季, CK 和 C 处理下土壤 N_2O 排放量与 NO_3^- -N 含量呈极显著正相关, 与 MBC 含量呈极显

著负相关(P < 0.01); SR 和 C + SR 处理下土壤 N₂O 排放量与 NH₄ - N 含量呈极显著正相关(P < 0.01); 其余处理均不具有显著性. 总的来说, 在玉米季, 对于不同处理, N₂O 排放与 NO₃ - N 和 NH₄ - N 含量呈一定程度的正相关关系, 与 MBC 含量呈一定程度的负相关关系.

表 2 不同处理 N_2O 排放与土壤环境因子相关性分析 $^{1)}$

时期	处理	土壤含水量	土壤 pH	NO ₃ - N	NH ₄ -N	MBC	MBN	$T_{\rm 5~cm}$
F1791		/%	7-36 bii	/mg⋅kg ⁻¹	/mg•kg ⁻¹	/μg•g ⁻¹	/μg•g ⁻¹	$^{\sim}$ C
	CK	0. 393 **	0.043	0. 536 *	0.418 *	0. 164	0. 529 **	0. 262 *
小麦季	С	0. 573 **	0.034	0. 169	0. 491 **	0. 287 *	0. 276 *	0. 112
小女子	SR	0. 502 **	0.076	0. 235	-0.033	0. 232	0. 619 **	0.043
	C + SR	0. 539 **	0.014	0. 214	0. 268 *	-0.135	0. 485 *	0.052
	CK	-0.191	-0.065	0. 753 **	0. 364	-0.627**	-0.318	-0.113
玉米季	C	-0.411	0. 208	0. 757 **	0. 282	-0.535 **	-0.24	0. 275
上小子	SR	-0.535	0. 233	-0.463	0. 785 **	0. 323	0. 192	0.675
	C + SR	0. 26	0. 571	-0.579	0. 795 **	-0.382	-0.535	0. 143

1) * 表示在 0.05 水平下显著相关; ** 表示在 0.01 水平下显著相关

为了进一步探究 N_2O 排放量与环境因子之间的定量关系,采用多元逐步回归方法计算了 N_2O 排放量与环境因子之间关系(表 3). 小麦季,对于 CK 而言, NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和 MBN 是影响土壤 N_2O 排放的主要环境因子,其拟合方程解释度可以达到 57%;对于 C 处理而言,对土壤 N_2O 排放量贡献程度较高的环境因子为土壤含水量和 NH_4^+ -N,其拟合方程可以解释 63% 的 N_2O 排放量的变化;对于 SR 处理而言,MBN 是影响土壤 N_2O 排放的主要环境因子,其拟合方程可以解释 37% 的 N_2O 排放量的变化;对于 C+SR 处理而言,土壤含水量、 NH_4^+ -N、MBC 和 MBN 共同影响土壤 N_2O 排放,其拟合方程可以解释 62% 的

 N_2O 排放量的变化. 由逐步回归分析可以得出小麦季 N_2O 排放与土壤含水量、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和 MBN 呈 正相关关系,与 MBC 含量呈负相关关系(P<0.05).

玉米季,对于 CK 和 C 处理而言,对土壤 N_2 O 排放量贡献程度较高的环境因子均为土壤 N_3 -N和 MBC,其拟合方程可以解释约 51%的 N_2 O 排放量的变化;而对于 SR 和 C + SR 处理而言, NH_4^+ -N含量是对土壤 N_2 O 排放量贡献程度最高的环境因子,其拟合方程可以解释 54% ~ 56%的 N_2 O 排放量的变化.由逐步回归分析可以得出玉米季 N_2 O 排放与土壤 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N呈正相关关系,与 MBC 含量呈负相关关系(P < 0.05).

表 3 不同处理 N_2O 排放与土壤环境因子逐步回归分析 $^{1)}$

Table 3 Stepwise regression analysis of N₂O emissions and soil environmental factors in different treatments

