

DOI: 10.20103/j.stxb.202406041295

张思琪, 王彩玲, 许嘉巍, 靳英华, 徐晓云, 彭博妍, 李宇, 杨雪婷, 雷虹, 侯汝栋. 外源碳输入对苔原土壤有机碳矿化和组分的影响. 生态学报, 2025, 45(5): 2122-2140.

Zhang S Q, Wang C L, Xu J W, Jin Y H, Xu X Y, Peng B Y, Li Y, Yang X T, Lei H, Hou R D. Effects of exogenous carbon inputs on soil organic carbon mineralization and its components in the tundra. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(5): 2122-2140.

外源碳输入对苔原土壤有机碳矿化和组分的影响

张思琪¹, 王彩玲², 许嘉巍¹, 靳英华^{1,*}, 徐晓云¹, 彭博妍¹, 李宇¹, 杨雪婷¹, 雷虹¹, 侯汝栋¹

1 长白山地理过程与生态安全教育部重点实验室, 东北师范大学地理科学学院, 长春 130024

2 山西省孝义市第九中学, 吕梁 032399

摘要: 苔原生态系统的土壤碳储量巨大, 其微小的变化都可能显著影响大气 CO₂ 的浓度, 对调节全球碳平衡有着重要的意义。长白山岳桦 (*Betula ermanii*) 林下的草本植物入侵苔原, 导致苔原植被发生显著变化, 为揭示不同外源碳输入对土壤有机碳矿化及组分的影响, 开展了 120 d 的室内培养实验。选取苔原带原生灌木优势种牛皮杜鹃 (*Rhododendron aureum*) 和入侵草本优势种小叶章 (*Deyeuxia angustifolia*) 的凋落物, 采集牛皮杜鹃样方内表层土样 (0—15 cm), 设置 6 个凋落物处理模拟不同外源碳输入。研究表明: (1) 与灌木凋落物输入相比, 随着草本外源碳输入比例的提高, 增加了土壤有机碳矿化速率、土壤有机碳累积矿化量和正激发效应, 特别是培养初期的土壤有机碳矿化速率和正激发效应增加更为显著; 并且较高品质的混合凋落物输入使各项测量指标高于品质更高的单一草本植物凋落物输入。(2) 与灌木凋落物输入相比, 随着草本外源碳输入的增加, 减少了土壤有机碳库中总有机碳的数量和重组有机碳的比例, 增加了微生物量碳、可溶性有机碳、易氧化有机碳和轻组有机碳的比例, 而且也增加了土壤中速效养分的含量。(3) 通过相关分析、一级动力学单指数模型和一级动力学双指数衰减模型拟合表明, 高品质的外源碳输入促进土壤有机碳的矿化, 而低品质的外源碳输入有利于土壤有机碳的稳定。综上, 随着草本植物入侵程度的加重, 苔原土壤有机碳库变得越来越不稳定, 而当未来草本植物完全代替灌木植物时, 苔原土壤有机碳库又会变得相对稳定一些。
关键词: 长白山; 苔原带; 土壤有机碳矿化; 土壤有机碳组分; 一级动力学模型; 土壤有机碳稳定性

Effects of exogenous carbon inputs on soil organic carbon mineralization and its components in the tundra

ZHANG Siqi¹, WANG Cailing², XU Jiawei¹, JIN Yinghua^{1,*}, XU Xiaoyun¹, PENG Boyan¹, LI Yu¹, YANG Xueting¹, LEI Hong¹, HOU Rudong¹

1 Key Laboratory of Geographical Process and Ecological Security of Changbai Mountain, Ministry of Education, School of Geographical Science, Northeast Normal University, Changchun 130024, China

2 NO.9 Middle School Of Xiaoyi, Liliang 032399, China

Abstract: The substantial soil carbon pool in tundra ecosystems magnifies the importance of even minor alterations, as these can significantly influence atmospheric CO₂ levels and are pivotal in managing the global carbon balance. Herbaceous plants beneath *Betula ermanii* in Changbai Mountain are encroaching on the tundra, causing considerable shifts in the tundra's vegetation. To explore the impact of exogenous carbon inputs on soil organic carbon mineralization and associated components within the tundra, a 120 day lab incubation experiment was undertaken. This study selected the indigenous shrub species *Rhododendron aureum* and the invasive herbaceous species *Deyeuxia angustifolia*. Surface soil samples (0—

基金项目: 吉林省自然科学基金项目 (20220101151JC); 国家自然科学基金项目 (41571078)

收稿日期: 2024-06-04; 采用日期: 2025-01-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jinyh796@nenu.edu.cn

15 cm depth) were obtained from plots dominated by *Rhododendron aureum*, and six litter treatments were implemented to mimic varying degrees of herbaceous encroachment. The findings revealed that: (1) In contrast to shrub litter inputs, a higher proportion of herbaceous plant inputs substantially boosted the rate of soil organic carbon mineralization, the cumulative mineralization of soil organic carbon, and the positive priming effect, especially in the incubation's initial stages. And all measurement parameters were higher with higher-quality mixed litter input than with higher-quality single herbaceous plant litter input. (2) As the proportion of herbaceous plant input increased relative to shrub litter input, the total organic carbon quantity and the proportion of heavy fraction organic carbon in the soil organic carbon pool decreased, while the proportions of microbial biomass carbon, dissolved organic carbon, easily oxidated carbon, and light fraction organic carbon increased, and the content of readily available nutrients also increased. (3) Correlation analysis, along with single first-order single exponential model and first-order double exponential decay model studies, indicated that high-quality exogenous carbon inputs promoted soil organic carbon mineralization, while low-quality exogenous carbon inputs favored the stabilization of soil organic carbon. In summary, As the invasion of herbaceous plants escalates, the soil organic carbon becomes increasingly unstable, Conversely, when herbaceous plants entirely replace shrubs in the future, the soil organic carbon in the tundra may become relatively stable.

Key Words: Changbai Mountain; tundra; soil organic carbon mineralization; soil organic carbon components; first-order kinetic model; soil organic carbon stabilization

土壤有机碳库是地表活性最大的碳库,其微小变动都会引起大气中 CO_2 浓度的显著变化^[1-3]。寒冷地区由于温度限制,有机物分解缓慢,土壤有机碳(Soil organic carbon, SOC)含量较高。因此,在全球气候变化背景下,寒冷地区土壤有机碳库变化的研究成为学界热点^[4-5]。已有研究表明苔原群落结构简单,对环境变化敏感,在全球气候变化背景下,苔原植被已经发生显著变化^[6-8]。苔原植被的变化直接影响土壤的碳输入,会引起土壤有机碳矿化的改变,进而影响土壤有机碳库的数量、组分和稳定性^[9-13]。

长白山苔原是亚欧大陆东部典型的高山苔原,根据前人调查长白山苔原为灌木苔原。近年来,岳桦林下以小叶章为代表的草本植物已经入侵苔原带,目前长白山苔原带正经历由灌木苔原向灌草苔原的转变,未来可能继续向草本苔原转变,凋落物也由单一灌木凋落物转变成灌草混合凋落物和单一草本凋落物,凋落物的质量和数量显著改变^[14]。过去研究表明,寒冷的灌木苔原温度低、凋落物品质差、微生物活动性弱、土壤酶活性差,因此,土壤有机碳分解速度缓慢,土壤中保存了大量土壤有机碳。而长白山苔原带草本植物入侵使低品质的灌木凋落物转变为高品质的灌草和草本凋落物,土壤微生物和酶活性增强了,加快了凋落物的分解,增加了土壤的有效养分和土壤 C 排放,降低了土壤有机碳储量^[14],但对土壤有机碳矿化、组分和稳定性变化的研究还较少。

SOC 根据碳的周转率和物理化学性质组成可以分为活性碳库、慢性碳库和惰性碳库,其中活性碳库包括易氧化有机碳(Easily oxidized carbon, EOC)、可溶性有机碳(Dissolved organic carbon, DOC)、微生物量碳(Microbial biomass carbon, MBC)和轻组有机碳(Light fraction organic carbon, LFOC),活性碳库是 SOC 中最活跃的部分,直接为植物供应营养物质,对环境因子的反映更敏感,可揭示 SOC 早期变化情况^[15]。

植物入侵会改变本地植被类型和多样性,进而改变凋落物数量和性质。凋落物是 SOC 输入的主体部分^[16],也是分解者的物质和能量来源,其变化会影响土壤微生物和土壤酶活性,进而改变凋落物及 SOC 分解速率,调控土壤碳输入和输出,因此凋落物的数量和性质决定着新的外源碳进入到土壤中形成 SOC 的数量、组分和稳定性^[17]。目前有关外源碳输入数量和质量变化对土壤有机碳库影响的结论并不一致。有观点认为外源碳数量增加将导致 SOC 含量的增加,同时抑制了原 SOC 的矿化^[18-19]。还有观点认为,外源碳数量增加在前期会促进 SOC 的矿化,降低土壤中 SOC 含量,增加碳排放^[20]。同时,外源碳性质的不同也会对于 SOC 的形成产生显著影响,有研究表明高品质外源碳输入因其易分解组分含量较高而更容易被微生物吸收利用,这

些微生物的残体及其代谢产物将通过促进团聚体的形成以及与土壤矿物质的结合而形成稳定性的 SOC, 提高其含量^[21]。相反, 有研究发现, 高品质的外源碳输入会通过对土壤有机碳矿化产生正激发效应, 使土壤以 CO₂ 形式损失大部分碳, 降低 SOC 含量^[22]。

在对 SOC 稳定性的研究中发现, 植物类型增多会通过增加土壤水解酶的分解底物, 从而导致微生物的大量繁殖, 进而使土壤中 SOC、DOC、EOC、MBC 含量增加, 降低土壤有机碳库的稳定性^[23-24]。但在阔叶树入侵针叶林的实验中却发现, 凋落物类型的增多对 SOC 稳定性无显著影响^[25]。凋落物的化学性质会通过影响微生物的生物量和底物的使用来影响 SOC 的稳定性^[21]。当微生物分解利用主要成分是蛋白质、氨基酸、单糖等高质量凋落物时, 会加快土壤中稳定性的矿质结合态的 SOC 形成, 从而增强 SOC 稳定性。相反也有研究表明当凋落物中多为蛋白质等高质量组分时, 可能会刺激微生物的活性, 提高 SOC 矿化能力, 从而降低 SOC 稳定性^[26-28]。凋落物的化学计量比(凋落物的 C/N、木质素/N)也会影响土壤有机碳的稳定性, 低 C/N 的凋落物通常具有丰富的营养物质, 能够促进土壤中微生物的生长和活性, 加速 SOC 的分解, 产生正激发效应, 降低 SOC 的稳定性; 相反, 有研究认为土壤微生物分解高 C/N 的凋落物需要更多的 N, 为了攫取土壤中的 N 而增强自身的活性, 促进 SOC 矿化, 具有掘 N 效应, 也会降低 SOC 的稳定性^[29]。综上, 本研究以不同比例的原生灌木牛皮杜鹃和入侵草本小叶章凋落物模拟不同草本入侵程度的苔原外源碳输入变化, 开展为期 120 d 的室内土壤有机碳矿化培养实验, 旨在探讨长白山苔原带草本入侵引起的外源碳输入变化对土壤有机碳矿化过程、土壤有机碳组分和稳定性的影响, 这将有助于对未来长白山苔原带土壤有机碳库变化进行预测, 为全球气候变化下苔原带碳循环的变化趋势提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

长白山(41°41'49"—42°25'18"N, 127°42'55"—128°16'48"E)位于吉林省东南部, 总面积为 1964.65 km², 主峰白云峰(2691 m)是中国东北地区第一高峰^[30]。长白山属于受季风影响的温带大陆性山地气候, 气候特点是夏季短暂凉爽, 冬季漫长寒冷。由于地势高峻, 植被成明显的垂直性分布, 从下而上依次是山地针阔混交林带(1100 m 以下)、山地针叶林带(1100—1800 m)、亚高山岳桦林带(1800—2100 m)、高山苔原带(2100—2400 m)和高山荒漠带(2400 m 以上)^[31]。

