

黄土丘陵区刺槐林土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性动态变化

范家伟¹, 朱广宇³, 上官周平^{1,2}, 邓蕾^{1,2}

(1.西北农林科技大学水土保持研究所黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,陕西 杨凌 712100;

2.中国科学院水利部水土保持研究所,陕西 杨凌 712100;3.重庆大学环境与生态学院,重庆 400044)

摘要: 退耕还林工程是黄土高原控制水土流失的主要措施之一,探讨退耕还林对土壤团聚体稳定性与土壤可蚀性的影响,可为黄土高原地区生态恢复和水土保持效益评价提供科学依据。以农田为对照,选取不同退耕年限(5,10,15,20,25,30年)刺槐林为研究对象,研究退耕还林后 0—30 cm 土层土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性动态变化,并探讨土壤可蚀性与土壤团聚体稳定性之间的关系。结果表明:(1)>0.25 mm 水稳性团聚体含量、平均重量直径、几何平均直径随着退耕年限增加呈递增趋势,三者相比退耕前(农田)分别增加 32%~79%,32%~98%,2%~60%。(2)土壤团聚体分形维数随着退耕年限增加呈递减趋势,较退耕前减少 0.6%~6.0%;土壤有机质随着退耕年限增加呈递增趋势,较退耕前增加 8.4%~38.9%。(3)土壤可蚀性因子(K)随着土层增加而增加,但随退耕年限增加呈递减趋势,随退耕年限递增(K)分别减少 1.0%,2.7%,3.6%,3.9%,5.0%,7.9%。(4)退耕还林后,>0.25 mm 水稳性团聚体含量和土壤团聚体分形维数是土壤可蚀性变化的主要驱动因子;地上生物量通过影响>0.25 mm 水稳性团聚体含量和土壤团聚体分形维数间接影响土壤可蚀性因子(K),且总效应最大。退耕还林后地上生物量增加对土壤团聚体的形成与稳定,以及土壤可蚀性降低起着重要作用,且退耕还林可显著提高团聚体稳定性,降低土壤可蚀性。

关键词: 水稳性团聚体; 土壤可蚀性; 土壤有机碳; 退耕还林; 黄土高原

中图分类号:S157.2

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2023)03-0019-08

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.03.003

Dynamics Changes of Soil Aggregate Stability and Soil Erodibility of *Robinia pseudoacacia* Plantations in Hilly Region of the Loess Plateau

FAN Jiawei¹, ZHU Guangyu³, SHANGGUAN Zhouping^{1,2}, DENG Lei^{1,2}

(1.State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling, Shaanxi 712100; 2.Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100; 3.College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400044)

Abstract: “Grain for Green” Project is one of the main measures to control soil and water loss on the Loess Plateau. Discussing the impact of returning farmlands to forests on the stability of soil aggregates and soil erodibility could provide a scientific basis for ecological restoration and benefit evaluation of soil and water conservation on the Loess Plateau. In this study, the *Robinia pseudoacacia* L. forests with different planting years (5 years, 10 years, 15 years, 20 years, 25 years and 30 years) were selected as the research object, and the farmland was used as the control to study the dynamic changes of soil aggregate stability and soil erodibility in 0—30 cm soil layers after returning farmlands to forests, and the study also explored the relationship between soil erodibility and soil aggregate stability. The results showed that: (1) The content, mean weight diameter and geometric mean diameter (GMD) of water-stable aggregates>0.25 mm increased with the increasing of planting years, which increased by 32%~79%, 32%~98% and 2%~60%, respectively, compared with that of farmland. (2) The fractal dimension of soil aggregates decreased with the increasing of restoration ages, which decreased by 0.6%~6.0% compared with that of before returning farmland. Soil organic matter increased with the increasing of restoration ages, increased by 8.4%~38.9% compared with that of farmlands. (3) Soil erodibility factor K increased with the increasing of soil layer, but decreased

收稿日期:2022-09-26

资助项目:中国科学院战略性先导科技专项 A 类(XDA23070201)

第一作者:范家伟(1996—),男,硕士研究生,主要从事植被恢复的生态效应研究。E-mail:fanjiawei369@163.com

通信作者:邓蕾(1986—),男,研究员,博士生导师,主要从事生态恢复和水土保持研究。E-mail:leideng@ms.iswc.ac

gradually with the increasing of restoration ages, and decreased by 1.0%, 2.7%, 3.6%, 3.9%, 5.0% and 7.9%, respectively, with the increasing of restoration ages. (4) After the conversion of farmland to forest, the fractal dimension of soil aggregates and the content of water-stable aggregates >0.25 mm were the main driving factors for the change of soil erodibility. The aboveground biomass indirectly affected soil erodibility through affecting the fractal dimension of soil aggregates and the content of water-stable aggregates >0.25 mm, and the total effect was the largest. The study suggested that the increase of soil aboveground biomass after returning farmlands to forests played an important role in the formation and stability of soil aggregates and the reduction of soil erodibility, and returning farmlands to forests significantly improved the stability of aggregates and reduced soil erodibility.

