

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法

杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年5月

第42卷 第5期
Vol.42 No.5

目次

北京冬季 PM _{2.5} 中有机气溶胶的化学特征和来源解析	徐楠, 王甜甜, 李晓, 唐荣志, 郭松, 胡敏 (2101)
北京地区 2019 年 2~3 月供暖结束后两次污染过程特征分析	尹晓梅, 蒲维维, 王继康, 刘湘雪, 乔林 (2110)
北京 2019 年冬季一次典型霾污染特征与成因分析	廉涵阳, 杨欣, 张普, 陈义珍, 杨小阳, 赵好希, 何友江, 赵丹婷 (2121)
青岛沿海地区夏季和冬季新粒子生成特征对比	孙悦, 朱玉姣, 孟赫, 刘兵, 刘玉虹, 董灿, 姚小红, 王文兴, 薛丽坤 (2133)
太原市城乡居民采暖季室内灰尘中重金属的污染特征及其生态风险评价	黄浩, 徐子琪, 严俊霞, 赵秀阁, 王丹璐 (2143)
西安市新装修公共场所空气污染物浓度分析及健康风险评价	范洁, 樊灏, 沈振兴, 党文鹏, 郑伟, 王志华, 付毅 (2153)
超低排放典型燃烧源颗粒物及水溶性离子排放水平与特征	胡月琪, 王铮, 郭建辉, 冯亚君, 丁萌萌, 颜旭 (2159)
合肥市夏季大气颗粒物中微生物群落的高通量测序分析	姜少毅, 孙博文, 代海涛, 王润芳, 马大卫, 朱仁斌 (2169)
郑州市细颗粒物时空差异及管控措施影响	董喆, 袁明浩, 苏方成, 张剑飞, 孙佳葆, 张瑞芹 (2179)
2016~2019 年江西省臭氧污染特征与气象因子影响分析	钱悦, 许彬, 夏玲君, 陈燕玲, 邓力琛, 王欢, 张根 (2190)
天山北坡城市群气溶胶光学特性时空分布特征	张喆, 王建丽, 王瑾杰, 陈香月, 刘兴涛, 阿提干·吾斯曼 (2202)
基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法	杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺 (2213)
太湖水体 Chl-a 预测模型 ARIMA 的构建及应用优化	李娜, 李勇, 冯家成, 单雅洁, 钱佳宁 (2223)
松花湖水空间差异及富营养化空间自相关分析	丁洋, 赵进勇, 张晶, 付意成, 彭文启, 陈渠昌, 李艳艳 (2232)
会仙岩溶湿地丰平枯水期地表水污染及灌溉适用性评价	朱丹尼, 邹胜章, 李军, 樊连杰, 赵一, 谢浩, 朱天龙, 潘民强, 徐利 (2240)
京杭大运河中下游段天然水化学变化特征及驱动因素	程中华, 邓义祥, 卓小可, 代丹, 于涛 (2251)
次降雨过程中不同土地利用配置对径流中氮流失的影响	罗义峰, 陈方鑫, 周豪, 龙翼, 严冬春, 谭文浩, 李丹丹, 陈晓燕 (2260)
碳氮同位素解析典型岩溶流域地下水中硝酸盐来源与归趋	任坤, 潘晓东, 梁嘉鹏, 彭聪, 曾洁 (2268)
冰封状态下里湖冰-水中浮游细菌群落结构差异	李文宝, 杨旭, 田雅楠, 杜蕾 (2276)
城市再生水河道沉积物细菌群落空间变化分析: 以京津冀北运河为例	邱莹, 靳燕, 苏振华, 邱琰茗, 赵栋梁, 郭道宇 (2287)
太湖春夏两季反硝化与厌氧氨氧化速率的空间差异及其影响因素	赵锋, 许海, 詹旭, 朱广伟, 郭宇龙, 康丽娟, 朱梦圆 (2296)
三峡库区典型支流水库浮游动植物群落结构特征及其与环境因子的关系	陈莎, 谢青, 付梅, 江韬, 王永敏, 王定勇 (2303)
铁硫改性生物炭去除水中的磷	桑倩倩, 王芳君, 赵元添, 周强, 蔡雨麒, 邓颖, 田文清, 陈永志, 马娟 (2313)
钢渣对水体中磷的去除性能及机制解析	罗晓, 张峻搏, 何磊, 杨雪晶, 吕鹏翼 (2324)
BS-18 两性修饰膨润土对四环素和诺氟沙星复合污染的吸附	王新欣, 孟昭福, 刘欣, 王腾, 胡啸龙, 孙秀贤 (2334)
Ag ₃ PO ₄ /g-C ₃ N ₄ 复合光催化剂的制备及其可见光催化性能	高闯闯, 刘海成, 孟无霜, 郝双玲, 薛婷婷, 陈国栋, Joseph Acquah (2343)
可见光驱动下罗丹明 B 自活化过硫酸盐降解双酚 A	张怡晨, 白雪, 石娟, 金鹏康 (2353)
铁钛共掺杂氧化铝诱导表面双反应中心催化臭氧氧化去除水中污染物	张帆, 宋阳, 胡春, 吕来 (2360)
硫化铁铜双金属复合材料的制备及除铬机制	屈敏, 王源, 陈辉霞, 王兴润, 徐红彬 (2370)
电催化-生物电化学耦合系统处理青霉素废水的机制	曲有鹏, 吕江维, 董跃, 冯玉杰, 张杰 (2378)
缺氧/好氧交替连续流的生活污水好氧颗粒污泥运行及污染物去除机制	李冬, 杨敬畏, 李悦, 李帅, 张诗睿, 王文强, 张杰 (2385)
反硝化除磷污泥聚集体内原位除磷活性及有机物浓度的影响	吕永涛, 姜晓童, 徒彦, 王旭东, 潘永宝, 刘爽, 崔双科, 王磊 (2396)
基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术工艺	薛冰, 刘宾寒, 韦婷婷, 王先恺, 陈思思, 董滨 (2402)
活性炭对城市有机固废厌氧消化过程抗生素抗性基因行为特征的影响	马佳莹, 王盼亮, 汪冰寒, 苏应龙, 谢冰 (2413)
6 种农业废弃物初期碳源及溶解性有机物释放机制	凌宇, 闫国凯, 王海燕, 董伟羊, 王欢, 常洋, 李丛宇 (2422)
中国典型农田土壤有机碳密度的空间分异及影响因素	李成, 王让会, 李兆哲, 徐扬 (2432)
不同水分条件和微生物生物量水平下水稻土有机碳矿化及其影响因子特征	刘琪, 李宇虹, 李哲, 魏晓梦, 祝贞科, 吴金水, 葛体达 (2440)
青藏高原林地土壤的氮转化特征及其影响因素分析: 以祁连山和藏东南地区为例	何芳, 张丽梅, 申聪聪, 陈金全, 刘四义 (2449)
基于物元可拓模型的兰州市主城区公园表土重金属污染评价	胡梦琨, 李春艳, 李娜娜, 吉天琪, 郑登友 (2457)
长期施用化肥和有机肥对稻田土壤重金属及其有效性的影响	夏文建, 张丽芳, 刘增兵, 张文学, 蓝贤瑾, 刘秀梅, 刘佳, 刘光荣, 李祖章, 王萍 (2469)
川南山区土壤与农作物重金属特征及成因	韩伟, 王成文, 彭敏, 王乔林, 杨帆, 徐仁廷 (2480)
宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评价	杨帆, 罗红雪, 钟艳霞, 王幼奇, 白一茹 (2490)
重金属钝化剂阻控生菜 Cd 吸收的功能稳定性和适用性	庞发虎, 吴雪姣, 孔雪菲, 曾宪, 王晓宇, 陈兆进, 姚伦广, 韩辉 (2502)
典型污染稻田水分管理对水稻镉累积的影响	张雨婷, 田应兵, 黄道友, 张泉, 许超, 朱捍华, 朱奇宏 (2512)
油茶果壳改性生物炭吸附性能及其耦合淹水对土壤 Cd 形态影响	蔡彤, 杜辉辉, 刘孝利, 铁柏清, 杨宇 (2522)
土地利用变化对松花江下游湿地土壤真菌群落结构及功能的影响	徐飞, 张拓, 怀宝东, 隋文志, 杨雪 (2531)
渔业复垦塌陷地抗生素抗性基因与微生物群落	程森, 路平, 冯启言 (2541)
3 种常用除草剂对细菌抗生素耐药性的影响	李曦, 廖汉鹏, 崔鹏, 白玉丹, 刘晨, 文畅, 周顺桂 (2550)
污水再生利用微生物控制标准及其制定方法探讨	陈卓, 崔琦, 曹可凡, 陆韻, 巫寅虎, 胡洪营 (2558)
《环境科学》征订启事 (2439) 《环境科学》征稿简则 (2479) 信息 (2152, 2231, 2286)	

