

冻融作用对棕壤团聚体及其重金属镉赋存形态的影响

王梦露, 王风, 许堃, 董旭, 丛源欣, 虞娜, 张玉龙, 党秀丽

(沈阳农业大学土地与环境学院, 农业部东北耕地保育重点实验室, 土壤肥料资源高效利用国家工程实验室, 沈阳 110866)

摘要:以重金属Cd为单一污染源的棕壤作为供试土壤, 设定-10, -20, -30℃三个温度作为冻结温度, 10℃作为融化温度进行土壤冻融循环试验。通过测定冻融作用后土壤团聚体粒径组成、土壤质量平均直径、土壤团聚体粒径中Cd的质量负载率以及赋存形态, 研究冻融作用对棕壤团聚体稳定性及Cd在不同团聚体粒径中分布与赋存形态的影响。结果表明: (1) 土壤经过冻融作用后, >2 mm的团聚体比例显著增加($P<0.05$), 增加范围为38.4%~54.6%, 土壤质量平均直径显著增加($P<0.05$); (2) 经过冻融作用后, 重金属Cd主要富集在>2 mm的团聚体粒径中, 所占比例为51.2%~57.2%; (3) 冻融作用使土壤及不同粒径团聚体中交换态Cd和有机结合态Cd含量显著降低($P<0.05$), 铁锰氧化物结合态Cd和残渣态Cd含量显著增加($P<0.05$)。

关键词: 重金属Cd; 冻融强度; 赋存形态; 团聚体; 棕壤

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)04-0298-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2017.04.047

Effects of Freeze-thaw Cycles on Brown Soil Aggregates and Cadmium Transformations Within Particle Size Fractions

WANG Menglu, WANG Feng, XU Kun, DONG Xu, CONG Yuanxin,

YU Na, ZHANG Yulong, DANG Xiuli

(College of Land and Environment Shenyang Agricultural University, Ministry of

Agriculture of Key Laboratory of Cultivated Land Conservation in Northeast China, National

Engineering Laboratory for Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources, Shenyang 110866)

Abstract: Aggregate stability, cadmium distribution and transformation in bulk samples, and particle size fractions were studied of brown soil through freeze-thaw cycle method. The freezing conditions were implemented under -10, -20 and -30℃, respectively, and the thawing condition was implemented under 10℃. Soil aggregate particle size, soil mean mass diameter, grain size fraction cadmium loading, and the cadmium transformations in bulk soil and particle size fractions were measured. The results showed that: (1) Both the fraction of particles >2 mm and soil mean mass diameter increased significantly when soil experiencing freeze-thaw cycles, and the formerranged 38.4%~54.6%. (2) Cadmium mainly accumulated in particles >2 mm, and it contributed 51.2%~57.2% of cadmium to the contents in bulk soil. (3) The exchangeable fraction of cadmium and the organically bound fraction of cadmium significantly decreased ($P<0.05$), and the Fe and Mn oxide bound fraction of cadmium and the residual fraction of cadmium increased significantly ($P<0.05$) in bulk soil and particle size fractions for the soil experiencing freeze-thaw cycles.

Keywords: heavy metal cadmium; freeze-thaw cycles; transformation; aggregate; brown soil

目前, 由于矿山开采、金属冶炼、化工等行业“三废”的排放以及化肥农药的不合理使用等人为因素, 造成我国农田重金属污染等问题日益突出, 潜在的生态环境风险逐渐增加^[1]。国土资源部和环境保护部

联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》中显示重金属Cd在土壤中超标率达到7%, 是最严重的重金属污染物^[2-3]。重金属总量一般不能真实评价其环境行为和生态环境效应, 重金属在土壤中的赋存形态和

含量普遍被人们认为是对周围环境及生态系统造成影响的关键因素^[4],重金属的赋存形态直接影响其在土壤中的生物有效性和毒性,在一定程度上决定着重金属在土壤中的真实污染程度。随着全球气候变暖,气温变化将会直接改变土壤的冻融格局,进而对土壤的季节性冻融产生影响。冻融作用是我国北方地区气候条件下的一种土壤过程,也是影响团聚体稳定性的重要因素^[5-6]。众多学者研究结果表明,冻融作用降低了土壤团聚体的稳定性^[7-8],但也有研究表明冻融作用增加了土壤团聚体的稳定性^[9]。由于团聚体颗粒大小不同,导致其组成差异及性质不同,对重金属的吸附与分布、束缚能力以及生物有效性等方面产生显著影响,进而间接影响重金属在土壤中的迁移和生物有效性^[10-12]。20世纪80年代以来,国内外研究主要集中在不同冻融频次和土壤含水量对重金属赋存形态、吸附/解吸的影响,但对其中所涉及的过程尚不十分明确,特别是冻融作用对土壤团聚体及其重金属赋存形态的影响还有待于进一步深入研究。

