

DOI:10.13870/j.cnki.stbcb.2026.02.006

CSTR:32310.14.stbcb.2026.02.006

陈磊,张卓栋.东北黑土区林草地开垦为农田 70 a 后对土壤性质和土壤可蚀性的影响[J].水土保持学报,2026,40(2):103-113.

CHEN Lei, ZHANG Zhuodong. Effects of 70-year conversion from forest and grassland to cropland on soil properties and erodibility in black soil region of northeast China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2026, 40(2): 103-113

东北黑土区林草地开垦为农田 70 a 后对 土壤性质和土壤可蚀性的影响

陈磊¹, 张卓栋²

(1. 西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070; 2. 北京师范大学地理科学学部, 北京 100875)

摘要: [目的] 为揭示长期人类活动对黑土质量的影响。[方法] 通过探究鹤北小流域林草地开垦为农田 70 a 后土壤性质的变化特征, 以 5 cm 为间隔, 采集 0~40 cm 土层土样测定土壤理化性质。[结果] 1) 林地开垦为农地后, 土壤质量含水量在 0~10 cm 土层降低 44.2%, 在 15~40 cm 土层增加 34.4%; 0~20 cm 土层土壤孔隙度变小, 田间持水量降低 58.4%, 20~40 cm 土层土壤孔隙度变大, 田间持水量增加 23.0%。草地开垦为农地后, 0~40 cm 土层土壤质量含水量呈下降趋势, 共减少 38.4%, 20~30 cm 土层土壤总孔隙度增加 8.1%, 田间持水量增加 5.5%。2) 0~40 cm 土层平均质量直径和几何平均直径分别增大 0.76、0.48 mm; 土壤结构稳定性指数在 0~20 cm 土层平均降低 6.2%, 土壤结构退化风险高, 在 20~40 cm 土层平均增加 1.2%。草地开垦为农地后, 15~30 cm 土层平均质量直径和几何平均直径分别增加 0.28、0.23 mm, 0~40 cm 土层土壤结构退化风险提高。3) 林地开垦为农地后, 0~20 cm 土层土壤有机质质量分数平均降低 3.21 g/kg, 土壤可蚀性平均增加 0.000 9 (t·hm²·h)/(MJ·mm); 20~40 cm 土层土壤有机质质量分数平均增加 0.94 g/kg, 土壤可蚀性平均降低 0.000 3 (t·hm²·h)/(MJ·mm)。草地开垦为农地后, 0~40 cm 土层土壤有机质质量分数均降低, 平均减少 1.28 g/kg, 导致土壤可蚀性平均增加 0.000 8 (t·hm²·h)/(MJ·mm)。4) 林地和草地开垦为农地后, 土壤质地、结构稳定性指数、有机质与土壤可蚀性 K 因子之间的相关性增强。总体上, 土壤性质与土壤可蚀性指标之间的相关性减弱。[结论] 研究结果可为黑土区农田土壤退化和土壤侵蚀研究提供理论依据。

关键词: 黑土区; 土壤团聚体; 结构稳定性指数; 土壤有机质; 土壤可蚀性

中图分类号: S153.1; S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2026)02-0103-11

Effects of 70-Year Conversion from Forest and Grassland to Cropland on Soil Properties and Erodibility in Black Soil Region of Northeast China

CHEN Lei¹, ZHANG Zhuodong²

(1. College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China;

2. Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: [Objective] To reveal the long-term impacts of human activities on black soil quality. [Methods] In the Hebei small watershed, soil samples were collected at 5 cm intervals from the 0–40 cm soil layer to examine changes in soil properties after 70 years of converting forest and grassland to cropland. Basic soil physicochemical properties were measured. [Results] 1) After forestland was converted to cropland, the soil gravimetric water content in the 0–10 cm soil layer decreased by 44.2%, while that in the 15–40 cm layer increased by 34.4%. In the 0–20 cm soil layer, soil porosity decreased and field capacity declined by 58.4%, whereas in the 20–40 cm soil layer, soil porosity increased and field capacity rose by 23.0%. After grassland was converted to cropland, the soil gravimetric water content in the 0–40 cm soil layer showed a declining trend, with an overall reduction of 38.4%. In the 20–30 cm layer, total soil porosity increased by 8.1%, and field capacity improved by 5.5%. 2) The mean weight diameter (MWD) and geometric mean diameter (GMD) in the 0–40 cm soil layer increased by an average of 0.76 mm and 0.48 mm,

收稿日期: 2025-08-07

修回日期: 2025-09-13

录用日期: 2025-09-26

网络首发日期(www.cnki.net): 2025-11-21

资助项目: 国家自然科学基金面上项目(42477346); 甘肃省教育厅高校教师创新基金项目(2026A-005)

第一作者: 陈磊(1994—), 男, 博士, 讲师, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail: leichen@nwnu.edu.cn

通信作者: 张卓栋(1984—), 男, 博士, 教授, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail: zhang@bnu.edu.cn

http://stbcb.alljournal.com.cn

respectively. The soil structural stability index in the 0—20 cm layer decreased by an average of 6.2%, indicating a high risk of structural degradation, and increased by an average of 1.2% in the 20—40 cm soil layer. When grassland was converted to cropland, the MWD and GMD in the 15—30 cm layer increased by an average of 0.28 mm and 0.23 mm, respectively, and the risk of soil structure degradation increased in the 0—40 cm soil layer. 3) After forestland was converted to cropland, the soil organic matter (SOM) mass fraction in the 0—20 cm soil layer decreased by an average of 3.21 g/kg, while the soil erodibility increased by $0.000\ 9\ (\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h})/(\text{MJ}\cdot\text{mm})$ on average. In contrast, the 20—40 cm soil layer exhibited an average increase in SOM mass fraction of 0.94 g/kg, accompanied by an average reduction in soil erodibility of $0.000\ 3\ (\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h})/(\text{MJ}\cdot\text{mm})$. After grassland was converted to cropland, the SOM mass fraction in the 0—40 cm soil layer decreased by 1.28 g/kg on average, leading to an average increase in soil erodibility of $0.000\ 8\ (\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h})/(\text{MJ}\cdot\text{mm})$. 4) Following the conversion of forest and grassland to cropland, the correlations among soil texture, structural stability index, SOM, and soil erodibility *K*-factor were enhanced. Overall, the correlations between soil properties and soil erodibility indicators weakened. [Conclusion] This study provides a scientific basis for research on farmland soil degradation and soil erosion in the black soil region.

Keywords: black soil region; soil aggregate; structural stability index; soil organic matter; soil erodibility

Received: 2025-08-07

Revised: 2025-09-13

Accepted: 2025-09-26

Online(www.cnki.net): 2025-11-21

土壤性质是土壤的本质属性,受到土地利用、开垦年限、坡面位置和植被恢复年限等多种因素的综合影响^[1-2]。土地利用变化是调控土壤性质演变最直接的驱动因子^[3],其不仅决定着土壤质量变化的程度,更深刻影响着土壤系统演化的方向。土地利用变化直接改变地表植被覆盖状态、植物种类组成和耕作管理方式,继而引发系列自然现象与生态过程的连锁响应,如地表枯落物、土壤水分的分布、土壤养分的迁移转化、地表产流产沙和生物多样性的空间格局等发生变化^[4-5]。该变化的累加效应会对土壤理化性质产生长期影响^[6],从而改变区域土壤侵蚀格局。近几十年,许多学者探究了不同土地利用方式下土壤性质的演变机制,值得注意的是,为保障粮食安全而进行的林地-草地-耕地转化导致土壤退化加剧现象,已成为许多地区普遍存在的生态环境问题^[3-6]。天然草地开垦为农地显著降低土壤总孔隙度^[7]、饱和导水率和水稳性团聚体占比,而伴随耕作扰动诱导的机械压实作用,土壤体积质量变大,从而导致土地生产力降低,加剧土壤侵蚀^[6]。林地开垦为农地会促进植物群落组成趋于同质化,显著改变微生物群落和土壤理化性质^[8],导致土壤质量和土地生产力改变,反过来直接影响土壤侵蚀过程。

在时间尺度上,土壤性质受地形、气候、生物和母质等多因素的作用而缓慢变化,但人类的开垦活动加快这一进程,长期的耕作不仅破坏土壤结构和微生物环境,还导致土壤养分降低,开垦活动也是土壤性质退化的主要驱动力^[9]。长期以来,将林草地开垦为农地是提升粮食产量的关键手段,但开垦后的

