

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2024.09.014

丁馨茹, 严宁珍, 王子芳, 等. 几种改良剂对酸性紫色土氮组分及酶活性的影响 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2024, 46(9): 150-163.

几种改良剂对酸性紫色土氮组分及酶活性的影响

丁馨茹¹, 严宁珍¹, 王子芳¹, 谢永红²,
黄容³, 代文才¹, 高明¹

1. 西南大学 资源环境学院, 重庆 400715; 2. 重庆市农业科学院果树研究所 特色果树研究室, 重庆 401329;
3. 四川农业大学 资源学院, 成都 611130

摘要: 活性氮组分对农业生态系统的生产力、稳定性及其环境效益至关重要。土壤中的胞外酶(纤维素酶、乙酰氨基肽酶和过氧化物酶)对外源氮的输入反应强烈且迅速, 通过测定土壤胞外酶活性, 可以了解土壤氮素变化。为探究几种改良剂施用对酸化花椒园土壤活性氮组分特征及相关胞外酶活性的影响, 厘清改良剂与土壤活性氮组分及酶活性之间的关系, 为紫色土酸化治理及养分管理提供科学依据。采用田间试验, 设置不施肥(CK)、单施化肥(F)、石灰+化肥(SF)、有机肥+化肥(OM)、生物炭+化肥(BF)及酒糟灰渣+化肥(JZ)6个处理, 研究不同处理土壤 pH 值和全氮、活性氮组分及土壤纤维素酶(S-CL)、过氧化物酶(S-POD)和乙酰氨基肽酶(S-NAG)活性, 阐明其相互关系。结果表明: ① JZ 和 SF 两个处理均显著提高土壤 pH 值($p < 0.05$), 分别比对照提高了 3.39 和 2.25; 与对照处理相比, OM 处理土壤全氮质量分数提高了 61.45%, 显著增加了土壤氮库容量($p < 0.05$); ② JZ 和 OM 处理土壤 PON 质量分数较对照处理分别提高了 102.20% 和 101.45%; F 和 OM 处理土壤 MBN 较对照处理分别提高了 44.28% 和 19.08%, 土壤 DON 分别提高了 72.35% 和 57.61%; 截至 2022 年 6 月, JZ 处理土壤矿质氮质量分数提高最为显著($p < 0.05$), 硝态氮和铵态氮质量分数较对照处理分别提高了 1.63 倍和 5.43 倍; ③ 施用了改良剂的 4 个处理均显著提高了土壤胞外酶活性($p < 0.05$), 其中 JZ 处理 S-CL 和 S-POD 活性最高, 较对照处理分别提高了 134.72% 和 96.27%, F 和 OM 处理 S-NAG 活性提高较显著, 较对照处理分别提高了 190.63% 和 75.59%。综上所述, 酸性紫色土壤施用石灰、酒糟灰渣及有机肥中和土壤酸化效果最显著, 同时提高土壤胞外酶活性, 有利于土壤氮库积累和活性氮组分转化。

关键词: 改良剂; 活性氮; 胞外酶; 酸性土

中图分类号: S158

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2024)09-0150-14

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Exploring the Effects of Several Amendments on the Nitrogen Components and Enzyme Activities of Acidic Purple Soil

收稿日期: 2023-11-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(42177019); 重庆市技术创新与应用发展专项重点项目(cstc2019jscx-tjsbX0001); 四川省自然科学基金项目(2022NSFSC0100)。

作者简介: 丁馨茹, 硕士研究生, 主要从事土壤质量与环境研究。

通信作者: 严宁珍, 副教授, 硕士研究生导师。

DING Xinru¹, YAN Ningzhen¹, WANG Zifang¹,
XIE Yonghong², HUANG Rong³, DAI Wencai¹, GAO Ming¹

1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China;

2. Research Department of Characteristic Fruit Trees, Fruit Research Institute, Chongqing Academy of Agricultural Sciences, Chongqing 401329, China;

3. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China

Abstract: The bioactive nitrogen components play a crucial role in the productivity, stability, and environmental benefits of agroecosystems. Extracellular enzymes in the soil exhibit a strong and rapid response to exogenous nitrogen inputs. By assessing soil extracellular enzyme activities, insights can be gained into soil nitrogen dynamics. This experiment sought to define the relationship between amendments and soil active nitrogen components and enzyme activities, as well as to provide a scientific foundation for treating acidification and managing nutrients in purple soil. It also aimed to find out how different amendments affect the extracellular enzyme activities associated with these components in an acidified Sichuan pepper orchard. Field experiments were carried out, and six treatments were set up: no fertilization (CK), fertilizer only (F), lime + fertilizer (SF), organic manure + fertilizer (OM), biochar + fertilizer (BF) and Vinasse biomass ash + fertilizer (JZ). The soil pH, total nitrogen (TN), labile nitrogen components and the activities of cellulase (S-CL), peroxidase (S-POD) and N-acetyl- β -D-glucosidases (S-NAG) under different treatments were studied to clarify the relationship between them. The results showed that: ① Soil pH was significantly increased under the two treatments of vinasse biomass ash + fertilizer and lime + fertilizer by 3.39 and 2.25 units, respectively, compared with the control ($p < 0.05$). ② Compared with the control, the content of PON in soil treated with vinasse biomass ash + fertilizer and organic manure + fertilizer increased by 102.20% and 101.45%, respectively. Compared with the control, the MBN of soil treated with chemical fertilizer alone and organic manure + fertilizer increased by 44.28% and 19.08%, and the DON of soil increased by 72.35% and 57.61%, respectively. Up to June 2022, the JZ treatment exhibited the most significant increase in soil mineral nitrogen content ($p < 0.05$), with nitrate nitrogen and ammonium nitrogen levels being enhanced by 1.63 fold and 5.43 fold, respectively, compared to the control. ③ The extracellular enzyme activities were significantly increased in the four treatments with the amendments ($p < 0.05$), among which the activities of S-CL enzyme and S-POD enzyme were the highest in the treatment of vinasse biomass ash + fertilizer, which were increased by 134.72% and 96.27% compared with the control, respectively, while the S-NAG enzyme activity of single fertilizer treatment and organic manure + fertilizer treatment was significantly increased by 190.63% and 75.59% compared with the control, respectively. The application of lime, vinasse biomass ash and organic fertilizer to acidic purple soil had the most significant effect on neutralizing soil acidity, and at the same time increased the activity of soil extracellular enzymes and promoted the accumulation of nitrogen as well as mineralization of soil nitrogen fractions.

Key words: soil amendment; labile nitrogen fractions; extracellular enzyme activity; acid soil

土壤氮素是影响作物生长的主要限制因子之一, 土壤有机氮占全氮 90% 以上, 大部分有机氮需经微生物转化为可被植物吸收利用的无机氮^[1]. 氮循环是农业生态系统中最基本的物质循环过程, 在生态系统的演替过程中起重要作用^[2]. 土壤活性氮组分不仅关乎土壤养分的有效性, 同时又因其高度的流动性关系到

