

doi:10.11733/j.issn.1007-0435.2026.02.010

引用格式:周祉蕴,王奕钧,章妮,等.不同冻融条件下高寒沼泽草甸土壤碳矿化及 $\delta^{13}\text{C}$ 值特征[J].草地学报,2026,34(2):478—490

ZHOU Zhi-yun, WANG Yi-jun, ZHANG Ni, et al. Characteristics of Soil Carbon Mineralization and $\delta^{13}\text{C}$ Values in Alpine Marsh Meadow under different Freeze-Thaw Conditions[J]. Acta Agrestia Sinica, 2026, 34(2):478—490

不同冻融条件下高寒沼泽草甸土壤碳矿化及 $\delta^{13}\text{C}$ 值特征

周祉蕴^{1,2,4}, 王奕钧^{1,2}, 章妮^{1,2,4}, 纪伟^{1,2,4}, 杜岩功³, 陈克龙^{1,2,4*}

(1. 青海师范大学地理科学学院/青海省自然地理与环境过程重点实验室, 青海 西宁 810008; 2. 青海师范大学青藏高原地表过程与生态保育教育部重点实验室, 青海 西宁 810008; 3. 高原科学与可持续发展研究院, 青海 西宁 810008; 4. 国家林业和草原局青海湖湿地生态系统国家定位观测研究站, 青海 海北 812200)

摘要:为探究不同频次与强度的冻融作用对高寒沼泽草甸土壤碳矿化过程及其稳定碳同位素分馏特征的影响机制,本研究以青藏高原高寒沼泽草甸土壤为对象,设置 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ (高强度)、 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ (低强度)两种冻融强度(共15次冻融)及 10°C 对照,开展15 d室内连续监测,比较碳矿化动态及 $\delta^{13}\text{C}$ 变化。结果表明:低强度冻融显著抑制碳矿化速率,使其下降7.67%;而高强度冻融则显著促进碳矿化累积量,增幅为2.70%。前3次冻融后各处理差异较小,第3次后低强度处理碳矿化增速明显放缓。不同冻融强度下 $\delta^{13}\text{C}$ 值范围 $-21.49\text{‰}\sim -28.03\text{‰}$,表现为 $-15\sim 15^\circ\text{C} > 10^\circ\text{C} > -10\sim 10^\circ\text{C}$,且随冻融频次增加呈先降后升趋势。RDA显示, NH_4^+-N 和MBN是调控碳矿化及同位素分馏的关键因子。 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理下 $\delta^{13}\text{C}$ 值与 NO_3^--N 显著正相关;而 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理下碳矿化速率与MBN显著负相关,与MBC/MBN显著正相关;其稳定同位素与 NH_4^+-N 和MBC/MBN也显著正相关。综上,冻融强度减弱显著抑制土壤碳矿化过程并导致微生物代谢路径变化,未来需关注冻融强度持续减弱对高寒湿地碳汇功能的长期影响。

关键词:土壤碳矿化;稳定同位素;冻融循环;高寒沼泽草甸;青海湖

中图分类号:S812.2

文献标识码:A

文章编号:1007-0435(2026)02-0478-13

Characteristics of Soil Carbon Mineralization and $\delta^{13}\text{C}$ Values in Alpine Marsh Meadow under Different Freeze-Thaw Conditions

ZHOU Zhi-yun^{1,2,4}, WANG Yi-jun^{1,2}, ZHANG Ni^{1,2,4}, JI Wei^{1,2,4}, DU Yan-gong³, CHEN Ke-long^{1,2,4*}

(1. Qinghai Province Key Laboratory of Physical Geography and Environmental Processes, College of Geographical Science, Qinghai Normal University, Xining, Qinghai Province 810008, China; 2. Key Laboratory of Ministry of Education for Surface Processes and Ecological Conservation of the Qinghai-Tibet Plateau, Qinghai Normal University, Xining, Qinghai Province 810008, China; 3. Institute of Plateau Science and Sustainable Development, Xining, Qinghai Province 810008, China; 4. National Positioning Observation and Research Station of Qinghai Lake Wetland Ecosystem in Qinghai, National Forestry and Grassland Administration, Haibei, Qinghai Province 812200, China)

Abstract: To investigate the mechanisms of the effects of different frequencies and intensities of freeze-thaw cycles on the soil carbon mineralization process and the characteristics of stable carbon isotope ($\delta^{13}\text{C}$) fractionation in alpine swamp meadows, this study focused on the soil of alpine swamp meadows on the Qinghai-Tibet Plateau. Two freeze-thaw intensities (-15 to 15°C and -10 to 10°C , a total of 15 freeze-thaw cycles) and a control group at 10°C were established. A 15-day indoor continuous monitoring experiment was conducted to

收稿日期:2025-04-03;修回日期:2025-06-09

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0405);青海省重点研发与转化计划(2020-QY-204);水位上升下青海湖湖滨带生态系统变化及其对碳循环影响研究项目(2023-ZJ-905T)资助

作者简介:周祉蕴(1999-),女,汉族,四川德阳人,博士研究生,主要从事湿地草地学研究,E-mail:824465275@qq.com;*通信作者 Author for correspondence, E-mail:ckl7813@163.com

compare the dynamics of carbon mineralization and changes in $\delta^{13}\text{C}$. The results showed that low-intensity freeze-thaw cycles significantly inhibited the rate of carbon mineralization, causing a decrease of 7.67%. In contrast, high-intensity freeze-thaw cycles significantly promote the cumulative carbon mineralization, with an increase of 2.70%. The differences among treatments were relatively small after the first 3 freeze-thaw cycles, but the growth rate of carbon mineralization significantly slowed down under the low-intensity treatment after the third cycle. The $\delta^{13}\text{C}$ values under different freeze-thaw intensities ranged from -21.49‰ to -28.03‰ , which showed $-15\text{--}15^\circ\text{C} > 10^\circ\text{C} > -10\text{--}10^\circ\text{C}$, and showed a trend of first decreasing and then increasing with the increase of freeze-thaw frequency. Redundancy analysis (RDA) showed that ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) and microbial biomass nitrogen (MBN) were the key factors regulating carbon mineralization and isotope fractionation. Under the $-15\text{--}15^\circ\text{C}$ treatment, $\delta^{13}\text{C}$ values were significantly positively correlated with nitrate nitrogen ($\text{NO}_3^-\text{-N}$). In contrast, under the $-10\text{--}10^\circ\text{C}$ treatment, the carbon mineralization rate was significantly negatively correlated with MBN and significantly positively correlated with microbial biomass carbon to microbial biomass nitrogen ratio (MBC/MBN). Additionally, its stable isotopes were significantly positively correlated with $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and MBC/MBN. Overall, the reduced freeze-thaw intensity significantly inhibits soil carbon mineralization processes and causes changes in microbial metabolic pathways. It is crucial to pay attention to the long-term impacts of the continued weakening in freeze-thaw intensity on the carbon sequestration function of alpine wetlands.

Key words: Soil carbon mineralization; Stable isotopes; Freeze-thaw cycle; Alpine swamp meadows; Qinghai Lake

冻融循环(Freeze-thaw cycles, FTC)是季节性冰冻地区的重要自然现象,广泛分布于高纬度和高海拔冻土区。在青藏高原这类对全球变暖响应剧烈的生态脆弱环境中,冻融循环的频率、强度和持续时间对土壤有机碳(Soil organic carbon, SOC)的影响已成为气候-生态系统互作研究的关键议题之一^[1]。近几十年来,气候变化与人类活动的双重胁迫显著加速了多年冻土的退化:全球变暖已显著改变冻融模式:冻融频次和完全解冻天数增加,完全冻结天数减少,最大解冻深度加深^[2-4]。模型预测进一步显示,青藏高原的多年冻土到21世纪末期时会出现大规模严重退化,在全球升温 2°C 的情况下,高原冻土区的冻融强度预计将锐减30%~50%,且仅在高寒核心区保留较弱的冻融过程^[5]。因此,深入理解冻融循环动态及其对土壤碳库的影响,对于准确评估高寒生态系统碳源汇功能的转变以及预测冻土碳-气候反馈强度具有至关重要的意义。

土壤有机碳库是陆地生态系统最大的C库,每年向大气释放约60 Pg碳^[6],对全球气候变化具有深远影响。其动态平衡受控于微生物的分解代谢(SOC矿化为 CO_2)与合成代谢(利用SOC形成C源)双重过程^[7-8]。尤其在寒区冻土湿地生态系统中,微生物矿化过程可能是大气 CO_2 的重要来源^[9]。冻融环境通过改变土壤水热条件、氧化还原状态及养分有效性,从而调控有机质分解路径^[10]。具体而言,冻融扰动通过双重机制重塑土壤碳循环:物理

