



猪粪炭和沼液施用对茶园土壤腐殖质组分和酶活性的影响

米 蒙¹, 王少华¹, 姚伟光², 赵雅名¹, 靳泽文¹, 单胜道¹, 平立凤^{1*}

(1. 浙江科技大学资源与环境学院, 浙江 杭州 310023;

2. 开化县新农村建设中心, 浙江 开化 324300)

摘 要: 为实现畜禽粪污资源化利用, 改善茶园土壤质量, 通过两年盆栽试验研究了猪粪炭和沼液施用对茶园土壤腐殖质组分和酶活性的影响。试验以不施加猪粪炭作为对照 (CK), 设置 350℃ 和 500℃ 猪粪炭施用量为 1%、2%, 650℃ 猪粪炭施用量为 2% 的单施猪粪炭处理和猪粪炭配施沼液处理, 分析猪粪炭和沼液施用对茶园土壤腐殖质组分、胡敏酸结构特征和土壤酶活性的影响。结果表明: 猪粪炭施入土壤两年, 与 CK 相比, 2% 500℃ 猪粪炭 (M₂) 处理土壤有机碳 (SOC) 含量显著增加了 4.48 g/kg, 水溶性物质 (WSS) 含量各处理变化不显著, 2% 650℃ 猪粪炭 (H₂) 处理胡敏酸 (HA) 和富里酸 (FA) 含量显著增加了 0.52 g/kg 和 85.0%, M₂ 处理胡敏素 (HM) 含量显著高于其他猪粪炭处理, 提高了 90.2%, 单施猪粪炭各处理 HA 与可提取腐殖质 (HA+FA) 的比值 (PQ) 差异不显著, M₂ 处理土壤漆酶 (SL) 活性显著降低了 30.8%, M₂ 和 H₂ 处理显著提高了土壤过氧化物酶 (SPOD) 活性, 分别提高了 30.5%、28.4%, 土壤多酚氧化酶 (SPPO) 活性各处理差异不显著; 炭沼配施处理下, 与 CK 相比, 2% 500℃ 猪粪炭 + 沼液 (M₂S) 处理 SOC 含量显著增加了 4.90 g/kg, WSS 含量各处理变化不显著, 2% 650℃ 猪粪炭 + 沼液 (H₂S) 处理 HA 和 FA 含量显著增加了 0.57 g/kg 和 70.0%, M₂S 处理 HM 含量显著增加了 100.8%, 腐殖质组分含量以 HM 为主; H₂S 处理 PQ 值显著提高了 21.8%, 2% 350℃ 猪粪炭 + 沼液 (L₂S) 处理 SL 活性降低了 30.5%, H₂S 处理显著提高了 SPOD 和 SPPO 活性, 分别提高了 30.1%、35.0%。

关键词: 猪粪炭; 沼液; 腐殖质组分; 有机碳; 结构特征

根据第二次全国污染源普查测算, 我国年产生畜禽粪污量达 30.5 亿 t, 畜禽粪污处理不当会带来一系列环境问题^[1], 如何及时处理粪污的同时达到减量化、无害化、资源化利用的目标, 一直是困扰畜禽产业发展的难题。通过厌氧发酵技术和热解炭化技术将畜禽废弃物转变为沼液和生物炭, 是解决畜禽废弃物无法有效利用的可行措施。

茶叶是我国农业传统优势产业, 截至 2023 年全国茶园总面积 3429950 hm², 同比增长 2.57%, 随着我国茶树种植年限和种植面积的增加^[2], 化肥的不合理施用^[3]已成为茶园的普遍现象, 造成茶园土壤酸化^[4]、土壤板结等^[5], 已成为亟待解决的关键问题。生物炭可有效改善土壤的理化特性^[6], 提升土壤保水保肥能力, 是一种应用广泛的土壤改良剂^[7]。生物炭通过改善微生物生存

环境^[8]和植物生长^[9]来提升有机质的含量, 从而有利于改善土壤的理化性质, 而土壤可提取的腐殖物质 (HE) 占土壤有机质的 50% ~ 70%, 是土壤有机质的重要组成部分^[10]。有研究表明^[11-12], 在土壤中施用生物炭显著提高了土壤胡敏酸 (HA)、HE 和胡敏素 (HM), 也促进了碳水化合物、酯族、芳烃等有机大分子的形成。李红宇等^[13]通过盆栽试验研究表明, 生物炭施用提高腐殖质含量, 尤其是 HM 含量。

沼液含多种促进植物生长的养分、氨基酸及生长激素类物质, 其替代化肥氮施用在提升土壤的环境质量^[14]的同时, 可以调节茶树的生长代谢、补充营养, 增强其光合作用能力^[15], 进而提高茶叶产量和品质。茹丽洋等^[16]研究表明, 施加沼液可以增加土壤 HA 和富里酸 (FA) 含量。沼液施用后, 促进土壤有机质中类蛋白质物质向腐殖酸物质转化, 从而提升土壤腐殖化程度^[17]。沼液直接施用到土壤中养分容易流失, 而猪粪炭具有较高的比表面积和丰富的孔隙结构^[18], 能吸附固定沼液中的养分^[19]。因此, 猪粪炭和沼液联合施用既能解

收稿日期: 2024-09-06; 录用日期: 2024-10-13

基金项目: 浙江省重点研发计划项目 (2019C02061)。

作者简介: 米蒙 (1998-), 硕士研究生, 研究方向为土壤培肥改良。E-mail: 473145697@qq.com。

通讯作者: 平立凤, E-mail: lfping2005@aliyun.com。

决养分利用低的问题，又能降低畜禽养殖引起的面源污染，达到提高土壤肥力和提升茶叶品质的目的。

因此，如何充分利用猪粪炭和沼液自身养分及猪粪炭吸持特性，研究炭沼配施对土壤有机碳和腐殖质组分影响尤为重要。本研究通过盆栽试验，开展土壤腐殖质组分的相关研究，分析猪粪炭和沼液施用对茶园土壤胡敏酸结构特征的影响，旨在探求土壤腐殖质各组分碳含量的变化规律及胡敏酸结构特征，为茶园土壤管理提供理论依据，这对废弃生物质的循环利用具有十分重要的意义。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为红壤，其基本理化性质为：有机质 4.92 g/kg，pH 4.67，全磷 0.32 g/kg，全氮 0.42 g/kg，全钾 7.50 g/kg。

试验所用沼液为浙江某养殖场发酵工程产生的沼液浓缩液。基本理化性质如表 1 所示。试验所用猪粪炭是以猪粪为原料，于 350、500、650℃厌氧裂解制备所得，其基本性质见表 2。

表 1 供试沼液基本理化性质

种类	pH	总氮 (%)	总磷 (%)	总钾 (%)	有机质 (%)
沼液	8.28	24	11	12	24

表 2 供试生物炭理化性质

种类	pH	有机碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	全钾 (g/kg)	比表面积 (m ² /g)
350℃猪粪炭	7.66	278.22	0.83	11.13	17.60	14.37
500℃猪粪炭	9.25	288.49	3.68	20.82	25.81	16.21
650℃猪粪炭	9.14	314.66	3.18	21.77	24.30	22.90

