

杉木凋落叶、细根及生物质炭添加下土壤 DOM 的动态变化^①

江佩玲^{1,2}, 陈婕妮^{1,2}, 马红亮^{1,2}, 司友涛^{1,2}, 尹云锋^{1,2*}

(1 福建师范大学地理研究所, 福州 350007; 2 福建师范大学福建省植物生理生态重点实验室, 福州 350007)

摘要: 本研究通过 360 d 恒温培养试验, 设置对照(CK)、土壤+1% 生物质炭(SB)、土壤+1% 凋落叶(SL)和土壤+1% 细根(SR) 4 个处理, 结合紫外可见光谱和荧光光谱分析, 探究不同碳源添加对土壤可溶性有机质(DOM)含量和组成的影响。结果表明: 与 CK 相比, SL 和 SR 处理在 30、90 和 180 d 时显著提升了土壤可溶性有机碳(DOC)含量, 而 SB 处理仅在 360 d 时显著降低了土壤 DOC 含量。SL 和 SR 处理在 30、180 和 360 d 时显著增强了土壤 DOM 芳香性, SB 处理无显著影响; SL、SR 和 SB 处理腐殖化指数(HIX)均显著高于 CK, 且 SL 处理对土壤 DOM 腐殖化的促进作用强于 SR 和 SB 处理。荧光光谱分析共识别出类富里酸(C1)、类酪氨酸(C2)和类色氨酸(C3) 3 个组分, 各处理中 C1 组分随培养时间降低、C2 组分增加, SR 和 SL 处理 C3 组分保持相对稳定。相关分析表明, C1 组分相对含量与全氮含量显著正相关, 与 C : N 显著负相关; C2 组分相对含量与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著负相关; C3 组分相对含量与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著正相关, 与 HIX 值和全碳含量显著负相关。综上, 添加凋落叶和细根处理的土壤 DOM 芳香性和腐殖化程度均显著高于添加生物质炭处理, 并促进了土壤 DOM 中微生物来源组分的积累。本研究可为深入理解亚热带森林土壤 DOM 动态变化提供科学依据。

关键词: 碳源添加; 可溶性有机质; 光谱特征; 荧光组分; 时间动态

中图分类号: S714.8 **文献标志码:** A

Dynamic Changes in Soil DOM Induced by Additions of *Cunninghamia lanceolata* Leaf Litter, Fine Roots, and Biochar

JIANG Peiling^{1,2}, CHEN Jieni^{1,2}, MA Hongliang^{1,2}, SI Youtao^{1,2}, YIN Yunfeng^{1,2*}

(1 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 2 Fujian Provincial Key Laboratory for Plant Eco-physiology, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

Abstract: In order to investigate the effects of different carbon sources addition on soil dissolved organic matter (DOM) content and composition, a 360-day incubation experiment with UV-visible and fluorescence spectroscopy analysis was conducted. The treatments included control (CK), soil + 1% biochar (SB), soil + 1% leaf litter (SL) and soil + 1% fine roots (SR). The results showed that compared with CK, the SL and SR treatments significantly increased soil dissolved organic carbon (DOC) at 30, 90, and 180 d, while the SB treatment significantly decreased soil DOC content at 360 d. The SL and SR treatments significantly enhanced the aromaticity of soil DOM at 30, 180, and 360 d, whereas SB had no significant effect. The humification index (HIX) of DOM in SL, SR, and SB treatments was significantly higher than that in CK. Notably, the SL treatment promoted soil DOM humification more effectively than SR and SB. Fluorescence spectroscopy analysis identified three components of SOM: fulvic acid-like(C1), tyrosine-like(C2), and tryptophan-like(C3). With incubation time, C1 decreased and C2 increased in all treatments, while C3 remained relatively stable in SR and SL. Correlation analysis showed that, C1 was significantly positively correlated with soil total nitrogen content and significantly negatively correlated with C : N, C2 was significantly negatively correlated with soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content, C3 was significantly positively correlated with soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content and significantly negatively correlated with both the humification index (HIX) and total carbon content. In conclusion, the addition of leaf litter and fine roots significantly enhanced the aromaticity and humification of soil DOM compared to biochar addition, and promoted the accumulation of microbially-derived components in soil DOM. This study provided a scientific basis for further understanding the

①基金项目: 福建省属公益类科研院所基本科研专项(2023R1038、2020R1002005)资助。

* 通信作者(yunfengyin@163.com)

作者简介: 江佩玲(2000—), 女, 福建三明人, 硕士研究生, 主要研究方向为森林土壤碳循环。E-mail: peilingjiang00@163.com

dynamic changes of DOM in subtropical forest soils.

Key words: Carbon source addition; Dissolved organic matter; Spectral characteristics; Fluorescent component; Time dynamics

可溶性有机质(Dissolved organic matter, DOM)作为土壤碳库中最具活性和流动性的有机组分,对土壤碳循环和有机质储存至关重要^[1]。DOM 组成不仅影响其在土壤中的迁移转化,更反映其稳定性和生物可利用性^[2-3]。如植物源类腐殖质组分具有较大的分子量和复杂芳香结构,在土壤中较为持久,更多地贡献于碳汇,而微生物代谢主导的类蛋白质组分生物可利用性较高^[4]。受微生物降解、矿物吸附、化学转化等影响,土壤 DOM 呈动态变化^[5-6],进而影响其生态功能。已有研究揭示了 DOM 在不同大陆尺度^[7]、海拔梯度^[8]、土层深度^[9]中的空间分异规律,但仍缺少对外源碳输入下土壤 DOM 动态的表征。因此,探究不同碳源添加下土壤 DOM 的动态变化将有助于加深对土壤碳循环过程的认识。

凋落物是森林土壤有机质输入和养分归还的重要途径^[10],也是土壤 DOM 的主要来源^[11]。凋落物输入会显著改变土壤 DOM 组成和性质^[12]。但不同植物组织凋落物对土壤 DOM 的影响存在差异^[13-14]。凋落叶和细根分别是植物地上与地下输入的重要碳源^[15],二者在化学性质如 C:N、木质素和纤维素含量方面存在显著差异,这些差异影响其在土壤中的分解^[16],进而影响 DOM 含量、组成及其稳定性。然而,目前研究多聚焦单一碳源输入对土壤有机质形成的影响^[17],而不同碳源添加下土壤 DOM 的动态变化尚未明晰。

