

不同利用方式对高寒草地土壤团聚体稳定性及其有机碳含量分布的影响

李可依¹, 愚广灵¹, 陈末², 买迪努尔·阿不来孜¹, 胡洋¹, 贾宏涛^{1,3}

(1.新疆农业大学 资源与环境学院, 新疆 乌鲁木齐 830052; 2.新疆农业大学 草业学院, 新疆 乌鲁木齐 830052; 3.新疆土壤与植物生态过程重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830052)

摘要: [目的] 分析不同利用方式下新疆巴音布鲁克高寒草地土壤团聚体稳定性及其有机碳分布差异, 为评价该区域土壤团聚体有机碳等生态功能提供理论基础。[方法] 选取巴音布鲁克高寒草地开垦、弃耕还牧、放牧 3 种处理, 以 10 cm 为一个梯度, 采集 0—40 cm 土层土壤, 采用干筛和湿筛两种方法筛分土壤团聚体, 测算土壤团聚体的平均重量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)、土壤团聚体破坏率(PDA)和土壤有机碳(SOC)含量, 明确不同利用方式下高寒草地土壤团聚体稳定性及团聚体有机碳含量的差异。[结果] ①3 种利用方式下, 高寒草地土壤团聚体均以大团聚体(≥ 0.25 mm 粒径)为主。亚表层(10—20 cm)土壤, 弃耕还牧处理的 PDA 显著低于放牧处理($p < 0.05$), 与开垦处理无显著差异($p > 0.05$); 而除亚表层(10—20 cm)外, 弃耕还牧处理其余土层土壤 PDA 显著高于开垦处理和放牧处理($p < 0.05$)。表层(0—10 cm)土壤, 开垦处理与放牧处理 PDA 无显著差异($p > 0.05$); 而除表层(0—10 cm)外, 开垦处理其余土层土壤 PDA 显著高于放牧处理。②弃耕还牧处理的 SOC 含量、土壤团聚体有机碳含量及贡献率均显著低于其他处理($p < 0.05$)。在表层(0—10 cm)土壤中, 放牧处理 ≥ 5 mm 粒径土壤团聚体有机碳含量及其贡献率显著高于开垦处理(27.89 g/kg, 6.34%)和弃耕还牧处理(36.96 g/kg, 14.3%)。而亚表层(10—20 cm)、下层(20—30 cm)、深层(30—40 cm), 弃耕还牧处理 ≥ 5 mm 粒径的土壤团聚体有机碳含量及其贡献率显著低于开垦处理和放牧处理($p < 0.05$)。③土壤团聚体质量百分比及其稳定性与 SOC 含量呈显著相关($p < 0.05$); ≥ 2 mm 土壤团聚体质量百分比、土壤团聚体 MWD 和 GMD 与 SOC 含量呈显著正相关($p < 0.05$), 其中 ≥ 5 mm 呈极显著正相关($p < 0.01$); < 2 mm 土壤团聚体质量百分比、土壤团聚体稳定性与 SOC 含量呈显著负相关($p < 0.05$), 其中 < 1 mm 呈极显著负相关($p < 0.01$)。[结论] 草地开垦活动会降低土壤团聚体稳定性及其 SOC 含量, 其中弃耕还牧处理土壤团聚体稳定性最差, SOC 含量最低。建议草地弃耕后应进行适度恢复(施肥、播种等), 再进行放牧利用。

关键词: 土地利用方式; 新疆; 巴音布鲁克高寒草地; 土壤团聚体; 土壤有机碳

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)01-0332-09

中图分类号: S152.4

文献参数: 李可依, 愚广灵, 陈末, 等. 不同利用方式对高寒草地土壤团聚体稳定性及其有机碳含量分布的影响[J]. 水土保持通报, 2023, 43(1): 332-340. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.20230221.001; Li Keyi, Yu Guangling, Chen Mo, et al. Effects of different land utilization methods on soil aggregate stability and organic carbon content in alpine grassland [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(1): 332-340.

Effects of Different Land Utilization Methods on Soil Aggregate Stability and Organic Carbon Content in Alpine Grassland

Li Keyi¹, Yu Guangling¹, Chen Mo², Maidinuer·Abulaizi¹, Hu Yang¹, Jia Hongtao^{1,3}

(1.College of Resources and Environment, Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang 830052, China; 2.College of Grassland Science, Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang 830052, China; 3.Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Processes, Urumqi, Xinjiang 830052, China)

Abstract: [Objective] The soil aggregate stability and differences in organic carbon distribution for Bayanbulak alpine grassland, Xinjiang Wei Autonomous Region under different land utilization methods were analyzed in

收稿日期: 2022-05-10

修回日期: 2022-07-24

资助项目: 国家自然科学基金项目“巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地土壤有机碳库及其稳定性研究”(31560171)

第一作者: 李可依(1998—), 女(汉族), 吉林省长春市人, 硕士研究生, 研究方向为草地土壤碳循环。Email: 2803232046@qq.com。

通信作者: 贾宏涛(1975—), 男(汉族), 陕西省西安市人, 博士, 教授, 从事土壤环境质量和安全相关研究。Email: hongtaojia@126.com。

order to provide a theoretical basis for the evaluation of soil aggregate organic carbon and other ecological functions in this region. [Methods] Three land utilization methods for an alpine grassland in Bayinbuluk were evaluated: reclamation, abandoning farming to grazing, and grazing. Soil aggregates were screened by dry screening and wet screening, mean weight diameter (MWD), geometric mean diameter (GMD), percentage of aggregate destruction (PDA), and soil organic carbon (SOC) contents of soil aggregates were measured and calculated to quantify differences in soil aggregate stability and organic carbon in an alpine grassland under different land utilization methods. [Results] ① Under the three land utilization methods, soil aggregates in an alpine grassland were primarily large aggregates (≥ 0.25 mm). In the subsurface (10—20 cm) soil, the PDA for the treatment of abandoning farming to grazing was significantly lower than that of the grazing treatment ($p < 0.05$), and was not significantly different from the PDA for the reclamation treatment ($p > 0.05$). In addition, the soil PDA values of the remaining soil layers in the treatment of abandoning farming to grazing were significantly greater than those observed for the reclamation treatment and the grazing treatment ($p < 0.05$). In the surface layer (0—10 cm), there was no significant difference in PDA between the reclamation treatment and the grazing treatment ($p > 0.05$). The PDA values of the other soil layers in the reclamation treatment were significantly greater than in the grazing treatment. ② The SOC content, soil aggregate organic carbon content, and the contribution rate of soil aggregates in the treatment of abandoning farming to grazing were significantly less than those in the other treatments ($p < 0.05$). In the 0—10 cm soil layer, organic carbon content and its contribution rate of aggregates with particle size greater than 5 mm in the grazing treatment were greater than those in the reclamation treatment (27.89 g/kg, 6.34%) and the treatment of abandoning farming to grazing (36.96 g/kg, 14.3%). In the subsurface layer (10—20 cm), lower layer (20—30 cm), and deep layer (30—40 cm), the organic carbon content and contribution rate of soil aggregates with a particle size of ≥ 5 mm in the treatment of abandoning farming to grazing were significantly less than those in the reclamation treatment and the grazing treatment ($p < 0.05$). ③ The mass percentage of soil aggregates and their stability were significantly correlated with SOC content ($p < 0.05$). The mass percentage of soil aggregates ≥ 2 mm, MWD and GMD of soil aggregates were significantly positively correlated with SOC content ($p < 0.05$), of which soil aggregates ≥ 5 mm showed a very significant positive correlation ($p < 0.01$) with SOC content. The mass percentage of soil aggregates less than 2 mm and the stability of soil aggregates were significantly negatively correlated with SOC content ($p < 0.05$), of which soil aggregates < 1 mm were extremely significantly negatively correlated with SOC content ($p < 0.01$). [Conclusion] Grassland reclamation activities reduced the stability of soil aggregates and their SOC contents. Soil aggregate stability and SOC content were the lowest in the treatment of abandoning farming to grazing. It is recommended that grassland should be moderately restored (fertilized, sown, etc.) after abandonment for grazing and utilization.

