

UV-B增强后秸秆还田分解对土壤氮转化微生物及酶活性的影响

李海涛, 谢春梅, 刘成前, 李祖然, 李元, 湛方栋, 何永美

引用本文:

李海涛, 谢春梅, 刘成前, 李祖然, 李元, 湛方栋, 何永美. UV-B增强后秸秆还田分解对土壤氮转化微生物及酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(1): 111-121.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0123>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

UV-B辐射对元阳梯田稻田土壤活性有机碳含量与温室气体排放的影响

王灿, 李虹茹, 湛方栋, 李想, 李元, 祖艳群, 何永美, 郭先华

农业环境科学学报. 2018, 37(2): 383-391 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1060>

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354-2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

固态发酵中2种微生物降解玉米秸秆效果的对比研究

李立波, 任晓冬, 窦森

农业环境科学学报. 2017, 36(10): 2136-2142 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0336>

UV-B辐射与稻瘟病菌复合胁迫对元阳梯田水稻生长和光合特性的影响

李想, 谢春梅, 何永美, 祖艳群, 王灿, 李虹茹, 李元

农业环境科学学报. 2018, 37(4): 613-620 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1525>

UV-B辐射促进红壤水稻土中碳氮转化

徐鹏, 王秋敏, 蒋梦蝶, 林杉, 邬磊, 赵劲松, 胡荣桂

农业环境科学学报. 2017, 36(4): 793-798 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1403>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李海涛, 谢春梅, 刘成前, 等. UV-B增强后秸秆还田分解对土壤氮转化微生物及酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(1): 111-121.

LI H T, XIE C M, LIU C Q, et al. Effects of UV-B-enhanced straw decomposition on soil nitrogen transformation microorganisms and enzyme activities[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(1): 111-121.



开放科学 OSID

UV-B增强后秸秆还田分解对土壤氮转化微生物及酶活性的影响

李海涛¹, 谢春梅^{1,2}, 刘成前¹, 李祖然³, 李元¹, 湛方栋¹, 何永美^{1*}

(1. 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 2. 云南农业大学学生处, 昆明 650201; 3. 云南农业大学园林园艺学院, 昆明 650201)

摘要:为明确UV-B辐射增强对水稻秸秆化学成分的影响, 阐释UV-B辐射增强后秸秆还田分解特征及其对稻田土壤氮转化的间接效应, 本研究在元阳梯田(海拔1 600 m)开展大田试验, 以当地水稻品种白脚老粳为研究对象, 研究UV-B辐射增强(5.00 kJ·m⁻²)对水稻秸秆化学成分及其还田后秸秆降解、土壤氮素转化的影响。结果表明:UV-B辐射增强显著降低水稻秸秆纤维素含量, 增加木质素含量, 提高秸秆木质素/氮; 并导致秸秆纤维素、木质素、总氮的降解速率总体降低, 最大降幅分别达38.7%、18.1%、25.8%。与自然光照秸秆相比, UV-B辐射后的秸秆还田显著降低土壤固氮细菌、氨化细菌、硝化细菌和反硝化细菌数量, 增加土壤蛋白酶、氨单加氧酶、硝酸还原酶活性, 提高土壤硝化和反硝化速率。相关性分析表明, 秸秆木质素/氮与秸秆降解速率呈极显著负相关; 秸秆纤维素、木质素、总氮降解速率与硝酸还原酶活性呈显著正相关, 后者又与N₂O排放通量呈显著正相关; 硝化细菌数量与NO₃-N含量呈负相关。研究表明, UV-B辐射增强通过提高秸秆木质素/氮, 抑制秸秆纤维素、木质素、总氮降解, 减少土壤氨化细菌数量, 增加氨单加氧酶和硝酸还原酶活性, 从而促进土壤NH₄-N向NO₃-N转化, 导致N₂O排放通量增加。

关键词:UV-B辐射; 秸秆还田; 氮转化; 微生物; 酶; 氮含量; N₂O

中图分类号:S154 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2024)01-0111-11 doi:10.11654/jaes.2023-0123

Effects of UV-B-enhanced straw decomposition on soil nitrogen transformation microorganisms and enzyme activities

LI Haitao¹, XIE Chunmei^{1,2}, LIU Chengqian¹, LI Zuran³, LI Yuan¹, ZHAN Fangdong¹, HE Yongmei^{1*}

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2. Student Office of Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 3. College of Landscape and Horticulture, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract: To clarify the effect of enhanced UV-B radiation on the chemical composition of rice straw, the characteristics of straw decomposition after enhanced UV-B radiation and its indirect effect on nitrogen transformation in paddy soil were explored. In this study, a field experiment was performed in terraced fields in Yuanyang (1 600 m above sea level), taking the local rice variety Baijiao Laojing as the research object. The effects of enhanced UV-B radiation (5.00 kJ·m⁻²) on the chemical composition of rice straw, straw degradation, and soil nitrogen transformation were studied. The results showed that: Enhanced UV-B radiation significantly decreased the cellulose content

收稿日期:2023-02-22 录用日期:2023-05-04

作者简介:李海涛(1999—),男,云南保山人,硕士研究生,从事紫外辐射生态方面的研究。E-mail:983611291@qq.com

*通信作者:何永美 E-mail:heyongmei06@126.com

基金项目:国家自然科学基金项目(32060287);云南省教育厅科研基金项目(2021J0122)

Project supported: National Natural Science Foundation of China (32060287); Scientific Research Foundation of the Education Department of Yunnan Province, China (2021J0122)

of rice straw, increased the lignin content, and increased straw lignin/nitrogen. The degradation rates of cellulose, lignin, and total nitrogen decreased by 38.7%, 18.1%, and 25.8%, respectively. Compared with straw under natural light, the straw applied after UV-B radiation significantly decreased the number of soil nitrogen-fixing bacteria, ammonifying bacteria, nitrifying bacteria, and denitrifying bacteria, increase the activities of soil protease, ammonia monooxygenase, and nitrate reductase, and increased the soil nitrification and denitrification rates. The correlation analysis showed that the straw lignin/nitrogen was significantly negatively correlated with the straw degradation rate. The degradation rates of straw cellulose, lignin, and total nitrogen were significantly positively correlated with the nitrate reductase activity, and the latter was significantly, positively correlated with the N_2O emission flux. The number of nitrifying bacteria was negatively correlated with the content of NO_3^--N . This study showed that enhanced UV-B radiation inhibited the degradation of straw cellulose, lignin, and total nitrogen by increasing the straw lignin/nitrogen, decreased the number of soil ammonifying bacteria, increased the activities of ammonia monooxygenase and nitrate reductase, promoted the transformation of soil NH_4^+-N to NO_3^--N , and increased the N_2O emission flux.