时期	处理	逐步回归方程	F	α	R^2
	CK	$Y = -62.951 + 0.515X_3 + 0.377X_4 + 0.297X_6$	29. 820	0.000	0. 571
小麦季	C	$Y = -52.580 + 0.635X_2 + 0.560X_4$	55. 747	0.000	0. 627
小女子	SR	$Y = -65.324 + 0.619X_6$	39. 838	0.000	0. 374
	C + SR	$Y = -153.720 + 0.477X_2 - 0.522X_5 + 0.316X_4 + 0.472X_6$	27. 224	0.000	0. 617
	CK	$Y = 116.789 + 1.159X_3 - 0.817X_5$	9. 184	0.003	0. 506
玉米季	C	$Y = 56.964 + 1.008X_3 - 0.556X_5$	9. 424	0.003	0. 513
玉 水子	SR	$Y = -22.484 + 0.785X_4$	8. 042	0.036	0. 540
	C + SR	$Y = 18.\ 126 + 0.\ 795X_4$	8. 593	0.033	0. 559

 $1)X_1$ 表示土壤 pH, X_2 表示土壤含水量, X_3 表示 NO_3^- - N, X_4 表示 NH_4^+ - N, X_5 表示 MBC, X_6 表示 MBN, X_7 表示 5 cm 土壤温度,Y 表示 N_2O 排放量, α 表示 F 检验显著性, R^2 表示回归方程拟合度

3 讨论

3.1 生物炭对 N₂O 排放的影响

在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内,生物炭(C) 处理显著降低了土壤 N₂O 累积排放量,降低幅度为 24. 1% [图 1(b)],生物炭对 N_2O 排放的影响与多数研究一致 [4.6.7.27.28]. 小麦季,与 CK 相比,C 处理 N_2O 累积排放量略有降低但差异不显著 [图 1(b)].对于 C 处理而言,影响 N_2O 排放的主要环境因子是土壤含水量和 NH_4^+ -N含量,其拟合方程解释

度达到了 63% (表 3), Song 等[7]的研究发现生物炭的施用主要通过降低 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 含量来抑制 N_2O 排放, 而在本试验中发现与 CK 相比, C 处理下的土壤含水量和 NH_4^+ -N含量均不具有显著性差异 [图 2(c) 和图 3(b)], 这可能解释了添加生物炭后 N_2O 累积排放量差异不显著的原因. 另外, 本研究还发现 C 处理 N_2O 排放与 MBC 和 MBN 含量呈正相关, 生物炭增加了土壤微生物量碳氮, 这与张星等[29]的研究结论一致, 施用生物炭有利于维持较高的微生物活性, 提高土壤肥力.

玉米季,C处理 N₂O 累积排放量降低了 29.8% 「图1(b)〕,逐步回归分析发现土壤NO√-N和 MBC 含量是影响 C 处理 N,O 排放的主要因子,其拟合方 程解释度达到了51%(表3). 玉米季 C 处理降低了 土壤NO, -N含量,这与贾俊香等[30]的研究结果一 致,生物炭可能通过吸附NO;-N离子,影响了<u>氮</u>素转 换过程,从而降低了土壤 N₂O 排放^[31,32];同时增加 了 MBC 含量,这可能是由于生物炭的加入提高了土 壤有机碳含量[7],促进了碳氮循环[12],从而影响了 N,O 排放. 另外,本研究发现,生物炭增加了土壤 pH [图 2(b)],促进了 N₂O 向 N₂ 的转换,从而减少了 N_2O 的排放[33],这与 Pereira 等[9]的研究结果一致. 另外 Xu 等[34]的研究认为土壤温度和含水量对土壤 N,O 排放有直接影响,但是本研究发现生物炭对 N_2O 的抑制作用不能归因于温度和含水量的变化, 在本研究中发现,生物炭与土壤温度和含水量并没 有显著相关关系,土壤含水量的变化主要是由于灌 溉和降雨引起的.

3.2 秸秆还田对 N₂O 排放的影响

大量研究表明,秸秆还田会增加农田土壤的 N,O 排放^[23,35,36],本研究也得到了相同的结论.小麦 季,秸秆还田(SR)处理土壤 N,O 累积排放量升高 了 47.4% [图 1(b)],拟合方程表明 MBN 是影响其 N₂O 排放的主要环境因子, N₂O 排放与 MBN 含量呈 极显著正相关(表2,P<0.01),进行秸秆还田后, MBN含量显著提升,与CK相比,增加了100.8% [图 4(b)], MBN 作为土壤有机氮的重要组成部分, 控制着土壤中碳和氮的养分循环,对养分的供给与 转化有着重要作用[29],当土壤中加入秸秆后,土壤 有机质含量增加,秸秆作为基质直接参与土壤硝化 过程,改变了参与 N₂O 排放的土壤微生物群落组 成,促进了土壤硝化作用[15],从而增加了 N₂O 排 放. 另外, 秸秆处理 N₂O 排放与土壤含水量呈极显 著正相关(表2,P<0.01),秸秆还田后,土壤含水量 增加,郝耀旭等[20]认为土壤水分是影响 N,O 排放 的主要环境因子,这也可能是解释 N_2O 排放增加的原因之一.