Keywords: land use pattern; Xinjiang Wei Autonomous Region; Bayanbluak alpine grassland; soil aggregate; soil organic carbon

草地生态系统是陆地生态系统的重要组成部分,在全球陆地生态系统碳循环和气候调节中发挥着重要作用^[1]。世界草地面积为 2.40×10^9 hm^2 , 约占全球陆地面积的五分之一,受人类活动影响严重^[2]。草地碳主要储存在土壤中,且碳是以有机质形式储存于土壤中的,是陆地植被碳库的 2~3 倍,是全球大气碳库的 2 倍多^[3]。因此,土壤碳循环是草地生态系统碳循环的重要过程^[4]。同时,土壤有机碳作为土壤碳循环的核心物质,其作为一种带电胶体除吸附离子外,主要还能吸附周围矿物颗粒形成团聚体,促进土壤团聚体的形成,增强土壤团聚体的稳定性^[5]。土壤团聚

体和土壤有机碳二者具有相互促进并制约的关系,土壤团聚体作为有机碳固定的重要场所,可以直接间接地影响土壤的固碳能力,并通过其孔隙内外的氧气和水分来降低有机碳的矿化分解^[6-7]。

草地开垦等利用方式会通过影响土壤结构和有机胶结物质,使土壤有机碳在土壤团聚体中重新组合,改变土壤团聚体稳定性及其有机碳含量^[8-9]。研究发现,高寒草地的开垦可导致土壤结构变差与养分含量降低,在耕作利用 3~5 a 后生产力大幅降低,甚至出现绝收的现象,并且会造成水土流失,土壤有机碳含量下降^[10-11]。这表明,不同草地利用方式(开垦、

放牧)会影响土壤团聚体的形成与稳定,对土壤有机碳的储存起着关键作用。目前中国的草地研究区域主要集中在内蒙古草地以及西藏地区草地,西北干旱区巴音布鲁克高寒草地,其自然环境敏感脆弱,相比其他类型草地,利用方式的转变会对草地生态系统有较大的影响。同时,土壤团聚体稳定性测定方法多为水稳性的测定,且草地利用方式多为放牧、开垦、撂荒等,有关草地弃耕还牧(弃耕后放牧)这一利用方式研究较为薄弱^[12-13]。因此,本文选取新疆巴音布鲁克高寒草地 3 种利用方式(开垦、弃耕还牧和放牧),采用干、湿筛两种方法,依据平均重量直径(MWD),几何平均直径(GMD)和土壤团聚体破坏率(PDA)等指标,分析不同利用方式下的巴音布鲁克高寒草地土壤团聚体稳定性及其有机碳含量分布差异,以期为评价该区域土壤团聚体有机碳等生态功能提供理论基础。

1 材料及方法

1.1 研究区概况

巴音布鲁克草原是中国第二大草原,位于新疆维吾尔自治区天山中部的尤尔都斯盆地,面积约 $2.30 \times 10^4 \text{ km}^2$,海拔 2 400~3 500 m。该区年平均气温 $-4.8 \text{ }^\circ\text{C}$,年平均降水量 276.2 mm,冬长夏短,属典型的高寒气候。同时是开都河的源头,在维持开都河流域生态环境和南疆水资源保护中起到重要作用^[14]。

1.2 试验设计

研究区 ($42^\circ 48.66' - 42^\circ 49.08' \text{ N}$, $87^\circ 29.10' - 84^\circ 30.54' \text{ E}$) 位于巴音布鲁克国家级自然保护区内,设置自然放牧、开垦、弃耕还牧 3 种处理;其中开垦处理,自 1990 年开垦持续至今,种植野燕麦 (*Avena fatua*),无人工灌水和施肥,牧草产量约为 $4\ 500 \sim 5\ 250 \text{ kg/hm}^2$,面积约为 70 hm^2 ;弃耕还牧处理,自 1990 年开始种植野燕麦,2010 年弃耕转为放牧利用。地表植被以披碱草 (*Elymus dahuricus*) 为主,面积约为 30 hm^2 ;自然放牧草地处理,自 1971 年起持续自然放牧利用至今,该草地每年 6—10 月期间进行放牧,植被以羊茅 (*Festuca ovina*)、针茅 (*Stipa capillata*) 为主。

1.3 样本采集

试验样品采集于 2021 年 6 月,在开垦、弃耕还牧和自然放牧 3 种利用方式下的高寒草地,并在每种利用方式处理,根据“S”型布设 15 个样点,考虑到草地开垦耕层为 0—40 cm,且由于草地放牧,表层(0—10 cm)影响较大,因此每个样点分别采集表层(0—10 cm)、亚表层(10—20 cm)、下层(20—30 cm)和深层(30—40 cm)土层的原状土壤样品,共采集原状土样 180 个,带回实验室。

1.4 试验方法

土壤机械稳定性团聚体采用干筛法,土壤水稳性团聚体采用沙维诺夫湿筛法^[15-16]。将采集回来自然风干的样品在室内沿着自然结构方向轻轻掰成直径约为 8 mm 的小土块后,称取 100 g 样品放置于套筛,孔径依次为 5 mm, 2 mm, 1 mm 和 0.25 mm。对土壤团聚体进行的筛分。土壤有机碳采用重铬酸钾—浓硫酸外加热法测定^[17]。

土壤团聚体的平均质量直径(MWD)和几何均重直径(GMD)的计算详见有关参考资料^[18]。土壤团聚体破坏率(PDA)的计算^[19]见公式(1)。土壤团聚体有机碳贡献率^[20]的计算见公式(2)。

$$\text{PAD} = (\text{DR}_{0.25} - \text{WR}_{0.25}) / \text{DR}_{0.25} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{CR}_{\text{SOC}_i} = (T_{\text{SOC}_i} \times R_i) / Q_{\text{SOC}} \times 100\% \quad (2)$$

式中:PDA 为土壤团聚体破坏率(%); $\text{DR}_{0.25}$ 为 $> 0.25 \text{ mm}$ 土壤机械稳定性团聚体含量(%); $\text{WR}_{0.25}$ 为 $> 0.25 \text{ mm}$ 土壤水稳定性团聚体含量(%); CR_{SOC_i} 为土壤团聚体有机碳贡献率(%); T_{SOC_i} 为第 i 粒级团聚体有机碳含量(g/kg); R_i 为第 i 粒级团聚体占团聚体总量的比率(%); Q_{SOC} 为各层土壤有机碳含量(g/kg)。

1.5 数据分析

采用 Excel 2019 软件和 IBM SPSS Statistics 26 软件对数据进行整理和单因素方差分析(one-way ANOVA)。利用 IBM SPSS Statistics 26 软件对土壤团聚体含量、MWD, GMD 值与土壤有机碳之间的相关性进行分析。利用 Origin 8.0 软件和 R 语言软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 不同利用方式下土壤团聚体粒径分布的差异