Keywords: UV-B radiation; straw return; nitrogen transformation; microorganism; enzyme; nitrogen content; N_2O

20世纪70年代氟氯烷化合物的广泛使用致使平流层臭氧浓度不断降低,进而导致的地表UV-B辐射增强对植物生长及生态系统稳定性构成威胁,UV-B辐射增强已成为当下被广泛关注的全球气候变化问题之一^[1-2]。农田生态系统是陆地生态系统的重要组成部分,其物质循环受到UV-B辐射的显著影响^[3]。

土壤氮素转化作为农田生态系统重要的物质循环过程,对UV-B辐射增强的响应敏感^[4]。UV-B辐射显著影响着生物固氮、有机氮矿化、 N_2O 排放等农田氮素转化过程^[5]。研究表明,当UV-B辐射强度为 $0.34 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $0.49 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ 时,土壤固氮强度分别增加17%和9%,当UV-B辐射强度提高至 $0.77 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ 时,土壤固氮强度降低13%^[6]。土壤有机氮通过矿化作用转化为无机氮(NH_4^+-N 、 NO_3^--N),维持土壤氮素平衡与供应^[7],徐鹏等^[8]的研究指出UV-B辐射增强加快了土壤有机氮转化速率,进而提高了高、低有机质土壤中 NO_3^--N 的含量。 N_2O 是农田生态系统中温室气体的主要来源,受到UV-B辐射的显著影响,UV-B辐射增强能提高稻田 N_2O 排放通量^[9],但也有研究表明UV-B辐射增强抑制了大豆土壤中 N_2O 的排放^[10]。

水稻秸秆还田是稻田生态系统氮素循环的重要一环,广泛应用于我国冬水田地区。水稻成熟收获后,除籽粒中氮素以外的其余氮素以有机氮形式存于秸秆,这些氮素随秸秆还田返回稻田,显著影响稻田土壤氮素转化与供应^[11]。秸秆还田能够改善土壤结构,增加有机质和微生物数量,调节土壤酶活性,促进土壤氮素的转化^[12],但UV-B辐射增强对其转化过程的影响还存在不确定性。研究表明,UV-B辐射增强不利于植物残体降解,且对土壤氮素矿化具有抑制作用^[13-14]。目前大多数研究只关注了UV-B辐射单一因子对土壤氮素转化的直接影响,而UV-B辐射增强如

何改变秸秆化学成分,进而影响其还田分解与土壤氮素转化尚不明确,有待进一步研究。假设UV-B辐射增强改变水稻植株化学成分含量,降低秸秆还田分解速率,进而抑制土壤氮素的矿化与供应。

元阳梯田终年淹水,UV-B辐射背景值高,稻田不施用化肥,水稻收获后秸秆全部还田,这为研究UV-B辐射增强对水稻秸秆还田土壤氮转化的影响提供了天然的场所。本试验以元阳梯田当地水稻品种白脚老粳为研究对象,在水稻生长期人工模拟UV-B辐射增强($5.00 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2}$),水稻收获后开展秸秆还田试验,研究UV-B辐射增强对水稻秸秆物质含量及其还田下秸秆分解、土壤氮素转化过程的影响,探究UV-B辐射增强对稻田土壤氮素转化的间接影响与机理,为准确评估UV-B辐射增强对稻田土壤氮素转化的影响提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于云南省元阳县新街镇箐口村($23^{\circ}07' \text{ N}$, $102^{\circ}44' \text{ E}$),该地为山地季风气候,多雨,梯田海拔高度为1 600 m,年均气温为 15°C ,年均降水量为1 398 mm。试验地土壤基本理化性质如下:pH值为5.32,有机质含量为 $26.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮、全磷、全钾含量分别为 1.91 、 $0.650 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $16.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,碱解氮、速效磷、速效钾含量分别为 76.4 、 $15.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $101 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 试验设计

2020年3月5日播种育苗,5月20日将秧苗移栽至试验小区,6月20日开始进行紫外辐射处理。试验小区设计为长3.90 m、宽2.25 m,种植14行、16列水稻,周边6行和4列水稻作为保护行。水稻生长期不使用农药和化肥,且一直保持淹水状态。水稻2020

年9月15日成熟后至2021年1月15日开展秸秆还田试验,期间稻田不进行其他作物种植,水面仅有满江红生长至来年水稻种植。

UV-B辐射处理:在每行水稻正上方悬挂1支40 W UV-B灯管(北京,UV308,光谱为280~320 nm),模拟UV-B辐射增强。用0.130 mm醋酸纤维素膜滤除280 nm以下UV-C波段光线;聚酯薄膜滤除UV-C和UV-B辐射,将UV-B辐射的生物学效应作为在UV-B处理组和UV-A对照组下的生物学效应的差值来考虑,以消除处理组中UV-A对UV-B效应的影响。用紫外辐射测定仪(北京师范大学光电仪器厂)测定波长为297 nm时的辐射强度以确定紫外辐射水平,且根据水稻植株生长来调节灯管高度以控制辐照度(以植株上部计)。设自然光照和UV-B辐射强度为 $5.00 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2}$ 处理,分别相当于元阳梯田0和20.0%的臭氧衰减(夏至日UV-B辐射背景值为 $10.0 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2}$)。为保证试验条件的一致性,自然光照水平同样要悬挂未安装灯管的管架。从水稻秧苗移栽返青后,开始紫外辐射处理至成熟,每日10:00—17:00辐照(阴雨天除外)。

秸秆还田设置:称取自然光照(CK)和UV-B辐射下生长的水稻秸秆各10.0 g(鲜质量)分别置于100目网袋。采集自然光照和UV-B辐射下生长的水稻秸秆(水稻收获后的秸秆)各1.30 g(按试验区单位面积秸秆产量 $\times 20 \text{ cm} \times$ 土壤容重基数得出)分别放入自封袋中,另称取156 g鲜土,去除杂物,放入自封袋,加入50.0 mL纯水,混匀后封口,为防止自封袋损坏以及保持淹水状态,将自封袋放入250 mL塑料瓶内,向瓶内注满水后封口,将网袋和塑料瓶埋入距土表10.0 cm处。每个小区埋入3个位置原位培养,30 d取样1次,各处理分别取3个网袋和3瓶土壤样品,测定计算植株纤维素、木质素、总氮降解速率和土壤氮含量、酶活性和微生物数量等。 N_2O 气体的收集参照蒋静艳等^[15]的方法:每次采集不同处理土壤样品各3瓶,打开瓶盖放于室内自然通气30 min,充分排除瓶内残留气体后用双链球手动将瓶内气体泵入真空铝箔气体袋作为背景样品,然后用胶塞封口放入30℃恒温培养箱培养3 h,期间每隔1 h取样1次,共计3次,取样时间一般为8:00—11:00^[15]。

1.3 秸秆物质含量测定

植株全氮含量采用浓硫酸消煮凯氏定氮法测定^[16];植株纤维素采用硫酸消解分光光度法测定^[17];植物木质素采用醋酸提取,硫酸重铬酸钾消解分光光度法测定^[18]。植株纤维素、木质素、总氮以及秸秆降

解速率参照纪程等^[19]的方法进行计算。纤维素降解速率、木质素降解速率、总氮降解速率、秸秆降解速率分别表示为 R_{cd} 、 R_{ld} 、 R_{nd} 、 R_{sd} 。

$$R_{\text{cd}} = (C_0 \times M_0 - C_t \times M_t) / t \quad (1)$$

$$R_{\text{sd}} = (M_0 - M_t) / t \quad (2)$$

式中: C_0 为初始秸秆纤维素含量, $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; C_t 为采样时秸秆纤维素含量, $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; M_0 为秸秆初始质量,g; M_t 为采样时秸秆质量,g; t 为采样时间,d。 R_{ld} 和 R_{nd} 的计算方法同 R_{cd} 。

1.4 稻田土壤氮转化细菌数量、酶活性、氮含量测定

土壤氮转化细菌数量测定:称取10.0 g新鲜土壤样品于三角瓶中,加入90 mL无菌水进行充分振荡,获得土壤悬浮液,之后根据培养细菌种类选择配制不同浓度的土壤溶液;土壤固氮菌、氨化细菌数量选择稀释平板法测定,土壤硝化细菌、反硝化细菌数量选用MPN稀释法测定^[20]。