长白山苔原带位于火山锥上部, 坡度约为 10°—15°^[32], 地表为碱性粗面岩风化物 and 火山灰, 火山地貌和冰缘地貌共同塑造出独特的火山锥坡面; 全年平均气温为 -7.3℃; 降水丰沛但不均, 年均降水量约为 1400 mm, 主要集中在生长季; 全年大风、湿度大, 一年中风天和雾天长达 260 d^[14]。苔原植被种类少, 以灌木苔原为主, 牛皮杜鹃和笃斯越橘(*Vaccinium uliginosum*)为主要建群种。近些年来, 小叶章等草本植物快速入侵改变了苔原带植被结构, 草本植物优势地位显著上升^[33]。

1.2 研究方法

1.2.1 实验设计

本研究采用室内模拟培养试验, 选取大规模入侵苔原带的草本植物小叶章凋落物和苔原带原生灌木植物牛皮杜鹃凋落物作为外源碳的供试植物凋落物, 选取牛皮杜鹃群落下的土壤作为供试土壤, 保证土壤理化性质的一致性。参照靳英华等^[34]对长白山苔原带草本植物入侵程度的分类标准, 按照灌木和草本凋落物的比例, 设置 6 种处理模拟草本不同入侵程度下的凋落物: 对照(CK, 0:0)、无入侵的单一牛皮杜鹃凋落物(C1, 2:0)、轻度入侵的高牛皮杜鹃-小叶章比值凋落物(C2, 1.5:0.5)、中度入侵的中牛皮杜鹃-小叶章比值凋落物(C3, 1:1)、重度入侵的低牛皮杜鹃-小叶章比值凋落物(C4, 0.5:1.5)、完全入侵的单一小叶章凋落物(C5, 0:2), 凋落物化学性质见表 1。CK 为 100 g 土壤, 另外 5 种添加不同凋落物处理为 100 g 土壤+2 g 凋落物, 将其放入 10.5℃(长白山生长季平均温度)的恒温恒湿箱中培养, 于培养 1、3、5、10、15、25、40、60、90、120 d 用碱液吸收法来测定 CO₂ 释放速率, 同时设置上述相同实验, 分别在培养 5、25、60、90、120 d 进行破坏性取样测定

土壤有机碳组分和土壤养分含量,培养期间用称重法定期校正土壤含水量为 60%。

表 1 不同处理下调落物的化学性质^[35]

Table 1 Chemical properties of the different litter under different treatments

处理 Treatment	氮 (g/kg) Nitrogen	碳 (g/kg) Carbon	磷 (g/kg) Phosphorus	纤维素/% Cellulose	木质素/% Lignin	碳氮比 C:N ratio	木质素/氮 Lignin:N ratio
C1	6.88±0.14e	492.48±1.38a	0.30±0.02b	22.59±0.01c	37.20±0.05a	71.55±1.45a	54.06±5.37a
C2	7.66±0.24d	472.95±0.50b	0.32±0.07ab	24.67±0.01c	27.45±0.01a	61.74±2.08b	35.83±0.76b
C3	8.79±0.05c	454.29±0.92c	0.33±0.07ab	24.36±0.01c	18.40±0.01b	51.67±0.34c	20.93±0.40c
C4	9.69±0.01b	438.23±0.59d	0.35±0.01ab	27.30±0.01b	13.35±0.01bc	45.21±0.49d	13.78±0.50d
C5	10.57±0.30a	420.11±0.56e	0.39±0.04a	31.76±0.01a	6.43±0.01c	39.75±1.09e	6.08±0.20e

同一列不同小写字母表示不同处理下的各凋落物化学性质存在显著差异($P<0.05$)

1.2.2 样品采集与指标测定

2020 年生长季末(8 月底),在苔原带设置 3 块 10 m×10 m 的牛皮杜鹃群落样方,使用五点采样法在每个样方中采集表层土壤样品(0—15 cm),混匀后装入恒温箱中带回实验室。采集土样的同时,采集当年新鲜、未分解的小叶章与牛皮杜鹃凋落物带回实验室,植物凋落物用蒸馏水清洗后,在 65℃ 条件下烘干 48 h 至恒重。

凋落物 C、N 含量采用 EA3000 元素分析仪测定;凋落物 P 含量采用微波消解-钼锑抗比色法测定;凋落物的木质素和纤维素含量使用酸性洗涤纤维素法测定;土壤总有机碳(Total organic carbon, TOC)含量采用重铬酸钾容量法-热稀释法测定;DOC 含量的测定采用 TOC 分析仪测定;MBC 含量采用氯仿熏蒸-K₂SO₄浸提法测定;EOC 含量采用 KMnO₄氧化法测定;LFOC、重组有机碳(Heavy fraction organic carbon, HFOC)含量采用 NaI 重液(1.8 g/cm³)悬浮分离法测定;土壤全碳(Total carbon, TC)、全氮(Total nitrogen, TN)含量采用 EA3000 元素分析仪测定;土壤全磷(Total phosphorus, TP)含量采用微波消解法来测定;土壤速效氮(Available nitrogen, AN)含量用流动分析仪(SKALAR SAN++)测定;土壤速效磷(Available phosphorus, AP)含量采用钼锑抗比色法测定。

1.2.3 数据处理与分析

(1) 土壤有机碳累积矿化量:

$$C_N = C_{\text{HCl}} \times (V_0 - V_1) \times 44 / 2m$$

式中, C_N 为培养时间内土壤有机碳累积矿化量(g/kg); C_{HCl} 为盐酸浓度(mol/L); V_0 为空白滴定的体积(mL); V_1 为消耗盐酸的体积(mL); m 为培养实验中的土壤质量(g)。

(2) 土壤有机碳矿化速率:

$$W = C_N / t$$

式中, W 为土壤有机碳矿化速率(g kg⁻¹ d⁻¹); C_N 为培养时间内土壤有机碳累积矿化量(g/kg); t 为培养天数(d)。

(3) 相对激发效应:

$$\text{相对激发效应}(\%) = 100\% \times (\text{CO}_2 - C_{\text{treatment}} - \text{CO}_2 - C_{\text{control}}) / \text{CO}_2 - C_{\text{control}}$$

式中, $\text{CO}_2 - C_{\text{treatment}}$ 为在添加不同外源碳处理中从土壤有机碳中排放的二氧化碳的累积量(mg/g); $\text{CO}_2 - C_{\text{control}}$ 为在对照处理中从土壤有机碳中排放的二氧化碳的总量(mg/g)。

(4) 通过拟合一级动力学单指数模型计算潜在矿化土壤有机碳:

$$C_t = C_p \times (1 - e^{-k_0 t})$$

式中, C_t 为培养时间 t (d) 时土壤有机碳的累积矿化量(g/kg); C_p 为土壤有机碳潜在矿化量(g/kg); k_0 为土壤有机碳矿化速率常数(d⁻¹); t 为培养天数(d)。

(5) 通过拟合一级动力学双指数模型计算潜在矿化土壤有机碳:

$$C_t = C_0 \times (1 - e^{-kt}) + (T_c - C_0) \times (1 - e^{-ht})$$

$$\text{快库的比例}(\%) = C_0 / T_c \times 100\%$$

$$\text{慢库的比例}(\%) = (T_c - C_0) / T_c \times 100\%$$

式中, C_t 为培养时间 t (d) 时土壤有机碳的累积矿化量 (g/kg); T_c 为土壤总有机碳含量 (g/kg); k 为土壤有机碳矿化速率常数 (d^{-1}); h 为土壤有机碳矿化速率常数 (d^{-1}); t 为培养天数 (d); C_0 为土壤中易被微生物迅速分解利用的那部分活性有机碳即快库 (g/kg); $(T_c - C_0)$ 为暂时固定于微生物体内以及被土壤矿物或团聚体稳定的相对难以利用的惰性有机碳即慢库 (g/kg)。

运用 Excel 2019 进行数据整理, 用 SPSS 20.0 进行数据统计分析培养期内不同凋落物组成下土壤有机碳、土壤养分、土壤有机碳矿化及各有机碳组分的差异, 用 Origin Pro 2022 拟合一级动力学单、双指数模型, 并采用 Tukey's HSD 检验对参数在显著水平为 0.05 时进行组间事后比较, 并采用 Pearson 相关性分析各要素之间的相关性, 利用 Origin Pro 2022 进行绘图。文中图表数据为平均值 \pm 标准误。

2 结果与分析

2.1 外源碳输入变化对土壤有机碳矿化的影响

(1) 土壤有机碳矿化速率

各处理的土壤有机碳矿化速率呈现先快速增加 (1—5 d) 再快速降低 (5—10 d) 后缓慢降低或稳定 (10—120 d) 的趋势 (图 1), 在整个培养过程中, C4 的 SOC 矿化速率最大, CK 的 SOC 矿化速率最小。

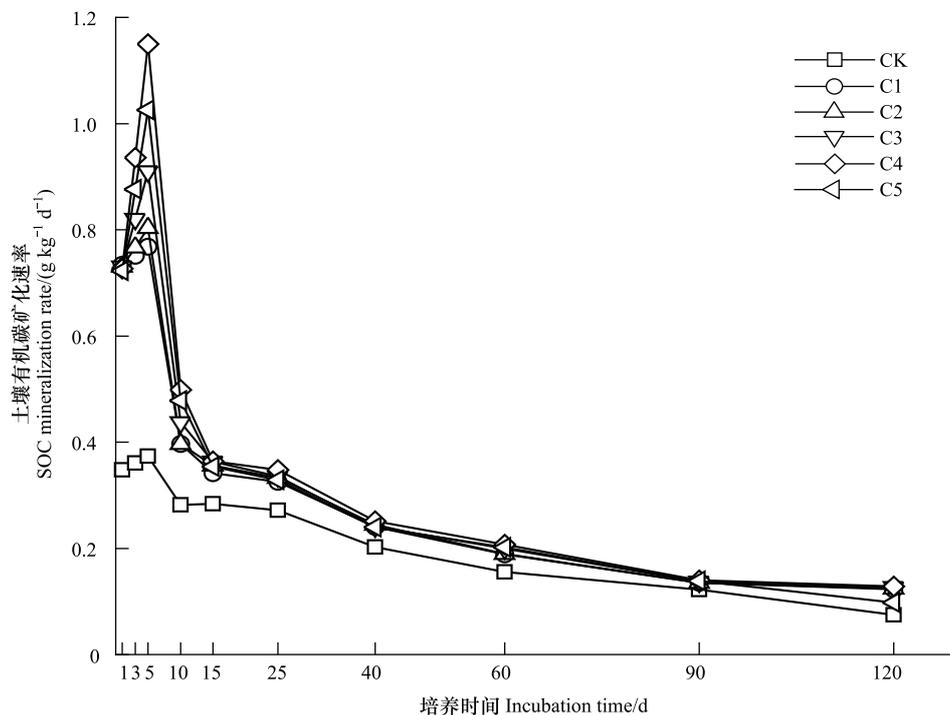


图 1 培养期间不同处理下土壤有机碳矿化速率

Fig. 1 SOC mineralization rate under different treatments during the incubation period

CK: 对照; C1: 无入侵的单一牛皮杜鹃凋落物; C2: 轻度入侵的高牛皮杜鹃-小叶章比值凋落物; C3: 中度入侵的中牛皮杜鹃-小叶章比值凋落物; C4: 重度入侵的低牛皮杜鹃-小叶章比值凋落物; C5: 完全入侵的单一小叶章凋落物

在培养初期 (1—5 d), 各处理下 SOC 矿化速率增加, 于 5 d 达到峰值, 有外源碳输入的 C1—C5 的 SOC 矿化速率显著高于无外源碳输入的 CK ($P < 0.05$), 在此期间 C4 的 SOC 矿化速率的变化率最大, 达到 10.58%, 其次为 C5 (7.57%)、C3 (4.48%)、C2 (1.82%)、C1 (0.84%), CK 的 SOC 矿化速率的变化率最小, 仅为 0.65%。