土壤深层氮素的固存,进而影响整个生态系统的生产力与可持续性^[3].九叶青花椒是重庆目前栽培的主要优良花椒品种,截至2021年,江津区种植面积已经超过 $3.67\times 10^4\text{ hm}^2$,鲜花椒产量在 $3.30\times 10^5\text{ t}$ 以上,是全国花椒基地之首^[4].近几十年,为保证花椒高产,大量氮肥施用导致土壤酸化、肥料利用率低、面源污染等问题^[5],土地生产能力下降,影响农产品质量安全,因此,改良酸性土壤,提高氮素利用率是促进区域经济发展和保障生态环境安全的重要手段.大量研究表明,施用改良剂不仅能降低土壤酸度^[6],调节土壤中微生物活性,也能在一定程度上增加土壤有机氮库含量,促进土壤中活性氮组分的相互转化^[7-8].郭康莉等^[9]对沙质潮土连续定位试验表明,配施污泥堆肥使土壤全氮质量分数增加了93.1%~284.3%,显著提高了土壤颗粒有机氮和微生物量氮含量;陈洁等^[10]通过长期定位试验,发现化肥配施有机肥处理能促进土壤氮素累积,土壤全氮、微生物量氮及颗粒有机氮分别较不施肥处理增加了51.1%,101.2%和132.0%.土壤胞外酶是土壤氮素循环的重要驱动因子,参与土壤中重要的生物化学过程,如有机氮组分的转化和分解^[11],广泛应用于评价土壤营养物质的循环转化情况及农业措施和肥料施用的效果^[12].由于土壤纤维素酶、乙酰氨基肽酶和过氧化物酶对外源氮的输入反应强烈且迅速,通过测定土壤胞外酶活性,可以了解土壤中的氮素变化^[13-14].周吉祥^[15]研究发现,连续施用甲壳素作为有机改良剂使得沙质潮土土壤中纤维素酶和乙酰氨基肽酶的活性分别提高了23.7%和227.8%;Ouyang等^[16]研究表明,施用堆肥和粪肥等有机物料显著提高了土壤中过氧化物酶等胞外酶活性.高雅等^[17]于壤质潮土中配施小麦秸秆生物炭后,土壤纤维素酶和乙酰氨基肽酶活性均表现出显著增加效应,增加幅度分别为17.2%和15.1%.目前对于农田土壤活性氮组分和相关胞外酶活性的研究,多集中于阐明土壤氮组分和酶活性对不同施肥措施的响应机制.生物炭、酒糟灰渣等改良剂配施化肥对酸化土壤活性氮组分和胞外酶活性的影响及其相关机理尚不明确.因此,探明配施改良剂条件下,土壤活性氮组分的分布规律及其与土壤胞外酶活性的相关性变得尤为重要.为探究几种改良剂对酸性紫色土pH值、活性氮组分质量分数及相关胞外酶活性的影响,本研究以重庆市江津区花椒产业园的酸性紫色土为研究对象,采用田间试验,对比石灰、有机肥、生物炭和酒糟基生物灰渣4种供试改良剂,探究其配施化肥对酸性紫色土pH值、颗粒有机氮(PON)、微生物量氮(MBN)及溶解性有机氮(DON)质量分数及土壤纤维素酶(S-CL)、过氧化物酶(S-POD)、乙酰氨基肽酶(S-NAG)活性的影响,旨在厘清酒糟灰渣等改良剂对土壤活性氮组分及酶活性之间关系的影响,为酸性紫色土改良及养分管理提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于重庆市江津区先锋镇(29°7′13″N,106°13′3″E),地处江津区中部.江津区紫色土约占耕地面积的78.5%,主要地形为丘陵,属亚热带季风湿润气候区,年平均气温18.4℃.四季分明,年降雨量930 mm,无霜期341 d.供试土壤的基本理化性质:pH值4.35、有机质9.89 g/kg、全磷0.88 g/kg、全氮1.15 g/kg、有效磷90.67 mg/kg、速效钾485.4 mg/kg、硝态氮8.05 mg/kg、铵态氮3.15 mg/kg.土壤为沙溪庙组母质发育而成的灰棕紫泥土.

供试4种改良剂的有机碳、全氮质量分数等基本理化性质如表1所示.

表 1 供试土壤改良剂基本性质

改良剂	pH 值	有机碳/ (g · kg ⁻¹)	全氮/ (g · kg ⁻¹)	产地	原材料
石灰	12.59	0	0	中国重庆市江津区	石灰
有机肥	8.09	209.4	5.71	中国内蒙古乌兰察布市	羊粪
生物炭	7.28	186.9	5	中国重庆市江津区	稻壳
酒糟灰渣	12.63	158.2	0.8	中国重庆市江津区	酒糟

生物质灰渣为酒糟在 800~900 ℃ 有氧灼烧而成, 电导率(EC)为 4.81 mS/cm, TN 占比 0.08%, P₂O₅ 占比 0.8%, 酸缓冲容量 335.21 mmol/(kg·pH), 呈强碱性, 干燥疏松. 生物炭由稻壳在 400~500 ℃ 条件下限氧热解制备, EC 为 6.39 mS/cm, TN 占比 0.5%, P₂O₅ 占比 0.1%, 酸缓冲容量 151.72 mmol/(kg·pH), 结构疏松多孔. 有机肥主要由羊粪发酵而来, EC 为 2.37 mS/cm, TN 占比 0.57%, P₂O₅ 占比 1.29%, 酸缓冲容量 247.86 mmol/(kg·pH).

试验施用的氮、磷、钾肥分别为尿素(N 46%)、过磷酸钙(P₂O₅ 12%)和硫酸钾(K₂O 52%).

1.2 试验设计

本试验开展时间为 2021 年 5 月—2022 年 6 月, 设置 6 个处理: ① 不施肥(CK)、② 单施化肥(F)、③ 石灰+化肥(SF)、④ 有机肥+化肥(OM)、⑤ 生物炭+化肥(BF)、⑥ 酒糟灰渣+化肥(JZ), 每个处理选择 5 株树冠和树势相近的花椒树作为供试植株, 各处理均设置 3 个重复, 随机区组排列. 于施肥前 15 d 将石灰、有机肥、生物炭和酒糟灰渣等改良材料施入土壤, 采用环状撒施的方法在距树干 0.5 m 位置环施石灰, 随即翻耕, 与土壤混匀; 有机肥则采用在花椒树左右两侧沟施方法; 生物炭和酒糟灰渣均先撒施于地表, 再翻耕, 与土壤混匀, 所有改良剂均一次性施入土壤. 施肥时间根据当地施肥习惯确定, 除 CK 处理外, 其余施肥处理遵循“等氮等磷”原则, 各处理具体施肥和改良剂施用量如表 2 所示.

表 2 各处理单株花椒施肥及改良剂总量

处理	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	石灰	有机肥	生物炭	酒糟灰渣
CK	—	—	—	—	—	—	—
F	0.300	0.180	0.240	—	—	—	—
SF	0.300	0.180	0.240	1.000	—	—	—
OM	0.260	0.090	0.240	—	7.000	—	—
BF	0.250	0.170	0.240	—	—	10.000	—
JZ	0.292	0.100	0.240	—	—	—	10.000

注: 数值单位为 kg/株, “—”表示本研究中没有相关数据.

1.3 样品采集

试验期间分别于 2021 年 5 月 10 日、10 月 24 日和 2022 年 3 月 7 日、6 月 7 日采集土样, 第一次取土用于测定土壤的基本理化性质, 第二、三次于 0~20 cm 表层土壤用环刀进行取样, 用于测定土壤全氮和矿质氮组分, 第四次花椒收获后采集土样, 分别于树干滴水线内采集表层土壤(0~20 cm), 将同一处理的 5 株花椒树干两侧土样采用四分法均匀混合成一个样品, 约 4 kg. 采集后的土壤样本分为两个部分, 一部分存放于 4 ℃ 冰箱冷藏, 进行土壤酶活性、矿质氮组分质量分数的测定, 各指标的测定均在 48 h 内完成. 另一部分土壤挑出碎石、植物根系残渣后风干过筛, 用于后续其他土壤理化性质的测定.

1.4 样品测定及数据分析

1.4.1 土壤性质的测定

土壤理化指标均采用鲍士旦《土壤农化分析》中的方法^[18]测定: pH 值采用水土比 5:1 玻璃电极 pH 值计测定; 有机质采用重铬酸钾—浓硫酸外加加热法测定; 全氮采用凯氏定氮法测定; 有效磷采用 0.5 mol/L 碳酸氢钠浸提, 钼锑抗比色法测定; 速效钾采用火焰光度法测定.

1.4.2 土壤氮组分测定

土壤氮组分均采用鲜土测定, 测定结果以鲜基表示.

可溶性有机氮(DON): 称取 5.0 g 土壤置于 50 mL 离心管中, 在 25 ℃ 下以 5:1 的水土比振荡 4 h, 离心 20 min(速率 3 500 r/min), 过滤(0.45 μm 滤膜), 采用氢氧化钠—过硫酸钾法提取, 分光光度计测定水溶性总氮(DTN)质量分数. 水溶性有机氮质量分数计算: 水溶性有机氮=水溶性总氮—铵态氮—硝态氮^[19]. 土壤硝态氮采用 2 mol/L KCl 浸提 1 h, 紫外分光光度法测定; 铵态氮采用靛酚蓝比色法测定^[20].