土壤氮转化酶活性测定:土壤硝酸还原酶活性的测定,取风干土样,加入 CaCO_3 、2,4-二硝基酚溶液、 KNO_3 和葡萄糖溶液,摇匀密封培养;纯水定容,加铝钾矾饱和溶液,振荡,过滤;取滤液加显色剂摇匀定容,520 nm处测定吸光值^[21]。土壤亚硝酸还原酶活性的测定:取风干土样,加入 CaCO_3 、 NaNO_2 和葡萄糖溶液,摇匀密封培养;纯水定容,加铝钾矾饱和溶液,振荡,过滤;取滤液加显色剂摇匀定容,520 nm处测定吸光值^[22]。土壤中性蛋白酶活性、氨单加氧酶活性、固氮酶活性的测定:采用苏州格锐思生物科技有限公司所提供的试剂盒,应用双抗体夹心法测定标本中土壤酶(NP)水平。

土壤不同形态氮含量测定:土壤 NH_4^+-N 含量采用苯酚次氯酸钠靛蓝比色法测定;土壤 NO_3^--N 含量采用酚二磺酸分光光度法测定^[16];土壤可溶性有机氮含量采用碱性过硫酸钾消煮分光光度法测定^[23];土壤微生物量氮含量采用氯仿熏蒸凯氏定氮法测定^[24]。

1.5 N_2O 排放通量的测定

气体样品使用Agilent 7890B气相色谱仪分析。前检测器参数为:加热器温度为210℃,氢气流量为 $40.0 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,空气流量为 $400 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,尾吹气流量为 $20.9 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,柱箱温度为50℃,色谱柱流量为 $2.50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$;后检测器参数为:加热器温度为300℃,尾吹气流量为 $2.00 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,辅助加热温度为375℃。

气体排放通量的计算公式:

$$F = \rho \times V \times dc / dt \times 273 / T$$

式中: F 为气体排放通量, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (N_2O); ρ 为标准状况下气体密度, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; V 为样品体积, L ; dc/dt 为单位时间内气体浓度线性变化率, $\mu\text{L}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$; T 为培养箱内温度, $^{\circ}\text{C}$ 。

1.6 数据处理

试验数据采用 Excel 2010 进行处理, 计算平均值和标准差, 用 SPSS Statistics V22.0 进行统计分析, 用 Duncan 法检验处理平均值在 0.05 水平的差异性, 用 Origin 2021 绘图。试验数据为 3 个重复的平均值, 表示为平均值 $\pm$ 标准差。

2 结果与分析

2.1 UV-B 辐射对水稻秸秆化学组分的影响

UV-B 辐射对水稻秸秆化学组分有显著影响, 与 CK 相比, UV-B 辐射后水稻秸秆纤维素含量显著降低 8.3%, 木质素含量增加 9.4%, 木质素/氮增加 20.0% (表 1)。

表 1 UV-B 辐射对水稻秸秆化学组分的影响

Table 1 Effects of UV-B radiation on chemical composition of rice straw

处理 Treatment	纤维素 Cellulose/%	木质素 Lignin/%	总氮 Total nitrogen/%	木质素/氮 Lignin/nitrogen
CK	44.72 $\pm$ 1.21*	25.53 $\pm$ 0.46	0.49 $\pm$ 0.03	51.82 $\pm$ 4.19
UV-B	41.04 $\pm$ 0.91	27.91 $\pm$ 0.65**	0.45 $\pm$ 0.01	62.23 $\pm$ 0.43*

注: *表示差异显著 ($P<0.05$), **表示差异极显著 ($P<0.01$)。

Note: * indicates significant difference ($P<0.05$), ** indicates extremely significant difference ($P<0.01$).

2.2 UV-B 辐射处理的水稻秸秆还田后的物质降解变化过程

UV-B 辐射后的水稻秸秆降解速率总体呈现显著降低的趋势 (45、135 d 时除外, 图 1)。与 CK 相比, 秸秆还田 15 d 时, 纤维素、木质素、总氮降解速率均显著降低, 降幅分别为 38.7%、18.1%、27.4%; 秸秆还田 105 d 时, 纤维素降解速率显著降低; 秸秆还田 45 d 时, 纤维素、木质素降解速率显著增加, 增幅分别为 111%、86.4%。UV-B 辐射后的水稻秸秆木质素/氮在秸秆还田期间均高于 CK。双因素分析表明, 还田时间和 UV-B 辐射对秸秆降解速率、秸秆纤维素和总氮降解速率以及秸秆木质素/氮存在显著影响, 且二者存在交互作用; 还田时间与 UV-B 辐射交互作用对秸秆木质素降解速率存在极显著影响。

2.3 UV-B 辐射处理后的水稻秸秆还田对土壤氮转化细菌数量的影响

如图 2 所示, UV-B 辐射后的秸秆还田显著降低

土壤固氮菌 (15、45 d)、氨化细菌、硝化细菌 (15 d 除外)、反硝化细菌数量 (15 d 除外)。秸秆还田 45 d 时 CK 和 UV-B 辐射处理土壤固氮菌数量均为最高, 分别为 1.39×10^7 cfu $\cdot\text{g}^{-1}$ 和 1.22×10^7 cfu $\cdot\text{g}^{-1}$ 。UV-B 辐射使土壤氨化细菌数量显著降低。UV-B 辐射对硝化细菌及反硝化细菌数量的影响变化趋势一致, 均表现为 15 d 时显著增加, 45、75、105、135 d 时显著降低。双因素分析表明, UV-B 辐射对土壤氨化细菌数量存在显著影响, 还田时间和 UV-B 辐射对土壤固氮细菌、硝化细菌、反硝化细菌数量存在显著影响, 且二者存在交互作用。