本文以中国东北地区典型地带性土壤—棕壤为研究对象,基于室内模拟冻融试验,分析冻融处理前后土壤团聚体粒径组成及其重金属Cd赋存形态的变化,揭示冻融作用对该地区土壤团聚体稳定性及Cd活性的影响,为评价东北地区冻融条件下重金属Cd的环境风险提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究方法

1.1.1 样本采集 2015年8月在沈阳农业大学校内科研基地采集0—20 cm农田土壤作为试验用土,土壤质地为发育于黄土状母质的壤质棕壤。将样品风干,去除草叶、树枝等杂物,过20目尼龙筛备用。土壤基本理化性质为pH 6.4,有机质含量22.3 g/kg,阳离子交换量12.4 cmol/kg,全Cd含量0.1 mg/kg。

1.1.2 试验设计 取风干土壤200 g放入塑料自封袋内,用去离子水和 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 试剂配置一定浓度的 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ 溶液,使土壤中 Cd^{2+} 浓度为5 mg/kg,调节土壤含水量为田间持水量的60%。该土壤在室温(15 ± 5)℃的环境下陈化培养45 d,然后进行冻融试验。

不同冻结温度土壤样品的制备:将上述培养的土样置于高低温培养箱内,采用程序升降温的方式进行冻融试验。冻结温度设定为3个处理,分别为 -10 ℃(TF-1), -20 ℃(TF-2)和 -30 ℃(TF-3),融化温度设定为 10 ℃,以冻结24 h、融化24 h记作一个冻融周期,每个处理进行6次冻融循环。同时在室温(15 ± 5)℃的环境下进行未冻融试验作为对照组(UTF)。

1.2 测定项目及方法

土壤团聚体的分离方法采用湿筛法。将称量的50 g土壤放置于团聚体分析仪套筛顶部(套筛孔径自上而下依次为2,1,0.5,0.25 mm),沿筛子的筒壁缓慢加入去离子水至水没过土样,浸泡、润湿5 min,以25~30次/min竖直振荡5 min,振幅为3 cm。然后将套筛从水中慢慢取出,静置,将各级筛层团聚体分别洗入蒸发皿中,将蒸发皿置于烘箱中 105 ℃烘干至恒重,得到5个粒径土样颗粒(>2 , $2 \sim 1$, $1 \sim 0.5$, $0.5 \sim 0.25$, <0.25 mm)。称量测定各孔筛上土壤质量,计算土壤各粒径团聚体含量。

土壤中Cd形态的提取采用改进的Tessier五步连续提取法^[13],由于棕壤中碳酸盐含量很少,所以其相应的Cd赋存形态可分为交换态(EXC-Cd)、铁锰氧化物结合态(FeMn-Cd)、有机结合态(ORG-Cd)和残渣态(RES-Cd),浸提液中的Cd离子浓度采用CCD Simultaneous ICP-OES测定。

土壤Cd全量采用 $\text{HCl-HNO}_3\text{-HClO}_4$ 体系消化,浸提液中的Cd离子浓度采用CCD Simultaneous ICP-OES测定。

1.3 数据处理与计算

描述土壤团聚体稳定性可采用土壤团聚体各粒径组百分含量(W_i)和质量平均直径(mean weight diameter, MWD)两个指标,计算公式分别为^[14-15]:

$$W_i = \frac{W_1}{W_2} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{MWD} = \sum_{i=1}^n (X_i \times W_i) \quad (2)$$

式中: W_1 为该粒径团聚体的烘干重; W_2 为烘干土样重; X_i 为任一粒径范围团聚体平均直径; W_i 为任一粒径范围团聚体质量占土壤样品质量的百分数。

团聚体粒径组中重金属质量负载率(Grain size fraction metals loading, $\text{GSF}_{\text{loading}}$)可用于评价各粒径团聚体中重金属的含量,计算公式为^[16]:

$$\text{GSF}_{\text{loading}} \% = \left[(C_i \times \text{GS}_i) / \sum_{i=1}^n (C_i \times \text{GS}_i) \right] \times 100 \quad (3)$$

