章泽炜,吴 雷,李泽昕,等.冻融循环对盐渍土孔隙水理化性质的影响及 CO_2 排放响应 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6963-6974.
Zhang Z W, Wu L, Li Z X, et al. Effects of freeze-thaw cycles on physicochemical properties of pore water in saline soil and carbon emissions [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6963-6974.

冻融循环对盐渍土孔隙水理化性质的影响及 CO_2 排放响应

章泽炜[1],吴 雷[1],李泽昕[1],张 博[1],陈俊英[1],胡亚鲜[2],栗现文[1*] (1.西北农林科技大学水利与建筑工程学院,旱区农业水土工程教育部重点实验室,陕西 杨凌 712100；2.西北农林科技大学水土保持科学与工程学院,水土保持与荒漠化防治全国重点实验室,陕西 杨凌 712100)

摘要：为探究不同冻融循环次数对盐渍土孔隙结构和孔隙水溶质再分布的影响,揭示冻融环境土壤 CO_2 排放的响应机制,本研究以内蒙古河套灌区中度盐渍土为对象,分别进行 0, 1, 3, 5, 7, 9 次冻融循环处理(记为 CK,FT1,FT3,FT5,FT7,FT9),每日监测 CO_2 释放速率,并通过高速冷冻离心法分别获取并测定 8 个吸力段孔隙水含量和主要离子浓度.结果表明:1)盐渍土小孔径段(0.3~3.5μm)持水能力显著高于大、中等孔径段(3.5~34μm);经历冻融作用并随着冻融循环次数的增加,土壤持水能力显著降低,FT5 组低吸力段(0~1053cm)含水量降至 18.9%,较 CK 组下降 5.4%;小孔径段孔隙水总可溶性盐(TDS)含量达 75673mg/L(FT3 组),而大、中等孔径段 TDS 含量仅为 46955mg/L(FT5 组).且多次冻融循环对 CO_2 释放速率有显著推动作用.2)低吸力段,各处理间孔隙平均含水率变化范围在 19.97%~18.9%;在高吸力段,各处理间含水率变化范围为 6.992%~5.402%;3)低次冻融循环(FT1~FT3)显著提高孔隙水离子浓度,Na^+在 FT3 组达峰值 7353.8mg/L,较 CK 组(初始值)提高 64.2%;经历 5 次冻融后,Na^+骤降至 3881.5mg/L,随后在 FT7~FT9 组回升至初始值的 92.1%.4)盐渍土在经历各次冻融循环期间 CO_2 释放速率增加,FT9 组碳排放是 FT1 排放的 2.94 倍.冻融循环结束后培养阶段,所有处理碳排放速率开始下降,均降至非冻融组相似水平.

关键词：盐渍土；冻融循环；孔隙结构；孔隙水；CO_2 排放
中图分类号：X13 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6963-12

Effects of freeze-thaw cycles on physicochemical properties of pore water in saline soil and carbon emissions. ZHANG Ze-wei[1], WU Lei[1], LI Ze-xin[1], ZHANG Bo[1], CHEN Jun-ying[1], HU Ya-xian[2], LI Xian-wen[1*] (1.College of Water Resources and Architectural Engineering, Northwest A&F University, Key Laboratory of Agricultural Soil and Water Engineering in Arid Areas, Ministry of Education, Yangling 712100, China；2.College of Soil and Water Conservation Science and Engineering, State Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Desertification Control, Northwest A&F University, Yangling 712100, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6963~6974

Abstract：To investigate the impacts of different freeze-thaw cycles on the pore structure, pore water redistribution and compositional shifts in saline soil, and further reveal the responses of soil microbial carbon emissions, a moderately saline soil from the Hetao Irrigation District in Inner Mongolia, China, was subjected it to 0, 1, 3, 5, 7, and 9simulated freeze-thaw cycles (hereafter termed as CK, FT1, FT3, FT5, FT7, FT9). The CO_2 emission rate was monitored every day (12h freezing + 12h thawing), and the pore water content and major ion concentrations across eight suction levels were determined through high-speed centrifugation. The results showed that: 1) The water-holding capacity of the small pores (size of 0.3~3.5 μm) was significantly higher than that of the large and medium pores (size of 3.5~34μm). After disturbed by freeze-thaw, the soil water-holding capacity decreased significantly, and the water content at the lower suction levels (0~1053cm) of the FT5 group dropped to 18.9%, which was 5.4% lower than the CK group. The total dissolved solids (TDS) content in the small pores reached 75673mg/L for the FT3 group, whilst that in the large and medium pores was only 46955mg/L for the FT5 group. Furthermore, multiple freeze-thaw cycles significantly promoted the soil CO_2 emission rates. 2)The average pore water content varied between 19.97% and 18.9% at the lower suction levels, but ranged only from 6.992% to 5.402% at the higher suction levels. 3) Limited numbers of freeze-thaw cycles (FT1-FT3) significantly increased the ion concentration in pore water, and the Na^+ concentration reached a peak of 7353.8mg/L in the FT3 group, which was 64.2% higher than that in the CK group (initial value). However, after five freeze-thaw cycles, the Na^+ concentration abruptly dropped to 3881.5mg/L in the FT5 group, and then rebounded to 92.1% of the initial value in the FT7-FT9 groups. 4) The soil CO_2 emission rates increased with the freeze-thaw cycles, where the FT9 group released 2.94 times the amount of CO_2 compared to the FT1 group. Post the freeze-thaw disturbances, the soil CO_2 emission rate gradually declined to the levels comparable with the non-freeze-thaw group.

Key words：saline soil；freeze-thaw cycle；pore structure；pore water；carbon emission
收稿日期：2025-05-08
基金项目：国家自然科学基金面上项目(52279049);国家重点研发计划青年科学家项目(2024YFD1502000)
* 责任作者, 副教授, lixianwen@nwafu.edu.cn

季节性冻融期土壤的 CO_2 排放量可占全年的5%~12%[1].盐渍土是可溶性盐总含量高于 0.3%的特殊土壤,全球约有 10 亿 hm^2 的土地受到盐渍化影响,占全球耕地面积的 20%以上[2],这种土壤结构致密,孔隙率低,渗透性差,广泛存在于世界各地季节性冻土区.对于非盐渍化土壤来说,冻融循环会导致土体膨胀和收缩,从而影响土壤的孔隙结构[3].这些变化可能会导致土壤团聚体稳定性的降低,进而影响土壤的渗透性和保水能力[4];从化学层面来看,冻融循环会影响土壤中的有机质含量[5],促进有机质的矿化过程,增加土壤中 CO_2 和 CH_4 的释放[6].研究表明,多次冻融可以改变土壤微生物群落的多样性和组成,从而影响土壤的碳循环[7].与非盐渍化土壤不同的是,冻融循环会导致盐渍土的水和盐分重新分布[8],从而影响其物理性质.随着冻融次数的增加,土壤的含水量和密度会发生变化,导致土壤结构的破坏[9];此外,盐渍土经历多次冻融循环后,会改变盐渍土中微生物群落结构,促进有机质的分解和矿化,同时,盐分与冻融共同作用,加速有机质分解,导致有机质含量降低[10].但现有关于盐渍土冻融的研究有限,且多关注的是冻融结束后土壤整体表现,但多次冻融后,孔隙水及溶质特性的变化是影响盐渍土微生物养分利用效率及活性的关键要素,对于盐渍土在经历多次冻融循环后土壤孔隙结构变化和溶质迁移特征如何影响微生物碳排放速率的问题亟待厘清.

对于非盐渍土来说,冻融循环会导致土壤中的水分结冰膨胀,进而对土壤颗粒产生压力,孔隙率先减小后增大,而骨料间孔隙率则先增大后减小,经过 10 次冻融循环后,高寒草甸孔隙总体积可增加 $0.017\mu m^3/\mu m^3$[11].与非盐渍化土不同的是,盐渍土在冻结期间,土壤颗粒周围未形成冻结的水膜,可溶性盐随未冻结的水向上迁移,在融化期,浅层土层大量盐分积累[12],这会极大改变土壤孔隙结构的分布.盐渍土中可溶性钠盐在冻融过程中饱和并结晶,可以充当土壤颗粒之间的骨架,提高土壤强度[13].但当外界水环境改变时,可溶性钠盐会溶解进孔隙水中,降低土壤强度.盐碱土孔隙以小孔和微孔为主,在经历冻融循环作用后,土壤孔隙度显着增加[14].事实上,已经有大量研究证明,冻融循环会导致盐渍土孔隙尺寸分布的变化,通常表现为小孔隙的数量增加,而大孔隙的数量减少[15].但盐渍土由于盐分含量较高,在经历多次冻融循环后,孔隙结构的改变如何影响孔隙水和多组分溶质的迁移,进而影响微生物碳排放的问题还尚未厘清.