利用方式改变了高寒草地土壤机械稳定性和团聚体的粒径分布特征(表 1)。3 个处理土壤团聚体均表现为 $\geq 0.25 \text{ mm}$ 大团聚体含量远高于 $< 0.25 \text{ mm}$ 的微团聚体的质量百分比。其中 $\geq 5 \text{ mm}$ 的团聚体质量百分比占总团聚体的 60% 以上。表层(0—10 cm)土壤,开垦处理 $\geq 0.25 \text{ mm}$ 的大团聚体质量百分比显著高于弃耕还牧 1.93% 和放牧处理 0.92% ($p < 0.05$); 放牧处理 $< 0.25 \text{ mm}$ 的微团聚体质量百分比显著高于开垦处理 1.23% 和弃耕还牧处理 0.37% ($p < 0.05$)。亚表层(10—20 cm)土壤,与放牧处理相比,开垦处理下 $\geq 0.25 \text{ mm}$ 的大团聚体质量百分比显著降低 1.15% ($p < 0.05$),弃耕还牧处理的大团聚体质量百分比无显著差异 ($p > 0.05$); 且放牧处理 $< 0.25 \text{ mm}$ 的微团聚体质量百分比显著高于开垦处理

2.14%和弃耕还牧处理 2.30% ($p < 0.05$)。下层(20—30 cm)土壤,与放牧处理相比,开垦处理和弃耕还牧处理 ≥ 0.25 mm 的大团聚体质量百分比分别显著降低

3.47%和 4.70% ($p < 0.05$);深层(30—40 cm)土壤,放牧处理 ≥ 0.25 mm 的大团聚体质量百分比分别显著高于开垦处理 2.71%和弃耕还牧处理 10.34% ($p < 0.05$)。

表 1 高寒草地土壤机械稳定性团聚体粒径分布特征

Table 1 Particle size distribution characteristics of mechanical stable aggregates in alpine grassland soil

土层/cm	利用方式	团聚体粒径分布/%				
		≥ 5 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.25~1 mm	< 0.25 mm
表层 (0—10)	开垦	88.88±0.32 ^{Aa}	1.25±0.06 ^{Bd}	0.75±0.07 ^{Cc}	3.32±0.11 ^{Cc}	4.60±0.12 ^{Cb}
	弃耕还牧	83.18±0.19 ^{Ca}	2.72±0.12 ^{Ad}	1.86±0.11 ^{Ae}	4.51±0.08 ^{Ac}	5.46±0.08 ^{Bb}
	放牧	85.13±0.31 ^{Ba}	2.63±0.15 ^{Ad}	1.42±0.07 ^{Be}	4.11±0.11 ^{Bc}	5.83±0.14 ^{Ab}
亚表层 (10—20)	开垦	85.32±0.52 ^{Aa}	1.61±0.08 ^{Bd}	0.69±0.02 ^{Cc}	5.67±0.09 ^{Bd}	4.01±0.11 ^{Bc}
	弃耕还牧	82.10±0.40 ^{Ba}	2.58±0.06 ^{Ad}	2.52±0.08 ^{Ae}	7.36±0.21 ^{Ad}	3.85±0.24 ^{Bc}
	放牧	86.35±0.33 ^{Aa}	2.41±0.08 ^{Ad}	1.31±0.09 ^{Be}	4.35±0.13 ^{Cd}	6.15±0.18 ^{Ac}
下层 (20—30)	开垦	80.61±0.18 ^{Ba}	2.15±0.12 ^{Bd}	1.64±0.05 ^{Be}	5.16±0.08 ^{Cc}	9.34±0.08 ^{Bb}
	弃耕还牧	74.27±0.20 ^{Ca}	3.61±0.18 ^{Ad}	2.25±0.09 ^{Ae}	8.19±0.08 ^{Ac}	10.10±0.12 ^{Ab}
	放牧	81.46±0.33 ^{Aa}	2.20±0.08 ^{Bd}	1.61±0.07 ^{Be}	6.12±0.09 ^{Bc}	7.75±0.26 ^{Cb}
深层 (30—40)	开垦	71.91±0.17 ^{Ba}	2.57±0.13 ^{Bd}	1.04±0.05 ^{Be}	9.02±0.18 ^{Bc}	13.72±0.16 ^{Ab}
	弃耕还牧	64.28±0.20 ^{Ca}	3.57±0.05 ^{Ad}	2.65±0.03 ^{Ae}	12.74±0.18 ^{Ac}	13.94±0.35 ^{Ab}
	放牧	74.62±0.27 ^{Aa}	1.88±0.09 ^{Cd}	0.50±0.05 ^{Cc}	6.67±0.16 ^{Cc}	12.60±0.24 ^{Bb}

注:表中数据为平均值±标准误;同行不同小写字母表示同一土层同一利用方式在不同粒径团聚体间的差异显著($p < 0.05$);同列不同大写字母表示同一土层同一粒径不同利用方式间的差异显著($p < 0.05$);下同。

不同利用方式对土壤水稳性团聚体的粒径分布存在影响(表 2),3 个处理 ≥ 5 mm 的团聚体质量百分比占总团聚体的 60%以上。表层(0—10 cm)土壤,放牧处理 ≥ 0.25 mm 的大团聚体质量百分比与开垦处理无显著差异($p > 0.05$),而弃耕还牧处理显著低于开垦处理 3.81% ($p < 0.05$);弃耕还牧处理 < 0.25 mm 的微团聚体质量百分比分别显著高于开垦处理 3.35% 和放牧处理 1.86% ($p < 0.05$)。亚表层(10—20 cm)土壤,放牧处理 ≥ 0.25 mm 大团聚体质量百分比分别显著高于开垦处理 3.31% 和弃耕还牧处理 2.41% ($p < 0.05$);开垦处理 < 0.25 mm 的微团聚体质量百分比

分别显著高于弃耕还牧处理 1.03%,放牧处理 2.16% ($p < 0.05$)。下层(20—30 cm)土壤,放牧处理 ≥ 0.25 mm 大团聚体质量百分比分别显著高于开垦处理的 7.19%,弃耕还牧 10.73% ($p < 0.05$);与放牧处理相比,开垦处理、弃耕还牧处理 < 0.25 mm 的微团聚体质量百分比分别显著升高(6.31%,10.62%) ($p < 0.05$)。深层(30—40 cm)土壤,放牧处理 ≥ 0.25 mm 的大团聚体质量百分比分别显著高于开垦处理 3.98% 和弃耕还牧处理 5.33% ($p < 0.05$);与放牧处理相比,开垦处理、弃耕还牧处理 < 0.25 mm 的微团聚体质量百分比分别显著升高(3.26%,4.33%) ($p < 0.05$)。

表 2 高寒草地土壤水稳性团聚体粒径分布特征

Table 2 Particle size distribution characteristics of soil water-stable aggregates in alpine grassland