Keywords: water-stable aggregates; soil erodibility; soil organic carbon; returning farmland to forest; the Loess Plateau

黄土高原是世界上土壤侵蚀最严重的地区之一,大部分地区年平均土壤侵蚀模数超 $1\ 000\ \text{t}/\text{km}^2$,其中,黄土丘陵区的水土流失尤为强烈,年平均侵蚀模数达到 $5\ 000\ \text{t}/\text{km}^2$ 以上^[1]。为控制水土流失,保护生态环境,自 20 世纪 80 年代以来,我国政府在该区域实施一系列生态恢复工程,取得显著的生态成效^[2],尤其是 1999 年实施“退耕还林(草)”工程后,植被覆盖度显著增加,水土流失显著减少^[3],进而提高土壤质量及其结构稳定性。土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性常被作为评价土壤质量的关键指标,用来评价植被恢复的水土保持效应^[4]。因此,研究退耕还林对土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性影响,有助于黄土高原丘陵区生态建设成效评估和生态治理决策。

土壤团聚体作为土壤结构的基本单元,其分布与数量影响着土壤孔隙状况、土壤肥力、保水通气性,且在提高土壤生产力、抵抗侵蚀能力、促进植物生长和防治土壤退化等方面有重要作用^[5]。已有研究^[6]发现,黄土高原同一成土母质下的土壤因不同植被类型导致团聚体稳定性也存在较大差异,如林地水稳性团聚体含量大于草地,且人工林地表层土壤各粒径团聚体含量均大于草地,林地平均重量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)和大团聚体含量均显著高于农田。退耕还林等生态恢复对土壤团聚体的组成、分布、形成和稳定性等特征有明显的积极影响^[7]。土壤可蚀性是研究土壤侵蚀以及生态效益评价的重要因子,土壤可蚀性因子(K 值)越大,则土壤越易受到侵蚀^[8]。若植被类型发生变化,则土壤表层的 K 值也随之变化^[9]。现阶段,关于土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性的研究,较多关注不同土壤类型或者不同植被恢复措施对土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性的影响,然而,针对长期退耕还林过程中土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性动态变化的驱动因子研究较少,无法满足退耕还林工程的长期生态效应评价以及指导生态建设的需要。

在黄土高原丘陵区南沟流域,选取不同退耕年限

(5, 10, 15, 20, 25, 30 年)刺槐(*Robinia pseudoacacia* L.)林为对象,通过分析不同退耕年限刺槐林土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性动态特征,明确退耕还林后土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性的关系,并揭示退耕还林后驱动土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性变化的影响因素,以期为黄土高原生态恢复与可持续管理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省安塞县南沟流域($109^{\circ}17'03''$ — $109^{\circ}18'27''\text{E}$, $36^{\circ}34'27''$ — $36^{\circ}37'22''\text{N}$),地处黄土高原腹地,属于典型的黄土高原丘陵区,流域面积 $50.64\ \text{km}^2$,属于温带大陆性气候向温带季风气候的过渡区,夏季高温多雨,年平均气温 $8.8\ ^{\circ}\text{C}$,年日照时间 $2\ 300\sim 2\ 400\ \text{h}$ 。全年无霜期 157 天,流域降水分配不均,降水集中在 7—9 月,年降水量约为 $500\sim 550\ \text{mm}$,夏季降水量约占全年的 70%。流域土壤流失严重,土壤以黄绵土为主,其次是黑垆土,淤积土和红胶土占比相对较少。该流域于 1999 年开始实施退耕还林(草)工程,地带性植被属于由暖温带落叶阔叶林到荒漠草原过渡的森林草原区,天然植被主要以白羊草(*Bothriochloa ischaemum* L.)、长芒草(*Stipa bungeana* T.)、狗尾草(*Setaria viridis* L.)、披针薹草(*Carex lancifolia* C.)、铁杆蒿(*Artemisia gmelini* W.)、芨蒿(*Artemisia giraldii* P.)、茵陈蒿(*Artemisia capillaries* T.)等为主,人工植被主要以刺槐(*Robinia pseudoacacia* L.)、沙棘(*Hippophae rhamnoides* L.)、苹果(*Malus pumila* M.)、苜蓿(*Medicago sativa* L.)等为主。

1.2 试验设计与采样

2016 年 7 月,在南沟流域选取立地条件相似,人为干扰较少的刺槐人工林,选取不同退耕还林年限样地(5, 10, 15, 20, 25, 30 年)作为研究对象,以农田为对照,每个退耕还林年限选取 3 块样地,共 21 块样

地,每块样地 20 m×20 m。在每个样地内取 0—10, 10—20,20—30 cm 的原状土各 1 kg,装入硬铁盒内运回实验室。将采集的土壤样品摊开放置阴凉通风