压实、结皮和土壤结构的破坏^[10],导致土壤中水分和养分对作物生长的供应效率降低,进而影响农田的土壤质量及其生产功能^[11]。林地和草地的土壤理化性质也随着开垦年限而不断演变,而不同土层深度的土壤理化性质对开垦年限也有着不同的响应^[12-14]。

东北黑土区是我国粮食安全保障的核心区,其土壤质量的稳定性对农业生产具有重要战略意义^[15]。林地、草地和农地构成该区典型的三元土地利用格局,小流域尺度下,人工防护林和天然草地扮演着防风固土、防治水土流失的角色,而长缓坡耕地则以玉米、大豆和小麦轮作为主导种植模式。20世纪50年代以来,为增加粮食产量,东北黑土区大量的林草地被开垦为农地,叠加长期水土保持投入有限,导致黑土遭受强烈的土壤侵蚀及土壤养分减少的威胁^[16],黑土层厚度呈断崖式衰减,由原始的60~70 cm锐减至当前的20~30 cm^[17]。同时,因粗放的土地管理、不合理的土地利用与高强度机械化耕作,黑土的物理性质^[12,18]和化学性质^[13-14]发生显著的变化,导致黑土农田生态系统生产功能退化^[19],土壤侵蚀较为严重,威胁粮食生产安全。林地、草地和农地是东北黑土区三大战略性土地利用类型,不但要提高防护林和草地面积来防风固沙,防止水土流失,而且要保护好农田土壤肥力来确保粮食生产安全。因此,研究东北黑土区坡面尺度3种代表性的土地利用方式和开垦年限对土壤性质的影响,对于东北黑土区农田土壤可持续健康发展具有重要意义。基于此,本研究选取东北黑土区林地、草地和农地的地表耕

作层不同深度(5、10、15、20、25、30、35、40 cm)土壤为研究对象,通过测定土壤水分体积分数、总孔隙度、毛管孔隙度、体积质量、田间持水量、团聚体质量分数、黏粒、粉粒、砂粒和有机质质量分数,分析林草地开垦近70 a后土壤平均质量直径、几何平均直径、结构稳定性指数和土壤可蚀性K因子的变化特征。通过近70 a时间尺度揭示黑土土壤性质变化特征,可以清晰呈现长期人类耕作活动对黑土质量的影响,以为黑土地的保护和利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于中国东北典型黑土区的黑龙江省嫩江市鹤山农场鹤北小流域(48°59′03″~49°02′35″N, 125°15′45″~125°20′46″E),海拔260~360 m^[20]。地形以漫川漫岗为主,坡长500~4 000 m,坡度为2°~14°。气候类型为半湿润大陆性气候,90%的降雨主要集中在5—9月^[21],年平均降水量534 mm,年平均气温0.4℃,1月平均气温为-20.8℃,7月平均气温为22.5℃,年季节性冻融期约200 d,最大冻融深度2 m。黑土作为该区典型的农业土壤,在中国土壤分类中为湿润均腐土,在美国土壤分类中为湿润软土^[22]。土地利用类型主要为农地、林地和草地。

1.2 试验样品采集

在鹤北农场中心区域3个海拔相近(328 m左右)的坡面,选取林地、草地和农地3种具有代表性的土地利用类型进行取样,为减小气象要素(降水、气温、日照、大风)对试验结果的影响,样地直线距离较小,3个采样点都设置在东南坡的坡脚,林地、草地和农地的坡度分别为3.4°、4.0°和2.5°。林地和草地均为自然状态,未受到特殊管理或保护,草地主要草种为长羊茅、拂子茅和茭蒿,林地则以灌木林为主,优势种有柞栎和桦树。农地已经耕作近70 a,在过去的20多年一直采用玉米、大豆、小麦传统轮作方式。在每个土壤剖面以5 cm为间隔,首先,用塑封袋采集0~40 cm地表耕层土壤样品,每层平行取样3个,间距30 cm,最后求均值,共取样72个,用来测定土壤黏粒、粉粒、砂粒、有机质含量,并计算结构稳定性指数和土壤可蚀性K因子;其次,用铝盒在每个土层采集土壤量为1.5~2.0 kg,共取样24个,用来测定土壤团聚体并计算平均质量直径和几何平均直径,搬运时要避免翻倒或振动;最后,用100 g/cm³环刀共采集72个土样,用来测定土壤质量水分体积分数、总孔隙度、毛管孔隙度、体积质量和田间持水量。

1.3 土壤性质测定

1.3.1 土壤质量含水量测定 运用铝盒烘干法测定土壤质量含水量,计算公式为:

$$\theta_m = \frac{W_2 - W_3}{W_3 - W_1} \times 100\% \quad (1)$$

式中: θ_m 为质量含水量,%; W_1 为铝盒的质量,g; W_2 为铝盒+湿土的质量,g; W_3 为恒温烘干后铝盒+干土的质量,g。

1.3.2 土壤体积质量、土壤孔隙度和田间持水量测定 运用环刀烘干法测定土壤体积质量、土壤孔隙度和田间持水量,具体公式为:

$$B_d = \frac{m_3 - m_0}{v} \quad (2)$$

$$S_{tp} = \frac{m_2 - m_3}{v} \times 100\% \quad (3)$$

$$C_{ap} = \frac{m_1 - m_3}{v} \times 100\% \quad (4)$$

$$F_{cp} = \frac{m_4 - m_3}{m_3} \times 100\% \quad (5)$$

式中: B_d 为土壤体积质量,g/cm³; S_{tp} 为总孔隙度,%; C_{ap} 为毛管孔隙度,%; F_{cp} 为田间持水量,%; m_3 为105℃恒温烘干后环刀+干土的质量,g; m_0 为空环刀的质量,g; v 为环刀体积,cm³; m_2 为环刀土壤浸泡后饱和质量,g; m_1 为环刀土壤在重力水排出后的质量,g; m_4 为环刀土壤在沙箱排水后的质量,g。

1.3.3 土壤机械组成、有机碳和团聚体测定 在北京师范大学地表过程与水土风沙灾害风险防控全国重点实验室测定土壤黏粒、粉粒和砂粒含量,采用Malvern公司生产的超高速智能粒度分析仪(Mastersizer 3000,英国)测定土壤粒度,每个样品测试3次并求其平均值。用Velp公司生产的碳氮元素分析仪(CN 802,意大利)通过燃烧法测定土壤有机碳。土壤团聚体含量、平均质量直径和几何平均直径,通过干筛法和团聚体分析仪进行湿筛测定,计算公式为:

$$MWD = \sum_{i=1}^n X_i W_i \quad (6)$$

$$GMD = \exp\left(\sum_{i=1}^n W_i \ln X_i\right) \quad (7)$$

式中:MWD为平均质量直径,mm;GMD为几何平均直径,mm; X_i 为第*i*粒级中的土壤团聚体含量,%; W_i 为相邻两粒级土壤团聚体的平均粒径,mm。

1.3.4 土壤可蚀性计算 土壤可蚀性因子通过WILLIAMS等^[23]提出的EPIC模型进行计算。根据ZHANG等^[24]提出的适用于中国土壤的经验公式,对该方法进行进一步的修正。KEPIC的计算公式和修正方程为:

$$K_{EPIC} = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 \text{SAN} \left(1 - \frac{\text{SIL}}{100} \right) \right] \right\} \left(\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right)^{0.3} \left[1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \left(1.0 - \frac{0.7 \left(\frac{1 - S_{AN}}{100} \right)}{\left(\frac{1 - \text{SAN}}{100} \right) + \exp \left[-5.51 + 22.9 \left(\frac{1 - \text{SAN}}{100} \right) \right]} \right) \quad (8)$$

式中： K_{EPIC} 为EPIC模型计算的K因子， $(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$ ；SAN为砂粒体积分数，%；SIL为粉粒体积分数，%；CLA为黏粒体积分数，%；C为有机碳体积分数，%；K因子值越高，土壤抗侵蚀性越低，说明土壤容易被侵蚀，反之亦然。使用公式(8)计算的 K_{EPIC} 值修正为：

$$K = -0.01383 + 0.51575K_{EPIC} \quad (9)$$

依据PIERE^[25]提出的土壤结构稳定性指数，其计算公式为：

$$\text{SSI} = \frac{\text{SOM}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \times 100\% \quad (10)$$