微生物量氮(MBN): 称取预培养后的新鲜土壤于烧杯中, 置于真空抽滤器中用去乙醇氯仿在 25 ℃ 的培养箱中避光熏蒸 24 h, 然后反复抽滤数次以去除氯仿, 将熏蒸的土壤样品用 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液振荡浸提, 同时以相同方法提取未熏蒸土壤, 浸提液采用紫外分光光度计测定. 微生物量氮计算:

$$M_{\text{MBN}} = E_{\text{N}} / K_{\text{EN}}$$

式中: E_{N} 为熏蒸和未熏蒸土壤含氮量的差值; K_{EN} 为转换系数, 取值 0.45^[21].

颗粒有机氮(PON): 称取过 2 mm 筛的风干土于三角瓶中, 加入 100 mL 5 g/L 的六偏磷酸钠溶液, 振荡 16 h, 将土壤悬浮液过 0.053 mm 筛并反复用蒸馏水冲洗至滤液澄清. 将所有留在筛子上方的物质在 55 ℃ 下烘干 72h 后称质量, 计算其占整个土壤样品的百分比, 并测定烘干样品中的全氮质量分数, 将烘干样品中的土壤全氮质量分数换算成对应的颗粒态氮质量分数^[22].

1.4.3 土壤纤维素酶、过氧化物酶和乙酰氨基肽酶活性测定

土壤纤维素酶(S-CL)、过氧化物酶(S-POD)和乙酰氨基肽酶(S-NAG)均采用分光光度法测定, 具体操作参照苏州科铭生物技术有限公司生产的土壤纤维素酶活性测定试剂盒说明书、土壤过氧化物酶活性测定试剂盒说明书和土壤乙酰氨基肽酶活性测定试剂盒说明书.

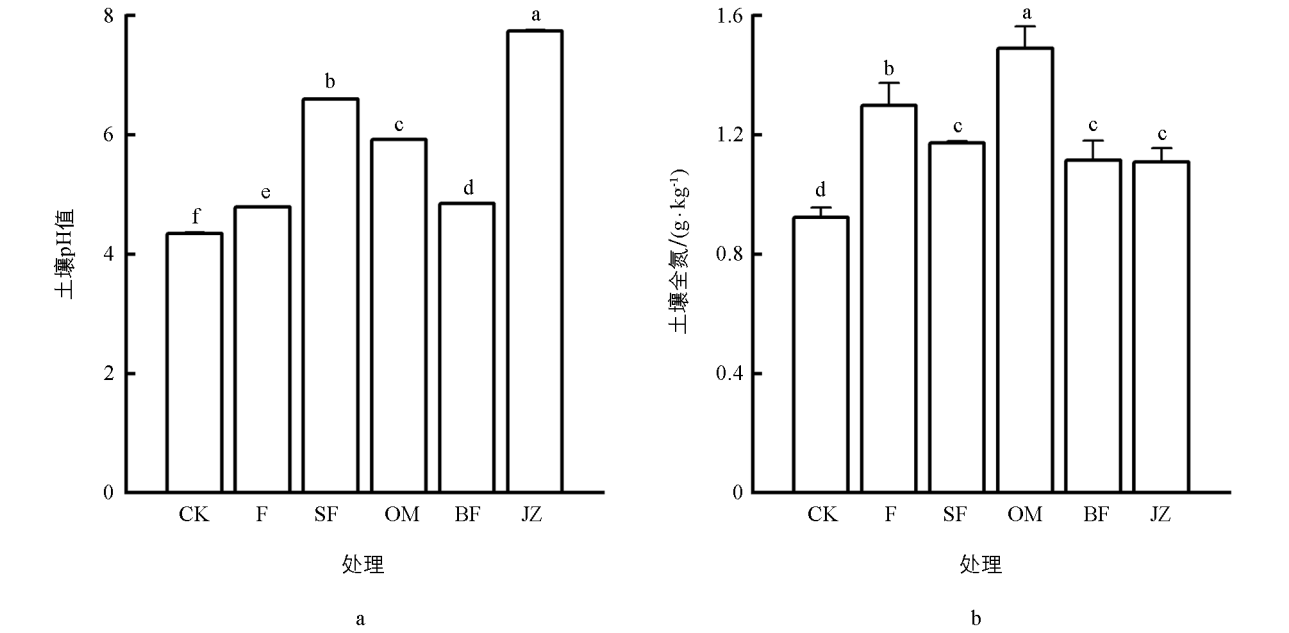
1.4.4 数据处理

试验数据利用 Excel 2016 软件计算和整理后, 采用 SPSS 23.0 软件对数据进行 one-way ANOVA 统计分析, 采用 Duncan 新复极差法 ($p < 0.05$) 检验样品之间的差异是否有统计学意义, 相关性分析采用 Pearson 法, 显著性水平设置为 $p < 0.05$, 采用 Canoco 5.0 软件进行主成分和冗余分析, 采用 Origin 2022 软件作图.

2 结果与分析

2.1 几种改良剂对土壤 pH 值和全氮质量分数的影响

由图 1a 可以看出, 几种改良剂的施用均显著影响土壤 pH 值变化 ($p < 0.05$), 其中以酒糟灰渣+化肥(JZ)和石灰+化肥(SF)处理土壤 pH 值增幅较大. 相较于 CK 处理, JZ 处理和 SF 处理土壤 pH 值分别提高了 3.39 和 2.25. 各处理土壤 pH 值从高到低依次为: 酒糟灰渣+化肥(JZ)、石灰+化肥(SF)、有机肥+化肥(OM)、生物炭+化肥(BF)、单施化肥(F)、不施肥(CK).



不同小写字母表示不同处理下土壤 pH 值(图 a)及全氮质量分数(图 b)差异有统计学意义 ($p < 0.05$).

图 1 几种改良剂对土壤 pH 值及全氮质量分数的影响

不同处理间土壤全氮质量分数差异有统计学意义(图 1b),各处理质量分数从大到小依次为:有机肥+化肥(OM)、单施化肥(F)、石灰+化肥(SF)、生物炭+化肥(BF)、酒糟灰渣+化肥(JZ)、不施肥(CK).与 CK 处理相比,施用改良剂使土壤全氮质量分数提高了 20.22%~61.45%. OM 处理的全氮质量分数最高(1.49 g/kg),且与施用其他改良剂处理之间差异有统计学意义($p<0.05$).另外,相较于 CK 处理, JZ 处理(1.11 g/kg)全氮质量分数提高了 20.22%,且该处理与 BF 处理、SF 处理之间差异无统计学意义($p>0.05$).

2.2 几种改良剂处理对土壤活性氮组分的影响

2.2.1 土壤活性有机氮组分

施用不同改良剂对土壤活性有机氮组分具有显著影响($p<0.05$)(图 2).作为土壤有机氮库的源泉,颗粒有机氮(PON)在微生物的作用下向其他组分转化.改良剂的施用均增加了土壤 PON 的质量分数,其中以 JZ 处理、OM 处理和 F 处理增幅最大,相比 CK 处理分别增加了 102.20%,101.45%和 97.93%,且这 3 个处理间差异无统计学意义($p>0.05$).各处理土壤微生物量氮(MBN)和土壤溶解性有机氮(DON)质量分数从高到低依次为:单施化肥(F)、有机肥+化肥(OM)、生物炭+化肥(BF)、酒糟灰渣+化肥(JZ)、石灰+化肥(SF)、不施肥(CK).相比 CK 处理, F 处理、OM 处理、BF 处理和 JZ 处理土壤 MBN 质量分数分别提高了 44.28%,19.08%,17.92%和 13.95%.其中 OM 处理、BF 处理和 JZ 处理土壤 MBN 质量分数差异无统计学意义($p>0.05$).土壤 DON 质量分数变化趋势与 MBN 质量分数变化趋势相似, F 处理和 OM 处理较 CK 处理土壤 DON 质量分数显著增加($p<0.05$),增幅分别为 72.35%和 57.61%.而 JZ 处理和 SF 处理虽然较 CK 处理土壤 DON 质量分数略有增加,但这 3 个处理间差异无统计学意义($p>0.05$).

由图 2 可知, JZ 处理 PON 占全氮(TN)比例相较 CK 处理的提高最为显著($p<0.05$),增加了 45.95%. OM 处理较 CK 处理略微下降,但两处理间差异无统计学意义($p>0.05$).对于 MBN/TN,相比 CK 处理,以 SF 处理降幅最大,且 SF 处理与 JZ 处理间差异无统计学意义($p>0.05$).除了 F 处理,其他处理相较 CK 处理土壤 DON 占全氮(TN)比例均有下降趋势.其中以 SF 处理、JZ 处理和 OM 处理下降幅度最大,且这 3 个处理间差异无统计学意义($p>0.05$).