2.4 UV-B 辐射处理后的水稻秸秆还田对土壤氮转化酶活性的影响

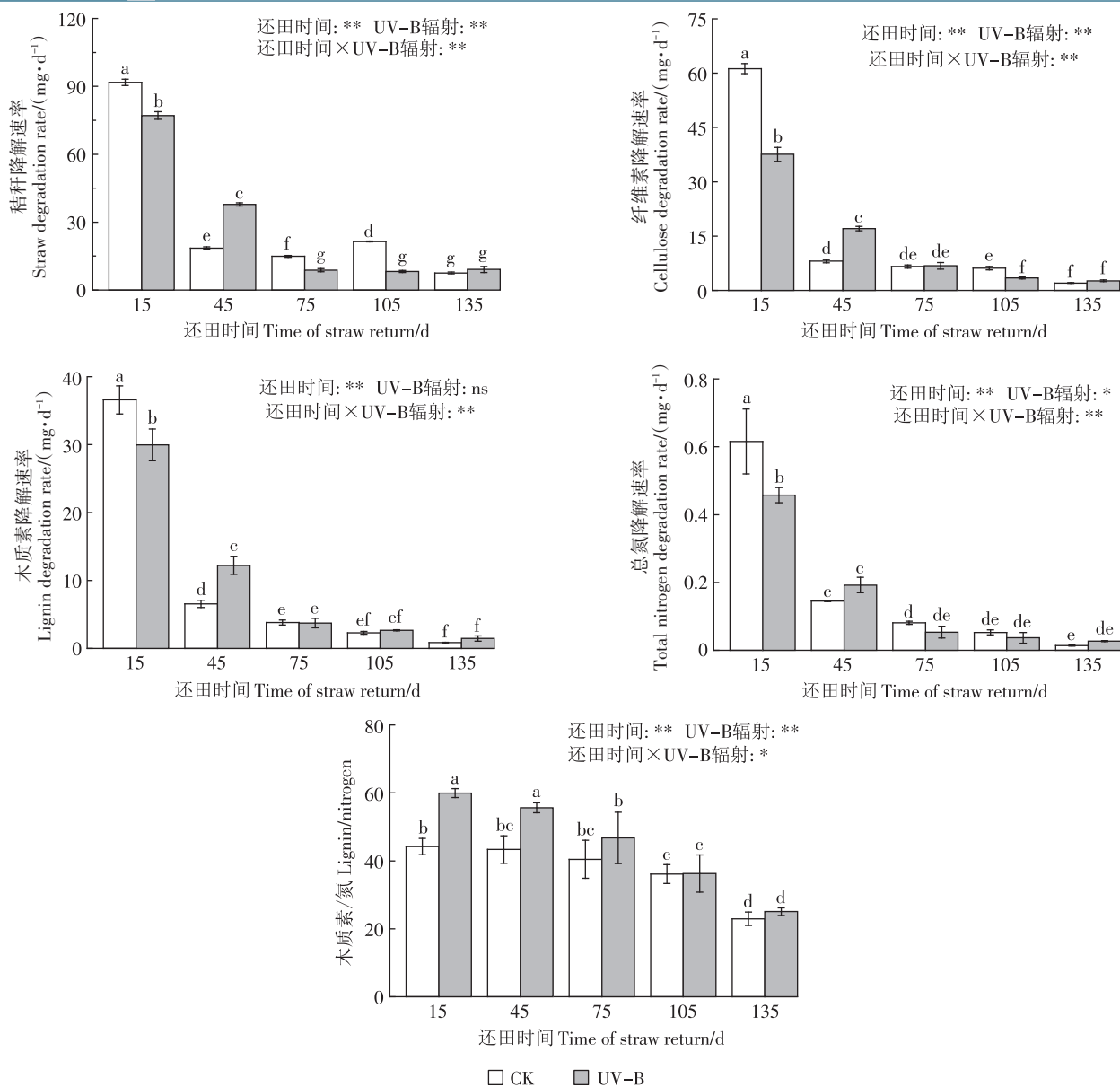
如图 3 所示, UV-B 辐射后的秸秆还田显著增加土壤固氮酶 (75、105 d)、蛋白酶 (135 d 除外) 和氨单加氧酶活性 (15、135 d 除外)。与 CK 相比, 秸秆还田后土壤固氮酶、蛋白酶和氨单加氧酶活性增幅分别为 16.5%~23.7%、16.7%~27.2%、17.8%~22.6%。土壤硝酸还原酶活性在秸秆还田 15、135 d 时显著降低, 降幅最高达 37.1%; 45、75 d 时显著增加, 增幅最高达 105.6%。土壤亚硝酸还原酶活性在秸秆还田 75、105 d 时显著降低, 135 d 时显著增加。双因素分析表明, 还田时间和 UV-B 辐射对土壤氮转化酶活性均存在显著影响, 且二者存在交互作用。

2.5 UV-B 辐射处理后的水稻秸秆还田对土壤氮含量的影响

UV-B 辐射后的秸秆还田对土壤 4 种氮含量的影响随还田时间的推移而变化 (图 4)。与 CK 相比, 土壤 NH_4^+-N 含量在秸秆还田 15、105 d 时显著降低 23.8%、27.6%, 45 d 时显著增加 22.2%。土壤 NO_3^--N 含量在秸秆还田 15 d 时显著降低 54%, 45、75 d 时显著增加 175%、174%。土壤可溶性有机氮含量在秸秆还田 105 d 时显著降低 51.3%, 45 d 时显著增加 38.2%; 土壤微生物量氮含量在秸秆还田 15、45 d 时显著降低 37.2%、55.2%。双因素分析表明, 秸秆还田时间对土壤 NO_3^--N 和可溶性有机氮含量存在显著影响, 还田时间和 UV-B 辐射对土壤 NH_4^+-N 和微生物量氮含量存在显著影响, 二者交互作用对 4 种氮含量均存在极显著影响。

2.6 UV-B 辐射处理后的水稻秸秆还田对 N_2O 排放的影响

UV-B 辐射后的秸秆还田对土壤 N_2O 排放通量的影响呈现 15、45 d 降低, 而后增加的趋势 (图 5)。与 CK 相比, 秸秆还田 15、45 d 时土壤 N_2O 排放通量显著



不同小写字母表示 5 个时期不同处理间差异显著 ($P<0.05$), *表示影响显著 ($P<0.05$), **表示影响极显著 ($P<0.01$), ns 表示无显著影响, $n=3$ 。下同。

Different lowercase letters indicate significant differences between different treatments during the 5 period ($P<0.05$); *indicates significant effect ($P<0.05$); **indicates extremely significant effect ($P<0.01$). ns indicates no effect, $n=3$. The same below.

图1 水稻秸秆还田后的物质降解过程

Figure 1 Degradation process of rice straw returning material

降低 15.5%、36.3%, 而 75、105、135 d 时显著增加, 增幅为 17.9%~20.6%。双因素分析表明, 还田时间、还田时间与 UV-B 辐射交互作用对土壤 N_2O 排放通量有极显著影响。

2.7 相关性分析

相关性分析表明(表2),水稻秸秆木质素/氮与秸秆降解速率、纤维素降解速率、木质素降解速率、总氮降解速率及土壤固氮细菌数量呈极显著负相关($P <$

0.01)。水稻秸秆降解速率、纤维素降解速率、木质素降解速率、总氮降解速率与固氮酶活性呈显著负相关($P<0.05$),与土壤中性蛋白酶活性呈极显著负相关($P<0.01$)。土壤 NH_4^+-N 含量与硝化细菌数量、固氮酶活性呈显著负相关($P<0.05$),与中性蛋白酶活性呈极显著负相关($P<0.01$)。土壤 NO_3^--N 含量与硝酸还原酶活性呈极显著正相关($P<0.01$),与土壤硝化细菌数量、亚硝酸还原酶活性呈显著负相关($P<0.05$),与土