茶苗品种为‘春雨 1 号’，种植于直径 48 cm、高 37 cm 的陶瓷盆。盆栽试验在浙江科技大学校内综合示范基地（30° 13′ N，120° 01′ E）进行。

1.2 试验设计

试验设置 12 个处理，每个处理 3 次重复，具体处理为：以不施加猪粪炭作为对照（CK），1% 350℃猪粪炭（L₁），2% 350℃猪粪炭（L₂），1% 500℃猪粪炭（M₁）、2% 500℃猪粪炭（M₂），2% 650℃猪粪炭（H₂），单施沼液（S），1% 350℃猪粪炭+沼液（L₁S），2% 350℃猪粪炭+沼液（L₂S），1% 500℃猪粪炭+沼液（M₁S）、2% 500℃猪粪炭+沼液（M₂S），2% 650℃猪粪炭+沼液（H₂S），沼液施用量 100% 氮量替代氮肥。每盆装入土壤

10 kg，一次性按比例（质量百分比）施入猪粪炭，与土壤混合均匀后，每盆种植 6 株茶苗。茶树盆栽试验始于 2021 年 6 月，茶苗生长期间常规施肥，定时浇水。盆栽位置随机摆放。采集盆栽试验土壤样品，去除土壤中的石块、凋落物和根等杂物后，自然风干，分别过 0.149、0.3 和 2 mm 筛。用于测定土壤有机碳、土壤酶活性和胡敏酸分离提纯。

1.3 测定项目与方法

供试沼液、猪粪炭中的有机碳采用重铬酸钾外加热法、全氮采用凯氏定氮法、全磷采用钼锑抗分光光度法、全钾采用火焰分光光度计测定^[20-21]，猪粪炭比表面积采用表面特性分析仪（ASAP 2020 Plus HD88）测定。土壤有机碳（SOC）采用重铬酸钾外加热法^[21]测定，腐殖质组分采用腐殖质组成修改法^[22]提取。胡敏酸与可提取腐殖质（HA+FA）的比值（PQ），腐殖质色调系数（ΔlgK）采用分光光度计测定腐殖质在波长 400 和 600 nm 处吸光值的对数之差^[23]；元素组成分析采用元素分析仪（Elementar Vario EL cube）进行测定，应用 CHN 模式，氧元素质量分数用差减法计算。红外光谱采用 KBr 压片法^[24]在红外光谱仪（Thermo Fisher Nicolet Is50）测定，扫描波长为 4000 ~ 400 cm⁻¹；土壤漆酶（SL）、土壤过氧化物酶（SPOD）、土壤多酚氧化酶（SPPO）活性采用苏州科铭生物技术有限公司提供酶活试剂盒进行测定。

1.4 数据处理

使用 Excel 2021 进行数据汇总分析及处理，采用 SPSS 26.0 进行单因素方差分析，用 Pearson 法对土壤有机碳、腐殖质组分和土壤酶活性进行相关分析，采用 Origin 2021 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 猪粪炭和沼液施用对土壤有机碳含量的影响

猪粪炭和沼液处理对土壤有机碳含量的影响如图 1 所示。在图 1A 中，单施猪粪炭处理土壤有机碳含量均有不同程度的增加，施炭两年后土壤有机碳含量均高于施炭一年土壤有机碳含量。与 CK 处理相比，M₁、M₂ 和 H₂ 处理土壤有机碳含量均显著提高，施炭一年后土壤有机碳含量分别提高了 2.12、3.94 和 2.56 g/kg；施炭两年后土壤有机碳含量分别提高了 1.82、4.48 和 4.54 g/kg。

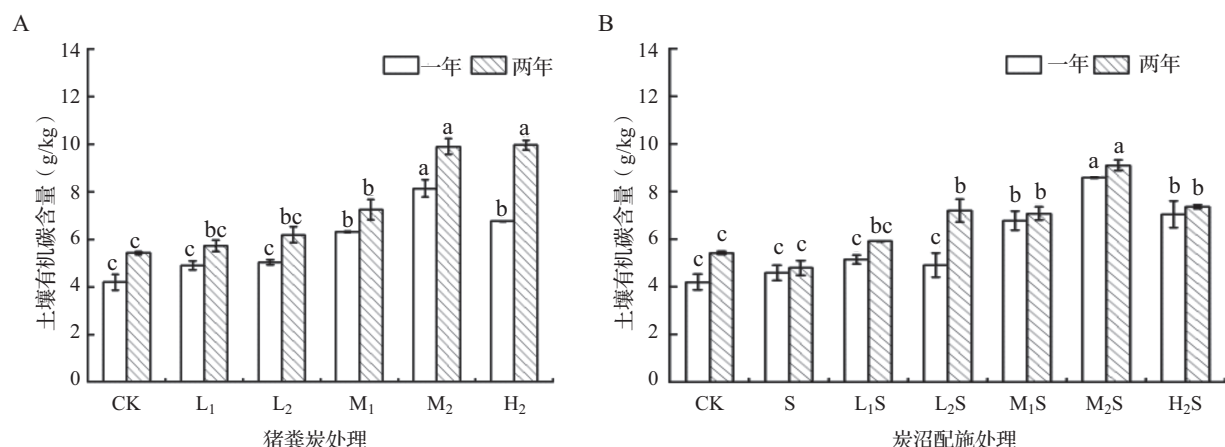


图1 猪粪炭和炭沼配施处理土壤有机碳含量

注: 不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

在图1B中, 炭沼配施处理中土壤有机碳含量均两年高于一年, 这与单施猪粪炭处理一致。与CK相比, 炭沼配施处理土壤有机碳含量均有不同程度地提高。与S处理相比, M₁S、M₂S和H₂S处理土壤有机碳含量显著提高, 处理一年后, 分别提高了2.18、4.00和2.45 g/kg; 处理两年后, 分别提高了2.27、4.30和2.56 g/kg。两年后土壤有机碳含量以M₂S处理提高最明显, 比CK提高了4.90 g/kg。

2.2 猪粪炭和沼液施用对盆栽土壤腐殖质各组分含量的影响

腐殖质是土壤有机质的重要组成部分, 由HA、FA和HM组成^[25]。在土壤中施加猪粪炭和沼液, 其土壤腐殖质含量表现为HM含量最高, FA和HA含量次之, 水溶性物质(WSS)含

量最低。猪粪炭施入一年后, 单施猪粪炭各处理对盆栽土壤腐殖质组分含量的影响如图2A所示。单施猪粪炭处理中WSS、HA、FA和HM含量均高于CK。与CK相比, WSS含量以L₂处理提高效果最明显, 提高了35.9%; HA和FA均以H₂处理提高效果最明显, 分别提高了0.29和0.23 g/kg; HM以M₂处理提高效果最为显著, 提高了64.5%。

猪粪炭施入土壤两年后, 单施猪粪炭各处理对盆栽土壤腐殖质组分含量的影响如图2B所示, 其中, 单施猪粪炭处理中WSS含量没有显著变化; H₂处理HA含量显著提高了0.52 g/kg; 与CK相比, H₂处理的FA含量显著提高了85.0%。2% 500℃猪粪炭处理对HM含量提高效果最为显著, 提高了90.2%。