处自然风干,用于测定土壤团聚体。使用钻土芯法^[10]、样方收集法^[11]和尼龙网袋法^[12]分别收集根系生物量、林下草木层生物量和凋落物生物量(表 1)。

表 1 样地基本情况

退耕 年限/a	经度/ (°)	纬度/ (°)	海拔/ m	坡向	坡度/ (°)	土壤 含水量/%	容重/ (g·cm ⁻³)	地上生物量/ (g·m ⁻²)	地下生物量/ (g·m ⁻²)	凋落物生物量/ (g·m ⁻²)
0(农田)	109.288	36.589	1164.5	阳坡	14	18.4	1.31	114.93	17.89	78.62
5	109.306	36.590	1273.0	阳坡	15	16.0	1.46	132.44	21.25	149.97
10	109.293	36.593	1260.0	阳坡	19	15.0	1.21	189.00	22.96	152.34
15	109.291	36.586	1254.3	阳坡	17	17.8	1.34	217.44	24.99	178.09
20	109.293	36.580	1270.7	阳坡	21	18.8	1.36	243.56	25.05	255.10
25	109.300	36.583	1308.9	阳坡	18	16.7	1.26	277.52	26.62	257.03
30	109.290	36.576	1284.1	阳坡	17	15.3	1.23	312.58	39.67	342.04

1.3 样品分析

各粒径团聚体含量使用干筛法^[13]进行测定。将风干后的原状土过 7,5,2,1,0.5,0.25 mm 套筛,筛分成不同粒级土壤团聚体后称其重量计算质量比。土壤水稳性团聚体使用沙威诺夫法^[14]测定,将 5,2,1,0.5,0.25 mm 等孔径土筛按照从大到小叠放组成 1 套筛具,收集 50 g 团聚体土样放置于各级套筛上,用水缓慢湿润 10 min 后,以 40 r/min 的频率将套筛在水中振荡 30 min。收集各筛上的团聚体样品至铝盒内在 60 ℃下烘干后称重。土壤含水量、容重使用环刀法测定,土壤 pH 采用 pH 计测定(PHS—3G pH 酸度计,中国),土壤有机质使用重铬酸钾外加热法^[15]测定。

1.4 指标计算

(1)>0.25 mm 团聚体含量计算公式^[16]为:

$$WR_{0.25}=M_{r>0.25}/MT\times 100\%$$
 (1)

式中:WR_{0.25}为>0.25 mm 水稳性团聚体含量(%);M_{r>0.25}为>0.25 mm 水稳性团聚体质量(g);MT 为团聚体总质量(g)。

(2)平均重量直径和几何平均直径是反映团聚体大小分布、评价团聚体稳定性的重要指标,计算公式^[16]为:

$$GMD=\exp \sum \left(\frac{W_i \ln X_i}{W_s} \right)$$
 (2)

$$MWD=\sum \left(\frac{W_i X_i}{W_s} \right)$$
 (3)

式中:MWD 为团聚体平均重量直径(mm);GMD 为团聚体几何平均直径(mm);X_i为团聚体各粒径的平均直径(mm);W_i为团聚体各粒径的百分含量(%);W_s为分析样品总质量(g)。

(3)土壤团聚体分形维数是评价土壤团聚体特征更敏感、更准确的参数。本文采用张季如等^[17]的土壤颗粒分形模型计算:

$$D=3-\lg [M_{(r<R_i)} / MT] / \lg (R_i / R_{\max })$$
 (4)

式中:D 为土壤团聚体分形维数;M_(r<R_i)为团聚体粒

径小于 R_i的总质量(g);R_{max}为团聚体最大粒级的平均直径(mm)。

(4)Williams 等^[18]在 1990 年建立 EPIC(erosion productivity impact calculator)模型,该模型在土壤侵蚀预测模块中采用土壤有机碳和粒径组成资料来估算土壤可蚀性 K 值;Zhang 等^[19]在 2008 年对中国地区土壤可蚀性因子进行估算和修订,建立适用于我国的土壤可蚀性预测模型,计算公式为:

$$K_{epic}=\{0.2+0.3\exp [-0.0256SAN(1.0-\frac{SIL}{100})]\} \times (\frac{SIL}{CLA+SIL})^{0.3} \times [1.0-\frac{0.25C}{C+\exp (3.72-2.95C)}] \times [1.0-\frac{0.7SNI}{SNI+\exp (-5.51+22.9SNI)}]$$
 (5)

$$K=-0.0138+0.51575K_{epic}$$
 (6)

式中:SAN 为砂粒(0.05~2.0 mm)含量(%);SIL 为粉粒(0.002~0.05 mm)含量(%);CLA 为黏粒(<0.002 mm)含量(%);C 为有机碳含量(%);SNI=1-SAN/100。

1.5 数据处理

采用 Microsoft Excel 2010 软件对试验数据进行整理和计算,采用 SPSS 25.0 软件对数据进行统计分析,采用单因素方差分析(One-way ANOVA)检验不同退耕年限不同土层和 WR_{0.25}、WMD、GMD、D、土壤有机质、K 等指标的差异,并用 Duncan 法进行多重比较,显著性水平为(p<0.05);利用 Pearson 相关分析法对 WR_{0.25}、WMD、GMD、D、土壤有机质、K 等指标相关性进行分析;使用 Amos Graphics 24 软件对土壤可蚀性的影响因子进行路径分析;使用 Origin 2019 软件进行制图。