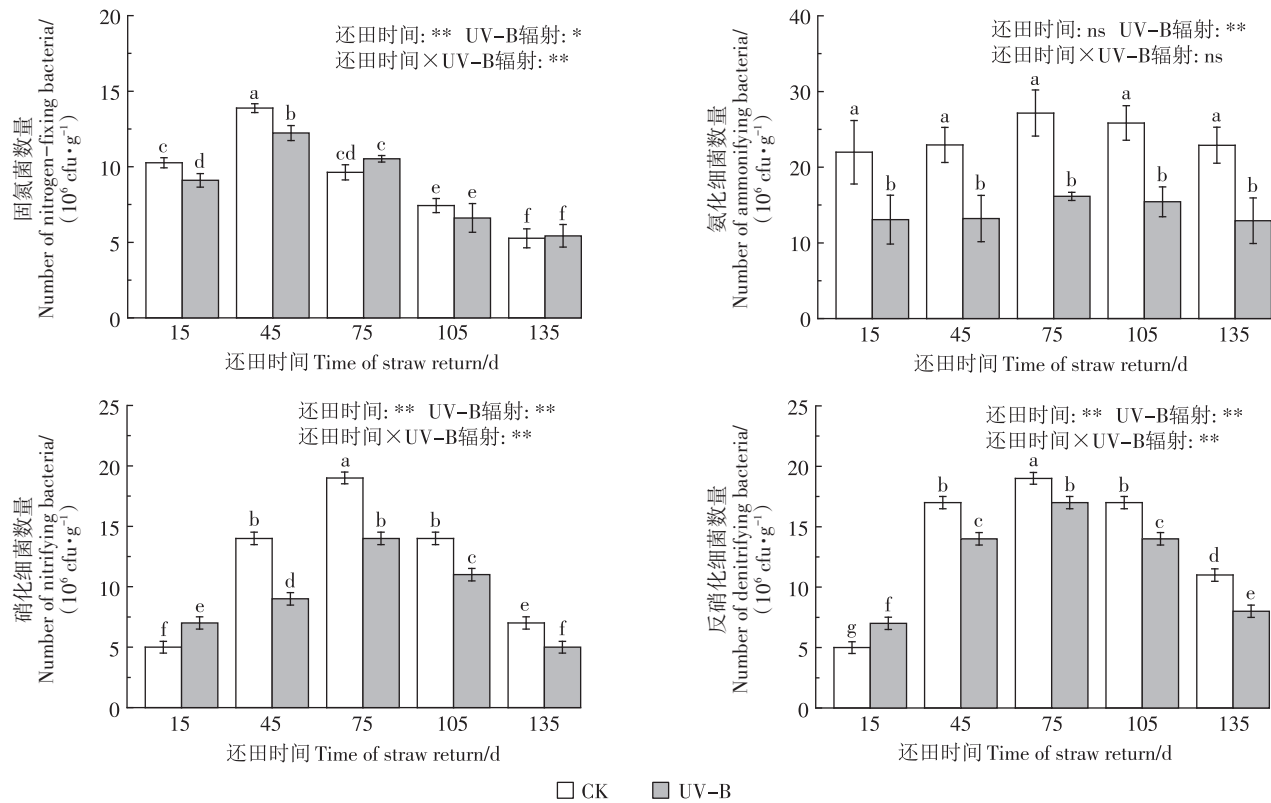


图2 水稻秸秆还田降解过程中土壤氮转化细菌数量的变化

Figure 2 Changes in the number of soil nitrogen-transforming bacteria during the decomposition of rice straw in the field

表2 秸秆物质降解、不同形态氮含量与土壤氮转化微生物数量、酶活性的相关性分析

Table 2 Correlation analysis of straw material degradation, different forms of nitrogen content and soil nitrogen conversion microorganism quantity, enzyme activity

	秸秆 木质素/氮 Straw lignin/ nitrogen	固氮细菌 Nitrogen fixing bacteria	氨化细菌 Ammonifying bacteria	硝化细菌 Nitrifying bacteria	反硝化 细菌 Denitrifying bacteria	固氮酶 Nitrogenase	中性蛋 白酶 Neutral protease	氨单加氧酶 Ammonia monooxygenase	亚硝酸还 原酶 Nitrite reductase	硝酸 还原酶 Nitrate reductase
秸秆木质素/氮 Straw lignin/nitrogen	1	-0.681**	-0.261	0.116	-0.015	0.175	0.140	0.343	-0.290	0.662**
秸秆降解速率 Straw degradation rate	-0.576**	0.293	-0.111	-0.460*	-0.669**	-0.445*	-0.603**	-0.335	-0.700**	0.552**
纤维素降解速率 Cellulose degradation rate	-0.499**	0.296	-0.078	-0.459*	-0.667**	-0.411*	-0.620**	-0.306	-0.650**	0.559**
木质素降解速率 Lignin degradation rate	-0.581**	0.315	-0.163	-0.463*	-0.674**	-0.398*	-0.582**	-0.294	-0.699**	0.539**
总氮降解速率 Total nitrogen degradation rate	-0.568**	0.349	-0.070	-0.433*	-0.646**	-0.405*	-0.596**	-0.276	-0.688**	0.540**
铵态氮 NH ₄ ⁺ -N	-0.470**	0.255	-0.013	-0.424*	-0.632**	-0.453*	-0.632**	-0.304	-0.569**	0.505**
硝态氮 NO ₃ ⁻ -N	0.299	0.130	-0.147	-0.429*	-0.576**	-0.303	-0.495**	-0.139	-0.394*	0.492**
可溶性有机氮 Soluble organic nitrogen content	-0.686**	0.713**	0.054	-0.010	-0.094	0.120	-0.018	0.194	-0.407*	0.815**
微生物量氮 Microbial biomass nitrogen content	0.488**	0.695**	-0.012	-0.122	-0.223	0.143	-0.199	0.139	-0.570**	0.430*
N ₂ O 排放通量 N ₂ O emission flux	0.416**	0.735**	0.121	0.349	0.264	0.511**	0.144	0.518**	0.085	0.502**

注: n=30, *: 显著相关, P<0.05; **: 极显著相关, P<0.01.
Note: n=30, *: significantly related, P<0.05; **: extremely significant correlation, P<0.01.

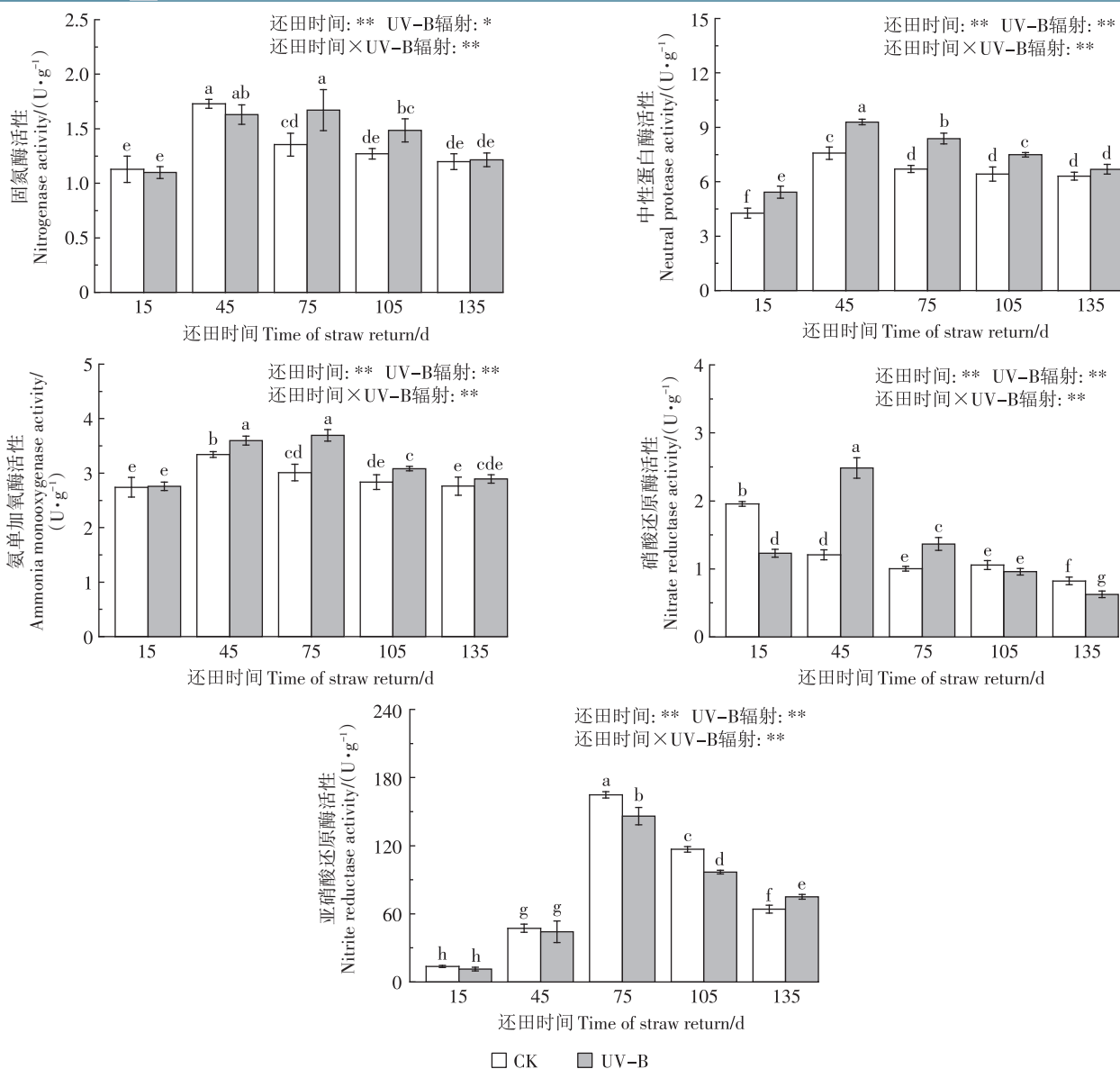


图3 水稻秸秆还田过程中土壤氮转化酶活性的变化

Figure 3 Changes of soil nitrogen converting enzyme activity in the process of returning rice straws to the field