式中：SOM为土壤有机质质量分数，%；SOM = SOC × 1.724。当SSI ≤ 5%时，意味着由于SOM的严重损失而使土壤结构退化；当5% < SSI < 7%时，表示土壤结构退化高风险；当SSI ≥ 7%时，意味着土壤结构退化的风险较低。

1.4 数据分析

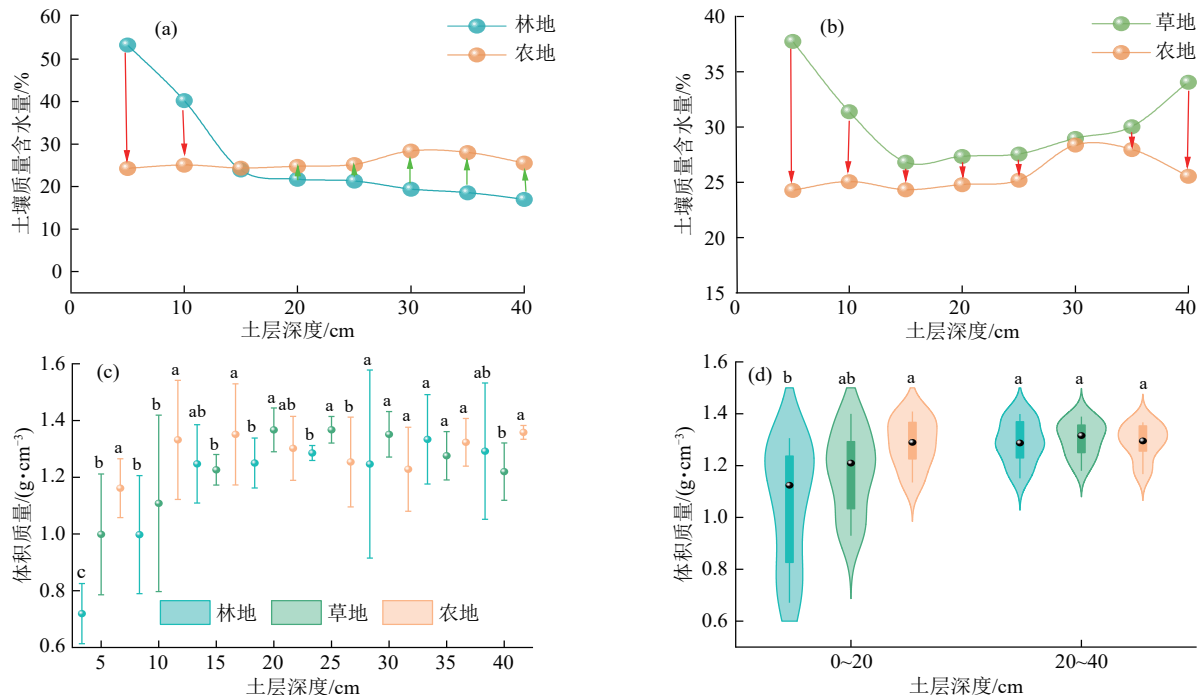
采用单因素方差分析(One-way ANOVA)系统分析林地、草地和农地近地表耕层土壤性质和土壤可蚀性指标的变化特征。Pearson相关分析用于计算

3种土地利用下土壤性质(黏粒、粉粒、砂粒、体积质量、总孔隙度、毛管孔隙度、质量含水量、田间持水量)和土壤可蚀性指标(平均质量直径、几何平均直径、结构稳定性指数、有机质含量、土壤可蚀性K因子)之间的关系。线性回归分析法用于确定近地表土壤特征与土壤可蚀性K因子之间的相关性。所有的数据统计分析与制图均在Excel 2021、IBM SPSS 26和Origin 2025软件完成。

2 结果与分析

2.1 林草地开垦70 a后土壤性质变化

由图1可知，林地开垦为农地后，0~10 cm表层土壤质量分数降低44.20%，是因为农地表层农作物植株相对矮小，覆盖度在非生长季较低，土壤水分容易蒸发。由于根系分布差异和土壤压实作用，农地在长期耕作下，农具碾压和人畜踩踏，表层0~10 cm土壤易被压实，土壤体积质量平均增加0.39 g/cm³，导致土壤水分下渗困难，而15~40 cm土层受压实作用较小，土壤体积质量平均增加0.03 g/cm³，且因上层土壤水分下渗，能够积累更多水分，因此，15~40 cm土层土壤水分体积分数增加34.4%。



注：图中不同字母表示不同处理间差异显著($p < 0.05$)；图中箱体表示75%和25%的四分位数；上下须线表示最大值和最小值；圆点表示中位数。下同。

图1 土壤质量含水量和体积质量随土层深度的变化

Fig. 1 Changes of soil mass water content and bulk density with soil depth

草地开垦为农地后,整个 0~40 cm 耕层土壤水分质量分数呈下降趋势,共减少 38.4%,是因为蒸腾作用变大和遮阴作用降低,导致土壤水分蒸发加快。整体上,林草地开垦为农地后,0~20 cm 耕层土壤体积质量显著增加,20~40 cm 耕层土壤体积质量无显著差异(图 1d)。

由图 2 可知,林地开垦为农地后,0~20 cm 表层土壤总孔隙度和毛管孔隙度分别减少 35.3% 和 29.6%,主要是因为压实作用和根系分布变化,开垦过程中机械的碾压,土壤颗粒排列更加紧密,体积质量变大(图 1d),大孔隙被挤压变小,总孔隙度降低,导致田间持水量降低 58.4%(图 3a);20~40 cm 土层土壤总孔隙度和毛管孔隙度分别增加 1.9%、3.2%

(图 2a 和图 2b),是因为开垦后表层土壤颗粒中的黏粒和粉粒可能因为淋溶作用向下迁移,同时,耕作将部分表层有机质混合至深层,有机质胶结促进深层团聚体形成,从而提升土壤孔隙度,导致田间持水量增加 23.0%(图 3a)。

草地开垦为农地后,除 20~30 cm 土层土壤总孔隙度增加 8.1%(图 2c)和 25~30 cm 土层土壤毛管孔隙度增加 3.7%(图 2d)外,其余土层土壤毛管孔隙度和总孔隙度分别降低 23.7%、24.3%,是因为 20~30 cm 处于耕层底部附近,深耕使该层土壤变得疏松;同时,某些农作物的根系在该层分布相对集中,根系的生长和穿插进一步扩大该土层的孔隙数量和大小,导致该土层田间持水量增加 5.5%(图 3b)。

