

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.05.005

靳鹏辉, 陈哲, 王慧, 等. 长期连续秸秆还田和生物质炭施用对稻田 N₂O 排放的影响. 土壤, 2023, 55(5): 964–973.

长期连续秸秆还田和生物质炭施用对稻田 N₂O 排放的影响^①

靳鹏辉^{1,2}, 陈哲^{1,2}, 王慧^{1,2}, 徐乔⁴, 胡天龙^{1,2}, 周蓉^{1,2}, 蔺兴武¹, 刘琦³, 谢祖彬^{1*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 南京林业大学林学院, 南京 210037; 4 扬州大学环境科学与工程学院, 江苏扬州 225009)

摘要: 为了评估麦季多年连续秸秆还田和生物质炭施用对稻麦轮作系统下稻田 N₂O 排放的影响, 于 2010 年麦季开始开展了为期 11 a 的麦季秸秆还田和生物质炭施用定位试验。试验共包括 5 个处理: 无玉米秸秆还田和生物质炭施用(CK); 6 t/(hm²·a) 玉米秸秆还田(CS); 2.4 t/(hm²·a) 生物质炭施用(BC1); 6 t/(hm²·a) 生物质炭施用(BC2)和 12 t/(hm²·a) 生物质炭施用(BC3)。结果表明, BC2 和 BC3 处理较 CK 均显著提高了土壤碱解氮、有效磷、速效钾、易氧化碳、可溶性有机氮和土壤微生物生物量氮含量。CS、BC1 和 BC2 处理水稻生长季 N₂O 总排放量与 CK 没有显著差异, 但是 BC3 处理的 N₂O 总排放量比 CK 提高了 245.31%, 并显著高于其他处理。BC3 处理的 N₂O 总排放量和施氮肥后 N₂O 排放高峰期的累积排放量分别比 CK 提高了 3.84 kg/hm² 和 3.36 kg/hm²(以 N₂O-N 计), BC3 处理对土壤 N₂O 排放的刺激作用主要体现在施氮肥后的 N₂O 排放高峰期内。与 CK 相比, BC3 处理显著提高了土壤阳离子交换量 (20.35%), 同时分别增加了土壤微生物生物量碳和生物量氮含量(26.13% 和 49.96%)。不同处理在复水并施用穗肥后引起的 N₂O 排放高峰期的累积排放量占总排放量的 27.66% ~ 32.83%, 其中 BC3 处理的排放占比最高。研究结果说明生物质炭长期连续施用下土壤阳离子交换量的增加, 提高了土壤 NH₄⁺ 的持留, 进而促进了土壤硝化过程, 同时延长穗肥施用和复水间隔时间可有效减少 N₂O 排放量。

关键词: N₂O; 生物质炭; 秸秆还田; 长期连续; 稻田

中图分类号: S51; S-3 **文献标志码:** A

Effects of Long-term Continuous Straw Incorporation and Biochar Application on N₂O Emission from Paddy Field

JING Penghui^{1,2}, CHEN Zhe^{1,2}, WANG Hui^{1,2}, XU Qiao⁴, HU Tianlong^{1,2}, ZHOU Rong^{1,2}, LIN Xingwu¹, LIU Qi³, XIE Zubin^{1*}
(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 College of Forestry, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 4 College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou, Jiangsu 225009, China)

Abstract: A 11-year experiment was conducted in 2010 in order to evaluate the effects of long-term continuous straw incorporation and biochar application in wheat season on N₂O emission from a paddy field under rice-wheat rotation system, in which five treatments were setup: no maize straw incorporation and biochar application (CK); 6 t/(hm²·a) maize straw incorporation (CS); 2.4 t/(hm²·a) biochar application (BC1); 6 t/(hm²·a) biochar application (BC2) and 12 t/(hm²·a) biochar application (BC3). The results showed that BC2 and BC3 significantly improved soil properties such as alkaline hydrolysis nitrogen (AN), available phosphorus (AP), available potassium (AK), readily oxidizable carbon (ROC), dissolvable organic nitrogen (DON) and soil microbial biomass nitrogen (SMBN). CS, BC1 and BC2 had no significant effect on seasonal cumulative N₂O emission from paddy soil, while seasonal cumulative N₂O emission increased by 245.31% under BC3 compared to CK. Seasonal cumulative N₂O-N emission and the peak period cumulative emission after nitrogen application of BC3 were increased by 3.84 kg/hm² and 3.36 kg/hm², respectively, compared to CK. The promoting effect of BC3 on soil N₂O emission was mainly in the peak period of N₂O emission after nitrogen fertilizer application. Compared to CK, BC3 significantly increased soil cation

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31870500, 42177333)和江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(20)2003)资助。

* 通讯作者(zbxie@issas.ac.cn)

作者简介: 靳鹏辉 (1997—), 男, 河北张家口人, 硕士研究生, 主要从事稻田氮素循环研究。E-mail: jinpenghui@issas.ac.cn

exchange capacity (CEC), microbial biomass carbon (SMBC) and SMBN by 20.35%, 26.13% and 49.96%, respectively. Cumulative emissions at the peak period of N₂O emissions caused by re-flooding and panicle fertilizer application accounted for 27.66% – 32.83% of seasonal cumulative emissions, of which BC3 having the highest proportion. In conclusion, long-term continuous application of biochar can increase soil CEC and the retention of soil NH₄⁺, thus can promote soil nitrification process, and interval prolongation between panicle fertilizer and re-flooding may effectively reduce N₂O emission from paddy fields.

Key words: N₂O; Biochar; Straw incorporation; Long-term continuous; Paddy field

秸秆还田被认为是保持土壤质量、维系土壤养分平衡以及减少焚烧造成大气污染的重要举措^[1-2]。但是由于稻季秸秆还田造成大量的 CH₄ 排放^[3-4]，因此秸秆“麦季还田，稻季不还田”被认为是减少稻田 CH₄ 排放的有效途径^[3]。然而 N₂O 作为另一种重要的温室气体，其在百年尺度上的全球升温潜能超过 CO₂ 的 310 倍^[5]。Li 等人^[6]发现全球范围内秸秆还田显著增加了 29.70% 的 N₂O 排放量。并且稻麦轮作系统下麦季开始秸秆还田同样可能提高水稻季的 N₂O 排放量^[7]。因此，农业生产中开发出对环境损害较少的秸秆还田替代方案尤为重要。

近年来，生物质炭(生物质在缺氧条件下裂解产生的高含碳难分解物质)在改善土壤质量、提高作物生产力和增加土壤固碳能力等方面的积极作用得到广泛认可^[8-9]。同样生物质炭对减少 N₂O 排放也有很多报道^[10-11]。Liu 等人^[12]通过全球数据统计分析发现短期生物质炭施用可减少 32% 的土壤 N₂O 排放。这主要归因于生物质炭施用：①增加对土壤无机氮(NH₄⁺和 NO₃⁻)的吸附和固定^[13]，减少硝化和反硝化底物；②改善土壤通气性，抑制反硝化过程^[14]；③通过提高土壤 pH 促进 N₂O 还原酶活性以及生物质炭的电子传递催化 N₂O 还原为氮气(N₂)^[14-15]；④释放对微生物有毒性的化合物(如乙炔)，抑制硝化和反硝化过程^[16]。但是，也有研究发现生物质炭施用引起了土壤 N₂O 排放的增加，并认为可能与土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和可溶性有机碳(DOC)含量增加促进了土壤硝化和反硝化产 N₂O 的能力有关^[17]。