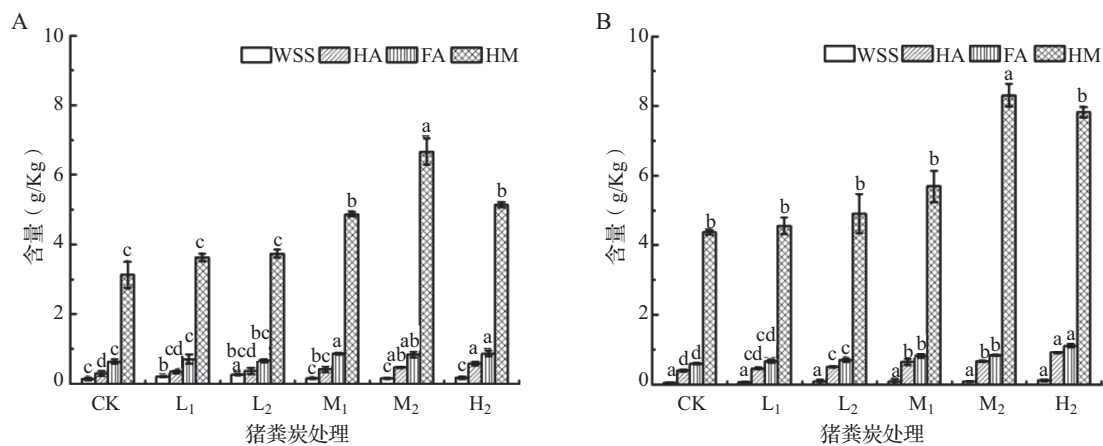


图2 猪粪炭处理一年和两年土壤腐殖质组分含量

注: A 为猪粪炭施入一年, B 为猪粪炭施入两年。

PQ 值是 HA 在 HE 中所占比例, 可以反映土壤有机质腐殖化程度。如图 3A 所示, 施炭一年, CK 处理的 PQ 值为 31.2%, 单施猪粪炭处理 PQ 值分别为 32.9%、35.5%、32.5%、36.7% 和 40.0%, 各处理土壤腐殖质的 PQ 值差异不显著。如图 3B 所示, 施炭两年, 单施猪粪炭各处理对盆栽土壤腐殖质的 PQ 值均无显著影响。各处理均使土壤腐殖质的 PQ 值略有提高, CK 处理的 PQ 值为 40.1%, 单施猪粪炭处理 PQ 值分别提升到 40.8%、42.4%、43.5%、44.4% 和 45.4%。

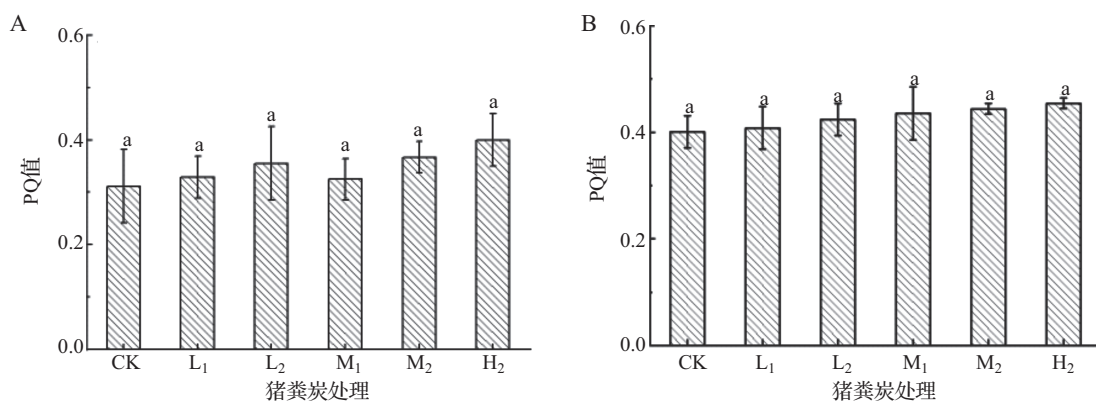


图 3 猪粪炭处理土壤一年和两年 PQ 值

注: A 为猪粪炭施入一年, B 为猪粪炭施入两年。

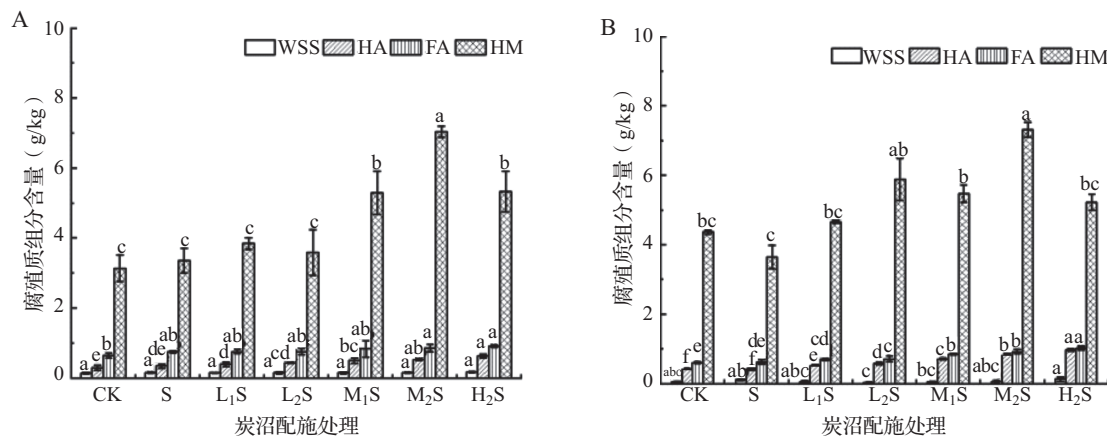


图 4 炭沼配施一年和两年土壤腐殖质组分含量

注: A 为炭沼配施一年, B 为炭沼配施两年。

猪粪炭施入两年, 炭沼配施处理对土壤腐殖质组分含量如图 4B 所示。与 CK 和 S 相比, 各处理 HA 含量均显著提高, H₂S 处理提高最为显著, 分别提高了 0.57 和 0.55 g/kg。与 CK 相比, L₁S、L₂S、M₁S、M₂S 和 H₂S 处理的 FA 含量分别显著提高了 16.7%、18.3%、41.7%、53.3% 和 70.0%。与 S 相比, M₂S 处理的 HM 含量提高效果最为显著, 提高

施炭一年时, 炭沼配施处理对土壤腐殖质组分含量的影响如图 4A 所示。猪粪炭施入一年, 炭沼处理中 WSS 含量与 CK 相比并不显著; 与 CK 相比, 炭沼各处理 HA、FA 和 HM 含量均有所提高, H₂S 处理 HA 含量提高效果最为显著, 与 CK 和 S 相比, 分别提高了 0.34 和 0.29 g/kg; 与 CK 相比, M₂S 和 H₂S 处理的 FA 含量显著提高, 分别提高了 34.4% 和 42.2%; 与 CK 和 S 处理相比, M₂S 处理提高效果最为显著, HM 含量分别提高了 124.9% 和 110.2%。