不同水分条件和微生物生物量水平下水稻土有机碳矿化及其影响因子特征

刘琪^{1,2}, 李宇虹^{1*}, 李哲^{1,2}, 魏晓梦¹, 祝贞科¹, 吴金水^{1,2}, 葛体达^{1,2}

(1. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 稻田土壤常处于频繁的干湿交替过程中, 水分条件的改变不仅影响土壤理化性质, 而且使土壤微生物群落结构和多样性发生改变, 进而影响土壤有机碳矿化速率。然而, 不同水分条件和土壤微生物生物量水平对土壤有机碳矿化过程的影响及其机制尚不明确。因此, 本研究选取典型亚热带水稻土为研究对象, 采用室内模拟培养试验, 设置干湿交替和持续淹水这 2 个水分条件, 并通过氯仿熏蒸方法减少土壤微生物生物量, 从而获得微生物生物量碳含量高低两个水平的土壤, 探讨水分条件和微生物生物量对水稻土有机碳矿化的影响机制。结果表明在培养前 30 d, 干湿交替处理处在不淹水状态, 其 CO_2 累积排放量显著低于持续淹水处理; 30 d 后干湿交替处理进入淹水状态, 在高微生物生物量碳含量土壤中, 其 CO_2 累积排放量和持续淹水处理的差距逐渐减小, 直至 78 d 无显著差异; 在低微生物生物量碳含量土壤中, 78 d 时干湿交替处理的 CO_2 累积排放量仍显著低于持续淹水处理。低微生物生物量碳含量土壤在培养初期(前 20 d)受其高可溶性有机碳(DOC)含量影响, CO_2 排放速率可达高微生物生物量碳土壤的 1.1~6.1 倍; 在培养后期(第 45~78 d)土壤有机碳矿化速率达到稳定, 高微生物生物量碳土壤的稳定矿化速率比低微生物生物量碳土壤高 20%~30%。多元回归分析结果表明, 土壤 DOC 含量的减少(ΔDOC)和 Fe^{2+} 含量的增加(ΔFe^{2+})显著影响持续淹水条件下的 CO_2 累积排放量的变化值(ΔCO_2), 但对干湿交替处理淹水阶段的 CO_2 累积排放量却无影响。相关分析结果表明, 高微生物生物量碳土壤的 CO_2 日排放速率在干湿交替处理下与葡萄糖苷酶(BG)活性呈显著正相关, 在持续淹水处理下与乙酰葡萄糖氨糖苷酶(NAG)和过氧化酶(PER)活性呈显著负相关; 在低微生物生物量碳土壤中, CO_2 日排放速率在持续淹水处理下与 NAG 活性呈负相关, 在干湿交替处理下与酶活性无关。综上, 干湿交替处理的 CO_2 累积排放量低于持续淹水处理, 且该差异在低微生物生物量碳的土壤中显著; 土壤微生物生物量大小会决定土壤有机碳稳定矿化速率水平; 可溶性有机碳量和铁元素的还原量影响持续淹水条件下土壤的 CO_2 排放量; 土壤水分条件会影响 CO_2 日排放速率及其关键生物酶因子。本研究为深入研究水稻土碳循环和固碳潜力提供数据和理论支持。

关键词: 水稻土; 水分管理; 微生物生物量; 有机碳矿化; 酶活性

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)05-2440-09 DOI: 10.13227/j.hjks.202010105

Characteristics of Paddy Soil Organic Carbon Mineralization and Influencing Factors Under Different Water Conditions and Microbial Biomass Levels

LIU Qi^{1,2}, LI Yu-hong^{1*}, LI Zhe^{1,2}, WEI Xiao-meng¹, ZHU Zhen-ke¹, WU Jin-shui^{1,2}, GE Ti-da^{1,2}

(1. Key Laboratory of Subtropical Agriculture Ecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Paddy soil often undergoes frequent dry-wet alternation. The change in water status not only affects the physical and chemical properties of the soil, but also changes the structure and diversity of the soil microbial communities, which in turn determines the rate of soil organic carbon mineralization. However, the effects of different water conditions and soil microbial biomass levels on the process of soil organic carbon mineralization and its mechanisms are still unclear. Therefore, this study took typical subtropical paddy soil as the research object, applied a laboratory incubation experiment with two water treatments of dry-wet and continuous flooding, and reduced the soil microbial biomass through chloroform fumigation, thereby obtaining high and low soil microbial biomass carbon contents, to elucidate the influencing mechanisms of microbial biomass and water conditions on organic carbon mineralization in paddy soil. The results showed that during the first 30 d of incubation, the dry-wet treatment was in a non-flooded stage and its cumulative CO_2 emissions were significantly lower than those of the continuous flooded treatment. After 30 d, the dry-wet treatment entered the flooded stage. The difference in the cumulative CO_2 emissions of the soils with a high microbial biomass carbon content between the dry-wet and continuous flooding treatments gradually decreased, and there was no significant difference on day 78. In the soil with a low microbial biomass carbon content, the cumulative CO_2 emissions of the dry-wet treatment on day 78 was still significantly lower than that of the continuous flooded treatment. The soils with a low microbial biomass carbon content showed a faster CO_2 emission rate at the beginning of the incubation period (first 20 d), which was 1.1-6.1 times greater than that of the high microbial biomass carbon soils.

收稿日期: 2020-10-18; 修订日期: 2020-11-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(42007097, 41671292); 湖南省自然科学基金优秀青年基金项目(2019JJ30028); 湖南省自然科学基金创新群体项目(2019JJ10003)

作者简介: 刘琪(1996~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤生态, E-mail: liuqi194@mails.ucas.ac.cn

* 通信作者, E-mail: yuhong_li@isa.ac.cn

owing to their high soil dissolved organic carbon (DOC) content, and the CO_2 emission rate then gradually decreased until it was below that of the soil with a high microbial biomass carbon content. The soil organic carbon mineralization rate became stable later in the incubation period (days 45-78). The stable mineralization rate of the high microbial biomass carbon soil was 20%-30% higher than that of the low microbial biomass carbon soil. The multiple regression analysis results showed that the decrease in the soil DOC content (ΔDOC) and the increase in the Fe^{2+} content (ΔFe^{2+}) significantly affected the change in cumulative CO_2 emissions (ΔCO_2) under continuous flooding conditions, but had no effect on ΔCO_2 during the flooding stage of the dry-wet treatment. The correlation analysis showed that the daily CO_2 emission rate of soils with high microbial biomass carbon was significantly positively correlated with glucosidase activity under dry-wet treatment and significantly negatively correlated with acetylglucosaminidase (NAG) and peroxidase activities under continuous flooding treatment. In the low microbial biomass carbon soils, the daily CO_2 emission rate of the continuous flooding treatment was negatively correlated with the NAG activity, but showed no correlation with enzyme activities under dry-wet management. In summary, the cumulative CO_2 emissions of dry-wet treatment were lower than those of continuous flooding treatment, and the difference was significant in soils with low microbial biomass carbon. The size of the soil microbial biomass determined the level of the stable soil organic carbon mineralization rate. The amount of soluble organic carbon and iron reduction affected the soil CO_2 emissions under continuous flooding conditions, and the soil water conditions affected the daily CO_2 emission rate and its key influencing enzymes. This study provides data and theoretical support for the carbon cycle and carbon sequestration potential in paddy soil.

Key words: paddy soil; water management; microbial biomass; organic carbon mineralization; enzyme activity

土壤有机碳是土壤重要的组成部分,其含量高低是衡量土壤肥力的重要指标之一,不仅影响土壤物理、化学以及生物学性质,而且与温室气体的排放及大气 CO_2 固定密切相关,在全球碳循环中起着重要作用^[1,2]. 土壤有机碳矿化是土壤中重要的生物化学过程^[3,4],直接影响土壤中养分元素释放与供应、温室气体排放等过程,对土壤碳循环起着极其重要的作用^[5]. 与旱地相比,稻田土壤具有更高的有机碳含量和固碳能力^[6],这可能部分得益于稻田土壤较低的有机碳矿化速率^[7]. 目前,国内外大多数研究表明淹水条件下土壤有机碳矿化速率低于好气条件,且多数研究结果显示淹水抑制了稻田土壤有机碳的矿化^[8-10]. 但是,也有研究呈现相反结果. 黄东迈等^[3]采用 ^{14}C 示踪法比较研究了旱地和水田有机碳分解速率,发现淹水条件下土壤有机碳分解速率高于旱地土壤. 蔡祖聪等^[11]的研究也指出,水田土壤在淹水条件下更利于 CO_2 释放. 此外,也有研究认为有机碳的矿化速率在淹水和非淹水条件下无明显差异^[12,13]. 稻田土壤在水稻种植前后会经历淹水和落干等多种水分状态,其有机碳矿化可能经历不同的阶段和变化. 由于水分与微生物活性和氧供应能力等其他因素之间存在密切而复杂的联系^[14,15],因此,水分状况对水稻土有机碳矿化的影响有待进一步研究.