式中: C_i 为不同团聚体粒径中重金属Cd元素含量; GS_i 为相应团聚体粒径的质量百分数,范围为1%~100%, n 为所分的粒径个数。

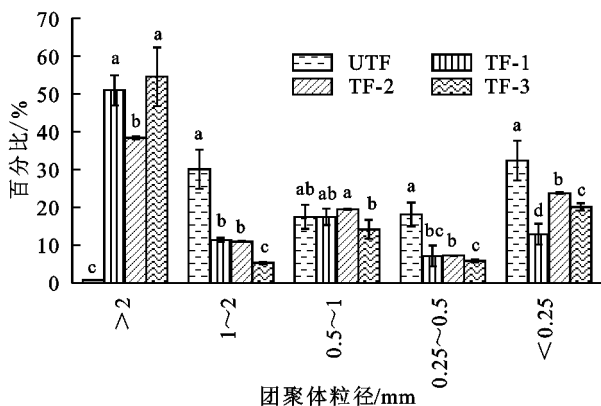
采用Excel 2013软件和Origin 9.0进行数据处理与图表绘制,利用SPSS 22.0软件进行显著性分析。

2 结果与分析

2.1 冻融作用对棕壤团聚体粒径分布的影响

冻融作用对棕壤团聚体粒径分布的影响结果见图1。由图1可知,未冻融土壤主要以 <0.25 mm和

1~2 mm 团聚体为主,所占比例分别为 32.4%,30.1%,其次是 0.25~0.5,0.5~1 mm 的团聚体,所占比例分别为 18.2%,17.5%,而 >2 mm 的团聚体所占比例最低,仅为 1.8%。经过不同冻结温度 -10, -20, -30 °C 处理后, >2 mm 团聚体含量显著增加 ($P<0.05$), 1~2, 0.25~0.5, <0.25 mm 团聚体含量显著降低 ($P<0.05$), 而 0.5~1 mm 团聚体含量变化不显著。由试验结果可知, 经过冻融作用后土壤细小颗粒发生了聚集, 土壤主要以大颗粒 (>2 mm) 为主。这可能是由于当土壤在温度较低的情况下发生冻结时, 土壤中存留的水分会呈现一定程度的冻结, 导致小团聚体聚集成大团聚体, 这与 Lehrsh 等^[9]研究认为冻融作用能够提高土壤大团聚体分配比例的结果相一致。比较不同冻结温度下团聚体分布结果可知, 冻结温度为 -10, -20, -30 °C 时土壤颗粒组成在 0.5~1, 0.25~0.5 mm 范围内所占比例变化不显著, 而 >2, 1~2, <0.25 mm 土壤颗粒组成所占比例变化显著。说明冻融作用对于较大团聚体 (>2, 1~2 mm) 和较小团聚体 (<0.25 mm) 的影响要显著高于对中等大小团聚体的影响。这是因为当土壤发生冻结效应时, 小团聚体 (<0.25 mm) 由于土壤中空气和水的共同作用而发生聚集, 导致大团聚体 (>2 mm) 不断增加, 小团聚体 (<0.25 mm) 逐渐减少, 中等大小团聚体则由于收缩与膨胀效应达到平衡而不发生显著变化^[17-18]。



注: 相同团聚体粒级组数据后不同小写字母表示不同冻融作用间差异显著 ($P<0.05$); UTF 为未冻融土壤; TF-1 为土壤冻结温度 -10 °C; TF-2 为土壤冻结温度 -20 °C; TF-3 为土壤冻结温度 -30 °C。下同。

图 1 冻融作用对棕壤团聚体粒径分布的影响

2.2 冻融作用对土壤团聚体稳定性的影响

土壤质量平均直径是评价土壤团聚体稳定性的重要指标^[19]。图 2 是冻融作用对土壤质量平均直径的影响。由图 2 可知, 未经过冻融处理的土壤质量平均直径为 1.09, 而经过 3 种不同冻结温度 -10, -20, -30 °C 处理的土壤质量平均直径均比对照显著增加 ($P<0.05$), 分别为 1.40, 1.38, 1.38。前人研