了 100.8%。各处理均使土壤腐殖质组分含量有不同程度的提高, 且炭沼配施处理土壤腐殖质组分含量高于单施猪粪炭处理, 说明猪粪炭和沼液施用有利于土壤腐殖质组分的改善, 使腐殖质组分 HA 和 HM 含量呈现上升趋势。

如图 5A 所示, 猪粪炭施入一年, CK 的 PQ 值为 31.8%, 炭沼配施处理的 PQ 值分别为 31.6%、

33.8%、36.8%、37.8%、38.4%和40.6%，相较于CK和S处理，H₂S处理差异显著，分别提高了30.2%和28.7%。如图5B所示，猪粪炭施入两年时，CK的PQ值为40.1%，炭沼配施处理的PQ值分别提升到40.6%、41.5%、45.2%、45.6%、46.6%和48.8%，与CK和S处理相比，H₂S处理有显著性差异，分别提高了21.8%和20.3%。

2.3 猪粪炭和沼液施用对土壤酶活性的影响

单施猪粪炭处理对SL的影响见图6A。施炭一年与施炭两年结果一致，单施猪粪炭处理中，SL活性整体降低，施炭一年时，与CK处理相比，M₂处理SL活性降低最为显著，降低了21.0%；施炭两年时，M₂处理显著降低了30.8%。

炭沼配施处理对SL的影响见图6B。在施炭一年时，与CK相比，S、L₁S、L₂S和H₂S的SL活性分别显著降低了14.0%、23.1%、27.0%和14.2%；施炭两年，S、L₁S和L₂S处理的SL活性分别显著降低了8.9%、8.5%和29.8%。

单施猪粪炭处理对SPOD的影响如图7A。施炭两年的SPOD活性比一年高。施炭两年，与CK处理

相比，M₁、M₂和H₂处理土壤活性分别显著增加了16.3%、30.5%和28.4%。

炭沼配施处理对SPOD的影响见图7B。施炭两年时，与CK相比，M₂S和H₂S处理的SPOD活性分别显著提升了20.8%和35.1%。

单施猪粪炭处理对SPPO的影响如图8A所示。施炭一年，与CK处理相比，M₂处理SPPO活性提升最为显著，提升了34.0%。施炭两年，单施猪粪炭各处理SPPO活性并没有显著变化。

炭沼配施处理对SPPO的影响见图8B。施炭一年，M₂S和H₂S处理的SPPO活性相比于CK分别显著提升了26.4%和36.7%；施炭两年，H₂S处理的SPPO活性提升最为显著，提升了35.0%。

2.4 猪粪炭和沼液施用对胡敏酸结构的影响

胡敏酸 $\Delta\lg K$ 是用来表征胡敏酸分子复杂程度的指标。如图9A所示，土壤HA的 $\Delta\lg K$ 在单施猪粪炭处理之间并没有显著差异。但与CK相比，各处理HA的 $\Delta\lg K$ 有下降的趋势，说明施加猪粪炭有利于HA分子向复杂化方向发展的趋势。

