

DOI: 10.20103/j.stxb.202206271827

郑娇, 李东, 袁旭东, 赵小祥, 刘峰, 田秋香. 贡嘎山树线过渡带土壤有机碳矿化和温度敏感性. 生态学报, 2023, 43(21): 8704-8715.

Zheng J, Li D, Yuan X D, Zhao X X, Liu F, Tian Q X. Soil organic carbon mineralization and its temperature sensitivity of the alpine treeline ecotone in the Gongga Mountain, China. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(21): 8704-8715.

贡嘎山树线过渡带土壤有机碳矿化和温度敏感性

郑 娇^{1,2}, 李 东^{1,2}, 袁旭东^{2,3}, 赵小祥^{2,3}, 刘 峰², 田秋香^{2,*}

1 西藏大学青藏高原生态与环境研究中心, 西藏大学理学院, 拉萨 850000

2 中国科学院武汉植物园, 中国科学院水生植物与流域生态重点实验室, 武汉 430074

3 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 树线过渡带作为高山地区重要的生态过渡带之一, 是响应温度变化的敏感区域。树线过渡带内土壤碳储量丰富, 其碳周转在全球碳循环方面扮演着重要角色。探究树线过渡带土壤有机碳矿化及其温度敏感性, 对于预测气候变化背景下高山地区土壤碳循环过程具有重要的指导意义。为此以青藏高原东南部贡嘎山树线过渡带(森林、树线、灌丛)的土壤为对象, 在室内开展 90 d 不同温度(15℃ 和 20℃)的培养实验, 测定土壤有机碳矿化速率, 计算单位土壤有机碳累积矿化量、温度敏感性, 并分析影响它们的相关因素。结果表明: 土壤有机碳矿化速率受温度和样地类型的显著影响。升温显著增加土壤有机碳矿化速率, 而不同样地类型间矿化速率差异显著, 矿化速率大小表现为森林>树线>灌丛。本研究用单位土壤有机碳累积矿化量表征土壤有机碳的稳定性, 经 90 d 的培养, 15℃ 下树线过渡带从森林、树线到灌丛单位土壤有机碳累积矿化量分别为 12.33 mg/g、12.99 mg/g 和 10.53 mg/g, 20℃ 下则分别为 19.16 mg/g、21.14 mg/g 和 16.26 mg/g, 灌丛土壤单位土壤有机碳累积矿化量显著低于森林和树线土壤, 这表明灌丛土壤具备更高的稳定性。单位土壤有机碳累积矿化量与土壤颗粒有机碳占比呈显著正相关关系, 与土壤矿物结合有机碳占比呈显著负相关, 但与酸解性碳组分无显著相关关系, 说明土壤有机碳与矿物结合形成的化学保护作用显著影响贡嘎山树线过渡带土壤有机碳稳定性。树线过渡带土壤有机碳矿化的温度敏感性系数 Q_{10} 为 2.45 ± 0.25 , 表现出较高的温度敏感性。相关性分析结果表明土壤 pH 值和 C:N 是影响树线过渡带土壤温度敏感性大小的主要因素, 而树线过渡带内相似的土壤 pH 值和 C:N 可能是导致不同样地类型间 Q_{10} 值无显著差异的重要原因。

关键词: 树线过渡带; 土壤有机碳; 累积矿化量; 温度敏感性

Soil organic carbon mineralization and its temperature sensitivity of the alpine treeline ecotone in the Gongga Mountain, China

ZHENG Jiao^{1,2}, LI Dong^{1,2}, YUAN Xudong^{2,3}, ZHAO Xiaoxiang^{2,3}, LIU Feng², TIAN Qiuxiang^{2,*}

1 Research Center for Ecology and Environment of Qinghai-Tibetan Plateau, College of Science, Tibet University, Lhasa 850000, China

2 Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academic of Sciences, Wuhan 430074, China

3 University of Chinese Academic of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: As one of the important ecological ecotones in alpine regions, the treeline ecotone is a sensitive area in response to climate change. Soil carbon stock is abundant within the treeline ecotone and its carbon turnover plays an important role in the global carbon cycle. Exploring soil organic carbon mineralization and its temperature sensitivity in the treeline ecotone is important for predicting soil carbon cycling processes in alpine regions under the background of climate change. In this study, we performed an incubation experiment at different temperatures (15℃ and 20℃) for 90 days based on soils from the treeline ecotone (forest, treeline, shrub) in the Gongga Mountain on southeastern Qinghai-Tibet Plateau. Soil organic

基金项目: 国家自然科学基金(31870465, 31700462)

收稿日期: 2022-06-27; 网络出版日期: 2023-06-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: tianqiuxiang@wbcas.cn

carbon mineralization rates were measured, cumulative mineralization per unit of soil organic carbon and temperature sensitivity were calculated. At the same time, we analyzed the relevant factors affecting them. The results showed that the soil organic carbon mineralization rates were significantly influenced by temperature and vegetation types. Warming significantly increased soil organic carbon mineralization rates, while the mineralization rates also had significant differences among vegetation types, the values showed that forest>treeline>shrub. We used the cumulative mineralization per unit of soil organic carbon to characterize the soil organic carbon stability. After 90 days of incubation, the cumulative mineralization per unit of soil organic carbon from forest, treeline to shrub was 12.33 mg/g, 12.99 mg/g, and 10.53 mg/g at 15°C, while 19.16 mg/g, 21.14 mg/g, and 16.14 mg/g at 20°C, respectively. The values for shrub soils were significantly lower than forest and treeline soils, indicating that shrub soils had higher stability. The cumulative mineralization per unit of soil organic carbon was significantly positively correlated with the percentage of particulate organic carbon and negatively correlated with the percentage of mineral-bound organic carbon, but had no significant correlation with acid hydrolysable carbon fractions, indicating that the chemical protection formed by the combination of soil organic carbon and minerals significantly affected the stability of soil organic carbon in the treeline ecotone in the Gongga Mountain. The temperature sensitivity coefficient Q_{10} of soil organic carbon mineralization in the treeline ecotone was 2.45 ± 0.25 , showing a high temperature sensitivity. The results of correlation analysis indicated that soil pH and C:N were the main factors to influence temperature sensitivity, while similar soil pH and C:N within the treeline ecotone might be an important reason for the lack of significant differences in Q_{10} values between different vegetation types.