生物质炭在土壤中历经复杂的物理、化学和生物学老化过程，表面的有机物质、孔隙结构以及官能团

数量和种类会逐步发生变化。Duan 等人^[18]发现新鲜生物质炭可以实现 N₂O 的减排，而老化生物质炭更大的羧基和羟基官能团密度可以诱导增强硝化和反硝化作用进而刺激 N₂O 排放。Liu 等人^[19]研究结果也表明生物质炭对 N₂O 排放的抑制作用仅在初期表现突出，随着时间的推移抑制作用趋于减弱，作者将其归因于生物质炭表面的活性官能团与金属结合老化，无法在产生 N₂O 的氧化还原反应中充当电子供体。土壤 N 素有效性的不断变化可能间接影响土壤 N₂O 排放过程。Song 等人^[20]在 0.5 ~ 3 a 的生物质炭施用时长对 N₂O 排放量的影响研究中发现，生物质炭对 N₂O 的减排作用随着试验时长的增加而减小，并在 2 ~ 3 a 时间段增加了 N₂O 排放量。同时水稻植株氮吸收、土壤 NH₃ 挥发和氮淋溶对生物质炭连续施用时长响应并不一致，这可能间接影响 N₂O 的排放^[21-23]。因此开展生物质炭长期施用对 N₂O 排放影响研究具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验田概况及生物质炭性质

试验田位于江苏省扬州市小纪镇宗村村(32°35'5"N, 119°42'0"E)，该地区属于亚热带温湿气候带，海拔 5 m，年平均气温 14.0 °C，无霜期 213 d，年降水量 1 058 mm，蒸发量 1 100 mm。土壤类型为下位砂姜土，砂粒(0.02 ~ 2 mm)、粉粒(0.002 ~ 0.02 mm)、黏粒(<0.002 mm)质量分数分别为：20%、58% 和 22%。生物质炭是由玉米秸秆在 400 °C 下通过慢速热解的专用设备^[24]生产。土壤、玉米秸秆和生物质炭特性见表 1。

表 1 土壤、玉米秸秆及生物质炭的基本性质
Table 1 Basic properties of soil, maize stalks and their derived biochar

基本性质	土壤	玉米秸秆	生物质炭	基本性质	土壤	玉米秸秆	生物质炭
全碳(g/kg)	17.5	411.40	445.65	速效钾(mg/kg)	22.40	-	12 371.00
全氮(g/kg)	0.30	11.11	19.38	有效铜(mg/kg)	5.21	-	0.28
全磷(g/kg)	0.53	2.08	4.89	有效铁(mg/kg)	158.05	-	19.35
全钾(g/kg)	7.76	12.29	25.59	有效锰(mg/kg)	69.32	-	29.57
pH	5.71	7.02	9.70	有效锌(mg/kg)	1.32	-	4.88
CEC(cmol/kg)	17.37	-	-	有效磷(mg/kg)	23.53	-	800.56

1.2 试验设计

试验从 2010 年麦季开始。试验包括 5 个处理：无秸秆还田和生物质炭施用 (CK)；6 t/(hm²·a) 秸秆还田 (CS)；2.4 t/(hm²·a) 生物质炭施用 (BC1)；6 t/(hm²·a) 生物质炭施用 (BC2)；12 t/(hm²·a) 生物质炭施用 (BC3)。CS 处理秸秆还田量约为当地单位面积玉米秸秆生物量，BC1 处理生物质炭施用量相当于 CS 处理秸秆全部炭化后的量。玉米秸秆和生物质炭均只在麦季施用，在小麦播种前将玉米秸秆或生物质炭均匀地翻耕到 0 ~ 15 cm 土层中，截至 2021 年稻季已经进行了 11 次玉米秸秆和生物质炭的施用。试验布局为完全随机设计，每个处理 3 个重复，共 15 个小区，小区之间相隔 0.5 m。每个小区 (2.5 m × 4 m) 有独立的灌水和排水口。水稻品种为南粳 40 (*Oryza sativa* L., cv. Nanjing 40)，5 月中旬开始育秧，6 月中旬将秧苗移植到试验小区中，密度为 24 穴/m²，每穴 3 株秧苗。氮肥施用量为 N 200 kg/hm²，以尿素形式分 3 次施用，秧苗移栽前 35%，分蘖期 35%，抽穗期 30%；磷肥施用量为 P₂O₅ 70 kg/hm²；钾肥为 K₂O 70 kg/hm² 作为基肥一次施入。田间水分管理方式为淹水-烤田-间歇灌溉，移栽后第 38 ~ 46 天烤田，第 47 天复水。其他田间管理遵循当地的农艺管理方式，包括耕作、防虫害和杂草控制。水稻生长期约 120 d，10 月下旬收割，每个小区割取 1 m² (24 穴) 的水稻 (不包括边界水稻植株) 以供测产。

1.3 土壤 N₂O 排放的测定

采用静态箱-气相色谱法测定土壤 N₂O 排放量。每个处理设有 0.5 m × 0.4 m 由聚乙烯板做成的底座 (埋入土深 0.2 m)，底座上端边缘有水槽。采气前将高为 0.6 m 或 1.2 m 的采气箱 (根据水稻高度选用合适的尺寸) 罩于底座上，并在水槽内加水使体系密闭。箱顶连有三通阀，通过注射器与三通阀连接采集气体。每次采样时，从每个小区采气箱中采集 3 个气样，时间间隔为 20 min，每个气样 30 mL，全部注入预先抽真空的 20 mL 气瓶内。在整个稻季，于施肥后每 1 ~ 2 d 采集一批气体样品，持续 12 d，其后每 7 ~ 10 d 采集一批气样，采集时间为上午 8:30—11:30。气体样品在实验室用气相色谱仪 (岛津 GC2014C) 测定 N₂O 浓度。

1.4 土壤样品分析

2021 年水稻收获后，在每个小区用土钻 (直径 2.5 cm) 以五点取样法采集 5 个样点的 0 ~ 15 cm 的土壤样品，混匀后装于自封袋中用冰盒带回实验室，挑出根系、石子、植物残渣等，根据样品分析标准将土