机制层面,冻融交替通过破坏土壤团聚体结构、改变水分运移路径,促使受物理保护的有机碳暴露分解^[11-12];生物机制层面,温度波动直接作用于微生物的膜渗透性、酶活性及代谢策略,引发细胞裂解与底物利用模式转变^[13-14]。然而,这种复杂的调控效应存在显著的空间异质性:例如,加拿大萨斯喀彻温省永久冻土的融化使 CO_2 和 CH_4 的排放量分别增加了1.6倍和30倍^[15],而中国东北黑土区冻融对 CO_2 排放的影响则呈现水分依赖性——低含水量土壤排放量增加,高含水量土壤则受抑制^[16]。这种矛盾现象源于冻融对微生物-底物互作的多维度调控:当冻融频次增加时,反复的冰晶作用既可破碎顽固性C基质促进分解^[17],也可能通过破坏菌丝网络降低代谢效率^[18]。因此,当前学界对冻融如何影响碳源碳汇功能的认知仍存在分歧,核心争议点在于有机质分解速率与初级生产碳输入的动态平衡机制^[19-20],这突显了揭示特定冻融环境下碳矿化特征与微生物代谢调控机制的迫切性。

稳定碳同位素技术为量化碳循环关键过程提供了独特视角。大气 CO_2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值与植物光合分馏共同塑造了土壤有机质(Soil organic matter, SOM)的初始同位素组成^[21-22]。在微生物矿化过程中,由于 ^{12}C ~ ^{13}C 键断裂的动力学分馏效应,残留SOM逐渐富集 ^{13}C ,而释放的 CO_2 相对贫化 ^{13}C ^[23-24]。然而,这一分馏过程并非恒定:底物可利用性、氮素有效性及微生物代谢效率均可能改变 $\delta^{13}\text{C}$ 的动态。例如,在氮源丰富条件下,微生物可能优先分解富 ^{13}C

的有机物质,致使 CO_2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值升高^[25];而高可利用性碳源(如可溶性糖类)的输入则可能通过“激发效应”加速轻质碳($\delta^{13}\text{C}$ 较低)的矿化^[26]。在此背景下,土壤碳氮代谢过程展现出高度协同的耦联特征显得尤为关键。微生物介导的有机质分解本质上是碳氮共代谢的级联反应——含氮有机物(如蛋白质、氨基酸)的分解不仅提供微生物所需的碳源与氮源,其氮有效性(如铵态氮浓度)还通过调控微生物生长效率和底物利用偏好性,进一步影响碳分解路径的同位素分馏特征^[27]。这种碳氮代谢的协同作用被称为“碳氮耦联”,是理解冻土区有机质分解动态的核心枢纽^[28]。尽管已有研究揭示了温度、水分等环境因子对 $\delta^{13}\text{C}$ 的影响^[29],并对冻融作用下的碳矿化通量进行了量化表征^[16,30-31],但冻融循环如何通过调节微生物对底物的偏好性以及碳氮耦联代谢来调控同位素分馏,仍是一个亟需解答的关键科学问题,这已成为制约寒区碳循环精准预测的关键瓶颈。

草地生态系统作为青藏高原最主要的生态系统类型之一,其表层土壤有机碳库储量达33.52 Pg,占全国土壤有机碳总量的23.44%^[32],因此其碳库稳定性对全球碳预算具有重要影响。本文以青藏高原瓦颜山高寒湿地生态监测站的高寒沼泽草甸土壤为研究对象,通过室内模拟实验,探讨不同冻融强度($-15\sim 15^\circ\text{C}$ 和 $-10\sim 10^\circ\text{C}$)和恒温条件(10°C)下土壤C矿化动态及稳定C同位素特征的变化,旨在阐明不同冻融条件下土壤碳矿化动态与 $\delta^{13}\text{C}$ 值的响应规律,揭示冻融过程中微生物代谢偏好和有机碳分解路径的变化。以期高寒沼泽草甸土壤C矿化特征和稳定C同位素变化对不同冻融环境的响应提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究使用的土壤样品来源于瓦颜山高寒湿地生态监测站(37.73°N , 100.08°E)。观测站位于青海湖北部,是沙柳河上游支流瓦颜曲的河源湿地。该地区日照时间长,太阳辐射强,昼夜温差大,冬长夏短。年平均气温为 $-3.31\sim 1.4^\circ\text{C}$,日平均气温最高值为 14.4°C ,最低值为 -23.8°C ,年降水量为587.5 mm,降水量集中在5—9月,日照时数在2517.6~2995.3 h之间,年辐射量介于5210.2~

6938.3 $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$,年平均地表反照率为0.26。瓦颜山高寒沼泽草甸以莎草科嵩草属(*Kobresia*)的植物为典型代表,如藏嵩草(*Kobresia tibetica*)、矮嵩草(*Kobresia humilis*)、线叶嵩草(*Carex capillifolia*)等。研究样区内的土壤主要为沼泽土和草甸土,土壤质地为粉砂壤土,土壤厚度约为1.2 m。研究表明瓦颜山高寒沼泽湿地土壤表层约1.7 m为季节性冻土,深层是永久性冻土。地表5 cm的土壤通常在11月中旬冻结,次年4月初开始解冻。

1.2 土壤采集

2022年10月中旬,在瓦颜山高寒湿地生态监测站进行了高寒沼泽草甸土的采集工作。为了确保样本具有代表性,在样地内设置了3个小区作为重复(即野外原位土壤的3个独立采样单元),每个小区随机采集20个点进行取样,土钻直径4.2 cm,深度10 cm。样品经过系统性均质化处理:首先将每个小区的20个土柱按“5点混合法”组合成4个复合样本;随后进行实验室精细均化,剔除复合样本中的石砾与根系后,将同一小区内的4个复合样本进行2次混合,形成代表该小区的均质化母土,对于每个样地,混合后的样本形成1份初始土壤,用于该重复的所有培养瓶。采集后的样品立即密封并进行隔热包装,随后带回实验室,并在 -20°C 冰箱中保存以供后续冻融培养实验使用。

1.3 室内培养试验设计

根据试验样地实际气候状况及土壤冻结期特征(10月至次年4月),采用土壤呼吸全自动变温模拟与测定系统(图1)进行变温控制。采用梯度变温法,共设置2个冻融强度: $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 和 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 。其中, -10°C 考虑了全球气候变暖导致的气温升高,而 -15°C 则接近当地冬季平均气温。两种FTC强度的变温速率分别为 $3^\circ\text{C}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $2^\circ\text{C}\cdot\text{h}^{-1}$,每24 h完成1次FTC,冻结12 h和融化12 h的时间分配参考了样地实际气象数据,旨在模拟高寒地区昼融夜冻的日周期变化规律。同时取一部分土壤进行 10°C 恒温对照试验。

具体操作如下:去除新鲜土壤中的石块和根系,均匀混合,并调整含水量至饱和持水量的60%。将每份处理好的土壤(100 g)装入PVC瓶(高度25 cm,直径10.5 cm),镇压后使其高度约为10 cm,共设置54个土壤培养瓶(气体监测主培养瓶9个+

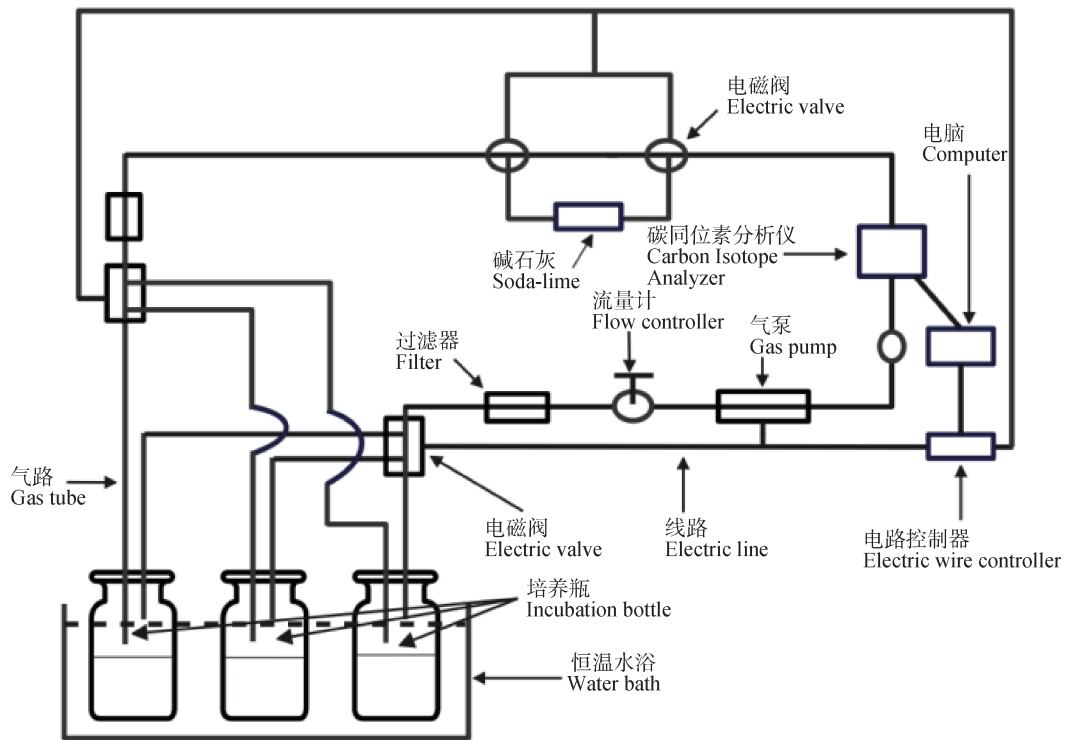


图1 室内土壤微生物呼吸自动-连续测定装置

Fig. 1 Automatic-continuous measuring device for indoor soil microbial respiration