培养中后期(5—120 d)SOC 矿化速率逐渐降低,5—10 d 的 SOC 矿化速率降低的幅度最大,其中 C4 的 SOC 矿化速率的变化率最大,为-13.02%,其次为 C5(-10.95%)、C3(-9.45%)、C2(-8.13%)、C1(-7.43%),CK 的 SOC 矿化速率的变化率最小,仅为-1.83%,90 d 时各处理下的 SOC 矿化速率差异不显著($P>0.05$),在 120 d 时,C1—C5 的 SOC 矿化速率又变为高于 CK。

由此可见,随着草本植物外源碳输入比例增加,提高了 SOC 矿化速率,特别是显著提高了初期 SOC 矿化速率;但是低牛皮杜鹃-小叶章比值的混合凋落物输入处理的 SOC 矿化速率大于单一草本小叶章凋落物输入处理的 SOC 矿化速率。

(2) 土壤有机碳累积矿化量

在整个培养期间,随着培养时间逐渐增加,有外源碳输入的各处理土壤有机碳累积矿化量显著高于无外源碳输入的对照组($P<0.05$,图 2)。C4 的土壤有机碳累积矿化量始终高于其它处理,在培养中前期(1—90 d),土壤有机碳累积矿化量从大到小依次为:C4>C5>C3>C2>C1>CK;在培养 120 d 时,土壤有机碳累积矿化量从大到小依次为:C4>C3>C5>C2>C1>CK。

因此,在有外源碳输入的处理中,单一牛皮杜鹃输入的土壤有机碳累积矿化量最低,随着草本植物外源碳输入比例增加,土壤有机碳累积矿化量变大,但单一草本植物外源碳输入的土壤有机碳累积矿化量低于中、低牛皮杜鹃-小叶章比值的灌草混合凋落物输入的土壤有机碳累积矿化量。

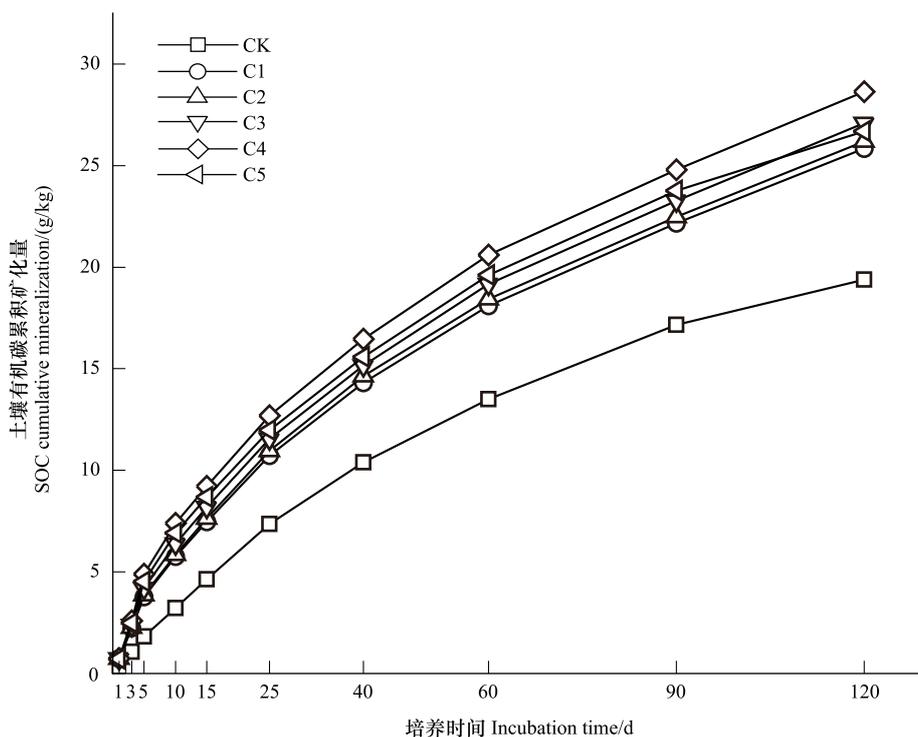


图 2 培养期间不同处理下土壤有机碳累积矿化量

Fig.2 SOC cumulative mineralization under different treatments during the incubation period

(3) 激发效应

有外源碳输入的各处理土壤有机碳矿化均存在正激发效应(图 3),但是单一灌木凋落物输入、灌草混合凋落物输入和单一草本凋落物输入的正激发效应变化趋势不同。C1 的激发效应动态曲线呈现先下降后上升的趋势,C2—C4 的激发效应动态曲线呈现先上升后下降的趋势,C5 的激发效应曲线呈现先上升再下降后上升的趋势。

在培养期间,1 d 时 C1 相对激发效应最大,而 3—120 d 期间 C4 相对激发效应最大。在培养初期(1—

5 d)各处理下土壤的相对激发效应超过 100%,并在 5 d 时 C2—C5 相对激发效应达到峰值,培养中后期(5—90 d)各处理下土壤的相对激发效应逐渐降低,培养末期(90—120 d)除 C5 外,各处理下土壤的相对激发效应增加。

由此可见,单一牛皮杜鹃输入处理的正激发效应最低,随着草本植物外源碳输入比例增加,激发效应变大,但单一草本植物输入处理的激发效应小于低牛皮杜鹃-小叶章比值的灌草混合凋落物输入处理的激发效应。

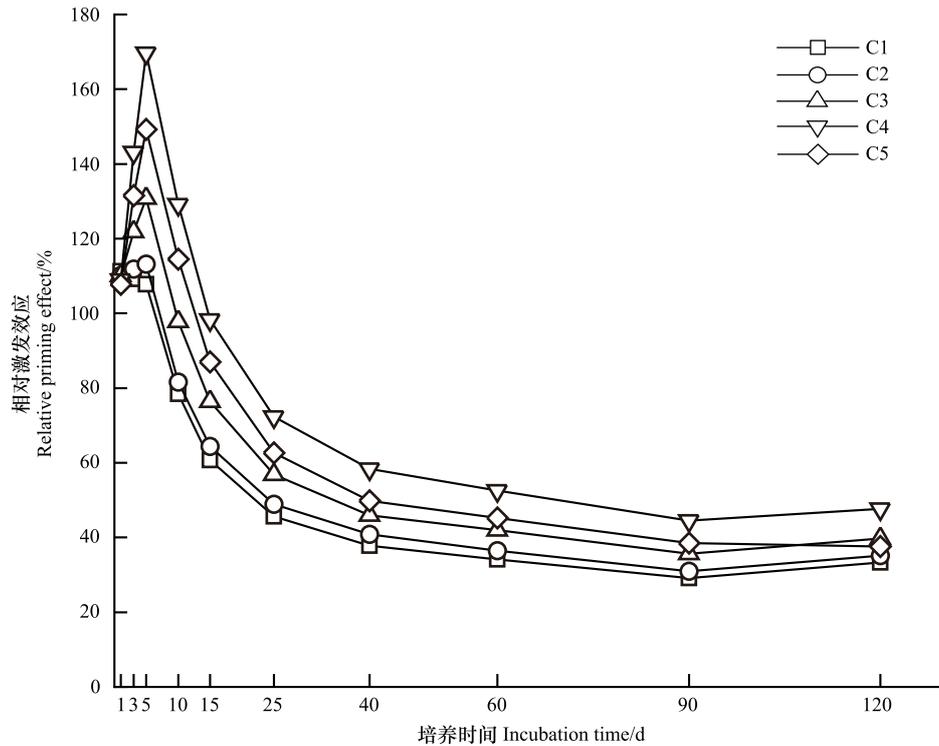


图3 培养期间不同处理下的相对激发效应

Fig.3 Relative priming effect under different treatments during the incubation period

2.2 外源碳输入变化对土壤有机碳组分的影响

(1) 土壤总有机碳

与对照相比,在整个培养过程中,外源有机碳输入显著增加了土壤总有机碳(TOC)含量($P < 0.05$,图4),单一牛皮杜鹃输入的 TOC 含量显著高于有小叶章输入的 TOC 含量($P < 0.05$),且随着小叶章凋落物比例的增加,TOC 含量总体上逐渐减少。

在培养初期(5 d),单一牛皮杜鹃输入与单一小叶章输入的 TOC 差异显著($P < 0.05$),而混合凋落物输入与两者差异不显著($P > 0.05$)。单一牛皮杜鹃输入的(C1)TOC 含量最大(191.25 g/kg),是单一小叶章输入的(C5)TOC 含量(184.03 g/kg)的 1.04 倍;随着培养时间的增加,各处理下 TOC 含量相对于培养 5 d 均呈下降趋势,在培养 120 d TOC 含量下降最多,低牛皮杜鹃-小叶章比值的混合凋落物输入(C4)的减少量最大,TOC 含量(155.80 g/kg)相较于培养 5 d(188.30 g/kg)降低了 17.26%,单一牛皮杜鹃凋落物输入(C1)的减少量最小,TOC 含量(167.16 g/kg)相较于培养 5 d(191.25 g/kg)降低了 12.60%。在培养前期(0—25 d),有外源碳输入的土壤 TOC 含量显著高于对照组($P < 0.05$),但在培养中后期(60—120 d),草本外源碳输入多的处理(C4 和 C5)的 TOC 含量与 CK 的 TOC 含量差异不显著($P > 0.05$)。

(2) MBC/TOC 比值

随着培养时间的增加,各处理 MBC/TOC 比值逐渐升高(图5),CK 的 MBC/TOC 在培养过程中始终为最

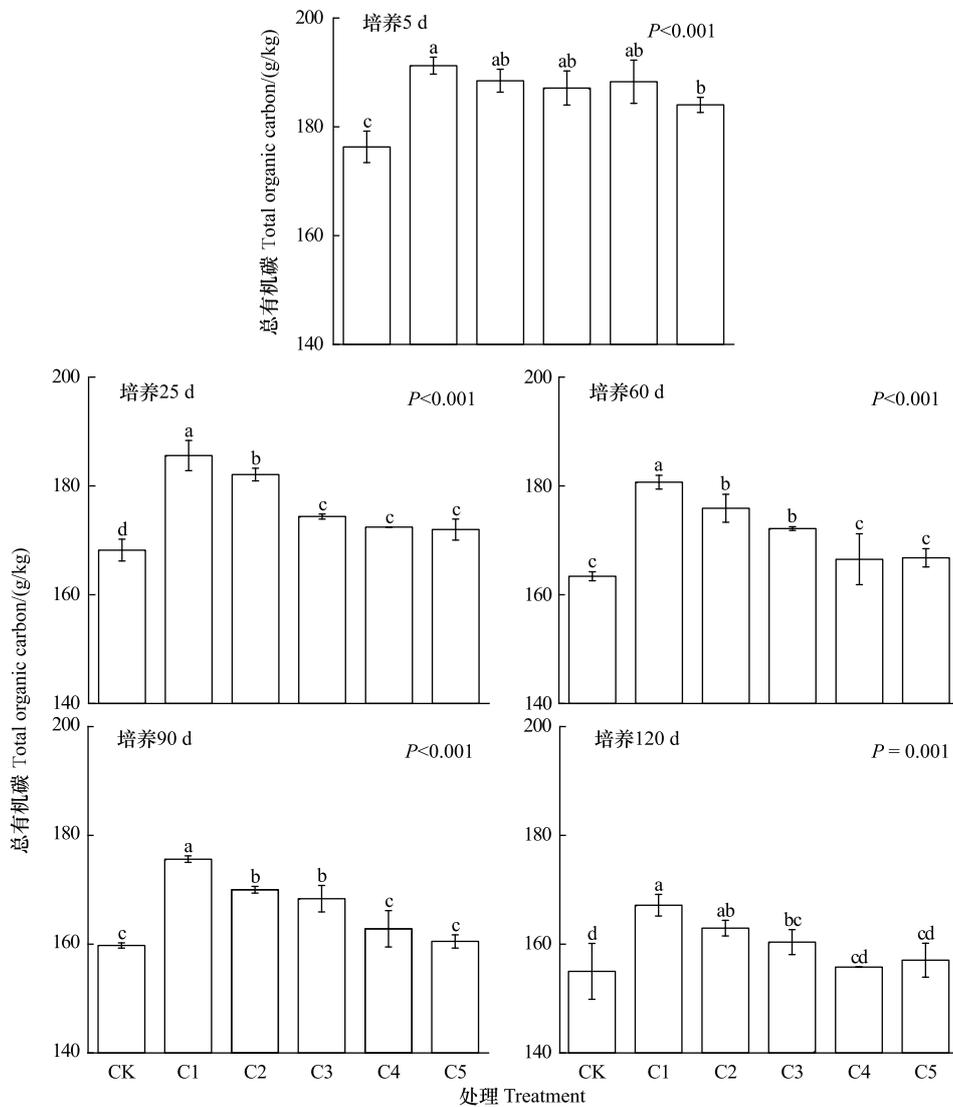


图4 培养期间不同处理下 TOC 含量变化

Fig.4 Changes in TOC content under different treatments during the incubation period