究结果表明, 粒径大的团聚体组成比例越高、土壤质量平均直径越大, 土壤团聚体稳定性越高^[20]。由上述试验结果可知, 冻融作用增加了土壤团聚体的稳定性。这可能是由于土壤中添加的重金属 Cd 起到了胶结物质的作用, 增加了土壤团聚体的稳定性。比较不同冻结温度下土壤质量平均直径的结果可知, 不同冻结温度对土壤质量平均直径的影响不显著, 说明土壤团聚体稳定性不受冻结温度的影响。这可能是由于在适宜含水量条件下, 冻结过程中土壤水分和空气已达到平衡, 团聚体的破碎效应和团聚效应处于动态平衡, 即使冻结温度波动范围很大, 团聚体稳定性也不会有显著变化^[21]。

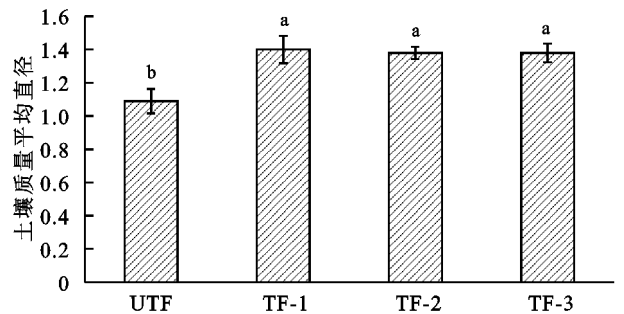


图 2 冻融作用下土壤质量平均直径

2.3 重金属 Cd 在土壤团聚体粒径中的分布

研究重金属在团聚体粒径中的分布, 可以为揭示重金属与团聚体间的结合机理提供理论依据^[22]。图 3 为重金属 Cd 在不同团聚体粒径中的质量分布。由图 3 可知, 无论是冻融土壤还是未冻融土壤, 重金属 Cd 均主要分布在 >2 mm 的团聚体粒径中。未经过冻融处理的土壤, >2 mm 的团聚体粒径中 Cd 质量负载率为 40.7%, 而经过不同冻结温度 -10, -20, -30 °C 处理后的土壤, >2 mm 的团聚体粒径中 Cd 质量负载率分别为 52.1%, 51.2%, 57.2%。与对照相比, 土壤经过不同冻融作用后, >2, 1~2, 0.5~1 mm 团聚体粒径中重金属 Cd 含量显著增加 ($P<0.05$), 而 0.25~0.5 mm 和 <0.25 mm 团聚体粒径中重金属 Cd 含量显著降低 ($P<0.05$)。可知冻融作用促进了重金属 Cd 向大团聚体粒径中富集, 这一结果与棕壤团聚体含量分配规律相一致 (图 1), 即土壤经过冻融处理后, >2 mm 的团聚体含量增加, Cd 主要富集在大团聚体 (>2 mm) 中。随着冻结温度的降低, >2 mm 和 <0.25 mm 团聚体中重金属 Cd 含量均呈现增加趋势, 而 1~2 mm 和 0.5~1 mm 团聚体中重金属 Cd 含量呈现降低趋势, 0.25~0.5 mm 团聚体中重金属 Cd 含量则未发生明显变化。前人的相关研究指出, 由于小颗粒团聚体比表面积大以及负电荷的存在使得重金属被包围起来^[23], 而小颗粒团聚体在耕作、风力、雨水等的作用下更易携带重金属

迁移到深层土壤和地下水中以及飘散到大气中,造成更大的环境危害而难以被治理。本研究结果表明土壤经过冻融作用后,50%以上的 Cd 都富集于>2 mm 的团聚体中,且冻结温度越低富集程度越明显,说明冻融作用在一定程度上降低了 Cd 对深层土壤、地下水、大气的环境风险。