土层/cm	利用方式	团聚体粒径分布/%				
		≥ 5 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.25~1 mm	< 0.25 mm
表层 (0—10)	开垦	76.52±0.50 ^{Aa}	1.76±0.11 ^{Cd}	0.87±0.09 ^{Cc}	4.02±0.17 ^{Cc}	15.05±0.36 ^{Cb}
	弃耕还牧	63.56±0.40 ^{Ca}	2.73±0.12 ^{Bd}	1.86±0.11 ^{Be}	11.21±0.19 ^{Ac}	18.40±0.45 ^{Ab}
	放牧	69.21±0.44 ^{Ba}	3.89±0.20 ^{Ad}	2.34±0.09 ^{Ae}	6.70±0.11 ^{Bc}	16.54±0.32 ^{Bb}
亚表层 (10—20)	开垦	75.36±0.51 ^{Ba}	1.61±0.08 ^{Bd}	0.69±0.02 ^{Cc}	5.67±0.09 ^{Bc}	14.44±0.22 ^{Ab}
	弃耕还牧	71.94±0.43 ^{Ca}	2.58±0.06 ^{Ad}	2.55±0.08 ^{Ad}	7.16±0.23 ^{Ac}	13.41±0.42 ^{Bb}
	放牧	76.79±0.39 ^{Aa}	2.70±0.13 ^{Ad}	2.11±0.05 ^{Be}	5.04±0.14 ^{Cc}	12.28±0.28 ^{Cb}
下层 (20—30)	开垦	64.13±0.51 ^{Ba}	2.15±0.12 ^{Bd}	1.64±0.05 ^{Be}	8.81±0.26 ^{Bc}	21.96±0.14 ^{Bb}
	弃耕还牧	52.74±0.67 ^{Ca}	3.87±0.16 ^{Ad}	2.28±0.10 ^{Ae}	14.37±0.33 ^{Ac}	25.65±0.21 ^{Ab}
	放牧	71.91±0.39 ^{Aa}	2.20±0.08 ^{Bd}	2.00±0.13 ^{Ad}	7.88±0.26 ^{Cc}	15.03±0.19 ^{Cb}
深层 (30—40)	开垦	46.95±0.70 ^{Ba}	1.47±0.11 ^{Ad}	1.89±0.08 ^{Bd}	15.97±0.30 ^{Bc}	31.84±0.23 ^{Ab}
	弃耕还牧	36.03±0.53 ^{Ca}	1.65±0.12 ^{Ad}	2.57±0.12 ^{Ad}	24.68±0.31 ^{Ac}	32.91±0.51 ^{Ab}
	放牧	54.00±0.64 ^{Aa}	1.24±0.07 ^{Bd}	1.04±0.05 ^{Cd}	13.99±0.32 ^{Cc}	28.58±0.46 ^{Bb}

表 1 和表 2 均表明,土壤团聚体的粒径分布以大团聚体(≥ 0.25 mm)为主。由于水蚀会加剧土壤大团聚体破碎,土壤水稳性大团聚体质量百分比显著低于土壤机械稳定性大团聚体($p < 0.05$)。

由图 1 可知,随着土壤层次的加深,开垦处理显著降低了土壤大团聚体质量百分比($p < 0.05$)。弃耕还牧处理和放牧处理随着土壤层次的加深,土壤大团

聚体质量百分比先增大后减小。开垦处理的表层(0—10 cm)比其余深度土层的土壤大团聚体含量显著升高,均显著降低($p < 0.05$)。此外,弃耕还牧处理和放牧处理在亚表层(10—20 cm)中的土壤大团聚体含量显著高于其他深度土层。无论是机械性团聚体还是水稳性团聚体,3 个处理的深层(30—40 cm)大团聚体含量显著低于下层(20—30 cm)土壤。

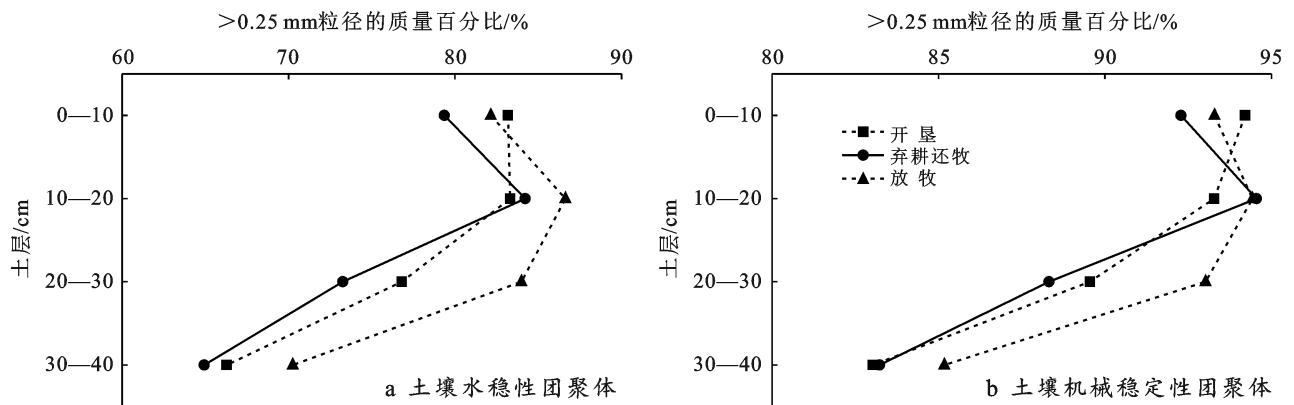


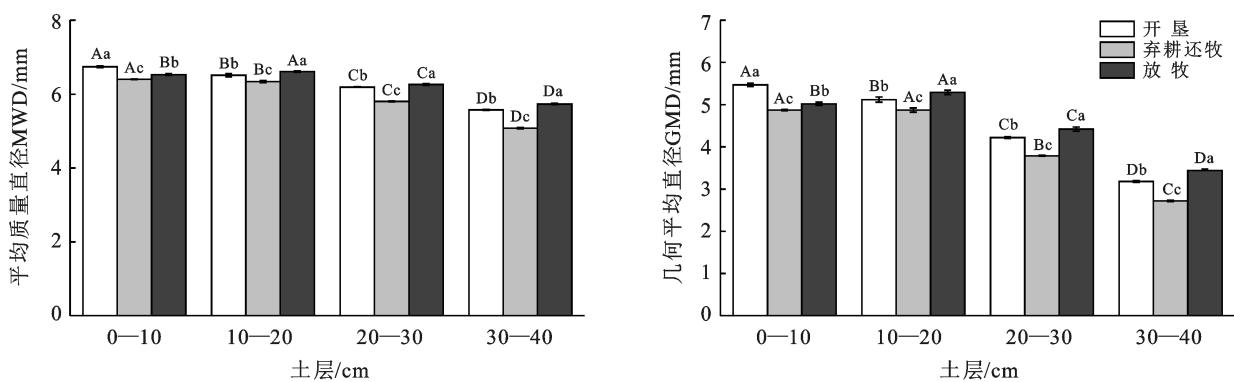
图 1 高寒草地不同处理下土壤团聚体 > 0.25 mm 粒径质量百分比的垂直分布特征

Fig.1 Vertical distribution characteristics of mass percentage of soil aggregates > 0.25 mm under different treatments in alpine grassland

2.2 不同利用方式下土壤团聚体稳定性的差异

由图 2 与图 3 可知,与放牧处理相比开垦处理的表层(0—10 cm)土壤团聚体 MWD 和 GMD 显著升高;而亚表层(10—20 cm)土壤团聚体 MWD 和 GMD 则显著降低($p < 0.05$)。同时,表层(0—10 cm)和亚表层(10—20 cm)弃耕还牧处理的土壤团聚体 MWD

和 GMD 均显著低于开垦处理和放牧处理。同一深度土层土壤团聚体的 MWD 和 GMD 在开垦、弃耕还牧和放牧处理中呈现先降低后升高的趋势。其中,深层(30—40 cm)土壤团聚体的 MWD 和 GMD 最低,变化幅度大,可见随着土层的加深,3 个处理间的差异越显著。



注:大写字母表示不同土层土壤团聚体机械稳定性 MWD 和 GMD 的差异显著性($p < 0.05$);小写字母表示不同利用方式土壤团聚体机械稳定性 MWD 和 GMD 的差异显著性($p < 0.05$)。下同。

图 2 高寒草地 0—40 cm 土层土壤机械稳定性团聚体平均质量直径值(MWD)和几何平均直径值(GMD)的特征

Fig.2 Characteristics of mean weight diameter (MWD) and geometric mean diameter (GMD) values of soil mechanical stable aggregates in 0—40 cm alpine grassland