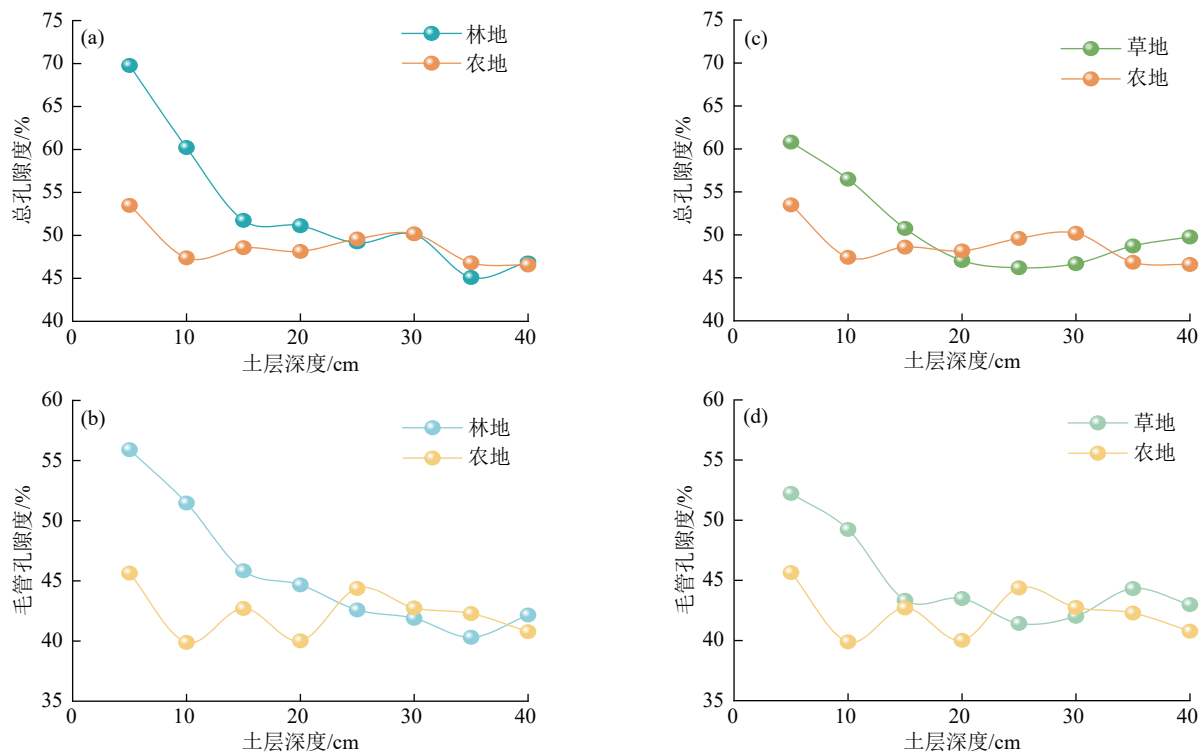


图 2 土壤总孔隙度和毛管孔隙度随土层深度的变化
Fig.2 Changes in soil total porosity and capillary porosity with soil depth

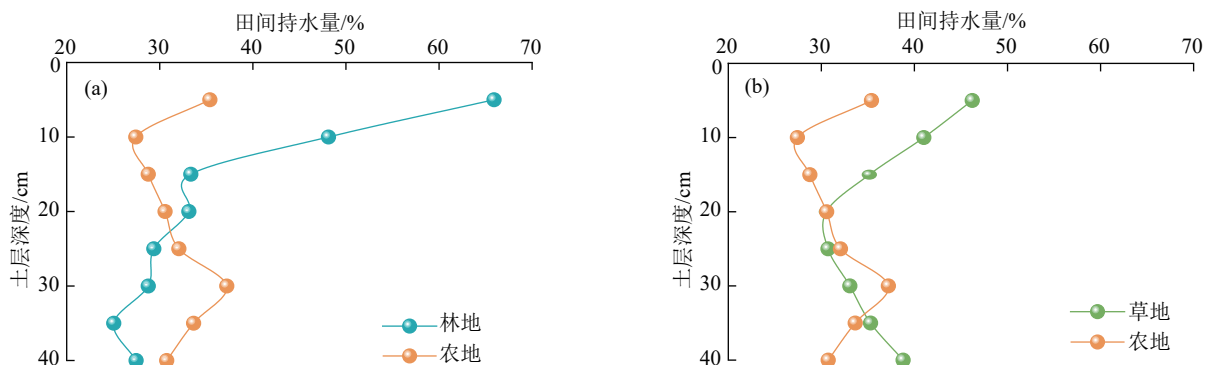


图 3 田间持水量随土层深度的变化
Fig.3 Variations of field capacity with soil depth

2.2 林草地开垦 70 a 后土壤可蚀性指标变化

由土壤团聚体随土层深度的变化可知,林地开垦为农地后,大粒径团聚体增加,0~40 cm 土层 10~5、5~2 mm 团聚体质量分数分别增加 124.9%、24.4%,而其余粒径的团聚体质量分数呈减小趋势(图 4)。

由图 5a 和图 5b 可知,0~40 cm 土层的平均质量直径和几何平均直径均呈增大趋势,平均分别增大 0.76、0.48 mm。0~20 cm 表层土壤结构稳定性指数平均降低 6.2%,土壤结构退化风险高,而 20~40 cm

土层土壤结构稳定性指数提高,平均增加 1.2%。是因为林地表层有机质含量高,有利于形成小粒径团聚体,林地开垦为农地后,除机械压实和根系分布变化外,表层土壤容易受到风蚀和水蚀作用,小粒径团聚体更容易被风吹走或者随水流失,导致土壤大团聚体增多。

因此,林地开垦为农地后,在 0~20、20~40 cm 土层中,土壤平均质量直径、几何平均直径和土壤结构稳定性指数存在显著性差异(图 5c、图 6d 和图 6b)。

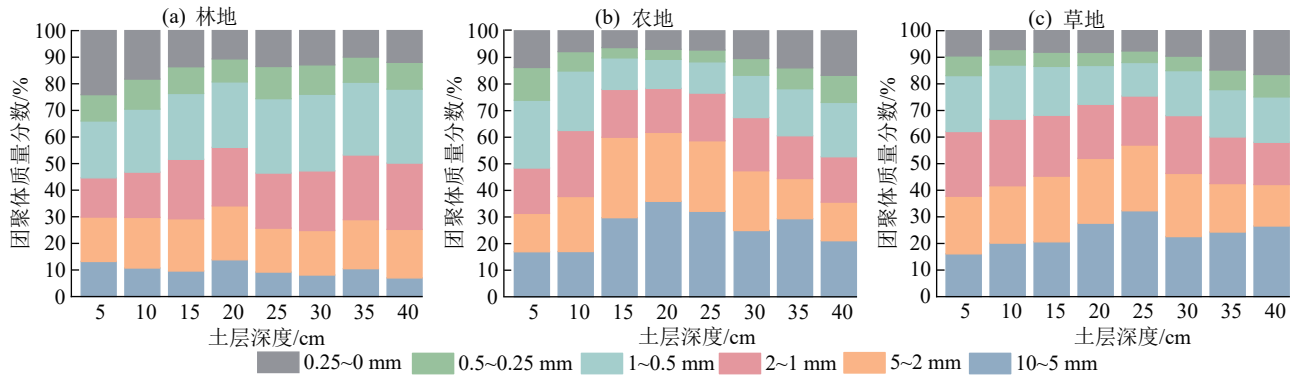


图 4 土壤团聚体质量分数随土层深度的变化

Fig. 4 Changes in soil aggregate content with soil depth

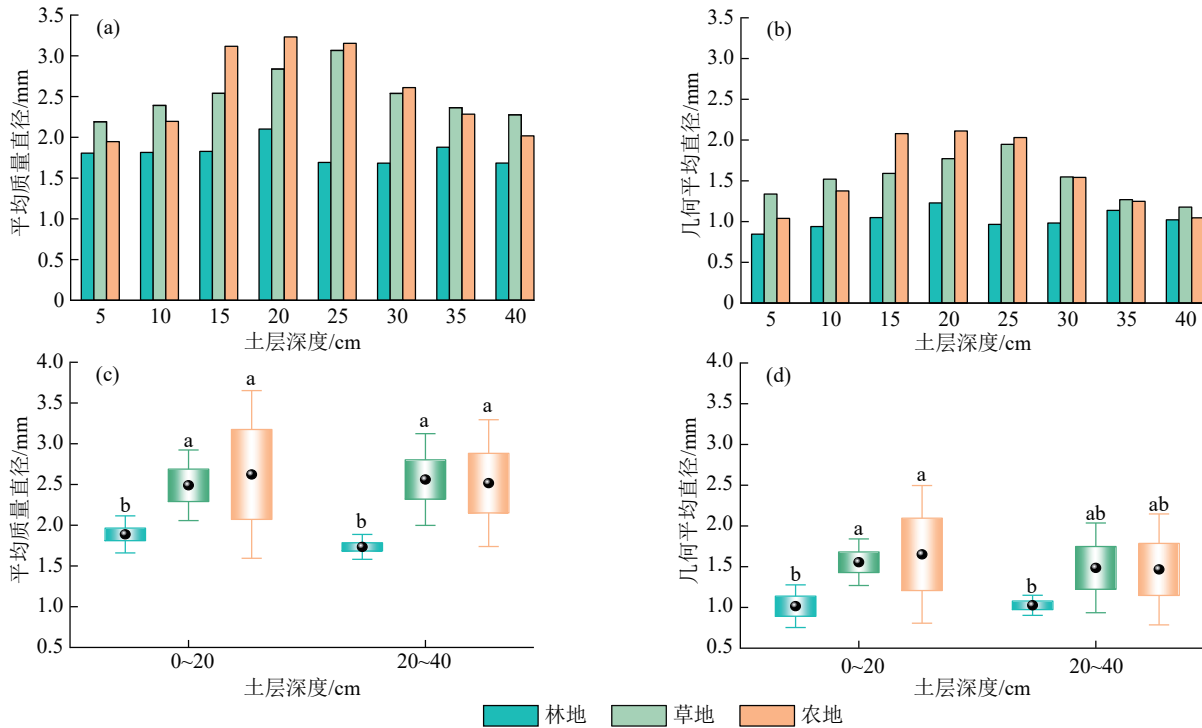


图 5 土壤平均质量直径和几何平均直径随土层深度的变化

Fig. 5 Changes in soil mean weight diameter and geometric mean diameter with soil depth