壤样品分成 3 份，分别进行自然风干，以及保存在 4 °C 和 -20 °C 冰箱中。土壤无机氮 (NH₄⁺ 和 NO₃⁻) 含量、微生物生物量碳和微生物生物量氮 (SMBC 和 SMBN) 含量以及反硝化酶活性 (DEA) 立即进行测定。用 Mettler-Toledo pH 计测定土壤 pH，土壤与水的比例为 1 : 2.5 (m/V)；使用碳酸氢钠提取、钼蓝比色法测定土壤有效磷 (AP) 含量；用乙酸铵提取、火焰光度法测定速效钾 (AK) 含量。取一部分过 100 目筛网的土壤样品用 H₂O₂-H₂SO₄ 混合溶液消煮，消煮后水溶液用火焰光度法测定土壤全钾 (TK) 含量，全自动间断化学分析仪 (SmartChem 200，意大利) 测量土壤全氮 (TN) 和全磷 (TP) 含量。土壤碱解氮 (AN) 含量用直接碱解扩散法测定；土壤无机氮 (NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N) 含量采用 2 mol/L KCl 浸提-流动分析仪比色法测定；土壤可溶性有机碳 (DOC) 和总溶解氮 (DN) 含量采用 0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提后 TOC-TN 分析仪测定；土壤总有机碳 (TOC) 含量采用重铬酸钾外加热法测定；可溶性有机氮 (DON) 为总溶解氮含量与 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量之差；易氧化碳 (ROC) 采用高锰酸钾氧化法和比色法测定^[25]；DEA 采用乙炔抑制法测定^[26]；SMBC 和 SMBN 通过氯仿熏蒸提取法测定；土壤阳离子交换量 (CEC) 使用乙酸铵交换法、全自动凯氏定氮仪测定^[27]。

1.5 数据统计分析

采用 SPSS 18.0 进行单因素方差分析，最小显著性差异法进行多重比较 ($P < 0.05$)。其余统计分析使用 R3.6.2 和 R4.0.4 进行。不同土壤性质对 N₂O 累积排放量的相对重要性通过 “randomForest” 包^[28] 进行加权随机森林分析 (RF)，并通过 “rPermute” 包^[29] 评估预测变量的重要性。用 “plsmpm” 包^[30] 偏最小二乘路径分析法 (PLS-PM) 分析土壤特性、N₂O 排放量和水稻产量之间的关系。数据测定结果均以平均值 ± 标准偏差表示 (3 次重复)。

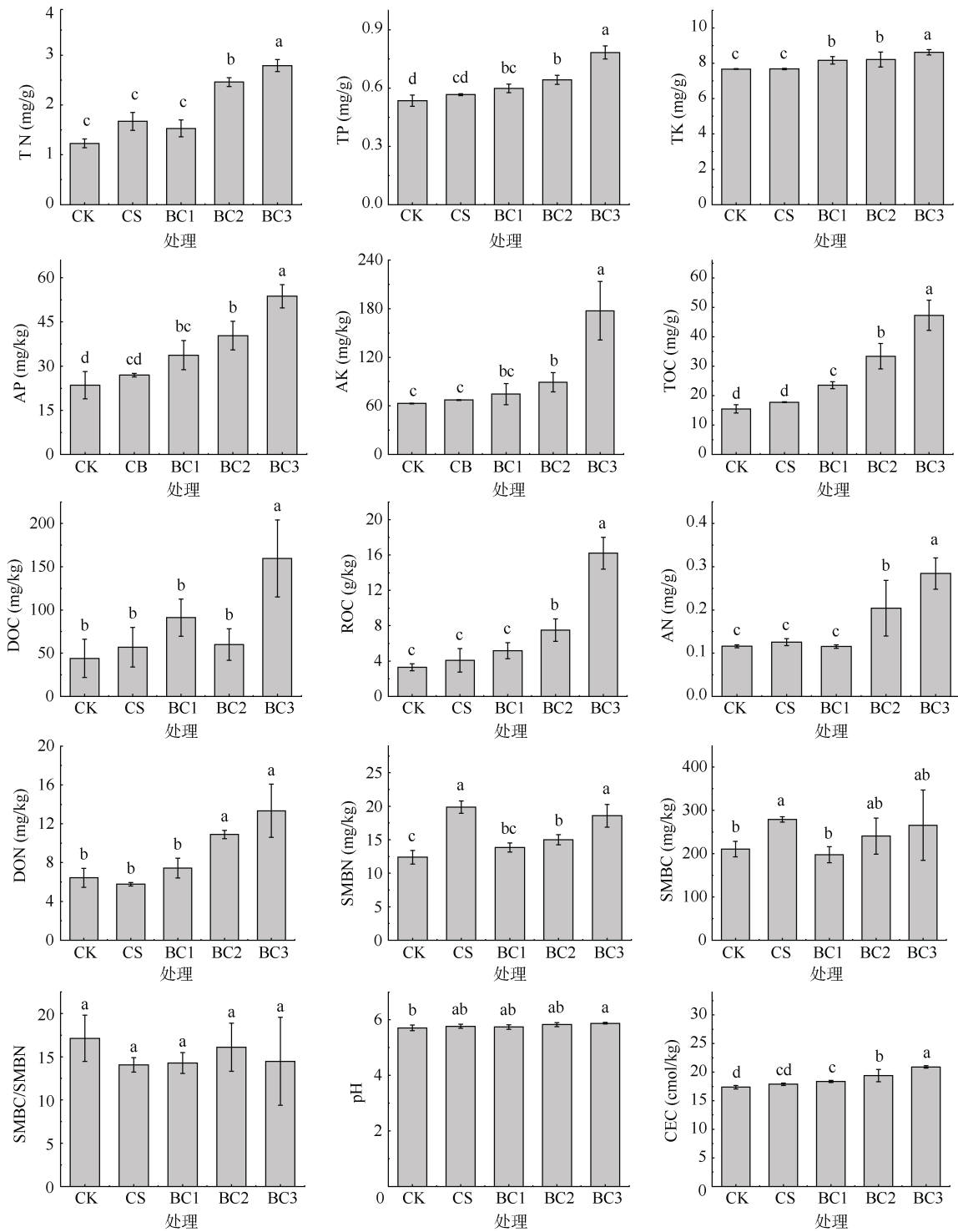
2 结果

2.1 土壤性质和水稻产量

长期连续施用生物质炭显著改善了土壤理化性质。由图 1 可知，相较于 CK，3 种剂量生物质炭施用下土壤的 TN、TP 和 TK 含量分别平均增加了 83.67%、26.07% 和 8.64%；与此同时，土壤速效养分 AN、AP 和 AK 的含量也随生物质炭施用量的增加而增加。施用 3 种剂量生物质炭分别平均提高土壤 DOC 和 DON 含量 64.01% 和 135.50%，提高 SMBC 和 SMBN 含量 11.47% 和 27.53%，以及土壤 TOC 和 ROC 含量 124.29% 和 191.88%。长期连续秸秆还田

和中等或低剂量(BC1 或 BC2)生物质炭施用对土壤 pH 的影响较小。施用生物质炭显著提高土壤 CEC 5.76% ~ 20.35%，并且土壤 CEC 与生物质炭施用剂量呈正相关关系。相较于 CK，CS 处理分别显著提高了 60.35% 和 32.47% 的 SMBN 和 SMBC 含量，

在所有处理中提升幅度最大。相对于 CS 处理，BC1 处理的土壤 TK 和 TOC 含量分别显著提高了 6.42% 和 32.73%(图 1)。长期连续秸秆还田和生物质炭施用对水稻产量的影响较小，均未达到显著水平(表 2)。



(图中小写字母不同表示处理间差异显著($P < 0.05$), 下同)

图 1 长期连续玉米秸秆还田和生物质炭施用对土壤性质的影响

Fig. 1 Effects of long-term continuous maize straw returning and biochar application on soil properties