生物质炭(Biochar, BC)是生物质在厌氧条件下经高温裂解产生的惰性炭,富含缩合芳香结构^[18]。生物质炭具有比表面积大、吸附能力强、稳定性高等特点^[19],可以改善土壤肥力、缓解土壤酸化^[20],作为土壤改良剂近年在农业和林业中已得到广泛应用。已有研究表明,生物质炭可通过提高土壤 pH,增加可溶性组分的释放,提高土壤 DOM 含量^[21]。但也有研究发现,生物质炭的吸附作用也可能降低土壤 DOM 含量^[22]。生物质炭施用可以改变 DOM 组成。Smebye 等^[23]研究报道,生物质炭添加优先吸附较小的脂肪族分子,增加了芳香烃的浸出,将 DOM 向更高分子量转化。然而,Eykelbosh 等^[24]发现,生物质炭添加优先保留了高分子量类腐殖质物质,对低分子量氨基酸类物质保留效果有限,增加了低分子量 DOM 的淋溶损失。此外,生物质炭在土壤中分解缓慢,能够以相对稳定的速率持续释放 DOM,但其性

质随老化过程改变^[25],可能进一步影响 DOM 的动态变化。

杉木(*Cunninghamia lanceolata* [Lamb.] Hook.)是我国亚热带广泛栽培的针叶树种,位居人工林面积首位^[26]。然而,南方土壤肥力较低,加之杉木连栽等集约经营模式进一步加剧了土壤肥力衰退^[27]。在此背景下,将凋落物制备成生物质炭用于土壤改良,既实现森林资源循环利用,又有效改善土壤肥力,是行之有效的土壤管理策略。但以往的研究多聚焦于单一凋落物输入或单施生物质炭对土壤 DOM 的影响^[28],而凋落叶、细根及生物质炭添加对土壤 DOM 影响的差异,尤其是动态变化鲜少报道。为此,本研究通过 360 d 的培养试验,结合紫外可见光谱与荧光光谱分析,探究杉木凋落叶、细根及生物质炭添加对土壤 DOM 含量和组成的影响,揭示不同碳源添加下土壤 DOM 的动态变化,为深入理解亚热带森林土壤碳循环提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点概况

采样点位于福建省南平市武夷山国家公园(27°33'N~27°54' N, 117°27'E~117°51' E)。该区域为典型的亚热带季风气候,年均气温为 12~18 °C,年均相对湿度为 82%~85%,年降水量约为 1 900 mm^[29]。本研究以海拔 780 m 处杉木人工林为主要对象,土壤类型为黄红壤。

1.2 试验材料

2023 年 2 月进行土壤样品采集,去除表层枯枝落叶,采集杉木人工林表层土壤(0~15 cm),新鲜土混合均匀后全部过 2 mm 筛,于 4 °C 冰箱保存用于培养试验。土壤 pH 为 4.08,全碳(TC)含量为 23.09 g/kg,全氮(TN)含量为 1.75 g/kg,可溶性有机碳(DOC)含量为 10.34 mg/kg。

杉木细根和凋落叶用去离子水洗净,在 60 °C 下烘干、粉碎后过 2 mm 筛,用于后续培养和生物质炭制备。生物质炭制备需将凋落物适量置于锡箔纸中放置于 KTF 管式炉中封闭,在 350 °C 厌氧条件下热解 2 h,冷却后过 2 mm 筛,充分混匀备用。外源碳的基本性质见表 1。

1.3 试验设计

试验设置 4 个处理:培养土不添加外源碳(CK);

表 1 外源碳基本性质

Table 1 Basic properties of exogenous carbon

材料	DOC(g/kg)	TC(g/kg)	TN(g/kg)	pH
生物质炭	0.68±0.00	717.32±8.40	22.88±0.74	10.24±0.01
细根	28.67±1.85	474.21±5.29	17.57±0.23	-
凋落叶	49.68±0.51	444.21±24.74	12.98±0.59	-

土壤+1% 生物质炭(SB); 土壤+1% 细根(SR); 土壤+1% 凋落叶(SL); 每个处理 16 次重复。分别称取 140 g (相当于干土质量 100 g)过 2 mm 筛的新鲜土和相应添加量的杉木细根、凋落叶及其生物质炭,混合均匀后置于 500 mL 棕色培养瓶中,在设定为 25 °C 的恒温培养箱中培养,通过称重法定期补充去离子水,使土壤水分保持在 60% 最大田间持水量。分别于培养后 30、90、180 和 360 d 进行破坏性取样,每次取样 4 个重复,测定相关指标。

1.4 测定指标及方法

土壤 pH 采用电位法测定(Mettler FE28, 上海),水土质量比为 2.5 : 1; TC、TN 含量采用元素分析仪(Elementar Vario EL III, 德国)测定; 土壤硝态氮(NO_3^- -N)和铵态氮(NH_4^+ -N)含量用 2 mol/L 的 KCl 浸提,采用连续流动分析仪(Skalar San++, 荷兰)测定。

土壤 DOM 浸提: 将 15 g 过 2 mm 筛的新鲜土壤置于 50 mL 离心管中,加入 30 mL 超纯水,在 25 °C、250 r/min 下振荡 30 min,以尽量减少提取过程中 DOM 的降解; 悬浮液在 4 000 r/min 下离心 10 min,上清液通过 0.45 μm 滤膜过滤后立即进行分析。DOC 含量采用总有机碳分析仪(TOC-VCPH, 岛津, 日本)测定。

土壤 DOM 光谱分析: 紫外-可见吸收光谱采用紫外可见分光光度计(Shimadzu UV-2540, 日本)测定; 芳香化指数(SUVA_{254})为在 254 nm 波长的吸光度与 DOC 含量的比值,表征 DOM 芳香化程度; DOM 的荧光发射光谱及三维荧光光谱均采用荧光分光光度计(F7000, Hitachi, 日本)测定; 荧光发射光谱腐殖化指数(HIX)为固定激发波长为 254 nm 时,435~480 nm 波段发射光谱的峰面积($S_{435-480}$)与 300~345 nm 波段发射光谱的峰面积($S_{300-345}$)的比值。