小值,在培养初期(5 d)各处理下 MBC/TOC 比值差异不显著($P>0.05$),到了 90 d 以后,有草本小叶章输入的处理 MBC/TOC 比值都显著高于单一牛皮杜鹃凋落物输入的 MBC/TOC 比值($P<0.05$)。

(3) DOC/TOC 比值

培养初期(5 d)各处理下 DOC/TOC 比值差异不显著($P>0.05$),到了 90 d 时各处理下 DOC/TOC 比值均达到峰值(图 6),单一草本小叶章凋落物输入的(C5) DOC/TOC 比值(0.27%)最大,与 C4 处理差异不显著($P>0.05$),与 C3、C2、C1、CK 处理差异显著($P<0.05$)。到 120 d 时各处理下 DOC/TOC 比值略有下降,除对照外,其它各处理差异不显著($P>0.05$)。

(4) EOC/TOC 比值

除 60 d 和 90 d 外,其余时期各处理下 EOC/TOC 比值差异不显著($P>0.05$),90 d 时 EOC/TOC 比值达到峰值(图 7)。培养过程中,C5 的 EOC/TOC 比值最大,其次是 C4、C3、C2、CK、C1,除了 120 d 以外,C5 显著高于 C1($P<0.05$),C1 低于 CK。

(5) LFOC/TOC 比值

除了 90 d 以外,其余时期各处理下 LFOC/TOC 比值差异显著($P<0.05$),随着培养时间的增加 LFOC/TOC

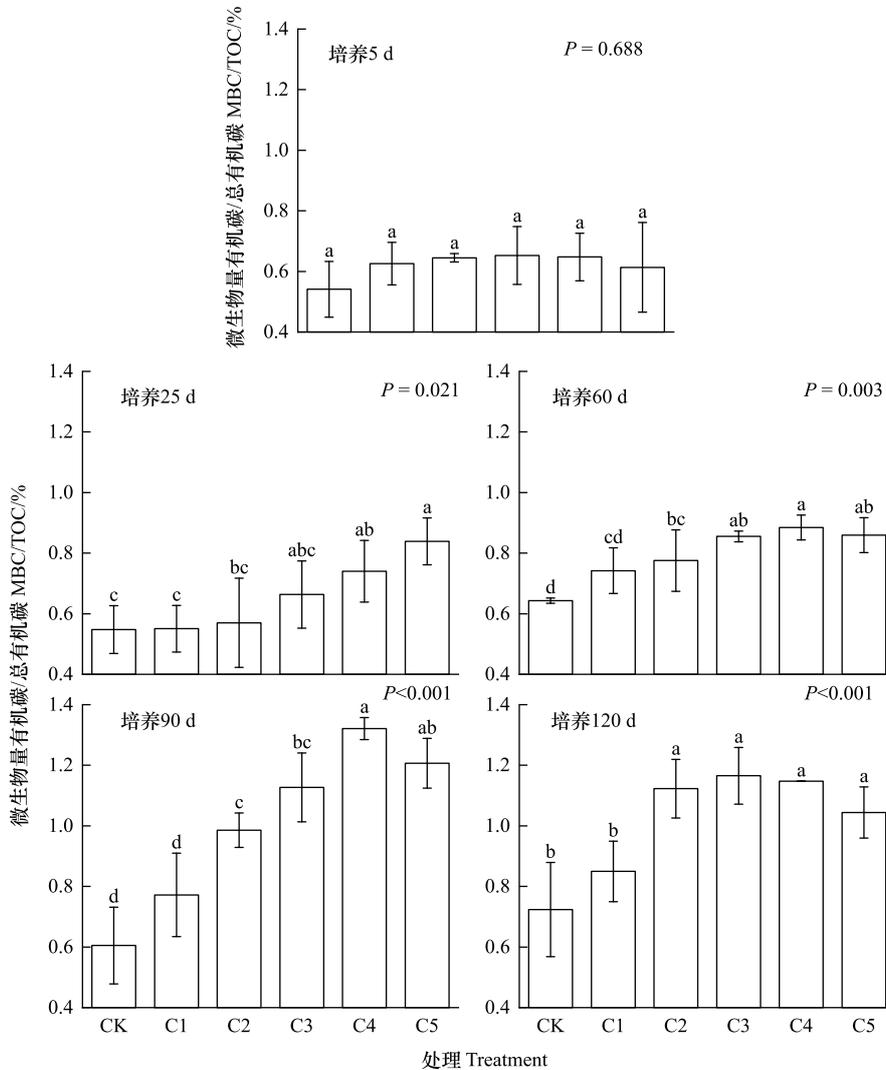


图5 培养期间不同处理下 MBC/TOC 比值变化

Fig.5 Changes in MBC/TOC ratio under different treatments during incubation

比值先上升后下降,在 60 d 时 C4 和 C5 达到峰值,在 90 d 时其它处理也达到峰值(图 8)。培养过程中, C4 的 LFOC/TOC 比值最大,其次为 C5、C3、C2、C1、CK, C4 和 C5 的 LFOC/TOC 比值先上升后下降,在 60 d 达到峰值,此时 C5 的 LFOC/TOC 比值(6.00%)最大,培养中后期(60—120 d)逐渐下降,且 C5 的减少量最大,120 d 的 C5(2.77%)比 60 d(6.00%)减少 53.80%,甚至接近 CK(2.64%)。

(6) HFOC/TOC 比值

在培养前期(5—25 d),无外源碳输入的 CK 的 HFOC/TOC 比值显著低于各处理组($P<0.05$),之后都高于其它处理(图 9)。有外源碳输入的各处理在培养过程中,除 60 d 和 90 d,单一牛皮杜鹃凋落物输入(C1)的 HFOC/TOC 比值最大;除 60 d 外,其它时段 C1—C4 的 HFOC/TOC 比值随着草本外源碳输入比例的增加而降低, C5 的 HFOC/TOC 比值高于 C4。

因此,与原生灌木外源碳输入相比,随着草本外源碳输入的增加,TOC 含量和 HFOC/TOC 比值分别降低了 2.32%—6.66%、2.52%—7.62%; MBC/TOC、DOC/TOC、EOC/TOC、LFOC/TOC 的各比值分别增加了 15.78%—28.88%、5.19%—23.47%、4.55%—13.68%、12.80%—24.72%。

2.3 外源碳输入变化对土壤养分的影响

与对照相比较,有外源碳输入处理显著增加了土壤中全氮(TN)、速效氮(AN)、全磷(TP)和速效磷(AP)

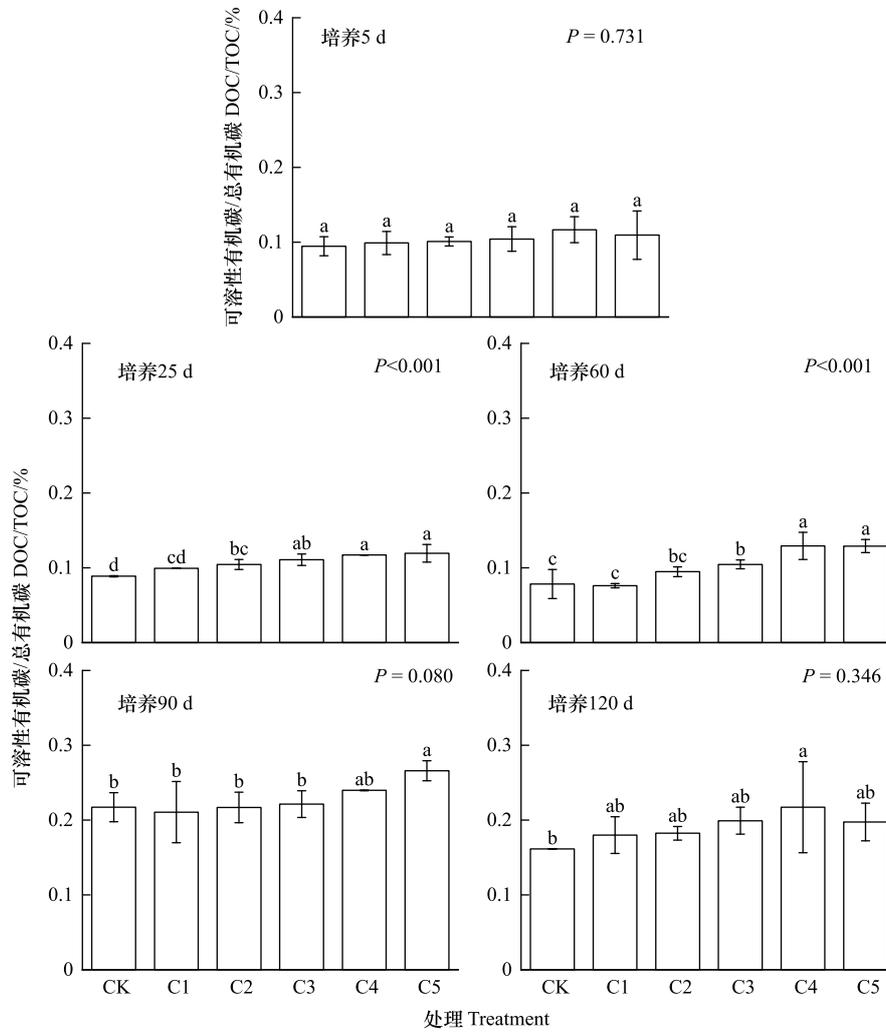


图 6 培养期间不同处理下 DOC/TOC 比值变化

Fig.6 Changes in DOC/TOC ratio under different treatments during incubation

含量 ($P < 0.05$, 表 2)。有外源碳输入各处理土壤中的 TN、AN、AP 在整个培养过程中逐渐累积, 而 TP 逐渐被消耗。

表 2 培养期间不同处理下土壤养分含量变化

Table 2 Soil nutrient content changes under different treatments during incubation

土壤养分 soil nutrients	培养时间/d Incubation time	CK	C1	C2	C3	C4	C5
TN/ (g/kg)	5	9.50±0.02d	9.60±0.02bc	9.52±0.01cd	9.61±0.03ab	9.56±0.01bc	9.66±0.01a
	25	9.37±0.02e	9.53±0.02d	9.75±0.02b	9.64±0.01c	9.80±0.01a	9.83±0.01a
	60	9.35±0.01c	9.99±0.01b	9.97±0.01b	10.00±0.01b	10.06±0.02a	10.00±0.01b
	90	9.33±0.01d	10.08±0.02a	9.95±0.01bc	9.96±0.03bc	9.99±0.02b	9.90±0.02c
	120	9.35±0.02c	9.96±0.02a	9.92±0.01a	9.82±0.01b	9.95±0.01a	9.80±0.01b
AN/(mg/kg)	5	194.22±1.80d	203.40±2.59bc	201.21±1.51cd	211.40±4.87b	232.00±2.61a	237.99±1.69a
	25	174.00±3.50e	190.38±3.57d	206.75±4.08c	226.01±6.44ab	216.39±4.13bc	231.86±4.32a
	60	314.18±1.09f	351.00±6.18e	362.65±1.89d	379.23±1.03c	395.11±1.39b	405.82±0.20a
	90	329.41±1.17d	399.88±1.82c	399.88±1.22c	402.67±2.93c	469.25±2.01a	420.85±1.27b
	120	326.52±0.87d	363.63±1.79c	390.50±4.76b	407.10±5.61a	404.58±0.93a	402.16±1.25a