由图 4 可知,3 种利用方式下土壤团聚体破坏率具有显著差异($p < 0.05$)。表层(0—10 cm)土壤开垦

处理 PDA 与放牧处理无显著差异($p > 0.05$);与开垦处理和放牧处理相比,弃耕还牧处理土壤 PDA 显著

升高($p < 0.05$)。与放牧处理相比,开垦处理和弃耕还牧处理亚表层(10—20 cm)土壤 PDA 显著升高($p < 0.05$),而开垦处理与弃耕还牧处理的土壤 PDA

则无显著差异($p > 0.05$)。同时,开垦活动使得下层(20—30 cm)和深层(30—40 cm)比表层(0—10 cm)和亚表层(10—20 cm)土壤团聚体破坏率显著升高。

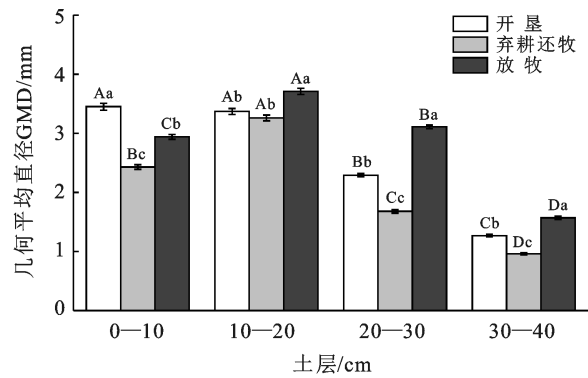
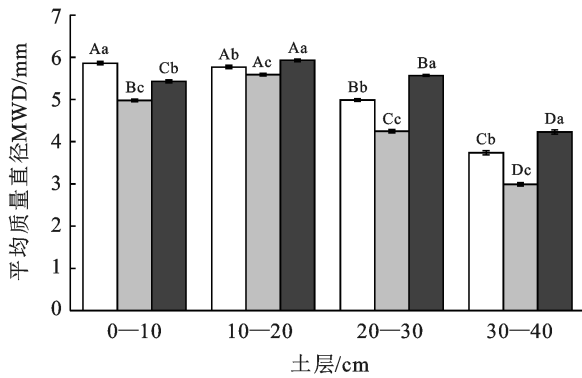
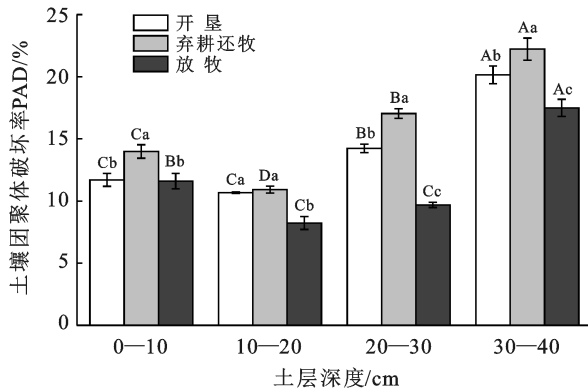


图 3 高寒草地 0—40 cm 土壤水稳性团聚体平均质量直径值(MWD)和几何平均直径值(GMD)的特征

Fig.3 Characteristics of mean weight diameter (MWD) and geometric mean diameter (GMD) values of soil water-stable aggregates in 0—40 cm alpine grassland



注:大写字母表示不同土层土壤团聚体破坏率(PDA)的差异显著性($p < 0.05$);小写字母表示不同利用方式土壤团聚体破坏率(PDA)的差异显著性($p < 0.05$)。

图 4 高寒草地不同处理下土壤团聚体破坏率(PDA)

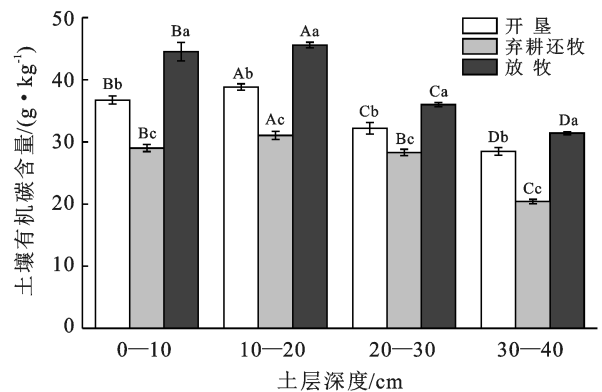
Fig.4 Percentage of aggregate destruction(PDA) under different treatments in alpine grassland

2.3 不同利用方式下全土有机碳及土壤团聚体有机碳的差异

由图 5 可知,SOC 随土层加深呈先上升后下降的趋势。与放牧处理相比,开垦处理和弃耕还牧处理的 0—40 cm 土壤有机碳(SOC)含量均显著降低($p < 0.05$);同时,与开垦处理相比弃耕还牧处理的土壤有机碳(SOC)含量均显著降低($p < 0.05$)。

由表 3 可知,表层(0—10 cm)土壤,与放牧处理相比,开垦处理、弃耕还牧处理 ≥ 5 mm 土壤团聚体有机碳含量分别显著降低 16.18, 21.45 g/kg; 2~5 mm 土壤团聚体有机碳含量分别显著降低 3.14, 9.19 g/kg; 1~2 mm 土壤团聚体有机碳含量分别显著降低 4.32, 12.55 g/kg($p < 0.05$)。而开垦处理的

0.25~1 mm 土壤团聚体有机碳含量显著高于弃耕还牧处理 9.89%、放牧处理 3.07%,弃耕还牧处理 < 0.25 mm 土壤团聚体有机碳含量显著高于开垦处理 9.27%、放牧处理 16.76% ($p < 0.05$)。亚表层(10—20 cm)土壤,弃耕还牧处理 $\geq 5, 2 \sim 5, 1 \sim 2, 0.25 \sim 1$ mm 分别显著低于放牧处理 21.40 g/kg, 6.56 g/kg, 2.08 g/kg, 4.11 g/kg ($p < 0.05$),弃耕还牧处理与放牧处理 < 0.25 mm 土壤团聚体有机碳含量无显著差异($p > 0.05$)。下层(20—30 cm)土壤,弃耕还牧处理 $\geq 5, 2 \sim 5, 1 \sim 2, 0.25 \sim 1, < 0.25$ mm 分别显著低于放牧处理 10.55, 0.48, 0.67, 1.82, 2.96 g/kg ($p < 0.05$)。深层(30—40 cm)土壤,弃耕还牧处理 $\geq 5, 2 \sim 5, 1 \sim 2, 0.25 \sim 1, < 0.25$ mm 分别显著低于放牧处理 13.1, 6.92, 14.05, 9.88, 4.41 g/kg ($p < 0.05$)。



注:大写字母表示不同土层土壤有机碳(SOC)的差异显著性($p < 0.05$);小写字母表示不同利用方式土壤有机碳(SOC)的差异显著性($p < 0.05$)。

图 5 高寒草地不同处理下土壤有机碳含量特征

Fig.5 Characteristics of soil organic carbon content under different treatments in alpine grassland

表 3 高寒草地土壤团聚体有机碳含量特征

Table 3 Characteristics of soil aggregate organic carbon content in alpine grassland