1.5 数据处理

采用 SPSS 26.0 软件对 4 个处理间土壤理化性质、DOC 含量及光谱指标进行单因素方差分析(ANOVA),并利用最小显著差异(LSD)法进行多重比较。使用 Matlab 2021b 软件,基于 DOM Flour 工具箱进行平行因子分析,以确定 DOM 组分。切除瑞利散射和拉曼散射,排除异常值,通过裂半分析和残差分析验证平行因子模型的有效性。采用 Origin 2021

和 Correlation Plot 工具包绘制 DOM 与土壤理化性质的皮尔逊相关性热图。

2 结果与分析

2.1 不同碳源添加对土壤基本性质的影响

不同处理土壤基本性质见表 2。随培养时间延长,土壤 pH 整体呈下降趋势,SB、SR 和 SL 处理 pH 在 30 d 时显著高于 CK($P<0.05$),后逐渐降低; SB 处理 pH 从 4.65 逐步降至 4.50,降幅仅 3.1%。SB 处理土壤 TC 含量最高,且随培养时间无显著变化; SR 和 SL 处理次之,均显著高于 CK($P<0.05$)。与 CK 相比,除 30 d 外,SB、SR 和 SL 处理均显著提高土壤 TN 含量($P<0.05$),其中 SL 处理在 360 d 时最高(2.07 g/kg),显著高于 SR 和 SB 处理($P<0.05$)。SB 处理土壤 C : N 最高,且随培养时间无显著变化; SL 和 SR 处理土壤 C : N 随培养时间显著降低($P<0.05$)。各处理土壤 NH_4^+ -N 含量在 30 d 时最高,后迅速下降并趋于稳定,且 30 d 时 SB、SL 和 SR 处理土壤 NH_4^+ -N 含量均显著低于 CK ($P<0.05$)。土壤 NO_3^- -N 含量随培养时间显著提高($P<0.05$),360 d 时 SR 处理土壤 NO_3^- -N 含量最高(91.50 mg/kg),SL 处理次之,SB 处理土壤 NO_3^- -N 含量显著低于 SR 和 SL 处理($P<0.05$)。

2.2 不同碳源添加下土壤 DOC 含量的动态变化

土壤 DOC 为土壤 DOM 的主要组成部分,本研究以土壤 DOC 含量表征土壤 DOM 含量变化。由图 1 可知,30 d 时各处理土壤 DOC 含量最高,90 d 时土壤 DOC 含量显著降低($P<0.05$),180 d 和 360 d 时土壤 DOC 含量变化幅度趋于稳定。与 CK 相比,SL 和 SR 处理土壤 DOC 含量在 30、90 和 180 d 时显著增加($P<0.05$),而 SB 处理对土壤 DOC 含量无显著影响; 360 d 时,SB 处理土壤 DOC 含量显著降低($P<0.05$)。

2.3 不同碳源添加下土壤 DOM 组成的动态变化

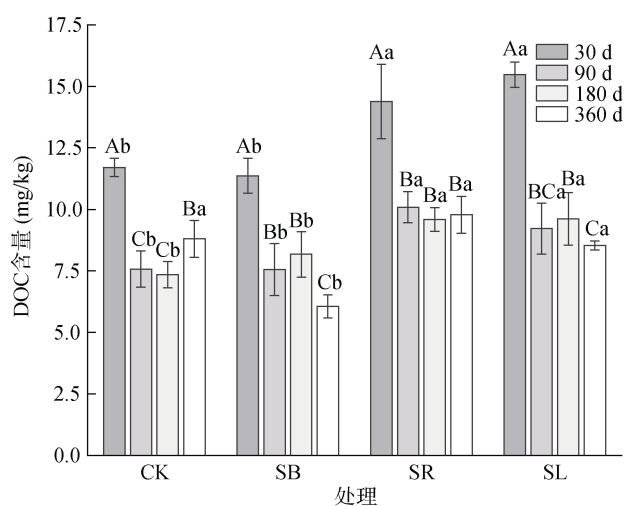
由图 2 可知, SUVA_{254} 值随培养时间呈先升高后降低的趋势,30、180 和 360 d 时,SL 和 SR 处理 SUVA_{254} 值均显著高于 CK($P<0.05$),而 SB 处理与 CK 无显著差异。除 180 d 外,各处理 HIX 值整体呈下降趋势。与 CK 相比,SB、SR 和 SL 处理显著提高 HIX 值($P<0.05$)。

平行因子分析结果表明,土壤 DOM 由 3 个组分组成(C1、C2 和 C3; 图 3)。C1 的激发波长/发射波长(E_X/E_M)为 250~320/410,代表类富里酸物质; C2 的 E_X/E_M 为 280/310,代表类酪氨酸物质,是微生物代谢产物; C3 的 E_X/E_M 为 280/350,代表类色氨酸物