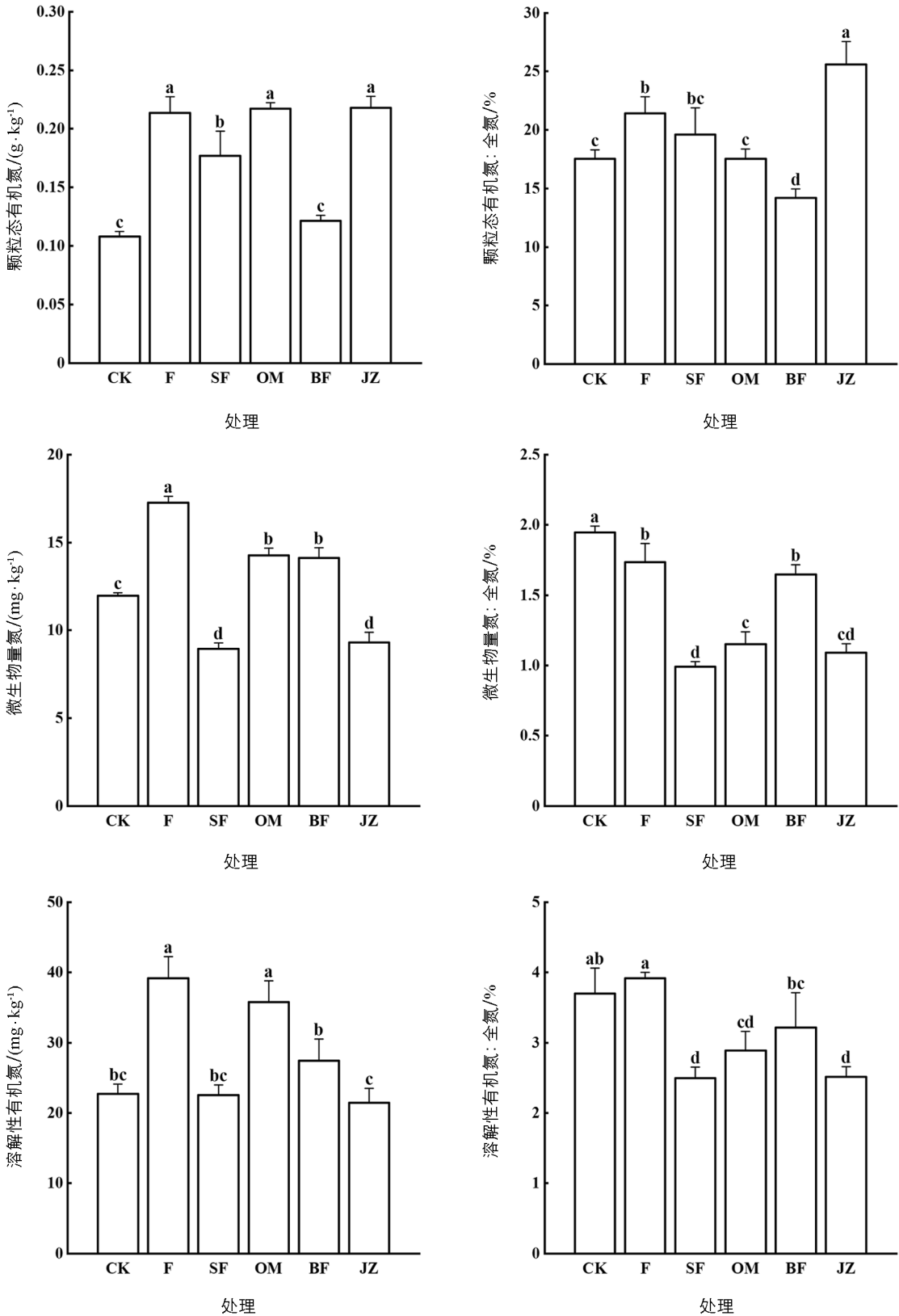
2.2.2 土壤矿质氮组分

土壤矿质氮组分随时间不断变化,是需要长期监测的动态过程.由图 3 可知,改良剂施入土壤后,硝态氮组分均具有先升高后下降再升高的趋势.2022 年 3 月各处理土壤硝态氮质量分数相较于 2021 年 10 月下降了 6.80%~57.93%,其中以 BF 处理降幅最大,较 2022 年 3 月下降了 10.88 mg/kg.至 2022 年 6 月,各处理土壤硝态氮质量分数又有所增加,增幅为 2.72%~17.81%,其中 SF 处理和 BF 处理增幅最大.土壤铵态氮质量分数随时间推移呈下降趋势,从 2021 年 10 月到 2022 年 6 月降低了 7.03%~68.03%,其中 SF 处理减少了 14.04 mg/kg,降幅较大.相比 CK 处理,配施改良剂均显著提高了土壤中矿质氮组分的质量分数($p<0.05$)(图 3),其中 SF 处理和 JZ 处理硝态氮和铵态氮质量分数均高于其他处理.相较于 CK 处理, JZ 处理和 SF 处理土壤硝态氮质量分数提高了 129.91%~267.62%和 143.05%~324.66%.截至 2022 年 6 月, JZ 处理土壤硝态氮和铵态氮质量分数较 CK 处理分别提高了 1.63 倍和 5.43 倍.各处理铵态氮质量分数从高到低依次为:酒糟灰渣+化肥(JZ)、有机肥+化肥(OM)、单施化肥(F)、石灰+化肥(SF)、生物炭+化肥(BF)、不施肥(CK).其中 JZ 处理土壤铵态氮质量分数较对照增加了 17.62 mg/kg,提升最为显著.

2.3 几种改良剂对土壤胞外酶活性的影响

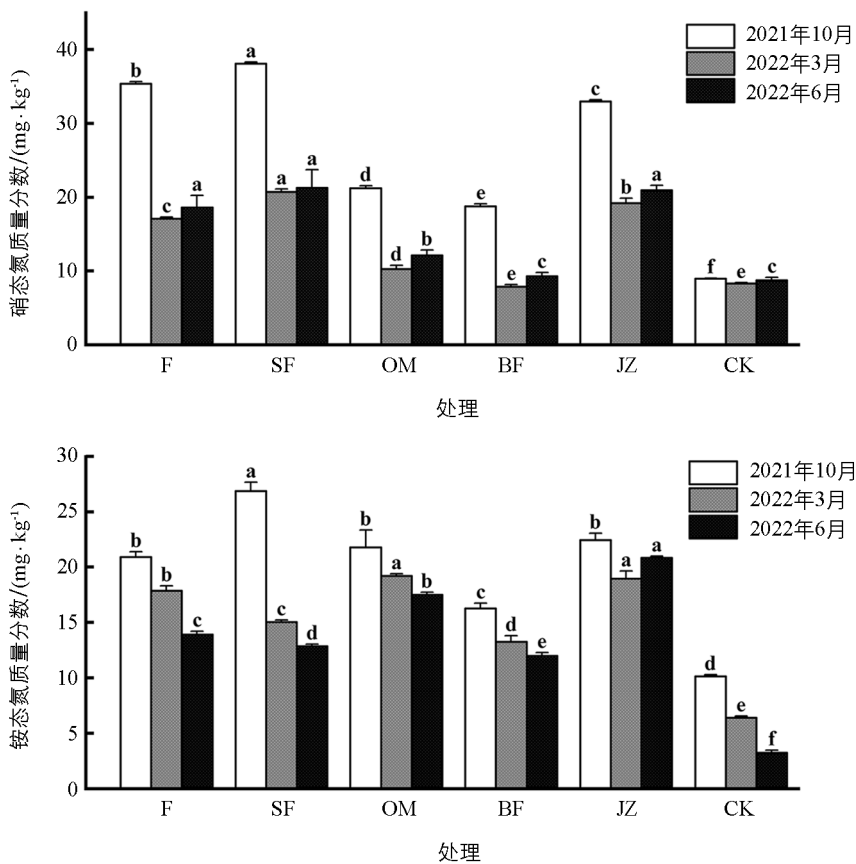
由表 3 可知,施用不同改良剂对土壤胞外酶活性具有显著影响($p<0.05$).与对照处理(CK)相比,所有处理土壤的纤维素酶(S-CL)、过氧化物酶(S-POD)及乙酰氨基肽酶(S-NAG)活性均提高.其中 JZ 处理的 S-CL 和 S-POD 活性最高,较 CK 处理分别提高了 134.72%和 96.27%,但该处理 S-NAG 活性与 CK 处

理差异无统计学意义($p>0.05$)。单施化肥(F)处理与有机肥+化肥(OM)处理的 S-NAG 活性提高较显著($p<0.05$)，较 CK 处理分别提高了 190.63%和 75.59%。



不同小写字母表示不同处理下土壤活性有机氮质量分数及占全氮比例差异有统计学意义($p<0.05$)。

图 2 几种改良剂处理下土壤活性有机氮质量分数及占全氮比例



不同小写字母表示不同处理下土壤矿质氮质量分数差异有统计学意义($p<0.05$).