大量研究已经表明,多次冻融循环导致盐分在土壤中的重新分布,表层土壤盐分含量增加,而深层土壤盐分含量减少[16].水分和盐分的迁移受初始水含量和盐分含量的影响,高水含量和高盐分含量的土壤在冻融循环后盐分迁移更为明显[17].随着冻融循环次数的增加,上层土壤含盐量逐渐增加,下层含盐量逐渐减少,3 次冻融循环后开始形成盐分运移通道,盐分逐渐由底部向冷端迁移[12].从具体盐离子角度来看,不同盐离子在冻融条件下的响应存在显著差异.Na^+和 Cl^-更容易在冻融过程中迁移到土壤表面,而 SO_4^{2-}则相对稳定,主要分布在中间层[18].随着冻融循环次数的增加,土壤中 Ca^{2+}的含量会先增加后减少[19].同时,冻融循环会改变盐渍土孔隙率和孔径分布,进一步影响 Ca^{2+}的迁移路径[20].然而,目前关于冻融作用对土壤盐分迁移的研究多集中于含盐量的分析,对于易溶盐(离子)的迁移机理研究仍较少,尚不清楚离子在多次冻融作用下的迁移规律如何影响微生物的碳排放过程.

研究证明,冻融循环作用可以促进 CO_2 的排放,尤其是在冻融初期,微生物活动会增强,加速有机质的分解[21-22],但随着冻融循环次数的增加,微生物活性逐渐下降,这可能是因为冻融过程导致土壤结构的变化,影响了微生物与有机物的接触[23].事实上,冻融作用可以直接灭杀土壤中大量的微生物,释放含有可溶性有机碳的细胞,而存活下来的微生物可以利用这些细胞物质形成新的生物质(比如新的微生物或酶),改变微生物群落和活性,从而促进 CO_2 释放[24-25].但盐渍化土壤由于溶质浓度较高,微生物往往需要更多能量进行渗透调节,而在过大渗透压的胁迫下,微生物会裂解和脱水,导致微生物量显著降低,这可能会抑制 CO_2 释放速率[26].此外,冻融循环可能会通过影响土壤的理化性质,进而间接影响碳排放.冻融循环会导致土壤结构的破坏,增加土壤孔隙度,降低土壤密度,并可能导致土壤裂隙的形成[10],这些现象会降低土壤团聚体结构稳定性,促进可溶性有机碳的分解,进而提高土壤碳排放速率[27].在冻融循环作用下,盐渍土碳排放效率不仅受到土壤微生物群落和活性的影响,同时也会因土壤物理化学特

性的改变而改变[10],需要综合分析各要素对微生物碳排放的影响.

因此,为探究冻融循环对盐渍化土壤理化性质的影响及其对碳排放的响应,本研究以内蒙古河套灌区典型盐渍化土壤为对象,设置经历不同冻融循环次数土样来模拟田间盐渍土昼融夜冻的过程,通过离心法测得土水曲线,并检测土壤孔隙水中溶质的差异,揭示经历不同冻融循环次数的盐渍化土壤在理化性质改变后对 CO_2 排放的影响,以期为深入剖析冻融作用对微生物呼吸的影响机理提供一定的参考.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究土样选取自内蒙古自治区河套灌区沙壕渠灌域(40°45′04″N,107°21′50″E)(图 1),为典型季节性冻融区,属于中温带半干燥大陆性气候[28],多年平均温度为 8.1℃,冬夏温差较大,1 月份平均最低温度为−15.1℃,7 月份平均最高温度为 30.7℃[29];冻融期从每年 9 月~次年 4 月,解冻期昼夜温差为 6~20℃[30],年平均降水量为 150mm[31].该地区为黄河冲积平原,地势平坦,由西南向东北微倾斜,平均坡度 1/5000,海拔高度为 1029 ~ 1045m[30];土壤可分为灌淤土、盐土、碱土和风沙土四类,本次研究选取葵花地盐渍化土壤,黏粒占 22.4%,粉粒占 11.9%,沙粒占 65.7%,为氯化物型盐渍化土壤($EC_{1:5}$=3.65mS/cm),pH 值平均为 9.16.

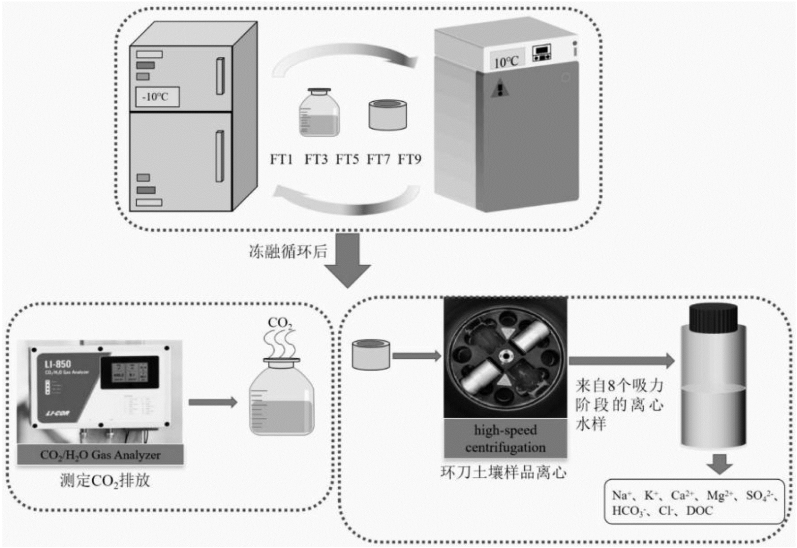


图 1　试验设计示意

Fig.1　Experimental design

1.2　试验设计

1.2.1　试验过程　采集表层 0~20cm 中度盐渍化土壤,经室内避光风干,过 2mm 筛并去除可见植物根系等杂物,将土壤混合为均质土样.本研究采用过筛均质土样虽与原状土存在结构差异,但可控制初始条件变量,以更有效分离冻融作用本身对土壤孔隙结构和盐分离子的影响机制.试验设置 0,1,3,5,7,9 次冻融循环处理(依据预实验结果划分低次循环 1,3,5 次和高次循环 7,9 次,以覆盖从初始扰动到相对稳定的全过程),内容分两个部分,第一部分监测中度盐渍化土壤在经历不同冻融循环周期下的碳排放动态;第二部分测定各冻融周期下土样的土水特征曲线,以及不同吸力对应的排出水盐分离子和有机质含量变化.

(1)日内冻融循环后的 CO_2 排放监测:取 140g 土样逐层(共 10 层)填入容积为 250mL 的丁基锂瓶中,装填容重为 1.4g/cm^3,并分层润湿至田间持水量(39.11%)每层加 4.4g 蒸馏水,共计 18 个土样,将土样放至 10℃培养箱(HWS−150,中国普朗特)中,在此期间保持含水量不变,进行 7d 预培养;之后设置 0(CK),1,3,5,7,9 次冻融循环(FT1,FT3,FT5,FT7,FT9)处理,设 3 次重复.为明确冻融过程,预试验已通过埋入土壤温度传感器确认土样逐步冻结过程,且中心温度达到(−10±0.5)℃后稳定维持至少 6h,而解冻过程中土

样温度逐步回升至(10±1)℃.在预培养结束后将土样(除 0 次冻融循环土样)放入−10℃冰箱(FCD−268SEA,中国海尔)中冻结 12h 后,将土样从冰箱中拿出放入 10℃培养箱 2h 至完全融化.完全解冻后,5h,10h 分别用 CO_2/H_2O 分析仪(Li−850)测得 CO_2 浓度值,得到 1 次冻融循环后(冻结和解冻培养各 12h,计 1 日)的 CO_2 排放速率,同步测定 CK 土样 CO_2 排放速率.将结束 1 次冻融循环的土样和未经冻融循环的土样放入培养箱中继续培养.其余土样继续放入冰箱冻结,按冻结 12h,解冻培养 12h 完成 3,5,7,9 次冻融循环,并测定冻融循环后的 CO_2 排放速率,方法同上.

(2)冻融循环后土壤水分特征曲线测定及孔隙水采集:取 140g 均质土样按容重 1.4g/cm^3 填入 100cm^3 环刀中,控制含水率及冻融循环周期和丁基锂瓶土样保持一致.不同次冻融周期设置 4 组环刀样,进行 3 次重复,总计 72 个环刀土样.将所有土样放入 10℃培养箱预培养 7d,期间每日补水维持固定含水率.之后开展冻结 12h−解冻 12h 的不同冻融循环的环刀土样,并使用高速离心机(日本,日立,CR21GⅡ型)进行离心测定土壤水分特征曲线,共设置 8 个离心转速:900,1700,2200,2800,3100,5300,6900 及 8100r/min,对应基质吸力:88.8,316.6,530.3,859,1053,3018,5216,7189cm,每个转速对应的离心时间为 30,45,60,60,60,90,90,90min.同时,收集每个吸力下的孔隙水,记录水量,装入 20mL 水样瓶中,于 4℃培养箱中储存.