表 2 不同处理土壤基本性质
Table 2 Soil properties under different treatments

指标	培养时间(d)	CK	SB	SR	SL
pH	30	4.15±0.05Ac	4.65±0.03Aa	4.32±0.04Ab	4.72±0.06Aa
	90	4.07±0.02Bd	4.58±0.03Bb	4.15±0.08Bc	4.67±0.04Aa
	180	4.07±0.03Bc	4.52±0.02Ca	4.07±0.01Cc	4.41±0.03Bb
	360	3.99±0.01Cc	4.50±0.05Ca	3.97±0.05Dc	4.14±0.03Cb
TC (g/kg)	30	22.70±1.26Ac	28.74±0.46Aa	27.54±0.53Aab	26.64±1.15Ab
	90	21.92±0.34ABc	28.99±0.70Aa	25.89±0.26Bb	25.70±0.54ABb
	180	20.77±0.63Bd	26.71±0.65Ba	25.46±0.40Bb	24.15±0.49Cc
	360	20.67±0.55Bc	29.46±0.81Aa	25.20±1.05Bb	25.38±0.73Bb
TN (g/kg)	30	1.44±0.28Ab	1.60±0.08Aab	1.67±0.08Aab	1.85±0.08Ba
	90	1.39±0.09Ab	1.70±0.12Aa	1.69±0.06Aa	1.84±0.12Ba
	180	1.06±0.13Bc	1.42±0.12Bb	1.75±0.09Aa	1.62±0.21Cab
	360	1.29±0.04ABc	1.65±0.10Ab	1.75±0.11Ab	2.07±0.01Aa
C : N	30	16.12±2.62Bab	18.08±1.37Aa	16.49±1.01Aab	14.40±0.97Ab
	90	15.78±0.82Bab	17.12±1.42Aa	15.32±0.46ABb	14.00±0.67Ab
	180	19.78±2.67Aa	18.93±1.73Aa	14.61±0.87Bb	14.13±0.36Ab
	360	16.09±0.6Bb	17.95±1.22Aa	14.49±0.87Bc	12.24±0.30Bd
NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	30	8.79±0.88Aa	7.49±0.46Ab	5.54±0.42Ac	4.57±0.52Ad
	90	2.10±0.17Ba	2.17±0.24Ba	2.02±0.08Ca	2.09±0.07Ba
	180	2.11±0.10Bb	2.28±0.24Bb	2.71±0.27Ba	2.59±0.11Ba
	360	2.20±0.47Ba	2.11±0.42Ba	2.32±0.40BCa	2.50±0.62Ba
NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	30	22.50±2.72Cab	20.45±2.89Db	24.66±3.23Da	24.11±1.51Dab
	90	45.94±0.81Ba	34.09±1.67Cb	45.48±6.95Ca	34.53±0.61Cb
	180	51.93±6.44Bb	43.02±2.49Bc	63.82±1.41Ba	40.58±0.25Bc
	360	82.18±3.34Ab	64.16±1.66Ad	91.50±2.41Aa	68.30±2.79Ac

注: 表中数据为平均值 ± 标准差(n=4); 同列数据大写字母不同表示同一碳源处理不同培养时间下差异显著(P<0.05); 同行数据小写字母不同表示同一培养时间不同碳源处理间差异显著(P<0.05)。



(图中大写字母不同表示同一碳源处理不同培养时间下差异显著(P<0.05), 小写字母不同表示相同时间不同碳源处理间差异显著(P<0.05), 下同)

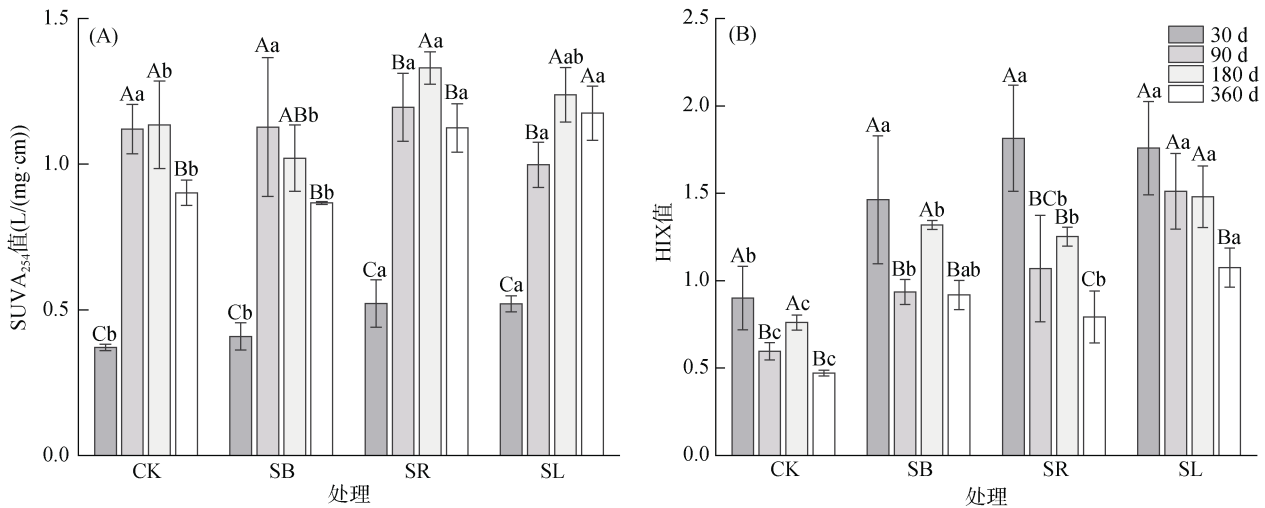
图 1 不同处理土壤 DOC 含量

Fig. 1 Soil DOC contents under different treatments

质。CK 中 C3 组分始终占主导(45.52%~57.81%), C1 组分相对含量随培养时间从 32.03% 降至 9.96%, C2 组分相对含量从 10.16% 提升至 34.28%。SB 处理 C2 组分相对含量持续增加, 由 19.94% 升至 73.31%; 而 C1 和 C3 组分相对含量随培养时间逐渐降低。SL 处理 C2 组分占主导(47.16%~53.27%), C3 组分在 180 d 时升至 24.41%, 在 360 d 时各组分趋于稳定。SR 处理 C1 组分相对含量在 360 d 降至 21.33%, C2 组分相对含量随培养时间从 9.07% 升至 43.28%, C3 组分保持相对稳定(34.58%~37.61%)。

2.4 不同碳源添加下土壤 DOM 含量和组成与土壤基本性质的相关关系

Pearson 相关性分析表明(图 4), 土壤 DOC 含量与 NH₄⁺-N 含量、HIX 值呈极显著正相关(P<0.01), 与 NO₃⁻-N 及 SUVA₂₅₄ 值呈显著负相关(P<0.05); SUVA₂₅₄ 值与 NO₃⁻-N 含量呈显著正相关(P<0.05), 与 NH₄⁺-N



(A. 土壤 DOM 芳香化指数(SUVA₂₅₄); B. 土壤 DOM 腐殖化指数(HIX))