土壤指标测定瓶45个=54个)。气体排放监测采用非破坏性连续测定(主培养瓶,共9瓶:3处理×3重复)。用保鲜膜密封瓶口并在顶部开3个小孔以保持好氧条件。将PVC瓶置于20℃黑暗条件预培养7 d恢复微生物活性。随即开始SOC矿化速率及 $\delta^{13}\text{C}$ 值连续测量,分别设置高强度FTC(−15~15℃)、低强度FTC(−10~10℃)和10℃恒温对照组,整个试验进行了15次FTC(15 d)。室内培养试验期间每2 d采用称重法补充培养瓶内水分,保证土壤失水率<2%。每个FTC周期(24 h)后,打开顶端保鲜膜通气30秒再重新密封。本研究共包括3种冻融强度、15个冻融频次和3次重复。尽管试验过程中存在冻融循环带来的物理扰动,但通过预培养(7 d)、恒湿控制、密封瓶定时通气(每周期通气30 s)等措施,确保了培养环境的稳定性,最大限度地减少了非目标变量的干扰。

1.4 研究方法

土壤SOC矿化速率通过 CO_2 浓度变化的斜率进行计算:

$$R_{\text{Soil}} = \frac{C \times V \times \alpha \times \beta}{m}$$

式中: R_{Soil} 为单位SOC矿化速率($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), C 为测试时间内 CO_2 浓度变化斜率, V 是培养瓶和管线

的总体积, m 是培养瓶内土壤干重(g), α 是 CO_2 气体质量转化系数, β 是时间转化系数。

土壤有机碳累积矿化量($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)定义为从培养开始到某个时间点释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 总量;两个时间段之间的累积矿化量为这两个时间段的平均释放速率与间隔天数的乘积。

稳定碳同位素值($\delta^{13}\text{C}$)通过 CO_2 同位素气体分析仪(CCIA-36d-EP,美国)进行分析,分析精度 $\pm 0.1\text{‰}$ 。计算公式为:

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{sam}}}{R_{\text{sta}} - 1} \right) \times 1000$$

式中: R_{sam} 为样品的 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 值, R_{sta} 为通用的 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 标准化石标样。所有的碳同位素组成均采用VPDB标准。

另同步设置土壤样品瓶(广口瓶封装,与PVC瓶同条件处理,3处理×3重复×5时间点=45瓶),用于破坏性取样。分别于培养第0,1,3,7,15 d按时间点取样,每时间点每处理取3个重复样本(即每次破坏3瓶),用于微生物量碳(Microbial biomass carbon, MBC)、微生物量氮(Microbial biomass nitrogen, MBN)、微生物量碳氮比(Microbial biomass carbon to nitrogen ratio, MBC/MBN)、硝态氮(Nitrate nitrogen, $\text{NO}_3^- \text{-N}$)、铵态氮(Ammonium

nitrogen, $\text{NH}_4^+\text{-N}$)、电导率(Electrical conductivity, EC)、SOC和pH值的测定。MBC和MBN采用氯仿熏蒸法- K_2SO_4 浸提法。在连续流动注射分析仪上测定浸提液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。采用电导率仪和pH计测定EC和pH值,土壤和蒸馏水的混合比例分别为1:5和1:2.5,然后在振荡器上振荡2 h后静置,再取上层清液测定。SOC采用重铬酸钾氧化法测定。

1.5 数据统计分析

利用SPSS 25.0软件进行数据统计分析,显著性水平 $\alpha=0.05$,置信区间为95%。通过双因素方差分析(Two-way ANOVA)检验FTC强度和频度两个因子及其交互作用对土壤SOC矿化速率、碳矿化累积量、 $\delta^{13}\text{C}$ 以及土壤环境因子的影响。显著性检验通过最小显著差异法(Least significant difference, LSD)进行多重比较,设定的差异显著水平为 $P<0.05$ 。通过冗余分析(Redundancy analysis, RDA)检验了土壤碳矿化及其 $\delta^{13}\text{C}$ 与环境变量之间

的关系,RDA分析由Canoco 5软件完成。此外,利用R 3.3.3中的corrplot包绘制了相关性矩阵热图。其余图表绘制使用Origin 9.0和Excel软件完成。

2 结果与分析

2.1 冻融循环对土壤有机碳矿化的影响

不同FTC强度对土壤碳矿化速率具有显著影响($P<0.001$) (表1)。未经历FTC的土壤SOC矿化速率较低且变化平缓,而FTC使得土壤C矿化速率波动明显且变化幅度增大(图2)。随着FTC频次的增加,3种处理下土壤碳矿化速率总体上均呈下降趋势。 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 冻融处理及恒温对照处理下土壤碳矿化速率前期迅速增加,上升至最大值后呈下降趋势并趋于稳定,而 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融处理下碳矿化速率则相反,前期波动较小,上升至最大值后大幅度下降,降至最小值后又迅速上升,且矿化速率远低于 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 冻融及恒温对照处理。

表1 冻融频次、强度及其交互作用对不同培养条件下土壤碳矿化速率、碳矿化累积量及 $\delta^{13}\text{C}$ 的单因变量多因素方差分析

Table 1 One-way multivariate analysis of variance (ANOVA) of freezing and thawing frequency and intensity and their interactions on the rate of soil carbon mineralization, cumulative carbon mineralization and $\delta^{13}\text{C}$ under different incubation conditions

因子 Effect	土壤碳矿化速率 Soil carbon mineralization rate/ $(\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1})$		碳矿化累积量 Cumulative carbon mineralization/ $(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$		$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	
	F	P	F	P	F	P
FTC频次(F) FTC frequency	1.164	0.336	853.939	0***	4.913	0.008**
FTC强度(I) FTC intensity	9.410	0***	51.999	0***	179.544	0***
F×I Frequency×Intensity	1.693	0.119	2.488	0.021**	3.600	0.011*

注:*表示 $P<0.05$, **表示 $P<0.01$, ***表示 $P<0.001$, $n=36$,下同

Note: * indicates $P<0.05$, ** indicates $P<0.01$, *** indicates $P<0.001$, $n=36$, the same as below

在 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理下,土壤C矿化速率随FTC频次增加呈先升后降趋势,C矿化速率在第4次FTC后到达最大值并持续下降,且前7次FTC的波动幅度远大于后8次。在经历 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融处理的土壤中,在孵化的前8 d内,其C矿化速率波动幅度较小,但在第8次FTC后迅速降低,于第12次FTC到达最小值后又迅速上升。 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 和 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融处理下碳矿化最大值分别出现在第4 d和第8 d,而恒温对照处理下土壤碳矿化最大值出现在第3 d(图2),表明FTC使得土壤矿化最大值延后。 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 、 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融和恒温对照处理下的高寒沼泽草甸土壤C矿化速率均值分别为3.62, 3.25, 和3.52 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融处理使土壤C矿化速率显著降低了7.67% ($P<0.001$),

$-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理下土壤C矿化速率显著高于 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理($P<0.001$),但与对照处理不存在显著性差异(图3)。FTC频率对不同处理下的土壤SOC矿化速率不存在单向及双向交互作用(表1)。

2.2 冻融循环对土壤有机碳矿化累积量的影响

在培育期间,不同FTC强度($P<0.001$)、频率($P<0.001$)及其双向交互作用($P=0.021$)均对土壤有机碳矿化累积量产生极显著影响(表1)。土壤有机碳矿化累积量由大到小依次为 $-15\sim 15^\circ\text{C}>\text{CK}>-10\sim 10^\circ\text{C}$; $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 冻融处理($54.29\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$)下土壤碳矿化累积量最大, $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融处理($48.71\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$)最小,两种强度FTC处理与对照间($52.86\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$)均存在显著性差异($P<0.001$)。