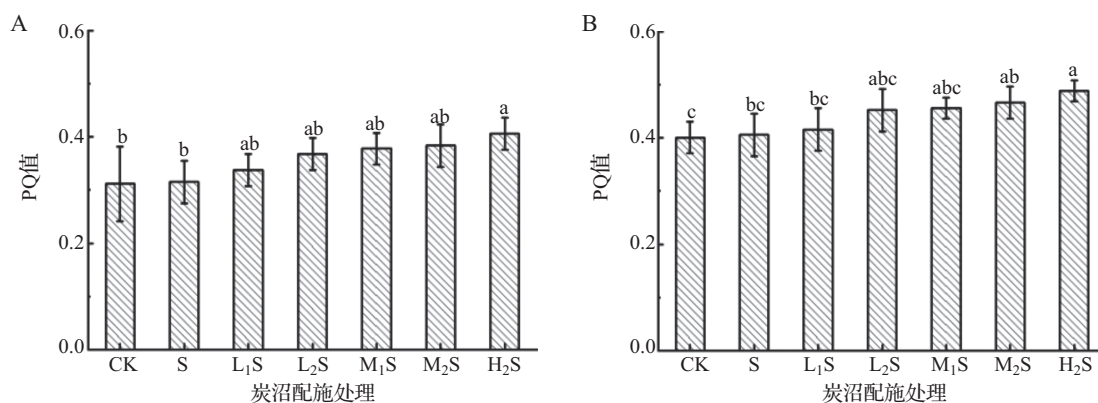


图5 炭沼配施一年和两年土壤PQ值

注：A为炭沼配施一年，B为炭沼配施两年。

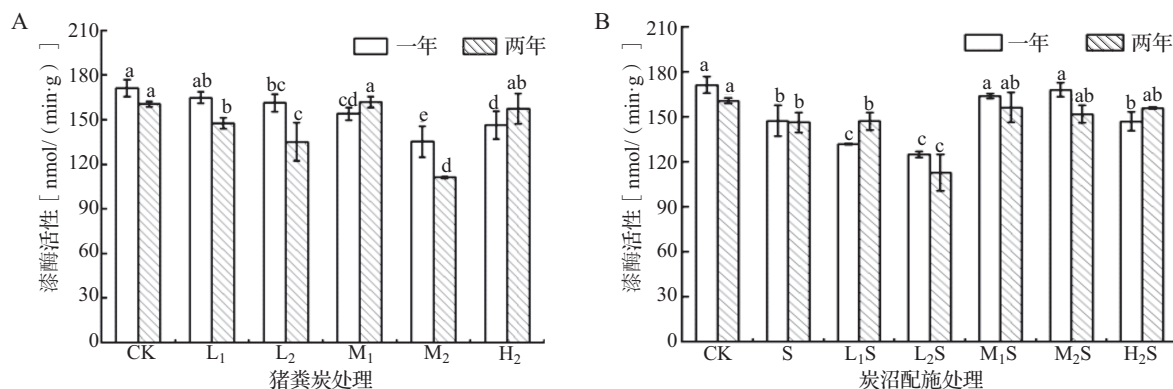


图6 猪粪炭和炭沼配施处理土壤漆酶活性

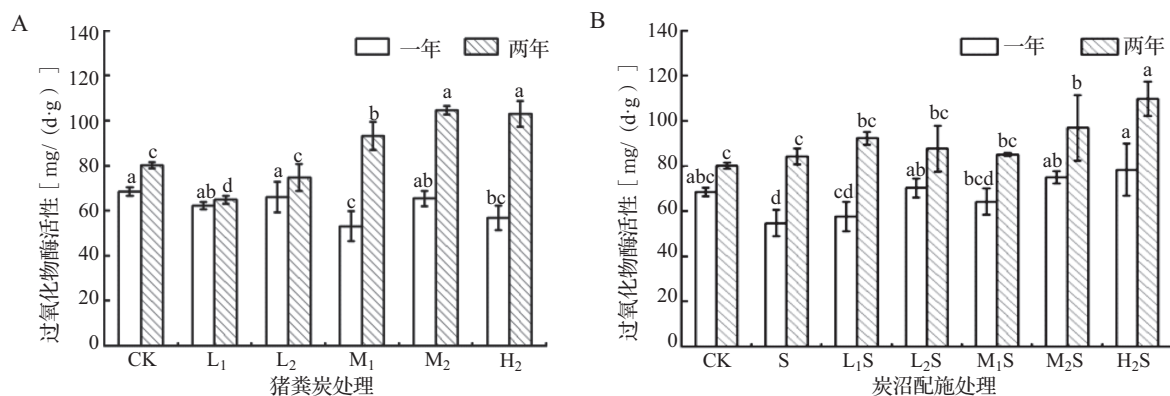


图7 猪粪炭和炭沼配施处理土壤过氧化物酶活性

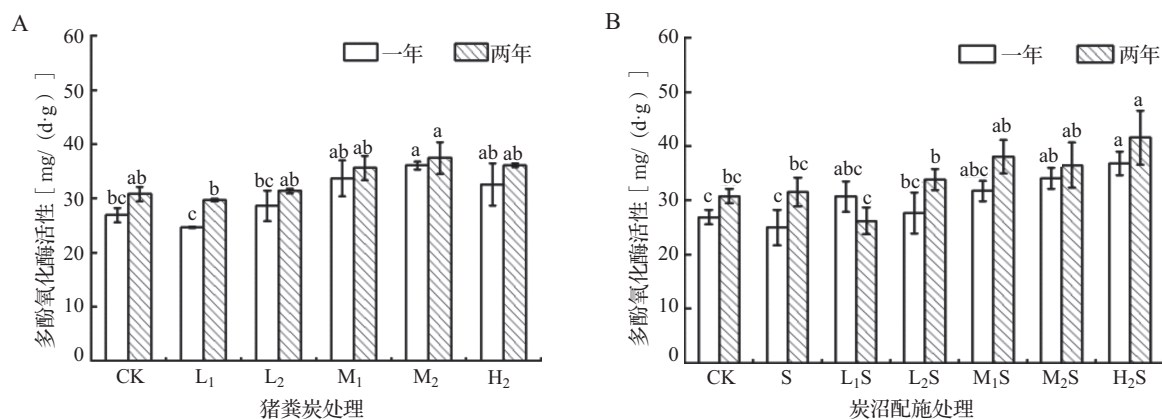


图8 猪粪炭和炭沼配施处理土壤多酚氧化酶活性

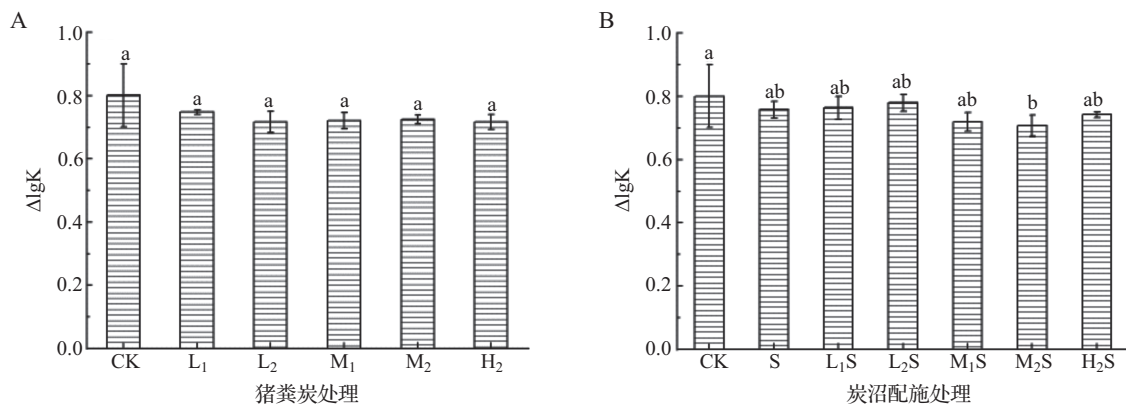


图9 猪粪炭和炭沼配施处理土壤胡敏酸色调系数

炭沼配施处理的土壤 HA 的 $\Delta \lg K$, 如图 9B 所示。与 CK 相比, M_2S 处理的 $\Delta \lg K$ 显著降低, 降低了 11.6%, 说明 M_2S 处理有利于 HA 分子向复杂化方向发展。

2.5 猪粪炭和沼液施用对胡敏酸元素组成的影响

土壤 HA 元素组成见表 3。单施猪粪炭土壤 HA 的 C 元素含量为 511.95 ~ 527.39 g/kg, H 元素含量为

45.52 ~ 54.20 g/kg, N 元素含量为 44.39 ~ 48.46 g/kg, O+S 元素含量为 374.90 ~ 392.79 g/kg。猪粪炭处理 C 元素含量明显高于 CK, 而 H、N 元素明显低于 CK。胡敏酸的 H/C 摩尔比表现为 $CK > H_2 > M_1 > M_2$, O+S/C 摩尔比表现为 $M_2 > H_2 > CK > M_1$, C/N 摩尔比表现为 $M_1 > H_2 > M_2 > CK$ 。单施猪粪炭处理 H/C, M_2 处理值最小, 其芳香化程度最高。

表 3 土壤胡敏酸元素组成

处理	C (g/kg)	H (g/kg)	N (g/kg)	O+S (g/kg)	H/C (mol)	O+S/C (mol)	C/N (mol)
CK	511.95	54.20	48.46	385.39	1.270	0.565	12.325
M ₁	527.39	52.99	44.73	374.90	1.206	0.533	13.756
M ₂	515.16	45.52	46.54	392.79	1.060	0.572	12.914
H ₂	513.01	52.61	44.39	389.99	1.231	0.570	13.483
S	512.08	56.28	44.41	387.22	1.319	0.567	13.453
M ₁ S	529.75	52.50	46.79	370.96	1.189	0.525	13.209
M ₂ S	529.05	47.94	46.24	376.76	1.087	0.534	13.348
H ₂ S	525.95	53.44	45.17	375.43	1.219	0.535	13.584

炭沼配施土壤 HA 的 C 元素含量为 512.08 ~ 529.75 g/kg, H 元素含量 47.94 ~ 56.28 g/kg, N 元素含量为 44.41 ~ 46.79 g/kg, O+S 元素含量为 370.96 ~ 387.22 g/kg。炭沼配施处理 C、N 元素含量明显高于单施沼液处理, 而 H、O+S 元素明显低于 CK 和单施沼液处理。土壤 HA 的 H/C 摩尔比表现为 S>H₂S>M₁S>M₂S, O+S/C 摩尔比表现为 S>H₂S>M₂S>M₁S, C/N 摩尔比表现为 H₂S>S>M₂S>M₁S。炭沼处理 H/C, M₂S 处理值最小, 其芳香化程度最高。

土壤中 HA 红外光谱如图 10 所示。不同猪粪炭处理的 HA 在 2920、2850、1720、1648、1230 和 1028 cm⁻¹ 处均有吸收峰, 但其吸收峰的相对