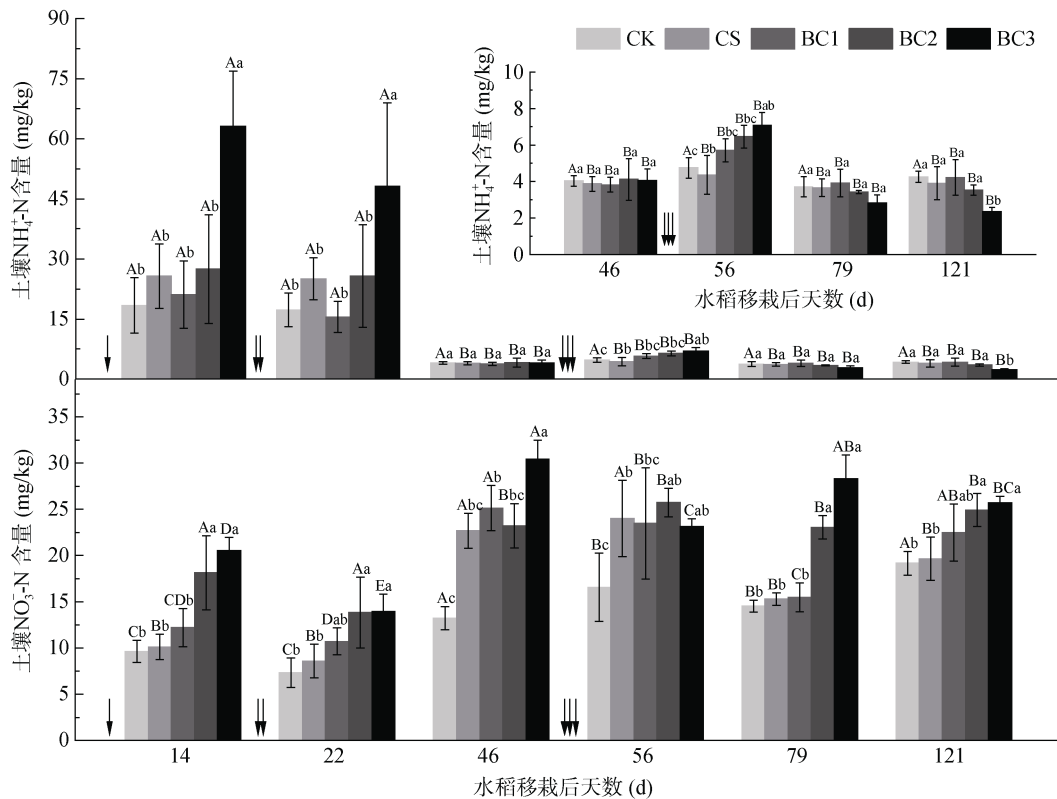
表 2 长期连续玉米秸秆还田和生物质炭施用对稻季土壤 N₂O 总排放量、阶段累积排放量及水稻产量的影响
Table 2 Effects of long-term continuous maize straw returning and biochar application on seasonal soil N₂O emission, periodic cumulative N₂O emissions and rice yield in rice season

处理	N ₂ O 总排放量 (kg/hm ²)	阶段 N ₂ O 累积排放量占比(%)				水稻产量 (t/hm ²)
		移栽后 2~9 d	移栽后 16~22 d	移栽后 39~46 d	移栽后 47~56 d	
CK	1.57 ± 0.16 b	2.81 ± 0.28 bc	11.25 ± 2.44 c	24.73 ± 9.76 a	27.66 ± 5.35 b	7.21 ± 0.35 a
CS	1.97 ± 0.36 b	5.22 ± 2.02 b	12.58 ± 1.90 bc	21.35 ± 6.60 a	29.05 ± 4.10 b	7.59 ± 0.30 a
BC1	2.05 ± 0.34 b	1.57 ± 0.22 c	22.85 ± 11.40 ab	17.87 ± 11.20 ab	24.35 ± 4.43 b	7.49 ± 0.09 a
BC2	2.31 ± 0.45 b	14.34 ± 0.87 a	17.02 ± 4.54 abc	15.43 ± 3.08 ab	21.35 ± 6.40 b	7.50 ± 1.06 a
BC3	5.41 ± 0.77 a	16.56 ± 2.32 a	25.34 ± 3.20 a	4.52 ± 1.91 b	32.83 ± 3.67 a	7.43 ± 0.38 a

注：同列数据小写字母不同表示处理间差异显著(P<0.05)。移栽后 2~9、16~22 和 47~56 d 分别为 3 次施肥后的 N₂O 排放高峰期(施肥后 7 d 或 10 d 内)，移栽后 39~46 d 为季中排水期(烤田期)。

施用生物质炭对土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的影响呈现不同规律(图 2)。两次追肥后第 7 天(水稻移栽后第 22 和 56 天)土壤 NH₄⁺-N 含量均随生物质炭施用量增加而增加,但是两次追肥后第 30 天(水稻移栽后第 46 和 79 天)不同处理间没有差异。收获时 BC3 处理土壤 NH₄⁺-N 含量显著低于 CK 处理,并且土壤 NH₄⁺-N 含量随生物质炭施用量的增加而减少。不同的是,土

壤 NO₃⁻-N 含量在水稻生长季均保持与生物质炭施用量的正相关关系。并且相对于分蘖肥施用后第 7 天 CK 和 BC3 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量,分蘖肥施用后第 30 天 CK 和 BC3 处理土壤 NO₃⁻-N 含量分别增加 77.49% 和 164.55%。总体而言,长期连续生物质炭施用有效提高土壤无机氮(NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N)含量 14.18%~92.13%,其中 BC2 和 BC3 处理达到显著水平。



(实线箭头数量由少到多分别代表基肥、分蘖肥和穗肥的施用时间。水稻移栽后第 22 天和第 46 天分别为分蘖肥施用后的第 7 天和第 30 天,水稻移栽后第 56 天和第 79 天分别为穗肥施用后的第 7 天和第 30 天。图中大写字母不同表示同一处理水稻移栽后不同时期差异显著(P<0.05),小写字母不同表示水稻移栽后同一时期不同处理间差异显著(P<0.05),下同)

图 2 水稻生长季土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量随时间变化情况

Fig. 2 Dynamics of soil NH₄⁺-N and NO₃⁻-N concentrations over time during rice growing season