玉米季,在进行秸秆还田后,土壤NH4+N和 NO₃-N含量显著上升,且秸秆还田处理的土壤中 NH₄ -N和NO₃ -N含量明显高于生物炭处理(图 3), 较高的NH₄+N和NO₃-N含量可以增加微生物进行 硝化和反硝化作用的底物,从而促进土壤 N₂O 排 放^[37]. Mitchell 等^[38]的研究表明,底物碳含量是影 响 N₂O 排放的主要驱动因素之一,秸秆的分解为土 壤中微生物提供了碳源^[39],增加了土壤 MBC 含 量[40],外源有机碳增加了土壤 C/N 比率,为土壤反 硝化途径提供适宜环境,促进了微生物的生长,增加 了耗氧量,从而促进反硝化作用,导致了 N₂O 的大 量排放[41,42],这与本研究的结果一致,秸秆还田处 理 MBC 和 MBN 含量均显著提升(图 4). 另外, 秸秆 还田处理 pH 值出现了一定程度的降低, pH 值的降 低抑制了 N,O 还原酶的活性[23],这也可能是土壤 N,O 排放增加的原因.

3.3 秸秆和生物炭对 N,O 排放的影响

本试验发现,无论小麦季还是玉米季,在秸秆还 田基础上添加生物炭后(C+SR)都会促进土壤 N₂O 的排放「图 1(b)],并没有同生物炭处理一样降低 土壤 N,O 排放,相反,排放量甚至高于秸秆还田处 理. 小麦季, C+SR 处理相比于 CK 升高了 71.8%, 拟合方程表明土壤含水量、MBC、MBN 和NH₄+N含 量是影响其 N,O 排放的主要环境因子,其方程解释 度达到了 62% (表 3),其中土壤含水量、MBN 和 NH4+N含量与 N2O 排放呈显著正相关(表 2, P < 0.05). 土壤含水量的增加有利于土壤反硝化作用, 从而促进了 N,O 排放[43],这与本研究的结果一致, C+SR 处理土壤含水量增加了12.2%.C+SR 处理 的 MBC 和 MBN 含量均是各处理最高水平,相比于 CK 增加了 136.3% 和 159.3%, 说明生物炭与秸秆 可能对土壤提供了充足的有机质[40],作物生长迅 速,微生物活动旺盛,分解产生了大量的微生物量碳 氮^[29],从而导致了 N₂O 的大量排放. C + SR 处理 NH, + -N含量增加了27.0%, 许宏伟等[44]的研究发现 N₂O排放与NH₄⁺-N含量呈显著正相关,这与本研究 的结论一致,然而在他的研究中认为在秸秆还田基 础上添加生物炭会降低 N₂O 排放,其土壤NH₄+N含 量降低,这与本研究的结论相反,可能是由于试验土 壤类型的不同,张秀玲等[45]的研究发现生物炭对不 同土壤类型 N,O 排放的影响存在差异. 另外本研究 发现 SR 处理和 C + SR 处理土壤矿质氮均显著增 加,而 C 处理却略有下降,这说明 C+SR 处理中主

要影响因素是秸秆,土壤 pH 的变化也说明了这一 现象,C 处理土壤 pH 升高,而 SR 和 C + SR 处理降 低[46].

玉米季,回归方程表明影响该处理土壤 N,O 排 放的环境因子主要是NH4+N含量,其方程解释度达 到了 56% (表 3),且NH4 -N含量均高于其它处理 [图 3(b)],生物炭和秸秆使参与土壤硝化和反硝 化的微生物获得了充足的底物,为其提供了适宜的 生长环境,提升了硝化和反硝化速率,从而产生了大 量的 N₂O^[40], Liu 等^[47]的研究发现 N₂O 和 NO 的排 放受到土壤矿质氮的强烈影响, N,O+NO排放总量 与土壤NH4+N和NO5-N含量呈显著正相关,这很好 地解释了 C+SR 处理 N,O 排放强烈的现象. 另外, 生物炭与秸秆还田为土壤提供了充足的碳源和氮 源^[3,48],增加了土壤 MBN 和 MBC 含量,促进了反硝 化作用引起的 N₂O 排放,同时 C + SR 处理 pH 值也 同 SR 处理一样出现了下降现象. 总的来说,对于 C +SR 处理而言,土壤矿质氮是影响 N₂O 排放的主 要环境因子,秸秆还田使得土壤NH4+N和NO3-N含 量增加,促进了 N,O 排放,生物炭对其影响较小.