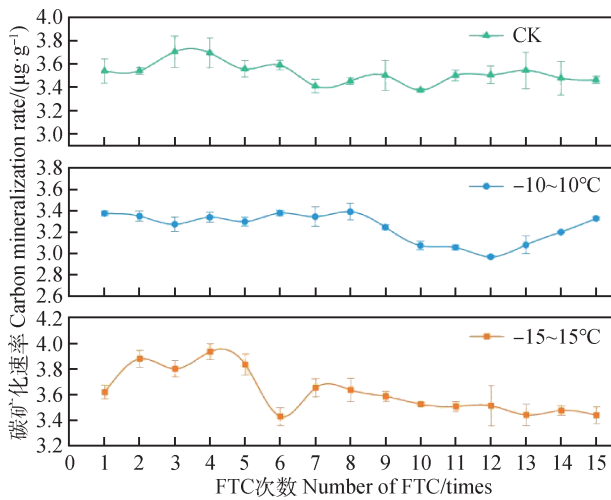


图2 不同冻融频次、强度处理下土壤有机碳矿化速率的变化

Fig. 2 Changes in soil organic carbon mineralization rate under different freeze-thaw frequency and intensity treatments
注:纵柱为标准误差($n=3$),下同

Note: Vertical columns are standard errors ($n=3$), the same as below

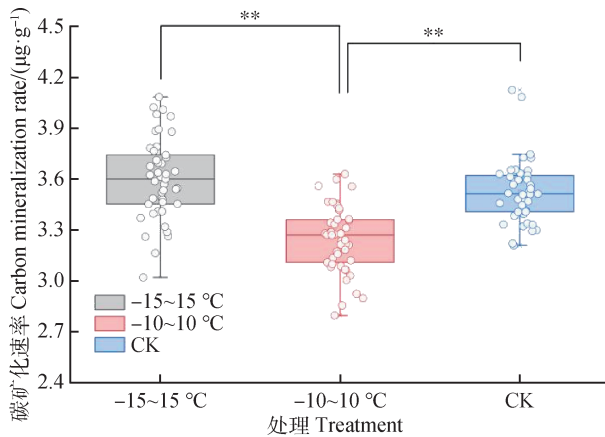


图3 不同冻融强度处理下高寒沼泽草甸土壤碳矿化特征

Fig. 3 Characteristics of soil carbon mineralization in alpine swamp meadows under different freeze-thaw intensity treatments
注:星号(*)表示相同FTC频率中不同FTC强度之间的差异显著。

*表示 $P<0.05$, **表示 $P<0.01$, ***表示 $P<0.001$,下同

Note: An asterisk (*) indicates a significant difference between different FTC intensities in the same FTC frequency. * indicates $P<0.05$, ** indicates $P<0.01$, and *** indicates $P<0.001$, the same as below

在所有处理中,随着FTC次数的增加,不同处理间的差异逐渐显现并均呈持续升高的趋势。在前3次FTC内,各处理间的差异较小。然而,在第3次FTC后,−10~10°C冻融处理的土壤有机碳矿化累积量增速显著放缓,并明显低于其他处理(图4)。与恒温对照相比,−15~15°C冻融处理使土壤有机碳矿化累积量显著提高了2.70%,而−10~10°C冻融处理则显著降低了7.85%。这一趋势与单位土壤有机碳矿化速率的变化一致。

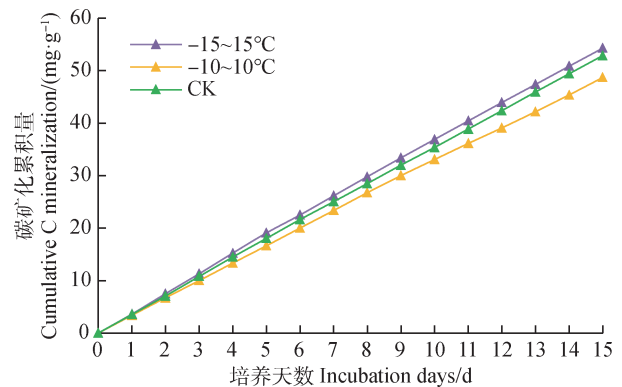


图4 不同冻融频次、强度处理对土壤有机碳矿化累积量的影响

Fig. 4 Effects of different freeze-thaw frequency and intensity treatments on the cumulative SOC mineralization

2.3 不同冻融环境对土壤碳稳定同位素的影响

高寒沼泽草甸土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值在不同频次($P=0.008$)和强度($P<0.001$)的FTC之间表现出显著的变化(表1)。土壤经历第1次FTC时,−15~15°C处理下土壤微生物呼吸的 $\delta^{13}\text{C}$ 值日内变化呈双峰趋势,凌晨前后出现单日内最小值(即整个观测时段中的全局最低点,为−21.42‰),两个峰值(即日内变化曲线中的局部最高点,分别为−16.51‰和−18.10‰)分别出现在06:00和18:00;且其 $\delta^{13}\text{C}$ 值显著高于−10~10°C以及恒温对照处理,尤其是在第一个峰值时,−15~15°C处理的 $\delta^{13}\text{C}$ 值比−10~10°C和对照处理分别富集36.44‰和40.73‰(图5)。−10~10°C和对照处理均于第1次FTC时波动平缓且差异较小,分别于19:00和17:00达到最小值(分别为−27.75‰和−29.11‰)。经历第7次FTC时,−15~15°C处理下土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值日内变化呈单峰趋势,单日最大值(即整个观测时段中的全局最高点,为−19.81‰)出现在午间14:00,21:00出现最小值(−23.09‰)。−10~10°C处理下 $\delta^{13}\text{C}$ 值于第7次FTC时显著降低,呈双谷趋势,谷值(即日内变化曲线中的局部最低点,分别为−31.73‰和−31.85‰)分别出现在07:00和17:00,于第一个谷值期间,分别比−15~15°C和对照处理下的 $\delta^{13}\text{C}$ 值贫化48.97‰和18.84‰。第14次FTC时,−15~15°C处理下土壤微生物呼吸的 $\delta^{13}\text{C}$ 值日内变化呈下降趋势,单日最小值(−22.38‰)出现在23:00。而−10~10°C处理下则相反,呈波动上升趋势,与恒温对照处理的差值趋于变小,单日最小值(−30.78‰)出现在15:00(图5)。

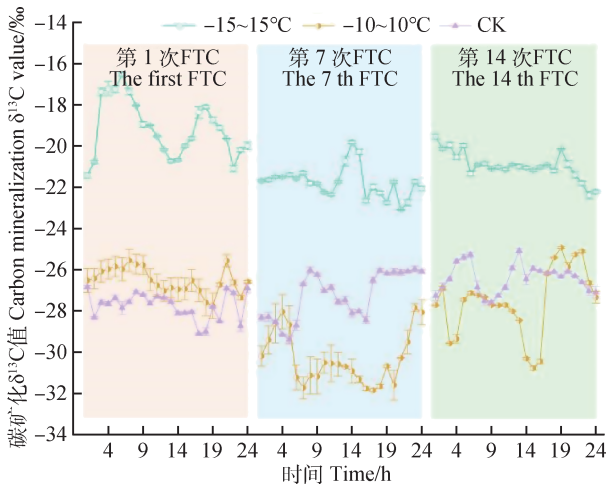


图5 不同冻融频次、强度处理下的高寒沼泽草甸土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 日进程比较

Fig. 5 Comparison of $\delta^{13}\text{C}$ daily processes of carbon mineralization in alpine swamp meadow soils under different freeze-thaw frequency and intensity treatments

随着冻融频次的增加, $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 和 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理下其碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值均呈先降后升的趋势, 但 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理下其碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值贫化更为迅速, 致使最小值出现时间提前(图6)。不同冻融强度处理下的高寒沼泽草甸土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值介于 $-21.49\text{‰}\sim -28.03\text{‰}$, 土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 均值从大到小依次为 $-15\sim 15^\circ\text{C} > \text{CK} > -10\sim 10^\circ\text{C}$ 。经历 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 冻融使土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 相比 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 和对照处理下土壤富集23.33%和21.41%。总体而言, $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理下高寒沼泽草甸土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值显著高于 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 以及恒温对照处理(图7)。

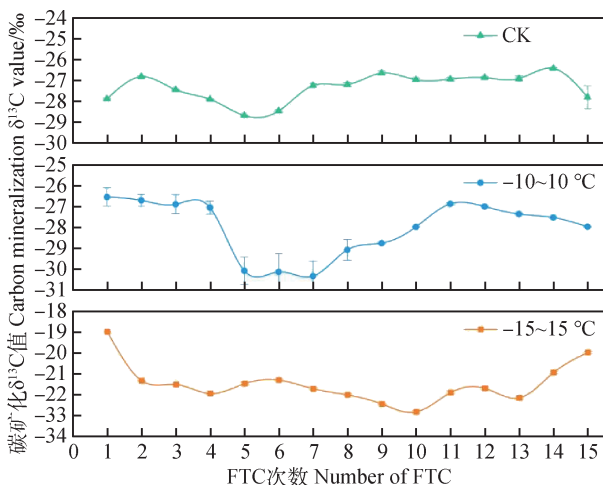


图6 不同冻融处理下的高寒沼泽草甸土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化
Fig. 6 Changes in $\delta^{13}\text{C}$ values of carbon mineralization in alpine swamp meadow soils under different freeze-thaw treatments