土壤微生物是有机质转化和养分循环的重要驱动力,也是土壤有机质库的重要组成部分^[16]. 可溶性有机质矿化是土壤微生物分解利用有机质的单一过程,因此通常认为这个过程是受土壤微生物丰度、群落结构与功能控制的^[17]. 但是土壤有机质较复杂, Jenkinso 等^[18]和 Lin 等^[19]的研究显示,通过熏蒸方法杀死 60% 以上土壤微生物后,该土壤有机碳基础矿化速率与未熏蒸土壤无显著差异,因此,他们

认为可利用有机碳量控制着有机碳基础矿化速率,且矿化速率不受微生物生物量大小和群落组成影响^[20]. Zhou 等^[21]对草地土壤进行了反复熏蒸和淋滤试验,其结果表明土壤 CO_2 的释放速率与 DOC 的溶出不受土壤微生物生物量大小和群落组成的影响. 但是在水稻土的特殊水分管理条件下,土壤有机碳矿化过程与氧化还原过程密切耦合,参与其中的功能微生物与旱地土壤有所不同,微生物生物量大小对水稻土有机碳矿化的影响尚没有定论. 因此,本研究选取亚热带水稻土,对水稻土进行熏蒸和未熏蒸处理模拟两种水平的微生物生物量大小,并模拟水稻种植前后土壤所处的干湿交替和持续淹水两种条件,重点分析土壤有机碳矿化量和速率在不同水分管理条件和微生物量水平下的差异,及其关键影响因子的差异,以为水稻土碳循环和固碳潜力研究提供数据和理论支持.

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤为典型红壤水稻土(麻砂泥),采集于湖南省株洲市攸县($\text{E}113^{\circ}18'53''$, $\text{N}27^{\circ}15'21''$),该地区属中亚热带湿润季风气候,年平均气温 17.8°C , 年均降雨量 1410 mm 左右,无霜期 292 d , 种植水稻面积约 6.8 万 hm^2 . 采用直径为 5 cm 不锈钢土钻采集 $0\sim20\text{ cm}$ 的耕作层土壤,除去可见杂质(植物残体、石头等),室内自然风干,风干后研磨过 2 mm 筛,用于测定土壤基本理化性质^[22] 和培养试验. 供试土壤的基本理化性质见表 1.

1.2 土壤培养试验

本试验采用室内模拟培养,包括水稻土水分状况和微生物生物量两个因素,土壤水分状况包括干湿交替(DW)和持续淹水(F)两种处理,通过不熏蒸

表 1 供试土壤的基本理化性质

Table 1 Physicochemical properties of the soil

土壤类型	全铁 /g·kg ⁻¹	铝 /g·kg ⁻¹	锰 /g·kg ⁻¹	pH	土壤有机碳 /g·kg ⁻¹	微生物量碳 /mg·kg ⁻¹	全氮 /g·kg ⁻¹	碳氮比	碱解氮 /mg·kg ⁻¹	黏粒 /%	粉粒 /%	砂粒 /%
麻砂泥	25.76	0.39	0.05	4.71	32.80	416.60	2.37	13.84	173.71	6.21	65.71	28.08

和熏蒸的方法获得高(H)和低(L)两个水平微生物生物量碳含量的土壤,每个处理设置3个重复.将上述风干过筛的土壤一半调节水分至70%田间持水量,一半淹水2~3 cm,置于25℃恒温室内预培养10 d.土壤预培养结束后,将淹水土壤上清液倒掉,将两个水分各处理的土壤分别混合均匀,测定土壤含水率.预培养土壤一半进行24 h 氯仿熏蒸处理,另一半不熏蒸.熏蒸处理结束后,分别称取20 g(干重)熏蒸和不熏蒸的土壤至500 mL培养瓶中,分别进行干湿交替和长期淹水培养.淹水处理培养期间保持土壤淹水3 cm;干湿交替培养前30 d保持70%的田间持水量,30 d后淹水3 cm继续培养试验.培养试验每个处理设置3个重复,在25℃恒温条件下培养78 d.培养试验期间按照设置的时间点采集气体和土壤样品.

气体样品采集是在培养试验的第1、2、4、7、10、15、20、25、30、35、49、64和78 d,用一次性针管注射器采集培养瓶顶空气体35 mL,用于测定CO₂和CH₄的浓度.每次采气结束后,通过气泵将瓶中气体置换为新鲜空气.密封后继续放回25℃恒温室培养.另外设置4批相同处理方式的培养瓶用于土壤样品的破坏性采集,采样时间设置为培养第4、30、34和78 d.采样时,淹水土壤的上清液倒出,混匀土壤后进行采样.新鲜土样用于测定微生物生物量碳(MBC)、铵态氮(NH₄⁺-N)、土壤溶解性有机碳(DOC)、土壤氧化还原电位(Eh)、土壤Fe²⁺和pH指标;另有样品储存于-20℃待测碳氮相关酶活性.

1.3 测定与分析

土壤pH采用电位法(水土比2.5:1)测定.土壤Eh采用Eh原位测定计.NH₄⁺-N含量采用0.05 mol·L⁻¹ K₂SO₄溶液提取,流动注射仪(Fiastar5000,瑞典福斯)测定.土壤溶解性有机碳(DOC, mg·kg⁻¹)含量采用0.05 mol·L⁻¹ K₂SO₄溶液提取,有机碳分析仪(岛津Vwp,日本)测定.微生物生物量碳(MBC)采用氯仿熏蒸培养法^[23],用熏蒸土壤DOC减去未熏蒸土壤中对含量,换算系数为K_c=0.45.CO₂和CH₄气体含量用气相色谱(Shimadzu, Kyoto,日本)测定.土壤中Fe²⁺含量采用邻菲罗啉显色法测定.土壤中β-1,4-葡萄糖苷酶活(BG)、β-1,

4-N-乙酰葡萄糖氨糖苷酶活(NAG)和过氧化酶活(PER)的测定均采用96微孔酶标板荧光分析法^[24].

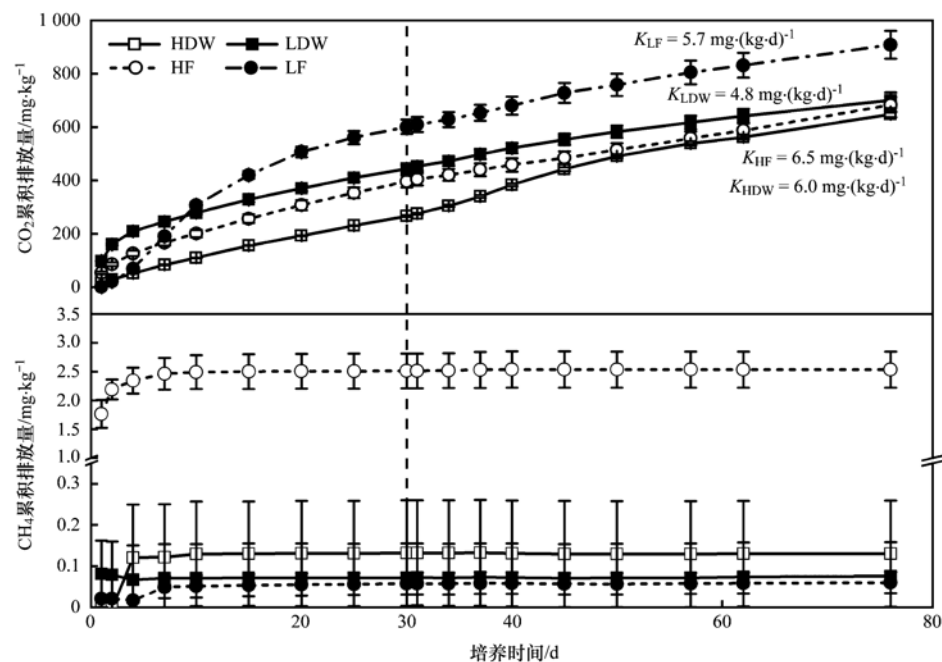
所得数据采用Microsoft Excel 2010处理,采用Origin 8.5绘图,运用R 3.6.3进行双因素方差分析和各因子间相关分析,不同处理间显著差异分析均设为P<0.05水平,且均值比较采用最小显著差异法(least significant difference, LSD).