4 结论

- (1)在整个冬小麦-夏玉米轮作周期内,生物炭降低了 N_2O 排放,秸秆还田促进了 N_2O 排放,玉米季 N_2O 排放占全年的 $67.2\%\sim72.8\%$,是 N_2O 的主要排放期.小麦季,生物炭处理(C)土壤 N_2O 排放略有降低,秸秆还田(SR)和生物炭加秸秆还田处理(C+SR)分别增加了47.4%和71.8%;玉米季,C处理降低了29.8%,SR和C+SR处理分别增加了13.4%和35.8%.
- (2) 小麦季, 土壤含水量、 NH_4^+ -N和 MBN 含量是影响土壤 N_2O 排放的主要环境因子. 对于 C 处理而言, N_2O 排放与土壤含水量和 NH_4^+ -N含量呈正相关关系; 对于 SR 处理而言, N_2O 排放与土壤 MBN含量呈正相关关系; 对于 SR 处理而言, SR 处理和言, SR
- (3) 玉米季, NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和 MBC 含量是影响土壤 N_2 O 排放的主要环境因子. 对于 C 处理而言, N_2 O 排放与土壤 NO_3^- -N含量呈正相关关系, 与MBC 含量呈负相关关系; 对于 SR 和 C + SR 处理而言, N_2 O 排放与土壤 NH_4^+ -N含量呈正相关关系. 参考文献:
- [1] 李玥, 巨晓棠. 农田氧化亚氮减排的关键是合理施氮 [J]. 农业环境科学学报, 2020, **39**(4): 842-851.
 - Li Y, Ju X T. Rational nitrogen application is the key to mitigate

- agricultural nitrous oxide emission [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, **39**(4); 842-851.
- [2] Tian H Q, Yang J, Xu R T, et al. Global soil nitrous oxide emissions since the preindustrial era estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: magnitude, attribution, and uncertainty [J]. Global Change Biology, 2019, 25 (2): 640-659
- [3] Zhang A F, Liu Y M, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain [J]. Plant and Soil, 2012, 351(1-2): 263-275.
- [4] Ribas A, Mattana S, Llurba R, et al. Biochar application and summer temperatures reduce N₂O and enhance CH₄ emissions in a mediterranean agroecosystem; role of biologically-induced anoxic microsites[J]. Science of the Total Environment, 2019, 685: 1075-1086.
- [5] 石玉龙, 刘杏认, 高佩玲, 等. 生物炭和有机肥对华北农田 盐碱土 N_2O 排放的影响 [J]. 环境科学, 2017, **38** (12): 5333-5343.
 - Shi Y L, Liu X R, Gao P L, et al. Effects of biochar and organic fertilizer on saline-alkali soil N₂O emission in the North China Plain[J]. Environmental Science, 2017, **38**(12): 5333-5343.
- [6] Krause H M, Hüppi R, Leifeld J, et al. Biochar affects community composition of nitrous oxide reducers in a field experiment[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 119: 143-151.
- [7] Song Y Z, Li Y F, Cai Y J, et al. Biochar decreases soil N₂O emissions in moso bamboo plantations through decreasing labile N concentrations, N-cycling enzyme activities and nitrification/denitrification rates [J]. Geoderma, 2019, 348: 135-145.
- [8] Wang Y S, Liu Y S, Liu R L, et al. Biochar amendment reduces paddy soil nitrogen leaching but increases net global warming potential in Ningxia irrigation, China [J]. Scientific Reports, 2017, 7(1), doi: 10.1038/s41598-017-01173-w.
- [9] Pereira E I P, Léchot J, Conz R F, et al. Biochar enhances nitrous oxide reduction in acidic but not in near-neutral pH soil [J]. Soil Systems, 2019, 3 (4), doi: 10. 3390/ soilsystems3040069.
- [10] 刘杏认, 张星, 张晴雯, 等. 施用生物炭和秸秆还田对华北农田 CO_2 、 N_2O 排放的影响[J]. 生态学报, 2017, **37**(20): 6700-6711.
 - Liu X R, Zhang X, Zhang Q W, et al. Effects of biochar and straw return on CO_2 and N_2O emissions from farmland in the North China Plain [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(20): 6700-6711.
- [11] Chen C R, Phillips I R, Condron L M, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand [J]. Plant and Soil, 2013, 367 (1-2): 301-312
- [12] Huang D L, Liu L S, Zeng G M, et al. The effects of rice straw biochar on indigenous microbial community and enzymes activity in heavy metal-contaminated sediment[J]. Chemosphere, 2017, 174: 545-553.
- [13] Ji L Q. An assessment of agricultural residue resources for liquid biofuel production in China [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015, 44: 561-575.
- [14] 赵秀玲, 任永祥, 赵鑫, 等. 华北平原秸秆还田生态效应研究 进展[J]. 作物杂志, 2017, (1):1--7.
 - Zhao X L, Ren Y X, Zhao X, et al. Advances in ecological effects of residue retained in North China plain [J]. Crops, 2017, (1): 1-7.