图 3 几种改良剂处理下土壤矿质氮质量分数

表 3 不同改良剂对土壤胞外酶活性影响

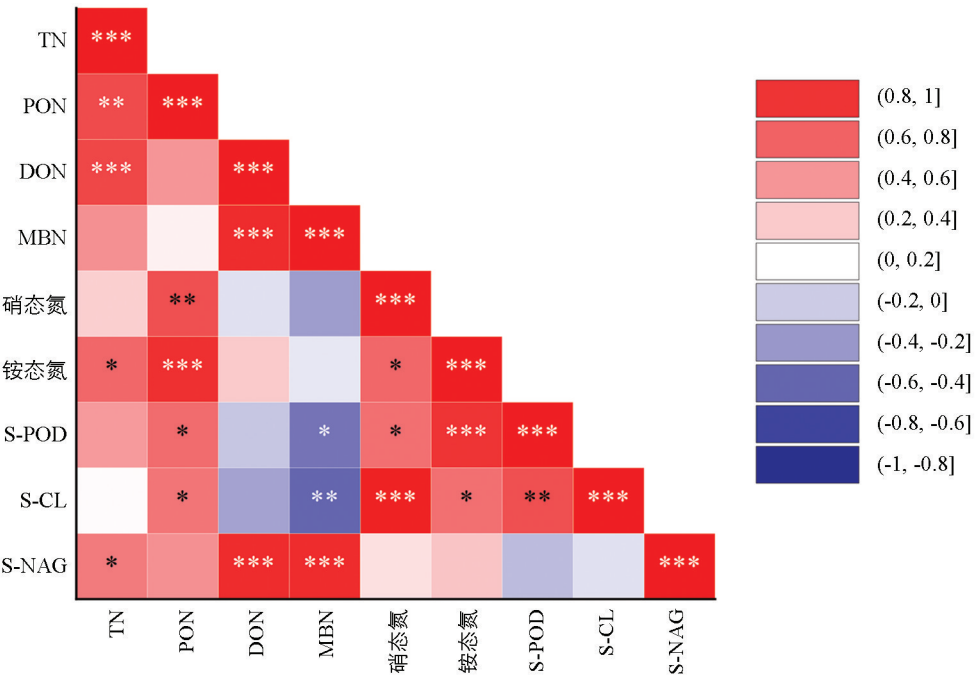
处理	纤维素酶活性/ [mg·(g·d) ⁻¹]	过氧化物酶活性/ [mg·(g·d) ⁻¹]	乙酰氨基肽酶活性/ [μmol·(g·d) ⁻¹]
CK	10.83±0.93b	51.75±1.02e	7.58±0.44d
F	18.10±0.84c	63.93±1.29d	22.03±1.37a
SF	26.29±0.64a	96.24±3.54b	9.89±0.41c
OM	13.34±0.29d	92.62±2.43b	13.31±1.10b
BF	13.28±0.69d	76.59±2.13c	12.56±0.97b
JZ	25.42±1.9 a	101.57±1.26a	9.28±0.68cd

注: 组间不同小写字母表示差异有统计学意义($p<0.05$).

2.4 土壤氮组分与酶活性关系

如图 4 所示, S-POD 活性与土壤 TN、PON、硝态氮和铵态氮质量分数呈显著正相关, 与 MBN 质量分数呈显著负相关. S-CL 活性与土壤 PON、硝态氮和铵态氮质量分数呈显著正相关, 与 MBN 质量分数呈显著负相关. S-NAG 活性与土壤 TN、DON、MBN 质量分数呈显著正相关.

冗余分析结果(图 5)显示, 土壤酶活性对土壤氮组分的总解释率达到了 80.76%, 第一轴解释了变量的 44.39%, 第二轴解释了变量的 36.37%. 本试验所研究的 3 种酶活性对于土壤氮组分的影响都有统计学意义($p<0.05$), 其中以 S-NAG 活性对土壤氮组分影响最为显著, 解释率达到了 37.8%, 而 S-POD 和 S-CL 活性对土壤氮组分解释率分别为 35.3%和 14.2%.



* 表示 $p \leq 0.05$, ** 表示 $p \leq 0.01$, *** 表示 $p \leq 0.001$; 红色表示正相关, 蓝色表示负相关, 颜色深浅表示相关性强弱。

图 4 土壤全氮及活性氮组分与胞外酶活性相关性分析

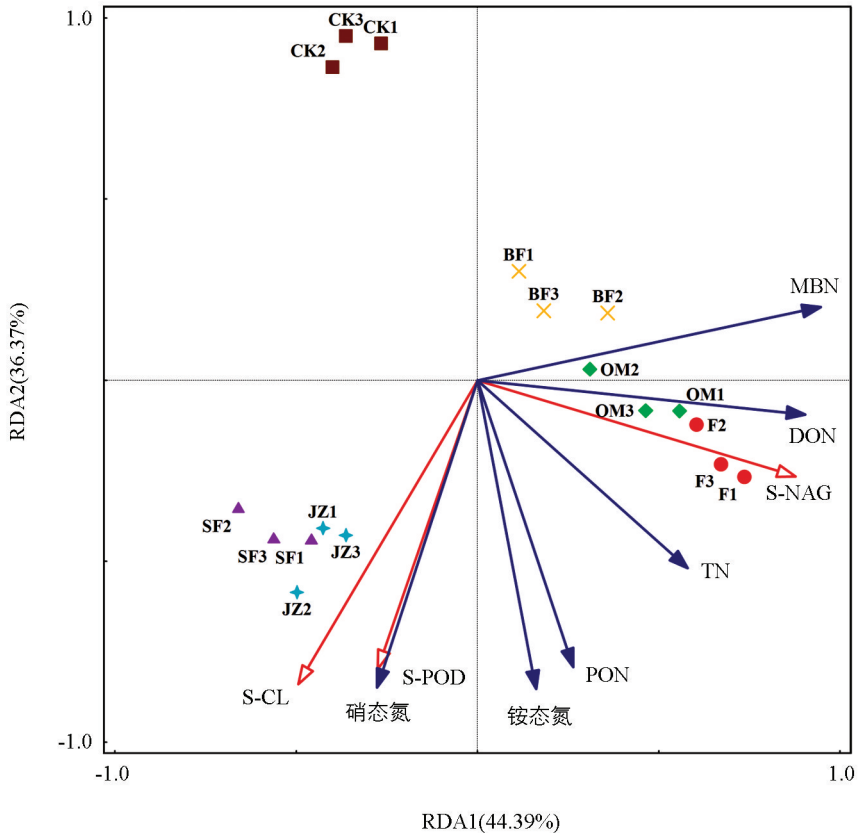
3 讨论与结论

3.1 讨论

3.1.1 改良剂施用对土壤

pH 值及全氮的影响

土壤 pH 值是土壤重要的化学性质之一, 对于土壤养分有效性、土壤微生物群落结构及作物生长有着重要影响^[23]. 本研究中几种改良剂均提高了土壤 pH 值, 其中以施用酒糟灰渣和施用石灰效果最为显著(图 1). 该结果与 Christofolletti 等^[24]和 Fuess 等^[25]的研究结果相反, 但与由乐林等^[20]的研究结果一致. 究其原因, 可能与酒糟灰渣的原材料和制备方法存在差异有关. 在本试验中, 高温有氧灼烧制备的酒糟灰渣由于其碱性较高 (pH=12.63), 能直接降低