续表

土壤养分 soil nutrients	培养时间/d Incubation time	CK	C1	C2	C3	C4	C5
TP/(g/kg)	5	0.76±0.01d	0.76±0.01d	0.76±0.01d	0.77±0.01c	0.79±0.01b	0.83±0.03a
	25	0.76±0.01e	0.76±0.01d	0.76±0.03e	0.77±0.01c	0.80±0.02b	0.83±0.02a
	60	0.74±0.01f	0.76±0.03d	0.77±0.05c	0.76±0.01e	0.83±0.01a	0.80±0.01b
	90	0.70±0.01c	0.72±0.03b	0.73±0.01a	0.72±0.01b	0.72±0.02b	0.70±0.01c
	120	0.68±0.01c	0.69±0.01a	0.67±0.01d	0.68±0.01b	0.66±0.01e	0.66±0.01f
AP/(mg/kg)	5	3.24±0.31b	3.36±0.09b	3.74±0.25ab	4.27±0.16a	4.30±0.07a	4.13±0.40a
	25	3.37±0.09b	3.47±0.03b	3.50±0.20b	3.65±0.25b	3.73±0.42ab	4.47±0.35a
	60	4.13±0.79a	4.34±0.07a	4.08±0.06a	4.31±0.07a	4.63±0.23a	4.52±0.08a
	90	4.15±0.06b	4.20±0.07b	4.52±0.74ab	4.28±0.33ab	5.50±0.07a	5.50±0.62a
	120	4.31±0.10d	4.48±0.11cd	5.25±0.09bc	4.58±0.25cd	6.74±0.53a	5.44±0.24b

TN:全氮 Total nitrogen; AN:速效氮 Available nitrogen; TP: 全磷 Total phosphorus; AP: 速效磷 Available phosphorus; 同一行不同小写字母表示同一时间不同处理下的土壤养分存在显著差异 ($P < 0.05$)

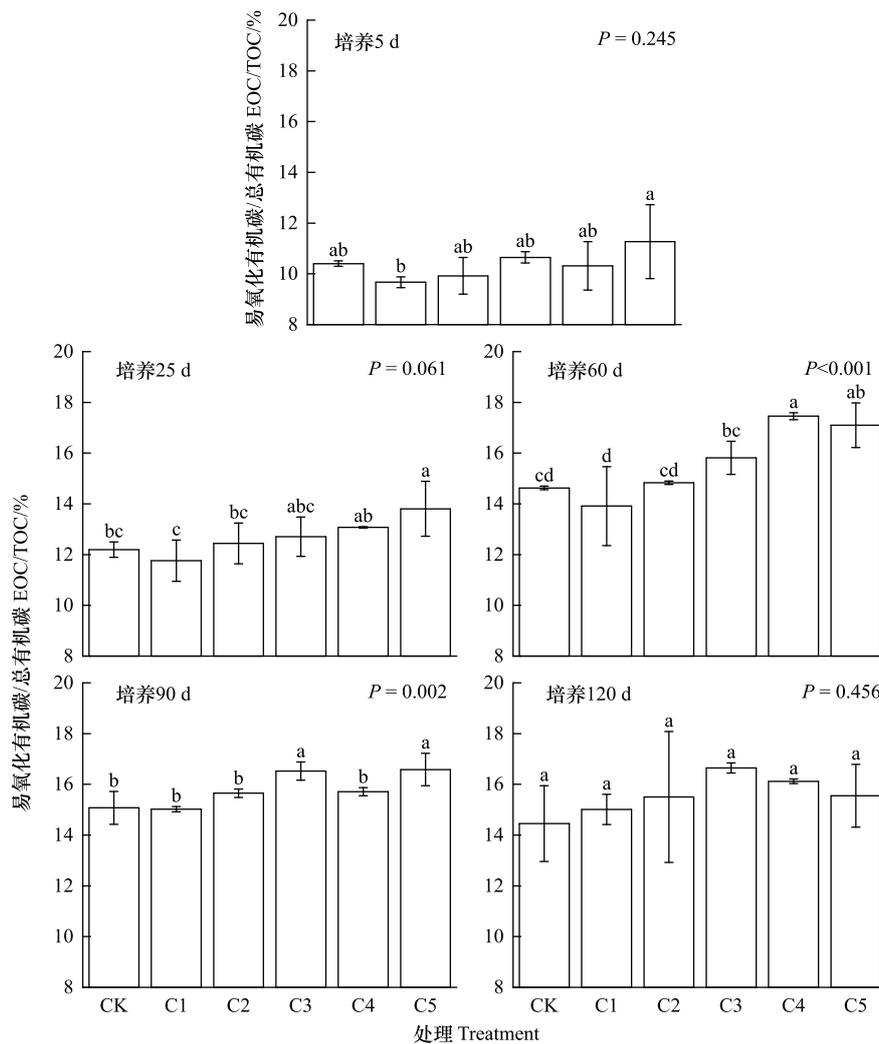


图7 培养期间不同处理下 EOC/TOC 比值变化

Fig.7 Changes in EOC/TOC ratio under different treatments during incubation

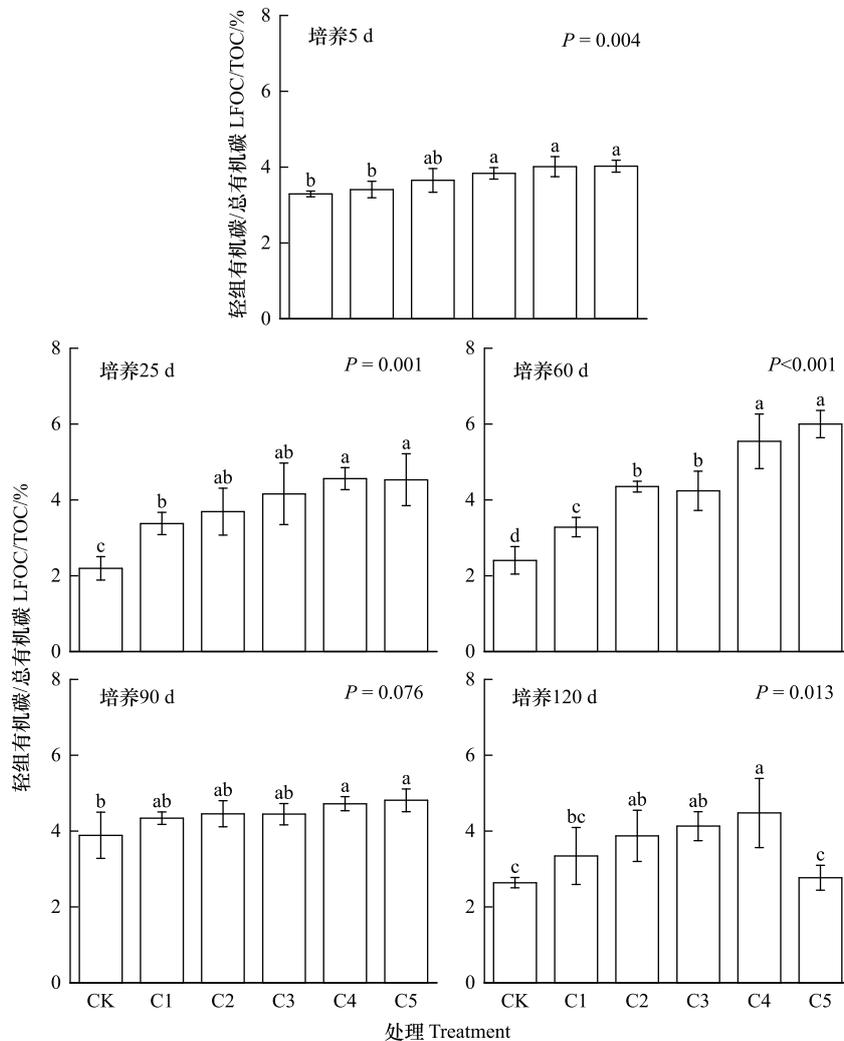


图 8 培养期间不同处理下 LFOC/TOC 比值变化

Fig.8 Changes in LFOC/TOC ratio under different treatments during incubation

整个培养过程中,低牛皮杜鹃-小叶章比值的灌草混合凋落物(C4)输入处理土壤中的 TN 平均含量最高,其次是单一小叶章(C5)和单一牛皮杜鹃(C1)输入处理土壤中 TN 平均含量较高,但在培养前期,单一小叶章凋落物输入处理的土壤 TN 高于单一牛皮杜鹃凋落物,后期相反。培养前期(5—25 d) C5 的 TN 含量(9.66 g/kg、9.83 g/kg)最高,且显著高于 C1 的 TN 含量($P<0.05$),在 60d 时 C1 和 C5 的 TN 含量差异不显著($P>0.05$),培养后期(90—120 d)与培养前期(5—25 d)相反,C1 的 TN 含量(10.08 g/kg、9.96 g/kg)最高,且显著高于 C5 的 TN 含量($P<0.05$)。

各处理土壤中 AN 含量随着小叶章输入比例增加显著升高($P<0.05$),AN 含量增加了 10.54—38.08 mg/kg。整个培养过程中 C4 的 AN 含量最高,其次是 C5、C3、C2、C1、CK,C5 的 AN 含量始终显著高于 C1($P<0.05$),培养中前期(5—60 d) C5 的 AN 含量(237.99 mg/kg、231.86 mg/kg、405.82 mg/kg)最高,培养后期(90—120 d) C4 的 AN 含量(469.25 mg/kg、404.58 mg/kg)最高。

整个培养过程中随着小叶章输入比例增加,土壤中 TP 平均含量升高,单一小叶章输入(C5)的土壤中 TP 平均含量最高,其次是 C4、C3、C2、C1、CK,5 d 时 TP 含量随着小叶章比例的增加显著升高($P<0.05$),C5 的 TP 含量(0.83 g/kg)最高;120 d 时 TP 含量反而随着小叶章比例的增加显著降低($P<0.05$),C1 的 TP 含量(0.69 g/kg)最高。