- [15] Li H, Dai M W, Dai S L, et al. Current status and environment impact of direct straw return in China's cropland-A review [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 159: 293-300.
- [16] Ma Y C, Liu D L, Schwenke G, et al. The global warming potential of straw-return can be reduced by application of strawdecomposing microbial inoculants and biochar in rice-wheat production systems [J]. Environmental Pollution, 2019, 252: 835-845.
- [17] Peng X, Zhu Q H, Xie Z B, et al. The impact of manure, straw and biochar amendments on aggregation and erosion in a hillslope Ultisol[J]. CATENA, 2016, 138: 30-37.
- [18] Rahman M M, Biswas J C, Maniruzzaman M, et al. Effect of tillage practices and rice straw management on soil environment and carbon dioxide emission [J]. The Agriculturists, 2017, 15 (1): 127-142.
- [19] 黄容, 高明, 王蓥燕, 等. 紫色土 N₂O 排放及氨氧化微生物群落结构对玉米秸秆与化肥减量配施的响应[J]. 环境科学, 2019, **40**(1): 401-411.

 Huang R, Gao M, Wang Y Y, et al. Response of the soil N₂O emission and ammonia-oxidizing microorganism community to the maize straw return with reducing fertilizer in purple soil [J]. Environmental Science, 2019, **40**(1): 401-411.
- [20] 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 N₂O 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 N₂O emissions from winter wheatmaize cropping systems in the Guanzhong Plain [J]. Environmental Science, 2017, **38**(6): 2586-2593.
- [21] Ju X T, Lu X, Gao Z L, et al. Processes and factors controlling N₂O production in an intensively managed low carbon calcareous soil under sub-lumid monsoon conditions [J]. Environmental Pollution, 2011, 159(4): 1007-1016.
- [22] Cui F, Yan G X, Zhou Z X, et al. Annual emissions of nitrous oxide and nitric oxide from a wheat-maize cropping system on a silt loam calcareous soil in the North China Plain [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 48: 10-19.
- [23] Liu X R, Ren J Q, Zhang Q W, et al. Long-term effects of biochar addition and straw return on N₂O fluxes and the related functional gene abundances under wheat-maize rotation system in the North China Plain [J]. Applied Soil Ecology, 2019, 135: 44-55.
- [24] Yao Z S, Yan G X, Zheng X H, et al. Straw return reduces yield-scaled N₂O plus NO emissions from annual winter wheatbased cropping systems in the North China Plain[J]. Science of the Total Environment, 2017, 590-591: 174-185.
- [25] Lin Y X, Ding W X, Liu D Y, et al. Wheat straw-derived biochar amendment stimulated N₂O emissions from rice paddy soils by regulating the amoA genes of ammonia-oxidizing bacteria [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 113: 89-98.
- [26] Wang N, Luo J L, Juhasz A L, et al. Straw decreased N₂O emissions from flooded paddy soils via altering denitrifying bacterial community compositions and soil organic carbon fractions[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2020, 96(5), doi: 10.1093/femsec/fiaa046.
- [27] Harter J, Weigold P, El-Hadidi M, et al. Soil biochar amendment shapes the composition of N₂O-reducing microbial communities[J]. Science of the Total Environment, 2016, 562: 379-390.
- [28] Oo A Z, Sudo S, Akiyama H, et al. Effect of dolomite and biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from acidic tea field