土层/cm	利用方式	不同粒径团聚体有机碳含量				
		≥ 5 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.25~1 mm	< 0.25 mm
表层 (0—10)	开垦	35.56±0.30 ^{Bc}	40.53±0.30 ^{Bb}	46.06±0.25 ^{Ba}	31.06±0.50 ^{Ad}	30.86±0.57 ^{Bd}
	弃耕还牧	30.29±0.34 ^{Cd}	34.48±0.98 ^{Cc}	37.83±0.59 ^{Cb}	21.17±0.31 ^{Ce}	40.13±0.23 ^{Aa}
	放牧	51.74±0.25 ^{Aa}	43.67±0.18 ^{Ac}	50.38±0.50 ^{Ab}	27.99±0.18 ^{Bd}	23.37±0.12 ^{Ce}
亚表层 (10—20)	开垦	38.60±0.19 ^{Bb}	34.84±0.56 ^{Bc}	48.17±0.23 ^{Aa}	34.87±0.26 ^{Cc}	34.53±0.20 ^{Bc}
	弃耕还牧	28.21±0.19 ^{Cc}	30.96±0.40 ^{Cd}	44.07±0.19 ^{Ca}	39.88±0.42 ^{Bb}	35.35±0.26 ^{Ac}
	放牧	49.45±0.16 ^{Aa}	37.52±0.19 ^{Ad}	46.15±0.33 ^{Bb}	43.99±0.42 ^{Ac}	35.67±0.34 ^{Ae}
下层 (20—30)	开垦	32.95±0.23 ^{Bb}	30.52±0.16 ^{Bc}	36.34±0.21 ^{Aa}	20.69±0.21 ^{Ce}	27.19±0.13 ^{Ad}
	弃耕还牧	28.73±0.29 ^{Cb}	32.67±0.35 ^{Aa}	33.00±0.44 ^{Ba}	27.69±0.19 ^{Bc}	23.81±0.15 ^{Bd}
	放牧	39.28±0.18 ^{Aa}	33.15±0.27 ^{Ab}	33.67±0.36 ^{Bb}	29.51±0.18 ^{Ac}	26.77±0.32 ^{Cd}
深层 (30—40)	开垦	28.37±0.25 ^{Bb}	29.18±0.18 ^{Ba}	23.32±0.17 ^{Bc}	26.99±0.25 ^{Ac}	25.28±0.13 ^{Ad}
	弃耕还牧	21.29±0.19 ^{Cb}	26.95±0.26 ^{Ca}	18.97±0.35 ^{Cd}	17.21±0.23 ^{Be}	19.76±0.13 ^{Cc}
	放牧	34.39±0.14 ^{Aa}	33.87±0.24 ^{Aa}	33.02±0.25 ^{Ab}	27.09±0.13 ^{Ac}	24.17±0.31 ^{Bd}

土壤团聚体有机碳贡献率反映了某一粒径土壤团聚体中有机碳的相对含量,是影响土壤团聚体稳定性的重要因素之一。由表 4 可知,表层(0—10 cm)土壤,放牧处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm,2~5 mm 大于 1~2 mm;亚表层(10—20 cm)、下层(20—30 cm)、深层(30—40 cm)土壤,放牧处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm 大于 2~5,1~2 mm。表层(0—10 cm)、亚表层(10—20 cm)土壤,开垦处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm 大于 2~5 mm 大于 1~2 mm;下层(20—

30 cm)、深层(30—40 cm)土壤开垦处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm 大于 2~5 mm,1~2 mm。表层(0—10 cm)、下层(20—30 cm)土壤,弃耕还牧处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm 大于 2~5 mm 大于 1~2 mm;亚表层(10—20 cm)土壤,弃耕还牧处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm 大于 1~2 mm 大于 2~5 mm;深层(30—40 cm)土壤弃耕还牧处理各粒径土壤团聚体有机碳贡献率由大到小表现为: ≥ 5 mm 大于 < 0.25 mm 大于 0.25~1 mm 大于 2~5,1~2 mm。

表 4 高寒草地土壤团聚体水稳性有机碳贡献率

Table 4 Contribution rate of water-stable organic carbon of soil aggregates in alpine grassland

土层/cm	利用方式	不同粒径团聚体有机碳贡献率/%				
		≥ 5 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.25~1 mm	< 0.25 mm
表层 (0—10)	开垦	74.07±0.71 ^{Ba}	1.94±0.13 ^{Cd}	1.09±0.12 ^{Bc}	3.38±0.13 ^{Cc}	12.63±0.38 ^{Bb}
	弃耕还牧	66.11±0.75 ^{Ca}	3.24±0.18 ^{Bd}	2.42±0.15 ^{Ae}	8.17±0.23 ^{Ac}	19.31±0.47 ^{Ab}
	放牧	80.41±0.60 ^{Aa}	3.81±0.19 ^{Ac}	2.65±0.10 ^{Ae}	4.21±0.06 ^{Bc}	8.85±0.19 ^{Cb}
亚表层 (10—20)	开垦	74.90±0.59 ^{Ba}	1.44±0.08 ^{Cd}	0.85±0.03 ^{Ce}	5.09±0.08 ^{Bc}	12.83±0.18 ^{Bb}
	弃耕还牧	65.33±0.54 ^{Ca}	2.57±0.07 ^{Ae}	3.62±0.11 ^{Ad}	9.19±0.30 ^{Ac}	15.26±0.47 ^{Ab}
	放牧	80.28±0.35 ^{Aa}	2.22±0.10 ^{Bd}	2.13±0.04 ^{Bd}	4.85±0.13 ^{Bc}	9.59±0.21 ^{Cb}
下层 (20—30)	开垦	65.66±0.78 ^{Ba}	2.04±0.11 ^{Bd}	1.85±0.07 ^{Bd}	5.66±0.15 ^{Cc}	18.55±0.12 ^{Bb}
	弃耕还牧	53.52±0.78 ^{Ca}	4.47±0.19 ^{Ad}	2.65±0.11 ^{Ae}	14.06±0.35 ^{Ac}	21.57±0.25 ^{Ab}
	放牧	78.44±0.57 ^{Aa}	2.02±0.07 ^{Bd}	1.87±0.13 ^{Bd}	6.45±0.21 ^{Bc}	11.17±0.19 ^{Cb}
深层 (30—40)	开垦	46.77±0.81 ^{Ba}	1.51±0.12 ^{Bd}	1.55±0.06 ^{Bd}	15.13±0.34 ^{Bc}	28.25±0.21 ^{Bb}
	弃耕还牧	37.55±0.62 ^{Ca}	2.18±0.17 ^{Ad}	2.38±0.11 ^{Ad}	20.81±0.42 ^{Ac}	31.83±0.51 ^{Ab}
	放牧	59.18±0.84 ^{Aa}	1.33±0.07 ^{Bd}	1.09±0.06 ^{Cd}	12.07±0.28 ^{Cc}	21.99±0.41 ^{Cb}

2.4 土壤水稳性团聚体粒径分布及稳定性与全土有机碳含量的相关性分析

由图 6 可知, ≥ 5 mm 粒径团聚体质量百分比与土壤 MWD, GMD 和 SOC 含量呈极显著正相关($p < 0.01$), 2~5 mm 粒径团聚体质量百分比与 MWD, GMD 和 SOC 含量呈显著正相关($p < 0.05$); 1~2 mm 粒径团聚体质量百分比与 MWD, GMD 和 SOC 含量呈显著负相关($p < 0.05$); 0.25~1 mm 粒径和 < 0.25 mm 团聚体质量百分比与 MWD, GMD 和 SOC 含量呈极显著负相关($p < 0.01$)。土壤 < 0.25 mm 粒径土壤团聚体质量百分比越多, 土壤团聚体稳定性越差, 土壤有机碳含量越少。