草地开垦为农地后,0~40 cm 土层 10~5 mm 大粒径团聚体增加 16.9%,0.5~0.25、0.25~0 mm 小粒径团聚体分别增加 6.9%、1.8%(图 4),而其余粒径的团聚体含量呈减小趋势。大团聚体粒径增加是因为机械压实和根系分布变化,草地根系集中在土壤表层,而玉米等作物根系在 15~30 cm 土层深度有较多

分布,根系穿插和挤压土壤,大颗粒相对增多,小粒径团聚体增加是因为草地开垦为农地后,土壤微生物群落发生改变,增加多糖等黏性物质产生,细小颗粒更容易被胶结在一起。长期耕作活动的影响,使表层土壤细颗粒在淋溶和重力作用下下迁,与 15~30 cm 土层较大颗粒混合,因此,15~30 cm 土层的平

均质量直径和几何平均直径均呈增加趋势,平均分别增加 0.28、0.23 mm,其余土层的平均质量直径和几何平均直径均降低(图 5a 和图 5b)。0~20 cm 表层土

壤结构稳定性指数平均降低 1.8%,20~40 cm 土层土壤结构稳定性指数平均降低 3.2%(图 6a),草地开垦为农地后,0~40 cm 整个土层土壤结构退化风险提高。

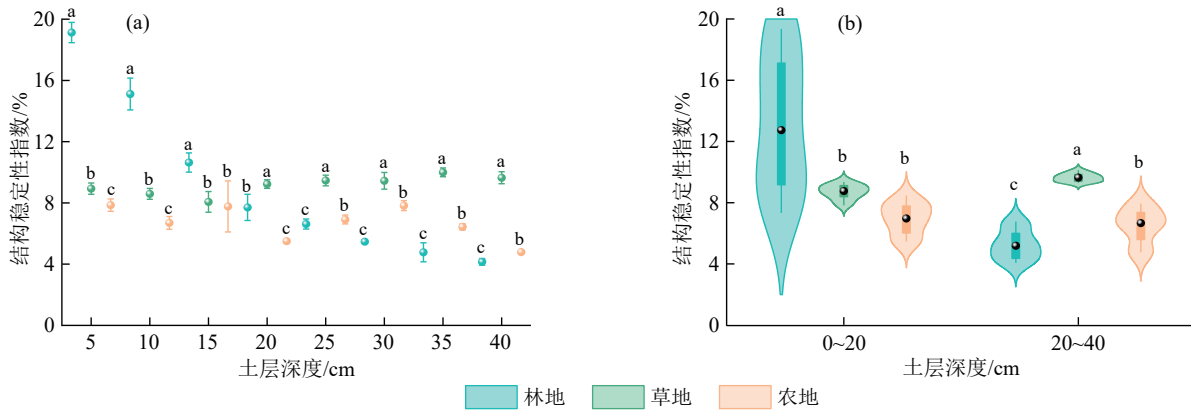


图 6 土壤结构稳定性指数随土层深度的变化

Fig. 6 Changes in soil structural stability index with soil depth

2.3 林草地开垦 70 a 后土壤机械组成、有机质和土壤可蚀性变化

由土壤黏粒、粉粒和砂粒随土层深度的变化可知,林地开垦为农地后,0~20 cm 表层土壤黏粒和粉粒质量分数平均分别增加 6.5%、0.4%,砂粒质量分数平均降低 7.7%(图 7),土壤有机质质量分数平均

降低 3.21 g/kg(图 8a),土壤可蚀性平均增加 0.000 9 (t·hm²·h)/(MJ·mm·hm²)(图 9a);20~40 cm 土层土壤黏粒和粉粒质量分数平均分别增加 1.8%、2.4%,砂粒质量分数平均降低 4.4%,土壤有机质质量分数平均增加 0.94 g/kg,土壤可蚀性平均降低 0.000 3(t·hm²·h)/(MJ·mm·hm²)。

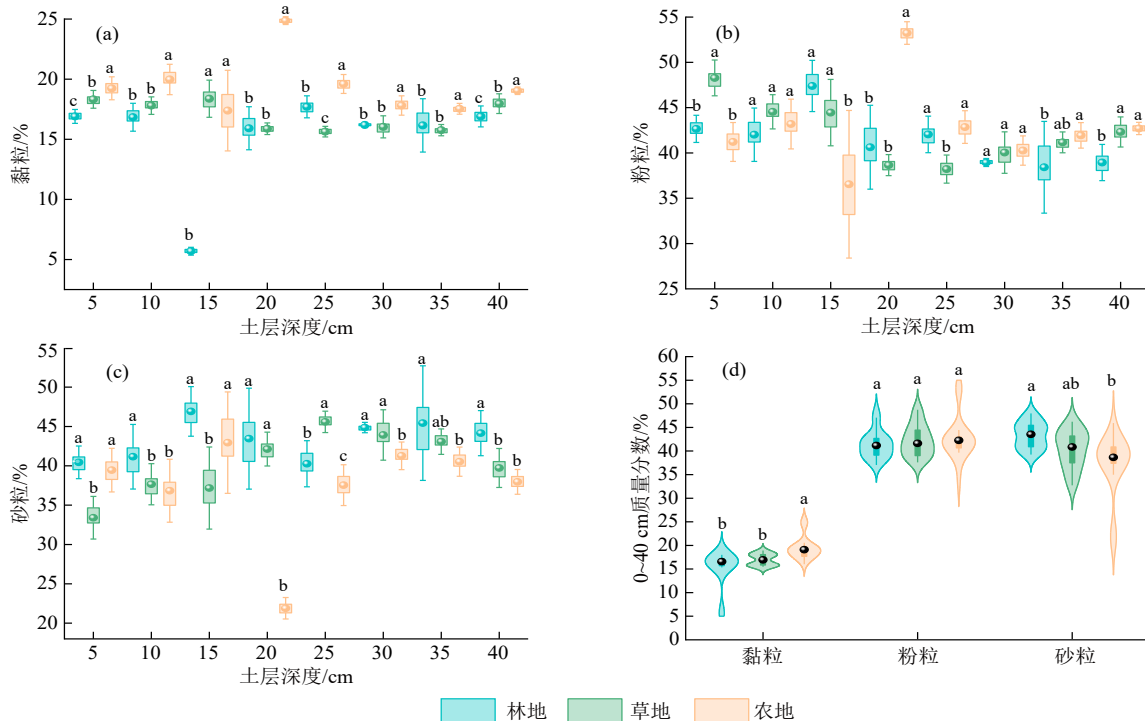


图 7 土壤机械组成随土层深度的变化

Fig. 7 Variations of soil mechanical composition with soil depth

林地开垦为农地后,0~20 cm 表层有机质大量流失,团聚体稳定性下降,土壤结构破坏,地表覆盖度降低,导致表层 0~20 cm 土壤可蚀性变大,而亚表层 20~40 cm 黏粒富集,物理胶结作用增强,土壤紧实度升高,抗冲刷能力提升,导致 20~40 cm 土层土壤可蚀性变小。

草地开垦为农地后,0~20 cm 表层土壤黏粒质量分数平均增加 2.8%,而粉粒和砂粒质量分数分别降低 0.4%、2.3%(图 7),土壤有机质质量分数降低 0.99 g/kg(图 8a),土壤可蚀性增加 0.000 1(t·hm²·h)/(MJ·mm·hm²)(图 9a);20~40 cm 土层土壤黏粒和