强度存在差异。选取 2920 和 2850 cm⁻¹ (脂肪族)、1648 cm⁻¹ (羧基官能团)、1720 cm⁻¹ (芳香族) 吸收峰处, 以 I₂₉₂₀/I₁₇₂₀、I₂₉₂₀/I₁₆₄₈ 值表征土壤 HA 结构氧化度、脂肪族性和芳香性强弱的变化。土壤 HA 红外光谱主要吸收峰的相对强度变化如表 4 所示。与不施猪粪炭相比, 单施猪粪炭处理脂肪族处的吸收峰相对强度减弱, 其中 M₂ 处理减少幅度最多; 羧基和芳香族吸收峰相对强度增强。与 CK 相比, 各处理的 I₂₉₂₀/I₁₇₂₀、I₂₉₂₀/I₁₆₄₈ 值均降低。与 CK 相比, 炭沼配施处理的 I₂₉₂₀/I₁₇₂₀、I₂₉₂₀/I₁₆₄₈ 值变化趋势与单施猪粪炭一致。

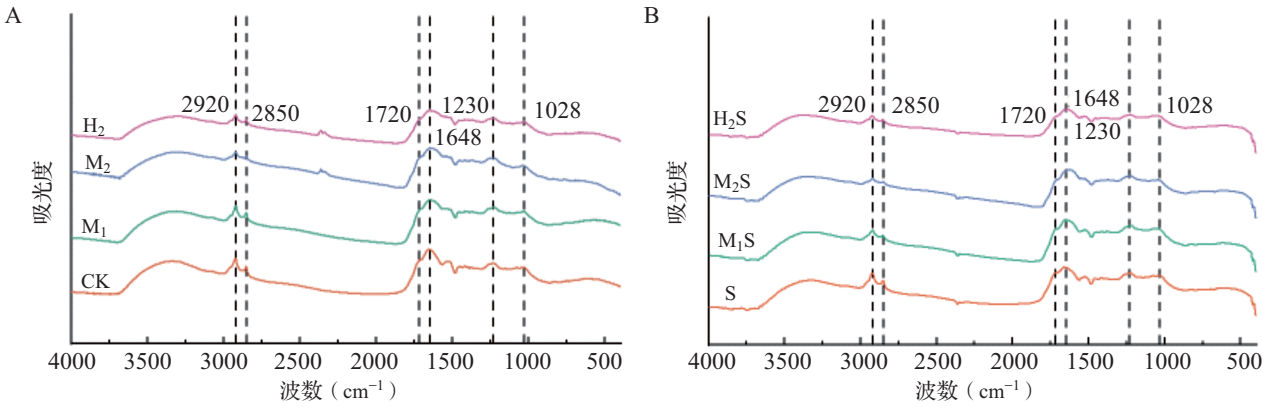


图 10 猪粪炭和炭沼配施处理土壤胡敏酸红外光谱

表 4 土壤胡敏酸红外光谱主要吸收峰的相对强度

处理	I 相对强度 (%)				比值	
	2920 cm ⁻¹	2850 cm ⁻¹	1720 cm ⁻¹	1648 cm ⁻¹	I ₂₉₂₀ /I ₁₇₂₀	I ₂₉₂₀ /I ₁₆₄₈
CK	36.65	2.86	10.77	49.72	3.670	0.795
M ₁	34.44	3.13	13.92	48.50	2.699	0.775
M ₂	26.02	1.86	15.10	57.03	1.847	0.489
H ₂	31.77	2.92	12.49	52.81	2.777	0.657
S	42.40	3.30	13.27	41.02	3.443	1.114
M ₁ S	27.35	1.62	14.76	56.27	1.963	0.515
M ₂ S	20.98	1.29	12.46	65.27	1.788	0.341
H ₂ S	23.79	2.21	12.15	61.85	2.139	0.420

2.6 土壤有机碳、土壤腐殖质组分和土壤酶活性相关性分析

由图 11 可知，土壤有机碳与腐殖质组分含量、SPOD 和 SPPO 呈显著正相关，而与 WSS 和 SL 没有显著相关性。土壤腐殖质组分与 SPOD 和 SPPO 显著相关，其中 HA、FA、PQ 与 SPOD 和 SPPO 呈极显著相关，而 HM 与 SPOD 显著相关，WSS 和 HM 与 SPPO 则没有相关性。

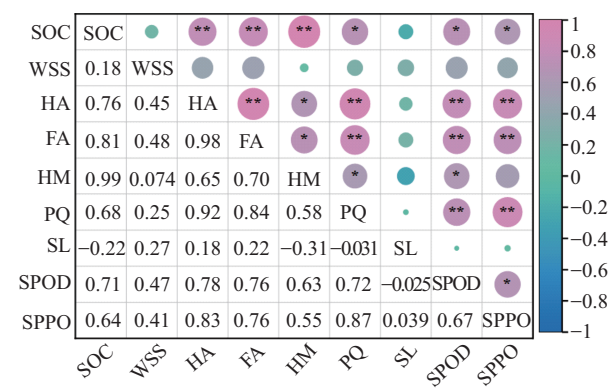


图 11 土壤有机碳、土壤腐殖质组分和土壤酶活性相关性
注：* 表示 $P<0.05$ ；** 表示 $P<0.01$ 。

3 讨论

土壤有机碳是土壤中重要的碳库之一，对维持土壤肥力、生态系统稳定和全球碳循环具有重要作用，猪粪炭和沼液等外部物质输入在改变土壤有机碳含量的同时，也会改变土壤腐殖质组分含量。外部有机物的输入能增加盆栽土壤的有机碳含量^[26]，猪粪炭引起土壤有机碳的含量变化可能是因为除猪粪炭自身结构特性外，猪粪炭含有大量惰性碳基质，一定程度上可以抵抗微生物对它的分解作用，增加土壤有机碳的同时降低土壤矿化^[27]。施加沼液可以增加土壤中的有机碳含量，这与 Greenberg 等^[28]的研究结果一致，表明沼液中的有机质是以不易被土壤微生物分解的惰性有机碳为主。炭沼配施明显提高了土壤有机碳含量^[29]，猪粪炭的施用，向土壤输送了外源有机碳；且施加沼液茶树根系发达，分泌了更多的根际分泌物，从这两个方面增加了土壤有机碳含量。向土壤中施加猪粪炭，WSS 含量的降低可能是由于猪粪炭对其产生的吸附效果^[30]。与不施猪粪炭相比，单施沼液对腐殖质组分含量有提升。施加沼液会增加土壤中 HA 含量，可能是因为沼液中原有腐殖质，施入土壤后，土

壤中 HA 含量积累^[31]。Zhao 等^[32]培养试验研究表明，猪粪炭可以增加土壤 HA 与 FA 的含量，与本研究结果一致。与 CK 相比，各处理 HM 含量均有增加^[33]，单施猪粪炭处理中，M₂ 处理 HM 含量最多，炭沼配施处理中，M₂S 处理 HM 含量最多，这是因为 HM 自身在土壤中的稳定性质，不容易被分解。PQ 值是指 HA 在腐殖酸 (HA+FA) 中所占的比例，是反映土壤腐殖化程度的重要指标^[34]。单施猪粪炭 PQ 值没有显著变化，炭沼配施处理 PQ 值增大，H₂S 处理 PQ 值增加最多，促进了土壤腐殖化进程^[35]，有利于胡敏酸的积累和土壤腐殖质品质的提高。