1.2.2 指标测定 常规离子测定:将离心后不同吸力段采集的水样,采用火焰光度计(FP6410, Jinke,上海,中国)测定溶液中的 Na^+和 K^+浓度;采用原子吸收分光光度计(PinAAcle900, PerkinElmer, 美国)测定溶液中的 Ca^{2+}和 Mg^{2+}浓度;采用紫外分光光度计(UV−2450, SHIMADZU,日本)通过比浊法测定 SO_4^{2-}浓度;采用硝酸银滴定法测定 Cl^-浓度;采用双指示剂−中和滴定法测定 HCO_3^-浓度.将各离子含量求和,近似为孔隙水总可溶性溶质含量(TDS),所有离子测定均采用标准曲线法,标准曲线相关系数 R^2 均>0.999.每批样品测定均包含标准品和空白对照进行质量控制.

可溶性有机碳(DOC)测定:采用总有机碳分析仪(XPERT−TOC/TNb,荷兰)测定.测定前样品经 0.45μm 滤膜过滤.采用邻苯二甲酸氢钾标准溶液校准,根据水中有机碳测定标准(USEPA 415.1),质控样品回收率在 95%~105%之间.

1.2.3 CO_2 排放相关计算

(1)气体质量浓度:

$$C=\frac{\Delta P\times\lambda\times V\times M}{1000} \tag{1}$$

式中:C 为 CO_2 质量浓度,×10^{-6};ΔP 为每一时段的气体浓度差;λ为碳的摩尔质量占比,V 为丁基锂瓶顶空体积,cm^3;M 为 CO_2 的分子量,mol.

(2)质量浓度换算为已知温度下的气体浓度:

$$X=\frac{C}{V\times m\times t}\times 1000 \tag{2}$$

式中:X为 CO_2 气体浓度,μg/(kg·h);m 为土的质量,kg;t 为测 CO_2 间隔时间,h,V为已知温度下 1molCO_2 体积.

1.2.4 当量孔径测定方法 将土壤中各种孔径的孔隙概化为圆形毛管,则土壤水吸力 h 和毛管直径 d 满足以下关系(式 3)[32]:

$$s=\frac{4\sigma}{d} \tag{3}$$

式中:σ为水的表面张力系数,室温条件下取值 75×10^{-5}N/cm.吸力 S 的单位为 Pa,当量孔径 d 以 mm 为单位,则该式可以表示为 d=300/S.若土壤含水率θ_1、θ_2 对应的当量孔径分别为 d_1,d_2,则土壤中孔径在 d_1 与 d_2 之间的孔隙所占体积与孔隙总体积之比为 $\theta_1-\theta_2(\theta_1>\theta_2)$,进而得到不同当量孔隙所占百分比例.

表 1 不同转速所对应的吸力和当量孔径参数

Table 1 Suction and equivalent aperture parameters corresponding to different rotational speeds

转速(r/min)	平衡的时间(min)	吸力(cm)	当量孔径范围(μm)	孔隙分类
900	30	88.8	>34	大孔隙
1700	45	316.6	34~9.5	大孔隙
2200	60	530.3	9.5~6	中等孔隙
2800	60	859	6~3.5	中等孔隙
3100	60	1053	3.5~3	小孔隙
5300	90	3018	3~1	小孔隙
6900	90	5216	1~0.6	小孔隙
8100	90	7189	0.6~0.4	小孔隙

1.2.5 钠吸附比(SAR) 土壤溶液的一个特性,用于评估土壤溶液中钠离子相对于钙镁离子的优势程度,是反映钠毒害风险的重要指标,它的定义为:

$$SAR = \frac{\left[Na^{+}\right]}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (4)$$

式中:各离子浓度为单位为 mg/L.

1.2.6　数据处理与分析:采用 Excel 2010 对数据进行整理和统计分析,利用 Origin2021 进行绘图,采用 SPSS 22 进行差异的显著性分析.

2　结果与分析

2.1　土壤持水特性及孔隙分布特征

根据土壤水分特征曲线形态(图 2a),以 1000cm 的基质吸力为界,可将数据分为低吸力段(0~1053cm)和高吸力段(1053~7189cm).非冻融处理组(CK)各吸力对应含水率均高于冻融处理,持水能力最强.与 CK 组相比,经过冻融循环处理的土样曲线显著向左移动;FT5 在各个吸力段的体积含水率最小,持水能力最弱.其余冻融处理组整体表现为随冻融循环次数增加,在各个吸力段持水能力减弱.在低吸力段,随着基质吸力的增大,各处理土样的体积含水率降低明显,但各组之间含水率降低差异不明显,各处理间含水率变化范围在 19.9%~18.9%.在高吸力段,随着基质吸力的增大,各处理组的体积含水率降低幅度较小,曲线形态较陡,各处理间含水率变化范围为 6.9%~5.4%.

根据不同吸力对应的当量孔径(表 1),得到各处理土壤的当量孔径分布(图 2b).将土壤当量孔径分为:小孔隙(0.3~3.5μm),中等孔隙(3.5~9.5μm),大孔隙(9.5~50μm).盐渍化土壤经过不同次冻融循环处理后,孔隙结构方面,冻融循环导致大孔隙比例增加(从 CK 组到 FT9 组,大孔隙占比增加了 6.3%)其中 FT3 组大孔径增加最多,与 CK 组相比,增加了 6.2%;而小孔径占比在经过冻融处理后都明显减少(除了 FT5 组)(从 CK 组到 FT9 组,小孔隙占比减少了 2.9%);与 CK 组相比,低次冻融循环组(FT1 和 FT3 组)中等孔径占比减少;经过高次冻融循环(FT5,FT7 和 FT9 组)处理后增加.大孔径占比在低次冻融循环组间,随着冻融循环次数的增加而增加,到高次冻融循环处理的 FT5 组明显降低,之后又随着冻融循环次数的增加而增加;中等孔径占比变化规律和大孔径的变化规律相反;总体来看,小孔径占比从 FT1 至 FT5 组随着冻融循环次数的增加而增加,而从 FT5 组之后,随着冻融循环次数的增加而减少;微孔径占比总体随着冻融循环次数的增加而减小,在高次冻融循环处理间变化不明显,变化范围在 0.1%~0.8%.

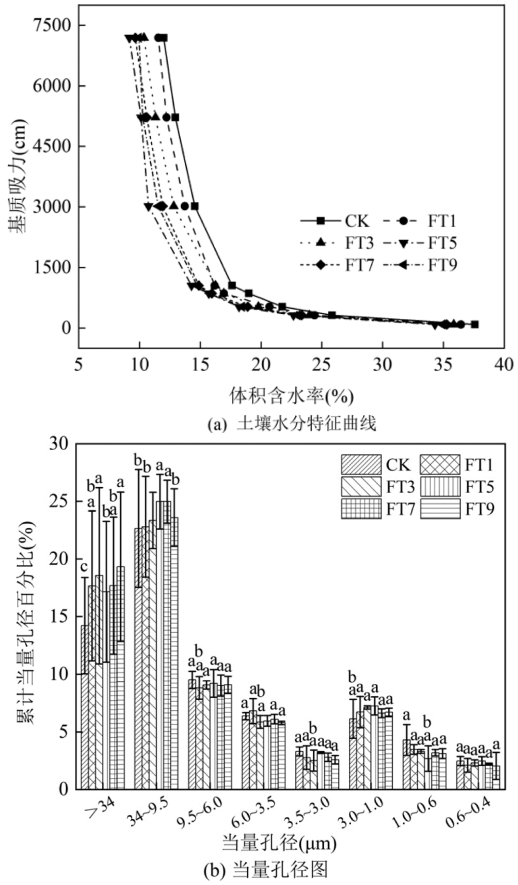


图 2　不同冻融循环下土壤水分特征曲线及当量孔径分布

Fig.2　Soil water characteristic curves and equivalent pore−size distribution at varying freeze−thaw cycles

CK 表示未冻结状态,FT1~FT9 表示不同冻融循环次数,不同字母表示各当量孔径在不同冻融循环次数下的显著性差异(P<0.05)(下同)

2.2　盐渍土不同基质吸力下排出土壤水的离子浓度变化

总体来看,不同处理随吸力增加,孔隙水矿化度均呈增加趋势(图 3a).同时,低次冻融循环处理(FT1 和 FT3 组)各吸力段土壤水中 TDS 高于 CK 处理;高次冻融循环处理(FT5,FT7 和 FT9 组)各吸力段土壤水 TDS 含量则低于 CK 处理.当量孔径>34μm 的大孔径段内,FT1 的 TDS 含量最高,为 13390.2mg/L;在 3.5~3.0μm 的小孔隙段内,FT5 的含量最低,FT3 的 TDS 含量最高,为 17916.5mg/L.在 3.5~0.6μm 的小孔隙段内,CK 组与 FT9 组曲线基本重合;当孔径<0.6μm 时,CK 组曲线要高于 FT9 组.在 0.6~0.4μm

的小孔隙段内,只有 FT3 组 TDS 含量高于 CK 组,其余冻融循环处理组的含量均低于 CK 处理.