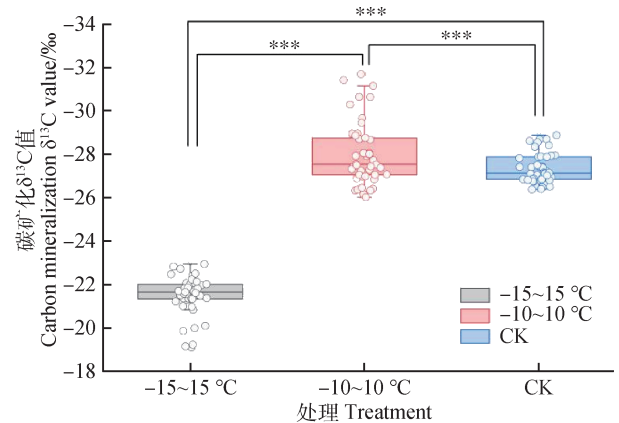


图7 不同冻融强度处理下高寒沼泽草甸土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 特征

Fig. 7 $\delta^{13}\text{C}$ characteristics of carbon mineralization in alpine swamp meadow soils under different freeze-thaw intensity treatments

2.4 土壤理化性质与碳矿化及稳定同位素的相关性分析

FTC的频次、强度及其二者交互作用均对土壤MBN、MBC/MBN具有极显著影响($P < 0.001$), FTC强度($P < 0.001$)及其与频率间的交互作用($P = 0.008$)均对土壤MBC存在极显著影响(表2); 且 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理下土壤MBC、MBN显著大于 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理(表3)。FTC的频次、强度均对土壤 NH_4^+-N 具有极显著影响($P < 0.001$), 而二者交互作用则为显著影响($P = 0.039$)。FTC强度、频次分别对土壤SOC和EC具有显著影响和极显著影响(表2)。

$-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理显著提高了土壤MBC($P = 0.007$)、MBN($P < 0.001$), 显著降低了土壤MBC/MBN($P < 0.001$), $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理则相反; 尤其是MBN, 与对照相比, $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 和 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 冻融处理分别使其上升和下降了68.41%和22.29%(表3)。 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理显著提高了15.00%的土壤 NO_3^--N ($P = 0.040$), 显著降低了20.32%的土壤EC($P = 0.008$), 而 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理对土壤 NO_3^--N 浓度和EC值无显著影响。不同强度FTC均显著影响土壤 NH_4^+-N ($P < 0.001$), 且 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理 $>$ 对照处理 $>$ $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理。 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理显著降低了土壤SOC($P = 0.028$), 而 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理则显著提高了土壤SOC($P = 0.013$), 且 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理下的土壤SOC和EC值显著高于 $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理。所有处理均对土壤pH值无显著影响(表3)。

表 2 冻融频次、强度及其交互作用对不同培养条件下土壤土壤理化性质和微生物量的单因变量多因素方差分析

Table 2 One-way dependent multivariate analysis of variance (ANOVA) of freezing and thawing frequency, intensity and their interaction on soil physical and chemical properties and microbial load of soils under different incubation conditions

因子 Effect	微生物量碳 MBC/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	微生物量氮 MBN/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	微生物量 碳氮比 MBC/MBN	硝态氮 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	铵态氮 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机碳 SOC/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	电导率 EC/ ($\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$)	pH 值
FTC 频次(F) FTC frequency	2.224	20.776***	27.797***	1.302	9.088***	0.435	5.827**	1.152
FTC 强度(I) FTC intensity	11.864***	87.788***	45.729***	0.445	49.372***	3.973*	0.320	0.761
F×I Frequency×Intensity	3.296**	8.640***	6.224***	0.356	2.430*	1.149	0.695	1.390

表 3 不同冻融强度对高寒沼泽草甸土壤环境因子的影响

Table 3 Effects of different freeze-thaw intensities on soil environmental factors in alpine swamp meadows

处理 Treatment	微生物量碳 MBC/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	微生物量氮 MBN/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	微生物量碳氮比 MBC/MBN	硝态氮 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	铵态氮 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机碳 SOC/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	电导率 EC/($\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$)	pH 值
-15~-15℃	1452.23±23.71 ^a	201.84±7.59 ^a	7.19±0.95 ^c	7.82±0.60 ^a	7.26±0.25 ^a	20.87±0.75 ^c	397.33±10.49 ^b	6.52±0.06 ^a
-10~-10℃	1111.80±51.39 ^c	93.13±9.11 ^c	11.94±0.62 ^a	6.43±1.36 ^b	4.34±0.21 ^c	26.46±0.76 ^a	456.67±10.60 ^a	6.47±0.03 ^a
CK	1416.20±10.14 ^b	119.85±12.80 ^b	11.82±0.83 ^b	6.80±0.83 ^b	5.90±0.06 ^b	23.14±0.77 ^b	498.67±12.54 ^a	6.46±0.03 ^a

注:数值为平均值±SE。不同字母表示不同冻融强度间差异显著($P<0.05$)
Note: Values are means±SE. Different letters indicate significant differences between different freeze-thaw intensities ($P<0.05$)

RDA 的统计检验表明土壤碳矿化和稳定同位素与环境因子显著相关,第一排序轴解释率为 41.11%,第二排序轴解释率为 12.46%,解释变量占 53.60%(调整后的解释变化为 42.00%),且第一排序轴上的理化因子起了决定性作用(图 8)。各土壤环境指标中,土壤 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 含量对土壤碳矿化及其稳定同位素的解释率达到 22.10%,对解释率的贡献率为 41.30%;MBN 含量的解释率为 15.80%,贡献率为 29.40%;MBC 含量的解释率为 7.00%,贡献率为 13.10%。此外,土壤 pH 值也有较高的解释率和贡献率,分别为 5.10% 和 9.50%。上述 4 个土壤环境指标对高寒沼泽草甸土壤碳矿化及 $\delta^{13}\text{C}$ 特征的解释率达到了 50.00%,总贡献率超过 90.00%,而 EC、 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 和 MBC/MBN 仅有 3.70% 的解释率和 6.70% 的贡献率。总体而言,符合 RDA 模型环境条件的显著性表明,显著性值为 $P=0.002$ 的 MBN 和 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 对土壤碳矿化和稳定同位素的贡献最大。其他贡献的理化因素是 MBC($P=0.024$)和 pH 值($P=0.049$),而 MBC/MBN($P=0.524$)、 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ ($P=0.494$)和 EC($P=0.380$)均不对其产生显著影响(表 4)。其中,对于土壤碳矿化,RDA 显示 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 对其的贡献显著大于其他环境因素,其次是 MBN。碳矿化与 EC 呈正相关关系,与其他环境因子均呈负相关关系。对于土壤碳矿化的稳定同位素值,MBC 对其的贡献显著大于其他环境因素。土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$

值与 EC 和 MBC/MBN 呈负相关关系,与其他环境因子均呈正相关关系(图 8)。

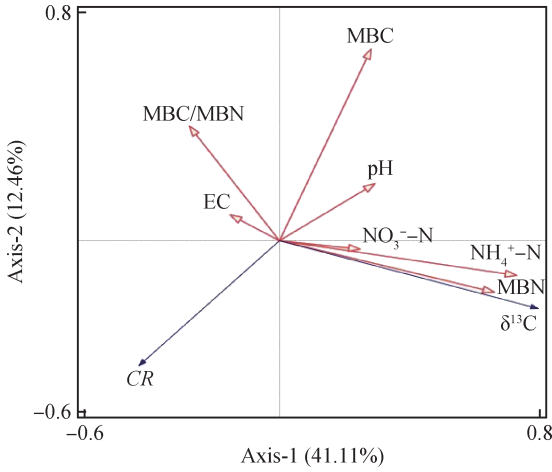


图 8 土壤碳矿化及 $\delta^{13}\text{C}$ 与土壤理化性质的二维序列 RDA 排序
Fig. 8 Two-dimensional sequential RDA ordering of soil carbon mineralization and its $\delta^{13}\text{C}$ with soil physicochemical properties