土壤有机碳含量是影响土壤酶活性的重要指标，土壤有机质的主要成分腐殖质及胶体为土壤酶提供了良好的附着场所，可以较大幅度保持土壤酶活性，因此，土壤胞外酶活性与土壤腐殖质含量组成息息相关^[36]。本次试验表明，施加生物炭和炭沼配施都显著增加了 SPOD 和 SPPO 活性，这与前人^[37-38]的研究结果一致，但 SL 活性却有所降低。随着生物炭的施用 SL 活性降低可能是因为施加生物炭会增加土壤有机碳的总量，但这些有机碳通常以较为稳定的形式存在，难以被微生物迅速分解^[39]。SL 主要作用于较易分解的有机物质，而生物炭提供的碳可能不容易被 SL 直接利用，因此，导致 SL 活性会降低。

HA 是土壤腐殖质中的活跃物质，其组成、结构和性质的变化直接与土壤的保肥和供肥性质相关^[40]。通常用 $\Delta\lg K$ 反映腐殖质的复杂程度，土壤 HA 的 $\Delta\lg K$ 值越低，说明 HA 结构越复杂^[23]。本研究发现，与不施加猪粪炭相比，施加猪粪炭降低了 HA 的 $\Delta\lg K$ 值，说明施加猪粪炭可以使 HA 的结构趋于复杂化^[41]。炭沼配施处理中，M₂S 处理的 $\Delta\lg K$ 最小，表明施加 2% 施用量 500℃ 猪粪炭和沼液配施的 HA 结构最复杂，且该处理 HA 含量显著增加了 0.39 g/kg。H/C 越低代表 HA 的芳香化程度越高，O+S/C 越高代表 HA 的腐殖化程度越高^[42]。与 CK 相比，各处理 HA 的元素组成的 H/C 值均有不同程度的降低，说明施加猪粪炭和沼液使 HA 结构趋于复杂化。试验结果表明，单施猪粪炭处理与不施猪粪炭相比，除了 M₁ 处理，其他处理 HA 的 O+S/C 值提高，说明含氧化合物增多，氧化程度高。且炭沼配施处理的 O+S/C 值均比单施猪粪炭处理高，表明炭沼配施能够提高 HA 的氧化程度。随



着猪粪炭和沼液的施加,有利于土壤 HA 芳香类物质的增加^[43]。施加猪粪炭和沼液土壤 HA 的 I_{2920}/I_{1720} 、 I_{2920}/I_{1648} 值减小,说明土壤 HA 中芳香族增加,与元素分析结果一致。

4 结论

猪粪炭和沼液施用一年和两年后对茶树盆栽土壤有机碳含量、腐殖质组分和酶活性仍具有一定的影响。施炭两年的施用效果更加显著,与 CK 相比,施用猪粪炭分别增加土壤有机碳、HA、FA 和 HM 含量 0.32 ~ 4.54、0.02 ~ 0.57、0.02 ~ 0.51、0.19 ~ 3.94 g/kg,降低 SL 活性 1.99% ~ 30.75%,SPOD、SPPO 活性分别提高 5.01% ~ 36.81% 和 2.00% ~ 35.01%。炭沼配施处理效果体现出施炭两年比施炭一年明显的趋势。综上所述,猪粪炭施用两年,2% 500℃猪粪炭和沼液配施处理土壤有机碳、HM 含量与其他处理差异显著,且该处理下 HM 结构最复杂,芳香化程度最高。与 CK 相比,2% 500℃猪粪炭和沼液配施处理 SL 活性降低了 5.48%,SPOD 活性提升了 20.83%,SPPO 活性提升了 18.57%。

参考文献:

[1] 吴浩玮,孙小淇,梁博文,等.我国畜禽粪便污染现状及处理与资源化利用分析[J].农业环境科学学报,2020,39(6):1168-1176.

[2] Wang D, Wu B S, Li F, et al. Soil organic carbon stock in China's tea plantations and their great potential of carbon sequestration[J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 421: 138485.

[3] Liu Y, Zhang M, Li Y, et al. Influence of nitrogen fertilizer application on soil acidification characteristics of tea plantations in Karst areas of southwest China[J]. Agriculture, 2023, 13(4): 849.

[4] Huang K, Li M, Li R, et al. Soil acidification and salinity: the importance of biochar application to agricultural soils[J]. Frontiers in Plant Science, 2023, 14: 1206820.

[5] 孙赞,Shaaban M,何志龙,等.生物质炭对茶园土壤改良及茶叶品质的影响[J].中国土壤与肥料,2017(6):9-14.

[6] 白艳,苏小粉,顾欣,等.生物炭影响耕地土壤微生物的研究进展[J].环境科学,2025,46(4):2600-2610.

[7] 李马波,曾宇,陈宁,等.生物炭对上覆水光化学及吡虫啉转化的机制[J].农业环境科学学报,2024,43(8):1732-1742.

[8] 顾美英,唐光木,张云舒,等.有机肥与生物炭对新疆盐碱沙化土壤微生物群落特征的影响[J].生态环境学报,2023,32(8):1392-1404.

[9] 胡云鹏,买迪努尔·阿不来孜,田宇欣,等.短期棉花秸秆生物炭添加对高寒草地苔草和高羊茅生长的影响[J].农业环境科学学报,2024,43(8):1815-1823.

[10] 詹增意,郝丽伟,岳岐,等.施用生物炭对东北大豆草甸土壤

化性质及腐殖质组分的影响[J].生态学报,2024(17):1-10.

[11] 王庆阳,曹殿云,王迪,等.长期施用生物炭对棕壤养分及腐殖质组分的影响[J].中国农业科学,2024,57(13):2612-2622.

[12] 孟艳,沈亚文,孟维伟,等.生物炭施用对农田土壤团聚体及有机碳影响的整合分析[J].环境科学,2023,44(12):6847-6856.

[13] 李红宇,林添,王志君,等.生物炭连续还田后效对盐碱水稻田养分、酶活性和腐殖质组分的影响[J].干旱地区农业研究,2022,40(4):135-142.

[14] 陆国弟,杨扶德,陈红刚,等.沼液应用的研究进展[J].中国土壤与肥料,2021(1):339-345.

[15] 柴彦君,张睿,江建锋,等.沼液化肥配施对芦笋地土壤肥力及芦笋品质的影响[J].农业工程学报,2023,39(5):120-127.

[16] 茹丽洋,常会庆.施用沼液对紫花苜蓿种植土壤有机碳、氮组分影响研究[J].干旱地区农业研究,2024,42(3):89-97.

[17] 李世杰,刘鑫,李世旗,等.猪粪沼液组分特征对土壤脲活性的影响[J/OL].农业环境科学学报,1-17[2025-05-16].<http://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1347.S.20240918.1727.004.html>.

[18] 李金业,程昊,梁晓敏,等.酸化土壤改良与固碳研究进展[J].生态学报,2024(17):1-14.

[19] 郑健,杨少鸿,宿智鹏,等.生物炭配施沼液对番茄根区土壤养分环境的影响及评价[J].干旱地区农业研究,2023,41(4):96-105.

[20] 中华人民共和国农业农村部.有机肥料标准:NY/T 525-2021[S].北京:中国农业出版社,2021.

[21] 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.

[22] Kumada K, Sato O, Ohsumi Y, et al. Humus composition of mountain soils in Central Japan with special reference to the distribution of p-type tramic acid[J]. Soil Sci. Pl. Nutr, 1967, 13: 151-158.