- soil[J]. PLoS One, 2018, **13**(2), doi: 10.1371/journal.pone.0192235.
- [29] 张星,刘杏认,张晴雯,等.生物炭和秸秆还田对华北农田 玉米生育期土壤微生物量的影响[J].农业环境科学学报, 2015,34(10):1943-1950.
 - Zhang X, Liu X R, Zhang Q W, et al. Effects of biochar and straw direct return on soil microbial biomass during maize growth season in North China Plain [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(10): 1943-1950.
- [30] 贾俊香,熊正琴. 秸秆生物炭对菜地 $N_2O_xCO_2$ 与 CH_4 排放及土壤化学性质的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(2): 283-288.
 - Jia J X, Xiong Z Q. Impact of application of maize stalk-derived biochar on soil properties of and N_2O , CO_2 and CH_4 emissions from vegetable fields [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(2): 283-288.
- [31] Yi Q, Tang S H, Fan X L, et al. Effects of nitrogen application rate, nitrogen synergist and biochar on nitrous oxide emissions from vegetable field in south China [J]. PLoS One, 2017, 12 (4), doi: 10.1371/journal.pone.0175325.
- [32] He L Z, Zhong H, Liu G X, et al. Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar: mechanisms, potential risks and applications in China [J]. Environmental Pollution, 2019, 252; 846-855.
- [33] Yuan H J, Zhang Z J, Li M Y, et al. Biochar's role as an electron shuttle for mediating soil N₂O emissions [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 133: 94-96.
- [34] Xu X Y, Ran Y, Li Y, et al. Warmer and drier conditions after the nitrifier and denitrifier communities and reduce N₂O emissions in fertilized vegetable soils [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 231: 133-142.
- [35] Wu D, Wei Z J, Well R, et al. Straw amendment with nitrate-N decreased N₂O/(N₂O + N₂) ratio but increased soil N₂O emission; a case study of direct soil-born N₂ measurements [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 127; 301-304.
- [36] Liu C Y, Wang K, Meng S X, et al. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2011, 140(1-2); 226-233.
- [37] Wu D, Senbayram M, Well R, et al. Nitrification inhibitors mitigate N₂O emissions more effectively under straw-induced conditions favoring denitrification [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 104: 197-207.
- [38] Mitchell D C, Castellano M J, Sawyer J E, et al. Cover crop effects on nitrous oxide emissions: role of mineralizable carbon [J]. Soil Science Society of America Journal, 2013, 77(5): 1765-1773.
- [39] Zhou Y Z, Zhang Y Y, Tian D, et al. The influence of straw returning on N₂O emissions from a maize-wheat field in the North China Plain[J]. Science of the Total Environment, 2017, 584-585: 935-941.
- [40] Zhu L Q, Hu N J, Zhang Z W, et al. Short-term responses of soil organic carbon and carbon pool management index to different annual straw return rates in a rice-wheat cropping system [J]. CATENA, 2015, 135: 283-289.
- [41] Cui P Y, Fan F L, Yin C, et al. Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N₂ O emissions and associated microbes [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 93: 131-141.
- [42] Huang T, Yang H, Huang C C, et al. Effect of fertilizer N rates

- and straw management on yield-scaled nitrous oxide emissions in a maize-wheat double cropping system [J]. Field Crops Research, 2017, **204**: 1-11.
- [43] Pandey A, Mai V T, Vu D Q, et al. Organic matter and water management strategies to reduce methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in Vietnam [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 196: 137-146.
- [44] 许宏伟, 李娜, 冯永忠, 等. 氮肥和秸秆还田方式对麦玉轮作土壤 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2020, **41**(12): 5668-5676.
 - Xu H W, Li N, Feng Y Z, et al. Effects of nitrogen fertilizer and straw returning methods on N_2 O emission in wheat-maize rotation soil [J]. Environmental Science, 2020, 41 (12): 5668-5676.
- [45] 张秀玲, 孙贇, 张水清, 等. 生物质炭对华北平原 4 种典型

- 土壤 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(11): 5173-5181.
- Zhang X L, Sun Y, Zhang S Q, et al. Effects of biochar on N_2O emission from four typical soils in the north China Plain [J]. Environmental Science, 2019, 40(11): 5173-5181.
- [46] Shen J L, Tang H, Liu J Y, et al. Contrasting effects of straw and straw-derived biochar amendments on greenhouse gas emissions within double rice cropping systems [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 188: 264-274.
- [47] Liu S W, Lin F, Wu S, et al. A meta-analysis of fertilizer-induced soil NO and combined NO + N₂O emissions [J]. Global Change Biology, 2017, 23(6): 2520-2532.
- [48] Liu C, Lu M, Cui J, et al. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis [J]. Global Change Biology, 2014, 20(5): 1366-1381.