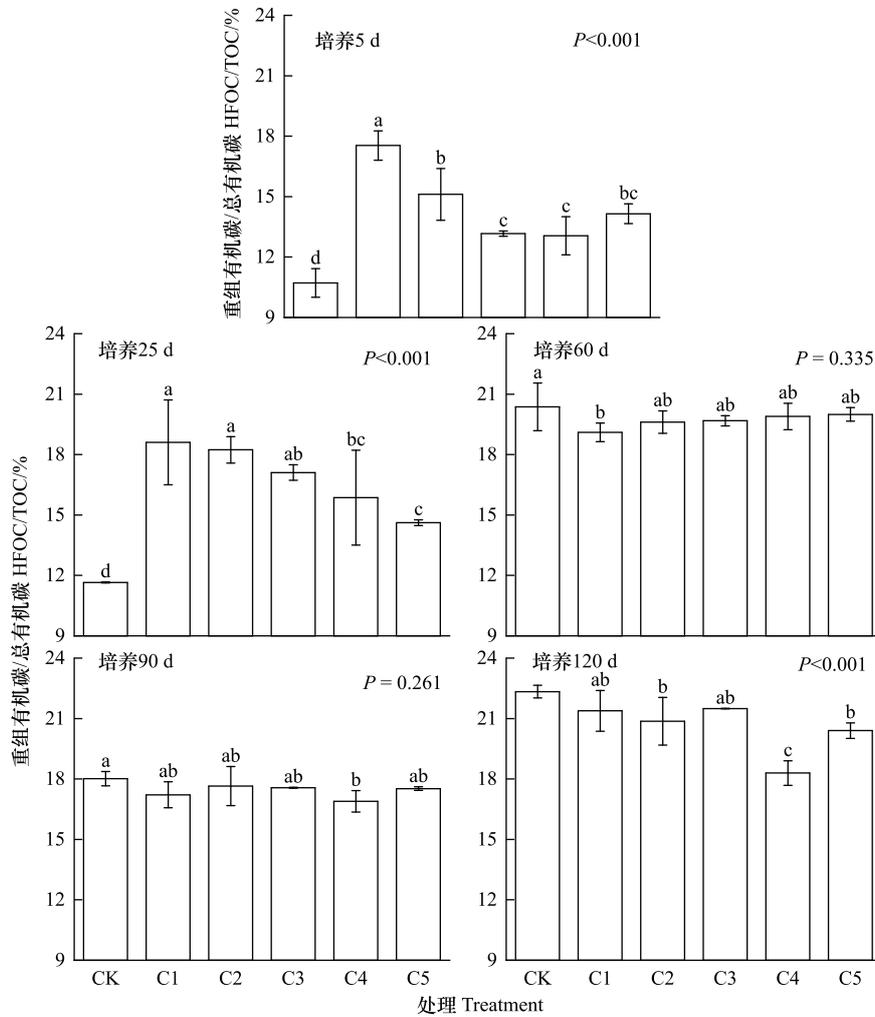


图9 培养期间不同处理下 HFOC/TOC 比值变化

Fig.9 Changes in HFOC/TOC ratio under different treatments during incubation

与 AN 含量变化趋势相同,整个培养过程中,AP 含量相较于 C1 增加了 0.25—1.01 mg/kg,低牛皮杜鹃-小叶章比值的灌草混合凋落物(C4)的 AP 含量最高,其次是 C5、C3、C2、C1、CK。60 d 时,各处理下的 AP 含量差异不显著($P>0.05$),其它时段小叶章输入比例高的 C4 和 C5 处理土壤中的 AP 都显著高于 C1 处理。

2.4 不同外源碳输入下土壤有机碳的稳定性

不同外源碳输入处理下土壤有机碳一级动力学单指数方程(图 10)拟合程度较好($R^2>0.97$),可以看出潜在矿化有机碳量: $C3>C4>C2>C1>C5>CK$,表明中牛皮杜鹃-小叶章比值的凋落物土壤(C3)和低牛皮杜鹃-小叶章比值的凋落物土壤(C4)可矿化的有机碳含量的最大值最大,C3 和 C4 处理的土壤有较大的碳矿化潜力。矿化速率常数: $C5>C4>C3>C2>C1>CK$,单一小叶章凋落物(C5)和低牛皮杜鹃-小叶章比值的凋落物(C4)的土壤有机碳矿化速率最快。低牛皮杜鹃-小叶章比值的凋落物(C4)处理下的 SOC 可矿化量大、SOC 矿化速率快,SOC 不稳定;SOC 矿化速率随着草本凋落物比例的增加而增加,虽然单一小叶章凋落物(C5)处理下的 SOC 可矿化量小,但是 SOC 矿化速率最快,所以 C5 处理的 SOC 较不稳定;单一牛皮杜鹃凋落物(C1)处理下 SOC 可矿化量小,SOC 矿化速率慢,所以 C1 处理的 SOC 较稳定。

不同外源碳输入处理下土壤有机碳一级动力学双指数衰减方程(图 11)拟合程度较好($R^2>0.99$),没有外源碳输入和单一牛皮杜鹃凋落物输入的活性碳库矿化比例高,惰性碳库矿化比例小,而有草本植物凋落物输

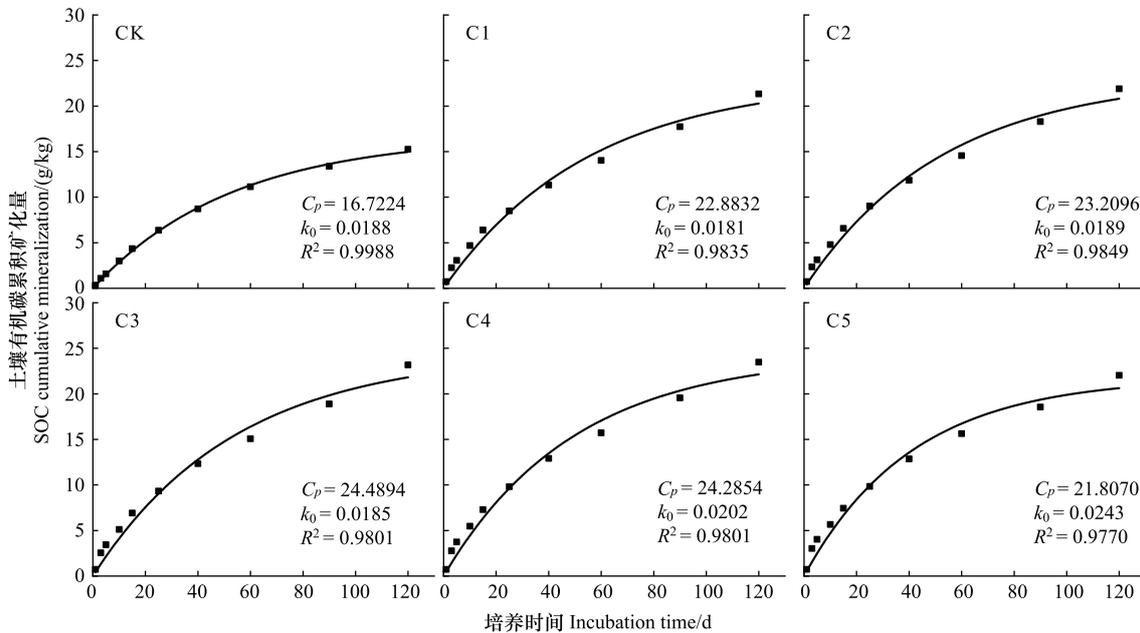


图 10 不同处理下土壤有机碳的一级动力学单指数模型

Fig.10 SOC first-order kinetics single exponential model under different treatments

C_p :土壤有机碳潜在矿化量; k_0 :土壤有机碳矿化速率常数

入的相反。土壤总有机碳矿化量从多到少依次为:C4>C3>C2>C1>C5>CK,其中活性碳库矿化比例从大到小依次为:CK>C1>C3>C5>C4>C2,活性碳库的矿化速率从快到慢依次为:C2>C5>CK>C1>C4>C3;惰性碳库矿化比例从大到小依次为:C2>C4>C5>C3>C1>CK,惰性碳库的矿化速率从快到慢依次为:C5>C1>C4>C3>CK>C2。说明原生灌木凋落物输入的土壤有机碳库稳定性更强,当有灌草和草本凋落物输入的土壤有机碳库稳定性变差。

C2 处理土壤活性碳库虽然矿化比例最小为 10.88%,但是矿化速率最快为 0.1438 g kg⁻¹ d⁻¹,同时,其土壤惰性碳库虽然矿化比例最大为 89.12%,但是矿化速率最慢为 0.0106 g kg⁻¹ d⁻¹,可能因为 C2 凋落物中草本凋落物含量较少、灌木凋落物含量较多,来自凋落物的易分解有机碳占比少、难分解有机碳占比多,导致土壤中可矿化的活性碳库含量较少,而土壤惰性碳库含量较多,若延长培养时间,C2 将保持较高的矿化强度,SOC 稳定性较差;C5 土壤惰性碳库矿化比例适中(12.57%),而土壤惰性碳库矿化速率最快(0.1719 g kg⁻¹ d⁻¹),表明 C5 处理的土壤中分解惰性有机碳的微生物活性较高,使土壤有机碳变得不稳定。

2.5 土壤有机碳库组分、土壤理化性质和凋落物初始化学性质的相关分析

由相关分析可知(图 12),累积矿化量与矿化速率有极显著的正相关关系($r=0.99, P<0.01$),凋落物初始木质素与凋落物初始 C 含量有极显著的正相关关系($r=1.00, P<0.01$),凋落物初始 C 与初始 N 含量有极显著的负相关关系($r=-1.00, P<0.01$)。凋落物初始 C 含量($r=0.92, P<0.05$)和木质素含量($r=0.91, P<0.05$)与 TOC 有显著的正相关关系,表明土壤有机碳中的 C 元素主要来自于凋落物;TOC 与土壤、凋落物的 N、P 元素、凋落物初始纤维素存在负相关关系,尤其是与土壤 TP($r=-0.96, P<0.01$)、凋落物初始 P($r=-0.99, P<0.01$)和凋落物初始纤维素含量($r=-0.99, P<0.01$)有极显著负相关关系,表明土壤微生物利用土壤中的 N、P、纤维素提高自身分解土壤有机碳的速率,加快土壤中 C、N、P 营养元素的循环。凋落物初始木质素/N 比与 HFOC 有显著正相关关系($r=0.90, P<0.05$),而与 LFOC 有极显著负相关关系($r=-0.96, P<0.01$),表明土壤惰性有机碳库中的 C 元素主要来源于凋落物中难分解的木质素,凋落物初始 C/N 比与矿化速率($r=-0.95, P<0.05$)和累积矿化量($r=-0.96, P<0.01$)有显著的负相关关系($r=-0.96, P<0.01$),表明高质量的外源碳输入到土壤

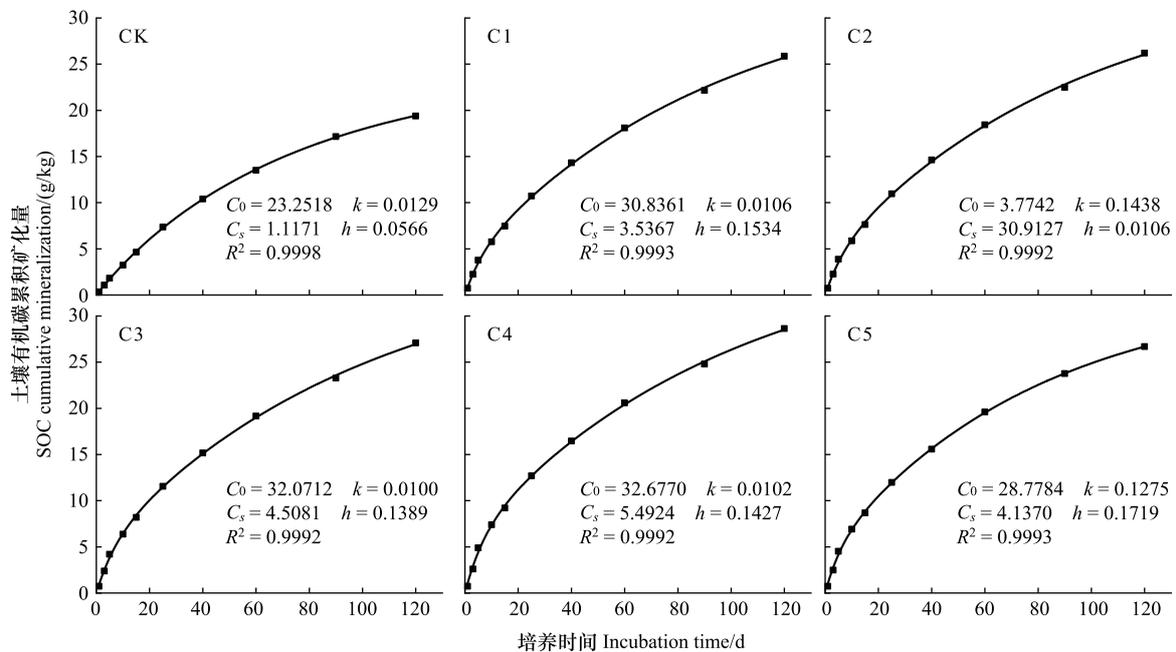


图 11 不同处理下土壤有机碳的一级动力学双指数衰减模型

Fig.11 SOC first-order kinetics dual exponential decay model under different treatments