Key Words: treeline ecotone; soil organic carbon; cumulative mineralization; temperature sensitivity

土壤碳库是陆地生态系统最大的碳库^[1],其储量取决于碳的输入和输出过程^[2]。高山、亚高山地区年均温低,有机质分解慢,使得土壤中积累了大量的有机碳^[3]。树线过渡带是高山地区重要的生态过渡带之一,在短距离内可以从亚高山森林过渡到高山灌丛。以往关于树线过渡带的研究主要集中在树线的成因和机制^[4-8],但对过渡带土壤碳循环过程的了解相对不多。土壤有机碳矿化作用是生态系统碳循环的重要过程,目前对土壤有机碳矿化的研究大多基于森林及农田土壤^[9-10],对高山草甸层下土壤及冻土碳矿化研究也有较多开展^[11-12],然而对树线过渡带土壤有机碳矿化研究涉及较少。但该区域土壤碳储量丰富,其周转对全球碳循环的影响不容忽视^[13]。因此,有必要进一步研究树线过渡带内土壤有机碳的矿化作用。

土壤有机碳矿化作用通常用来反映土壤有机碳的稳定性和周转速度,而土壤有机碳的稳定主要存在 3 个机制:土壤有机碳(SOC)与矿物结合产生的化学保护作用、土壤团聚体引起的物理隔离作用和有机碳分子的自身难降解性^[14]。在树线过渡带,植被类型从针叶乔木过渡到灌丛,输入到土壤中植物残体的数量和质量发生变化,可潜在影响 SOC 的积累过程,进而影响其稳定性。

IPCC 最新报告表明,全球变暖趋势仍在持续^[15],相较于低纬度或低海拔地区,极地^[16]和高山^[17]等区域气温升高更为明显。而土壤碳库对温度升高的响应程度和对气候变化的反馈大小取决于 SOC 矿化对温度的敏感性,通常用 Q_{10} 表示。 Q_{10} 量化为随温度升高 10°C 分解速率的相对增加^[18],其值越大,表明土壤有机质分解对温度变化越敏感。以往研究表明,SOC 矿化的温度敏感性主要受温度^[19]、碳质量^[20]、碳有效性^[2]和微生物特性^[21]等的影响。由于受到诸多因素的影响, Q_{10} 的变化存在较大的时空差异^[22-23],但树线过渡带内 Q_{10} 是否存在显著性差异,其主要受哪些因素的影响尚无定论。

在气候持续变暖的背景下,未来树线过渡带预计会向更高的纬度和海拔扩展^[24],而这种迁移会改变树线过渡带内土壤的碳储量,然而这种碳储量如何变化尚不清楚。本研究以贡嘎山树线过渡带内矿质表层土壤为研究对象,进行 90 d 的矿化培养实验,研究温度和不同植被类型土壤对单位土壤有机碳累积矿化量和温度敏感性的影响,并分析 SOC 稳定性和温度敏感性与土壤理化性质间的关系,以期揭示树线过渡带土壤碳动态变化及其矿化潜力,对未来气候变化条件下土壤碳储量的预测提供重要参考依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于青藏高原东南部的贡嘎山, 取样点设于雅家埂附近的树线处(29°51'—29°53'N, 102°1'—102°3'E), 海拔 3500—3700 m, 年降水量 1960 mm, 年均温 3.8℃, 属寒温带气候。本研究区林线、树线和树种线重叠, 用树线表征林灌交错点位置, 树线以上为灌丛, 树线以下为森林。乔木树种以峨眉冷杉(*Abies fabri*) 为主, 灌木树种以毡毛栎叶杜鹃(*Rhododendron phaeochrysum* var. *levistratum*) 为主, 土壤类型为山地暗棕壤。

1.2 样地设置和样品采集

在树线过渡带内设置 5 条沿海拔高度的样线, 每条样线长度约 120 m, 各样线间距大于 50 m。在每条样线上设有 5 个 10 m×10 m 样地, 包含 2 个森林样地, 1 个树线样地和 2 个灌丛样地, 5 条样带总计 25 个样地。在每个样地随机选 3 个采样点, 采集矿质 A 层土壤, 并混合成一个土壤样品。采集的土壤样品过 2 mm 筛, 去除可见植物残体和石砾后, 立即带回实验室。过筛后的土样分为两部分, 一部分风干, 用于土壤基本理化性质测定, 另一部分 4℃ 下冷藏保存, 用于矿化培养实验。

1.3 培养方法

称取 50 g 冷藏保存的土壤置于 200 mL 锥形瓶中, 每个土壤样品称取 14 份重复。调节土壤含水量至 60% 的最大田间持水量。随后在 15℃ 下预培养 10 d, 定期补充去离子水保持土壤含水量稳定^[25]。预培养结束后, 随机选取各土壤样品两个重复。一个添加 5 mL 的 60 g/L 的葡萄糖溶液, 在 4h 内测定底物诱导呼吸速率, 用于得到土壤微生物生物量碳(MBC) 含量; 另一重复用于测定土壤可溶性有机碳(DOC) 含量。

剩余土壤样品分别置于 15℃ 和 20℃ 的培养箱中进行培养, 每个温度 6 个重复。在培养后的 1、5、10、15、22、29、45、60、75 d 和 90 d 测量 CO₂ 的释放速率。同时培养后的第 10、30、60、90 天随机选取每个温度下的一份土壤样品进行破坏性取样, 测定 DOC 和 MBC 含量。

1.4 土壤 CO₂ 释放速率的测定

测定 CO₂ 释放速率时, 随机选取各土壤样品的 3 个重复, 盖上具阀的胶塞, 将三角瓶置于相应温度的水浴中密闭半小时, 密闭前后抽取 10 mL 气体注入便携式 CO₂ 气体分析仪(IRGA; EGM-4, PP Systems, USA) 中测定 CO₂ 浓度。

1.5 土壤总碳含量及碳组分测定

利用元素分析仪(Vario Macro cube, Elementar, Germany) 测定 SOC、总氮(TN) 含量; 土壤 DOC 含量用去离子水(土水比为 1:4) 浸提, 浸提液用 0.45 μm 微孔膜抽滤后采用 TOC 分析仪(Vario TOC, Elementar, Germany) 测定。利用硫酸水解法将 SOC 分为活性碳组分 I(LCI), 活性碳组分 II(LCII) 和惰性碳组分(RC), LCI%、LCII%、RC% 表示各碳组分占 SOC 比值^[26]。用六偏磷酸钠为分散剂将 SOC 分为颗粒有机碳(POC) 组分和矿物结合有机碳(MOC) 组分, POC% 和 MOC% 表示颗粒有机碳和矿物结合有机碳分别占 SOC 的比重。

1.6 其他测定指标

土壤 pH 值用 pH 计(FE28, METTLER TOLEDO, Switzerland) 测量, 土水比为 1:2.5; 土壤机械组成用激光粒度粒形分析仪(Mastersizer 3000, Malvern, United Kingdom) 进行测定。游离态铁氧化物(Fe_d) 利用柠檬酸盐-碳酸氢盐-连二亚硫酸盐法提取, 络合态铁、铝氧化物(Fe_p、Al_p) 通过焦磷酸钠法提取, 弱晶质态铁、铝氧化物(Fe_o、Al_o) 通过草酸盐法提取, 上述提取液利用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(OPTIMA 8000DV, PerkinElmer, Germany) 测定铁、铝元素含量。

1.7 数据分析

SOC 矿化速率的计算方法如下:

$$F = 0.536 \times \frac{V}{M} \times \frac{\Delta c}{\Delta t} \times \frac{273}{273 + T} \quad (1)$$

式中, F 为土壤 CO_2 释放速率 ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$); V 为培养实验所用锥形瓶瓶内总气体体积 (m^3); M 为干土重量 (g); Δc 为密闭前后 CO_2 浓度差 ($\mu\text{mol/mol}$); Δt 为密闭前后间隔时间 (h); T 为培养温度 ($^{\circ}\text{C}$)。