[23] 窦森.土壤有机质[M].北京:科学出版社,2010.

[24] 文启孝.土壤有机质研究法[M].北京:农业出版社.

[25] 潘根兴,丁元君,陈硕桐,等.从土壤腐殖质组分到分子有机质组学认识土壤有机质本质[J].地球科学进展,2019,34(5):451-470.

[26] 张楠海,叶旭,刘高祥,等.施用生物炭对中国农田土壤有机碳含量的影响——基于 Meta 分析[J].土壤通报,2024,55(2):532-542.

[27] 王丽,赵惠丽,赵英.生物质炭配施木灰对石灰性土壤固碳和微生物群落的影响[J].土壤,2022,54(2):320-328.

[28] Greenberg I, Kaiser M, Gunina A, et al. Substitution of mineral fertilizers with biogas digestate plus biochar increases physically stabilized soil carbon but not crop biomass in a field trial[J]. Science of the Total Environment, 2019, 680: 181-189.

[29] Liang X, Wang C, Wang H, et al. Synergistic effect on soil health from combined application of biogas slurry and biochar[J]. Chemosphere, 2023, 343: 140228.

[30] Lu W, Ding W, Zhang J, et al. Biochar suppressed the

- decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: a negative priming effect [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76: 12–21.
- [31] Slepetiene A, Kochiieru M, Jurgutis L, et al. The effect of anaerobic digestate on the soil organic carbon and humified carbon fractions in different land-use systems in Lithuania [J]. *Land*, 2022, 11 (1): 133.
- [32] Zhao S, Ta N, Li Z, et al. Varying pyrolysis temperature impacts application effects of biochar on soil labile organic carbon and humic fractions [J]. *Applied Soil Ecology*, 2018, 123: 484–493.
- [33] 邓倩, 马娟娟, 孙西欢, 等. 生物质炭对农田土壤腐殖质的影响——Meta 分析 [J]. *土壤*, 2024, 56 (1): 42–48.
- [34] 高盼, 王宇先, 蔡姗姗, 等. 玉米秸秆还田下深松年限对土壤有机碳含量及胡敏酸结构特征的影响 [J]. *干旱地区农业研究*, 2024, 42 (1): 205–213.
- [35] 李佳睿, 王继红. 秸秆协同微生物菌剂 JR-1 对土壤有机碳的影响 [J/OL]. *吉林农业大学学报*, 1–8 [2025–05–16]. <https://doi.org/10.13327/j.jjlau.2024.20460>.
- [36] Liang Q, Chen H, Gong Y, et al. Effects of 15 years of manure and mineral fertilizers on enzyme activities in particle-size fractions in a North China Plain soil [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2014, 60: 112–119.
- [37] 宗莉, 林红霞, 苗宁涛, 等. 矿物生物炭对马铃薯品质与土壤肥力的影响 [J/OL]. *农业环境科学学报*, 1–12 [2025–05–16]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1347.S.20240716.1811.008.html>.
- [38] 虞铁俊, 徐青山, 张均华, 等. 土壤培肥技术对土壤健康的影响途径与作用机制 [J]. *中国土壤与肥料*, 2024 (2): 220–227.
- [39] 薛里, 张忠学, 齐智娟, 等. 节水灌溉下生物炭与有机肥添加对黑土区稻田净碳排放的影响 [J]. *农业机械学报*, 2024, 55(9): 382–390, 441.
- [40] Shindo H, Yoshida M, Yamamoto A, et al. $\delta^{13}\text{C}$ Values of organic constituents and possible sources of humic substances in Japanese volcanic ash soils [J]. *Soil Science*, 2005, 170 (3): 175.
- [41] 宋祥云, 宋春燕, 柳新伟, 等. 小麦玉米轮作条件下不同生物质炭对土壤腐殖物质的影响 [J]. *土壤学报*, 2021, 58 (3): 610–618.
- [42] 徐佰青, 王雨, 张雷, 等. 腐植酸的人工合成及其在环境污染修复中的研究进展 [J]. *环境工程学报*, 2024, 18 (7): 1768–1782.
- [43] 宋祥云, 岳鑫, 孔祥平, 等. 有机物料对盐土腐殖物质组成和结构特征的影响 [J]. *土壤学报*, 2020, 57 (2): 414–424.

Effects of swine manure biochar and biogas slurry application on soil humus components and enzyme activities in tea plantations

MI Meng¹, WANG Shao-hua¹, YAO Wei-guang², ZHAO Ya-ming¹, JIN Ze-wen¹, SHAN Sheng-dao¹, PING Li-feng^{1*}
(1. Department of Resources and Environment, Zhejiang University of Science and Technology, Hangzhou Zhejiang 310023; 2. Kaihua County New Rural Construction Centre, Kaihua Zhejiang 324300)

Abstract: To achieve the resource utilization of livestock and poultry manure and improve the soil quality of tea gardens, the effects of swine manure biochar and biogas slurry application on soil humus components and enzyme activities in tea plantations were investigated in a 2-year pot experiment. In the experiment, no swine manure biochar was applied as a control (CK), and swine manure biochar treatments with 1% and 2% swine manure biochar application at 350°C and 500°C and 2% swine manure biochar application at 650°C and swine manure biochar with biogas slurry were set up to analyze the effects of swine manure biochar and biogas slurry application on the soil humus components, the structural characteristics of humic acid, and the enzyme activities of the soil in the tea plantation. The results showed that after two years of swine manure biochar application to the soil, compared with CK, soil organic carbon (SOC) content in 2% 500°C swine manure biochar (M_2) treatment increased significantly by 4.48 g/kg; Water soluble substance (WSS) contents of the treatments were not significant; Humic acid (HA) and fulvic acid (FA) content in 2% 650°C swine manure biochar (H_2) treatment significantly increased by 0.52 g/kg and 85.0%, respectively; Humin (HM) content in M_2 treatment increased by 90.2%, and it was significantly higher than other swine manure biochar treatments. PQ values of the treatments were not significantly different for application of swine manure biochar. Soil laccase (SL) activity was significantly decreased by 30.8% in M_2 treatment, and M_2 and H_2 treatments significantly increased soil peroxidase (SPOD) activity by 30.5%, 28.4%, respectively. Soil polyphenol oxidase (SPPO) activity did not differ significantly among treatments. In the combined application of swine manure biochar and biogas slurry treatments, compared with the control, SOC content was significantly increased by 4.90 g/kg in combined application of 2% 500 °C swine manure biochar and biogas slurry (M_2S) treatment. WSS content did not change significantly in all treatments. HA and FA content were significantly increased by 0.57 g/kg and 70.0% in combined application of 2% 650 °C swine manure biochar and biogas slurry (H_2S) treatment, respectively, the HM content in M_2S treatment was significantly increased by 100.8%, and humus component content was dominated by HM; PQ value was significantly increased by 21.8% in H_2S treatment, laccase activity was decreased by 30.5% in combined application of 2% 350 °C swine manure biochar and biogas slurry (L_2S) treatment, and SPOD and SPPO activities were significantly increased in H_2S treatment by 30.1% and 35.0%, respectively.

Key words: swine manure biochar; biogas slurry; humus components; soil organic carbon; structural characteristics