2 结果与分析

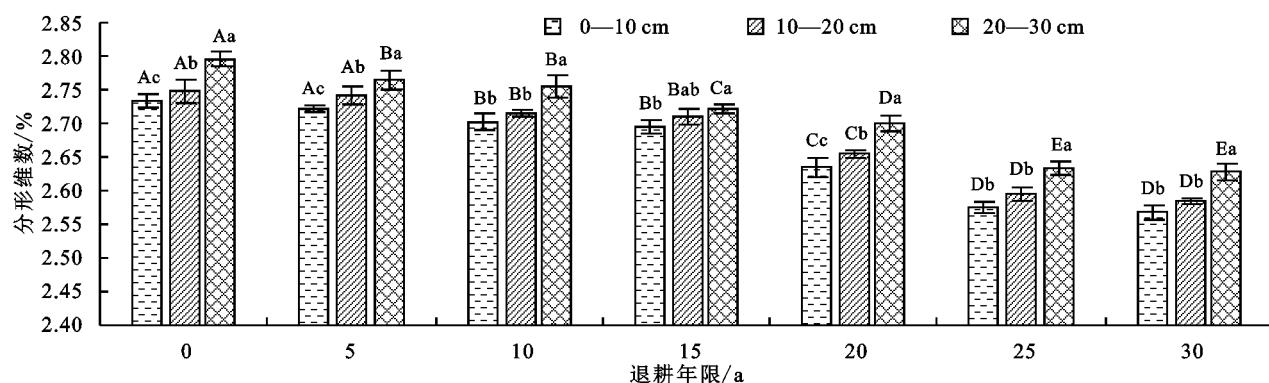
2.1 退耕年限对土壤水稳性团聚体 WR_{0.25}、GMD、MWD 的影响

随着退耕还林的年限增加,WR_{0.25}逐渐增大(表 2)。

退耕还林地 $WR_{0.25}$ 较农地增长 0.32~0.79 倍 ($p < 0.05$) (表 2)。退耕 0~30 年 0—10 cm 土层 $WR_{0.25}$ 均显著大于 20—30 cm 土层 ($p > 0.05$) (表 2)。在农田阶段,上层 $WR_{0.25}$ 与 10—20 cm 土层 $WR_{0.25}$ 没有显著差异 ($p > 0.05$),除退耕 15 年样地外,其余退耕年限土壤上层 $WR_{0.25}$ 显著大于中层 $WR_{0.25}$ ($p < 0.05$)。退耕 0~15 年时,中层 $WR_{0.25}$ 显著大于下层 $WR_{0.25}$ ($p < 0.05$),退耕 20~30 年时中层 $WR_{0.25}$ 与下层 $WR_{0.25}$ 没有显著差异 ($p > 0.05$)。随着退耕还林年限的增加, MWD 逐渐增大,退耕还林 5~30 年, MWD 较农地增加 32.2%~97.8% ($p < 0.05$)。MWD 随着土层深度的增加逐渐减小,其土壤上层 MWD 显著大于下层 MWD ($p < 0.05$) (表 2)。随着退耕年限的增加 GMD 逐渐增大,在退耕初期(0~5 年) GMD 增长较小,较农地平均增加 0.02 倍,退耕 10~30 年较农地分别增加 0.14, 0.19, 0.27, 0.56, 0.60 倍 ($p < 0.05$),且上层 GMD 始终显著大于下层 GMD ($p < 0.05$) (表 2)。

2.2 退耕还林对土壤团聚体分形维数(D)的影响

D 随着退耕年限的增加逐渐减小,在退耕 5 年时, 10—20 cm 土层和 20—30 cm 土层 D 与农地没有显著差异 ($p > 0.05$),随着退耕年限增加 D 较农地显著减小 0.6% ($p < 0.05$);退耕 10~30 年 3 个土层 D 较农地平均较少 1.2%~6.0% (图 1),且退耕 25~30 年 D 显著小于其他退耕年限。退耕还林后 D 随着土层深度的增加均逐渐增大,表现为 0—10 cm < 10—20 cm < 20—30 cm (图 1)。



注:不同大写字母表示相同土层不同样地之间的差异显著 ($p < 0.05$);不同小写字母表示相同样地不同土层之间差异显著 ($p < 0.05$)。下同。

图 1 不同退耕年限样地土壤团聚体分形维数(D)的变化

2.3 退耕还林对土壤可蚀性因子(K)的影响

退耕还林 5~30 年,土壤黏粒含量、土壤粉粒含量均较农田分别显著增加 7.7%~26.0%, 2.4%~4.6%,且二者在 3 个土层含量大小排列均为 0—10 cm < 10—20 cm < 20—30 cm (表 2)。砂砾含量较农地显著减少 12.6%~30.3%,且砂砾含量随着土层深度的增加呈递减趋势(表 2)。随着退耕还林年限的增加,地下生物量随之增加,根系的穿插、对土壤水分的调节以及土壤养分的改变,导致土壤机械组成的变化和黏粒粉