注:红色实线代表不同的土壤理化指标,深蓝色实线代表土壤 C 排放。缩写:MBC,微生物量碳;MBN,微生物量氮;MBC/MBN,微生物量碳氮比; $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$,硝态氮; $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$,铵态氮;pH 值;pH;EC,电导率;CR,碳矿化速率; $\delta^{13}\text{C}$ 值,下同
Note: Red solid lines represent different soil physico-chemical indicators and blue solid lines represent soil C emissions. Abbreviations: MBC, microbial carbon; MBN, microbial nitrogen; MBC/MBN, microbial carbon/nitrogen ratio; $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$, nitrate nitrogen; $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$, ammonium nitrogen; pH, pH; EC, electrical conductivity; CR, carbon mineralization rate; $\delta^{13}\text{C}$ value, the same as below

表4 高寒沼泽草甸土壤碳矿化及 $\delta^{13}\text{C}$ 与土壤理化性质的
二维序列RDA排序解释率

Table 4 Carbon mineralization and $\delta^{13}\text{C}$ in alpine swamp meadow soils and soil physicochemical properties explained by two-dimensional sequential RDA ordination

名称 Name	解释率 Explains %	贡献率 Contribution %	伪F值 Pseudo-F	P
铵态氮 NH_4^+-N	22.1	41.3	9.7	0.002
微生物量氮 MBN	15.8	29.4	8.4	0.002
微生物量碳 MBC	7	13.1	4.1	0.024
pH值	5.1	9.5	3.2	0.049
电导率 EC	1.6	2.9	1	0.380
硝态氮 NO_3^--N	1.1	2	0.6	0.494
MBC/MBN	1	1.8	0.6	0.524

为了进一步分析不同FTC强度下土壤碳矿化及其稳定同位素与土壤理化性质各指标的关系,进行了土壤碳矿化及 $\delta^{13}\text{C}$ 值与土壤理化性质指标间的相关性分析,其结果显示不同强度FTC下土壤碳矿化及其 $\delta^{13}\text{C}$ 值与土壤理化性质间的关系不同(图9)。其中, $-15\sim 15^\circ\text{C}$ 处理下土壤碳矿化速率(图9a)与MBN呈正相关关系,与MBC/MBN呈负相关关系,但未达到显著水平;其稳定同位素与 NH_4^+-N 呈显著正相关关系($P=0.012$),与MBN和EC呈负相关关系,但未达到显著水平(图9b)。 $-10\sim 10^\circ\text{C}$ 处理下土壤碳矿化速率(图9c)与MBN呈极显著负相关关系($P=0.007$),与MBC/MBN呈极显著正相关关系($P=0.007$);其稳定同位素与 NH_4^+-N 和MBC/MBN呈显著正相关关系($P=0.039$),与MBN呈负相关关系,但未达到显著水平(图9d)。 10°C 恒温培养下土壤碳矿化速率(图9e)与pH值呈显著负相关关系($P=0.011$);其稳定同位素(图9f)与 NO_3^--N 呈极显著负相关关系($P=0.008$)。

3 讨论

FTC通过破坏微生物细胞释放胞内营养物质的机制已被证实能显著提升存活微生物在解冻阶段的代谢活性^[33]。尽管Herrmann等^[34]报道FTC仅造成5%微生物生物量损失并伴随65%溶解性碳释放,但多数研究证实初次FTC事件即可导致超过50%的土壤微生物生物量消亡^[35]。这种生物量动态与土壤微生物呼吸响应密切关联。先前原位观测研究表明,田间土壤呼吸对FTC的响应表现为 CO_2 通量随着FTC频率的增加而上升^[36]。本研究也观察到类似现象:在经历前4次高强度FTC时,

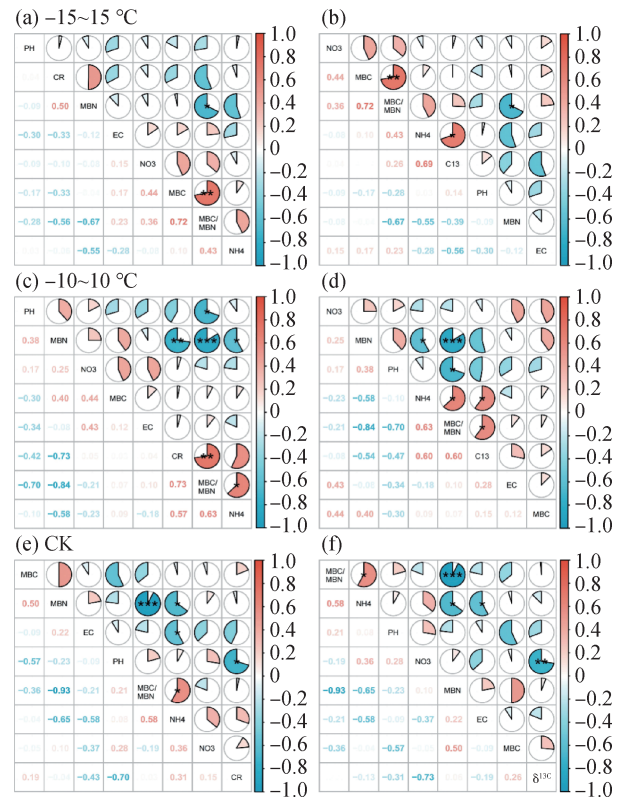


图9 土壤碳矿化(a、c、e)及 $\delta^{13}\text{C}$ (b、d、f)与土壤理化性质的相关性热图

Fig. 9 Heat map of correlation between soil carbon mineralization (a, c, e) and $\delta^{13}\text{C}$ (b, d, f) and soil physicochemical properties

注:红色表示正相关,蓝色表示负相关,饼图面积代表相关系数。缩写: $\delta^{13}\text{C}$ 值。*, **, ***分别代表具有显著性相关 $P<0.05$, $P<0.01$, $P<0.001$

Note: Red color indicates positive correlation, blue color indicates negative correlation. Abbreviations: $\delta^{13}\text{C}$ values. *, **, *** represent significant correlation $P<0.05$, $P<0.01$, $P<0.001$, respectively

土壤碳矿化速率随频率增加而上升(图2)。这主要是由于FTC对土壤团聚体和微生物细胞具有双重破坏效应。一方面,冰晶形成过程中对土壤团聚结构的破坏降低了团聚体稳定性,暴露原本受保护的SOC,从而加速碳矿化过程^[37];另一方面,剧烈的物理扰动导致部分微生物细胞破裂(如革兰氏阴性菌),释放胞内溶解性有机氮和胞外酶^[38],为存活微生物提供额外底物。这种“底物脉冲”进一步刺激了具有r-策略的快速生长菌群增殖^[39],其代谢活动的增强推动了碳矿化速率的上升。值得注意的是,即使在冻结阶段,土壤微生物仍维持基础代谢活性^[40],此时冻结层作为物理屏障可截留微生物代谢产生的 CO_2 ^[41],待解冻时形成脉冲式排放^[42]。微生物代谢强化与冻存 CO_2 释放的协同作用共同驱动碳

矿化速率提升。然而,随着FTC频率的增加,土壤中可利用底物因持续消耗而枯竭,加之微生物逐步适应环境压力,死亡率降低,释放的SOC随之减少,因此碳矿化速率在第4次FTC后呈现下降趋势。

低强度FTC对碳循环的调控机制呈现出显著差异。本研究发现低强度FTC显著降低了土壤SOC矿化速率及累积C矿化量(图4),且其C矿化速率显著低于高强度FTC(图3)。该现象与微生物生物量的持续性抑制密切相关:实验数据显示低强度FTC导致土壤MBC,MBN分别下降21.49%和22.29%(表3)。这种抑制效应源于微生物在气候变暖背景下启动的“代谢休眠”策略——通过下调三羧酸循环相关基因表达(如*sdhA*,*fumC*)和减少ATP合成酶活性,降低其代谢能力^[14]。这种生理适应虽然提高了个体存活率,但导致群落水平的碳转化效率下降,与Sorensen等^[43]发现的冻融后胞外酶活性抑制现象形成机制互补。此外,尽管高强度FTC的+15℃阶段理论上更接近微生物最适代谢温度^[44],但其剧烈的温度波动可能引发更严重的细胞损伤,而低强度FTC的较小波动可能不足以触发同等程度的损伤修复响应,从而导致持续性的代谢抑制。同时,温度极值与有机质释放的交互作用调控碳矿化阈值。高强度FTC的深度冷冻(-15℃)虽加剧冰晶损伤,但其解冻阶段较高的温度(+15℃)可能促进两个关键过程:首先,通过增强团聚体崩解释放更多活性有机质^[45];其次,提供更适宜的温度窗口(+15℃),支持部分微生物群落的代谢恢复。这种冻害-修复的动态平衡可能解释高强度FTC处理中较高的碳矿化速率。反观低强度FTC,虽然其-10℃阶段的物理破坏较弱,但解冻温度仅达10℃——该温度可能低于多数嗜冷微生物的代谢最适温度阈值,且恢复期也相对较短,这可能导致微生物代谢恢复不完全,致使新释放有机质的利用效率降低^[46]。这种冻害强度与恢复温度的协同效应表明:冻融过程中冻融幅度决定了细胞损伤的程度,而解冻温度则控制了损伤修复的效率,二者共同塑造最终的碳释放格局。