粉粒质量分数平均分别增加 2.2%、1.5%，砂粒质量分数平均降低 3.8%，土壤有机质质量分数平均降低 1.56 g/kg，土壤可蚀性平均增加 0.001 5 (t·hm²·h)/(MJ·mm·hm²)。草地开垦为农地后，土壤机械组成和有机质的变化，造成整个土层土壤可蚀性变大，且

20~40 cm 土壤可蚀性更大。林地和草地开垦为农地后，黏粒主要集聚在 0~20 cm 表层土壤，粉粒主要集聚在 20~40 cm 土层，砂粒整体降低，在整个土层上，黏粒、砂粒和土壤有机质具有显著性差异(图 7d、图 8b)，土壤可蚀性差异较小(图 9b)。

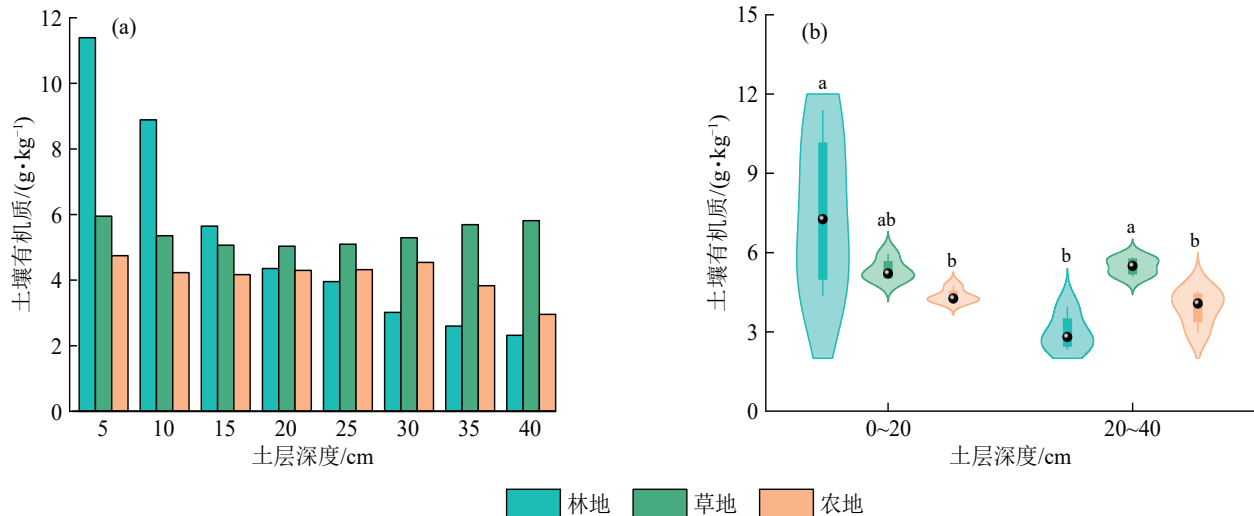


图 8 土壤有机质随土层深度的变化

Fig. 8 Variations of soil organic matter with soil depth

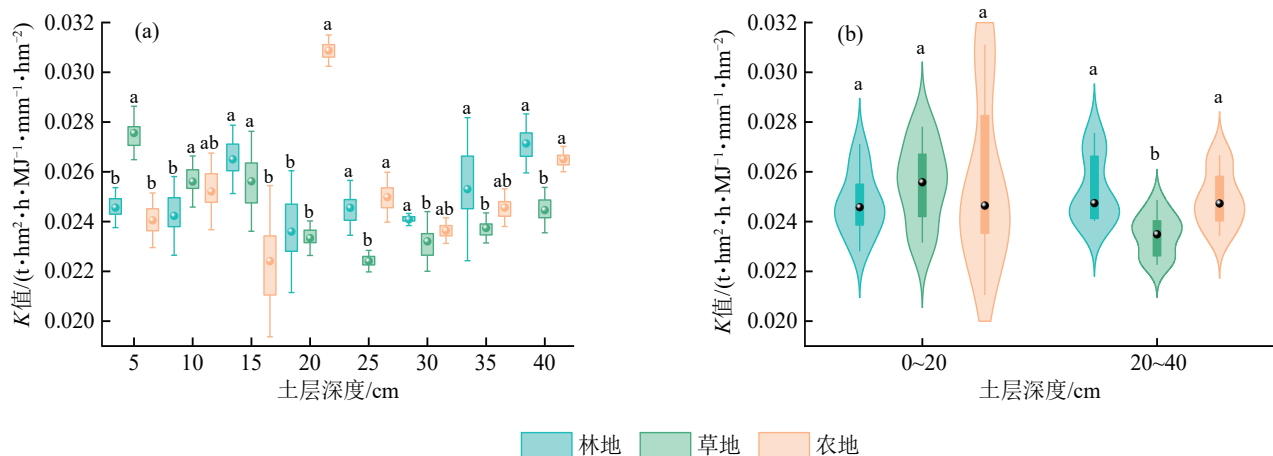


图 9 土壤可蚀性 K 值随土层深度的变化

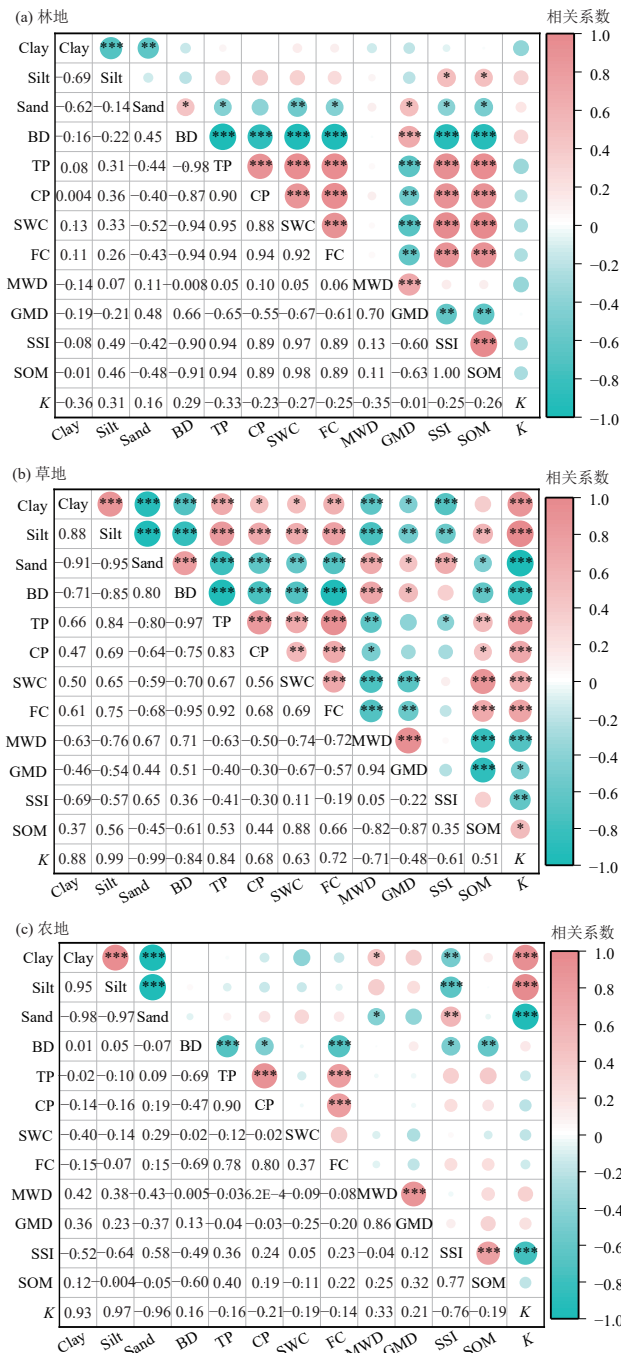
Fig. 9 Variations of soil erodibility K factor with soil depth

2.4 土壤性质与土壤可蚀性指标的相关性

由林地、草地和开垦为农地后近地表土壤物理性质与土壤可蚀性指标的相关性分析(图 10)可知,林地开垦为农地后,土壤黏粒与粉粒的关系由显著负相关变为显著正相关($r=0.95$),与砂粒之间仍为显著负相关($r=-0.98$)。林地中,土壤体积质量、几何平均直径与总孔隙度、毛管孔隙度、质量含水量、田间持水量、土壤结构稳定性指数和有机质之间呈显著负相关,而总孔隙度、毛管孔隙度、质量含水量、田间持水量、土壤结构稳定性指数和有机质之间呈显著正相关。林地开垦为农地后,总体上,土壤性质与土壤可