壤反硝化细菌数量呈极显著负相关($P<0.01$)。土壤可溶性有机氮含量与固氮细菌数量呈极显著正相关($P<0.01$)。土壤微生物量氮含量与固氮细菌数量呈极显著正相关($P<0.01$)。土壤 N_2O 排放通量与硝酸还原酶活性呈极显著正相关($P<0.01$)。

3 讨论

3.1 水稻秸秆化学组分含量及其降解对UV-B辐射增强的响应

UV-B辐射会引起植物化学成分的改变,从而影响着植物残体分解速率^[25]。本研究表明UV-B辐射后水稻秸秆木质素含量显著升高,木质素是植株最直接

的UV-B辐射保护机制,植物感知到UV-B辐射时会产生木质素对其进行吸收,以达到保护自身的目的^[26]。木质素同样也是凋落物中最难分解的复合物,由结构复杂、稳定、多样的无定型三维体形大分子构成。宋新章等^[27]在对青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)凋落叶的分解研究中发现生长期间接受增强UV-B辐射的凋落叶分解速率更快,与本研究结果相反,本研究所选水稻为地方品种,生长环境为高海拔、高UV-B辐射背景,对UV-B辐射有一定程度的耐性,植物体内黄酮、丹宁、木质素等次生代谢与其他地区植物不同,因而导致研究结果存在差异^[28]。本研究中,水稻生长期进行增强UV-B辐射处理导致其秸秆还田后

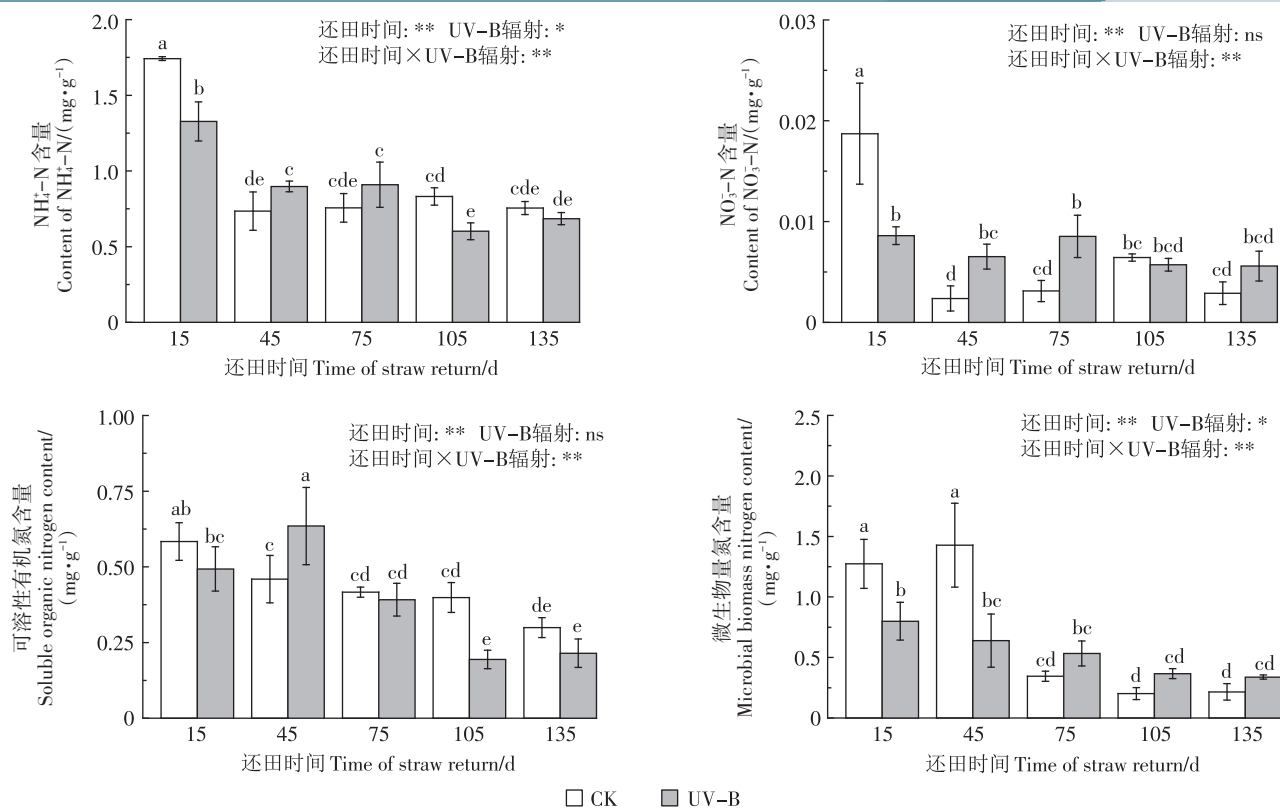
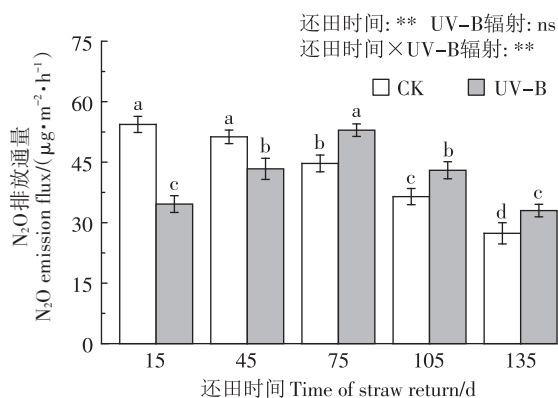


图4 水稻秸秆还田过程中土壤氮含量的变化

Figure 4 Changes of soil nitrogen content in the process of returning rice straws to the field

图5 水稻秸秆还田过程中N₂O排放量的变化Figure 5 Changes of N₂O emission in the process of returning rice straws to the field

秸秆的降解速率减慢,相关性分析表明秸秆木质素/氮与秸秆纤维素、木质素、总氮降解速率呈负相关($P < 0.01$)。秸秆分解中底物含量是分解速率快慢的关键因子^[29],水稻生长过程中增强UV-B辐射使植株体内产生更多如木质素的难降解物质,从而提高了秸秆木质素/氮,此外凋落物中纤维素、木质素的降解具有一致性,木质素/氮的升高抑制了秸秆纤维素、木质素的降解,从而导致秸秆的分解速率降低^[30-31]。Rozema

等^[32]对沙丘草地拂子茅(*Calamagrostis epigejos*)的研究也发现增强UV-B辐射使叶片的木质素含量增加,分解速率下降,这也进一步证实了本研究的观点。

3.2 稻田土壤氮素转化对UV-B辐射后的秸秆还田的响应机理

土壤氮素转化主要包括固氮、氨化、硝化、反硝化作用。秸秆还田通过增强土壤矿化作用释放氮素以补充微生物可利用的氮库,固氮细菌直接吸收利用土壤中氮素,无需通过固氮作用固定氮素,从而导致固氮细菌数量降低^[33]。本研究也得到秸秆还田导致固氮菌数量降低的相同结论,相关性分析表明秸秆木质素/氮与土壤固氮细菌数量呈负相关($P < 0.01$),UV-B辐射增强导致水稻秸秆木质素含量增加,木质素/氮的升高致使固氮细菌对氮源的需要无法满足,进而导致固氮细菌数量减少。固氮细菌外源氮源受限,为了维持正常生理活动而加强自身固氮作用补充了氮库^[34],这也在一定程度上解释了本研究中土壤可溶性有机氮含量升高的原因。秸秆还田能改变土壤氮固存方式,提高土壤微生物量氮含量^[35]。本研究得出了土壤微生物量氮含量降低的相反结论,这可能是UV-B辐射后的秸秆降解缓慢,营养物质析出较少,微生物