2 结果与分析

2.1 不同水分管理和微生物量条件下土壤二氧化碳、甲烷释放特征

在培养前30 d,干湿交替处理处在不淹水状态时,土壤CO₂累积排放量显著低于持续淹水处理土壤,30 d时高微生物生物量碳土壤的干湿交替处理和持续淹水处理的CO₂累积排放量分别为266.8 mg·kg⁻¹和396.5 mg·kg⁻¹,低微生物生物量碳土壤的CO₂累积排放量分别为443.7 mg·kg⁻¹和600.7 mg·kg⁻¹(图1).30 d后干湿交替处理进入淹水状态,在高微生物生物量碳的土壤中,其CO₂累积排放量和持续淹水处理的差距逐渐减小,直至78 d,二者CO₂累积排放量分别为648.3 mg·kg⁻¹和683.1 mg·kg⁻¹,无显著差异,CO₂日排放速率分别为6.0 mg·(kg·d)⁻¹和6.5 mg·(kg·d)⁻¹;在低微生物生物量碳的土壤中,78 d时干湿交替处理的CO₂累积排放量仍显著低于持续淹水处理,二者分别为700.5 mg·kg⁻¹和908.0 mg·kg⁻¹(图1),干湿交替处理的CO₂日排放速率比持续淹水处理低16%.

土壤有机碳矿化生成CO₂受土壤微生物生物量碳含量影响显著(图1).低微生物生物量碳的土壤在培养初期(前20 d)受其高土壤DOC含量影响,CO₂排放速率较快,可达高微生物生物量碳土壤的1.1~6.1倍,之后逐渐降低,直至低于高微生物生物量碳的土壤;在培养后期(第45~78 d)土壤有机碳矿化速率达到稳定,此时作为土壤有机碳的稳定矿化速率,高微生物生物量碳土壤的稳定矿化速率比低微生物生物量碳土壤高20%(持续淹水处理)和30%(干湿交替处理),持续淹水和干湿交替处理下低微生物生物量碳土壤的CO₂累积排放量分别是高微生物生物量碳土壤的1.3倍和1.1倍.



误差线为标准差($n=3$); HDW 表示微生物生物量碳+干湿交替, LDW 表示低微生物生物量碳+干湿交替, HF 表示高微生物生物量碳+持续淹水, LF 表示低微生物生物量碳+持续淹水, 下同; K 表示培养末期 CO_2 排放日速率; K_{LF} 表示低微生物生物量碳和持续淹水处理下的 CO_2 排放日速率, K_{LDW} 表示低微生物生物量碳和干湿交替处理下的 CO_2 排放日速率, K_{HF} 表示高微生物生物量碳和持续淹水处理下的 CO_2 排放日速率, K_{HDW} 表示高微生物生物量碳和干湿交替处理下的 CO_2 排放日速率

图1 持续淹水(F)和干湿交替(DW)条件下高微生物生物量碳(H)和低微生物生物量碳(L)水稻土 CO_2 和 CH_4 累积排放量

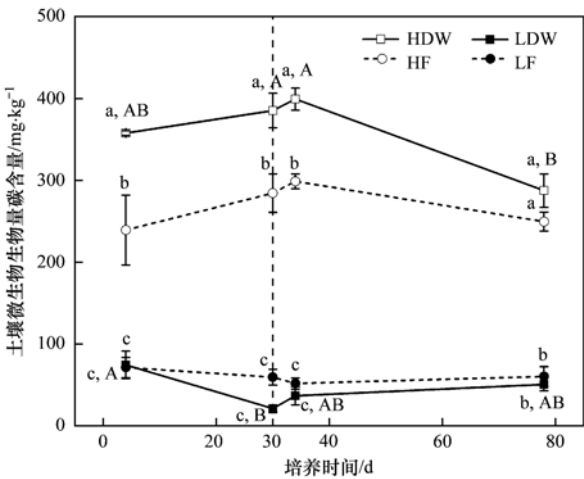
Fig. 1 Cumulative emissions of CO_2 and CH_4 from paddy soils with high microbial biomass carbon (H) and low microbial biomass carbon (L) under continuous flooding (F) and dry-wet (DW) conditions

土壤有机碳矿化产生 CH_4 量远低于 CO_2 排放量, CH_4 排在 7 d 内快速达到稳定. 持续淹水条件下的高微生物生物量碳土壤产生的 CH_4 累积排放量为 $2.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而低微生物生物量碳土壤的 CH_4 累积排放量仅为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 干湿交替处理土壤产生的 CH_4 量极低且无显著变化, 土壤微生物生物量碳含量对该处理下的 CH_4 排放量影响不显著.

2.2 不同水分管理和微生物量条件下土壤理化和生物性质特点

持续淹水处理下的土壤 MBC 含量在培养期间无显著变化(图 2). 低微生物生物量碳的土壤 MBC 含量比高微生物生物量碳的土壤低 70.2% ~ 94.5%. 持续淹水处理下的高和低微生物生物量碳的土壤在培养期间平均 MBC 含量分别为 $268.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $60.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

在干湿交替处理下, 高微生物生物量碳的土壤 MBC 含量培养期间先逐渐增加, 在淹水后第 4 d 达到最大($399.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 而后降低; 在低微生物生物量碳的土壤中 MBC 含量变化趋势相反. 干湿交替处理下的高和低微生物生物量碳土壤的平均 MBC 含量分别为 $357.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $45.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 在高微生物生物量碳的土壤中, 干湿交替处理下的土壤 MBC 含量比持续淹水高, 最高可达 30%. 在低微生物



误差线为标准差($n=3$); 不同小写字母表示同一时间下不同处理间差异显著($P<0.05$), 不同大写字母表示同一处理下不同时间的差异显著($P<0.05$), 下同

图2 持续淹水(F)和干湿交替(DW)条件下高微生物生物量碳(H)和低微生物生物量碳(L)水稻土微生物生物量碳的变化

Fig. 2 Changes in the microbial biomass carbon in paddy soil with high microbial biomass carbon (H) and low microbial biomass carbon (L) under continuous flooding (F) and dry-wet (DW) conditions

物生物量碳的土壤中, 水分处理对土壤 MBC 含量的影响不显著.

在 78 d 培养期间,在持续淹水处理下,低微生物生物量碳土壤 DOC 含量是高微生物生物量碳土壤的 1.3~2.4 倍;在干湿交替处理下,低微生物生物量碳土壤 DOC 含量是高微生物生物量碳土壤的 2.3~3.2 倍(图 3). 培养期间土壤 DOC 含量逐渐下降,且在培养前期下降剧烈,培养前 30 d 持续淹水处理土壤(包括高和低微生物生物量碳)DOC 含量均显著高于干湿交替处理($P < 0.05$);培养试验 30 d 后,高微生物生物量碳的土壤在持续淹水处理下的土壤 DOC 含量仍显著高于干湿交替处理,而低微生物生物量碳的土壤则相反.

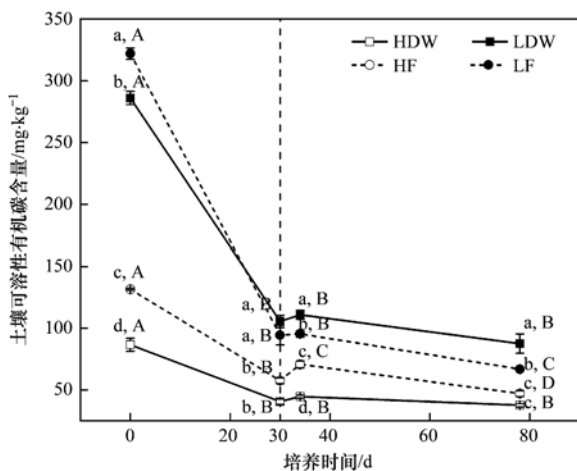


图 3 持续淹水(F)和干湿交替(DW)条件下高微生物生物量碳(H)和低微生物生物量(L)水稻土可溶性有机碳含量变化
Fig. 3 Changes in the dissolved organic carbon content in paddy soil with high microbial biomass carbon (H) and low microbial biomass carbon (L) under continuous flooding (F) and dry-wet (DW) conditions

干湿交替前 30 d 土壤处于好气状态,高和低微生物生物量碳土壤 Eh 均高于 400 mV(图 4). 在培养第 30 d 淹水后,干湿交替处理土壤 Eh 急剧下降至小于 -100 mV 的缺氧状态. 持续淹水处理条件下,土壤 Eh 呈现逐渐下降后稳定的趋势,其中低微生物生物量碳土壤的 Eh (97.5 ~ -78.5 mV) 显著高于高微生物生物量碳的土壤 (-38.5 ~ -225.5 mV).