《环境科学》连续9次荣获 "中国最具国际影响力学术期刊"称号

2020年12月17日,中国学术期刊(光盘版)电子杂志社(CNKI)等机构发布"2020中国最具国际影响力学术期刊"评选结果.《环境科学》荣获"2020中国最具国际影响力学术期刊"称号,是唯一人选的环境科学与资源科学类中文期刊,也是自首次评选以来连续9次获此殊荣. 评选以期刊国际影响力指数进行排序,遴选出排名前5%(Top5%)的期刊获评"中国最具国际影响力学术期刊".

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 42 No. 3 Mar. 15, 2021

CONTENTS

Industrial Emission Characteristics and Control Countermeasures of VOCs in Chinese Rapid Economic Development Areas	
VOCs Emission Inventory and Variation Characteristics of Artificial Sources in Hubei Province in the Yangtze River Economic Belt	
Sources and Distribution Characteristics of HCBD in Rapid Economic Development Areas	
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Soil of China (2000-2020); Temporal and Spatial Distribution, Influencing Factors	
Relationships Between Microplastic and Surrounding Soil in an E-Waste Zone of China	······ CHAI Bing-wen, YIN Hua, WEI Qiang, et al. (1073)
Analysis of the Spatial Distribution of Heavy Metals in Soil from a Coking Plant and Its Driving Factors	·· GU Gao-quan, WAN Xiao-ming, ZENG Wei-bin, et al. (1081)
Source Apportionment and Spatial Distribution Simulation of Heavy Metals in a Typical Petrochemical Industrial City	···· SUN Xue-fei, ZHANG Li-xia, DONG Yu-long, et al. (1093)
Heavy Metal Contents of Soil and Surface Dust and Its Ecological Risk Analysis in a Multifunctional Industrial Park	·· ZENG Wei-bin, GU Gao-quan, WAN Xiao-ming, et al. (1105)
Geochemical Patterns and Source Analysis of Soil Heavy Metals in an Iron and Manganese Ore Area of Longyan City	
Application Case of Accurate Site Investigation with Life-Cycle Conceptual Site Model Development	
Levels and Risk Assessment of Short and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Soil from Paper Mill Area	
Characterization and Health Risks of PCDD/Fs, PCBs, and PCNs in the Soil Around a Typical Secondary Copper Smelter	
Effect of Citric Acid and Phosphorus Coexistence on Cadmium Adsorption by Soil	
Uptake and Accumulation of Cadmium and Zinc by Two Energy Grasses: A Field Experiment	
Bioaccumulation and Translocation Characteristics of Heavy Metals in a Soil-Maize System in Reclaimed Land and Surrounding Areas	s of Typical Vanadium-Titanium Magnetite Tailings
, , , , , , , , , , , , , , , , , , , ,	
Cd Accumulation Characteristics in Different Populations of Hylotelephium spectabile Under Salt Stress	
Effect of Water Regimes on Pb and Cd Immobilization by Biochar in Contaminated Paddy Soil	
Effects of Chitosan-modified Biochar on Formation of Methylmercury in Paddy Soils and Its Accumulation in Rice	
Effects of Chromium Pollution on Soil Bacterial Community Structure and Assembly Processes	······ YU Hao, AN Yi-jun, JIN De-cai, et al. (1197)
Analysis of Changes and Factors Influencing Air Pollutants in the Beijing-Tianjin-Hebei Region During the COVID-19 Pandemic	······· ZHAO Xue, SHEN Nan-chi, LI Ling-jun, et al. (1205)
Impact of Pollutant Emission Reduction on Air Quality During the COVID-19 Pandemic Control in Early 2020 Based on RAMS-CMA	
Light-absorbing Properties and Sources of PM _{2,5} Organic Components at a Suburban Site in Northern Nanjing	
Pollution Characteristics and Chromophore Types of Brown Carbon in Xi'an	····· CHEN Qian, CHEN Qing-cai (1236)
Source and Health Risk Assessment of PM _{2,5} -Bound Metallic Elements in Road Dust in Zibo City	··· GUO Qing-yuan, BAI Wen-yu, ZHAO Xue-yan, et al. (1245)
Health Benefit Assessment of PM _{2.5} Pollution Control in Beijing	
Seasonal Characteristics of Air Pollutant Sources and Transport Pathways in Xining City	