盐渍化土壤冻融处理前后不同孔径大小孔隙水离子浓度变化存在显著差异.总体来看,各孔径范围土壤水中 Na^+,Mg^{2+},SO_4^{2-},Cl^-含量较高(图 3b,3d,3g,3e),其余离子含量较低.对于 Na^+,Mg^{2+},SO_4^{2-}来说,其浓度在冻融处理前后随基质吸力的变化表现出较为一致的特征:a)在各个孔径段内,低次冻融循环处理组(FT1 和 FT3)会随着冻融循环次数的增加其离子含量也相应提高,且含量均要高于CK组,FT3组的含量在各个孔径段表现为最高.b)FT5 组的离子含量在各个孔径段表现为最低,高次冻融循环处理组(FT5,FT7 和 FT9)会随着冻融循环次数的增加其离子含量也相应提高,但高次冻融循环组的离子含量总体要低于 CK 组和低次冻融循环处理组.c)在每个孔径范围内,从CK组到FT9组表现出来的浓度变化趋势为先升高后降低再升高,FT3 到 FT5 的降低趋势显著(P<0.05).

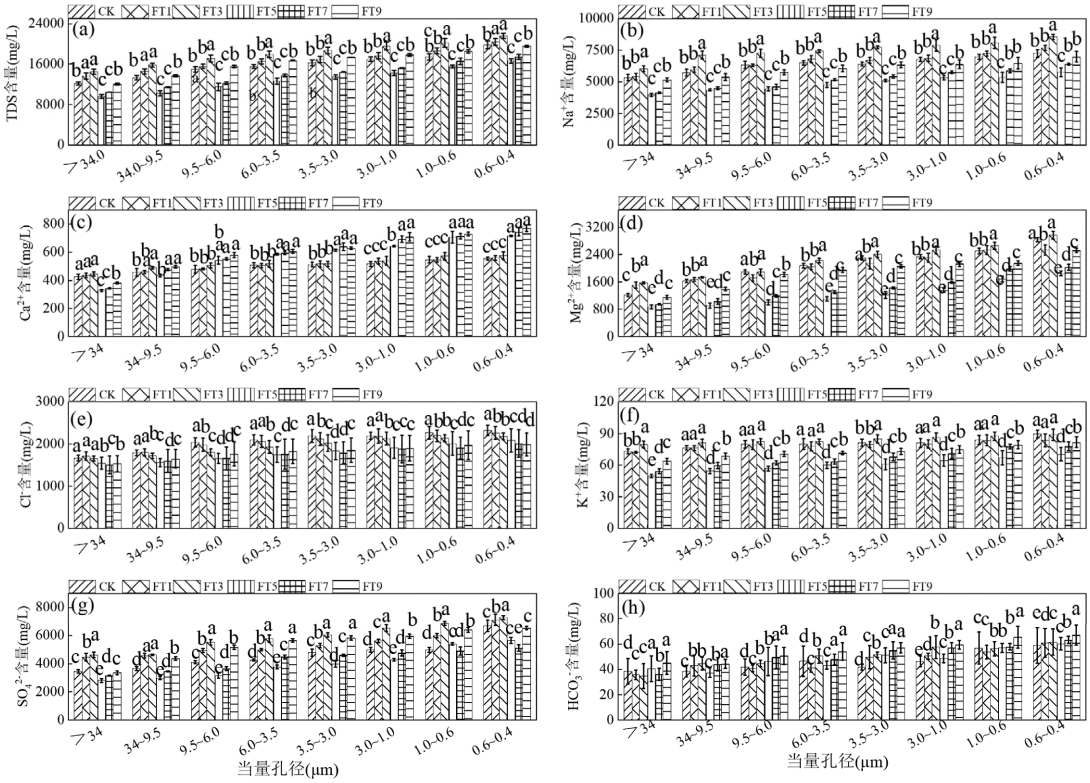


图 3 不同冻融循环次数下 TDS 和各离子含量随土壤孔径变化特征

Fig.3 Variations of the concentrations of the selected ions in varying soil pore sizes after subjected to different freeze−thaw cycles

在孔隙水中,K^+含量较低(图3b),CK组在各个孔径段无明显变化趋势,分布较为均匀,在经历一次冻融循环后,FT1组含量要略低于CK组,但在各孔隙下仍无明显变化趋势(P>0.05);FT3 组在各个孔径段含量最高,且随着孔径范围的缩小其含量在缓慢提高.在每个孔径段,高次冻融循环组随着冻融循环次数的增加,其含量呈现递增趋势,但均要低于 CK 组和低次冻融循环组.对于 Ca^{2+}(图 3c),孔隙范围在>34μm 和 34~9.5μm 时,CK 组和低次冻融循环处理组的含量要高于高次冻融循环处理组,而后随着孔隙范围的缩小,在每个吸力下的特征表现为随着冻融循环次数的增加,其浓度也相应提高,CK 组和低次冻融循环处理组的浓度分布在各个孔径段下较为均匀,高次冻融循环处理组的递增趋势较为显著;各处理下 Ca^{2+}含量整体会随着孔隙范围的缩小而升高.HCO_3^-含量在土壤水中表现为最低(图 3h),孔隙范围在>34μm 和 34~1.0μm 时,在每个孔径段下其整体趋势表现为离子浓度随着冻融循环次数的增加先升高后降低再升高,从CK组到FT3组逐渐升高,从 FT3 至 FT5 骤降,降低趋势显著(P<0.05),从 FT5 组到FT9组又逐渐升高;而孔隙范围在1.0~0.4μm时,其整体趋势表现为随着冻融循环次数的增加离子

浓度逐渐升高.对于 Cl^-(图 3e),在各个孔径段下表现出的特征为:从 CK 组到 FT7 组,离子浓度随着冻融循环次数的增加而逐渐降低;从 FT7 到 FT9,其浓度又开始升高;各处理组随着孔隙范围的缩小,其 Cl^-含量也逐渐升高;总体趋势表明土壤经过冻融循环处理后,其土壤水中 Cl^-含量会降低.

不同冻融周期下逐级离心土壤水的 SAR 随当量孔径段的变化如图 4 所示.总体来看,低次冻融循环会增加各孔径段 SAR 值,高次冻融循环会降低各孔径段 SAR 值.在低次冻融循环阶段,随着冻融循环次数的增加,各孔径段 SAR 值也相应增加,从 CK 到 FT3 组,最大差值在孔径段 3.5~3.0μm,大约相差 32;在高次冻融循环阶段,FT5 组的 SAR 值与低次冻融循环组相比显著降低,随着冻融循环次数加深,到 FT7 组,在孔径段为 34~6.0μm 时,SAR 值进一步降低,在孔径段为 6.0~0.4μm 时,SAR 值高于 FT5 组,从 FT5 到 FT7 组,最大差值在 0.6~0.4μm 的孔径段内,大约相差 7.44;从 FT7 到 FT9 组,SAR 值显著升高,最大差值在>34μm 的孔径段内,大约为 27.5,除了在 3.5~3.0μm 的孔径段内,FT9 组其余各当量孔径段内 SAR 值要低于 CK 组,最大差值在 9.5~6.0μm 孔径段,为 18.3.