蓝线表示各土壤全氮及活性氮素组分(响应变量), 红线表示各土壤胞外酶活性(解释变量)。

图 5 土壤酶活性对土壤活性氮组分影响的冗余分析

土壤酸度, 另外, 在生物质灰渣施入土壤后, 灰分中的氧化物与二氧化碳反应形成碳酸氢盐. 碳酸氢盐与铝离子及质子反应后导致土壤交换位点的质子数量下降及铝离子的水解反应减少^[26], 土壤 pH 值由此升高. 石灰作为改良酸性土壤最常用的改良剂, 与上述过程不同的是, 虽然其无法分解产生有机质, 但石灰

的添加可以有效中和土壤中的活性酸和潜性酸,并降低交换性 Al^{3+} 含量和提高交换性 Ca^{2+} 含量,从而缓解土壤酸化^[27]。另外,生物炭、有机肥和酒糟灰渣施入土壤后可以增加土壤的酸缓冲容量,使土壤抗酸化能力增强,外源有机物料施入土壤后碳源的矿化、羟基离子的产生和碱性阳离子的释放也有利于对土壤酸沉降缓冲性能的提高^[28]。Hamid 等^[28]研究表明,施用石灰、有机肥和生物炭等改良剂使酸性淤积土的 pH 值较对照提高了 0.36~0.97;肖乃川等^[29]对酸性土壤施用改性酒糟生物炭,结果显示,改良后土壤 pH 值较对照提高了 1.7~2.3。综上所述,酒糟灰渣和石灰均具有调节土壤 pH 值的作用,在改良酸性土壤方面,酒糟灰渣可作为一种替代石灰的改良材料。

氮素是影响作物生长发育和产量最为关键的营养元素之一,其质量分数高低直接影响系统初级生产力^[30]。本研究中,与 CK 处理相比,施用改良剂土壤中全氮质量分数均有所增加(图 2b),这与 Gong 等^[31]和 Yang^[32]等田间长期定位施肥试验结果一致。试验设计时遵循等氮原则,但各处理土壤全氮质量分数差异有统计学意义(图 2b),究其原因,可能因为不同改良剂导致土壤氮库变化的原因存在差异,具体可以分为两大类:① 酒糟灰渣和石灰虽然氮素质量分数较低,但施用后能显著降低土壤酸度,同时改善土壤结构,促进作物生长,进而导致输入到土壤中的凋落物增多,提高土壤氮库质量分数^[33]。② 有机肥、生物炭及酒糟灰渣中有机含氮化合物质量分数较高,施用后不仅能直接补充土壤氮库,增加土壤全氮质量分数^[34],还能改善土壤生态环境,提高土壤质量和肥力水平^[35]。在土壤—作物体系中,外源氮素进入土壤后主要有 3 个基本去向:作物吸收、土壤残留和氮素损失。单施化肥后一部分氮素被作物吸收,其余部分将通过各种途径损失,几乎没有净残留^[34],与此相反,外源有机氮在土壤中残留率高达 49.0%~53.0%,酒糟灰渣、生物炭等改良剂有机质质量分数较高,残留的有机肥氮不仅能增加土壤有机质质量分数,还可贮备部分养分供下季作物吸收利用,进一步促进土壤氮库的累积,是提高土壤供氮能力的重要途径。李双来等^[36]田间试验表明,化肥配施有机肥相较于单施化肥能显著提高土壤全氮质量分数,使土壤全氮增加了 10.22 t/hm²;杨昕等^[37]以坡耕地烤烟土壤为研究对象,施用生物质炭、木质素、聚丙烯酰胺等改良剂后发现,土壤全氮质量分数在添加生物质炭、聚丙烯酰胺和秸秆处理下增加了 4.6%~35.9%。

3.1.2 改良剂施用对土活性氮组分的影响

有机氮作为土壤氮素的重要组成部分,是植物所需矿质氮的源和库^[38]。在本研究结果中,施用改良剂处理土壤可溶性有机氮(DON)、微生物量氮(MBN)和颗粒有机氮(PON)和对照相比均提高了有机氮质量分数。这与 Cenini 等^[39]的研究结果一致。不施肥处理没有外源养分的输入,仅通过土壤自身养分和作物凋落物作为氮素来源,造成土壤全氮和 DON 质量分数最低,同时土壤微生物以氮素为活动底物,导致不施肥土壤微生物氮也处在最低水平^[40]。PON 被认为是处于活性和缓效氮组分之间的中间体,土壤 MBN 和 DON 均由 PON 经微生物分解转化后形成^[41]。本研究中 OM 处理和 JZ 处理的 PON 质量分数均显著高于 CK 处理,与前人结果^[42]相似。其原因可能是在有机氮积累过程中,有机肥主要进入颗粒态氮库。且颗粒有机氮最初的来源为植物残体,酒糟灰渣等有机物料加速了植物根茬的分解,从而导致了土壤中 PON 质量分数的增加^[12, 41]。DON 和 MBN 虽然在土壤中的占比较小,但却是活性有机氮库的重要组成部分,其质量分数的轻微变化就可引起土壤氮素循环过程及土壤供氮能力的改变^[43]。本研究结果显示, JZ 处理 DON 和 MBN 的增幅小于单施化肥处理。这与宋震震等^[12]的研究结果相反。分析其原因,一方面可能是试验区本身土壤氮素质量分数比较高,而有机碳相对较少,因此酒糟灰渣等外源有机物料施入后,微生物代谢对碳的敏感性高于对氮素的敏感性^[44]。另一方面,可以由冗余分析结果(图 5)看到, S-NAG 活性对土壤 DON 及 MBN 的解释度有统计学意义,且该两种氮组分与 S-NAG 活性呈显著正相关,本研究中 JZ 处理 S-NAG 活性与对照差异无统计学意义,从而影响土壤氮素组分向 MBN 和 DON 转化。

3.1.3 改良剂施用对土壤酶活性的影响及其与土壤氮组分的关系

土壤中有机氮向无机氮组分的转化是供给作物生长所需氮素的关键过程。土壤矿质氮是作物摄入氮素的主要形式,其在土壤中累积量的高低代表着土壤氮素供应能力的强弱^[45]。本研究各处理土壤硝态氮质量分数均具有先增加后减少再增加的趋势(图 3),究其原因,首先施用氮肥补充土壤氮库后会在短期内显著提高土壤矿质氮质量分数^[46],且施肥后花椒根系迅速伸展,增大土壤孔隙度,增强了土壤水分的下渗能

力,土壤中微生物活性得到提高,进而促进了硝化作用,导致土壤矿质氮质量分数显著提高^[47]。随时间推移,花椒生长吸收导致土壤硝态氮质量分数下降,地表落叶覆盖促进矿化作用,土壤温度进一步升高,微生物活动加强,硝化作用剧烈导致硝态氮质量分数增加^[48]。相较 CK 处理, SF 处理和 JZ 处理矿质氮质量分数提高最为显著。一方面是由于 SF 处理和 JZ 处理显著提高了土壤全氮质量分数,从而增加了微生物反应的底物,促进了有机态氮向矿质氮的转化。另一方面,土壤硝化菌对 pH 值变化敏感,最适 pH 值范围为 8.0~8.4^[49]。石灰和酒糟灰渣的施用提高了土壤 pH 值,改善了土壤结构,有利于硝化细菌的活动和增殖。郎晓峰等^[50]研究中采用化肥混施中药渣等有机物料进行田间试验,使土壤微生物活性增强,显著促进了土壤矿质氮的转化;潘金华等^[51]以植烟旱地红壤为研究对象,施用硅藻土等无机碱性改良剂,提高土壤 pH 值的同时显著促进土壤氮矿化及硝化作用。