培养过程中 SOC 累积矿化量是利用 CO_2 释放速率在培养时间上的积分计算得出。

SOC 矿化速率常数通过一阶模型拟合计算而来:

$$C_{\min} = C_{\text{SOC}} \times (1 - e^{(-k \times t)}) \quad (2)$$

式中, $C_{\min}$ 为 SOC 累积矿化量 ($\mu\text{g/g}$); C_{SOC} 是初始 SOC 浓度 (mg/g); k 是 SOC 分解速率常数 (d^{-1}); t 是培养时间 (d)。

Q_{10} 为温度上升 10°C , SOC 矿化速率的增加倍数。本文利用三种不同方法计算 Q_{10} 值。第一种方法根据相同培养时间下, 不同温度 SOC 累积矿化量比值计算^[18]:

$$Q_{10-\text{cum}} = \left(\frac{C_{\min-20}}{C_{\min-15}} \right)^2 \quad (3)$$

式中, $C_{\min-20}$ 和 $C_{\min-15}$ 分别为培养相同时间内 20°C 和 15°C 下 SOC 累积矿化量 ($\mu\text{g/g}$)。

第二种方法根据矿化相等量的 SOC 时, 不同温度所需时间的差异计算^[27]:

$$Q_{10-t} = \left(\frac{t_{15}}{t_{20}} \right)^2 \quad (4)$$

式中, t_{15} 和 t_{20} 分别为矿化等量 SOC (0.6% 的 SOC 含量) 时 15°C 和 20°C 下所需时间 (d)。

第三种方法根据不同温度下 SOC 分解速率常数 k ^[28] 之间比值计算:

$$Q_{10-k} = \left(\frac{k_{20}}{k_{15}} \right)^2 \quad (5)$$

式中, k_{15} 和 k_{20} 分别是 15°C 和 20°C 下 SOC 的矿化速率常数 (d^{-1}), 由公式 2 计算得出。

碳有效性指数 (CAI) 计算如下^[29]:

$$\text{CAI} = \frac{R}{R_{\text{SIR}}} \quad (6)$$

式中, CAI 为碳有效性指数; R 为预培养结束后土壤呼吸速率 ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$); R_{SIR} 为添加过量葡萄糖时的底物诱导呼吸速率 ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)。

1.8 数据处理方法

利用线性混合效应模型分析样地类型 (森林、树线、灌丛)、培养温度和培养时间对 SOC 矿化速率、累计矿化量、DOC 和 MBC 的影响, 其中样地类型、培养温度和时间固定效应, 样带为随机效应。同时利用线性混合效应模型分析样地类型对土壤基本理化性质和 Q_{10} ($Q_{10-\text{cum}}$, Q_{10-t} , Q_{10-k}) 的影响。使用 Turkey 检验比较土壤理化性质间差异以及不同样地类型、不同培养温度和时间之间的差异。利用 spearman 相关分析方法研究土壤理化性质与累积矿化量和 Q_{10} 间的关系。本研究所有数据处理在 R 3.6.2 软件完成, 显著性水平设定为 $P < 0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 树线过渡带土壤基本理化性质

贡嘎山树线过渡带内表层土壤 SOC、DOC、TN 含量、POC% 从森林到灌丛表现为显著下降的趋势, 而 MOC% 表现为显著升高的趋势 (表 1)。LCII% 在树线处土壤显著高于森林和灌丛土壤。土壤 C:N 比、MBC 和 MBN 含量、LCI%、RC% 在树线过渡带间均无显著差异。树线过渡带内土壤呈强酸性, 土壤平均 pH 值为 4.09 ± 0.19 , 且不同样地类型间无显著差异。过渡带内土壤为粉砂土, 砂粒含量为 33.7 ± 10.5 , 粉粒含量为 60.7 ± 10.9 , 粘粒最少为 4.6 ± 1.3 , 但不同样地类型间砂、粉、粘粒含量差异不显著。树线过渡带内土壤 Fe_d 含量平均值为 16.45 ± 2.92 ; Fe_o 、 Al_o 含量分别为 4.16 ± 3.0 、 2.33 ± 1.41 ; 而 Fe_p 、 Al_p 含量为 3.11 ± 2.38 和 2.44 ± 1.55 , 但各形

态铁、铝氧化物含量在不同样地类型间差异不显著,整体表现为铁铝活化度较低。

表 1 贡嘎山树线过渡带不同样地类型下土壤的基本理化性质(平均值±标准差)

土壤指标 Soil index	森林 Forest	树线 Treeline	灌丛 Shrub
pH	4.03±0.22a	4.11±0.20a	4.15±0.13a
土壤有机碳 SOC/(mg/g)	203.70±47.7a	173.90±36.1ab	124.20±28.9b
全氮 TN/(mg/g)	10.20±2.7a	8.50±1.6ab	6.50±1.9b
土壤碳氮比 soil C:N	20.30±2.8a	20.50±1.2a	19.40±1.6a
微生物生物量碳 MBC/(μg/g)	709.30±125.6a	738.40±118.5a	619.20±104.7a
微生物生物量氮 MBN/(μg/g)	94.50±41.1a	125.90±32.8a	82.20±31.9a
微生物生物量碳氮比 MBC:MBN	8.50±2.7a	6.10±1.5a	8.60±3.6a
可溶性有机碳 DOC/(μg/g)	353.10±187.7a	264.50±111.6ab	163.80±88.2b
惰性碳组分 RC/%	69.90±4.0a	66.80±3.9a	66.40±5.5a
活性碳组分 I LCI/%	11.30±3.4a	9.60±1.5a	12.30±6.6a
活性碳组分 II LCII/%	18.8V±2.6b	23.60±3.8a	21.30±3.1ab
颗粒有机碳 POC/%	46.20±10.0a	43.04±6.3ab	35.00±7.0b
矿物结合有机碳 MOC/%	53.80±10.0b	56.60±6.3ab	65.00±7.0a
砂粒 Sand/%	31.70±11.6a	37.30±12.4a	34.00±8.7a
粉粒 Silt/%	62.60±12.6a	57.20±12.5a	60.50±8.9a
粘粒 Clay/%	4.80±1.4a	3.90±1.3a	4.80±1.1a
游离态铁氧化物 Fe _d /(mg/g)	17.12±2.89a	16.96±2.73a	15.52±3.08a
弱晶质铁氧化物 Fe _o /(mg/g)	4.80±3.23a	4.34±2.89a	3.42±2.98a
弱晶质铝氧化物 Al _o /(mg/g)	2.82±1.68a	2.29±0.90a	1.85±1.25a
络合态铁氧化物 Fe _p /(mg/g)	3.54±2.50a	3.75±2.61a	2.37±2.18a
络合态铝氧化物 Al _p /(mg/g)	2.86±1.65a	2.90±1.82a	1.79±1.18a

同一行的不同小写字母表示样地类型之间有显著差异($P<0.05$);SOC: Soil organic carbon; DOC: Dissolved organic carbon; TN: Total nitrogen; MBC: Microbial biomass carbon; MBN: Microbial biomass nitrogen; RC: recalcitrant carbon; LCI: Labile carbon fraction I; LCII: Labile carbon fraction II; POC: Particulate organic carbon; MOC: Mineral-bound organic carbon; Sand: Sand particles; Silt: Silt particles; Clay: Clay particles; Fe_d: content of free iron oxides; Fe_o、Al_o: content of poorly crystallized iron and aluminum oxides; Fe_p、Al_p: content of complexed iron and aluminum oxides