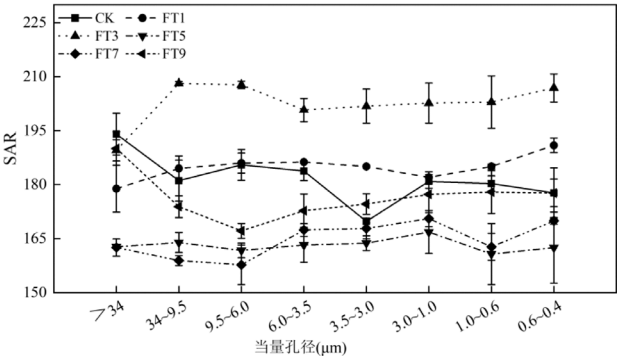


图 4　不同冻融循环次数下土壤孔隙水 SAR 分布

Fig.4　Sodium adsorption ratio (SAR) of pore water after subjected to different freeze−thaw cycles

2.3　盐渍土不同冻融循环次数下各基质吸力排出土壤水有机质含量

可以看到,在经历低次冻融循环之后,土壤水中的 DOC 含量在各个吸力段总体呈现递增趋势(图 5),FT3 组在各个孔径段的含量最高;而在 FT5 组,DOC 含量开始骤降,高次冻融循环下的土壤水在各个孔径段也呈现递增趋势,但整体含量要低于 CK 组和低次冻融循环组.各个处理组 DOC 含量随着孔隙范围的缩小而增大,孔隙范围在>34.0μm 和 34.0~6.0μm 时,CK 组和低次冻融循环组的增长趋势显著(P<0.05),但当孔隙范围在 6.0~3.0μm 时,CK 组和低次冻融循环组的增长趋势不明显,最大增加含量仅为 CK 组的 14.5mg/L.高次冻融循环处理组在>34.0μm 和 34~3.5μm 孔径段下递增趋势显著(P<0.05),与 FT5 组和 FT7 组相比,随着孔隙的缩小,FT9 组的递增幅度更大,孔径从 34.0~3.5μm 的总体含量升高率为 82.91%.在小孔隙段(3.5~0.4μm),各处理组的递增趋势均不显著,CK 组在该段无明显变化,FT9 组在小孔隙段内,含量高于 CK 组,但总体含量要低于 CK 组和低次冻融循环各组.

低次冻融循环可以提高土壤水中 DOC 的含量,但经历 5 次冻融循环后,其含量开始骤降,之后随着冻融循环次数的增加,DOC 含量又开始增加,但总含量要低于未经过冻融循环的土壤水;冻融循环可以深刻改变土壤水中 DOC 的迁移和转化,在各个吸力段,与低次冻融循环相比,高次冻融循环的迁移变化更为明显.

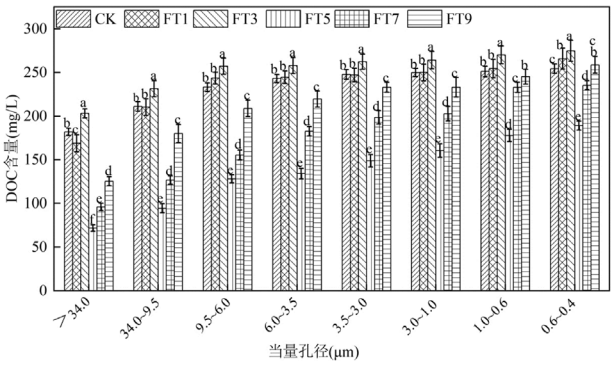


图 5　不同冻融循环次数下土壤 DOC 含量分布

Fig.5　Dissolved organic carbon (DOC) content in soil pore water after subjected to different freeze−thaw cycles

2.4　盐渍土不同冻融周期下的碳排放

从图 6 中可以看到,未经过冻融处理的土样,其 CO_2 排放比较稳定,而经历冻融循环的土样,在其冻融期内的融化阶段,CO_2 排放量显著提高(从 CK 组到 FT9 组,CO_2 峰值释放速率提高了 11.52μg/(kg·h)),FT1 组在 1 次冻融循环之后,其释放量达到峰值,为 8.13μg/(kg·h),之后和 CK 组一样保持稳定;FT3 组在完成第 2 次冻融循环之后达到峰值,之后释放量开始

下降并保持稳定;FT5 和 FT7 组都在完成其最后一次冻融循环后达到峰值,在 7d 之后释放量开始显著下降;而 FT9 组在完成第 7 次冻融循环后 CO_2 释放量达到峰值,为 19.52μg/(kg·h),随后直至第 9 次冻融循环结束,其释放量呈现下降趋势.培养至 14d,所有处理组的土样 CO_2 释放速率稳定,无明显组间差异.此外,与 CK 组无明显峰值相比,经过冻融循环处理的土样的最大峰值会随着冻融循环次数的增加而增大.

总体来看,随着冻融循环次数的增加,离子及有机质总量会下降,土壤经历不同次冻融循环处理后,各离子和有机质总量与当日碳排放均呈负相关关系,这表明离子及有机质总量越高,CO_2 排放速率就越低.离子与碳排放相关性由高到低依次是:K^+, Mg^{2+},HCO_3^-,Cl^-,Na^+,SO_4^{2-},Ca^{2+}(图 7).

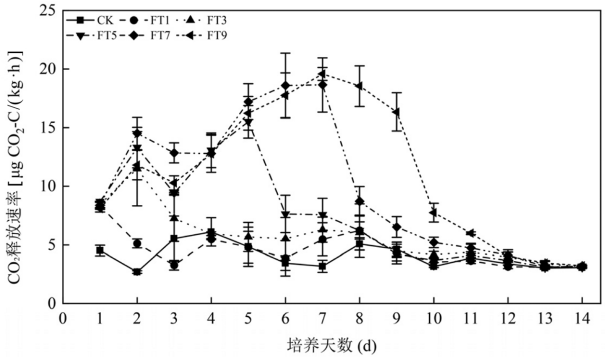


图 6 不同冻融循环次数下土壤 CO_2 释放速率变化

Fig.6 Variations of soil CO_2 emission rates after subjected to different freeze–thaw cycles

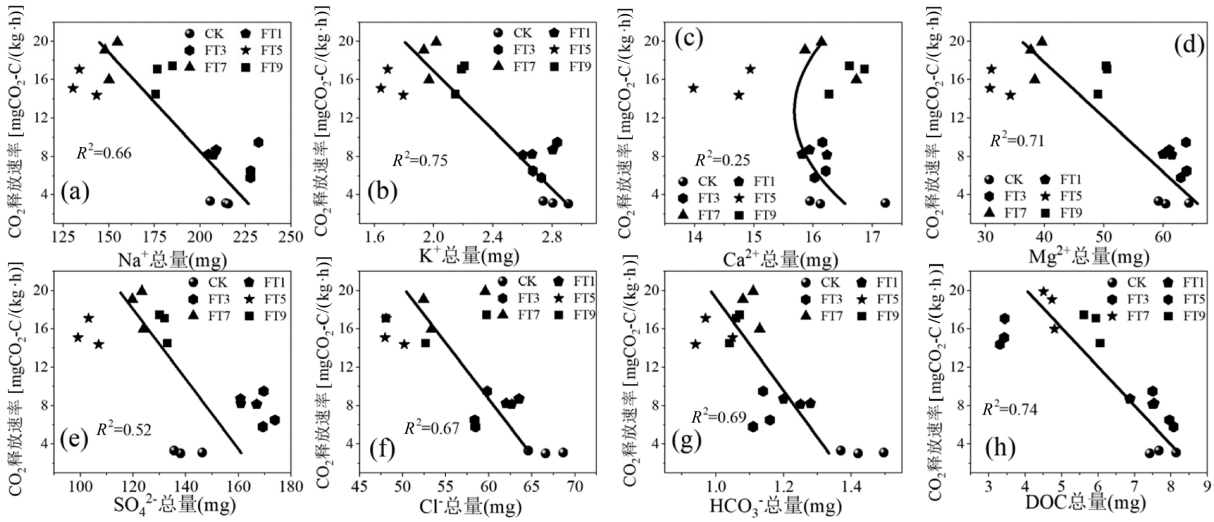


图 7 不同冻融循环次数下无机盐离子及可溶性有机碳(DOC)总量与当日碳排放速率相关性分析

Fig.7 Correlation analysis of the total ion concentrations and dissolve organic carbon (DOC) content with the diurnal carbon emission rates after subjected to different freeze–thaw cycles

3 讨论

3.1 不同冻融循环次数对盐渍土孔隙水与有机-无机溶质再分布的影响

本研究发现,非冻融盐渍化土(CK),孔隙水 DOC 和 TDS 含量均随着当量孔径减小而增大(图 3),这一现象主要源于两方面机制:首先,小孔径毛细管力较强,孔隙水流动速度缓慢,更替周期长,与土壤颗粒表面接触时间更长,更有利于在长期接触中释放并富集可溶性有机物质和矿物离子[33].大孔径中孔隙水流动性较强,更易受前期常年降雨和入渗等孔隙水流动的影响,可溶性有机物质与无机盐离子容易从大孔隙中稀释或排出.其次,大孔隙水分子与土壤颗粒表面和孔壁之间的相互作用较弱,容易先冻结,而小孔隙水分子与土壤颗粒表面作用力较强,冰点抑制效应明显,不易冻结,甚至长期处于未冻状态[34].因此,在前期常年的季节性冻融作用下,大孔隙先冻结[35],并通过冰晶斥盐效应(即冰晶形成时将水溶性盐分排斥出冰格,促使其向未冻结区域迁移富集),将盐分排出冰锋至未冻小孔隙聚集,提高了小孔隙盐离子浓度[36];而融化时,小孔隙水先融化,而大孔隙水后融化,导致冻结期聚集于小孔隙的水更不利于回流入大孔隙,而最终导致盐分长期在小孔隙中富集(图3).