图 2 不同处理土壤 DOM 光谱特性

Fig. 2 Spectral characteristics of soil DOM under different treatments

含量呈极显著负相关($P < 0.01$); HIX 值与 TC、TN 含量及 pH 呈显著正相关,与 NO_3^- -N 含量呈显著负相关($P < 0.05$)。荧光组分中, C1 组分相对含量与 TN 含量呈显著正相关,与土壤 C:N 呈显著负相关($P < 0.05$); C2 组分相对含量与 NH_4^+ -N 含量呈显著负相关($P < 0.05$); C3 组分相对含量与 NO_3^- -N 含量呈显著正相关,与 HIX 值、TC 含量呈显著负相关($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 不同碳源添加对土壤 DOC 含量的影响

本研究通过 360 d 培养试验揭示土壤 DOC 含量的动态变化: 30 d 时各处理土壤 DOC 含量显著升高, 90 d 时大幅度降低, 180 d 和 360 d 时变化幅度趋于平缓。这反映了 DOC 含量短期升高后随培养时间降低的趋势。Wang 等^[30]将 ^{13}C 标记光叶水青冈凋落叶衍生的 DOC 添加到土壤中, 发现 DOC 含量随培养时间降低。Yoshida 等^[31]通过 170 d 培养试验发现针叶林和阔叶林土壤 DOC 含量在 55 d 达到峰值后急剧下降, 本研究结果与此吻合。土壤 DOC 含量初期显著升高, 随后急剧下降, 归因于微生物对易分解碳源(如可溶性糖、氨基酸)的快速分解与释放, 导致 DOC 含量短期激增^[32]。随着易分解碳源耗尽, 微生物转向分解木质素、多酚等复杂有机质, 其降解速率显著低于初期。本研究结果表明, 30、90 及 180 d 时 SL 和 SR 处理显著提高土壤 DOC 含量, 而 SB 处理无显著影响, 这是由于凋落叶和细根中富含可溶性糖、有机酸及半纤维素等易分解物质, 在微生物分泌的胞外酶作用下分解^[33], 导致 DOC 含量升高。而添

加生物质炭带入的 DOC 含量远小于凋落叶和细根, 且高温热解制备的生物质炭具有高度芳香化结构和抗分解特性, 其难溶性碳组分占比 >90%, 矿化释放可溶性组分的能力有限^[21], 这是 SB 处理 DOM 含量较低的原因。

3.2 不同碳源添加对土壤 DOM 组成的影响

SUVA₂₅₄ 值可表征 DOM 中芳香族化合物含量及共轭程度。30 d 时各处理 SUVA₂₅₄ 值较低, 这是由于初期 DOM 以低芳香性的脂肪族、碳水化合物为主^[34], 其共轭结构少, 芳香化程度较低。90 d 时, SUVA₂₅₄ 值显著增加且处理间无显著差异, 归因于随着易分解组分快速消耗, 残留的 DOM 中高芳香性组分(如木质素、多酚)比例升高。SUVA₂₅₄ 值与土壤 DOC 含量的负相关性也佐证了这一观点。Wang 等^[35]研究发现, 在生物降解过程中, DOM 中易分解有机物被消耗, 而芳香族化合物相对保留, 本研究结果与此一致。SUVA₂₅₄ 值在 360 d 时降低, 是芳香族化合物被进一步分解矿化的结果。此外, SL 和 SR 处理 SUVA₂₅₄ 值显著高于 CK, 这是因为杉木叶和根凋落物中含有较多木质素和多酚类化合物^[36], 通过淋溶作用释放大量芳香性 DOM, 直接提升 SUVA₂₅₄ 值。同时, 真菌(如白腐真菌)分泌木质素过氧化物酶, 将大分子芳香化合物分解为低分子量腐殖质^[37], 维持较高的 SUVA₂₅₄ 值。而 SB 处理与 CK 相比无显著差异。Liu 等^[38]发现, 生物质炭中不稳定碳(如脂类、糖类)被微生物优先分解, 而其芳香族骨架会降低微生物代谢商, 抑制其对复杂芳香结构的分解, 导致 SUVA₂₅₄ 值无显著变化。