持续淹水处理土壤 Fe^{2+} 含量在培养期间呈现先降低后升高的趋势,其含量为 $2.6 \sim 3.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 5). 干湿交替处理的前 30 d,几乎没有 Fe^{2+} 生成 ($0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右),30 d 淹水后,土壤 Fe^{2+} 含量快速升高至 $2.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上,高和低微生物生物量碳土壤的 Fe^{2+} 含量无显著差异.

2.3 不同水管理微生物量条件下土壤理化和生物因子与土壤有机碳矿化的关系

在干湿交替的不淹水阶段下,对 ΔCO_2 累积排

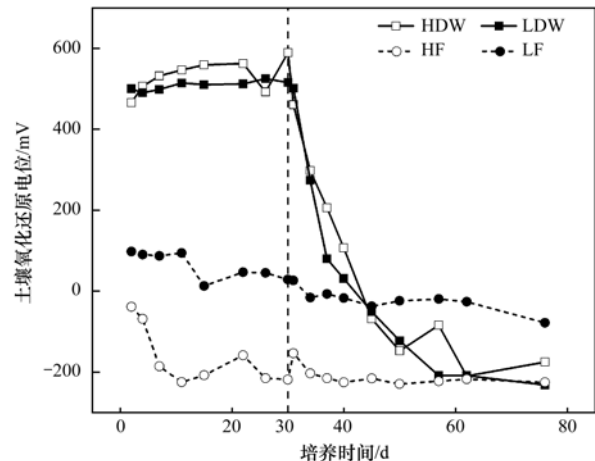


图 4 持续淹水(F)和干湿交替(DW)条件下高微生物生物量碳(H)和低微生物生物量(L)水稻土氧化还原电位变化
Fig. 4 Changes in the redox potential of paddy soils with high microbial biomass carbon (H) and low microbial biomass carbon (L) under continuous flooding (F) and dry-wet (DW) conditions

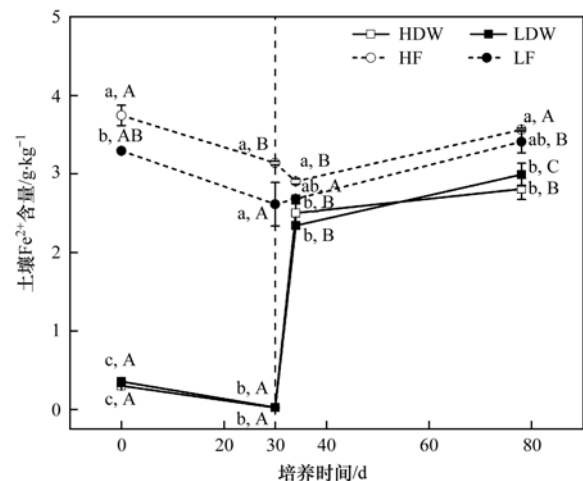


图 5 持续淹水(F)和干湿交替(DW)条件下高微生物生物量碳(H)和低微生物生物量(L)水稻土 Fe^{2+} 含量变化
Fig. 5 Changes in the Fe^{2+} content in paddy soil with high microbial biomass carbon (H) and low microbial biomass carbon (L) under continuous flooding (F) and dry-wet (DW) conditions

放量与 ΔFe^{2+} 和 ΔDOC 变量拟合的多元回归方程为 $\Delta\text{CO}_2 = -0.31 \times \Delta\text{DOC} - 0.78 \times \Delta\text{Fe}^{2+}$ ($R^2 = 0.93, P < 0.001$, 表 2),说明土壤 DOC 含量和 Fe^{2+} 含量的减少对 CO_2 累积排放量具有显著贡献. 在干湿交替的淹水阶段下,该多元回归方程为 $\Delta\text{CO}_2 = -0.31 \times \Delta\text{DOC} + 0.48 \times \Delta\text{Fe}^{2+}$,但是两个变量对该回归关系的贡献不显著. 在持续淹水条件下,该多元回归方程为 $\Delta\text{CO}_2 = -0.48 \times \Delta\text{DOC} + 0.36 \times \Delta\text{Fe}^{2+}$ ($R^2 = 0.50, P = 0.001$),说明土壤 DOC 含量的减少和 Fe^{2+} 含量的增加对 CO_2 累积排放量具有显著贡献.

表 2 在连续淹水培养(F)和干湿交替培养(DW)的淹水(W)和不淹水(D)时期,对 ΔCO_2 累积排放量与 ΔFe^{2+} 和 ΔDOC 变量进行多元回归¹⁾

Table 2 Multiple regression of ΔCO_2 cumulative emissions and ΔFe^{2+} and ΔDOC variables during the flooded(W) and non-flooded(D) periods of continuous flooding culture (F) and alternate dry-wet culture (DW)

处理	变量	标准化系数	标准化系数的 P 值	拟合优度 R^2	拟合优度的 P 值
DW-D	$\Delta\text{DOC}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	-0.31	0.01	0.93	<0.001
	$\Delta\text{Fe}^{2+}/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	-0.78	<0.001		
DW-W	$\Delta\text{DOC}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	-0.31	0.31	0.49	0.05
	$\Delta\text{Fe}^{2+}/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.48	0.13		
F	$\Delta\text{DOC}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	-0.48	0.01	0.50	0.001
	$\Delta\text{Fe}^{2+}/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.36	0.04		

1) DW-D 表示干湿交替-干, DW-W 表示干湿交替-湿, F 表示持续淹水, Δ 表示采样时期的变化值

对不同处理土壤 CO_2 日排放速率与土壤理化 and 生物性质进行 Spearman 相关分析发现(表 3), 在低微生物生物量碳土壤的持续淹水处理与高微生物生物量碳土壤的干湿交替处理下, CO_2 日排放速率与 DOC 呈显著正相关关系($r=0.80, P<0.01$; $r=0.93, P<0.001$). 在高微生物生物量碳土壤的干湿交替处理下, CO_2 日排放速率与 BG 酶活性呈显著正相关($r=0.80, P<0.01$), 在高微生物生物量碳

土壤的持续淹水处理下, CO_2 日排放速率与 NAG 酶活性和 PER 酶活性呈负相关($r=-0.69, P<0.05$; $r=-0.61, P<0.05$). 在低微生物生物量碳土壤的持续淹水处理下, CO_2 日排放速率与 NAG 酶活性呈显著负相关($r=-0.68, P<0.05$). 除了在高微生物生物量碳土壤的持续淹水处理下, 其他 3 个处理下的土壤 pH 和铵态氮含量与 CO_2 日排放速率普遍呈显著负相关(表 3).

表 3 不同处理下土壤 CO_2 日排放速率与土壤理化和生物性质的 Spearman 相关分析¹⁾

处理	DOC	Fe^{2+}	MBC	pH	NH_4^+-N	BG	NAG	PER
HDW	0.93 ***	-0.26	0.41	-0.59 *	-0.87 ***	0.80 **	0.13	-0.36
HF	0.37	0.28	-0.42	-0.39	-0.73 **	-0.16	-0.69 *	-0.61 *
LDW	0.35	-0.62 *	0.28	-0.80 **	-0.91 ***	-0.18	-0.47	-0.51
LF	0.80 **	-0.47	0.14	-0.87 ***	-0.88 ***	-0.43	-0.68 *	-0.50

1) * 表示有统计学差异($P<0.05$), ** 表示有显著统计学差异($P<0.01$), *** 表示有极显著的统计学差异($P<0.001$)

3 讨论

3.1 水分条件对水稻土有机碳矿化的影响

稻田土壤常处于频繁的干湿交替过程中, 在土壤有机质分解转化和积累过程中, 水分会调节土壤环境条件从而影响了有机碳矿化过程^[25]. 干湿交替前后与长期淹水条件下, 土壤 DOC 含量、MBC 含量、Eh 和 Fe^{2+} 含量具有差异. 在培养前 30 d, 干湿交替处理土壤处于不淹水阶段, 而淹水处理因为淹水过程中破坏了土壤团聚体结构, 导致土壤中易矿化组分溶出^[26], 提高了土壤中 DOC 含量, 使其土壤 DOC 含量是干湿交替处理土壤的 1.5 倍(图 3), 这导致其土壤有机碳的累积矿化量显著高于干湿交替处理(图 1). 李忠佩等^[4]的研究发现, 淹水处理的土壤有机碳累积矿化量显著高于好气处理. 张敬智等^[27]的研究也发现, 淹水条件下的 DOC 含量显著高于好气条件, 且土壤有机碳矿化速率常数(0.009 5)在淹水条件下显著高于好气条件(0.007 5). 在高微生物生物量碳含量的土壤中, 干湿交替处理下的 MBC 含量

显著高于持续淹水处理(图 2). 这是由于长期淹水缺氧环境会改变微生物群落结构, 抑制微生物活性, 导致 MBC 含量减少. Yang 等^[28]研究发现在相同的有机肥施用条件下, 干湿交替处理下的土壤 MBC 含量显著高于持续淹水处理. Drenovsky 等^[29]和 Sahrawat^[30]也提出淹水条件会抑制土壤微生物活性, 并认为这会导致土壤中有机碳矿化速率降低. 然而有研究认为土壤中 MBC 含量会随着水分升高而增加^[31]. 水稻土 Eh 在 1 a 中呈现周期性变化, 其中铁的氧化还原反应过程很活跃. 本研究表明, 土壤不淹水时, Eh 范围为 400 ~ 600 mV(图 4), 土壤处于氧化环境, 所以 Fe^{2+} 含量极低(图 5). 淹水后 Eh 迅速下降至 100 mV 以下(图 4), 铁被快速还原, Fe^{2+} 含量升高(图 5). 厌氧环境下铁的异化还原过程与产甲烷过程形成竞争关系, 会抑制甲烷排放^[32], 而与矿化产生二氧化碳过程发生耦合关系, 会促进二氧化碳排放.