冻融扰动显著改变了土壤孔隙结构,进而影响孔隙水中 DOC 和 TDS 等再分布特征.土壤水分特征曲线随冻融循环次数增加逐渐向左偏移(图 2a),至 FT5 组偏移最大,表明低次冻融循环可持续降低土壤持水能力,随后逐渐趋于稳定状态.这主要跟以下几个过程有关:土壤未经历冻融前,中,小,微孔隙交错分布,孔隙的连通性较差,土体内 55.6%水分分布于<30μm 的中小等孔隙中(图 2b).经历单次或低次冻融作用后(如 FT1 和 FT3),孔隙水冻胀产生巨大的膨胀应力,会挤压、切割或劈裂周围的固体颗粒,可对土壤颗粒造成剧烈的机械性破坏[37],尤其在粗颗粒表面应力集中处产生的裂纹会不断扩展[34-36,38-41],导致大颗粒破碎,土体整体骨架结构发生重组.本研究中 FT1~FT3 组大孔隙比例显著增加(图 2b),间接佐证了颗粒破碎过程.随着冻融循环次数增加,至 FT5 时,土壤颗粒破碎等过程达到最大程度,中大孔隙占比达到峰值,此时持水能力最差(图 2a),逐渐形成了大中等孔隙占比较多的土体结构.这不仅导致>30μm 中大孔隙占比明显增多(18.3%增至 22.5%)(图 1b),土壤变得疏松,0.3~5μm 小孔隙挤压减少(图 2b),孔隙之间连通性增强,持水能力变差;也会对微生物带来机械性破坏,导致微生物死亡或破损,其残体或分泌物可以对孔隙水中的 DOC 进行有效补给[42],同时暴露出原来包裹于团聚体内部的土壤颗粒表面,更有利于矿物离子释放溶于土壤孔隙水溶液中,从而造成初次或低次冻融后各孔径段 DOC 和 TDS 含量显著增高(图 5 和图 3a).

随着冻融循环次数增加,各孔径段内 DOC 和 TDS 含量提升至 FT3 达到最大值(分别比初始值增长 7.9%和 6.5%),而 FT5 骤降至 CK 组初始值的 59.1%和 85.4%,随后又随着冻融循环次数增加而增大(至初始值的 91.1%和 98.6%).这种变化机制可进一步解释为:随着冻融循环次数增加,新鲜矿物离子输入过程逐渐趋于平稳,存活微生物对低温或冻胀的耐受能力也逐渐增强[43],死亡微生物对孔隙水 DOC 的补给效应减弱;同时,存活微生物也更加适应冻融环境逐渐恢复呼吸和生长等过程[44],加剧了 DOC 的消耗,致使 FT5 组 DOC 含量骤降(图 5).另一方面,因冻结冰晶斥盐或低温溶解度降低等过程作用下于较小孔隙中富集的高浓度盐离子则可能结晶析出,附着于土壤颗粒表面而不再溶于孔隙水,导致各孔径孔隙水 TDS 浓度骤降(图 3a).此后,随着冻融循环次数进一步增多,土壤结构变化进入新演变周期[45-46],微生物逐渐恢复了其分解有机质的能力,提高了 DOC 含量,同时,高次冻融循环可能导致土壤颗粒对 DOC 的吸附能力下降,导致之前吸附的 DOC 被释放[47].本研究结果与野外原状土壤研究结果基本一致,即低次冻融循环导致盐渍土 DOC 含量上升,而在经历 5 次冻融循环后骤降,之后随着冻融循环次数的增加逐渐恢复 DOC 含量[42].此外,Shen 等[38]关于冻融循环过程中不同压实度盐渍土微观结构的演化过程的研究也表明,经历 5 次冻融循环处理后,土体中更多粗颗粒会破碎成细颗粒,而随着冻融循环次数的不断增加,细颗粒又会逐渐聚集成粗颗粒,经历 60 次冻融循环后,土体结构基本稳定.也有学者认为[46],至少要经历 50 次冻融循环后,土体中的孔隙分布才会趋于稳定.包卫星等[48]的研究也表明,低液限黏土的盐胀率随着冻融循环次数的增加而增大,但经历 5 次冻融循环后会下降[48].本次研究主要以春季内蒙当地盐渍土实测冻融循环次数为依据[49],未涉及更高冻融循环次数对下土壤孔隙水变化特征的影响.

3.2　不同冻融循环次数对盐渍土孔隙水不同盐离子再分布的影响

冻融循环不仅显著改变了盐渍土孔隙水中总盐含量,还导致各离子呈现特异性的再分布特征(图 3).低次冻融循环(FT1−FT3)显著提高了 Na^+,Mg^{2+},SO_4^{2-},K^+浓度,其中 Na^+在 FT3 组达峰值 7353.8mg/L (较 CK 组提高 64.2%) (图 3b),这一现象主要与冻融初期土壤结构的物理破坏有关:冰晶膨胀导致团聚体破碎,暴露出被包裹的矿物表面(如钠长石、硫酸盐矿物),促进其溶解并释放 Na^+和 SO_4^{2-};同时,冻融过程中未冻水的迁移驱动盐分向小孔隙富集,进一步加剧离子浓度的空间异质性[38].然而,经历 5 次冻融循环(FT5)后,Na^+浓度骤降至 3881.5mg/L,这可能与盐分结晶析出有关.当小孔隙中盐溶液因低温或水分迁移达到过饱和时,NaCl 等可溶性盐结晶并附着于颗粒表面[50],导致孔隙水离子浓度骤降(图 4a).类似地,Mg^{2+}浓度在低次冻融后显著升高(图 3d),其结合力较弱,更易从黏土矿物中解吸[51],随着冻融循环次数的进一步增加,Mg^{2+}浓度在 FT5 组显著下降,随后在 FT7−FT9 组有所回升,但总体浓度仍低于 CK

组.这一变化可能与土壤结构的稳定化以及 Mg^{2+}与其他离子的相互作用有关.随着冻融次数的增加,土壤孔隙结构趋于稳定,Mg^{2+}的释放受到抑制.此外,Mg^{2+}可能与SO_4^{2-}等阴离子结合形成稳定化合物,进一步降低了其在孔隙水中的浓度.

值得注意的是,Ca^{2+}的迁移行为与其他离子存在显著差异.在低次冻融循环(FT1−FT5)中,Ca^{2+}浓度分布较为均匀(图 3c),这可能与其较强的吸附能力和较大的水合半径有关[52].然而,高次冻融循环(FT7−FT9)后,Ca^{2+}在小孔隙段(<3.5μm)浓度显著升高(图 3c),推测与碳酸盐矿物的动态溶解−沉淀过程相关.冻融循环引起的 pH 值波动可能促进方解石($CaCO_3$)溶解,而孔隙结构的稳定化(图 1b)则增强了Ca^{2+}的滞留值[53].钠吸附比(SAR)的动态变化进一步印证了盐离子迁移的复杂性(图 5).FT3 组 SAR 值达到峰值(与 CK 组相比最大差值达 32),主要归因于Na^+的快速释放与 Ca^{2+},Mg^{2+}的滞后响应(图 4a,c).而 FT5 组 SAR 值骤降则反映了盐分结晶导致的 Na^+固定与Ca^{2+}活化的协同作用(图4a,c).值得注意的是,高次冻融循环(FT9)后,SAR 值虽有所回升,但仍低于 CK 组(图 4),表明冻融作用可能通过改变土壤胶体表面电荷[50],增强了对 Na^+的吸附能力,从而缓解了盐渍土的钠毒害风险.

随着冻融循环作用的加深,HCO_3^-在各个孔径段内的含量整体呈升高趋势,这是因为冻融作用会激发土壤中微生物 CO_2 排放速率,同时,在冻结与融化界面及附近区域土壤的水分较多,将降低 O_2 的扩散速度[54],使得土壤在含水量较高的情况下产生HCO_3^-.而 Cl^-浓度随冻融次数增加呈先降后升趋势(图 3e),FT7 组达最低值,可能与 Cl^-与 Fe/Al 氧化物形成稳定络合物[55]或微生物同化作用有关.值得注意的是,Cl^-在小孔径段(<3.5μm)富集显著(图 4f),表明小孔隙的滞留效应限制了其迁移能力.