2.2 N₂O 排放

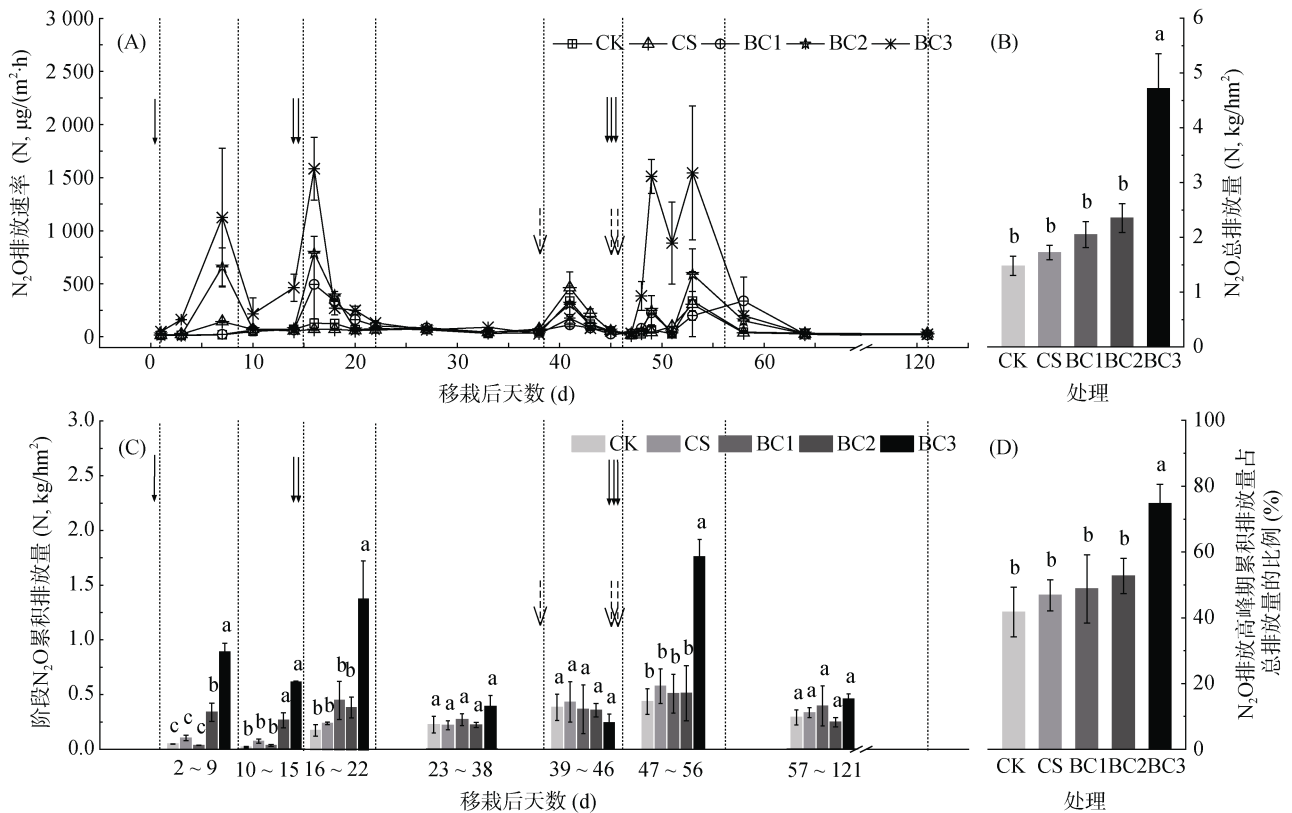
不同处理间 N₂O 排放的动态规律相似，均表现为施肥后较短时间内以及季中排水阶段 N₂O 排放量增多，其他时期排放量较少(图 3A、3C)。长期连续秸秆还田和生物质炭施用有增加土壤 N₂O 累积排放量的趋势，相较于 CK，CS 处理提高了 25.54% 的 N₂O 累积排放量。N₂O 累积排放量随生物质炭施用量的增加而增加，其中高剂量生物质炭施用(BC3 处理)对 N₂O 增排效应尤为明显，相较于 CK 显著提高 245.31%(图 3B)。

水稻生长期 N₂O 排放主要集中在施肥后 7 d 或 10 d 内和季中排水阶段。施肥后 7 d 或 10 d 内为 N₂O 排放高峰期，由施肥和季中排水引起的 N₂O 累积排放量分别占总排放量的 41.72%~74.73% 和 4.52%~24.73%，其中第 3 次施肥(穗肥)后 N₂O 排放高峰期累积排放量占比最高(图 3C、表 2)。3 次施肥后 N₂O 排

放高峰期的累积排放量占总排放量的比例随生物质炭施加量的增加而增加，BC3 处理这一比例高达 80%(图 3D)。在季中排水阶段，施用生物质炭处理土壤 N₂O 排放量低于 CK，但是并没有达到显著水平，季中排水阶段 N₂O 累积排放量和生物质炭施用量之间呈负相关关系(图 3C)。

2.3 土壤 N₂O 排放量和水稻产量与土壤性质的关系

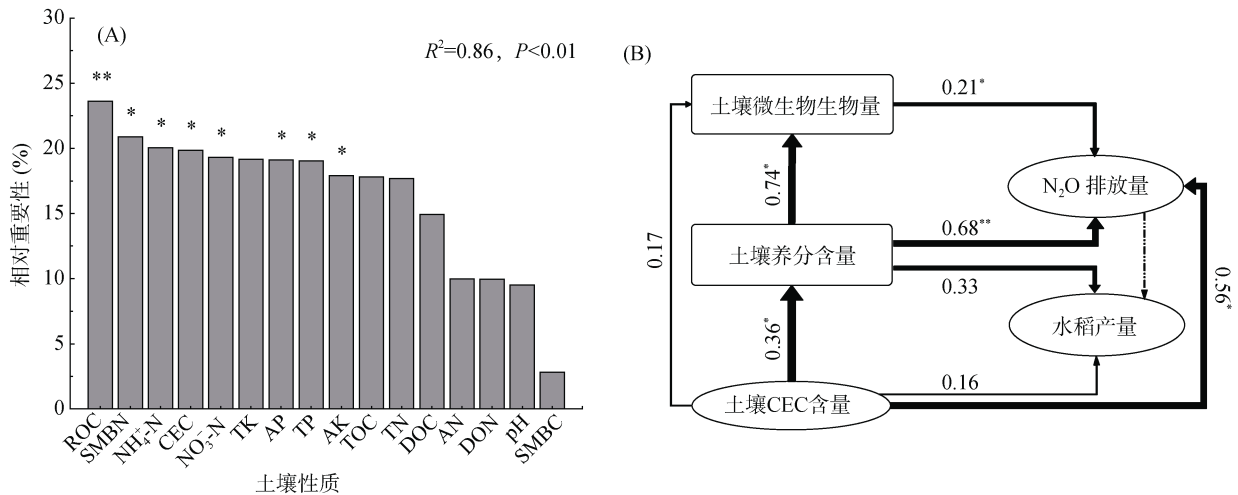
随机森林模型显示土壤 ROC、SMBN、NH₄⁺-N、CEC 和 NO₃⁻-N 含量对土壤 N₂O 排放的影响相较于其他理化性质更为重要(图 4A)。同样 PLS-PM 分析中土壤 N₂O 排放量也主要受土壤养分含量、土壤微生物生物量以及土壤 CEC 的影响(图 4B)。土壤养分含量对水稻产量具有正效应，但未达到显著水平；土壤 N₂O 排放量、CEC 对水稻产量的影响较小(图 4B)。



(A) 水稻生长期土壤 N₂O 排放速率；B. 水稻生长期土壤 N₂O 总排放量；C. 水稻移栽后不同阶段土壤 N₂O 累积排放量；D. 3 次施肥后土壤 N₂O 排放高峰期(3 次施肥后 7 d 或 10 d 内)累积排放量占总排放量的比例。实线箭头数量由少到多分别代表基肥、分蘖肥和穗肥的施用时间，单虚线箭头代表烤田排水开始时间，双虚线箭头代表复水时间)