$\delta^{13}\text{C}$ 动态揭示了FTC强度通过影响底物有效性,从而深层调控微生物代谢路径。在-15~15℃和-10~10℃处理下,土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值随着FTC频次的增加呈先降后升趋势(图6)。这一现象与冻融过程中底物有效性的变化,以及微生物对底物(如轻质SOC与顽固性碳)的选择性利用密切相

关。RDA分析结果表明,MBC对 $\delta^{13}\text{C}$ 值的贡献显著大于其他因素(图8),这说明微生物群落动态是影响碳同位素分馏的核心驱动因子之一。初期的FTC导致大量微生物死亡,MBC浓度迅速降低,可利用底物减少;但随着微生物对冻融环境的适应性增强,MBC逐渐回升。另一方面,土壤酶活性作为关键因子参与生物地球化学循环,和SOM分解、养分循环及能量转移密切相关^[47]。Li等^[48]研究发现,FTC显著降低了三个活性层中淀粉酶、转化酶和过氧化氢酶的活性,且与MBC变化趋势一致。淀粉酶等关键水解酶活性受抑降低了SOC分解效率,进一步抑制了顽固性碳的分解,促使 $\delta^{13}\text{C}$ 值在-10~10℃处理中更快贫化(-28.03‰),反映代谢路径向轻质碳组分(如可溶性有机碳)偏移。这种分馏模式提示低强度FTC可能通过选择性保留重同位素碳暂时增强碳汇功能,但长期可能引发顽固性碳积累。

碳氮耦合代谢分析进一步揭示FTC的调控网络。经历-15~15℃冻融使土壤碳矿化的 $\delta^{13}\text{C}$ 值相比对照处理提高了21.41‰(图7),且高强度FTC处理下其 $\delta^{13}\text{C}$ 值与 NH_4^+-N 呈显著正相关(图9)。这主要是由于土壤中的碳、氮循环紧密相连,碳的分解通常伴随着氮的矿化^[49]。土壤微生物在分解有机物质时,如果有机物质中含有丰富的碳和氮,微生物会进行共同代谢,同时促进碳和氮的释放。-15~15℃冻融处理下的微生物生物量和 NH_4^+-N 含量均显著高于-10~10℃和对照处理下的土壤(表3),表明随着高强度冻融的进行,土壤微生物活动增加,既促进了有机质的分解,释放出 CO_2 ,同时通过分解有机氮物质释放出 NH_4^+-N 。在氮源丰富的情况下,微生物在代谢过程中可能偏向于分解一些含有化学稳定性较低但更重碳同位素(^{13}C)富集的有机物质,因为这些底物在微生物代谢中较为优先^[50]。因此,呼吸作用释放的 CO_2 中富含 ^{13}C ,导致 $\delta^{13}\text{C}$ 值显著富集,进一步印证了微生物代谢过程中对底物的选择偏好。反观-10~10℃处理,其 $\delta^{13}\text{C}$ 值表现出显著贫化且与微生物量碳氮比(MBC/MBN)显著正相关(图9d),这表明碳代谢效率降低(即MBC/MBN较低)时,微生物可能优先利用易分解的轻质碳($\delta^{13}\text{C}$ 较低),导致呼吸释放的 CO_2 同位素贫化。此外,低强度FTC下土壤 NH_4^+-N 含量下降(表3),进一步表明氮素限制可能通过抑制微生物合成代谢间接影响碳分解路径的同位素分馏。

碳氮代谢之间的交互调控机制揭示了在气候变化背景下,冻融区碳循环响应的复杂性。本研究结果表明,冻融强度减弱会伴随微生物代谢活性的降低以及碳分解路径的改变(如 $\delta^{13}\text{C}$ 贫化现象),从而导致土壤碳释放的延缓。因此,未来的研究应重点关注氮有效性对微生物代谢路径及同位素分馏的调节作用。此外,由低强度FTC引发的碳释放延缓及分解路径的偏移,对于高寒湿地碳库动态的长期影响也亟待深入研究。

4 结论

本研究以青藏高原瓦颜山高寒湿地生态监测站的高寒沼泽草甸土壤为研究对象,通过15天的室内24 h连续监测实验,探讨不同冻融强度(−15~15℃和−10~10℃)和恒温条件(10℃)下土壤碳矿化动态及稳定碳同位素特征的变化,揭示其与环境因子关系。研究发现,FTC强度显著调控着高寒沼泽草甸土壤的C矿化过程。高强度冻融促进了土壤碳矿化,使碳矿化累积量增加2.70%;而低强度冻融则抑制了碳矿化过程,使SOC矿化速率显著降低7.67%。值得注意的是,前3次冻融循环影响较弱,之后低强度冻融碳矿化累积量增速迅速放缓且显著低于高强度冻融。这表明,随着冻融强度减弱和频次增加,其综合效应短期内有助于削弱温室效应,延缓高寒沼泽草甸土壤中的碳释放。

此外,冻融循环通过调控微生物底物利用策略显著改变 CO_2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 特征。高强度冻融通过促进微生物对富 ^{13}C 底物(如受团聚体保护的顽固性有机碳)的优先利用,导致 $\delta^{13}\text{C}$ 值显著富集,加速活性碳库的耗竭;而低强度冻融处理下其 $\delta^{13}\text{C}$ 值贫化则暗示碳分解路径转向轻质碳组分。研究进一步发现, $\delta^{13}\text{C}$ 值的动态变化与土壤氮素有效性(NH_4^+-N)及MBC/MBN密切相关,表明碳氮耦合代谢对同位素分馏具有关键调控作用。未来需关注气候变暖导致的冻融强度减弱对高寒湿地碳库平衡的长期影响,为区域碳收支评估提供同位素示踪依据。

参考文献

- [1] WANG P, LI C Q. Seasonal dynamics of soil respiration in an alpine meadow: in situ monitoring of freeze-thaw cycle responses on the Qinghai-Tibet plateau [J]. *Land*, 2025, 14(2):391
- [2] RAN Y H, CHENG G D, DONG Y H, et al. Permafrost degradation increases risk and large future costs of infrastructure on the Third Pole [J]. *Communications Earth & Environment*, 2022, 3(1):238
- [3] 陈哲, 金艳霞, 孙建, 等. 全球变暖对高寒冻土区温室气体通量影响研究进展[J]. *草地学报*, 2023, 31(4):929-942
CHEN Z, JIN Y X, SUN J, et al. A review on the impact of global warming to greenhouse gas flux in frozen ground region [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2023, 31(4):929-942
- [4] WANG C H, ZHAO W, CUI Y. Changes in the seasonally frozen ground over the eastern Qinghai-Tibet plateau in the past 60 years [J]. *Frontiers in Earth Science*, 2020(8):270
- [5] 胡桃, 吕世华, 常燕, 等. CMIP6模式对青藏高原多年冻土变化的分析预估[J]. *高原气象*, 2022, 41(2):363-375
HU T, LÜ S H, CHANG Y, et al. Analysis and prediction of permafrost changes in Qinghai-Xizang plateau by CMIP6 climate models [J]. *Plateau Meteorology*, 2022, 41(2):363-375
- [6] TANG X L, FAN S H, DU M Y, et al. Spatial and temporal patterns of global soil heterotrophic respiration in terrestrial ecosystems [J]. *Earth System Science Data*, 2020, 12(2):1037-1051
- [7] BASILE-DOELSCH I, BALESDENT J, PELLERIN S. Reviews and syntheses: the mechanisms underlying carbon storage in soil [J]. *Biogeosciences*, 2020, 17(21):5223-5242
- [8] GEYER K M, KYKER-SNOWMAN E, GRANDY A S, et al. Microbial carbon use efficiency: accounting for population, community, and ecosystem-scale controls over the fate of metabolized organic matter [J]. *Biogeochemistry*, 2016, 127(2):173-188
- [9] KNOBLAUCH C, BEER C, SOSNIN A, et al. Predicting long-term carbon mineralization and trace gas production from thawing permafrost of Northeast Siberia [J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(4):1160-1172
- [10] CHEN S S, ZANG S Y, SUN L. Characteristics of permafrost degradation in Northeast China and its ecological effects: a review [J]. *Sciences in Cold and Arid Regions*, 2020, 12(1):1-11
- [11] ROONEY E C, POSSINGER A R. Climate and ecosystem factors mediate soil freeze-thaw cycles at the continental scale [J]. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 2024, 129(12):e2024JG008009
- [12] 郑昕雨, 陈鹏, 韩金吉, 等. 冻融循环对土壤团聚体与微生物特性影响研究进展[J]. *江苏农业学报*, 2023, 39(4):1080-1088
ZHENG X Y, CHEN P, HAN J J, et al. Effects of freeze-thaw cycles on soil aggregates and microbial properties: A review [J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2023, 39(4):1080-1088
- [13] WANG R Z, HU X. Seasonal freeze-thaw processes impact microbial communities of soil aggregates associated with soil pores on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Ecological Processes*, 2024, 13(1):40
- [14] WU L W, YANG F, FENG J J, et al. Permafrost thaw with