3.3 冻融循环下孔隙水理化性质的改变对碳排放的响应

冻融循环对孔隙结构和孔隙水中有机−物质改变还深刻影响了土壤碳排放特征.低次冻融(FT1−FT3)后,大孔隙占比增加(18.3%增至 22.5%),土壤通气性改善,团聚体破碎释放包裹的有机质,为微生物提供了短期可利用底物,促进好氧微生物对有机质的分解,进而提高 CO_2 排放速率(图 6),至 FT3 组达到峰值.同时,Na^+浓度达峰值7353.8mg/L(较CK提高 64.2%),高渗透压迫使微生物消耗更多能量维持胞内稳态,抑制其呼吸活性,导致 FT3 组碳排放速率在短暂升高后显著下降(图 6).随着冻融次数增加,中等孔隙占比上升(图 2b),土壤持水能力下降(图 2a),水分分布趋于不均.此时,部分区域因水分不足抑制微生物活性,而其他区域因孔隙连通性增强可能形成局部厌氧微区,导致甲烷生成与 CO_2 排放的竞争关系,整体碳排放增速放缓[56].尤其 FT5 组后,DOC 骤降(降幅达 60.6%)导致底物供应不足,碳排放速率随之降低.高次冻融(FT7−FT9)后,DOC 含量回升(图 6),但受盐分迁移与孔隙结构稳定化的双重影响,其可利用性降低,表现为碳排放速率增幅趋缓.值得注意的是,Ca^{2+}在 FT7−FT9 组小孔隙中富集(图 3c),其强烈的水合作用可能阻碍底物扩散,进一步限制深层微生物的代谢效率.

值得注意的是,本研究发现盐渍土冻融碳排放呈现“双峰响应”特征(FT1−FT3 初期上升峰,FT5 低谷,FT7−FT9 后期波动恢复峰)(图 6),与非盐渍土研究中单一的“冻融脉冲效应”显著不同[57].这种差异突显了高盐分环境对微生物生理活性的关键调控作用.在高盐胁迫下,微生物群落结构可能发生显著变化,耐盐菌群(如部分变形菌门、厚壁菌门细菌)逐渐占据优势[58].这些耐盐微生物通过调整代谢策略(如合成相容性溶质、改变膜通透性)来适应高渗环境,其活性恢复可能是高次冻融阶段(FT7−FT9)CO_2 排放呈现波动性恢复的重要生物学基础.未来研究需结合宏基因组或高通量测序技术,深入解析冻融循环过程中盐渍土微生物群落组成和功能基因的动态响应路径.

4 结论

4.1 盐渍土在经历冻融循环后,持水能力显著降低.特别是在低次冻融循环(FT1~FT5 组)内,持水能力随着冻融次数的增加而持续降低,FT5 组在低吸力段(0~1053cm)的含水量降至最低.孔隙结构方面,冻融循环导致大孔隙比例增加(从 CK 组到 FT9 组,大孔隙占比增加了 6.3%),小孔隙比例减少(从 CK 组到 FT9 组,小孔隙占比减少了 2.9%),土壤变得疏松.经过 5 次冻融循环后(FT5 组),大孔隙比例有所下降,小孔隙比例增加,土壤变得致密.

4.2　低次冻融循环显著提高了孔隙水中的总可溶性盐(TDS)和主要离子(如 Na^+,Mg^{2+})的浓度,FT3 组达到峰值(如 Na^+:7353.8mg/L).经历 5 次冻融循环后,各离子浓度骤降(Na^+:3881.5mg/L),随后在高次冻融循环(FT7 和 FT9 组)中有所回升,但总体仍低于非冻融组(CK 组).

4.3　盐渍土在经历冻融循环期间,CO_2 释放量显著增加,且随着冻融循环次数的增加,CO_2 释放量的峰值也相应提高(从 CK 组到 FT9 组,CO_2 峰值释放速率提高了 11.52μg/(kg·h)).FT9 组的碳排放量是 FT1 组的 2.94 倍.冻融循环结束后,碳排放速率开始下降,最终趋于稳定.

参考文献：

[1] Hu Y, Li X, Liu H, et al. Progressively thawed soil layers differed in microbial properties and CO_2 emission rates [J]. Catena(Giessen), 2023,221:106791.

[2] Xiao Z, Lai Y, You Z, et al. The phase change process and properties of saline soil during cooling [J]. Arabian Journal for Science and Engineering, 2017,42(9):3923−3932.

[3] Wu L, Du W, Wang L, et al. Effects of freeze−thaw leaching on physicochemical properties and cadmium transformation in cadmium contaminated soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 284:116935.

[4] Tanner S, Ben−Hur M, Argaman E, et al. The effects of soil properties and aggregation on sensitivity to erosion by water and wind in two Mediterranean soils [J]. Catena, 2023,221:106787.

[5] 刘会敏,宋　媛,栗现文,等.不同冻结温度黑土渐次解冻过程有机碳矿化特征及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):1288−1297.
Liu H M, Song Y, Li X W, et al. Characteristics and influencing factors of organic carbon mineralization during the successive thawing process of black soil under different freezing temperatures [J]. China Environmental Science, 2023,43(3):1288−1297.

[6] Wang C, Cao W, Ma B, et al. Effects of freezing–thawing on different types of soil organic matter on the Loess Plateau of China [J]. Environmental Earth Sciences, 2023,82(20):466.

[7] Ji X , Liu M , Yang J , 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.

[8] Hewage S A, Tang C, Mehta Y, et al. Investigating cracking behavior of saline clayey soil under cyclic freezing−thawing effects [J]. Engineering Geology, 2023,326:107319.

[9] Liu J, Yang P, Yang Z J. Water and salt migration mechanisms of saturated chloride clay during freeze−thaw in an open system [J]. Cold Regions Science and Technology, 2021,186:103277.

[10] Liu Q, He C, Jie T, et al. Effects of freeze–thaw cycles on soil properties and carbon distribution in saline−alkaline soil of wetland [J]. Sensors and Materials, 2021:285−330.

[11] Zhao Y, Hu X. How Do Freeze–Thaw cycles affect the soil pore structure in alpine meadows considering soil aggregate and soil column scales? [J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2022,22(4):4207−4216.

[12] Wang Z, Cao C, Wang Q, et al. Analysis of the pore structure characteristics of saline soil in the profile within the frozen depth [J]. Cold Regions Science and Technology, 2023,212:103882.

[13] Fei Y, She D, Gao L, et al. Micro−CT assessment on the soil structure and hydraulic characteristics of saline/sodic soils subjected to short−term amendment [J]. Soil and Tillage Research, 2019,193:59−70.

[14] Li K, Li Q, Liu C, et al. Effect of freezing temperature and water content on pore structure characteristics of coastal saline−alkali soil under frost heave [J]. Journal of Soils and Sediments, 2022,22(6): 1819−1827.

[15] Liu Y, Wang Q, Liu S, et al. Experimental investigation of the geotechnical properties and microstructure of lime−stabilized saline soils under freeze−thaw cycling [J]. Cold Regions Science and Technology, 2019,161:32−42.

[16] Zhang D, Shijie W. Mechanism of freeze-thaw action in the process of soil salinization in northeast China [J]. Environmental Geology, 2001, 41(1):96−100.

[17] Kong F, Nie L, Xu Y, et al. Effects of freeze−thaw cycles on the erodibility and microstructure of soda−saline loessal soil in Northeastern China [J]. Catena, 2022,209:105812.

[18] Dai S. Research on the salt water migration change of saline soil in different position after freezing and thawing [J]. Groundwater, 2017: 742−752.

[19] Liu Q, Tang J, He C, et al. Use of temperature sensors in testing soil humus content in saline wetland in response to freeze-thaw cycles [J]. Sensors and Materials, 2020,32(10):3355.

[20] Li J, Liu X, Chen M, et al. A study on chloride corrosion resistance of reactive powder concrete (RPC) with copper slag replacing quartz sand under freeze-thaw conditions [J]. Materials, 2023:633−648.

[21] Guo C, Zhang L, Li S, et al. Freeze-thaw events change soil greenhouse gas fluxes through modifying soil carbon and nitrogen cycling processes in a temperate forest in Northeastern China [J]. Forests, 2024,15(12):2082.

[22] Zhang X, Li Y, Ren S, et al. Soil CO_2 emissions and water level response in an arid zone lake wetland under freeze-thaw action [J]. Journal of Hydrology, 2023,625:130069.

[23] Sang C, Xia Z, Sun L , et al. Responses of soil microbial communities to freeze-thaw cycles in a Chinese temperate forest [J]. Ecological Processes, 2021,10(1):67−75.