2.2 树线过渡带 SOC 矿化特征

2.2.1 树线过渡带 SOC 矿化速率的变化

树线过渡带内 SOC 矿化速率受样地类型、培养温度和培养时间的显著影响($P<0.001$),同时双因素间存在显著的交互作用($P<0.05$),但三因素间无显著的交互作用(图 1)。森林和树线 SOC 矿化速率显著高于灌丛土壤($P<0.05$),且 SOC 矿化速率随温度的升高显著增加($P<0.001$)。15℃培养时,SOC 矿化速率随培养时间的延长缓慢下降;20℃培养下,SOC 矿化速率总体表现为随培养时间的增加呈现先上升,即在培养第 5 天达到最高值,随后下降并最终趋于平稳的状态。

土壤累积碳矿化量受样地类型、培养温度和培养时间的显著影响($P<0.001$),同时双因素间存在显著的交互作用($P<0.001$),但三因素的交互作用不显著(图 2)。森林和树线土壤累积碳矿化量显著高于灌丛土壤($P<0.05$),且累积碳矿化量随温度的升高显著增加($P<0.001$)。经过 90 d 的培养,15℃下累积碳矿化量从森林、树线再到灌丛分别为 2.55 mg/g、2.29 mg/g 和 1.33 mg/g,20℃下累积矿化量从森林、树线再到灌丛分别为 3.99 mg/g、3.74 mg/g、2.07 mg/g。

同时计算单位 SOC 累积矿化量以表征 SOC 的生物化学稳定性。单位 SOC 累积矿化量受培养温度和培养时间的显著影响($P<0.001$),样地类型影响不显著($P>0.05$),但样地类型和培养时间、培养温度之间存在显著的交互作用($P<0.05$),三因素间无明显交互作用(图 2)。在培养初期,不同样地类型间单位 SOC 累积矿化量无明显差异($P>0.05$),但都随培养时间延长,差异增大,到培养 90 d 时灌丛土壤单位 SOC 累积矿化量显著低于森林和树线土壤($P<0.05$)。

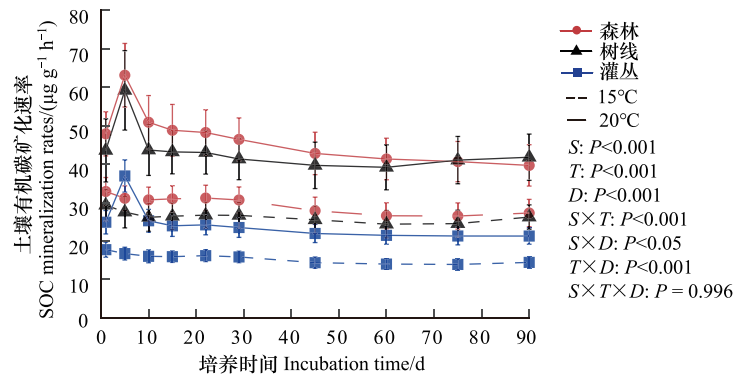


图1 树线过渡带内土壤有机碳矿化速率的动态变化

Fig.1 The dynamics of SOC mineralization rates for soils from the alpine treeline ecotones

图中显示线性混合效应模型分析结果; SOC:土壤有机碳 soil organic carbon; S:样地类型; T:培养温度; D:培养时间

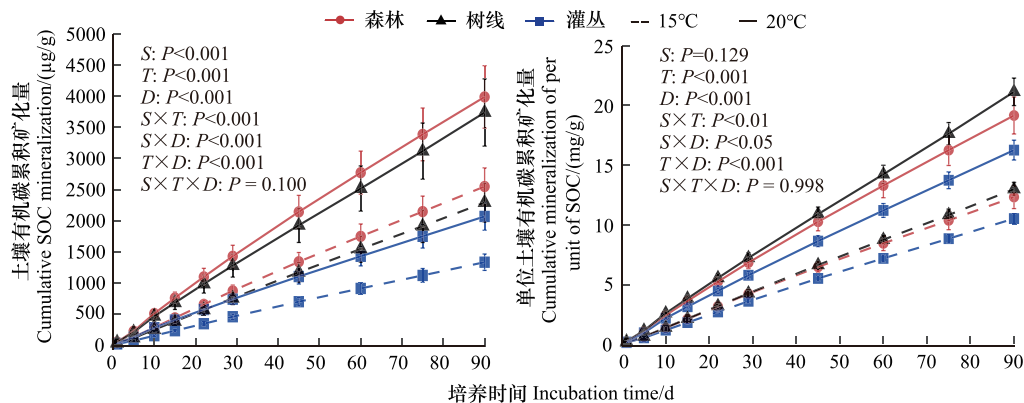


图2 树线过渡带内土壤有机碳累积矿化量和单位土壤有机碳累积矿化量的动态变化

Fig.2 The dynamics of cumulative SOC mineralization and cumulative mineralization per unit of SOC for soils from the alpine treeline ecotones

2.2.2 树线过渡带 SOC 矿化的温度敏感性

SOC 分解对温度升高的响应通常用 Q_{10} 表示,本研究通过三种不同的方式计算了树线过渡带土壤的 Q_{10} 值。 Q_{10-cum} 从森林、树线到灌丛土壤平均值分别为 2.42 ± 0.27 、 2.64 ± 0.14 和 2.37 ± 0.23 。通过矿化相等量的 SOC 所需时间计算的 Q_{10-t} 从森林、树线到灌丛土壤平均值分别为 2.59 ± 0.35 、 2.80 ± 0.20 和 2.55 ± 0.36 。而通过分解速率常数 k 计算的 Q_{10-k} 从森林、树线到灌丛土壤平均值则达到了 3.60 ± 0.72 、 3.82 ± 0.20 和 3.84 ± 0.72 (图 3)。三种计算方法均表明不同样地类型 Q_{10} 差异不显著 ($P>0.05$)。

2.3 培养过程中 DOC 和 MBC 的变化

矿化培养过程中 DOC 含量受样地类型和培养时间的显著影响 ($P<0.001$),温度的影响不显著 ($P>0.05$),同时各因素间无显著交互作用 (图 4)。森林和树线土壤 DOC 含量显著高于灌丛土壤 ($P<0.01$)。

MBC 含量受样地类型和培养时间的显著影响 ($P<0.01$),温度的影响不显著 ($P>0.05$),同时样地类型和培养时间无交互作用 ($P>0.05$),但与培养温度之间存在显著交互作用 ($P<0.01$,图 4)。两个培养温度下,土壤 MBC 含量整体上随培养时间增加呈现先增加后减小趋势,且都在培养 10 d 时达到 MBC 含量的最大值。森林和树线土壤 MBC 含量显著高于灌丛土壤 ($P<0.05$)。