图 3 长期连续玉米秸秆还田和生物质炭施用对稻季土壤 N₂O 排放的影响

Fig. 3 Effects of long-term continuous maize straw returning and biochar application on soil N₂O emissions in rice season



(A. 最佳随机森林模型评估土壤性质对土壤 N₂O 排放的相对重要性; B. 偏最小二乘路径分析(PLS-PM)研究生物质炭施用处理下土壤性质、N₂O 排放量和水稻产量之间的关系, 方框和椭圆框分别代表潜变量和观测变量。土壤养分含量包括 AN、AP、AK、ROC、DOC、DON 和无机氮含量; 土壤微生物生物量包括 SMBN 和 SMBC。实线和虚线分别表示正效应和负效应。*表示变量或者路径达 $P < 0.05$ 显著水平, **表示达 $P < 0.01$ 显著水平)

图 4 土壤 N₂O 排放量和水稻产量与土壤性质之间的关系

Fig. 4 Relationship between soil N₂O emissions and rice yield to soil properties

3 讨论

3.1 长期连续玉米秸秆还田和生物质炭施用对土壤性质和水稻产量的影响

就短期研究而言, 生物质炭对土壤性质如土壤 pH、SOC、TN 和 AN 的积极作用已经得到了广泛报道^[31-32]。在本研究中, 中等和高剂量生物质炭施用(6 t/(hm²·a) 和 12 t/(hm²·a))显著提高了土壤 AP、AK、AN、NH₄⁺-N 和 DON 等养分含量(图 1、图 2)。这首先是由于生物质炭本身含有比土壤更高的养分含量, 如 TP、TK、AP 和 AK 含量(表 1); 其次生物质炭表面带有的负电荷官能团可以通过增加土壤 CEC 来持留更多养分。土壤 CEC 每增加 1.00 cmol/kg, 可增加 0.39 g/kg K⁺ 或 0.14 g/kg NH₄⁺-N 的吸持量。本研究不同剂量生物质炭施用下 CEC 提高了 1.00 ~ 3.53 cmol/kg(图 1), 因此 0 ~ 15 cm 耕层土壤最多可增加 684.45 ~ 2 416.11 kg/hm² K⁺ 的吸持量, 或者 245.70 ~ 867.32 kg/hm² NH₄⁺-N 的吸持量。另一方面, 施用生物质炭明显提高 SMBN 和 SMBC 含量。这可能是由于每年新鲜生物质炭施用为土壤提供了额外的活性碳, 土壤微生物活动最为敏感的组分 ROC 和 DOC 含量的显著提升为土壤微生物繁殖提供了丰富营养和能量来源(图 1)。同时生物质炭的老化可以增加生物质炭的总孔隙体积, 为微生物提供更好的栖息地^[33]。因此长期连续施用生物质炭有利于提高土壤养分供应能力, 实现土壤微生物数量的增多和群落结

构的持续变化。

秸秆直接还田(CS)和经炭化后还田(BC1)对土壤微生物活性、土壤有机质的矿化和温室气体排放的影响均有较大差异。本研究中, 相较于 CS 处理, BC1 处理显著提高了 32.73% 的土壤 TOC 含量(图 1)。这是因为秸秆-C 主要为活性碳, 而生物质炭-C 以芳香化的惰性碳存在, 难以被微生物利用分解(CS 处理的 SMBN 和 SMBC 含量明显高于秸秆炭化还田处理, 图 1)。刘本娟等人^[34]将生物质炭和秸秆培养 368 d 后发现, 生物质炭-C 和秸秆-C 的降解量分别为生物质炭和秸秆含碳量的 0.16% ~ 0.25% 和 29% ~ 37%。另一方面, 秸秆直接添加到土壤中具有较强的正激发效应。Yin 等人^[35]发现秸秆直接添加到土壤比经炭化后添加降低了 6.61% 的土壤原有有机质含量。稻田淹水环境下秸秆直接还田还将提高 CH₄ 排放量, 秸秆-C 转化为 CH₄-C 转化率约为 2.98% ~ 18%^[36-37], 而生物质炭-C 转化为 CH₄-C 转化率仅为 0.03%^[37]。Liu 等人^[36]发现 6 t/(hm²·a) 秸秆直接还田和等量秸秆炭化还田的土壤 C 累积速率分别为 0.5 t/(hm²·a) 和 1.4 t/(hm²·a)。因此土壤中添加生物质炭是增加土壤碳库的有效手段。另一方面, 两种不同秸秆还田方式下秸秆/生物质炭的矿质养分的含量及其有效性也不尽相同。相较于 CS 处理, BC1 处理提高了土壤 TP 和 TK 含量(图 1)。秸秆中的磷主要以有机磷形式存在, 炭化后秸秆中的有机磷转化为无机磷, 部分与 Al、Fe、Ca 和 Mg 结合成为难溶解的 Al-P、Fe-P、

Ca-P 和 Mg-P^[38-39]。同时炭化过程中秸秆中可溶性钾部分转化为复杂结构和石墨化结构钾保留在生物质炭中并难以被淋溶损失^[40]。

提高作物产量被认为是秸秆以及生物质炭应用于农业生产中的最大益处。但是我们发现长期连续秸秆还田和生物质炭施用并没有显著提高水稻产量(表 2)。PLS-PM 模型显示土壤养分含量对水稻产量不具有显著影响(图 4B)，这可能是由于本研究供试土壤本身肥力较高限制了产量的进一步提高。El-Naggar 等人^[41]认为生物质炭施用于持水能力较低或者肥力下降的土壤中可以实现作物增产。在具有良好耕作条件、土壤养分供应能力较强的土壤中应用则可能无法实现增产^[9]。Liu 等人^[19]在 6 a 的田间试验中同样发现在具有良好培育条件的农田中施用生物质炭对水稻产量没有影响,但是可以通过提高土壤持水能力提高小麦产量。

3.2 长期连续玉米秸秆还田和生物质炭施用对 N₂O 排放的影响

结果表明长期连续秸秆还田和中等和低剂量(2.4 t/(hm²·a) 和 6 t/(hm²·a))生物质炭连续施用 11 a, 对水稻生长季 N₂O 累积排放量的影响不大,然而高剂量生物质炭施用(12 t/(hm²·a))显著增加了 245.31% 的 N₂O 累积排放量(图 3B、表 3)。相较于 CK, BC3 处理的 N₂O 总排放量和施氮肥后 N₂O 排放高峰期的累积排放量分别提高了 3.84 kg/hm² 和 3.36 kg/hm²(以 N₂O-N 计),同时 BC3 处理在 3 次施肥后 N₂O 排放高峰期的累积排放量占总排放量的比例高达 80%(图 3B ~ 3D)。显而易见,高剂量生物质炭施用下 N₂O 排放量的增加主要体现在施肥后的排放高峰期内。这与该时期内土壤无机氮底物变化驱动的土壤硝化和反硝化过程产生 N₂O 以及微生物在土壤 N 素循环过