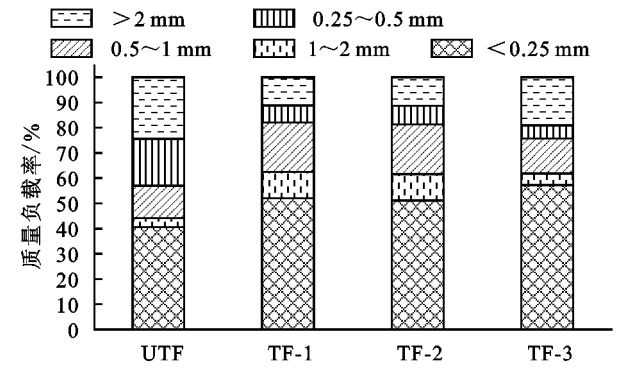
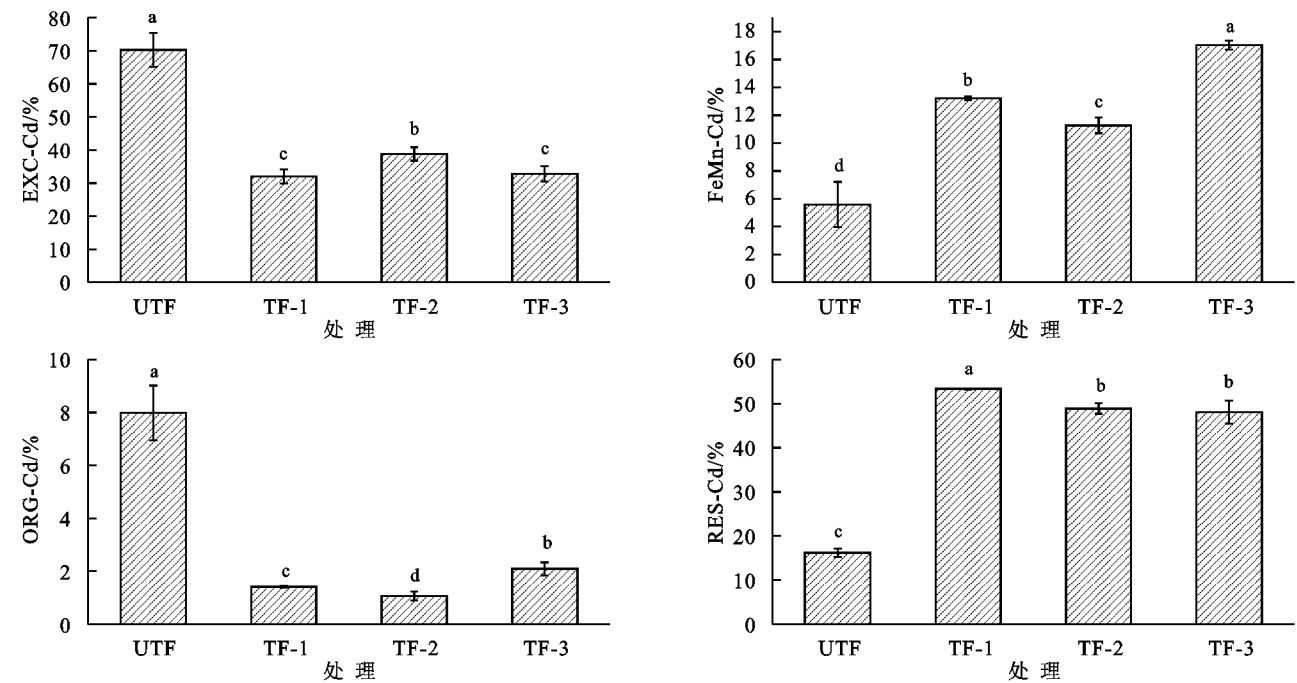


图 3 重金属 Cd 在棕壤团聚体粒径中的质量负载

2.4 冻融作用对棕壤重金属 Cd 赋存形态的影响

冻融作用对棕壤重金属 Cd 赋存形态的影响如图 4 所示。未经冻融处理的土壤重金属 Cd 主要以交换态为主,所占比例为 70.2%,而经过冻融处理的土壤重金属 Cd 主要以残渣态存在,所占比例为 48.1%~53.4%。与未冻融处理相比,经过不同冻结温度-10,-20,-30 ℃处理后,土壤中交换态 Cd 所占比例分别降低了 38.3%,31.5%,37.4%;铁锰氧化物结合态 Cd 所占比例分别增加了 7.6%,5.7%,11.5%;有机结合态 Cd 所占比例分别降低了 6.6%,6.9%,5.9%;残渣态 Cd 所占比例分别增加了 37.2%,32.7%,31.9%。