2.4 影响树线过渡带 SOC 稳定性和温度敏感性的因素

不同温度下单位 SOC 累积矿化量均与 POC 含量呈显著正相关关系 ($P<0.01$),与 MOC 含量存在显著的

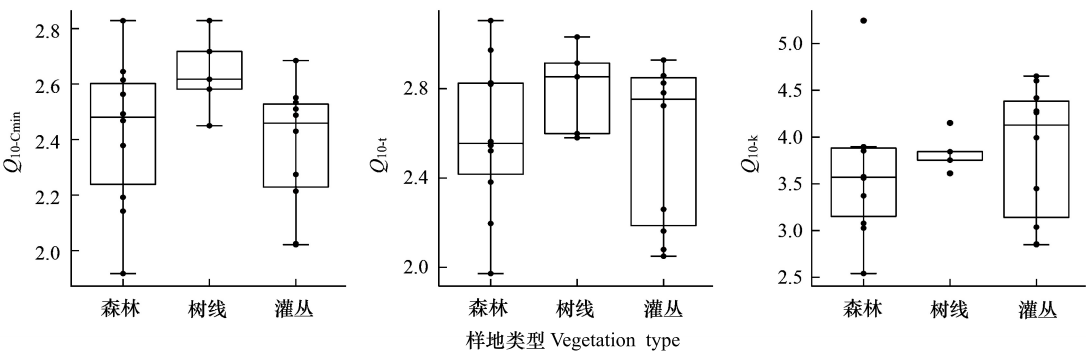


图3 三种计算方法下树线过渡带内不同样地类型 Q_{10} 值差异

Fig.3 Differences in Q_{10} values among vegetation types for soils from the alpine treeline ecotone under the three calculation methods

$Q_{10-Cmin}$:SOC 累积矿化量计算的 Q_{10} 值; Q_{10-t} :矿化等量 SOC 所需时间计算的 Q_{10} 值; Q_{10-k} :SOC 分解速率常数 k 计算的 Q_{10} 值

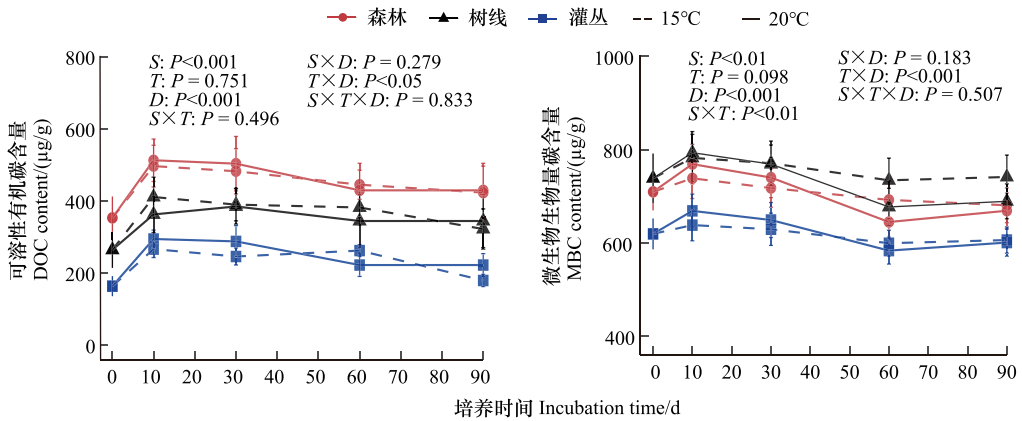


图4 树线过渡带内土壤可溶性有机碳和微生物生物量碳在培养过程中的变化

Fig.4 The dynamics of dissolved organic carbon and microbial biomass carbon during incubation for soils from the alpine treeline ecotone

负相关关系($P<0.01$),而与 pH 值、酸解性碳组分、粉、粘粒含量和各形态铁铝氧化物含量无显著相关关系(表2)。同时,15℃下单位 SOC 累积矿化量与 C:N 值呈正相关关系,而 20℃下单位 SOC 累积矿化量则与砂粒含量呈正相关关系。

三种计算方法下的 Q_{10} 值均与土壤 pH 值呈显著的正相关关系($P<0.05$),而与土壤酸解性碳组分含量、碳有效性指数和砂、粉、粘粒含量等均无显著的相关关系。此外, Q_{10-k} 与 C:N 值存在显著负相关($P<0.01$)。

表2 单位土壤有机碳累积矿化量与土壤理化因子间的 Spearman 相关性分析

Table 2 Spearman correlation between cumulative mineralization per unit of SOC and soil physico-chemical properties

变量 Variable	C_{min-15}	C_{min-20}	变量 Variable	C_{min-15}	C_{min-20}
土壤碳氮比 Soil C:N	0.469 *	0.359	粉粒 Silt	-0.201	-0.325
pH	-0.103	0.070	粘粒 Clay	-0.155	-0.189
惰性碳组分 RC	0.243	0.183	游离态铁氧化物 Fe_d	0.295	0.352
活性碳组分 I LCI	-0.011	-0.032	弱晶质铁氧化物 Fe_o	0.225	0.352
活性碳组分 II LCII	-0.115	-0.113	弱晶质铝氧化物 Al_o	0.326	0.437 **
颗粒有机碳 POC	0.623 ***	0.568 **	络合态铁氧化物 Fe_p	0.245	0.362
矿物结合有机碳 MOC	-0.623 ***	-0.568 **	络合态铝氧化物 Al_p	0.377	0.481 *
砂粒 Sand	0.300	0.402 **			

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$; C_{min-15} : 15℃下单位土壤有机碳累积矿化量 Cumulative mineralization per unit SOC at 15 °C; C_{min-20} : 20℃下单位土壤有机碳累积矿化量 Cumulative mineralization per unit SOC at 20 °C

3 讨论

3.1 树线过渡带 SOC 矿化的特征变化

SOC 的矿化受到温度^[30]、水分^[31–32]、可矿化碳源^[10]等因素的影响。当土壤水分适宜且不受其他因素限制时,多数研究表明温度越高 SOC 矿化速率越高^[33–35]。研究结果与以往研究结果一致,随温度升高不同样地类型 SOC 矿化速率均显著增加,这是因为温度的升高可能增加土壤微生物量和酶活性^[36],进而加速 SOC 的矿化。不同样地土壤由于自身可利用的碳源和微生物性质上的差异,使得 SOC 矿化速率形成较大的差异。在贡嘎山树线过渡带,从森林到灌丛样地 SOC、DOC 等含量呈显著的下降趋势,这表明森林土壤可矿化碳源显著多于其它样地类型。因此在升温的背景下,未来森林土壤矿化速率可能会更大,而灌丛土壤矿化也会加快,但仍会比森林土壤矿化速率更低。

SOC 矿化速率动态与 DOC 和 MBC 含量的动态变化趋势相一致,进一步说明可矿化碳源和 MBC 是影响矿化速率的主要因素。在培养初期,温度升高后显著增大 SOC 矿化速率,并在第 5 天达到峰值,这可能是由于部分在低温下不能被利用的碳源在升温后重新被分解利用,从而增大 SOC 的矿化。Haddix 等沿年平均温度梯度对 6 个温带和热带地区不同土地用途的 12 种土壤进行室内培养,双池模型曲线拟合后所有土壤呼吸速率随时间推移而明显下降,到培养结束土壤呼吸速率趋于平稳。他们认为分解速率的变化是由易分解基质的变化驱动的,在培养后期阶段土壤微生物利用更高分子量的化合物,而这些化合物往往是具有更强的抗性且更不易被分解的土壤有机质^[37]。我们的研究结果同样表明随着培养时间的延长,由于易分解的 DOC 逐渐被微生物消耗,并以呼吸的方式被释放,能够维持的微生物生物量下降,使得后期土壤矿化速率会逐渐降低直至趋于平稳。