C_0 : 土壤活性有机碳库的潜在矿化量; C_s : 土壤惰性有机碳库的潜在矿化量; k : 土壤活性有机碳矿化速率常数; h : 土壤惰性有机碳矿化速率常数

中能够促进土壤有机碳的矿化,使土壤有机碳变得不稳定。

3 讨论

3.1 外源碳输入变化对苔原带土壤有机碳矿化和激发效应的影响

近 30 年来,长白山苔原带出现草本植物入侵灌木苔原现象,随着草本入侵程度的加重,凋落物的数量和质量发生显著变化,由高品质的灌草和草本外源碳逐渐代替了低品质的原生灌木外源碳并输入到土壤中。

与低品质凋落物(高 C/N 灌木)相比,高品质凋落物(低 C/N 灌草和草本)中易分解组分含量高,其向土壤中输入的分解产物比例更高,影响了土壤中微生物的生命活动,进而在短时间内能够改变土壤有机碳矿化速率,产生更大的激发效应和土壤有机碳累积矿化量,本文的研究结果和已有的研究结果是一致的^[36-37]。

单一草本小叶章凋落物的品质是高于低牛皮杜鹃-小叶章比值的混合凋落物的,但是在本研究中,低牛皮杜鹃-小叶章比值的混合凋落物输入的处理,无论是土壤有机碳矿化速率还是激发效应以及土壤有机碳累积矿化量,都大于单一草本小叶章凋落物输入,其可能的原因是,较高品质混合凋落物输入比更高品质单一凋落物输入,对微生物丰富度和活性的影响更大,表现出非加和效应^[38-39],产生了更大的激发效应。

3.2 外源碳输入变化对苔原带土壤有机碳组分和土壤养分的影响

研究表明外源碳化学性质的改变和类型增加会影响土壤有机碳组分。当高品质的单一草本凋落物输入和较高品质的灌草凋落物输入时,可能会通过增加土壤水解酶的分解底物,从而导致微生物的大量繁殖,进而使土壤中 MBC、DOC、EOC 和 LFOC 比例增加^[21-23]。

与灌木外源碳输入相比,灌草和草本外源碳输入显著增加了土壤中速效养分(AN、AP)的含量。Pan 等通过路径分析表明,凋落物的质量对土壤养分有直接的正向影响^[40];石晓芸的研究也表明,皖南山区凋落物质量高的天然落叶林下的土壤速效氮和速效磷的含量最高^[41]。本研究结果与高品质凋落物下土壤肥力高于低品质凋落物下土壤肥力的结论相一致。

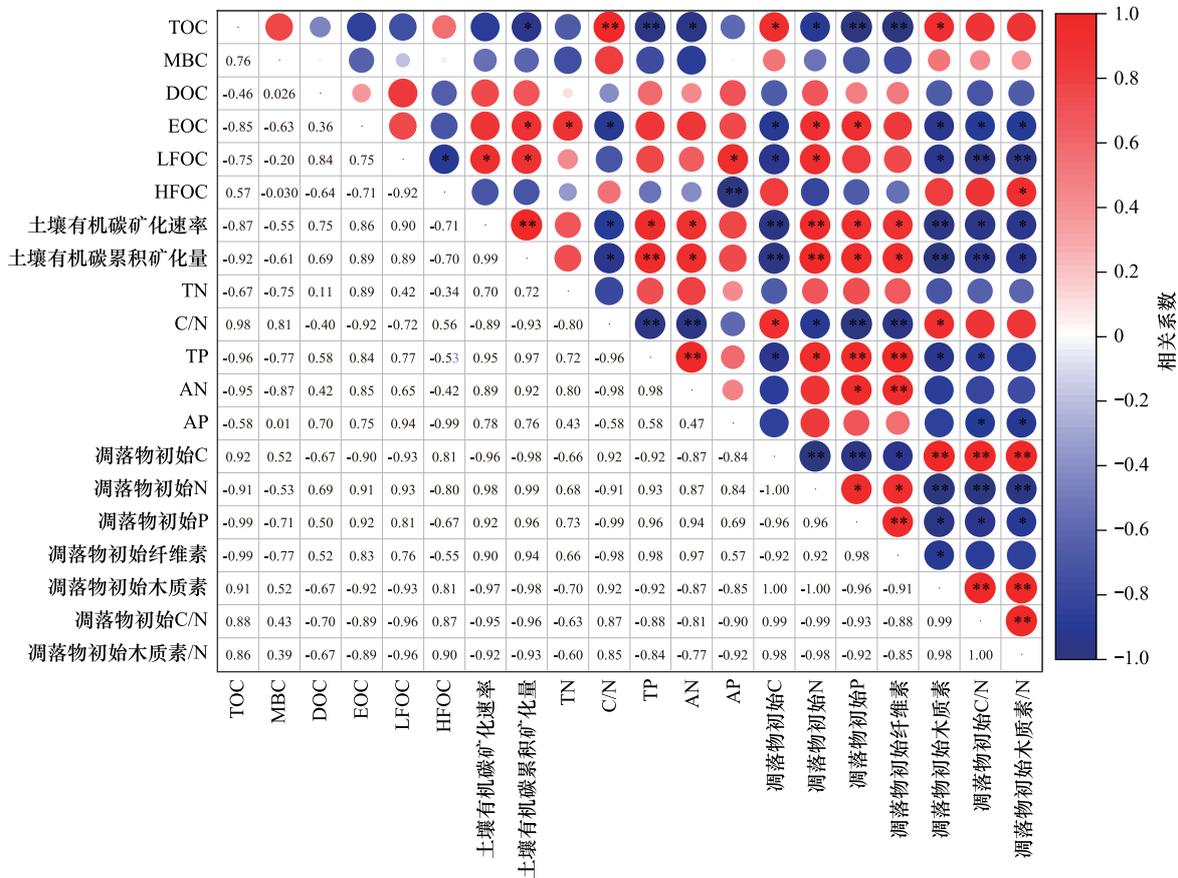


图 12 土壤有机碳、土壤理化性质和凋落物初始化学性质的相关分析

Fig.12 Correlation analysis of SOC, soil physicochemical properties, and initial litter characteristics

“*”表示 $P < 0.05$; “**”表示 $P < 0.01$

本研究结果表明,添加高品质小叶章凋落物各处理的 TOC 含量均显著低于添加低品质的牛皮杜鹃凋落物的 TOC 含量,这与高品质的外源碳输入会通过土壤有机碳矿化产生正激发效应,使土壤以 CO_2 形式损失大部分碳,降低 SOC 含量的结论一致^[22]。土壤 TOC 含量与凋落物初始 C 含量、木质素含量、土壤 C/N 存在显著正相关关系,在培养过程中,C1—C5 的 TOC 含量随着凋落物初始 C 含量和木质素含量的降低而减少,表明土壤中的 C 元素大部分来自于凋落物。土壤 TOC 含量与土壤、凋落物的 N、P 元素有负相关关系,尤其与凋落物初始 N、P 存在显著负相关关系,这表明适量的外源 N、P 的输入增加了土壤中全效和速效 N、P 的含量,进而增强了土壤动物和微生物的呼吸作用和分解作用等生命活动^[42—43],导致土壤有机碳含量降低。

3.3 外源碳输入变化对苔原带土壤有机碳稳定性的影响

本研究结果表明,草本植物入侵,不仅减少了土壤有机碳数量,还改变了土壤有机碳的组分,降低了土壤有机碳库的稳定性。已有研究表明,由于气候变暖、氮沉降增加等原因,长白山苔原带之下岳桦林下的草本植物小叶章逐渐上侵到苔原带成为优势种,影响了原生植物牛皮杜鹃等低矮小灌木的生长发育和分布^[10],改变了土壤环境,增强了苔原带土壤中的微生物和酶活性^[34],减少了苔原带土壤有机碳的数量^[44—45],与本研究结果一致。本研究结果还表明,凋落物初始 C/N 和木质素/N 与 HFOC 含量有显著正相关关系($P < 0.05$),而与 LFOC 含量、土壤有机碳矿化速率、土壤有机碳累积矿化量有显著负相关关系($P < 0.05$),表明高品质的凋落物促进土壤有机碳的矿化,而低品质的凋落物有利于土壤的稳定,高品质凋落物是土壤中活性有机碳的主要来源,相对于活性有机碳来说,高品质凋落物促进土壤中惰性有机碳矿化的比例可能性更大,容易产生更高的正激发效应,使土壤有机碳变得不稳定,这与过去的研究结论一致,例如 Zhang 等研究发现,高质量的桤木凋落

物比低质量的杉木凋落物对土壤中原有 SOC 的分解具有更强烈的影响^[46]; Conde 等研究表明添加易分解外源碳使土壤有机碳有更强的激发效应^[47], 袁淑芬等的研究结果也与此一致^[48]。

根据一级动力学单指数模型拟合表明, 小叶章凋落物(C5)的输入使土壤中可矿化的有机碳量少于牛皮杜鹃凋落物输入(C1)下的土壤, 且小叶章凋落物输入下土壤有机碳矿化速率大于牛皮杜鹃的土壤, 表明牛皮杜鹃凋落物输入的土壤有机碳分解时间长于小叶章的土壤。因此, 本研究结果表明相比于高质量凋落物, 低质量凋落物的输入会使土壤有机碳库更加稳定, 可能是低质量凋落物输入下的土壤微生物活性较差, 减缓土壤中的有机碳分解^[49]。

本研究根据一级动力学双指数衰减模型拟合表明, 无外源碳输入的土壤中可矿化活性碳比例大且矿化速率快, 可矿化惰性碳比例小且矿化速率慢; 有外源碳输入促进土壤有机碳的矿化, 且高品质新碳源的输入增加了可矿化的惰性碳库比例, 使土壤有机碳库变得不稳定, 这和已有的研究结果相一致^[50]。即使仅在原生碳源中加入少量高品质的新碳源后(C2), 表现为可矿化活性碳库比例小、矿化速率快, 可矿化惰性碳比例大、矿化速率慢, 说明如果延长培养时间, C2 处理下的土壤可能会保持较高的矿化强度。当输入土壤中的碳源全变为新碳源后(C5), 可矿化碳库含量接近于原生碳源的土壤(C1), 达到动态平衡, 表明当苔原植被完全变为小叶章时, 土壤有机碳库会变得相对稳定。

整个培养期间, 原生灌木牛皮杜鹃凋落物输入(C1)的土壤 HFOC/TOC 比值最大, 说明灌木苔原牛皮杜鹃下土壤有机碳最稳定, 小叶章凋落物的输入会导致土壤有机碳向不稳定的态势发展, 有小叶章凋落物输入的处理中, C4 的 HFOC/TOC 比值最小, 说明低牛皮杜鹃-小叶章比值的凋落物使土壤有机碳变得最不稳定, 而更高质量的单一小叶章凋落物(C5)的 HFOC/TOC 比值高于 C4, 表明单一小叶章凋落物输入会使土壤有机碳变得稳定一些。

4 结论

长白山苔原带随着草本入侵的加重, 土壤外源碳输入发生改变, 低品质的灌木外源碳输入逐渐被较高品质的灌草和更高质量的草本外源碳输入代替, 外源碳输入的变化对苔原土壤有机碳库矿化、组分和稳定性有显著影响。

(1) 与灌木凋落物输入相比, 随着草本凋落物输入比例的提高增加了土壤有机碳矿化速率、土壤有机碳累积矿化量和正激发效应, 特别是培养初期(1—5 d)土壤有机碳矿化速率和正激发效应增加更为显著。但是较高质量的混合凋落物输入带来的土壤有机碳矿化速率、土壤有机碳累积矿化量和激发效应高于品质更高的单一草本植物输入, 在培养过程中, 较高质量的低牛皮杜鹃-小叶章比值混合凋落物输入使土壤有机碳矿化速率提高了 17.5%, 土壤有机碳累积矿化量提高了 12.5%, 正激发效应提高了 15.2%。