物可固持的氮含量不足导致的。此外,本研究处于封闭体系,大部分氮源依赖于秸秆的降解作用,外部输入氮源较少,这也可能是微生物量氮含量降低的原因之一。UV-B辐射穿透能力弱,不能直接影响稻田土壤氮素转化,其是通过影响植物残体分解,进而促进土壤氮素矿化^[13]。土壤中性蛋白酶能够水解蛋白质、肽类成为氨基酸,使含氮大分子有机氮分解为小分子有机氮,并进一步转换为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ^[36]。氨单加氧酶是氨化作用的限速酶,可将氨转化为羟胺^[37]。本研究发现UV-B辐射后的秸秆还田显著降低了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量,与中性蛋白酶活性变化相反,呈极显著负相关($P<0.01$)。原因可能是氨单加氧酶主导的氨转化速率提高,进而降低了反应底物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。此外,氨化细菌可将有机氮转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,这是氮素矿化过程的第一步^[38]。本研究中UV-B辐射后的秸秆还田显著降低了土壤氨化细菌数量,这也可能是土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低的原因之一。硝化作用作为氮素循环的中心环节,是微生物将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的过程,与氮素利用及损失密切相关^[39]。秸秆被称为农田的“第二肥料”,是土壤氮素的重要来源。有研究表明长期秸秆还田会增加0~200 cm土层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量^[40]。这与本研究秸秆还田45、75 d时的结果一致,原因可能是UV-B辐射后的水稻秸秆降解速率减慢,硝化作用底物减少,进而导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量降低。本研究中秸秆还田15 d时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量减少,相关性分析表明土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与硝化细菌数量变化呈显著负相关($P<0.05$),秸秆还田15 d时土壤硝化细菌数量显著增加,致使硝化作用加快,从而降低了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。

3.3 UV-B辐射增强后的水稻秸秆还田对稻田 N_2O 排放的影响

稻田土壤反硝化作用是 N_2O 排放的主要来源^[41], $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在反硝化细菌作用下生成 N_2O ,加剧了农田氮素流失和全球变暖的风险^[42]。研究表明,稻田连续7 a秸秆还田后,反硝化活性和相关基因丰度显著提高,反硝化速率从 $20.7 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (以N计)提高到 $33.3 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ^[43]。有研究进一步指出秸秆还田过程中秸秆的高木质素含量是决定反硝化速率的关键因素^[44]。本研究中,UV-B辐射秸秆还田后15、45 d土壤 N_2O 排放通量显著降低,75~135 d时显著增加。其原因可能是UV-B辐射后水稻秸秆中木质素含量显著增加,限制了土壤反硝化作用的进行。亚硝酸还原酶作为土壤反硝化作用的关键酶,UV-B辐射后的秸秆还田显著降低了亚硝酸还原酶活性也是导致秸秆

还田15、45 d时 N_2O 排放通量降低的原因之一^[45]。蒋静艳等^[15]的研究指出UV-B辐射处理过的小麦秸秆 N_2O 排放显著高于常规秸秆,这与本研究秸秆还田75~135 d时的结果一致,相关性分析表明,土壤 N_2O 排放通量与硝酸还原酶活性呈极显著正相关($P<0.01$),硝酸还原酶活性的提高为反硝化作用提供了充足的底物,进而导致 N_2O 排放通量增加。

4 结论

(1)水稻生育期增强UV-B辐射提高了水稻秸秆木质素含量。

(2)UV-B辐射增强抑制秸秆降解的主要途径是提高秸秆木质素/氮。

(3)UV-B辐射后的秸秆还田抑制了土壤固氮作用,提高了土壤硝化、反硝化作用,促进土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化,导致 N_2O 排放速率增加。

参考文献:

- [1] 周应姬,李想,盛建军,等.植物酚类化合物对UV-B辐射增强的响应[J].植物生理学报,2020,56(6):1155-1164. ZHOU Y Y, LI X, SHENG J J, et al. Response of plant phenolic compounds to enhanced UV-B radiation[J]. *Plant Physiology Journal*, 2020, 56(6):1155-1164.
- [2] BALL W T, ALSING J, MORTLOCK D J, et al. Evidence for a continuous decline in lower stratospheric ozone offsetting ozone layer recovery[J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2018, 18(2):1-36.
- [3] WARGENT J J, JORDAN B R. From ozone depletion to agriculture: understanding the role of UV radiation in sustainable crop production[J]. *New Phytologist*, 2013, 197(4):1058-1076.
- [4] XIAO H C, WU J, ZHANG Y X, et al. Effects of enhanced UV-B radiation on nitrogen transformation and functional biological properties in the rice rhizosphere[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2023, 69(9):1645-1659.
- [5] LIU S R, HU R G, CAI G C, et al. The role of UV-B radiation and precipitation on straw decomposition and topsoil C turnover[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 77:197-202.
- [6] URALETS T I. The effect of chronic UV-B-radiation on the nitrogen-fixing capability of soils in a field experiment[J]. *Kosmicheskaja Biologija I Aviakosmicheskaja Meditsina*, 1991, 25(4):15-17.
- [7] ISHII S, IKEDA S, MINAMISAWA K, et al. Nitrogen cycling in rice paddy environments: past achievements and future challenges[J]. *Microbes and Environments*, 2011, 26(4):282-292.
- [8] 徐鹏,王秋敏,蒋梦蝶,等. UV-B辐射促进红壤水稻土中碳氮转化[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(4):793-798. XU P, WANG Q M, JIANG M D, et al. UV-B radiation facilitates the transformation of carbon and nitrogen in red paddy soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(4):793-798.
- [9] 肇思迪,娄运生,张玮玮,等. UV-B增强下施硅对稻田 CH_4 和 N_2O 排放及其增温潜势的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(14):4715-4724.