3.2 树线过渡带 SOC 稳定性及其影响因素

SOC 稳定性是反映 SOC 在土壤中滞留时间长短的指标,通常越稳定的 SOC 在土壤中周转越慢,平均滞留时间越长^[38–39]。单位 SOC 累积矿化量越高,表明 SOC 的生物化学稳定性越弱。本研究中灌丛 SOC 的稳定性显著高于森林土壤,有利于碳的长期积累。SOC 是由不同滞留时间的组分组成的复杂系统,其主要包括:1)物理稳定,即有机质通过团聚体的保护来抵抗微生物分解。由于本实验培养土壤过了 2 mm 筛,土壤团聚体被破坏,故不考虑物理稳定作用。2)生化稳定,它是有机质固有的抵抗分解的生物化学分子特性,这种特性通常与有机碳复杂的化学组成有关。有机碳的难降解性能决定土壤有机碳稳定性的潜力^[40],本研究中表征 SOC 自身抗分解能力的酸解性活性碳组分与 SOC 稳定性无显著关系(表 3),说明 SOC 自身抗分解能力的差别不能解释树线过渡带 SOC 稳定性差异。3)化学稳定,即有机质通过与粘土矿物或金属氧化物(以铁铝氧化物为主),形成有机-矿物复合体,使其不易被分解。根据 SOC 是否与土壤矿物结合,可将 SOC 分为 POC 和 MOC。POC 是未被土壤矿物吸附保护的有机物^[41–42],在土壤中周转速度较快。而 MOC 是与土壤矿物相结合,被吸附保护的那部分有机物,具有较高的稳定性^[43]。本研究中单位 SOC 累积矿化量与 POC%呈现显著正相关关系,和 MOC%呈显著负相关关系,说明 SOC 的矿物保护作用影响贡嘎山树线过渡带 SOC 的稳定性。与此结果相似,我们还发现 SOC 稳定性与砂粒含量呈显著负相关,这与砂粒比表面积小,几乎不带电荷,对 SOC 的化学保护作用弱有关。因此砂粒含量越高, SOC 稳定性越弱。以往研究发现土壤铁铝氧化物可以吸附有机质,在酸性土壤中对 SOC 有很强的保护作用^[44–45]。但本研究中铁铝氧化物含量与 SOC 稳定性无显著的正相关关系(表 3),这可能与树线过渡带区域铁铝的活化度低有关。

综上所述, SOC 的矿物保护作用是引起贡嘎山树线过渡带 SOC 稳定性差异的主要机理。由于森林土壤 POC 含量显著高于灌丛土壤,使得森林 SOC 稳定性显著低于灌丛土壤。此外,本研究发现土壤 C:N 与单位 SOC 累积矿化量呈显著正相关,这与 Heuck 和 Spohn 在德国温带森林的研究^[46]结果相似,即在高 C:N 下,微生物会进行代谢调整,通过增加呼吸以获得能量,从而能从难降解有机质中获取养分。土壤碳氮比越大,微生物受氮限制程度可能越高^[47],为获取有效氮源,降低自身与底物间的碳氮不平衡性,微生物会加快 SOC 的矿

化^[48],进而降低其稳定性。

表 3 土壤有机碳矿化温度敏感性系数与土壤理化性质间的 Spearman 相关性

Table 3 Spearman correlation between temperature sensitivity of SOC mineralization and soil physico-chemical properties

变量 Variable	Q_{10-cum}	Q_{10-k}	Q_{10-t}	变量 Variable	Q_{10-cum}	Q_{10-k}	Q_{10-t}
土壤碳氮比 soil C:N	-0.214	-0.522**	-0.343	矿物结合有机碳 MOC	-0.086	0.129	-0.100
pH	0.478*	0.552**	0.577**	碳有效性指数 CAI	0.252	0.151	0.176
惰性碳组分 RC	0.118	-0.076	0.132	砂粒 Sand	0.297	0.220	0.245
活性碳组分 I LCI	-0.217	-0.119	-0.216	粉粒 Silt	-0.286	-0.289	-0.262
活性碳组分 II LCH	0.011	0.073	-0.034	粘粒 Clay	-0.104	-0.073	-0.004
颗粒有机碳 POC	0.086	-0.129	0.100				

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$; CAI: 碳有效性指数 carbon effectiveness index

3.3 树线过渡带 SOC 矿化的温度敏感性及其影响因素

SOC 通过分解作用产生 CO_2 是土壤碳释放到大气的主要过程。全球变暖背景下,土壤有机质的分解加速,二氧化碳的释放随之增加,对气候变化形成正反馈^[11,23,49]。SOC 矿化对温度变化的响应主要取决于温度敏感性的大小^[2]。Liu 等^[50]的研究表明,中国不同生态系统之间温度敏感性都存在着极大差异, Q_{10} 值的变化范围为 1.16 到 3.19,平均值为 1.63,其中高山草甸的 Q_{10} 最高为 2.01。同样,Hamdi 等人^[51]对全球范围内土壤温度敏感性文章进行综合分析,并对温度进行归一化以及对培养时间和温度平均后,发现 Q_{10} 值为 2.04 ± 1.09 。本研究树线过渡带 Q_{10-cum} 为 2.45 ± 0.25 ,表现出较高的温度敏感性,因此在全球变暖背景下更易受到气候变化的影响。

研究通过三种不同的方法计算 Q_{10} 值,结果显示 SOC 矿化的温度敏感性在树线过渡带不同样地类型间无明显差异。以往研究表明,SOC 的抗分解能力和土壤碳有效性被认为是影响温度敏感性的主要因素,但本研究中表征 SOC 抗分解能力的酸解性活性碳组分和表征土壤碳有效性的系数在不同样地类型间均无显著差异(表 1)。不同样地类型间土壤各理化性质的高度一致性,可能是导致 Q_{10} 在树线过渡带内无显著变化的主要原因。可见,贡嘎山高山树线过渡带短距离植被类型的变化并不影响 SOC 矿化对温度的响应。

相关分析结果表明土壤 pH 值与 Q_{10} 呈显著正相关关系,这与以往的研究结果一致^[52-54]。土壤的 pH 值是影响土壤微生物群落组成和多样性的重要因素^[55-56]。在酸性条件下,土壤真菌细菌比会随 pH 值的增加而增大^[57],由于生物化学性质复杂碳底物主要被真菌所分解^[58],随着真菌丰度增大,土壤对温度变化更加敏感。因此,推测 pH 主要通过调节土壤微生物群落结构来影响 Q_{10} 值。

碳质量-温度(CQT)假说表明复杂、低质量的难降解化合物分解率比高质量、易分解基质的分解率更敏感^[23,52,59],而高 C:N 比土壤通常被认为包含更多低质量、难降解有机质,从而导致高 C:N 的土壤会拥有更大的 Q_{10} 值^[50,60]。然而本研究发现土壤 C:N 与 Q_{10} 间呈负相关关系,这可能与微生物的氮限制有关,随着 C:N 的降低,微生物生长的氮限制减弱^[61-62]。由 Michaelis-Menten 方程可知,在基质不受限制的情况下, V_{max} 消除了 K_m 对温度敏感性的抵消作用,从而使得 Q_{10} 值更高。