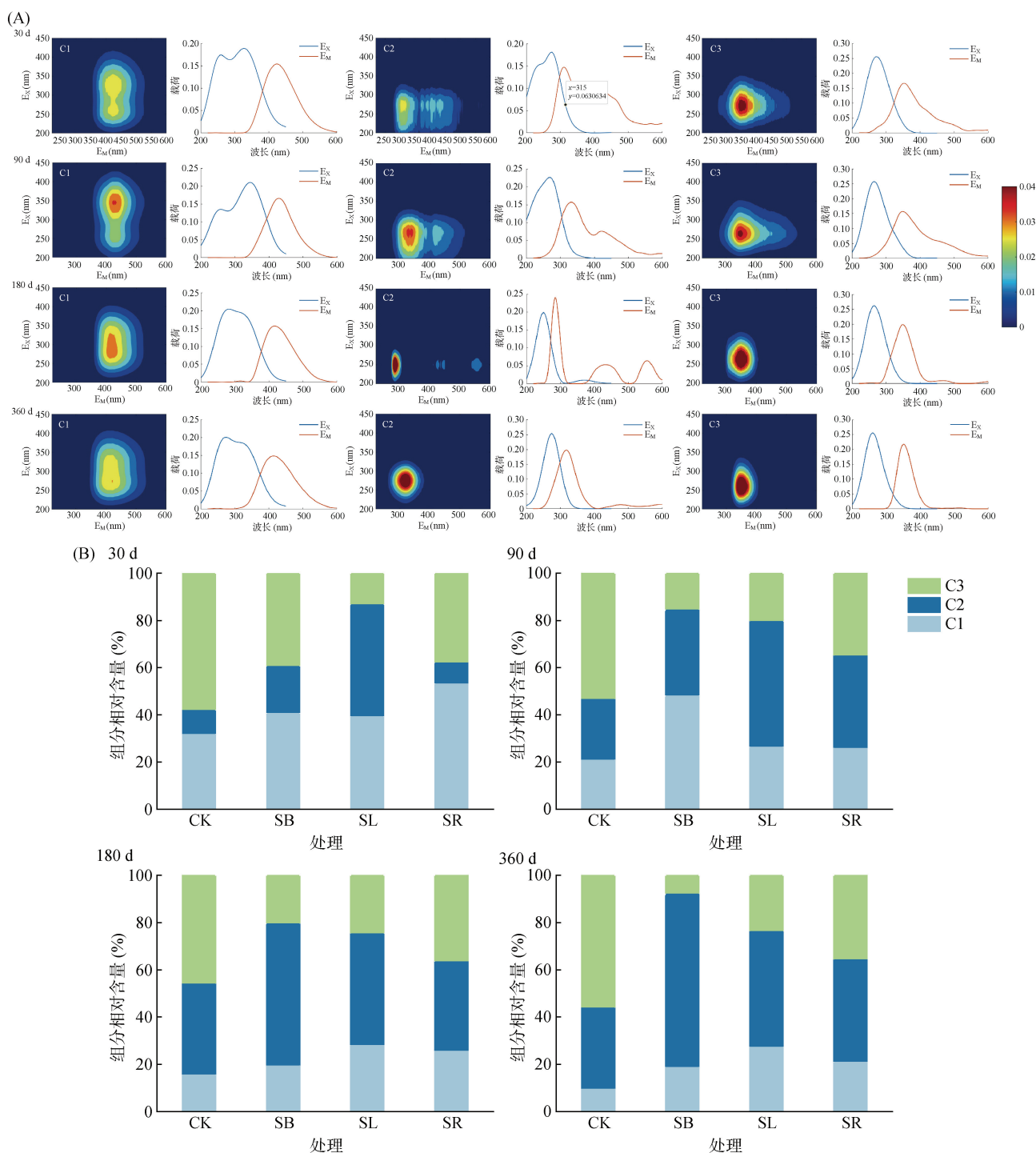
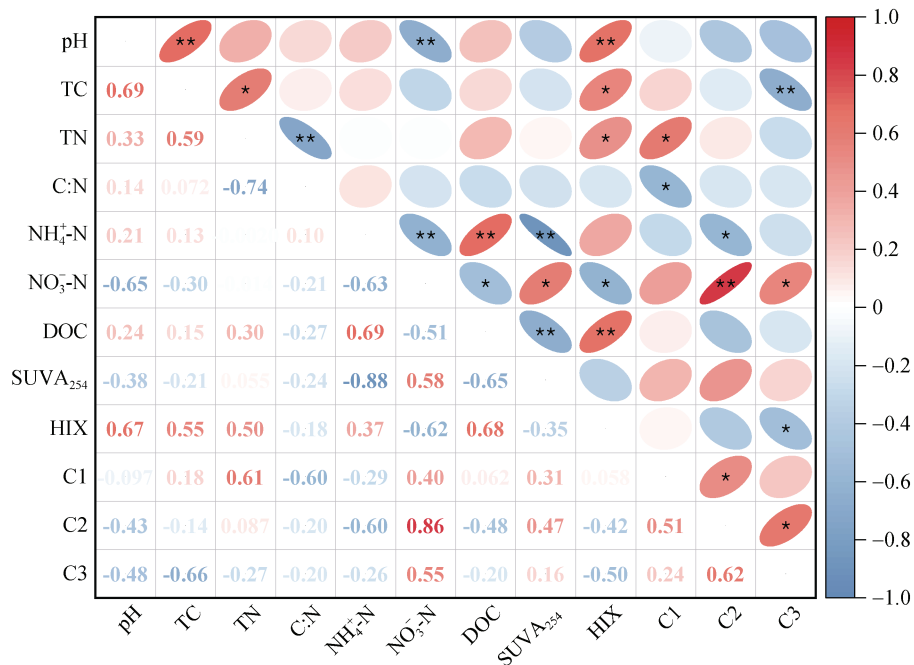


图 3 基于平行因子分析的土壤 DOM 荧光组分(A)及其相对含量(B)
 Fig. 3 Fluorescence components (A) and relative contents (B) of soil DOM based on EEM-PARAFAC

HIX 值是衡量 DOM 腐殖化程度的重要指标。研究表明，除 180 d 外，HIX 值整体呈下降趋势，反映 DOM 腐殖化程度逐渐降低。这是由于培养过程中随可利用底物减少，微生物转向分解木质素和芳香族化合物，导致 HIX 值下降^[39]。此外，SL、SR 及 SB 处理 HIX 值显著高于 CK。Jin 等^[40]发现，有机物料(秸秆、粪便)处理的多酚、氨基酸等腐殖质前体物质含

量较对照组增加 15%~25%，与腐殖酸含量呈正相关，且有机物料处理提高了过氧化氢酶和漆酶活性，这可能是碳源添加下土壤 HIX 值高于对照的原因。HIX 值与 TC、TN 呈正相关性，表明碳源添加下 TC 和 TN 含量的增加为腐殖质合成提供物质基础，促进土壤 DOM 腐殖化。

本研究中，土壤 DOM 共识别出类富里酸(C1)、



(*、** 分别表示相关性达 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 显著水平)

图 4 DOM 含量、组成和荧光特性与土壤基本性质的皮尔逊相关关系

Fig. 4 Pearson correlations between soil properties with contents and fluorescence characteristics of DOM and its components

类酪氨酸(C2)和类色氨酸(C3) 3种荧光组分,这与Ye等^[34]对热带人工林土壤 DOM 的研究结果相似。C1组分为低分子量腐殖质,其结构复杂,具有较高芳香性和丰富的官能团,而C2和C3组分归属于微生物源类蛋白质组分。整体而言,C1相对含量在30d时较高,后随培养时间逐渐降低,而C2相对含量随培养时间逐渐增加。初期土壤中木质素、多酚等植物源大分子通过氧化缩合形成类富里酸物质^[41],在缺乏外源有机物输入时,土壤微生物通过分泌胞外酶降解部分类富里酸转化为类蛋白质物质^[39],导致C2组分的积累。不同处理土壤DOM荧光组分相对含量存在差异。SB处理C2组分相对含量从19.94%升至73.31%,而C1和C3组分相对含量持续降低。陈丽铭等^[42]通过为期45d培养试验发现,生物质炭添加提高了与微生物转化有关组分的相对含量,降低了类富里酸组分的相对含量,本研究结果与此相似。这是由于生物质炭的特性(如多孔结构、芳香族化合物及功能基团)通过改变土壤微生物,特别是真菌群落组成和多样性,驱动土壤DOM从植物源类腐殖质向微生物源类蛋白质组分的转化。阎海涛等^[43]发现,生物质炭添加显著改变了真菌群落结构,使担子菌门和子囊菌门的丰度增加,其分泌的氧化酶加速类色氨酸物质的分解。本研究中,SL处理C2组分相对含量始终较高(47.16%~53.27%),C3组分相对含量在180d