- ZHAO S D, LOU Y S, ZHANG Y W, et al. Effect of silicate supply on CH_4 and N_2O emissions and their global warming potentials in a Chinese paddy soil under enhanced UV-B radiation[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(14): 4715–4724.
- [10] 胡正华, 杨燕萍, 李涵茂, 等. UV-B增强与秸秆施用对土壤-大豆系统呼吸速率和 N_2O 排放的影响[J]. 中国环境科学, 2010, 30(4): 539–543. HU Z H, YANG Y P, LI H M, et al. Combined effect of enhanced UV-B radiation and straw addition on respiration rate and N_2O emission from soil-soybean system[J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(4): 539–543.
- [11] THUY N H, SHAN Y, BIJAY S H, et al. Nitrogen supply in rice-based cropping systems as affected by crop residue management[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72(2): 514–523.
- [12] ZHAO Y C, WANG M Y, HU S J, et al. Economics- and policy-driven organic carbon input enhancement dominates soil organic carbon accumulation in Chinese croplands[J]. *PNAS*, 2018, 115(16): 4045–4050.
- [13] HU Z H, JIANG J Y, CHEN S T, et al. Enhanced UV-B radiation reduced soil-soybean ecosystem respiration and nitrous oxide emissions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 87(1): 71–79.
- [14] FORMÁNEK P, REJŠEK K, VRANOVÁ V. Effect of elevated CO_2 , O_3 , and UV radiation on soils[J]. *The Scientific World Journal*, 2014, 2014: 730149.
- [15] 蒋静艳, 胡正华, 牛传坡. UV-B辐射增强对小麦秸秆化学成分及其施用后土壤 N_2O 排放的影响[J]. 应用生态学报, 2010, 21(10): 2715–2720. JIANG J Y, HU Z H, NIU C P. Effects of elevated ultraviolet-B radiation on the chemical composition of wheat straw and the N_2O emission from soil amended with the straw[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(10): 2715–2720.
- [16] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 三版. 北京: 中国农业出版社, 2000. BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [17] 李朝英, 郑路, 莫世宇. 范氏法与王玉万法植物纤维素测定方法探讨[J]. 浙江农业科学, 2019, 60(3): 427–429. LI C Y, ZHENG L, MO S Y. Discussion on the determination methods of plant cellulose by Fan's method and Wang Yuwan's method[J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2019, 60(3): 427–429.
- [18] CZERKAWSKI J W. The determination of lignin[J]. *British Journal of Nutrition*, 1967, 21(2): 325–332.
- [19] 纪程, 孙玉香, 孟圆, 等. 稻麦轮作体系长期秸秆还田对土壤真菌群落结构及秸秆降解潜力的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 819–825. JI C, SUN Y X, MENG Y, et al. Effects of long-term straw incorporation on soil fungal community structure and straw decomposition potential in a rice-wheat rotation system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(4): 819–825.
- [20] 中国科学院南京土壤研究所微生物室. 土壤微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 1985. Nanjing Institute of Soil Research, Chinese Academy of Sciences. Soil microbial research method[M]. Beijing: Science Press, 1985.
- [21] 李忠光, 龚明. 磺胺比色法测定植物组织硝酸还原酶活性的改进[J]. 植物生理学报, 2009, 45(1): 67–68. LI Z G, GONG M. Improvement of sulfanilamide colorimetric method for determination of nitrate reductase activity in plant tissue[J]. *Plant Physiology Journal*, 2009, 45(1): 67–68.
- [22] 郭勇. 酶工程[M]. 二版. 北京: 科学出版社, 2004. GUO Y. Enzyme engineering[M]. 2nd Edition. Beijing: Science Press, 2004.
- [23] 全智, 刘轩昂, 刘东. 土壤可溶性有机氮研究进展[J]. 应用生态学报, 2022, 33(1): 277–288. QUAN Z, LIU X A, LIU D. Research progress on soil soluble organic nitrogen[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(1): 277–288.
- [24] 李振高, 骆永明, 滕应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 2008. LI Z G, LUO Y M, TENG Y. Soil and environmental microbiology research method[M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [25] SULLIVAN J H. Possible impacts of changes in UV-B radiation on north American trees and forests[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 137(3): 380–389.
- [26] LI X M, ZHANG L H, LI Y Y, et al. Changes in photosynthesis, antioxidant enzymes and lipid peroxidation in soybean seedlings exposed to UV-B radiation and/or Cd[J]. *Plant & Soil*, 2012, 352(1/2): 377–387.
- [27] 宋新章, 卜涛, 张水奎, 等. UV-B辐射对青冈凋落叶化学组成和分解的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(6): 2355–2360. SONG X Z, BU T, ZHANG S K, et al. Effect of UV-B radiation on the chemical composition and subsequent decomposition of *Cyclobalanopsis glauca* leaf litter[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(6): 2355–2360.
- [28] 张彦雪, 何永美, 李想, 等. UV-B辐射增强对稻田土壤氮转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(3): 656–664. ZHANG Y X, HE Y M, LI X, et al. Effect of enhanced UV-B radiation on nitrogen transformation in paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(3): 656–664.
- [29] 陈翔, 周梅, 魏江生, 等. 模拟氮沉降对兴安落叶松林凋落物分解的影响[J]. 生态环境学报, 2013, 22(9): 1496–1503. CHEN X, ZHOU M, WEI J S, et al. Effects of simulated nitrogen deposition on litter decomposition in *Larix gmelinii* forest[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(9): 1496–1503.
- [30] 李仁洪, 胡庭兴, 涂利华, 等. 华西雨屏区慈竹林凋落叶分解过程养分释放对模拟氮沉降的响应[J]. 林业科学, 2010, 46(8): 8–14. LI R H, HU T X, TU L H, et al. Nutrient release in decomposition of leaf litter in *Neosinocalamus affinis* stands in response to simulated nitrogen deposition in rainy area of western China[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2010, 46(8): 8–14.
- [31] ZHOU G X, WEI F, QIU X W, et al. Influence of enhanced ultraviolet-B radiation during rice plant growth on rice straw decomposition with nitrogen deposition[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 14512.
- [32] ROZEMA J, TOSSERAMS M, NELISSEN H J M, et al. Stratospheric ozone reduction and ecosystem processes: enhanced UV-B radiation affects chemical quality and decomposition of leaves of the dune grassland species *Calamagrostis epigeios*[J]. *Plant Ecology*, 1997, 128: 285–294.
- [33] 杨滨娟, 黄国勤, 钱海燕. 秸秆还田配施化肥对土壤温度、根际微生物及酶活性的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51(1): 150–157. YANG B J, HUANG G Q, QIAN H Y. Effects of straw incorporation

- plus chemical fertilizer on soil temperature, root micro-organisms and enzyme activities[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(1):150-157.
- [34] 高菊生, 徐明岗, 董春华, 等. 长期稻-稻-绿肥轮作对水稻产量及土壤肥力的影响[J]. 作物学报, 2013, 39(2):343-349. GAO J S, XU M G, DONG C H, et al. Effects of long-term rice-rice-green manure cropping rotation on rice yield and soil fertility[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2013, 39(2):343-349.
- [35] ZHAI S L, XU C F, WU Y C, et al. Long-term ditch-buried straw return alters soil carbon sequestration, nitrogen availability and grain production in a rice-wheat rotation system[J]. *Crop and Pasture Science*, 2021, 72(4):245-254.
- [36] BURNS R G, DEFOREST J L, MARXSEN J, et al. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58:216-234.
- [37] MUSIANI F, BROLL V, EVANGELISTI E, et al. The model structure of the copper-dependent ammonia monooxygenase[J]. *Journal of Biological Inorganic Chemistry*, 2020, 25(7):995-1007.
- [38] KUYPERS M M M, MARCHANT H K, KARTAL B. The microbial nitrogen-cycling network[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2018, 16(5):263-276.
- [39] SHERYL O F, CEDRIC J, VALERIE D M, et al. Coupling of bacterial nitrification with denitrification and anammox supports N removal in intertidal sediments (Arcachon Bay, France) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2016, 179:39-50.
- [40] ZHAO H B, LIU J F, CHEN X W, et al. Straw mulch as an alternative to plastic film mulch: positive evidence from dryland wheat production on the Loess Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 676:782-791.
- [41] 蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统CH₄和N₂O排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2009. CAI Z C, XU H, MA J. Methane and nitrous oxide emissions from rice-based ecosystems[M]. Hefei: China University of Science and Technology Press, 2009.
- [42] 杨杉, 吴胜军, 蔡延江, 等. 硝态氮异化还原机制及其主导因素研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(5):1224-1232. YANG S, WU S J, CAI Y J, et al. The synergetic and competitive mechanism and the dominant factors of dissimilatory nitrate reduction processes[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(5):1224-1232.
- [43] ZHANG S J, ZHANG G, WU M, et al. Straw return and low N addition modify the partitioning of dissimilatory nitrate reduction by increasing conversion to ammonium in paddy fields[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 162:108425.
- [44] MUHAMMAD W, VAUGHAN S M, DALAL R C, et al. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a vertisol[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(1):15-23.
- [45] RUTING T, HUYGENS D, MULLER C. Functional role of DNRA and nitrite reduction in a pristine south Chilean Nothofagus forest[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 90(3):243-258.

(责任编辑:李丹)