4 结论

综上所述,温度和样地类型均影响贡嘎山树线过渡带 SOC 矿化,升温加速 SOC 矿化,将促进高山树线过渡带土壤碳排放。由于森林和树线土壤可矿化碳源显著高于灌丛土壤,使得森林和树线土壤矿化速率显著高于灌丛。SOC 的矿物保护作用是引起贡嘎山树线过渡带 SOC 稳定性差异的主要原因,同时灌丛土壤相对于森林和树线土壤表现出更强的碳稳定性,有利于碳长期固存。高山树线过渡带内 SOC 矿化的温度敏感性无显著差异。土壤 pH 值和 C:N 与 Q_{10} 的变化密切相关,未来需进一步结合微生物群落结构的差异和资源利用特征,探明其影响机理。整体而言,高山树线过渡带 SOC 矿化速率快,且 Q_{10} 值较高,全球变暖条件下碳排放潜力不容忽视。

参考文献(References):

- [1] Jobbágy E G, Jackson R B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 2000, 10(2): 423-436.
- [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] Keiser A D, Smith M, Bell S, Hofmockel K S. Peatland microbial community response to altered climate tempered by nutrient availability. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 137: 107561.
- [4] Körner C. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia*, 1998, 115(4): 445-459.
- [5] 李迈和, Norbert Krauchi. 全球高山林线研究现状与发展方向. *四川林业科技*, 2005, 26(4): 36-42.
- [6] Brodersen C R, Germino M J, Johnson D M, Reinhardt K, Smith W K, Resler L M, Bader M Y, Sala A N, Kueppers L M, Broll G, Cairns D M, Holtmeier F K, Wieser G. Seedling survival at timberline is critical to conifer mountain forest elevation and extent. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2019, 2: 9.
- [7] Zou F Y, Tu C Y, Liu D M, Yang C Y, Wang W L, Zhang Z M. Alpine treeline dynamics and the special exposure effect in the Hengduan Mountains. *Frontiers in Plant Science*, 2022, 13: 861231.
- [8] Sigdel S R, Liang E Y, Wang Y F, Dawadi B, Camarero J J. Tree-to-tree interactions slow down Himalayan treeline shifts as inferred from tree spatial patterns. *Journal of Biogeography*, 2020, 47(8): 1816-1826.
- [9] Lal R. Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, 2018, 24(8): 3285-3301.
- [10] Zhao Z N, Wei X R, Wang X, Ma T E, Huang L Q, Gao H L, Fan J, Li X Z, Jia X X. Concentration and mineralization of organic carbon in forest soils along a climatic gradient. *Forest Ecology and Management*, 2019, 432: 246-255.
- [11] Crowther T W, Todd-Brown K E O, Rowe C W, Wieder W R, Carey J C, Machmuller M B, Snoek B L, Fang S, Zhou G, Allison S D, Blair J M, Bridgman S D, Burton A J, Carrillo Y, Reich P B, Clark J S, Classen A T, Dijkstra F A, Elberling B, Emmett B A, Estiarte M, Frey S D, Guo J, Harte J, Jiang L, Johnson B R, Kröel-Dulay G, Larsen K S, Laudon H, Lavalley J M, Luo Y, Lupascu M, Ma L N, Marhan S, Michelsen A, Mohan J, Niu S, Pendall E, Peñuelas J, Pfeifer-Meister L, Poll C, Reinsch S, Reynolds L L, Schmidt I K, Sistla S, Sokol N W, Templer P H, Treseder K K, Welker J M, Bradford M A. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 2016, 540(7631): 104-108.
- [12] Zhao Y N, Mou X M, Wei M, Li X G. Effect of vegetation mosaic on spatial heterogeneity of soil organic carbon mineralization and nitrification in an alpine meadow. *Applied Soil Ecology*, 2021, 165: 104007.
- [13] Devos C C, Ohlson M, Næsset E, Bollandsås O M. Soil carbon stocks in forest-tundra ecotones along a 500 km latitudinal gradient in northern Norway. *Scientific Reports*, 2022, 12(1): 1-10.
- [14] Schmidt M W I, Torn M S, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens I A, Kleber M, Kögel-Knabner I, Lehmann J, Manning D A C, Nannipieri P, Rasse D P, Weiner S, Trumbore S E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 2011, 478(7367): 49-56.
- [15] Allan R P, AchutaRao K M. Climate change 2021: the physical science basis: Working Group I contribution to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on climate change, 2021.
- [16] Min S K, Zhang X B, Zwiers F. Human-induced Arctic moistening. *Science*, 2008, 320(5875): 518-520.
- [17] Chen H, Zhu Q A, Peng C H, Wu N, Wang Y F, Fang X Q, Gao Y H, Zhu D, Yang G, Tian J Q, Kang X M, Piao S L, Ouyang H, Xiang W H, Luo Z B, Jiang H, Song X Z, Zhang Y, Yu G R, Zhao X Q, Gong P, Yao T D, Wu J H. The impacts of climate change and human activities on biogeochemical cycles on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Global Change Biology*, 2013, 19(10): 2940-2955.
- [18] Xu M, Li X L, Kuyper T W, Xu M, Li X L, Zhang J L. High microbial diversity stabilizes the responses of soil organic carbon decomposition to warming in the subsoil on the Tibetan Plateau. *Global Change Biology*, 2021, 27(10): 2061-2075.
- [19] Mikan C J, Schimel J P, Doyle A P. Temperature controls of microbial respiration in Arctic tundra soils above and below freezing. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(11): 1785-1795.
- [20] Fierer N, Colman B P, Schimel J P, Jackson R B. Predicting the temperature dependence of microbial respiration in soil: a continental-scale analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006, 20(3): GB3026.
- [21] Yuste J C, Peñuelas J, Estiarte M, Garcia-Mas J, Mattana S, Ogaya R, Pujol M, Sardans J. Drought-resistant fungi control soil organic matter decomposition and its response to temperature. *Global Change Biology*, 2011, 17(3): 1475-1486.