不同水分状况下, 影响有机碳矿化的关键因子不相同. 在本研究的持续淹水条件下, 对 ΔCO_2 与

ΔFe^{2+} 和 ΔDOC 变量拟合的多元回归方程表明,土壤 DOC 的减少和 Fe^{2+} 含量的增加对 CO_2 累积排放量具有显著贡献.说明土壤易利用有机碳量和铁还原共同调控淹水水稻土有机碳矿化过程.土壤 DOC 即可溶性有机碳,大部分是易利用小分子有机碳且易扩散并与微生物接触^[33],是微生物呼吸利用的直接碳源^[34],因此 CO_2 排放量与 DOC 减少量通常成正比.厌氧条件下 Fe^{3+} 还原与有机碳氧化过程耦合,电子会由有机碳传递到 Fe^{3+} ^[35].Vandieken 等^[36]的研究也报道淹水厌氧条件下 Fe^{3+} 的还原对土壤碳矿化的贡献在 69%~90% 之间.但是,在干湿交替处理的淹水阶段土壤 DOC 减少量和铁还原量对 CO_2 累积排放量的作用不显著.可能由于 DOC 中最易利用有机碳在不淹水阶段已经被矿化,而进入淹水阶段,由于缺氧条件下的矿化与有机碳具体形态关系更密切,如脂肪酸和木质素等在缺氧条件下可矿化程度很低^[37],因此此时 DOC 变化量并不能反映 CO_2 排放量.不淹水阶段,土壤通气状况较好,可能会导致硝态氮等氧化态物质的累积,进入淹水阶段后,除 Fe^{3+} 以外,还有其他物质如硝态氮、氧化锰和硫酸盐等发生还原反应^[37],与有机碳氧化耦合,因此 Fe^{3+} 的还原与 CO_2 排放量的相关性被弱化.此外,不同水分条件下,影响 CO_2 日排放速率的酶种类不同.在高微生物生物量碳的土壤中,干湿交替条件下的 CO_2 日排放速率与 BG 活性呈显著正相关,而持续淹水条件下的 CO_2 日排放速率与 NAG 和 PER 酶活性呈显著负相关;在低微生物生物量碳的土壤中,持续淹水处理的 CO_2 日排放速率与 NAG 酶活性呈显著负相关.说明水解酶对有机物的水解作用会影响干湿交替和持续淹水条件下的 CO_2 排放,而氧化酶对有机物的氧化分解作用可能对淹水处理下的 CO_2 排放意义更大.铵态氮含量和 pH 与各土壤各处理的 CO_2 日排放速率均具有显著相关关系.一方面铵态氮作为养分促进微生物对有机碳的吸收利用,另一方面硝态氮还原为铵态氮可促进有机碳氧化^[37],铵态氮含量反映了硝态氮还原程度. pH 在淹水培养过程中会逐渐上升,而 CO_2 排放日速率是逐渐下降的,因此本研究中二者显示出负相关.另外 pH 越高, CO_2 在溶液中的溶解度越高,会导致所采集气体中的 CO_2 含量减少,这可能是二者负相关关系的原因之一.

3.2 微生物生物量大小对水稻土有机碳矿化的影响

土壤微生物是土壤有机碳矿化的驱动者^[38],微生物依靠土壤提供的碳源来完成细胞合成、繁殖与解体,是土壤生态系统中养分循环的关键^[39].微生物

生物量碳是指土壤中所有活体微生物含有的碳,是土壤有机碳中的活跃成分,它通常被用来指示土壤微生物生物量的大小.在本研究中利用了氯仿熏蒸来获得低微生物生物量土壤,Brookes 等^[40]也曾对草地土壤进行连续 3 次熏蒸,以此来降低 90% 以上土壤微生物生物量.但氯仿熏蒸导致微生物死亡解体和胞内有机碳成分的释放,使培养初期土壤 DOC 含量升高,这些大量易利用有机物被幸存以及重新繁殖的微生物快速分解,形成一个 CO_2 大量释放的“脉冲”阶段.在 Brookes 等^[40]的培养试验中,“脉冲”过后土壤达到的有机碳稳定矿化速率结果显示,熏蒸与未熏蒸的土壤无显著差异.但在本研究中,当土壤有机碳矿化速率趋于稳定时(第 45~78 d),高微生物生物量碳土壤的有机碳稳定矿化速率显著高于低微生物生物量碳的土壤,且此时低微生物生物量碳土壤的 DOC 含量仍显著高于高微生物生物量碳的土壤(图 3).这说明微生物生物量大小决定了干湿交替和持续淹水下的水稻土有机碳稳定矿化速率水平.说明水稻土中有机碳矿化过程的机制与旱地土壤有所不同,这可能是由于微生物群落结构和功能差异导致的,其中具体机制还需要进一步研究.

4 结论

(1)相比于持续淹水处理,干湿交替处理的 CO_2 累积排放量较低,且两者之间的差异在低微生物生物量碳的土壤中更显著.高微生物生物量碳土壤的有机碳稳定矿化速率比低微生物生物量碳土壤高 20%~30%.

(2)土壤 DOC 含量的减少和 Fe^{2+} 含量的增加显著影响持续淹水条件下的 CO_2 累积排放量,但对干湿交替处理淹水阶段的 CO_2 累积排放量却无影响.

(3)BG 活性在干湿交替处理的高微生物生物量碳土壤中与 CO_2 日排放速率呈显著正相关,但在持续淹水处理下与 CO_2 日排放速率无关;NAG 活性在持续淹水处理下与 CO_2 日排放速率呈显著负相关;PER 活性只在持续淹水处理的高微生物生物量碳土壤中与 CO_2 日排放速率呈显著负相关.

致谢:对中国科学院亚热带农业生态研究所公共技术服务中心对本研究提供的技术支持表示感谢.

参考文献:

- [1] Heimann M, Reichstein M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks [J]. *Nature*, 2008, **451** (7176): 289-292.
- [2] Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change [J].