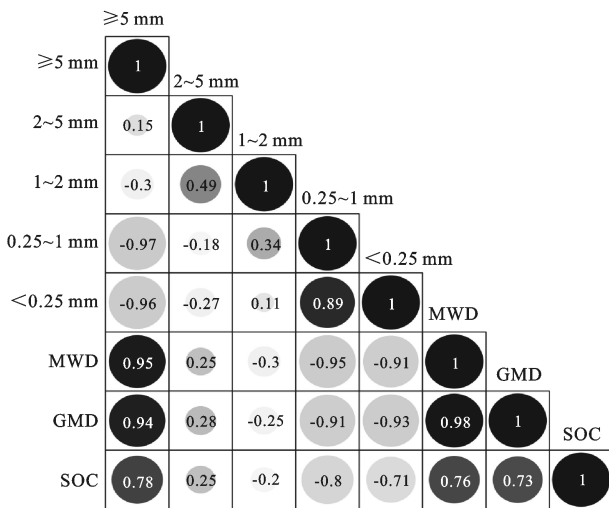


图 6 高寒草地土壤水稳性团聚体粒径分布及其稳定性与土壤有机碳含量的相关性

Fig.6 Correlation between particle size distribution and stability of soil water-stable aggregates and soil organic carbon content in alpine grassland

3 讨论

开垦对土壤团聚体的粒径分布与稳定性起着重要影响^[21]。一般认为, 大团聚体含量越高说明土壤团聚体越稳定, 且 MWD 和 GMD 等指标通常用来评价土壤团聚体的稳定性, 其值越大土壤的团聚体稳定性越强^[22]。水蚀会加剧土壤大团聚体破碎, 这是因为土壤团聚体受到水蚀的强度比翻耕的强度更大, 从而土壤水稳性更能真实地反映土壤团聚体粒径分布及其稳定性^[23]。当草地持续开垦后, 与放牧相比大团聚体质量百分比显著下降, 导致土壤大团聚体质量百分比下降的原因可能是开垦种植的植被种类单一, 随着机械翻耕大团聚体被打破, 土壤颗粒团聚受到抑制, 使得大团聚体向微团聚体转化^[24]。草地开垦减少了土壤大团聚体的质量百分比, 使得土壤团聚体稳

定性降低, 这与邵继承等相关研究结果一致^[25]。本研究发现, 与开垦处理相比, 弃耕还牧处理的土壤团聚体的粒径分布与稳定性显著降低, 由于人为耕作和动物啃食同时作用加剧土壤大团聚体的结构崩解破坏, 引起大团聚体比例减小, 微团聚体比例上升。

不同利用方式是引起 SOC 含量变化的主要因素之一^[26]。开垦处理 SOC 含量比放牧处理 SOC 含量低, 因为草地开垦使土壤受到扰动, 改善了土壤的温度、湿度和通气条件, 从而促进了土壤呼吸。开垦活动加速了 SOC 的分解, 减少了碳素向土壤的输入, 导致土壤中有有机碳的大量损失^[27]。研究发现利用方式的转换引起土壤有机碳的变化, 从而产生碳源或碳汇的作用, 认为土地转换前植被类型和土地转换后的时间对碳过程起决定性作用, 林地、草地是最容易受到干扰的^[28]。研究发现天然草地开垦为耕地时, 耕作和侵蚀使得 0—30 cm 土壤有机碳流失达到 20% 以上, 其因是植物收割减少地上碳素的返还, 从而降低了 SOC 含量^[29]。本研究中弃耕还牧处理 SOC 含量比开垦处理和放牧处理的 SOC 含量低, 可能是由于 SOC 自然恢复需要较长的时间, 且弃耕后的草地不再种植, 植被 C 对土壤 C 的返还减少。同时, 在开垦草地土壤未完全恢复的条件下加以放牧的影响, 使得弃耕还牧比开垦和放牧的草地 SOC 低^[30]。但是也有研究发现高寒草地建植的人工草地 SOC 含量显著低于弃耕草地, 是因为受到种植作物、是否施肥、是否灌溉及弃耕成荒地的年限等因素影响导致 SOC 出现差异^[31-32]。

土壤团聚体与 SOC 二者之间相辅相成。土壤团聚体对 SOC 起到物理保护的作用, SOC 将土壤微团聚体黏结在一起形成稳定的大团聚体^[33]。SOC 主要分布在土壤大团聚体中, 因为有研究表明小粒径水稳性团聚体(0.5~1, 0.25~0.5 mm)的形成由无机胶体的数量决定^[12]。土壤团聚体有机碳贡献率主要集中在 ≥ 5 mm 的粒径中, 这是因为土壤大团聚体比微团聚体质量百分比高, 即使微团聚体单位有机碳含量较高, 微团聚体有机碳总量所占比例依旧比大团聚体低^[34]。同时由于翻耕, 土壤大团聚体破碎 SOC 失去保护, 也为微生物提供了更为适宜的温度和湿度条件, 微生物活性提高, 加速了 SOC 的分解^[35-36]。

4 结论

(1) 高寒草地土壤团聚体均以 ≥ 0.25 mm 粒径为主。利用方式显著影响土壤团聚体的粒径分布和稳定性。开垦活动(开垦、弃耕还牧)显著降低土壤大团聚体质量百分比, 使得土壤团聚体稳定性变差, 其

中弃耕还牧处理的土壤大团聚体质量百分比最低,土壤团聚体稳定性最差。

(2) 高寒草地不同利用方式的土壤有机碳含量存在显著差异。与天然放牧相比,开垦活动显著降低了土壤有机碳含量,且弃耕还牧处理有机碳含量最低。

(3) 开垦活动降低土壤团聚体稳定性及土壤有机碳含量,弃耕还牧处理的土壤团聚体稳定性最差、土壤有机碳含量最低。建议草地弃耕后应进行适度恢复(施肥、播种等),再进行放牧利用。

[参 考 文 献]