表 2 不同退耕年限样地 >0.25 mm 水稳性团聚体含量、平均重量直径、几何平均直径

退耕 年限/a	土层 深度/cm	>0.25 mm 团聚体/%	平均重量 直径/mm	几何平均 直径/mm
0(农田)	0—10	35.38±2.11Ea	0.91±0.06Da	0.37±0.04Da
	10—20	33.62±1.54Ea	0.69±0.01Db	0.32±0.04Db
	20—30	29.14±1.26Eb	0.64±0.08Cb	0.32±0.06Db
5	0—10	47.53±2.58Da	1.20±0.13ACa	0.38±0.08Da
	10—20	42.58±0.14Db	0.90±0.06BCab	0.33±0.07CDb
	20—30	40.25±0.19Dc	0.85±0.02BCb	0.32±0.09Cb
10	0—10	54.70±1.12Ca	1.37±0.10Aa	0.43±0.03Ca
	10—20	48.95±3.14Cb	1.19±0.15ABab	0.36±0.10Cb
	20—30	44.80±1.24Cc	0.96±0.05ABb	0.36±0.06Cb
15	0—10	56.54±2.74BCa	1.61±0.08Aa	0.44±0.06Ca
	10—20	53.04±1.29Ba	1.36±0.03Aab	0.38±0.07Cb
	20—30	50.82±2.44Bb	1.11±0.05Ab	0.38±0.03Bb
20	0—10	58.13±1.96Ba	1.74±0.09Aa	0.48±0.06Ba
	10—20	54.68±1.13Bb	1.37±0.10Ab	0.42±0.04Bb
	20—30	51.01±1.84Bb	1.17±0.06Ab	0.39±0.04Bb
25	0—10	59.09±2.84Aa	1.75±0.12Aa	0.57±0.02Aa
	10—20	55.21±3.17Bb	1.38±0.09ABb	0.52±0.04Ab
	20—30	51.31±2.48Bb	1.17±0.07ABc	0.48±0.07Ac
30	0—10	61.19±2.14Aa	1.76±0.02Aa	0.59±0.02Aa
	10—20	58.43±2.48Aab	1.39±0.02Ab	0.54±0.09Ab
	20—30	55.99±1.64Ab	1.28±0.01Ab	0.48±0.08Ab

注:不同大写字母表示相同土层不同样地之间的差异显著 ($p < 0.05$);不同小写字母表示相同样地不同土层之间差异显著 ($p < 0.05$)。下同。

粒含量的增加以及砂砾含量的减少。

土壤有机质随着退耕年限的增加呈逐渐增大趋势,在退耕 5 年,土壤有机质与农地差异不显著 ($p > 0.05$),相比平均增加 8.4%,在退耕 10~30 年内土壤有机质较农地平均增加 13.7%~38.9% (表 3)。除退耕 5 年外,其他年限 0—10 cm 土层土壤有机质显著大于下层土壤(10—30 cm, $p < 0.05$) (表 3)。随着退耕还林年限的增加,植被覆盖度增加,地上生物量也随之增加,输入到土壤中的凋落物也随之逐渐增加,被分解的枯落物增

加土壤中的有机质,增加的有机质首先在表层土壤富集,导致 0—10 cm 的土壤有机质含量大于 10—30 cm。

表 3 不同退耕年限样地土壤颗粒组成及土壤有机质含量

退耕年限/a	土层深度/cm	砂砾含量/%	粉粒含量/%	黏粒含量/%	土壤有机质/(g·kg ⁻¹)
0(农田)	0—10	21.94±0.37Aa	65.27±0.26Ca	12.78±0.24Ca	2.63±0.17Ea
	10—20	20.48±0.59Ab	66.20±0.54Cb	13.31±0.64Ca	2.44±0.21Dab
	20—30	19.33±0.57Ab	67.21±0.42Db	13.45±0.38Cb	2.36±0.14Db
5	0—10	19.93±0.65Ba	66.76±0.69B	13.32±0.54BCa	2.64±0.30Eb
	10—20	17.41±0.77BCb	67.85±0.84Bb	14.51±0.98BCb	2.79±0.08Ca
	20—30	16.08±0.41CDb	69.41±0.34BCb	14.74±0.23BCc	2.62±0.11Db
10	0—10	19.31±0.68BCa	67.31±0.75ABa	13.38±0.80BCa	2.89±0.21Da
	10—20	18.03±0.44Bb	67.78±0.49Bb	14.19±0.54BCb	2.90±0.13Ca
	20—30	16.62±0.53Bb	68.31±0.44CDb	15.07±0.37Bc	2.65±0.48Db
15	0—10	19.35±0.69BCa	67.17±0.87ABa	13.48±0.75BCa	3.00±0.44Cc
	10—20	17.59±0.51BCb	67.92±0.45Bb	14.48±0.46BCa	3.13±0.65Ba
	20—30	15.38±0.89CDb	69.08±1.02ABCb	15.54±1.11Bb	2.82±0.27Cb
20	0—10	18.44±1.06Ca	67.86±0.74ABa	13.70±0.88BCa	3.48±0.41Ba
	10—20	17.34±0.54BCb	68.24±0.43Bb	14.42±0.47BCb	3.13±0.33Bb
	20—30	16.04±0.61BCb	68.74±0.49BCb	15.21±0.56Bb	2.82±0.22Cc
25	0—10	17.94±0.66Ca	68.17±0.62Aa	13.89±0.74ABa	3.50±0.29Ba
	10—20	16.45±0.73Cb	69.39±0.57Ab	14.15±0.67ABb	3.35±0.14Ab
	20—30	14.44±0.89Dc	70.19±0.78Ac	15.37±0.86Bb	3.06±0.23Bc
30	0—10	16.58±0.81Da	68.39±0.77Aa	15.03±0.76Aa	3.67±0.09Aa
	10—20	13.69±1.09Db	69.00±0.97ABb	17.31±1.04Aab	3.37±0.14Ab
	20—30	12.76±0.78Eb	69.78±0.65ABb	17.46±0.73Ab	3.27±0.18Ac