程中的催化作用相关^[42]。

水稻生长季中,施肥后耕层土壤 NH₄⁺-N 含量快速增加,施加生物质炭引起土壤 CEC 的增加使土壤可以吸持更多的 NH₄⁺(图 2)。水稻生长期分蘖肥施用后第 7 天施加生物质炭处理显著提高土壤 NH₄⁺-N 含量,但是第 30 天各处理间无显著差异。同时相较于分蘖肥施用后第 7 天不同处理的土壤 NO₃⁻-N 含量,分蘖肥施用后第 30 天各处理土壤 NO₃⁻-N 含量均有所增加,但是 BC3 处理的增加幅度显著高于其他处理(图 2)。因此高剂量生物质炭的施用引起的高 NH₄⁺-N 持留促进了土壤硝化作用。季中排水期间(水稻移栽后 38 ~ 46 d)耕层土壤水分含量逐步降低,土壤硝化作用占主导, NH₄⁺-N 继续向 NO₃⁻-N 转化。同时,施加生物质炭改善土壤通气性,抑制反硝化产生 N₂O^[44],因此季中排水阶段生物质炭施用处理下 N₂O 排放量低于 CK(图 3A、3C)。季中排水结束后,BC3 处理更高的土壤 NO₃⁻-N 含量(第 46 天 BC3 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量在水稻生长季中居于最高水平,图 2)和反硝化酶活性促进了土壤反硝化过程产生 N₂O(图 5)。与此同时,穗肥的施用再次为土壤硝化过程提供充足底物,BC3 处理高 NH₄⁺ 持留的特性促进硝化过程产生更多的 N₂O(图 3A)。因此穗肥施用后的 N₂O 排放高峰期 BC3 处理累积排放量的显著增多主要由土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量的大幅增加促进了土壤硝化和反硝化过程产生 N₂O。在随后的土壤干湿交替阶段,土壤以硝化作用为主导,但由于土壤 NH₄⁺-N 含量较低,各处理 N₂O 排放速率均居于较低水平,处理间没有显著差异(图 3A)。因此,高剂量生物质炭连续施用显著提高了土壤 N₂O 排放量的主要原因是土壤 CEC 的显著增加带来的高 NH₄⁺ 持留促进了施肥后 N₂O 排放高峰期土壤硝化过程产生 N₂O(图 4B)。

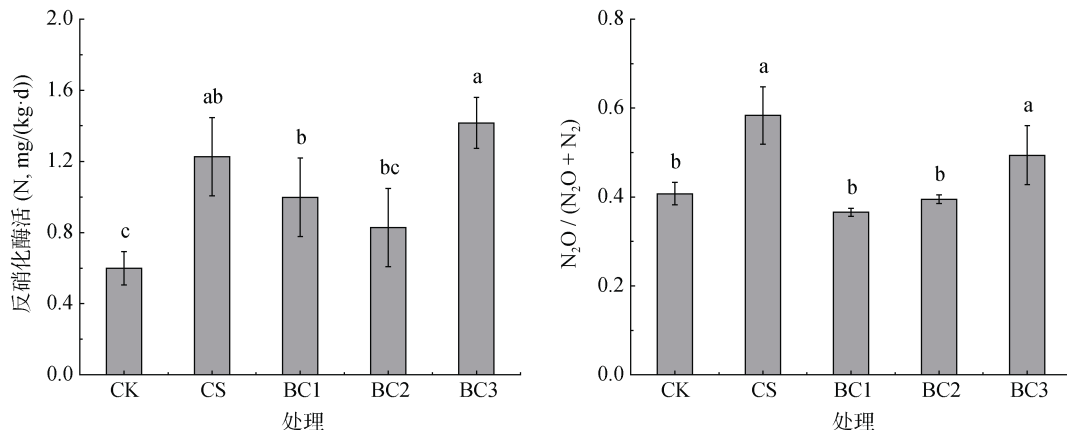


图 5 不同处理下的反硝化酶活性和 N₂O 产生速率

Fig. 5 Denitrifying enzyme activities and N₂O production rates under different treatments

土壤微生物的催化参与产生 N_2O 的所有生物过程, 包括自养或异养硝化以及反硝化作用。在较低的 pH 和比较高的含水率环境下土壤异养硝化作用也是产生 N_2O 的主要途径^[10]。CS 处理相较于 CK 较高的 N_2O 排放量可能由于秸秆分解产生了更多的 DOC 和 ROC, 以及较高的 SMBC 和 SMBN(图 1)刺激土壤异养呼吸和相关异养硝化细菌的活性^[45], 进而促进了土壤 N_2O 的排放。相较于其他时期, 季中排水结束前 BC3 处理土壤 $NO_3^- - N$ 含量的大幅提升(图 2), 以及高剂量生物质炭施用下土壤反硝化酶活性和 N_2O 产生速率的显著提高促进了土壤反硝化过程产生 N_2O (图 5), 这可能是由于生物质炭的老化伴随有表面官能团与金属离子的结合, 导致在反硝化过程中竞争电子的能力减弱, 进而对完全反硝化的促进作用减小^[18-19]。老化生物质炭更大的羟基和羧基官能团密度和更丰富的孔隙结构允许更多的营养物质在生物质炭表面保留下来^[18], 同时每年新鲜生物质炭施用向土壤带入大量活性养分(表 1), 促进了土壤微生物量的增多和活性的增强(图 1), 进一步催化了产生 N_2O 的相关生物过程。总而言之, 高剂量生物质炭施用下土壤 CEC 的显著增加提升了对 $NH_4^+ - N$ 的持留, 促进土壤硝化过程产生 N_2O , 同时丰富的土壤养分供应和友好的微生物生长环境下微生物数量和活性的增加提高了土壤 N 循环速率并刺激了 N_2O 排放的相关生物过程。

4 结论

在稻麦轮作条件下, 麦季长期连续中等和高剂量生物质炭施用(6 t/(hm²·a) 和 12 t/(hm²·a))提高了稻田土壤养分供应能力, 显著增加了 AP、AK、AN、TOC、ROC、DON 和 SMBN 含量。相对于秸秆直接还田, 等量秸秆炭化还田分别显著提高 6.42% 和 32.73% 的土壤 TK 和 TOC 含量。另一方面, 施用高剂量生物质炭显著提高了水稻季 N_2O 累积排放量(245.31%), 这主要是由于高剂量生物质炭施用处理比对照提高了 20.35% 的土壤 CEC, 在氮肥施入后持留了更多的 NH_4^+ , 进而促进了土壤硝化过程产生 N_2O , 同时更友好的微生物生长条件(丰富的养分供应和良好的栖息环境)提高了土壤微生物的数量和活性, 加速了土壤 N 循环速率。

致谢: 本研究的大田试验得到了江都 FACE 实验站徐美云的帮助, 在此表示衷心感谢。

参考文献:

[1] Yin H J, Zhao W Q, Li T, et al. Balancing straw returning and chemical fertilizers in China: Role of straw nutrient

resources[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 81: 2695–2702.