土壤酶作为土壤肥力及土壤生物活性的重要来源物质,在土壤物质循环和能量转化中起着重要作用,其活性可以反映土壤中各种生物化学反应的方向和强度^[52-53]。本研究表明,施用不同改良剂对土壤酶活性影响显著。对于 S-CL 和 S-POD 的总体趋势是施用改良剂处理高于对照处理,这与前人研究结果一致^[41,54]。S-CL 和 S-POD 都参与土壤腐殖质及纤维素的降解过程^[55]。本研究中 JZ 处理的 S-CL 及 S-POD 都显著高于其他处理(表 3),这与周吉祥^[15]施用甲壳素等改良剂对沙质潮土的改良过程中试验结果相似。其原因可能是酒糟灰渣等有机改良剂向土壤中输入了大量含有碳氮元素的有机物质,改善了土壤环境,刺激了微生物活动。另外,可以看到化肥 SF 处理的 S-CL 和 S-POD 活性都仅次于就 JZ 处理,处于较高水平(表 3)。其原因可能是石灰和酒糟灰渣都为碱性的改良物料,施入土壤后提高了土壤 pH 值,而土壤 pH 值是 S-CL 和 S-POD 活性的主要影响因子^[56],施用改良剂降低土壤酸度后两种酶活性与土壤 pH 值均呈显著负相关关系。S-NAG 与氮循环密切相关,它主要被认为是一种甲壳素降解酶,其活性可以表征土壤氮素状况^[57]。本研究发现, JZ 处理相较施用其他改良剂处理 S-NAG 活性提高效果并不显著(表 3)。其原因可能在于,单施化肥没有引入外部碳源,而施用改良剂处理不仅补充了土壤氮库,也增加了土壤中的含碳化合物。酒糟基生物灰渣等有机物料在腐解过程中首先进行的是含碳化合物的分解,只有当有机物种的碳氮比值降低到一定程度时,蛋白质等其他含氮化合物才矿化。另外, S-NAG 是氮素转化中重要的水解酶。Sinsabaugh 等^[56]在全球尺度对来自 40 个生态系统的土壤酶活性数据进行 meta 分析,发现所测定的酶活性都与土壤 pH 值相关。大多数水解酶活性最适 pH $\approx$ 5,施用碱性改良剂后,土壤酸碱度趋于中性,超过了水解酶最适 pH 值范围,从而导致相较于 F 处理和 CK 处理的酸性土壤, S-NAG 活性涨幅较小。同样地,施用有机肥虽然为土壤引入外部碳源并与微生物竞争微生物氮素分解底物,但由于有机肥处理的土壤 pH 值低于酒糟处理,所以其 S-NAG 活性高于 JZ 处理。

3.2 结论

土壤有机氮组分与酶活性的相关性可间接反映土壤氮组分与微生物之间关系。本研究结果表明,土壤酶活性与土壤氮组分显著相关(图 4,图 5)。这与石丽红等^[58]和陆宇明等^[59]的研究结果一致。本研究中土壤酶活性与土壤氮组分的正相关关系因酶和氮组分类型而异,这是由于不同有机氮组分的物质组成与不同类型酶功能有所差异^[60]。S-CL 和 S-POD 都与矿质氮(硝态氮、铵态氮)组分呈显著正相关关系(图 4),这可能是由于 S-CL 和 S-POD 降解有机质后,更多的养分被释放到土壤中,增加了土壤微生物活动的底物,从而促进有机氮向矿质氮的转化,增加了土壤中硝态氮和铵态氮的质量分数。这也可以解释图 5 中, S-CL 和 S-POD 对氮组分的解释量均有统计学意义。S-NAG 作为本研究中对土壤氮组分解释量最高的酶,其活性显著影响微生物量氮和溶解性氮素的质量分数,这与 Wang 等^[61]研究一致。S-NAG 降解有机质补充土壤氮库的同时,直接提高了土壤 DON 的质量分数,而 DON 作为植物有效性氮的重要来源,与土壤微生物、根系分泌物等均有密切关系^[44]。

与对照相比,施用酒糟灰渣及施用石灰可显著提高土壤 pH 值;施用有机肥显著增加了土壤氮库存量;施用酒糟灰渣和施用有机肥土壤 PON 质量分数显著提高;单施化肥及施用有机肥使土壤 MBN 和 DON 质量分数显著提高;施用酒糟灰渣和石灰处理土壤矿质氮质量分数提高最为显著;施用改良剂处理均提高了土壤胞外酶活性,其中施用酒糟灰渣+化肥处理 S-CL 和 S-POD 活性最高;单施化肥处理和有机肥+化肥

处理的 S-NAG 活性提高较显著; 冗余分析表明, 胞外酶活性对活性氮组分解释率均有统计学意义, S-NAG 活性对土壤氮组分解释率最高。

综上所述, 酸性紫色土壤施用石灰、酒糟灰渣及有机肥中和土壤酸度效果最显著, 同时可以提高土壤胞外酶活性, 促进土壤氮组分的积累和活化, 是酸性紫色土改良及养分管理的有效措施。

参考文献:

[1] JU X T, XING G X, CHEN X P, et al. Reducing Environmental Risk by Improving N Management in Intensive Chinese Agricultural Systems [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2009, 106(9): 3041-3046.

[2] 梁珂, 何丙辉. 紫色土区典型土地利用方式下土壤碳、氮、磷生态化学计量特征分析 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2022, 44(10): 29-36.

[3] 赵路红, 李昌珍, 康迪, 等. 黄土丘陵区植被恢复对土壤可溶性氮组分的影响 [J]. 生态学报, 2017, 37(10): 3533-3542.

[4] 姜海. 基于农业大数据的重庆江津花椒全产业链管理研究 [J]. 农业技术与装备, 2021(12): 56-58.

[5] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展 [J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244.

[6] 刘娇娴, 崔骏, 刘洪宝, 等. 土壤改良剂改良酸化土壤的研究进展 [J]. 环境工程技术学报, 2022, 12(1): 173-184.

[7] SCHARENBRUCH B C, MEZA E N, CATANIA M, et al. Biochar and Biosolids Increase Tree Growth and Improve Soil Quality for Urban Landscapes [J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(5): 1372-1385.

[8] LLORET E, PASCUAL J A, BRODIE E L, et al. Sewage Sludge Addition Modifies Soil Microbial Communities and Plant Performance Depending on the Sludge Stabilization Process [J]. Applied Soil Ecology, 2016, 101: 37-46.

[9] 郭康莉, 郑江, 冀拯宇, 等. 连续施用无害化污泥堆肥对沙质潮土活性有机氮组分的影响 [J]. 应用生态学报, 2018, 29(6): 1960-1968.

[10] 陈洁, 梁国庆, 周卫, 等. 长期施用有机肥对稻麦轮作体系土壤有机碳氮组分的影响 [J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(1): 36-44.

[11] 贺美, 王迎春, 王立刚, 等. 深松施肥对黑土活性有机碳氮组分及酶活性的影响 [J]. 土壤学报, 2020, 57(2): 446-456.

[12] 宋震震, 李絮花, 李娟, 等. 有机肥和化肥长期施用对土壤活性有机氮组分及酶活性的影响 [J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(3): 525-533.

[13] 程小峰, 赵光影, 宋艳宇, 等. 外源氮输入下大兴安岭冻土区泥炭地土壤中碳、氮含量和酶的活性 [J]. 湿地科学, 2022, 20(2): 196-204.

[14] 孙锋, 赵灿灿, 李江涛, 等. 与碳氮循环相关的土壤酶活性对施用氮磷肥的响应 [J]. 环境科学学报, 2014, 34(4): 1016-1023.

[15] 周吉祥. 连续施用土壤改良剂对沙质潮土土壤质量的影响 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2020.

[16] OUYANG Y, REEVE J R, NORTON J M. Soil Enzyme Activities and Abundance of Microbial Functional Genes Involved in Nitrogen Transformations in an Organic Farming System [J]. Biology and Fertility of Soils, 2018, 54(4): 437-450.

[17] 高雅, 饶伟, 介红彬, 等. 不同质地潮土施用小麦和玉米秸秆生物质炭对玉米养分吸收和根际土壤胞外酶活性的影响 [J]. 植物营养与肥料学报, 2022, 28(5): 933-945.

[18] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[19] 张佳颖, 于兴娜, 张毓秀, 等. 南京北郊大气降水中水溶性无机氮和有机氮沉降特征 [J]. 环境科学, 2022, 43(7): 3416-3422.

[20] 由乐林, 谢永红, 王子芳, 等. 改性酒糟生物炭对紫色土养分及酶活性的影响 [J]. 环境科学, 2023, 44(8): 4530-4540.

[21] WU J, JOERGENSEN R G, POMMERENING B, et al. Measurement of Soil Microbial Biomass C by Fumigation-Extraction-An Automated Procedure [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22(8): 1167-1169.