注:EXC-Cd 为可交换态 Cd;FeMn-Cd 为铁锰氧化物结合态 Cd;ORG-Cd 为有机结合态 Cd;RES-Cd 为残渣态 Cd。下同。

图 4 冻融作用对棕壤中重金属 Cd 赋存形态的影响

表明土壤经过冻融作用后,交换态 Cd 和有机结合态 Cd 含量显著降低($P<0.05$),铁锰氧化物结合态 Cd 和残渣态 Cd 含量显著增加($P<0.05$)。这可能是由于冻融作用导致重金属离子随着水分的重新分布而在土壤中迁移,并与有机质接触易于发生络合或螯合作用、胶体吸附等,导致更多的镉离子因吸附作用而存在于土壤中,从而导致交换态 Cd 含量降低^[24]。史琼彬等^[25]研究认为,经过冻融作用土壤中的微生物死亡后,可以提高有机质的矿化速率,导致部分不溶性有机质结合态的 Cd 随着有机质的矿化作用的增加而降低。棕壤中黏粒较高,黏土矿物及有机质之间相互包壳,形成包裹作用,而土壤冻结温度低至一定程度时,孔隙中的冰晶膨胀作用可以有效地打破这种物理保护作用,使得铁锰氧化物随着冻结温度的降低而逐渐释放出来,与土壤中的 Cd 形成结合态^[26-27]。越来越多的研究报告表明,土壤中重金属的环境行为和生态效应与其在土壤中的赋存形态密不可分。土壤中不同形态的重金属对植物具有不同的生物有效性和毒性,可通过食物链的传播直接威胁人类健康。其中,可交换态重金属可以直接被植物吸收利用,铁锰氧化物结合态重金属由于专性吸附或共沉淀存在于土壤中,是植物的潜在可利用形态,而有机结合态和残渣态属于植物的难利用态,其中残渣态与土壤结合最牢固,生物活性最低^[28]。本试验结果表明,冻融作用改变了土壤中 Cd 的赋存形态,使 Cd 由活性较高的形态向活性较低的形态转化,降低了 Cd 的生物有效性和毒性。

2.5 冻融作用对不同团聚体粒径中 Cd 形态分布的影响

图 5 表示冻结温度对不同团聚体粒径中重金属 Cd 形态分布的影响。由图 5 可知,与未冻融土壤相比,土壤经过冻融处理后,在不同团聚体粒径中均表现为交换态 Cd 与有机结合态 Cd 所占比例显著降低($P<0.05$),铁锰氧化物结合态 Cd 与残渣态 Cd 所占比例显著增加($P<0.05$)。随着冻结温度的降低,>2 mm 团聚体粒径中交换态 Cd 先增加后降低,铁锰氧化物结合态 Cd 逐渐增加,有机结合态 Cd 和残渣态 Cd 先降低后增加;1~2 mm 和 0.5~1 mm 团聚体粒径中交换态 Cd 和有

机结合态 Cd 逐渐增加,铁锰氧化物结合态 Cd 逐渐降低,残渣态 Cd 逐渐增加;0.25~0.5 mm 团聚体粒径中交换态 Cd 和残渣态 Cd 含量逐渐增加,铁锰氧化物结合态 Cd 逐渐降低,有机结合态 Cd 先降低后增加;<0.25 mm 团聚体粒径中交换态 Cd 先增加后降低,铁锰氧化物结合态 Cd 逐渐降低,有机结合态 Cd 先降低后增加,残渣态 Cd 含量逐渐增加。结合不同冻结温度处理下棕壤重金属 Cd 形态分布的结果可知,冻融作用降低了交换态 Cd 所占比例(图 4),并且活性较强的交换态 Cd 主要在>2 mm 的团聚体中富集,降低了 Cd 的生态环境风险。