- [2] Ren J Q, Yu P X, Xu X H. Straw utilization in china—Status and recommendations[J]. *Sustainability*, 2019, 11(6): 1762.
- [3] Xie Z B, Liu G, Bei Q C, et al. CO₂ mitigation potential in farmland of China by altering current organic matter amendment pattern[J]. *Science China Earth Sciences*, 2010, 53(9): 1351–1357.
- [4] 李露, 周自强, 潘晓健, 等. 不同时期施用生物炭对稻田 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. *土壤学报*, 2015, 52(4): 839–848.
- [5] Alexander L, Allen S, Bindoff N, et al. Climate change 2013: The physical science basis, in contribution of Working Group I (WGI) to the Fifth Assessment Report (AR5) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)[M]//Climate Change 2013: The physical Science Basis. 2013.
- [6] Li Z J, Reichel R, Xu Z F, et al. Return of crop residues to arable land stimulates N_2O emission but mitigates NO_3^- leaching: A meta-analysis[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2021, 41(5): 66.
- [7] 王保君, 胡乃娟, 顾泽海, 等. 稻秆还田方式对稻麦轮作农田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. *南京农业大学学报*, 2017, 40(3): 367–375.
- [8] Sarfraz R, Hussain A, Sabir A, et al. Role of biochar and plant growth promoting rhizobacteria to enhance soil carbon sequestration—A review[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2019, 191(4): 251.
- [9] Hussain M, Farooq M, Nawaz A, et al. Biochar for crop production: Potential benefits and risks[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(3): 685–716.
- [10] Li W, Xie H X, Ren Z H, et al. Response of N_2O emissions to N fertilizer reduction combined with biochar application in a rain-fed winter wheat ecosystem[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 333: 107968.
- [11] Case S D C, McNamara N P, Reay D S, et al. The effect of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from a sandy loam soil - The role of soil aeration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 51: 125–134.
- [12] Liu Q, Zhang Y H, Liu B J, et al. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis[J]. *Plant and Soil*, 2018, 426(1): 211–225.
- [13] Zhang L Y, Jing Y M, Chen C R, et al. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies[J]. *GCB Bioenergy*, 2021, 13(12): 1859–1873.
- [14] Su X X, Wang Y Y, He Q, et al. Biochar remediates denitrification process and N_2O emission in pesticide chlorothalonil-polluted soil: Role of electron transport chain[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 370: 587–594.
- [15] Joseph S, Cowie A L, Van Zwieten L, et al. How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms

- controlling soil and plant responses to biochar[J]. *GCB Bioenergy*, 2021, 13(11): 1731–1764.
- [16] Spokas K A, Novak J M, Venterea R T. Biochar's role as an alternative N-fertilizer: Ammonia capture[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350(1): 35–42.
- [17] Lorenz K, Lal R. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2014, 177(5): 651–670.
- [18] Duan P P, Zhang X, Zhang Q Q, et al. Field-aged biochar stimulated N₂O production from greenhouse vegetable production soils by nitrification and denitrification[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1303–1310.
- [19] Liu X Y, Zhou J S, Chi Z Z, et al. Biochar provided limited benefits for rice yield and greenhouse gas mitigation six years following an amendment in a fertile rice paddy[J]. *CATENA*, 2019, 179: 20–28.
- [20] Song X Z, Pan G X, Zhang C, et al. Effects of biochar application on fluxes of three biogenic greenhouse gases: A meta-analysis[J]. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2016, 2(2): e01202.
- [21] Huang M, Fan L, Chen J N, et al. Continuous applications of biochar to rice: Effects on nitrogen uptake and utilization[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8: 11461.
- [22] Dong Y B, Wu Z, Zhang X, et al. Dynamic responses of ammonia volatilization to different rates of fresh and field-aged biochar in a rice-wheat rotation system[J]. *Field Crops Research*, 2019, 241: 107568.
- [23] Feng Y Y, Feng Y F, Liu Q, et al. How does biochar aging affect NH₃ volatilization and GHGs emissions from agricultural soils?[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 294: 118598.
- [24] 谢祖彬, 卑其成, 刘刚, 等. 一种秸秆制炭装置: CN200920232191.9[P]. 2010–06–16.
- [25] Qi L, Pokharel P, Ni C S, et al. Biochar changes thermal activation of greenhouse gas emissions in a rice-lettuce rotation microcosm experiment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 247: 119148.
- [26] Smith M S, Tiedje J M. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1979, 11(3): 261–267.
- [27] 中国林业科学研究院林业研究所. 森林土壤阳离子交换量的测定: LY/T 1243—1999[S]. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [28] Liaw A, Wiener M. Classification and regression by randomForest[J]. *R News*, 2002, 2(3): 18–22.
- [29] Archer E. rfPermute: Estimate permutation p-values for random forest importance metrics[Z]. <https://github.com/EricArcher/rfPermute>.
- [30] Bertrand F, Sanchez G, Trinchera L, et al. plspm: Tools for Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM)[Z]. <https://cran.r-project.org/web/packages/plspm/index.html>.
- [31] Murtaza G, Ahmed Z, Usman M, et al. Biochar induced modifications in soil properties and its impacts on crop growth and production[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2021, 44(11): 1677–1691.
- [32] Ali S, Rizwan M, Qayyum M F, et al. Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: A critical review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(14): 12700–12712.
- [33] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota - A review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1812–1836.
- [34] 刘本娟, 谢祖彬, 刘琦, 等. 生物质炭引起的土壤碳激发效应与土壤理化特性的相关性[J]. *土壤*, 2021, 53(2): 343–353.
- [35] Yin Y F, He X H, Gao R, et al. Effects of rice straw and its biochar addition on soil labile carbon and soil organic carbon[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(3): 491–498.
- [36] Liu Q, Liu B J, Ambus P, et al. Carbon footprint of rice production under biochar amendment - a case study in a Chinese rice cropping system[J]. *GCB Bioenergy*, 2016, 8(1): 148–159.
- [37] Knoblauch C, Maarifat A A, Pfeiffer E M, et al. Degradability of black carbon and its impact on trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1768–1778.
- [38] Dai L C, Li H, Tan F R, et al. Biochar: A potential route for recycling of phosphorus in agricultural residues[J]. *GCB Bioenergy*, 2016, 8(5): 852–858.
- [39] Wang Y, Lin Y X, Chiu P C, et al. Phosphorus release behaviors of poultry litter biochar as a soil amendment[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 512/513: 454–463.
- [40] Tan Z X, Liu L Y, Zhang L M, et al. Mechanistic study of the influence of pyrolysis conditions on potassium speciation in biochar “preparation-application” process[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 207–216.
- [41] El-Naggar A, Lee S S, Rinklebe J, et al. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects[J]. *Geoderma*, 2019, 337: 536–554.
- [42] Xu C, Han X, Ru S H, et al. Crop straw incorporation interacts with N fertilizer on N₂O emissions in an intensively cropped farmland[J]. *Geoderma*, 2019, 341: 129–137.
- [43] Atkinson C J, Fitzgerald J D, Hipps N A. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review[J]. *Plant and Soil*, 2010, 337(1): 1–18.
- [44] Pan F X, Chapman S J, Li Y Y, et al. Straw amendment to paddy soil stimulates denitrification but biochar amendment promotes anaerobic ammonia oxidation[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(10): 2428–2437.
- [45] Liu J Y, Shen J L, Li Y, et al. Effects of biochar amendment on the net greenhouse gas emission and greenhouse gas intensity in a Chinese double rice cropping system[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2014, 65: 30–39.