随着退耕还林年限增加,K 逐渐减小(图 2)。农田(K)平均为 0.014,随着退耕年限的不断增加,相比农田,土壤可蚀性因子(K)显著减小($p<0.05$)。退耕 5,10,15,20,25,30 年相比农田分别平均减少 1.0%,2.7%,3.6%,3.9%,5.0%,7.9%。当退耕年限达到 30 年时,K 值相比其他退耕年限显著减小。

退耕还林地 K 随着土层深度的增加均逐渐增加。退耕 0~20 年 0—10 cm 土层 K 值显著小于 20—30 cm 土层。退耕 10~30 年时,0—10 cm 土层和 10—20 cm 土层没有显著差异($p>0.05$)。退耕 25~30 年时,K 在 3 个土层中没有显著差异($p>0.05$),长期退耕还林后,K 在不同土层中差异逐渐降低。

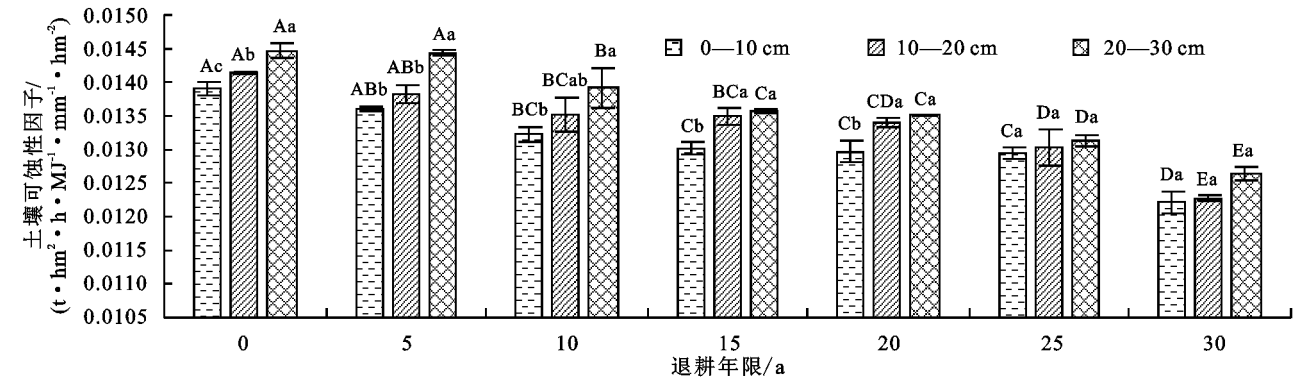


图 2 不同退耕年限样地土壤可蚀性因子(K)的变化

2.4 土壤可蚀性因子(K)和影响因子的相关性

在退耕还林地,K 与 $WR_{0.25}$ 、GMD、MWD、D、土壤有机质、地上生物量、地下生物量等理化指标密切相关(表 4)。K 与 GMD、MWD、 $WR_{0.25}$ 、土壤有机质、地上生物量、地下生物量呈极显著负相关($p<0.01$),与凋落物生物量呈显著负相关($p<0.05$)(表 4)。而 K 值与土壤 pH、土壤含水量、土壤容重呈正相关($p>0.05$)。此

外,K 与 D 呈极显著正相关($p<0.01$),相关系数为 0.926。由此可知,K 随 $WR_{0.25}$ 、GMD、MWD、土壤有机质、地上生物量、地下生物量增加而减小,随土壤 pH、土壤含水量、容重、D 增加而增大。K 与 D 和 $WR_{0.25}$ 的拟合同样具有上述相关性,且拟合的 R^2 分别为 0.83 和 0.78,D 的降低和 $WR_{0.25}$ 的增加与 K 值的降低密切相关(图 3)。

表 4 土壤可蚀性与影响因子的相关性

指标	GMD	MWD	WR _{0.25}	土壤有机质	pH	D	容重	土壤含水量	地上生物量	凋落物生物量	地下生物量	K
GMD												
MWD	0.825 *											
WR _{0.25}	0.807 *	0.988 **										
土壤有机质	0.956 **	0.945 **	0.931 **									
pH	-0.692	-0.840 *	-0.892 **	-0.805 *								
D	-0.991 **	-0.843 *	-0.817 *	-0.967 **	0.717							
容重	-0.527	-0.328	-0.332	-0.399	0.140	0.449						
土壤含水量	-0.272	-0.132	-0.268	-0.204	0.480	0.201	-0.410					
地上生物量	0.957 **	0.939 **	0.922 **	0.991 **	-0.754	-0.958 **	-0.503	-0.206				
凋落物生物量	0.898 **	0.911 **	0.922 **	0.971 **	-0.864 *	-0.921 **	-0.284	-0.291	0.945 **			
地下生物量	0.709	0.553	0.618	0.715	-0.658	-0.704	-0.225	-0.562	0.687	0.825 *		
K	-0.940 **	-0.887 **	-0.894 **	-0.964 **	0.737	0.926 **	0.515	0.336	-0.947 **	-0.804 *	-0.976 **	