蚀性指标之间的相关性减弱,土壤质地、结构稳定性指数与土壤可蚀性 K 因子之间的相关性增强。

草地开垦为农地后,土壤黏粒与粉粒之间为显著正相关,与砂粒之间为显著负相关。草地中,黏粒、粉粒与体积质量、平均质量直径、几何平均直径和结构稳定性指数之间呈显著负相关,而总孔隙度、毛管孔隙度、质量含水量、田间持水量、有机质和土壤可蚀性 K 因子之间呈显著负相关。草地开垦为农地后,总体上,土壤性质与土壤可蚀性指标之间的相关性减弱,土壤结构稳定性指数、有机质与土壤可蚀性 K 因子之间的相关性增强。



注: Clay、Silt、Sand、BD、TP、CP、SWC、FC、MWD、GMD、SSI、SOM 和 K 分别表示黏粒、粉粒、砂粒、体积质量、总孔隙度、毛管孔隙度、质量含水量、田间持水量、平均质量直径、几何平均直径、结构稳定性指数、有机质和土壤可蚀性 K 值; *表示 $p \leq 0.05$; **表示 $p \leq 0.01$; ***表示 $p \leq 0.001$ 。

图 10 土壤性质与土壤可蚀性指标的相关性

Fig. 10 Correlations between soil properties and soil erodibility indicators

3 讨论

3.1 土地利用对土壤性质的影响

土地利用方式显著影响土地耕作方式并改变植物种类组成,从而长期影响土壤理化性质,进而影响土壤侵蚀过程^[26]。本研究发现,林地和草地开垦为农地后,表层 0~10 cm 土壤体积质量小于深层土壤

的体积质量,是因为长期机械耕作容易形成犁底层,造成深层土壤压实,且农地 0~20 cm 土层土壤体积质量显著高于林地和草地的土壤体积质量;0~20 cm 土层土壤总孔隙度和毛管孔隙度降低,是因为林地和草地开垦为农地后,机械耕作破坏表层土壤结构,降低土壤孔隙度^[27],而 20~40 cm 土层土壤孔隙度变大,是因为农地长期施用化肥导致深层土壤有机质的积累对深层土壤结构的改善作用^[28],与 LI 等^[29]对林地、草地和农地的研究结果一致。土壤体积质量、总孔隙度、毛管孔隙度和田间持水量之间存在显著相关性(图 11)。NOELLEMEYER 等^[30]研究指出,土壤结构对土壤水分入渗、储水量和田间持水量具有持续影响。因此,将林地开垦为农地后,导致 0~20 cm 土层田间持水量降低 58.4%,20~40 cm 土层田间持水量增加 23.0%,草地开垦为农地后,20~30 cm 土层田间持水量增加 5.5%。

林地和草地开垦为农地后,10~5 mm 大粒径团聚体分别增加 124.9%、16.9%,是因为农地表层枯落物的减少使得有机质输入降低,而有机质是团聚体的主要黏合剂^[31]。因此,林地开垦为农地后,显著降低 0~15 cm 土层的质量含水量,是因为地表枯落物输入减少,有机质含量降低,不利于 0~15 cm 土层土壤水分贮存,但增加 20~40 cm 土层的质量含水量,LI 等^[29]的研究结果与此相同。未开垦林地土壤质量含水量和土层深度呈反比,而开垦近 70 a 的农地土壤质量含水量在 0~40 cm 土层基本保持不变。李海强^[32]研究指出,东北黑土区农地开垦 41、50、65 a 后整个土壤剖面 0~100 cm 土壤含水量基本保持不变。天然草地开垦为农地后,提高土壤体积质量,减小土壤孔隙度^[7]、饱和含水率、有效含水量和大团聚体比例,导致土地生产力降低,并促进土壤侵蚀^[6]。因此,林地和草地开垦为农地后,土壤理化性质显著改变,且对不同开垦年限和土层深度的响应不同。

3.2 土地利用对土壤可蚀性指标的影响

土地利用方式和开垦年限显著改变土壤理化性质,反过来直接影响土壤侵蚀过程^[33]。土壤有机质含量是表征土壤可蚀性和结构稳定性有效性的关键指标,土壤有机质含量和土壤结构稳定性指数越高,土壤可蚀性越低^[26]。农地的机械耕作会破坏表层 0~20 cm 土壤团聚体,增加 0~40 cm 土层黏粒和粉粒含量,增加土壤体积质量,从而降低土壤结构稳定性^[34]。林地和草地开垦为农地后,土壤结构的破坏进一步降低 0~20 cm 土层土壤有机质含量,导致土壤可蚀性增强。李海强^[32]研究表明,土壤结构稳定性指数在基于不同开垦年限背景下,其变化趋势和开垦年限引起的有机质含量变化趋势一致,开垦 41、50 a 的农地和未开垦的农地,其土壤有机碳含量低于

开垦 65 a 的农地。黏粒、粉粒和有机质含量是决定土壤结构稳定性指数变化的主要因子,土层深度和长期耕作活动对土壤机械组成影响较小,但土层深度越深有机质含量越低,因此,土壤结构稳定性指数随着土层深度加深而显著降低^[25]。于君宝等^[35]研究发现,开垦年限越长,土壤有机质含量越少,林地开垦为农地的 50 a 内,土壤有机碳含量减少最快,开垦 50 a 后,减少趋势变慢,最终趋于平缓。因此,本研究中,由于长期耕作活动和植物根系分布差异引起机械组成和土壤有机质含量的变化,林地开垦为农地后,使 0~20 cm 表层土壤可蚀性平均增加 $0.0009(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$, 20~40 cm 土层土壤可蚀性平均降低 $0.0003(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$ 。草地开垦为农地后,0~20 cm 表层,土壤可蚀性平均增加 $0.0001(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$, 20~40 cm 土层,土壤可蚀性平均增加 $0.0015(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$ 。

4 结论

1) 林地开垦为农地后,0~10 cm 土层土壤水分体积分数降低 44.2%, 15~40 cm 土层土壤水分体积分数增加 34.4%; 0~20 cm 土层土壤孔隙度变小,田间持水量降低 58.4%, 20~40 cm 土层土壤孔隙度变大,田间持水量增加 23.0%。草地开垦为农地后,0~40 cm 土层土壤含水量呈下降趋势,共减少 38.4%, 20~30 cm 土层土壤总孔隙度增加 8.1%,田间持水量增加 5.5%。

2) 林地开垦为农地后,0~40 cm 土层平均质量直径和几何平均直径平均分别增大 0.76、0.48 mm; 0~20 cm 土层土壤结构稳定性指数平均降低 6.2%,土壤结构退化风险高,20~40 cm 土层土壤结构稳定性指数平均增加 1.2%。草地开垦为农地后,15~30 cm 土层的平均质量直径和几何平均直径平均分别增加 0.28、0.23 mm,0~40 cm 土层土壤结构退化风险提高。

3) 林地开垦为农地后,0~20 cm 土层土壤有机质质量分数平均降低 3.21 g/kg,土壤可蚀性平均增加 $0.0009(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$; 20~40 cm 土层土壤有机质质量分数平均增加 0.94 g/kg,土壤可蚀性平均降低 $0.0003(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$ 。草地开垦为农地后,0~40 cm 土层土壤有机质质量分数平均降低 1.28 g/kg,导致土壤可蚀性平均增加 $0.0008(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$ 。林地和草地开垦为农地后,黏粒主要集聚在 0~20 cm 土层,粉粒主要集聚在 20~40 cm 土层,而砂粒含量整体降低。

4) 总体上,林地和草地开垦为农地后,土壤性质与土壤可蚀性指标之间的相关性减弱。相比未开垦林地,农地土壤质地、结构稳定性指数与土壤可蚀性 K 因子之间的相关性增强。相比未开垦草地,农地土壤结构稳定性指数、有机质与土壤可蚀性 K 因子之间的相关性增强。

参考文献:

- [1] CHEN L, ZHANG K L, LI Y T. Spatial variability of soil physicochemical properties under different land uses impacted by erosion on karst hillslopes in Southwest China [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2024, 49(7): 2245-2259.
- [2] 郭明明,王文龙,康宏亮,等.黄土高原沟壑区植被自然恢复年限对坡面土壤抗冲性的影响[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(22): 138-146.
GUO M M, WANG W L, KANG H L, et al. Effect of natural vegetation restoration age on slope soil anti-scourability in gully region of Loess Plateau [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(22): 138-146.
- [3] 赵雯,黄来明.高寒山区不同土地利用类型土壤养分化学计量特征及影响因素[J]. *生态学报*, 2022, 42(11): 4415-4427.
ZHAO W, HUANG L M. Stoichiometric characteristics and influencing factors of soil nutrients under different land use types in an alpine mountain region [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(11): 4415-4427.
- [4] JIANG W, SHU Z G, LV Y H, et al. Quantifying impacts of climate and land use changes on ecosystem services from statistic perspective [J]. *Ecological Indicators*, 2025, 172: e113285.
- [5] 贾鹏丽,冯海艳,李森.东北黑土区不同土地利用方式下农田土壤微生物多样性[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(20): 171-178.
JIA P L, FENG H Y, LI M. Soil microbial diversity of black soil under different land use patterns in northeast China [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, 36(20): 171-178.
- [6] HAGHIGHI F, GORJI M, SHORAFI M. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter [J]. *Land Degradation and Development*, 2010, 21(5): 496-502.
- [7] LI T C, SHAO M A, JIA Y H. Application of X-ray tomography to quantify macropore characteristics of loess soil under two perennial plants [J]. *European Journal of Soil Science*, 2016, 67(3): 266-275.
- [8] MURTY D, KIRSCHBAUM M U F, MCMURTRIE R E, et al. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature [J]. *Global Change Biology*, 2002, 8(2): 105-123.
- [9] WILLS S A, WILLIAMS C O, DUNIWAY M C, et al. Human land-use and soil change [M] // *The Soils of the USA*. Cham.: Springer International Publishing, 2017: 351-371.
- [10] HAMZA M A, ANDERSON W K. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions [J]. *Soil and Tillage Research*, 2005, 82(2): 121-145.
- [11] HORN R, MORDHORST A, FLEIGE H, et al. Soil type and land use effects on tensorial properties of saturated hydraulic conductivity in northern Germany [J]. *European Journal of Soil Science*, 2020, 71(2): 179-189.
- [12] 郭孟洁,李建业,李健宇,等.实施 16 年保护性耕作下黑土土壤结构功能变化特征[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(22): 108-118.
GUO M J, LI J Y, LI J Y, et al. Changes of soil struc-

- ture and function after 16-year conservation tillage in black soil[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(22): 108-118.
- [13] 汪景宽, 王铁宇, 张旭东, 等. 黑土土壤质量演变初探 I: 不同开垦年限黑土主要质量指标演变规律[J]. 沈阳农业大学学报, 2002, 33(1): 43-47.
WANG J K, WANG T Y, ZHANG X D, et al. An approach to the changes of black soil quality (I): Changes of the indices of black soil with the year(s) of reclamation[J]. Journal of Shenyang Agricultural University, 2002, 33(1): 43-47.
- [14] 李平, 郎漫. 开垦年限对黑土氮初级转化速率和净转化速率的影响[J]. 土壤学报, 2020, 57(1): 165-173.
LI P, LANG M. Effect of cultivation on gross and net N transformation rates in black soil relative to duration[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(1): 165-173.
- [15] 张光辉, 杨扬, 刘瑛娜, 等. 东北黑土区土壤侵蚀研究进展与展望[J]. 水土保持学报, 2022, 36(2): 1-12.
ZHANG G H, YANG Y, LIU Y N, et al. Advances and prospects of soil erosion research in the black soil region of northeast China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2022, 36(2): 1-12.
- [16] LIU H H, ZHANG T Y, LIU B Y, et al. Effects of gully erosion and gully filling on soil depth and crop production in the black soil region, northeast China[J]. Environmental Earth Sciences, 2013, 68(6): 1723-1732.
- [17] 范昊明, 蔡强国, 陈光, 等. 世界三大黑土区水土流失与防治比较分析[J]. 自然资源学报, 2005, 20(3): 387-393.
FAN H M, CAI Q G, CHEN G, et al. Comparative study of the soil erosion and control in the three major black soil regions in the world [J]. Journal of Natural Resources, 2005, 20(3): 387-393.
- [18] 宇万太, 沈善敏, 张璐, 等. 黑土开垦后水稳性团聚体与土壤养分的关系[J]. 应用生态学报, 2004, 15(12): 2287-2291.
YU W T, SHEN S M, ZHANG L, et al. Relationships between water-stable aggregates and nutrient status in black soil after reclamation [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(12): 2287-2291.
- [19] 刘可意, 杨佳, 姜淑娜, 等. 基于最小数据集的典型黑土区不同林龄小黑杨土壤质量差异[J]. 生态学报, 2024, 44(9): 3623-3635.
LIU K Y, YANG J, JIANG S N, et al. Evaluation of differences in soil quality of *Populus simonii* of different stand ages in typical black soil areas based on a minimum data set [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(9): 3623-3635.
- [20] WANG G P, KE Q H, ZHANG K L, et al. Responses of freeze-thaw process and hydrothermal variations within soil profiles to the cultivation of forest and grassland in northeast China[J]. Soil and Tillage Research, 2023, 228: e105653.
- [21] MA Q H, ZHANG K L, JABRO J D, et al. Freeze-thaw cycles effects on soil physical properties under different degraded conditions in northeast China [J]. Environmental Earth Sciences, 2019, 78(10): e321.
- [22] LI G Y, FAN H M. Effect of freeze-thaw on water stability of aggregates in a black soil of northeast China [J]. Pedosphere, 2014, 24(2): 285-290.
- [23] WILLIAMS J R, ARNOLD J G. A system of erosion: Sediment yield models [J]. Soil Technology, 1997, 11(1): 43-55.
- [24] ZHANG K L, SHU A P, XU X L, et al. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China [J]. Journal of Arid Environments, 2008, 72(6): 1002-1011.
- [25] PIERE C J M G. Fertility of soils. A future for farming in the west African savannah [M]. Berlin: Springer, 1992: 348.
- [26] CHEN L, LI Y T, ZHANG Z D. Impact of land use type and slope position on the erodibility of karst hillslopes in southwest China [J]. Catena, 2023, 233: e107498.
- [27] WANG X, QI J Y, ZHANG X Z, et al. Effects of tillage and residue management on soil aggregates and associated carbon storage in a double paddy cropping system [J]. Soil and Tillage Research, 2019, 194: e104339.
- [28] TEJADA M, GONZALEZ J L. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality [J]. Geoderma, 2008, 145(3/4): 325-334.
- [29] LI H Q, YAO Y F, ZHANG X J, et al. Changes in soil physical and hydraulic properties following the conversion of forest to cropland in the black soil region of northeast China [J]. Catena, 2021, 198: e104986.
- [30] NOELLEMEYER E, FRANK F, ALVAREZ C, et al. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina [J]. Soil and Tillage Research, 2008, 99(2): 179-190.
- [31] POST W M, KWON K C. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential [J]. Global Change Biology, 2000, 6(3): 317-327.
- [32] 李海强. 东北黑土区侵蚀小流域土壤质量空间分异特征及影响因素研究[D]. 陕西 杨凌: 西北农林科技大学, 2021.
LI H Q. Study on spatial variation of soil quality and its influencing factors in small eroded watershed in mollisols region of northeast China [D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2021.
- [33] ZHAO B H, LI Z B, LI P, et al. Spatial distribution of soil organic carbon and its influencing factors under the condition of ecological construction in a hilly-gully watershed of the Loess Plateau, China [J]. Geoderma, 2017, 296: 10-17.
- [34] LI H Q, LIAO X L, ZHU H S, et al. Soil physical and hydraulic properties under different land uses in the black soil region of northeast China [J]. Canadian Journal of Soil Science, 2019, 99(4): 406-419.
- [35] 于君宝, 刘景双, 王金达, 等. 不同开垦年限黑土有机碳变化规律[J]. 水土保持学报, 2004, 18(1): 27-30.
YU J B, LIU J S, WANG J D, et al. Organic carbon variation law of black soil during different tillage period [J]. Journal of Soil Water Conservation, 2004, 18(1): 27-30.