时升至24.41%,之后趋于稳定。此动态特征反映了凋落叶分解的两个阶段性过程,初期凋落叶富含的可溶性糖、有机酸及半纤维素等易分解组分通过微生物代谢途径转化为类蛋白质^[12],后期真菌(如白腐真菌)通过分泌木质素过氧化物酶逐步降解大分子有机物^[37],维持了C2和C3组分相对含量的稳定。而SR处理C2组分相对含量从9.07%升至43.28%,C3组分相对含量保持稳定。与凋落叶相比,细根较高的木质素含量延缓了分解,更有利于长期碳固存^[44]。细根分解产生的植物源DOM优先被土壤微生物消耗,并转化为微生物来源的DOM分子^[45],引起C2组分相对含量升高。而Kalbitz等^[46]通过为期1年的培养试验发现,pH为4.2的森林土壤中DOM类色氨酸组分通过铁铝氧化物的配体交换被吸附,吸附态DOM的矿化率仅为游离态的1/6,表明类色氨酸组分因与矿物表面结合(如铁铝氧化物的配位键)而被选择性保留,维持了C3组分的相对稳定。

4 结论

添加凋落叶和细根显著提高了土壤DOM含量和芳香性,而添加生物质炭无显著影响。添加凋落叶、细根和生物质炭显著提高了土壤DOM腐殖化程度,且添加凋落叶对土壤DOM腐殖化的促进作用强于细根和生物质炭。类富里酸(C1)组分相对含量在各处理

中持续降低; 添加生物质炭提升了类酪氨酸(C2)组分相对含量, 但抑制了类色氨酸(C3)组分的积累; 添加细根促进 C2 组分相对含量升高, 而 C3 组分维持相对稳定; 凋落叶添加下 C2 和 C3 组分保持相对稳定, 反映了土壤中植物源 DOM 经微生物降解逐步转化为类蛋白质组分的过程。

本研究通过控制单一碳源输入的方式, 探讨了凋落叶、细根(地上、地下植物碳源)及生物质炭(人工碳源)对土壤 DOM 影响的差异。然而, 自然生态系统中各类外源碳输入是并存的, 本研究未考虑多种碳源输入及其交互作用对土壤 DOM 的影响, 在后续研究中可考虑结合傅里叶变换离子回旋共振质谱(FT-ICR MS)分析技术, 深入开展凋落叶、细根及其生物质炭混合添加对土壤 DOM 分子组成的影响研究。

参考文献:

- [1] Kaiser K, Kalbitz K. Cycling downwards—dissolved organic matter in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 52: 29–32.
- [2] Wang Z, Zhang C X, Pan S L, et al. Responses of molecular composition and biodegradation of dissolved organic matter to erosion in topsoil versus subsoil in a Mollisol agricultural ecosystem[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 354: 108569.
- [3] Man M L, Simpson M J. Dissolved organic matter molecular composition controls potential biodegradability[J]. *Organic Geochemistry*, 2025, 200: 104924.
- [4] Zhou P, Tian L, Graham N, et al. Spatial patterns and environmental functions of dissolved organic matter in grassland soils of China[J]. *Nature Communications*, 2024, 15: 6356.
- [5] D'Andrilli J, Junker J R, Smith H J, et al. DOM composition alters ecosystem function during microbial processing of isolated sources[J]. *Biogeochemistry*, 2019, 142(2): 281–298.
- [6] Li T, Li P F, Qin W, et al. Fertilization weakens the ecological succession of dissolved organic matter in paddy rice rhizosphere soil at the molecular level[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(48): 19782–19792.
- [7] Wang J, Qu L R, Osterholz H, et al. Effects of DOM chemodiversity on microbial diversity in forest soils on a continental scale[J]. *Global Change Biology*, 2025, 31(3): e70131.
- [8] Zhang Y L, Heal K V, Shi M J, et al. Decreasing molecular diversity of soil dissolved organic matter related to microbial community along an Alpine elevation gradient[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 818: 151823.
- [9] Cao X H, Li S G, Huang H, et al. Wildfire impacts on molecular changes of dissolved organic matter during its passage through soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024. DOI:10.1021/acs.est.3c11056.
- [10] Koukol O, Novák F, Hrabal R, et al. Saprotrophic fungi transform organic phosphorus from spruce needle litter[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(12): 3372–3379.
- [11] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review[J]. *Soil Science*, 2000, 165(4): 277–304.
- [12] Cui Y, Luo F L, Chen Y H, et al. Rhizodeposition and litter decomposition of *Phragmites australis* play important roles in composition and properties of soil dissolved organic matter[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 142: 109275.
- [13] 黄媛, 王海珍, 杨智杰, 等. 种植米楮、杉木土壤 DOM 浓度和光谱特征差异及其对短期增温的响应[J]. *土壤*, 2025, 57(1): 47–57.
- [14] Zhao L, Du C C, Zhang Q, et al. The ultraviolet-visible absorbance and fluorescence characterization of dissolved organic matter derived from the leaf litter of *Populus simonii*, *Artemisia desertorum*, *Salix cheilophila*, and *Populus tomentosa*[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(29): 36439–36449.
- [15] Ma H Z, Mo L D, Crowther T W, et al. The global distribution and environmental drivers of aboveground versus belowground plant biomass[J]. *Nature Ecology & Evolution*, 2021, 5(8): 1110–1122.
- [16] Guo L L, Deng M F, Yang S, et al. The coordination between leaf and fine root litter decomposition and the difference in their controlling factors[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2021, 30(11): 2286–2296.
- [17] Lai S T, Dai W T, Wu F Z, et al. Labile carbon release from plant litter and its effect on soil organic matter formation in a subtropical forest[J]. *Plant and Soil*, 2025, 511(1): 151–161.
- [18] 方婧, 金亮, 程磊磊, 等. 环境中生物质炭稳定性研究进展[J]. *土壤学报*, 2019, 56(5): 1034–1047.
- [19] 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.
- [20] Pei J M, Li J Q, Mia S, et al. Biochar aging increased microbial carbon use efficiency but decreased biomass turnover time[J]. *Geoderma*, 2021, 382: 114710.
- [21] Sun Y Q, Xiong X N, He M J, et al. Roles of biochar-derived dissolved organic matter in soil amendment and environmental remediation: A critical review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 424: 130387.
- [22] Si D F, Wu S, Wu H T, et al. Activated carbon application simultaneously alleviates paddy soil arsenic mobilization and carbon emission by decreasing porewater dissolved organic matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(18): 7880–7890.
- [23] Smebye A, Alling V, Vogt R D, et al. Biochar amendment to soil changes dissolved organic matter content and composition[J]. *Chemosphere*, 2016, 142: 100–105.