- [22] Koch O, Tscherko D, Kandeler E. Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(4): GB4017.
- [23] Li H, Yang S, Semenov M V, Yao F, Ye J, Bu R C, Ma R A, Lin J J, Kurganova I, Wang X G, Deng Y, Kravchenko I, Jiang Y, Kuzyakov Y. Temperature sensitivity of SOM decomposition is linked with a K-selected microbial community. *Global Change Biology*, 2021, 27(12): 2763-2779.
- [24] Malanson G P. Complex responses to global change at alpine treeline. *Physical Geography*, 2001, 22(4): 333-342.
- [25] Gentsch N, Wild B, Mikutta R, Čapek P, Diáková K, Schrumpf M, Turner S, Minnich C, Schaarschmidt F, Shibistova O, Schnecker J, Urich T, Gittel A, Šantrůčková H, Bárta J, Lashchinskiy N, Fuß R, Richter A, Guggenberger G. Temperature response of permafrost soil carbon is attenuated by mineral protection. *Global Change Biology*, 2018, 24(8): 3401-3415.
- [26] Rovira P, Vallejo V R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 2002, 107(1/2): 109-141.
- [27] Conant R T, Drijber R A, Haddix M L, Parton W J, Paul E A, Plante A F, Six J, Steinweg J M. Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality. *Global Change Biology*, 2008, 14(4): 868-877.
- [28] Yao Y F, Ge N N, Wei X R, Fu W, Shao M G, Zhao X N, Ingwersen J. Responses of soil organic carbon mineralization and its temperature sensitivity to re-vegetation in the agro-pastoral ecotone of Northern China. *European Journal of Soil Biology*, 2021, 103: 103278.
- [29] Gutiérrez-Girón A, Díaz-Pinés E, Rubio A, Gavilán R G. Both altitude and vegetation affect temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in Mediterranean high mountain soils. *Geoderma*, 2015, 237/238: 1-8.
- [30] Song Y Y, Liu C, Song C C, Wang X W, Ma X Y, Gao J L, Gao S Q, Wang L L. Linking soil organic carbon mineralization with soil microbial and substrate properties under warming in permafrost peatlands of Northeastern China. *CATENA*, 2021, 203: 105348.
- [31] 李新鸽, 韩广轩, 朱连奇, 陈超男. 降雨引起的干湿交替对土壤呼吸的影响: 进展与展望. *生态学杂志*, 2019, 38(2): 567-575.
- [32] Frindte K, Pape R, Werner K, Löffler J, Knief C. Temperature and soil moisture control microbial community composition in an Arctic-alpine ecosystem along elevational and micro-topographic gradients. *The ISME Journal*, 2019, 13(8): 2031-2043.
- [33] 陈晓芬, 吴萌, 江春玉, 刘明, 李忠佩. 不同培养温度下长期施肥红壤水稻土有机碳矿化特征研究. *土壤*, 2019, 51(5): 864-870.
- [34] 邱曦, 吕茂奎, 黄锦学, 李伟, 赵本嘉, 张浩, 王恩熙, 谢锦升. 不同培养温度下严重侵蚀红壤的有机碳矿化特征. *植物生态学报*, 2016, 40(3): 236-245.
- [35] Fierer N, Allen A S, Schimel J P, Holden P A. Controls on microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Global Change Biology*, 2003, 9(9): 1322-1332.
- [36] Yang S Y, Jansen B, Absalah S, Kalbitz K, Chunga Castro F O, Cammeraat E. Soil organic carbon content and mineralization controlled by the composition, origin and molecular diversity of organic matter: a study in tropical alpine grasslands. *Soil & Tillage Research*, 2022, 215: 105203.
- [37] Haddix M L, Plante A F, Conant R T, Six J, Steinweg J M, Magrini-Bair K, Drijber R A, Morris S J, Paul E A. The role of soil characteristics on temperature sensitivity of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(1): 56-68.
- [38] Jia Y F, Kuzyakov Y, Wang G A, Tan W B, Zhu B, Feng X J. Temperature sensitivity of decomposition of soil organic matter fractions increases with their turnover time. *Land Degradation & Development*, 2020, 31(5): 632-645.
- [39] Zhou X H, Xu X, Zhou G Y, Luo Y Q. Temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition increased with mean carbon residence time: field incubation and data assimilation. *Global Change Biology*, 2018, 24(2): 810-822.
- [40] Krull E S, Baldock J A, Skjemstad J O. Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Functional Plant Biology*, 2003, 30(2): 207-222.
- [41] Conant R T, Six J, Paustian K. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. II. changes in soil carbon fractions along a forest to pasture chronosequence. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 40(3): 194-200.
- [42] Yakovchenko V P, Sikora L J, Millner P D. Carbon and nitrogen mineralization of added particulate and macroorganic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(14): 2139-2146.
- [43] 刘满强, 胡锋, 陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展. *生态学报*, 2007, 27(6): 2642-2650.
- [44] Zhao J S, Chen S, Hu R G, Li Y Y. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. *Soil and Tillage Research*, 2017, 167: 73-79.
- [45] Han L F, Sun K, Jin J, Xing B S. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 94: 107-121.
- [46] Heuck C, Spohn M. Carbon, nitrogen and phosphorus net mineralization in organic horizons of temperate forests: stoichiometry and relations to organic matter quality. *Biogeochemistry*, 2016, 131(1): 229-242.
- [47] Spohn M, Chodak M. Microbial respiration per unit biomass increases with carbon-to-nutrient ratios in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*,

2015, 81: 128-133.

- [48] Sinsabaugh R L, Manzoni S, Moorhead D L, Richter A. Carbon use efficiency of microbial communities: stoichiometry, methodology and modelling. *Ecology Letters*, 2013, 16(7): 930-939.
- [49] Hicks Pries C E, Castanha C, Porras R C, Torn M S. The whole-soil carbon flux in response to warming. *Science*, 2017, 355(6332): 1420-1423.
- [50] Liu Y, He N P, Zhu J X, Xu L, Yu G R, Niu S L, Sun X M, Wen X F. Regional variation in the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in China's forests and grasslands. *Global Change Biology*, 2017, 23(8): 3393-3402.
- [51] Hamdi S, Moyano F, Sall S, Bernoux M, Chevallier T. Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58: 115-126.
- [52] Craine J, Spurr R, McLauchlan K, Fierer N. Landscape-level variation in temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(2): 373-375.
- [53] Li J Q, Yan D, Pendall E, Pei J M, Noh N J, He J S, Li B, Nie M, Fang C M. Depth dependence of soil carbon temperature sensitivity across Tibetan permafrost regions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 126: 82-90.
- [54] Li J Q, Pei J M, Cui J, Chen X P, Li B, Nie M, Fang C M. Carbon quality mediates the temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition in managed ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 250: 44-50.
- [55] Min K, Lehmeier C A, Ballantyne F, Tatarko A, Billings S A. Differential effects of pH on temperature sensitivity of organic carbon and nitrogen decay. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76: 193-200.
- [56] Priha O, Grayston S J, Hiukka R, Pennanen T, Smolander A. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Biology and Fertility of Soils*, 2001, 33(1): 17-24.
- [57] Rousk J, Bååth E, Brookes P C, Lauber C L, Lozupone C, Caporaso J G, Knight R, Fierer N. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340-1351.
- [58] Paterson E, Osler G, Dawson L A, Gebbing T, Sim A, Ord B. Labile and recalcitrant plant fractions are utilised by distinct microbial communities in soil: independent of the presence of roots and mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(5): 1103-1113.
- [59] Leifeld J, Fuhrer J. The temperature response of CO₂ production from bulk soils and soil fractions is related to soil organic matter quality. *Biogeochemistry*, 2005, 75(3): 433-453.
- [60] Wang Q K, Liu S G, Tian P. Carbon quality and soil microbial property control the latitudinal pattern in temperature sensitivity of soil microbial respiration across Chinese forest ecosystems. *Global Change Biology*, 2018, 24(7): 2841-2849.
- [61] He N P, Wang R M, Gao Y, Dai J Z, Wen X F, Yu G R. Changes in the temperature sensitivity of SOM decomposition with grassland succession: implications for soil C sequestration. *Ecology and Evolution*, 2013, 3(15): 5045-5054.
- [62] He N P, Yu G R. Stoichiometrical regulation of soil organic matter decomposition and its temperature sensitivity. *Ecology and Evolution*, 2016, 6(2): 620-627.