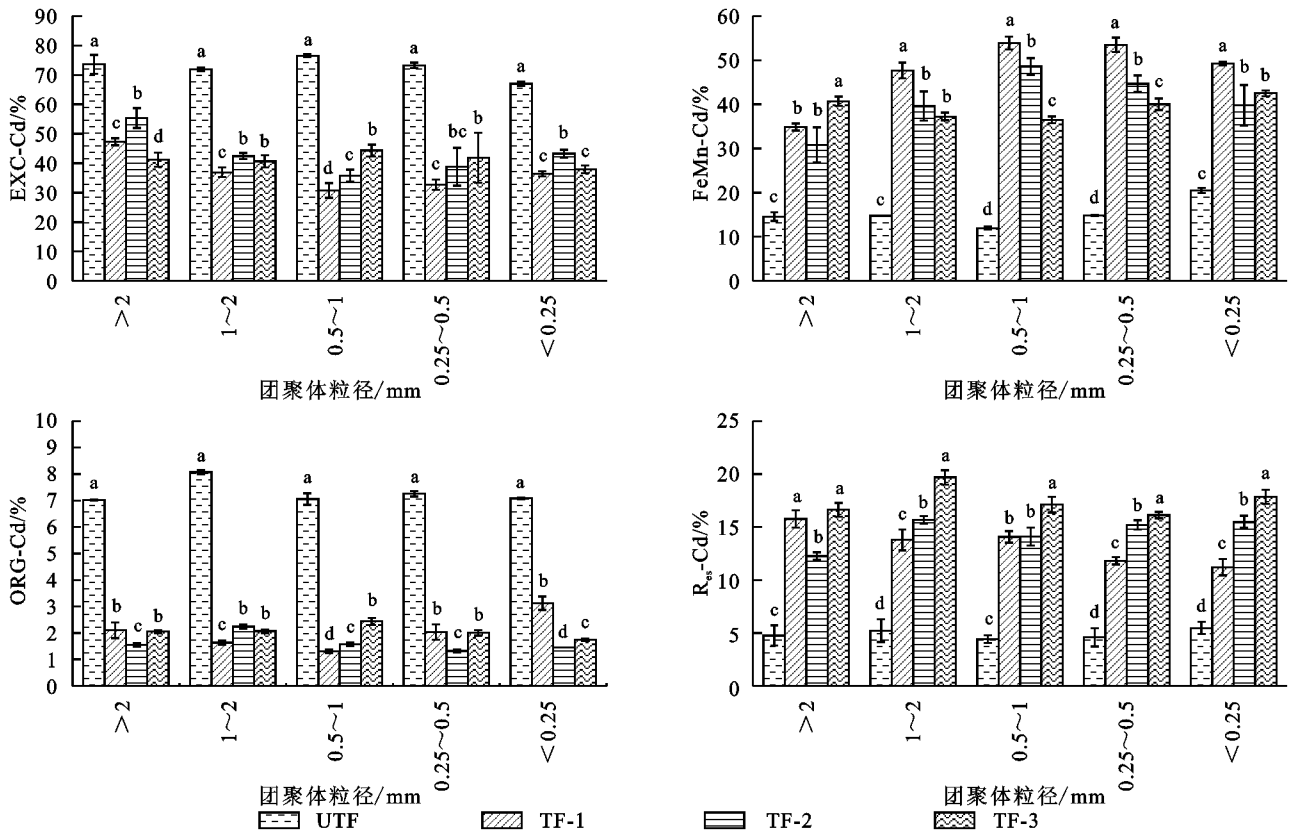


图 5 冻融作用对不同团聚体粒径中 Cd 赋存形态分布的影响

3 结论

(1)冻融交替显著增加了土壤中>2 mm 团聚体的含量及土壤质量平均直径($P<0.05$),提高了土壤团聚体的稳定性。

(2)冻融作用提高了土壤中>2,1~2,0.5~1 mm 团聚体粒径中重金属 Cd 的含量($P<0.05$),促进了 Cd 在土壤大团聚体中的富集,降低了 Cd 的环境风险。

(3)冻融作用使土壤及不同粒径团聚体中交换态 Cd 和有机结合态 Cd 含量降低,铁锰氧化物结合态 Cd 和残渣态 Cd 含量增加,降低了 Cd 的生物有效性和毒性。

参考文献:

[1] Mellander P E, Löfvenius M O, Laudon H. Climate change impact on snow and soil temperature in boreal Scots pine stands[J]. Climatic Change,2007,85(1):179-193.

[2] Benhaaaya L, HADJEL M. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in surface soils of Hassi Messaoud, Algeria[J]. Environmental Earth Sciences,2014,71(3):1473-1486.

[3] 徐晟徽,郭书海,胡筱敏,等. 沈阳张士灌区重金属污染再评价及镉的形态分析[J]. 应用生态学报,2007,18(9):2144-2148.