Concentrations and Patterns of Atmospheric Particulate Nitrogen and Phosphorus During Different Weather Conditions in Qingdao Co.	
Characterization of Volatile Organic Compounds (VOCs) Using Mobile Monitoring Around the Industrial Parks in the Yangzte River	
	····· WANG Hong-li GAO Ya-qin IING Sheng-ao et al. (1298)
Characteristics and Cause Analysis of Heavy Air Pollution in a Mountainous City During Winter	
Gridded Emission Inventories of Major Criteria Air Pollutants and Source Contributions in Lan-Bai Metropolitan Area, Northwest Chi	
	WANG Wen-peng, WANG Zhan-xiang, LI Ji-xiang, et al. (1315)
VOCs Removal and Emission Monitoring of Beijing Bulk Gasoline Terminals in 2012-2019	
Emission Inventory of Air pollutants for the Harmless Treatment of Municipal Solid Waste	
Response of Bacteriohopanepolyols to Hypoxic Conditions in the Surface Sediments of the Yangtze Estuary and Its Adjacent Areas	
Human Health Risk Assessment of Phenol in Poyang Lake Basin	
Spatial-Temporal Variation of Water Environment Quality and Pollution Source Analysis in Hengshui Lake	
Composition and Distribution Characteristics of Microplastics in Danjiangkou Reservoir and Its Tributaries	
Temporal and Spatial Evolution of Storm Runoff and Water Quality Assessment in Jinpen Reservoir	
Influence of Storm Runoff on the Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter (DOM) in a Drinking Water Reservoir During	
imilitience of Storm kunoff on the Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter (DOM) in a Drinking water Keservoir During	The Flood Season
Distribution Characteristics of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Bearing Pollutants in the Ancient Town Rivers of Suzhou	
Chemical Characteristics and Causes of Groups Water in Niangziguan Spring	
Adsorption Behavior of Phosphate by CaO ₂ Remolded Sediment	
Nitrogen and Phosphorus Removal in Surface Flow Constructed Wetland Planted with Myriophyllum elatinoides Treating Swine Waste	water in Subtropical Central China
	*
2	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO_3^{2-} Advanced Reduction Process \cdots	LIU Zi-qi, QIU Fu-guo, LAI Man-ting, et al. (1443)
$lem:contrasting Media Using a UV/SO_3^2-Advanced Reduction Process \\ \cdots \\ Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate \\ \cdots \\ \cdots \\ \cdots \\ \cdots$	LIU Zi-qi, QIU Fu-guo, LAI Man-ting, et al. (1443) MA Meng, XU Lu, JIN Xin, et al. (1451)
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO_3^{2-} Advanced Reduction Process	LIU Zi-qi, QIU Fu-guo, LAI Man-ting, et al. (1443) MA Meng, XU Lu, JIN Xin, et al. (1451)
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	LIU Zi-qi, QIU Fu-guo, LAI Man-ting, et al. (1443) MA Meng, XU Lu, JIN Xin, et al. (1451) BAI Run-ying, SONG Bo-wen, ZHANG Yu, et al. (1461) or-Nanofiltration Combined Facility
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² - Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	LIU Zi-qi, QIU Fu-guo, LAI Man-ting, et al. (1443) MA Meng, XU Lu, JIN Xin, et al. (1451) BAI Run-ying, SONG Bo-wen, ZHANG Yu, et al. (1461) or-Nanofiltration Combined Facility SHAO Li-ming, DENG Ying-tao, QIU Jun-jie, et al. (1469) BI Zhen, DONG Shi-yu, HUANG Yong (1477) HE Yun, LI Kui-xiao, WANG Jia-wei, et al. (1488) IN Xing-xing, GUO Chang-sheng, DENG Yang-hui, et al. (1496)
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² - Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² - Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	
Accelerated Degradation of Aqueous Recalcitrant Iodinated Contrasting Media Using a UV/SO ₃ ² Advanced Reduction Process Degradation of Dye Rhodamine B by Solar Thermally Activated Persulfate	