- [24] Eykelbosh A J, Johnson M S, Couto E G. Biochar decreases dissolved organic carbon but not nitrate leaching in relation to vinasse application in a Brazilian sugarcane soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 149: 9–16.
- [25] Yang Y, Sun K, Liu J, et al. Changes in soil properties and CO₂ emissions after biochar addition: Role of pyrolysis temperature and aging[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 839: 156333.
- [26] Zhang H, Zhou G M, Wang Y X, et al. Clear-cut and forest regeneration increase soil N₂O emission in *Cunninghamia lanceolata* plantations[J]. *Geoderma*, 2021, 401: 115238.
- [27] Guo J H, Feng H L, Roberge G, et al. The negative effect of Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) monoculture plantations on soil physicochemical properties, microbial biomass, fungal communities, and enzymatic activities[J]. *Forest Ecology and Management*, 2022, 519: 120297.
- [28] Wu P P, Ding Y D, Li S L, et al. Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry controls interspecific patterns of leaf litter-derived dissolved organic matter biodegradation in subtropical plantations of China[J]. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 2021, 14(1): 80–85.
- [29] 张厚喜, 林丛, 程浩, 等. 武夷山不同海拔梯度毛竹林土壤有机碳特征及影响因素[J]. *土壤*, 2019, 51(4): 821–828.
- [30] Wang M, Tian Q X, Liao C, et al. The fate of litter-derived dissolved organic carbon in forest soils: Results from an incubation experiment[J]. *Biogeochemistry*, 2019, 144(2): 133–147.
- [31] Yoshida H, Sazawa K, Wada N Y, et al. Changes in the chemical composition of soil organic matter including water-soluble component during incubation: A case study of coniferous and broadleaf forest soils[J]. *Catena*, 2018, 171: 22–28.
- [32] Hu A, Jang K S, Meng F F, et al. Microbial and environmental processes shape the link between organic matter functional traits and composition[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(14): 10504–10516.
- [33] Yin L M, Zhang T S, Dijkstra F A, et al. Priming effect varies with root order: A case of *Cunninghamia lanceolata*[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 160: 108354.
- [34] Ye Q H, Wang Y H, Zhang Z T, et al. Dissolved organic matter characteristics in soils of tropical legume and non-legume tree plantations[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 148: 107880.
- [35] Wang Y H, Wang Y S, Han L L, et al. Concentration and compositional controls on degradation of permafrost-derived dissolved organic matter on the Qinghai–Tibetan Plateau[J]. *Limnology and Oceanography Letters*, 2024, 9(5): 563–572.
- [36] 马志良, 杨万勤, 吴福忠, 等. 四川盆地亚热带常绿阔叶林凋落叶多酚类物质在不同降雨期间的降解特征[J]. *生态学报*, 2018, 38(9): 3078–3085.
- [37] 郭嘉龙, 张丽仙, 杨丽, 等. 不同发育阶段杉木凋落叶分解过程中难分解物质的动态特征[J]. *江西农业大学学报*, 2024, 46(6): 1488–1497.
- [38] Liu H T, Wang X, Song X Q, et al. Generalists and specialists decomposing labile and aromatic biochar compounds and sequestering carbon in soil[J]. *Geoderma*, 2022, 428: 116176.
- [39] Liu J X, Liu S G, Li Y Y, et al. Warming effects on the decomposition of two litter species in model subtropical forests[J]. *Plant and Soil*, 2017, 420(1): 277–287.
- [40] Jin S G, Ma H B, Jia L, et al. Organic material additions have stronger effects on humic substances and enzyme activities than soil types[J]. *Land Degradation & Development*, 2022, 33(15): 2783–2794.
- [41] Qin X Q, Yao B, Jin L, et al. Characterizing soil dissolved organic matter in typical soils from China using fluorescence EEM–PARAFAC and UV–visible absorption[J]. *Aquatic Geochemistry*, 2020, 26(1): 71–88.
- [42] 陈丽铭, 吴月颖, 李财生, 等. 土壤溶解性有机质分子特征对不同来源有机肥分解的响应[J]. *土壤学报*, 2023, 60(4): 1101–1112.
- [43] 阎海涛, 殷全玉, 丁松爽, 等. 生物炭对褐土理化特性及真菌群落结构的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(5): 2412–2419.
- [44] 郑琳敏, 熊小玲, 姜永孟, 等. 武夷山不同海拔杉木凋落叶和细根分解规律以及驱动因素的差异[J]. *植物生态学报*, 2025, 49(2): 244–255.
- [45] Roth V N, Lange M, Simon C, et al. Persistence of dissolved organic matter explained by molecular changes during its passage through soil[J]. *Nature Geoscience*, 2019, 12(9): 755–761.
- [46] Kalbitz K, Schwesig D, Rethemeyer J, et al. Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(7): 1319–1331.

(责任编辑: 毛小芳)