- [1] Fang Jingyun, Guo Zhaodi, Piao Shilong, et al. Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981—2000 [J]. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2007, 50(9): 1341-1350.
- [2] 贾宏涛,蒋平安,程路明,等.巴音布鲁克亚高山草原生态系统有机碳贮量的估算[J].*新疆农业科学*, 2006, 43(6): 480-483.
- [3] 陈志杰,廖翠华,黄仕凤.土地利用变化对土壤团聚体有机碳的影响[J].*安徽农业科学*, 2010, 38(24): 13203-13204.
- [4] 季波,时龙,徐金鹏,等.宁夏典型天然草地土壤团聚体稳定性及其有机碳分布特征[J].*生态学报*, 2021, 41(19): 7669-7678.
- [5] 李景.长期耕作对土壤团聚体有机碳及微生物多样性的影响[D].北京:中国农业科学院, 2014.
- [6] Six J, Bossuyt H, Degryze S, et al. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics [J]. *Soil and Tillage Research*, 2004, 79(1): 7-31.
- [7] Mikha M M, Rice C W. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(3): 809-816.
- [8] 周文昌,索郎夺尔基,崔丽娟,等.围栏禁牧与放牧对若尔盖高原泥炭地 CO₂ 和 CH₄ 排放的影响[J].*生态环境学报*, 2015, 24(2): 183-189.
- [9] 陈高起,傅瓦利,沈艳,等.岩溶区不同土地利用方式对土壤有机碳及其组分的影响[J].*水土保持学报*, 2015, 29(3): 123-129.
- [10] 展争艳,李小刚,张德罡,等.利用方式对高寒牧区土壤有机碳含量及土壤结构性质的影响[J].*土壤学报*, 2005, 42(5): 777-782.
- [11] 李永强,赵萌莉,韩国栋,等.不同年限草原撂荒地土壤理化特性研究[J].*中国草地学报*, 2012, 34(3): 61-64.
- [12] 冷暖,邓羽松,林立文,等.南亚热带不同母质发育土壤团聚体特征及其稳定性[J].*水土保持学报*, 2021, 35(5): 80-86.
- [13] 庄正,张芸,张颖,等.不同发育阶段杉木人工林土壤团聚体分布特征及其稳定性研究[J].*水土保持学报*, 2017, 31(6): 183-188.
- [14] 苏建红,朱新萍,贾宏涛,等.围栏封育对巴音布鲁克草原土壤理化性质的影响[J].*地球环境学报*, 2016, 7(5): 501-508.
- [15] 祁迎春,王益权,刘军,等.不同土地利用方式土壤团聚体组成及几种团聚体稳定性指标的比较[J].*农业工程学报*, 2011, 27(1): 340-347.
- [16] 姜敏,刘毅,刘闯,等.丹江口库区不同土地利用方式土壤团聚体稳定性及分形特征[J].*水土保持学报*, 2016, 30(6): 265-270.
- [17] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社, 2000.
- [18] 姚贤良.土壤结构的肥力意义[J].*土壤学报*, 1965, 2(1): 111-120.
- [19] 陈琳,王健,宋鹏帅,等.黄土坡面结皮对土壤水稳性团聚体的稳定性和可蚀性的影响[J].*中国农学通报*, 2020, 36(18): 87-92.
- [20] 邓志豪,杨静,戴全厚,等.喀斯特区土地利用方式对石灰土团聚体稳定性及其有机碳的影响[J].*水土保持学报*, 2021, 35(5): 114-121.
- [21] 朱源山,王义东,郭长城,等.天津盐碱化沼泽湿地开垦对土壤团聚体有机与无机碳含量的影响[J].*生态学杂志*, 2020, 39(1): 206-216.
- [22] 罗晓虹,王子芳,陆畅,等.土地利用方式对土壤团聚体稳定性和有机碳含量的影响[J].*环境科学*, 2019, 40(8): 3816-3824.
- [23] 杨如萍,郭贤仕,吕军峰,等.不同耕作和种植模式对土壤团聚体分布及稳定性的影响[J].*水土保持学报*, 2010, 24(1): 252-256.
- [24] 韩东亮.利用方式高寒草原土壤有机碳过程及其对增温与增雨的响应[D].新疆乌鲁木齐:新疆农业大学, 2018.
- [25] Tai J C, Pan G X. Change in Agricultural Soil Organic Carbon Fractions with Land Uses in Soil from Different Origins in Jiangnan Plain [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(6): 153-157.
- [26] Tang Yiqun, Li Jun, Zhang Xiaohui, et al. Fractal characteristics and stability of soil aggregates in karst rocky desertification areas [J]. *Natural Hazards*, 2013, 65(1): 563-579.
- [27] 韩可欣,禹朴家,韩东亮,等.开垦年限对松嫩碱化草地土壤碳库的影响[J].*土壤通报*, 2017, 48(1): 127-133.
- [28] 王志强,李雪薇.新疆土地利用类型转变的碳强度变化规律分析[J].*中国农机化学报*, 2022, 43(5): 165-172.

(下转第 349 页)

- [18] 冯杰,王涛.中国土地利用碳排放演变与影响因素分析[J].软科学,2016,30(5):87-90.
- [19] 张勇,张乐勤,汪应宏,等.安徽省池州市土地利用碳排放演变及其影响因素[J].中国农业大学学报,2014,19(2):216-223.
- [20] 阿如早,牡丹,苏德苏日古格,等.内蒙古多伦县土地利用碳排放及其影响因素分析[J].干旱区资源与环境,2019,33(4):17-22.
- [21] 严慈,侯兰功.基于灰色理论的陕西省土地利用变化及其碳排放研究[J].西安理工大学学报,2021,37(1):25-31.
- [22] 范建双,虞晓芬,周琳.南京市土地利用结构碳排放效率增长及其空间相关性[J].地理研究,2018,37(11):2177-2192.
- [23] 赖力.中国土地利用的碳排放效应研究[D].江苏 南京:南京大学,2010.
- [24] 何勇,姜允迪,丹利,等.中国气候、陆地生态系统碳循环研究[M].北京:气象出版社,2006.
- [25] 石洪听,穆兴民,张应龙,等.四川省广元市不同土地利用类型的碳排放效应研究[J].水土保持通报,2012,32(3):101-106.
- [26] 杨静媛,张明,多玲花,等.江西省土地利用碳排放空间格局及碳平衡分区研究[J].环境科学研究,2022,35(10):2312-2321.
- [27] 李璐,董捷,徐磊,等.功能区土地利用碳收支空间分异及碳补偿分区:以武汉城市圈为例[J].自然资源学报,2019,34(5):1003-1015.
- [28] 汤峰,殷彦玲,张蓬涛,等.基于土地利用变化的高阳县生态系统服务价值和碳排放风险研究[J].水土保持研究,2019,26(4):265-271.
- [29] 张杰,陈海,刘迪,等.基于县域尺度土地利用碳排放的时空分异及影响因素研究[J].西北大学学报(自然科学版),2022,52(1):21-31.
- [30] 李玉玲,李世平,祁静静.陕西省土地利用碳排放影响因素及脱钩效应分析[J].水土保持研究,2018,25(1):382-390.
- [31] 秦岩,於冉,於忠祥,等.2000—2018年长三角中心区土地利用碳排放强度的时空特征[J].河南农业大学学报,2021,55(1):132-140.
- [32] Abdollahi A, Pradhan B, Shukla N, et al. Deep learning approaches applied to remote sensing datasets for road extraction: A state-of-the-art review [J]. Remote Sensing, 2020,12(1444):1-22.
- [33] Shen Xinzhe, Huang Lei, Zhu Jing, et al. Retraction Note: Relationship between land use carbon emission and economic growth based on GIS [J]. Arabian Journal of Geosciences, 2021,14(457):1-16.
- [34] Chi Mingmin, Plaza A, Benediktsson J A, et al. Big data for remote sensing: Challenges and opportunities [J]. Proceedings of the IEEE, 2016,104(11):2207-2219.
- [35] 鲍莹,张安明.重庆合川区土地利用碳排放的效应及驱动因素[J].浙江农业科学,2021,62(2):440-444.

(上接第 340 页)

- [29] Tang Xinyi, Liu Shuguang, Liu Juxiu, et al. Effects of vegetation restoration and slope positions on soil aggregation and soil carbon accumulation on heavily eroded tropical land of Southern China [J]. Journal of Soils and Sediments, 2010,10(3):505-513.
- [30] 芦琛,蒋小董,吴冠宇,等.黄土丘陵区不同退耕林地表土水溶性有机质含量及光谱特征差异[J].林业科学,2021,57(11):13-23.
- [31] 蒋腊梅,白桂芬,吕光辉,等.不同管理模式对干旱区草原土壤团聚体稳定性及其理化性质的影响[J].干旱地区农业研究,2018,36(4):15-21.
- [32] 陈曦,王改玲,刘焕焕,等.黄土高原吕梁山不同撂荒年限土壤团聚体稳定性及有机碳分布特征[J].土壤,2021,53(2):375-382.
- [33] 谷忠元,康黎,罗梦娟,等.湘东地区典型土壤团聚体稳定性的影响因素[J].水土保持通报,2018,38(5):58-63.
- [34] 黎宏祥,王彬,王玉杰,等.不同林分类型对土壤团聚体稳定性及有机碳特征的影响[J].北京林业大学学报,2016,38(5):84-91.
- [35] 莫彬,曹建华,徐祥明,等.岩溶山区不同土地利用方式对土壤活性有机碳动态的影响[J].生态环境,2006,15(6):1224-1230.
- [36] 闫清华,张风华,谭斌,等.不同恢复年限对土壤有机碳组分及团聚体稳定性的影响[J].土壤学报,2013,50(6):1183-1190.