- warming reduces microbial metabolic capacities in subsurface soils[J]. *Molecular Ecology*, 2022, 31(5):1403-1415
- [15] TURETSKY M R, WIEDER R K, VITT D H. Boreal peatland C fluxes under varying permafrost regimes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(7):907-912
- [16] 张博, 刘会敏, 毕鑫宇, 等. 不同含水量及冻结温度对黑土冻融循环过程有机碳矿化的影响[J]. *水土保持学报*, 2024, 38(4):55-62
- ZHANG B, LIU H M, BI X Y, et al. Effects of different moisture content and freezing temperature on organic carbon mineralization during freeze-thaw cycles in black soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2024, 38(4):55-62
- [17] ZHU L, CHEN N, ZHANG X L, et al. Freeze-thaw cycle events enable the deep disintegration of biochar: Release of dissolved black carbon and its structural-dependent carbon sequestration capacity[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(47):20979-20989
- [18] LAN H Y, GORFER M, OTGONSUREN B, et al. Growth characteristics and freezing tolerance of ectomycorrhizal and saprotrophic fungi: responses to normal and freezing temperatures[J]. *Forests*, 2025, 16(2):191
- [19] MOORE T R, ROULET N T, WADDINGTON J M. Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands[J]. *Climatic Change*, 1998, 40(2):229-245
- [20] LIMPENS J, BERENDSE F, BLODAU C, et al. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications-a synthesis[J]. *Biogeosciences*, 2008, 5(5):1475-1491
- [21] NEUPANE A, LAZICKI P, MAYES M A, et al. The use of stable carbon isotopes to decipher global change effects on soil organic carbon: present status, limitations, and future prospects[J]. *Biogeochemistry*, 2022, 160(3):315-354
- [22] 白雪娟, 翟国庆, 刘敬泽. ^{13}C 稳定同位素在陆地生态系统植物-微生物-土壤碳循环中的应用[J]. *林业科学*, 2024, 60(7):175-190
- BAI X J, ZHAI G Q, LIU J Z. Application of ^{13}C stable isotopes in plant-microbial-soil carbon cycle in terrestrial ecosystem[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2024, 60(7):175-190
- [23] LANGE M, EISENHAEUER N, CHEN H M, et al. Increased soil carbon storage through plant diversity strengthens with time and extends into the subsoil[J]. *Global Change Biology*, 2023, 29(9):2627-2639
- [24] 汉光昭, 曹广超, 曹生奎, 等. 祁连山南坡典型区域不同粒径土壤颗粒有机碳 $\delta^{13}\text{C}$ 特征[J]. *生态学杂志*, 2022, 41(10):1948-1954
- HAN G Z, CAO G C, CAO S K, et al. Characteristics of organic carbon $\delta^{13}\text{C}$ of different sized soil particulates in the southern slope of Qilian Mountains[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2022, 41(10):1948-1954
- [25] LERCH T Z, NUNAN N, DIGNAC M F, et al. Variations in microbial isotopic fractionation during soil organic matter decomposition[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 106(1):5-21
- [26] FANG Y Y, SINGH B P, COLLINS D, et al. Nutrient supply enhanced wheat residue-carbon mineralization, microbial growth, and microbial carbon-use efficiency when residues were supplied at high rate in contrasting soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018(126):168-178
- [27] ZHANG C C, ZHOU C Z, BURNAP R L, et al. Carbon/nitrogen metabolic balance: lessons from cyanobacteria[J]. *Trends in Plant Science*, 2018, 23(12):1116-1130
- [28] WEN X L, ZHOU Y C, LIANG X L, et al. A novel carbon-nitrogen coupled metabolic pathway promotes the recyclability of nitrogen in composting habitats[J]. *Bioresource Technology*, 2023(381):129134
- [29] 刘万弟, 李小伟. 宁夏针茅属植物叶片碳稳定同位素特征及其影响因素[J]. *草地学报*, 2022, 30(8):2058-2065
- LIU W D, LI X W. Characteristics and influencing factors of stipa leaf carbon stable isotope in Ningxia[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2022, 30(8):2058-2065
- [30] WEI C C, LI Y L, YANG P L, et al. Variable soil carbon and nitrogen mineralization dynamics under freeze-thaw and constant temperature with brackish water irrigation[J]. *Irrigation Science*, 2025, 43(3):549-561
- [31] KONG Y H, GONG S S, ZHU L F, et al. Dynamics of soil N_2O and CO_2 emissions in response to freeze-thaw intensity and moisture variations: a laboratory experiment[J]. *Forests*, 2025, 16(3):380
- [32] WANG G X, QIAN J, CHENG G D, et al. Soil organic carbon pool of grassland soils on the Qinghai-Tibetan Plateau and its global implication[J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 291(3):207-217
- [33] KOPONEN H T, JAAKKOLA T, KEINÄNEN-TOIVOLA M M, et al. Microbial communities, biomass, and activities in soils as affected by freeze thaw cycles[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(7):1861-1871
- [34] HERRMANN A, WITTER E. Sources of C and N contributing to the flush in mineralization upon freeze-thaw cycles in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(10):1495-1505
- [35] JI X M, LIU M H, YANG J L, et al. Meta-analysis of the impact of freeze-thaw cycles on soil microbial diversity and C and N dynamics[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022(168):108608
- [36] GAO D C, LIU Z P, BAI E. Effects of in situ freeze-thaw cycles on winter soil respiration in mid-temperate plantation forests[J]. *Science of The Total Environment*, 2021(793):148567
- [37] GARCIA-PAUSAS J, ROMANYÀ J, MONTANÉ F, et al. High mountain conservation in a changing world[M]. Cham: Springer International Publishing, 2017:207-230
- [38] SOVEIZI N, LATIFI A M, MEHRABIAN S, et al. Bacterial ice nucleation proteins: features, structure, and applications[J]. *Journal of Applied Biotechnology Reports*, 2023, 10(3):1041-1054
- [39] YANG Y, CHENG S L, FANG H J, et al. Linkages between

- the molecular composition of dissolved organic matter and soil microbial community in a boreal forest during freeze-thaw cycles [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2023(13):1012512
- [40] KUMAR N, GROGAN P, CHU H Y, et al. The effect of freeze-thaw conditions on Arctic soil bacterial communities[J]. *Biology*, 2013, 2(1):356-377
- [41] WIPF S, SOMMERKORN M, STUTTER M I, et al. Snow cover, freeze-thaw, and the retention of nutrients in an oceanic mountain ecosystem[J]. *Ecosphere*, 2015, 6(10):1-16
- [42] CONGREVES K A, WAGNER-RIDDLE C, SI B C, et al. Nitrous oxide emissions and biogeochemical responses to soil freezing-thawing and drying-wetting[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018(117):5-15
- [43] SORENSEN P O, FINZI A C, GJASSON M A, et al. Winter soil freeze-thaw cycles lead to reductions in soil microbial biomass and activity not compensated for by soil warming[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018(116):39-47
- [44] ENGQVIST M K. Correlating enzyme annotations with a large set of microbial growth temperatures reveals metabolic adaptations to growth at diverse temperatures[J]. *BMC Microbiology*, 2018, 18(1):177
- [45] GAO D C, BAI E, YANG Y, et al. A global meta-analysis on freeze-thaw effects on soil carbon and phosphorus cycling[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021(159):108283
- [46] BIMÜLLER C, KREYLING O, KÖLBL A, et al. Carbon and nitrogen mineralization in hierarchically structured aggregates of different size[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016(160):23-33
- [47] SUN X D, YE Y Q, MA Q X, et al. Variation in enzyme activities involved in carbon and nitrogen cycling in rhizosphere and bulk soil after organic mulching[J]. *Rhizosphere*, 2021(19):100376
- [48] LI F, ZANG S Y, LIU Y N, et al. Effect of freezing-thawing cycle on soil active organic carbon fractions and enzyme activities in the wetland of Sanjiang Plain, Northeast China[J]. *Wetlands*, 2020, 40(1):167-177
- [49] BAI J H, GAO H F, XIAO R, et al. A review of soil nitrogen mineralization as affected by water and salt in coastal wetlands: issues and methods [J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2012, 40(10):1099-1105
- [50] SCHIMEL J P, WEINTRAUB M N. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(4):549-563

(责任编辑 刘婷婷)