注: * 表示 $p < 0.01$ 水平; * 表示 $p < 0.05$ 水平。

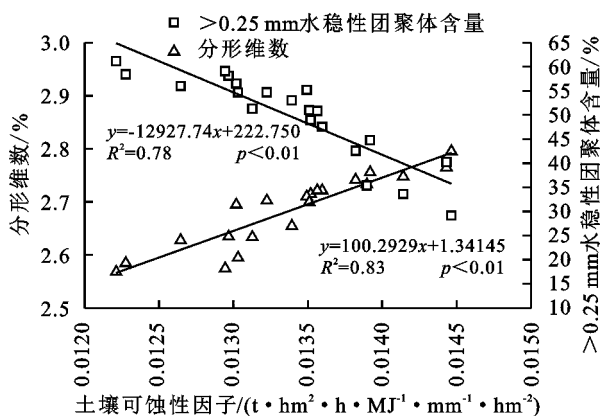


图 3 土壤可蚀性因子与 >0.25 mm 团聚体含量、土壤团聚体分形维数的回归关系

为明确土壤可蚀性变化的影响因素,通过构建结构方程模型分析地上生物量、地下生物量、凋落物生物量、 D 、 GMD 、 $WR_{0.25}$ 对 K 的综合响应(图 4)。结构方程模型拟合结果为: $\chi^2 = 0.271$, $df = 3$, $p = 0.847$, $RMSEA = 0$, $AIC = 24.812$, $GFI = 0.984$ 。模型解释 K 90% 的变异,模型对 D 、 GMD 和 $WR_{0.25}$ 分别解释 83%、95% 和 76% 的变异(图 4a)。 $WR_{0.25}$ 和 GMD 与 K 呈负相关关系, D 与 K 呈正相关关系。此外,结构方程模型的路径系数反映自变量对因变量影响效应的大小及其相对重要性,即 D 、 $WR_{0.25}$ 和 GMD 是直接影响 K 的 3 个主要因子,路径系数分别为 0.12, -0.41 和 -0.47,且总效应分别为 22.7%, 20.3% 和 18.6%(图 4b)。地上生物量、地下生物量和凋落物生物量主要通过 D 和 $WR_{0.25}$ 间接影响 K , 3 种生物量对 K 的间接效应系数分别为 -0.690, -0.237 和 -0.470,对 GMD 的间接效应系数分别为 0.598, 0.305 和 0.130。 D 和 $WR_{0.25}$ 除对 K 有直接影响外,也通过影响 GMD 进而影响 K , 土壤 D 和 $WR_{0.25}$ 对 K 的直接效应系数为 0.117 和 -0.411,间接效应系数为 0.458 和 -0.105(表 5)。

3 讨论

3.1 退耕还林对土壤团聚体稳定性的影响

土壤团聚体的形成受土壤有机质、土壤微生物、耕

作方式及土地利用变化的影响^[9]。 $WR_{0.25}$ 、 MWD 和 GMD 这 3 个指标是定量评价土壤团聚体稳定性的重要指标,从一定程度上能够反映土壤团聚体的稳定情况,其值越大说明土壤团聚体越稳定、土壤抗蚀性越好^[20]。在本研究中,除土壤表层土壤有机质与土壤团聚体稳定性呈显著正相关,土壤有机质与 0—10, 20—30 cm 土层土壤团聚体稳定性均呈极显著正相关。前期研究^[21]表明,林地 >5 mm 水稳性团聚体含量及 $WR_{0.25}$ 均大于耕作用地。 D 能够描述土壤水稳性团聚体含量对土壤结构与稳定性的影响趋势,其值越大,土壤中的黏粒及粉粒颗粒含量越多,土壤越紧实^[8]。 D 作为 GMD 的最重要影响因子,其路径系数高达 -0.973,与土壤团聚体稳定性显著负相关。 D 越大,团聚体稳定性越小。

通过本研究中 $WR_{0.25}$ 、 MWD 和 GMD 对比分析发现, MWD 和 GMD 变化趋势基本相同,均表现为随着退耕还林年限增加而增大,且在 3 个土层中表现也相同,均表现为 0—10 cm $>$ 10—20 cm $>$ 20—30 cm。 $WR_{0.25}$ 作为维持土壤结构稳定的基础,其值随着退耕年限的增长而显著增加,这与张大鹏等^[22]的研究结果一致,主要因为退耕还林后植物多样性增加,植物的地上部分、地下部分以及凋落物的增多,导致有机物质向土壤输入增加,土壤颗粒之间的有机质胶结作用以及土壤团聚体的团聚体增强^[16],并且在退耕还林后,刺槐根系的相互交叉增强土壤的通透性,根系的分泌物有利于促进颗粒间的胶结作用^[23]。此外,退耕后减少耕作时期的机械干扰作用对土壤团聚体的破坏^[10],从而使得大粒径团聚体含量增加,随着退耕年限的增加,效果更加明显。退耕 0~30 年在 3 个土层 $WR_{0.25}$ 均表现为 0—10 cm $>$ 10—20 cm $>$ 20—30 cm,因为退耕后地上生物量以及地下生物量的显著增加,可能导致上层土壤有机质输入大于下层土壤,有机质含量相对较低,导致土壤黏粒有向下淋溶和悬移的趋势^[22],从而导致土壤上层 $WR_{0.25}$ 大于下