(2) 与灌木凋落物输入相比, 随着草本外源碳输入的增加, TOC 含量降低了 2.32%—6.66%, HFOC 比例降低了 2.52%—7.62%; MBC 比例增加了 15.78%—28.88%, DOC 比例增加了 5.19%—23.47%, EOC 比例增加了 4.55%—13.68%, LFOC 比例增加了 12.80%—24.72%。此外, 土壤速效养分(AN 和 AP)含量也分别增加了 10.54—38.08 mg/kg、0.25—1.01 mg/kg。

(3) 通过相关分析、一级动力学单指数模型和一级动力学双指数衰减模型模拟表明, 高品质的外源碳输入促进土壤有机碳的矿化, 而低品质的外源碳输入有利于土壤有机碳的稳定。

综上, 随着草本植物入侵程度的加重, 长白山苔原土壤有机碳矿化加快, 引起更多的惰性碳矿化, 使土壤有机碳数量减少, 并且土壤有机碳库变得越来越不稳定, 而当未来草本植物完全代替灌木和灌草植物时, 土壤有机碳库又会变得相对稳定一些。

参考文献(References):

- [1] 冯继广, 张秋芳, 袁霞, 朱彪. 氮磷添加对土壤有机碳的影响: 进展与展望. 植物生态学报, 2022, 46(8): 855-870.
- [2] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. Nature, 2006, 440(7081):

- 165-173.
- [3] Schipper L A, Baisden W T, Parfitt R L, Ross C, Claydon J J, Arnold G. Large losses of soil C and N from soil profiles under pasture in New Zealand during the past 20 years. *Global Change Biology*, 2007, 13(6): 1138-1144.
- [4] Allison S D, Hanson C A, Treseder K K. Nitrogen fertilization reduces diversity and alters community structure of active fungi in boreal ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(8): 1878-1887.
- [5] 倪杰, 吴通华, 赵林, 李韧, 谢昌卫, 吴晓东, 朱小凡, 杜宜臻, 杨成, 郝君明. 环北极多年冻土区碳循环研究进展与展望. *冰川冻土*, 2019, 41(4): 845-857.
- [6] Klanderud K. Species-specific responses of an alpine plant community under simulated environmental change. *Journal of Vegetation Science*, 2008, 19(3): 363-372.
- [7] Kumpula J, Stark S, Holand Ø. Seasonal grazing effects by semi-domesticated reindeer on subarctic mountain birch forests. *Polar Biology*, 2011, 34(3): 441-453.
- [8] Lembrechts J J, Milbau A, Nijs I. Alien roadside species more easily invade alpine than lowland plant communities in a subarctic mountain ecosystem. *PLoS One*, 2014, 9(2): e89664.
- [9] Sayer E J, Tanner E V J, Cheesman A W. Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. *Plant and Soil*, 2006, 281(1): 5-13.
- [10] 张英洁, 靳英华, 谷晓楠, 许嘉巍, 陶岩, 贺红土, 王媛林, 刘羽霞, 牛莉平. 长白山苔原带植被变化与土壤微生物、酶活性及土壤肥力的相关性. *生态学杂志*, 2017, 36(11): 3086-3093.
- [11] Jin Y H, Zhang Y J, Xu Z W, Gu X N, Xu J W, Tao Y, He H S, Wang A L, Liu Y X, Niu L P. Soil microbial community and enzyme activity responses to herbaceous plant expansion in the Changbai Mountains tundra, China. *Chinese Geographical Science*, 2019, 29(6): 985-1000.
- [12] 白云玉. 氮沉降对长白山苔原带不同群落的凋落物分解差异影响研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2020.
- [13] 苏立城, 陈晓珊, 罗志忠, 胡英, 陈煜佳, 吴道铭, 曾曙才. 氮添加对森林土壤有机碳库固存及 CO₂ 排放的影响研究进展. *生态学报*, 2024, 44(7): 2717-2733.
- [14] 张英洁. 长白山苔原带小叶章上侵对凋落物分解、土壤养分的影响及作用机制[D]. 长春: 东北师范大学, 2022.
- [15] 苏卓侠, 苏冰倩, 上官周平. 植物凋落物分解对土壤有机碳稳定性影响的研究进展. *水土保持研究*, 2022, 29(2): 406-413.
- [16] Xu M P, Zhi R C, Jian J N, Feng Y Z, Han X H, Zhang W. Changes in soil organic C fractions and C pool stability are mediated by C-degrading enzymes in litter decomposition of Robinia Pseudoacacia plantations. *Microbial Ecology*, 2023, 86(2): 1189-1199.
- [17] Abiven S, Menasser S, Chenu C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability-A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(1): 1-12.
- [18] Mitchell E, Scheer C, Rowlings D, Cotrufo M F, Conant R T, Friedl J, Grace P. Trade-off between 'new' SOC stabilisation from above-ground inputs and priming of native C as determined by soil type and residue placement. *Biogeochemistry*, 2020, 149(2): 221-236.
- [19] Zhong Z K, Chen Z X, Xu Y D, Ren C J, Yang G H, Han X H, Ren G X, Feng Y Z. Relationship between soil organic carbon stocks and clay content under different climatic conditions in Central China. *Forests*, 2018, 9(10): 598.
- [20] Gao J Q, Feng J, Zhang X W, Yu F H, Xu X L, Kuzyakov Y. Drying-rewetting cycles alter carbon and nitrogen mineralization in litter-amended alpine wetland soil. *CATENA*, 2016, 145: 285-290.
- [21] Cotrufo M F, Wallenstein M D, Boot C M, Deneff K, Paul E. The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 2013, 19(4): 988-995.
- [22] Li Y F, Wang Z J, Shi W L, Yang H T. Litter quality modifies soil organic carbon mineralization in an ecological restoration area. *Land Degradation & Development*, 2023, 34(6): 1806-1819.
- [23] Jin Z Q, Shah T, Zhang L, Liu H Y, Peng S, Nie L X. Effect of straw returning on soil organic carbon in rice-wheat rotation system: a review. *Food Energy Secur*, 2020, 9(2): e200.
- [24] Wang Y, Zhang C, Zhang G N, Wang L Z, Gao Y, Wang X L, Liu B, Zhao X Y, Mei H P. Carbon input manipulations affecting microbial carbon metabolism in temperate forest soils-A comparative study between broadleaf and coniferous plantations. *Geoderma*, 2019, 355: 113914.
- [25] Guo L B, Gifford R M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 2002, 8(4): 345-360.
- [26] Shaw M R, Harte J. Control of litter decomposition in a subalpine meadow-sagebrush steppe ecotone under climate change. *Ecological Applications*, 2001, 11(4): 1206.
- [27] McCulley R L, Archer S R, Boutton T W, Hons F M, Zuberer D A. Soil respiration and nutrient cycling in wooded communities developing in grassland. *Ecology*, 2004, 85(10): 2804-2817.
- [28] Liao J D, Boutton T W. Soil microbial biomass response to woody plant invasion of grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(5):

- 1207-1216.
- [29] Giardina C P, Ryan M G, Hubbard R M, Binkley D. Tree species and soil textural controls on carbon and nitrogen mineralization rates. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65(4): 1272-1279.
- [30] 高雅芳, 王雷, 杜海波, 吴正方, 杨岳, 郭湘宇, 李思其. 长白山苔原带土壤温度与肥力随海拔的变化特征. *冰川冻土*, 2018, 40(4): 702-714.
- [31] 靳英华, 许嘉巍, 刘丽娜, 贺红士, 陶岩, 宗盛伟, 杜海波, 王雷, 朱瑞帅. 长白山苔原带优势植物种的分布格局及其关联性研究. *地理科学*, 2016, 36(8): 1212-1218.
- [32] 万飞. 长白山区地质地貌演化历史. *吉林地质*, 2012, 31(3): 21-22, 91.
- [33] 张慧慧, 白云玉, 张英洁, 靳英华, 许嘉巍, 陶岩, 水新利, 赵琛, 刘丽杰. 长白山苔原带凋落物生态化学计量特征及其对模拟氮沉降的响应. *生态学报*, 2022, 42(21): 8795-8808.
- [34] 靳英华, 许嘉巍, 宗盛伟, 王鹏. 氮沉降对长白山苔原植被影响的试验研究. *地理科学*, 2014, 34(12): 1526-1532.
- [35] 王彩玲. 长白山苔原凋落物变化对土壤有机碳矿化及组分影响的室内模拟研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2022.
- [36] McBride S G, Choudoir M, Fierer N, Strickland M S. Volatile organic compounds from leaf litter decomposition alter soil microbial communities and carbon dynamics. *Ecology*, 2020, 101(10): e03130.
- [37] Xiong X, Zhou G Y, Zhang D Q. Soil organic carbon accumulation modes between pioneer and old-growth forest ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 2020, 57(12): 2419-2428.
- [38] 熊勇, 许光勤, 吴兰. 混合凋落物分解非加和性效应研究进展. *环境科学与技术*, 2012, 35(9): 56-60, 120.
- [39] Maisto G, De Marco A, Meola A, Sessa L, Virzo De Santo A. Nutrient dynamics in litter mixtures of four Mediterranean maquis species decomposing in situ. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(3): 520-530.
- [40] Pan F J, Zhang W, Liang Y M, Liu S J, Wang K L. Increased associated effects of topography and litter and soil nutrients on soil enzyme activities and microbial biomass along vegetation successions in Karst ecosystem, southWestern China. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(17): 16979-16990.
- [41] 石晓芸. 亚热带不同类型森林土壤养分差异[D]. 合肥: 安徽大学, 2023.
- [42] 杨永超, 段文标, 陈立新, 曲美学, 王亚飞, 王美娟, 石金永, 潘磊. 模拟氮磷沉降和凋落物处理对两种林型红松林土壤有机碳组分的影响. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2023, 47(1): 57-66.
- [43] 白云玉, 朱孟美, 靳英华, 许嘉巍, 张英洁, 王慧赞, 赵琛. 模拟氮沉降对长白山岳桦林下草本植物和土壤肥力的短期影响. *植物科学学报*, 2019, 37(6): 748-757.
- [44] 宗盛伟, 许嘉巍, 吴正方. 长白山西坡小叶章侵入苔原带调查与机理分析. *山地学报*, 2013, 31(4): 448-455.
- [45] 靳英华, 许嘉巍, 王绍先, 王媛林, 张英洁, 金慧, 赵莹, 刘丽杰, 尹航, 贺红士. 退化中的长白山西坡灌木苔原优势种分布差异. *生态学报*, 2017, 37(11): 3716-3723.
- [46] Zhang W D, Wang S L. Effects of NH_4^+ and NO_3^- on litter and soil organic carbon decomposition in a Chinese fir plantation forest in South China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 47: 116-122.
- [47] Conde E, Cardenas M, Ponce-Mendoza A, Luna-Guido M L, Cruz-Mondragón C, Dendooven L. The impacts of inorganic nitrogen application on mineralization of ^{14}C -labelled maize and glucose, and on priming effect in saline alkaline soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(4): 681-691.
- [48] 袁淑芬, 汪思龙, 张伟东. 外源有机碳和温度对土壤有机碳分解的影响. *土壤通报*, 2015, 46(4): 916-922.
- [49] 宋新章, 江洪, 张慧玲, 余树全, 周国模, 马元丹, Scott X. Chang. 全球环境变化对森林凋落物分解的影响. *生态学报*, 2008, 28(9): 4414-4423.
- [50] Craig M E, Geyer K M, Beidler K V, Brzostek E R, Frey S D, Stuart Grandy A, Liang C, Phillips R P. Fast-decaying plant litter enhances soil carbon in temperate forests but not through microbial physiological traits. *Nature Communications*, 2022, 13(1): 1229.