[4] 张赛,于济通,宋洋,等. 冻融作用对东北土壤中重金属 Pb 和 Cd 化学形态的影响[J]. 东北师大学报(自然科学

- 版),2013,45(1):144-148.
- [5] Larsen K S, Grogan P, Jonasson S, et al. Respiration and microbial dynamics in two subarctic ecosystems during winter and spring thaw: Effects if increased snow depth[J]. *Arctic Antarctic and Alpine Research*,2007,39(2):268-276.
- [6] Huang S W, Jin J Y. Status of heavy metals in agricultural soils as affected by different patterns of land use[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*,2008,139(1/3):317-327.
- [7] 王恒松,熊康宁,刘云.喀斯特地区冻融作用对土壤物理特性的影响[J]. *水土保持研究*,2009,16(2):101-106.
- [8] Oztas T, Fayetorbay F. Effects of freezing and thawing processes on soil aggregate stability[J]. *Catena*,2003,52(1):1-8.
- [9] Lehrsch G A, Sojka R E, Carter D L, et al. Freezing effects on aggregate stability affected by texture, mineralogy, and organic matter[J]. *Soil Science Society of America Journal*,1991,55(5):1401-1406.
- [10] 郭平,宋杨,谢忠雷,等.冻融作用对黑土和棕壤中 Pb, Cd 吸附/解吸特征的影响[J]. *吉林大学学报(地球科学版)*,2012,42(1):226-232.
- [11] 刘秋萌,徐楠楠,谢忠雷,等.不同型畜禽粪便 Zn 的形态分布及冻融作用对畜禽粪便 Zn 活性的影响[J]. *农业环境科学学报*,2013,32(8):1664-1669.
- [12] Cai Q, Long M L, Zhu M, et al. Food chain transfer of cadmium and lead to cattle in a lead-zinc smelter in Guizhou, China[J]. *Environmental Pollution*,2009,157(11):3078-3082.
- [13] 李如忠,徐晶晶,姜艳敏,等.铜陵市惠溪河滨岸带土壤重金属形态分布及风险评估[J]. *环境科学研究*,2013,26(1):88-96.
- [14] Cattani P, Ruy S M, Cabidoche Y M, et al. Effect on runoff of rainfall redistribution by the impluvium shaped canopy of banana cultivated on an Andosol with a high infiltration rate[J]. *Journal of Hydrology*,2009,368(1/2/3/4):251-261.
- [15] 杜立宇,李天来,梁成华,等.长期不同施肥处理对设施土壤团聚体组成及其稳定性的影响[J]. *水土保持通报*,2012,32(1):38-41.
- [16] 龚仓,马玲玲,成杭新,等.典型农耕地黑土和沼泽土团聚体颗粒中重金属的分布特征解析[J]. *生态环境学报*,2012,21(9):1635-1639.
- [17] 谢贤健,张继.巨桉人工林下土壤团聚体稳定性及分形特征[J]. *水土保持学报*,2012,26(6):175-179.
- [18] 肖复明,范少辉,汪思龙,等.毛竹林地土壤团聚体稳定性及其碳贮量影响研究[J]. *水土保持学报*,2008,22(2):131-134.
- [19] 王凤,韩晓增,李良皓,等.冻融过程对黑土水稳性团聚体含量影响[J]. *冰川冻土*,2009,31(5):915-919.
- [20] 路雨楠,徐殿斗,成杭新,等.土壤团聚体中重金属富集特征研究进展[J]. *土壤通报*,2014,45(4):1008-1013.
- [21] Acosta J A, Cano A F, Arocena J M, et al. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain)[J]. *Geoderma*,2009,149(1/2):101-109.
- [22] Spence A, Hanson R E, Grant C N, et al. Assessment of the bioavailability of cadmium in Jamaican soils[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*,2015,186(7):4591-4603.
- [23] Acosta J A, Faz A, Arocena J, et al. Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials[J]. *Geoderma*,2011,161(1):30-42.
- [24] 陈岩,朱先芳,季宏兵,等.北京市得田沟和崎峰茶金矿周边土壤中重金属的粒径分布特征[J]. *环境科学学报*,2014,34(1):219-228.
- [25] 史琼彬,赵秀兰,常同举,等.耕作方式对紫色水稻土团聚体中有机质及重金属的分布特征影响[J]. *环境科学*,2016,37(5):1923-1930.
- [26] Ljung K, Selinus O, Otabbong E, et al. Metal and arsenic distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children[J]. *Applied Geochemistry*,2006,21(9):1613-1624.
- [27] 章海波,骆永明.水稻土和潮土中铁锰氧化物形态与稀土元素地球化学特征之间的关系研究[J]. *土壤学报*,2010,47(4):639-645.
- [28] 岳平.添加化学改良剂对海南岛砖红壤中铅的化学形态与转化的影响[J].2008,27(5):1791-1795.