- Geoderma, 2004, **123**(1-2): 1-22.
- [3] 黄东迈, 朱培立, 王志明, 等. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨与质疑[J]. 土壤学报, 1998, **35**(4): 482-492.
Huang D M, Zhu P L, Wang Z M, *et al.* A study and question on the decomposition rate of organic carbon under upland and submerged soil conditions[J]. Acta Pedologica Sinica, 1998, **35**(4): 482-492.
- [4] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系[J]. 土壤学报, 2004, **41**(4): 544-552.
Li Z P, Zhang T L, Chen B Y. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon [J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, **41**(4): 544-552.
- [5] Borken W, Matzner E. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils[J]. Global Change Biology, 2009, **15**(4): 808-824.
- [6] 潘根兴, 李恋卿, 郑聚锋, 等. 土壤碳循环研究及中国稻田土壤固碳研究的进展与问题[J]. 土壤学报, 2008, **45**(5): 901-914.
Pan G X, Li L Q, Zheng J F, *et al.* Perspectives on cycling and sequestration of organic carbon in paddy soils of China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, **45**(5): 901-914.
- [7] 吴金水, 李勇, 童成立, 等. 亚热带水稻土碳循环的生物地球化学特点与长期固碳效应[J]. 农业现代化研究, 2018, **39**(6): 895-906.
Wu J S, Li Y, Tong C L, *et al.* The key geo-biochemical processes of the long-term carbon sequestration and its mechanisms in the subtropical paddy soils [J]. Research of Agricultural Modernization, 2018, **39**(6): 895-906.
- [8] Devêre O C, Horwath W R. Decomposition of rice straw and microbial carbon use efficiency under different soil temperatures and moistures[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, **32**(11-12): 1773-1785.
- [9] 郝瑞军, 李忠佩, 车玉萍. 水分状况对水稻土有机碳矿化动态的影响[J]. 土壤, 2006, **38**(6): 750-754.
Hao R J, Li Z P, Che Y P. Effect of moisture regime on dynamics of soil organic carbon mineralization[J]. Soils, 2006, **38**(6): 750-754.
- [10] 张薇, 王子芳, 王辉, 等. 土壤水分和植物残体对紫色水稻土有机碳矿化的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, **13**(6): 1013-1019.
Zhang W, Wang Z F, Wang H, *et al.* Organic carbon mineralization affected by water content and plant residues in purple paddy soil [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2007, **13**(6): 1013-1019.
- [11] 蔡祖聪. 水分类型对土壤排放的温室气体组成和综合温室效应的影响[J]. 土壤学报, 1999, **36**(4): 484-491.
Cai Z C. Effects of water regime on CO₂, CH₄ and N₂O emissions and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gases[J]. Acta Pedologica Sinica, 1999, **36**(4): 484-491.
- [12] Bridgham S D, Updegraff K, Pastor J. Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands [J]. Ecology, 1998, **79**(5): 1545-1561.
- [13] 张文菊, 童成立, 杨钙仁, 等. 水分对湿地沉积物有机碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2005, **25**(2): 249-253.
Zhang W J, Tong C L, Yang G R, *et al.* Effects of water on mineralization of organic carbon in sediment from wetlands[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, **25**(2): 249-253.
- [14] Arnold C, Ghezzehei T A, Berhe A A. Decomposition of distinct organic matter pools is regulated by moisture status in structured wetland soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, **81**: 28-37.
- [15] Wang X W, Li X Z, Hu Y M, *et al.* Effect of temperature and moisture on soil organic carbon mineralization of predominantly permafrost peatland in the great Hing'an Mountains, Northeastern China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, **22**(7): 1057-1066.
- [16] Makarov M I, Malysheva T I, Maslov M N, *et al.* Determination of carbon and nitrogen in microbial biomass of southern-taiga soils by different methods[J]. Eurasian Soil Science, 2016, **49**(6): 685-695.
- [17] Marschner B, Kalbitz K. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils [J]. Geoderma, 2003, **113**(3-4): 211-235.
- [18] Jenkinson D S, Powlson D S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—V: A method for measuring soil biomass [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1976, **8**(3): 209-213.
- [19] Lin Q, Brookes P C. Comparison of methods to measure microbial biomass in unamended, ryegrass-amended and fumigated soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1996, **28**(7): 933-939.
- [20] Kemmitt S J, Lanyon C V, Waite I S, *et al.* Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—a new perspective [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, **40**(1): 61-73.
- [21] Zhou X Y, Chen L, Xu J M, *et al.* Soil biochemical properties and bacteria community in a repeatedly fumigated-incubated soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2020, **56**(5): 619-631.
- [22] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [23] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006.
- [24] Loeppmann S, Blagodatskaya E, Pausch J, *et al.* Substrate quality affects kinetics and catalytic efficiency of exo-enzymes in rhizosphere and detritusphere [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, **92**: 111-118.
- [25] 童成立, 张文菊, 王洪庆, 等. 三江平原湿地沉积物有机碳与水分的关系[J]. 环境科学, 2005, **26**(6): 38-42.
Tong C L, Zhang W J, Wang H Q, *et al.* Relationship between organic carbon and water content in four type wetland sediments in Sanjiang plain [J]. Environmental Science, 2005, **26**(6): 38-42.
- [26] 郝瑞军, 李忠佩, 车玉萍, 等. 好气与淹水条件下水稻土各粒级团聚体有机碳矿化量[J]. 应用生态学报, 2008, **19**(9): 1944-1950.
Hao R J, Li Z P, Che Y P, *et al.* Organic carbon mineralization in various size aggregates of paddy soil under aerobic and submerged conditions[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, **19**(9): 1944-1950.
- [27] 张敬智, 马超, 郜红建. 淹水和好气条件下东北稻田黑土有机碳矿化和微生物群落演变规律[J]. 农业环境科学学报, 2017, **36**(6): 1160-1166.
Zhang J Z, Ma C, Gao H J. Investigation of soil organic carbon mineralization and microbial community structure evolution of northeast paddy black soil in waterlogged and aerobic conditions [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, **36**(6): 1160-1166.
- [28] Yang C M, Yang L Z, Zhu O Y. Organic carbon and its fractions in paddy soil as affected by different nutrient and water regimes [J]. Geoderma, 2005, **124**(1-2): 133-142.
- [29] Drenovsky R E, Vo D, Graham K J, *et al.* Soil water content

- and organic carbon availability are major determinants of soil microbial community composition[J]. *Microbial Ecology*, 2004, **48**(3): 424-430.
- [30] Sahrawat K L. Organic matter accumulation in submerged soils [J]. *Advances in Agronomy*, 2003, **81**: 169-201.
- [31] 吕丽平, 刘国栋, 王登峰, 等. 不同温湿条件对土壤微生物量碳的影响[J]. *南方农业学报*, 2013, **44**(10): 1671-1676.
Lü L P, Liu G D, Wang D F, *et al.* Effects of different temperature and moisture conditions on soil microbial biomass carbon[J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2013, **44**(10): 1671-1676.
- [32] 张天娇, 汤佳, 庄莉, 等. 干湿交替条件下不同晶型铁氧化物对水稻土甲烷排放的影响[J]. *环境科学*, 2014, **35**(3): 901-907.
Zhang T J, Tang J, Zhuang L, *et al.* Effects of different iron oxides on methane emission in paddy soil as related to drying/wetting cycles[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(3): 901-907.
- [33] Neff J C, Asner G P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model[J]. *Ecosystems*, 2001, **4**(1): 29-48.
- [34] Kuzyakov Y, Bol R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, **38**(4): 747-758.
- [35] Catalano J G, Fenter P, Park C, *et al.* Structure and oxidation state of hematite surfaces reacted with aqueous Fe(II) at acidic and neutral pH[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2010, **74**(5): 1498-1512.
- [36] Vandieken V, Nickel M, Jørgensen B B. Carbon mineralization in arctic sediments northeast of svalbard: Mn(IV) and Fe(III) reduction as principal anaerobic respiratory pathways[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2006, **322**: 15-27.
- [37] Keiluweit M, Nico P S, Kleber M, *et al.* Are oxygen limitations under recognized regulators of organic carbon turnover in upland soils? [J]. *Biogeochemistry*, 2016, **127**(2-3): 157-171.
- [38] Cayuela M L, Sinicco T, Mondini C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2009, **41**(1): 118-127.
- [39] Bakhshandeh E, Francaviglia R, Renzi G. A cost and time-effective method to evaluate soil microbial respiration for soil quality assessment[J]. *Applied Soil Ecology*, 2019, **140**: 121-125.
- [40] Brookes P C, Chen Y F, Chen L, *et al.* Is the rate of mineralization of soil organic carbon under microbiological control? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, **112**: 127-139.