[22] CAMBARDELLA C A, ELLIOTT E T. Particulate Soil Organic-Matter Changes Across a Grassland Cultivation

- Sequence [J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56(3): 777.
- [23] 刘彬, 慈恩, 刘俊延, 等. 酸性紫色土盐基饱和度和 pH 值的关联分析及分类学意义 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2023, 45(4): 65-72.
- [24] CHRISTOFOLETTI C A, ESCHER J P, CORREIA J E, et al. Sugarcane Vinasse: Environmental Implications of Its Use [J]. Waste Management, 2013, 33(12): 2752-2761.
- [25] FUESS L T, RODRIGUES I J, GARCIA M L. Fertirrigation with Sugarcane Vinasse: Foreseeing Potential Impacts on Soil and Water Resources through Vinasse Characterization [J]. Journal of Environmental Science and Health Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2017, 52(11): 1063-1072.
- [26] BRADY N C, WEIL R R. The Nature and Properties of Soils [M]. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall, 2008.
- [27] 闫志浩, 胡志华, 王士超, 等. 石灰用量对水稻油菜轮作区土壤酸度、土壤养分及作物生长的影响 [J]. 中国农业科学, 2019, 52(23): 4285-4295.
- [28] HAMID Y, TANG L, HUSSAIN B, et al. Efficiency of Lime, Biochar, Fe Containing Biochar and Composite Amendments for Cd and Pb Immobilization in a Co-Contaminated Alluvial Soil [J]. Environmental Pollution, 2020, 257: 113609.
- [29] 肖乃川, 王子芳, 杨文娜, 等. 改性酒糟生物炭对紫色土壤镉形态及水稻吸收镉的影响 [J]. 环境科学, 2024, 45(5): 3027-3036.
- [30] 张文鹏, 司晓林, 王文银, 等. 氮硅添加对高寒草甸生物量和多样性的影响——以青藏高原为例 [J]. 草业科学, 2016, 33(1): 38-45.
- [31] GONG W, YAN X Y, WANG J Y, et al. Long-Term Manure and Fertilizer Effects on Soil Organic Matter Fractions and Microbes under a Wheat-Maize Cropping System in Northern China [J]. Geoderma, 2009, 149(3/4): 318-324.
- [32] YANG X Y, REN W D, SUN B H, et al. Effects of Contrasting Soil Management Regimes on Total and Labile Soil Organic Carbon Fractions in a Loess Soil in China [J]. Geoderma, 2012, 177: 49-56.
- [33] TIRITAN C S, BÜLL L T, CRUSCIOL C A C, et al. Tillage System and Lime Application in a Tropical Region: Soil Chemical Fertility and Corn Yield in Succession to Degraded Pastures [J]. Soil and Tillage Research, 2016, 155: 437-447.
- [34] 郝小雨, 马星竹, 高中超, 等. 长期施肥下黑土活性氮和有机氮组分变化特征 [J]. 中国农业科学, 2015, 48(23): 4707-4716.
- [35] 曲成闯, 陈效民, 韩召强, 等. 生物有机肥对潮土物理性状及微生物量碳、氮的影响 [J]. 水土保持通报, 2018, 38(5): 70-76.
- [36] 李双来, 胡诚, 乔艳, 等. 水稻小麦种植模式下长期定位施肥土壤氮的垂直变化及氮储量 [J]. 生态环境学报, 2010, 19(6): 1334-1337.
- [37] 杨昕, 王克勤, 宋娅丽, 等. 施用土壤改良剂对坡耕地烤烟土壤有机碳及其组分的影响 [J]. 土壤, 2023, 55(1): 178-186.
- [38] SSTEVENSON F J. Organic Forms of Soil Nitrogen [J]. Nitrogen in Agricultural Soils, 1982, 22: 67-122.
- [39] CENINI V L, FORNARA D A, MCMULLAN G, et al. Linkages Between Extracellular Enzyme Activities and the Carbon and Nitrogen Content of Grassland Soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 96: 198-206.
- [40] 郭振, 王小利, 徐虎, 等. 长期施用有机肥增加黄壤稻田土壤微生物量碳氮 [J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1168-1174.
- [41] 戚瑞敏, 温延臣, 赵秉强, 等. 长期不同施肥潮土活性有机氮库组分与酶活性对外源牛粪的响应 [J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(8): 1265-1276.
- [42] 龚伟, 颜晓元, 蔡祖聪, 等. 长期施肥对小麦-玉米作物系统土壤颗粒有机碳和氮的影响 [J]. 应用生态学报, 2008, 19(11): 2375-2381.
- [43] 李玲, 赵西梅, 孙景宽, 等. 造纸废水灌溉对盐碱芦苇湿地土壤活性氮的影响 [J]. 土壤通报, 2013, 44(2): 450-454.
- [44] 黄璐, 李廷亮, 李顺, 等. 旱地冬小麦夏闲期种植不同豆科绿肥对还田养分和土壤有机碳、氮组分的影响 [J]. 生态学杂志, 2022, 41(12): 2335-2343.
- [45] 曹晓强, 魏永霞, 吴昱, 等. 不同灌溉模式寒区稻田温室气体排放与土壤矿质氮特征 [J]. 农业机械学报, 2022,

53(9): 305-313, 333.

[46] 毛兵, 曾悦, 赖彩婷, 等. 减氮施肥对甘蔗生物量及土壤硝态氮和铵态氮的影响 [J]. 生态学杂志, 2023, 42(11): 2604-2612.

[47] 吴盼娣, 陈黎, 任晓明. 秸秆还田深度对小麦生育期土壤硝态氮的影响 [J]. 环境科学与技术, 2022, 45(12): 103-108.

[48] NICHOLSON F A, CHAMBERS B J, MILLS A R, et al. Effects of Repeated Straw Incorporation on Crop Fertilizer Nitrogen Requirements, Soil Mineral Nitrogen and Nitrate Leaching Losses [J]. Soil Use and Management, 1997, 13(3): 136-142.

[49] GUBRY-RANGIN C, KRATSCH C, WILLIAMS T A, et al. Coupling of Diversification and pH Adaptation during the Evolution of Terrestrial Thaumarchaeota [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, 112(30): 9370-9375.

[50] 郎晓峰, 徐阳春, 沈其荣. 不同有机无机复混肥对土壤供氮和玉米生长的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 2008, 24(3): 33-38.

[51] 潘金华, 吕成文, 吴红宝, 等. 无机改良剂对皖南植烟红壤氮矿化的影响 [J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 193-199, 207.

[52] 张星, 刘杏认, 林国林, 等. 生物炭和秸秆对华北农田表层土壤矿质氮和 pH 值的影响 [J]. 中国农业气象, 2016, 37(2): 131-142.

[53] 姜勇, 梁文举, 闻大中. 免耕对农田土壤生物学特性的影响 [J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 347-351.

[54] 宁玉菲, 魏亮, 魏晓梦, 等. 长期施肥稻田土壤胞外酶活性对底物可利用性的响应特征 [J]. 环境科学, 2020, 41(6): 2852-2860.

[55] BALDRIAN P. Ectomycorrhizal Fungi and Their Enzymes in Soils: Is there enough Evidence for Their Role as Facultative Soil Saprotrophs? [J]. Oecologia, 2009, 161(4): 657-660.

[56] SINSABAUGH R L, LAUBER C L, WEINTRAUB M N, et al. Stoichiometry of Soil Enzyme Activity at Global Scale [J]. Ecology Letters, 2008, 11(11): 1252-1264.

[57] STONE M M, DEFOREST J L, PLANTE A F. Changes in Extracellular Enzyme Activity and Microbial Community Structure with Soil Depth at the Luquillo Critical Zone Observatory [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 75: 237-247.

[58] 石丽红, 孙梅, 唐海明, 等. 不同施肥模式下稻田土壤氮组分及微生物多样性研究进展 [J]. 中国农学通报, 2022, 38(27): 106-110.

[59] 陆宇明, 许恩兰, 吴东梅, 等. 凋落物双倍添加和移除对米楮林土壤水解酶活性及其化学计量比的影响 [J]. 水土保持学报, 2021, 35(4): 313-320.

[60] 吴传敬, 郭剑芬, 许恩兰, 等. 采伐残余物不同处理方式对杉木幼林土壤有机碳组分和相关酶活性的影响 [J]. 土壤学报, 2019, 56(6): 1504-1513.

[61] WANG R Z, DORODNIKOV M, YANG S, et al. Responses of Enzymatic Activities within Soil Aggregates to 9-Year Nitrogen and Water Addition in a Semi-Arid Grassland [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 81: 159-167.

责任编辑 包颖
崔玉洁