[24] King A E, Rezanezhad F, Wagner−Riddle C. Evidence for microbial rather than aggregate origin of substrates fueling freeze−thaw induced N_2O emissions [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2021,160:108352.

[25] Azizi−Rad M, Guggenberger G, Ma Y, et al. Sensitivity of soil respiration rate with respect to temperature, moisture and oxygen under freezing and thawing [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2022, 165:108488.

[26] Nan Y, Petra M,Weng C, et al. Influence of salinity and water content on soil microorganisms [J]. International Soil and Water Conservation Research, 2015:316−323.

[27] Liu Y, Wang X, Wu Y, et al. Effects of freeze−thaw cycles on soil greenhouse gas emissions: A systematic review [J]. Environmental Research, 2024:8288−8301.

[28] 吴梦妮.内蒙古自治区各季主要气候特征及对飞行的影响 [J]. 内蒙古科技与经济, 2024,(13):110−113.
Wu M N. Main climatic characteristics of each season in Inner Mongolia Autonomous Region and their impact on flight operations [J]. Inner Mongolia Science Technology and Economy, 2024,(13):110−113.

[29] 桑 婧.1981~2017 年黄河流域内蒙古段气候及植被生态变化状况 [J]. 内蒙古气象, 2021,(1):33-38.
Sang J. Climatic and vegetation ecological changes in the Inner Mongolia section of the Yellow River Basin during 1981~2017 [J]. Inner Mongolia Meteorology, 2021,(1):33-38.

[30] 马 睿,伍靖伟,查元源,等.内蒙古河套灌区冻融土壤水分迁移简化模型 [J]. 灌溉排水学报, 2012,31(6):1-5.
Ma R, Wu J W, Zha Y Y, et al. A simplified model for water movement in freezing-thawing soils of the Hetao Irrigation District, Inner Mongolia [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2012,31(6):1-5.

[31] Liu J, Chen Z, Nie Z, et al. Estimation of groundwater recharge from precipitation by using tritium and chloride concentrations in the Chinese loess unsaturated zone in Inner Mongolia, China [J]. Hydrogeology Journal, 2024,32(5):1511-1520.

[32] 雷志栋,胡和平,杨诗秀.土壤水研究进展与评述 [J]. 水科学进展, 1999,(3):311-318.
Lei Z D, Hu H P, Yang S X. Advances and reviews in soil water research [J]. Advances in Water Science, 1999,(3):311-318.

[33] Liang G, Shuai Z, Guo W, et al. Release and transport mechanisms of metal-rich fine particles in Porous Media during drying-wetting cycles [J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2017,(6):45-50.

[34] Wan X , Zhu J, Lai Y, et al. Premelting theory-based mechanism for water freezing in saline soil [J]. Water Resources Research, 2024,237, 107815.

[35] Gao Y, Hao D, Liu X, et al. Experimental investigation on characteristics of strength recovery and pore structure of Jilin ball clay under freeze-thaw cycles [J]. Scientific Reports, 2024,14(1):78-84.

[36] Gao X, Tian R, Yin T, et al. Pore-scale freezing of a sandy saline soil visualized with micro-computed tomography [J]. Permafrost and Periglacial Processes, 2024,35(2):109-124.

[37] Ji Y, Zhou G, Veerle V, et al. Thermal-hydraulic-mechanical coupling behavior and frost heave mitigation in freezing soil [J]. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 2021,80(3):2701-2713.

[38] Shen J, Wang Q, Chen Y, et al. Evolution process of the microstructure of saline soil with different compaction degrees during freeze-thaw cycles [J]. Engineering geology, 2022,304:106699.

[39] 丁慧慧, 陈文盛, 李江荣.季节性冻融作用对土壤理化与微生物特征的影响研究 [J]. 四川林业科技, 2023,44(1):10-16.
Ding H H, Chen W S, Li J R. Effects of seasonal freeze-thaw on soil physicochemical and microbial characteristics [J]. Journal of Sichuan Forestry Science and Technology, 2023,44(1):10-16.

[40] 李 楠,王天亮,徐 昌,等.反复冻融作用下粉质黏土的微观分形特征研究 [J]. 铁道标准设计, 2017,61(10):48-52.
Li N, Wang T L, Xu C, et al. Study on microscopic fractal characteristics of silty clay under cyclic freeze-thaw cycles [J]. Railway Standard Design, 2017,61(10):48-52.

[41] Wang L, Zuo X, Zheng F, et al. The effects of freeze-thaw cycles at different initial soil water contents on soil erodibility in Chinese Mollisol region [J]. Catena, 2020,193:104615.

[42] Luo P, Wang T, Lin F, et al. Promoting strategies for biological stability in drinking water distribution system from the perspective of micro-nano bubbles [J]. The Science of the Total Environment, 2024,945,176615.

[43] Shi G, Hou R, Li T, et al. Effects of biochar and freeze-thaw cycles on the bacterial community and multifunctionality in a cold black soil area [J]. Journal of Environmental Management, 2023,118302.

[44] Dou Y, Wang R, Wu D. Effects of freeze-thaw cycles on soil arthropod in the permafrost region of the Great Hing'an Mountains, Northeast China [J]. The Journal of Applied Ecology, 2022,33(5):1405-1412.

[45] Xiao Z, Li K, Duan J, et al. Investigation of the liquid water content in composite saline soil containing chloride and sulfate ions [J]. Cold Regions Science and Technology, 2024,221:104174.

[46] 杨 震,冀鸿兰,李 超,等.冻融作用对岸坡土体宏微观特性及岸坡稳定性影响研究 [J]. 水利学报, 2023,54(6):706-716,738.
Yang Z, Ji H L, Li C, et al. Effects of freeze-thaw action on macro- and micro-properties of bank soil and bank slope stability [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2023,54(6):706-716,738.

[47] Dasheng S, Xinbing Y, Chunling W, et al. Dynamics of available and enzymatically hydrolysable soil phosphorus fractions during repeated freeze-thaw cycles [J]. Geoderma, 2019,345:1-4.

[48] 包卫星,杨晓华,谢永利.典型天然盐渍土多次冻融循环盐胀试验研究 [J]. 岩土工程学报, 2006,(28):11:158-167.
Bao W X, Yang X H, Xie Y L. Experimental study on salt expansion of typical natural saline soil under multiple freeze-thaw cycles [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006,(28):11:158-167.

[49] 高红豆,萨楚拉,孟凡浩,等.2003~2019 年蒙古高原多年冻土时空动态变化及其影响因素分析 [J]. 干旱区资源与环境, 2022,36(3):99-106.
Gao H D, Sa C L, Meng F H, et al. Analysis of spatiotemporal dynamics and influencing factors of permafrost in the Mongolian Plateau from 2003 to 2019 [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2022,36(3):99-106.

[50] 王瑞琪.微咸水冻融过程的离子迁移特性及对盐渍土壤的淋洗效应 [D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2023.
Wang R Q. Ion transport characteristics during freeze-thaw process of brackish water and its leaching effect on saline soil [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2023.

[51] Akhter J, Mahmood K, Malik K A, et al. Amelioration of a saline sodic soil through cultivation of a salt-tolerant grass Leptochloa fusca [J]. Environmental Conservation, 2003,30(2):168-174.

[52] Wang R, Hu Y, Yuan X, et al. Unsynchronized migrations of different salt ions and ice microstructure development during unidirectional freeze-thaw [J]. Desalination, 2023,549:116326.

[53] Kang K C, Linga P, Park K, et al. Seawater desalination by gas hydrate process and removal characteristics of dissolved ions (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, B^{3+}, Cl^-, SO_4^{2-}) [J]. Desalination, 2014,353:84-90.

[54] 王馨瑶,袁心皓,胡亚鲜,等.侵蚀黑土逐层沉积结构异质性及其对温室气体排放的影响 [J]. 农业工程学报, 2023,39(14):136-144.

[55] Spohn M. Preferential adsorption of nitrogen- and phosphorus-containing organic compounds to minerals in soils: A review [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2024,194:109428.

[56] Liu Y, Wang X, Wen Y, et al. Effects of freeze-thaw cycles on soil greenhouse gas emissions: A systematic review [J]. Environmental Research, 2024,248:118386.

[57] Herrmann A, Witter E. Sources of C and N contributing to the flush in mineralization upon freeze-thaw cycles in soils [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002,34(10):1495-1505.

[58] Rath K M, Maheshwari A, Bengtson P, et al. Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2016,82(7):2012-2020.

作者简介：章泽炜(1998-),男,浙江绍兴人,西北农林科技大学硕士研究生,主要从事冻融盐渍土对 CO_2 排放方面的研究.1659684933@qq.com.