CONTENTS

Chemical Characteristics and Source Apportionment of Organic Aerosols in Atmospheric PM _{2.5} in Winter in Beijing	XU Nan, WANG Tian-tian, LI Xiao, <i>et al.</i> (2101)
Characteristics of Two Pollution Episodes Before and After City Heating in Beijing from February to March of 2019	YIN Xiao-mei, PU Wei-wei, WANG Ji-kang, <i>et al.</i> (2110)
Analysis of Characteristics and Causes of a Typical Haze Pollution in Beijing in the Winter of 2019	LIAN Han-yang, YANG Xin, ZHANG Pu, <i>et al.</i> (2121)
New Particle Formation Events in Summer and Winter in the Coastal Atmosphere in Qingdao, China	SUN Yue, ZHU Yu-jiao, MENG He, <i>et al.</i> (2133)
Characteristics of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Evaluation of Indoor Dust from Urban and Rural Areas in Taiyuan City During the Heating Season	HUANG Hao, XU Zi-qi, YAN Jun-xia, <i>et al.</i> (2143)
Concentration Analysis and Health Risk Assessment of Air Pollutants in Newly Decorated Public Places in Xi'an	FAN Jie, FAN Hao, SHEN Zhen-xing, <i>et al.</i> (2153)
Emission Concentration and Characteristics of Particulate Matter and Water-Soluble Ions in Exhaust Gas of Typical Combustion Sources with Ultra-Low Emission	HU Yue-qi, WANG Zheng, GUO Jian-hui, <i>et al.</i> (2159)
High-Throughput Sequencing Analysis of Microbial Communities in Summertime Atmospheric Particulate Matter in Hefei City	JIANG Shao-yi, SUN Bo-wen, DAI Hai-tao, <i>et al.</i> (2169)
Spatiotemporal Variations in Fine Particulate Matter and the Impact of Air Quality Control in Zhengzhou	DONG Zhe, YUAN Ming-hao, SU Fang-cheng, <i>et al.</i> (2179)
Characteristics of Ozone Pollution and Relationships with Meteorological Factors in Jiangxi Province	QIAN Yue, XU Bin, XIA Ling-jun, <i>et al.</i> (2190)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Aerosol Optical Properties in Urban Agglomerations on the North Slope of the Tianshan Mountains	ZHANG Zhe, DING Jian-li, WANG Jin-jie, <i>et al.</i> (2202)
Comprehensive Classification Method of Urban Water by Remote Sensing Based on High-Resolution Images	YANG Zi-qian, LIU Huai-qing, LÜ Heng, <i>et al.</i> (2213)
Construction and Application Optimization of the Chl-a Forecast Model ARIMA for Lake Taihu	LI Na, LI Yong, FENG Jia-cheng, <i>et al.</i> (2223)
Spatial Differences in Water Quality and Spatial Autocorrelation Analysis of Eutrophication in Songhua Lake	DING Yang, ZHAO Jin-yong, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (2232)
Pollution and Irrigation Applicability of Surface Water from Wet, Normal, and Dry Periods in the Huixian Karst Wetland, China	ZHU Dan-ni, ZOU Sheng-zhang, LI Jun, <i>et al.</i> (2240)
Changes in Water Chemistry and Driving Factors in the Middle and Lower Reaches of the Beijing-Hangzhou Grand Canal	CHENG Zhong-hua, DENG Yi-xiang, ZHUO Xiao-ke, <i>et al.</i> (2251)
Effects of Different Land Use Practices on Nitrogen Loss from Runoff During Rainfall Events	LUO Yi-feng, CHEN Fang-xin, ZHOU Hao, <i>et al.</i> (2260)
Sources and Fate of Nitrate in Groundwater in a Typical Karst Basin: Insights from Carbon, Nitrogen, and Oxygen Isotopes	REN Kun, PAN Xiao-dong, LIANG Jia-peng, <i>et al.</i> (2268)
Changes in the Bacterioplankton Community Between "Ice" and "Water" in the Frozen Dali Lake	LI Wen-bao, YANG Xu, TIAN Ya-nan, <i>et al.</i> (2276)
Analysis of the Spatial Changes in Bacterial Communities in Urban Reclaimed Water Channel Sediments; A Case Study of the North Canal River	QIU Ying, JIN Yan, SU Zhen-hua, <i>et al.</i> (2287)
Spatial Differences and Influencing Factors of Denitrification and ANAMMOX Rates in Spring and Summer in Lake Taihu	ZHAO Feng, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i> (2296)
Structural Characteristics of Zooplankton and Phytoplankton Communities and Its Relationship with Environmental Factors in a Typical Tributary Reservoir in the Three Gorges Reservoir Region	CHEN Sha, XIE Qing, FU Mei, <i>et al.</i> (2303)
Application of Iron and Sulfate-Modified Biochar in Phosphorus Removal from Water	SANG Qian-qian, WANG Fang-jun, ZHAO Yuan-tian, <i>et al.</i> (2313)
Analysis of the Performance and Mechanism of Phosphorus Removal in Water by Steel Slag	LUO Xiao, ZHANG Jun-bo, HE Lei, <i>et al.</i> (2324)
Adsorption of BS-18 Amphoterically Modified Bentonite to Tetracycline and Norfloxacin Combined Pollutants	WANG Xin-xin, MENG Zhao-fu, LIU Xin, <i>et al.</i> (2334)
Preparation of Ag ₃ PO ₄ /g-C ₃ N ₄ Composite Photocatalysts and Their Visible Light Photocatalytic Performance	GAO Chuang-chuang, LIU Hai-cheng, MENG Wu-shuang, <i>et al.</i> (2343)
Activation of Permonosulfate by Rhodamine B for BPA Degradation Under Visible Light Irradiation	ZHANG Yi-chen, BAI Xue, SHI Juan, <i>et al.</i> (2353)
Fe-Ti Co-Doped Alumina-Induced Surface Dual Reaction Center for Catalytic Ozonation to Remove Pollutants from Water	ZHANG Fan, SONG Yang, HU Chun, <i>et al.</i> (2360)
Preparation of Sulfidated Copper-Iron Bimetallic Compositing Material and Its Mechanism for Chromium Removal	QU Min, WANG Yuan, CHEN Hui-xia, <i>et al.</i> (2370)
Mechanisms of Penicillin Wastewater Treatment by Coupled Electrocatalytic and Bioelectrochemical Systems	QU You-peng, LÜ Jiang-wei, DONG Yue, <i>et al.</i> (2378)
Aerobic Granular Sludge Operation and Nutrient Removal Mechanism from Domestic Sewage in an Anaerobic/Aerobic Alternating Continuous Flow System	LI Dong, YANG Jing-wei, LI Yue, <i>et al.</i> (2385)
In-situ Phosphorus Removal Activity and Impact of the Organic Matter Concentration on Denitrifying Phosphorus Removal in Sludge Aggregates	LÜ Yong-tao, JIANG Xiao-tong, TU Yan, <i>et al.</i> (2396)
In-situ Sludge Reduction Technology Based on Ozonation	XUE Bing, LIU Bin-han, WEI Ting-ting, <i>et al.</i> (2402)
Effects of Activated Carbon on the Fate of Antibiotic Resistance Genes During Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste	MA Jia-ying, WANG Pan-liang, WANG Bing-han, <i>et al.</i> (2413)
Release Mechanisms of Carbon Source and Dissolved Organic Matter of Six Agricultural Wastes in the Initial Stage	LING Yu, YAN Guo-kai, WANG Hai-yan, <i>et al.</i> (2422)
Spatial Differentiation of Soil Organic Carbon Density and Influencing Factors in Typical Croplands of China	LI Cheng, WANG Rang-hui, LI Zhao-zhe, <i>et al.</i> (2432)
Characteristics of Paddy Soil Organic Carbon Mineralization and Influencing Factors Under Different Water Conditions and Microbial Biomass Levels	LIU Qi, LI Yu-hong, LI Zhe, <i>et al.</i> (2440)
Analysis of Nitrogen Transformation Characteristics and Influencing Factors of Forestland Soil in the Qinghai-Tibet Plateau; A Case Study of the Qilian Mountains and Southeast Tibet	HE Fang, ZHANG Li-mei, SHEN Cong-cong, <i>et al.</i> (2449)
Using the Matter-Element Extension Model to Assess Heavy Metal Pollution in Topsoil in Parks in the Main District Park of Lanzhou City	HU Meng-jun, LI Chun-yan, LI Na-na, <i>et al.</i> (2457)
Effects of Long-Term Application of Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers on Heavy Metals and Their Availability in Reddish Paddy Soil	XIA Wen-jian, ZHANG Li-fang, LIU Zeng-bing, <i>et al.</i> (2469)
Characteristics and Origins of Heavy Metals in Soil and Crops in Mountain Area of Southern Sichuan	HAN Wei, WANG Cheng-wen, PENG Min, <i>et al.</i> (2480)
Spatial Distribution Characteristics, Source Apportionment, and Risk Assessment of Topsoil PAHs in the Core Area of the Ningdong Energy and Chemical Industry Base	YANG Fan, LUO Hong-xue, ZHONG Yan-xia, <i>et al.</i> (2490)
Functional Stability and Applicability of Heavy Metal Passivators in Reducing Cd Uptake by Lettuce	PANG Fa-hu, WU Xue-jiao, KONG Xue-fei, <i>et al.</i> (2502)
Effects of Water Management on Cadmium Accumulation by Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) Growing in Typical Paddy Soil	ZHANG Yu-ting, TIAN Ying-bing, HUANG Dao-you, <i>et al.</i> (2512)
Adsorption Properties of Oiltea Camellia Shell-Modified Biochar and Effects of Coupled Waterlogging on Soil Cd Morphology	CAI Tong, DU Hui-hui, LIU Xiao-li, <i>et al.</i> (2522)
Effects of Land Use Changes on Soil Fungal Community Structure and Function in the Riparian Wetland Along the Downstream of the Songhua River	XU Fei, ZHANG Tuo, HUAI Bao-dong, <i>et al.</i> (2531)
Distribution of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Communities in a Fishery Reclamation Mining Subsidence Area	CHENG Sen, LU Ping, FENG Qi-yan (2541)
Effects of Three Commonly Used Herbicides on Bacterial Antibiotic Resistance	LI Xi, LIAO Han-peng, CUI Peng, <i>et al.</i> (2550)
Discussion of Microbial Control Standards of Water Reclamation and Formulation Methods	CHEN Zhuo, CUI Qi, CAO Ke-fan, <i>et al.</i> (2558)