层。相关性分析表明,土壤有机质与 MWD 和 GMD 呈极显著正相关关系,与 $WR_{0.25}$ 呈显著正相关关系。退耕还林增加地上生物量及地下生物量,促进土壤有机质的输入,从而对土壤微团聚体进行胶结、黏合作

用形成水稳性大团聚体,土壤有机质的增加对团聚体的形成和稳定起着重要的作用^[23]。而且,退耕还林改变土地利用方式,减少耕作作用,降低 D 等土壤环境,进而影响团聚体的稳定性^[24]。

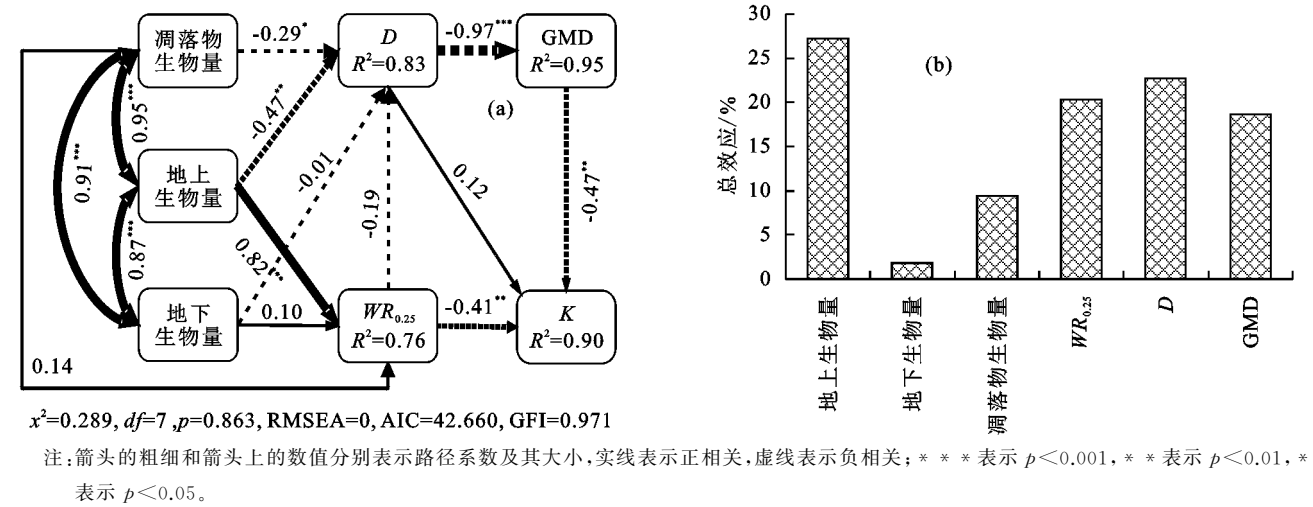


图 4 土壤可蚀性影响因素的结构方程模型分析

表 5 结构方程模型直接效应和间接效应

影响 指标	间接效应				直接效应			
	地下 生物量	地上 生物量	凋落物 生物量	分形 维数(D)	>0.25 mm 团聚体含量 ($WR_{0.25}$)	>0.25 mm 团聚体含量 ($WR_{0.25}$)	几何平均 直径(GMD)	分形 维数(D)
K	-0.237	-0.690	-0.470	0.458	-0.105	-0.411	-0.471	0.117
GMD	0.305	0.598	0.130	0	0.177	0	0	-0.973

3.2 退耕还林对土壤可蚀性因子(K)的影响

土壤可蚀性因子(K)是指土壤对侵蚀的敏感性,可蚀性高的土壤比可蚀性低的土壤易受侵蚀^[21]。本研究发现,随着退耕还林年限的增加,黏粒含量、粉粒含量和土壤有机质的增加,砂砾含量的降低,土壤逐渐细化,土壤黏结性逐渐增强,使土壤中细小的颗粒不易流失, K 显著降低。此外,退耕 0~30 年在 3 个土层 K 均表现为 0—10 cm<10—20 cm<20—30 cm,其原因可能是退耕还林后有机质输入的增加以及植物根系的穿插作用,改善土壤结构性及渗透性,同时表层土壤有机质含量高,土壤结构稳定,团聚体稳定性强,抵抗侵蚀的能力反而更强^[25]。退耕减少人为活动,改变地表覆盖度及凋落物生物量,土壤环境改善,从而减少雨滴对土壤表层的击溅作用,凋落物层又对地表水分有蓄积作用,地表土壤得到保护, K 降低,随着退耕年限的增加,导致上层土壤可蚀性降低的速率变缓,表层 K 的变化量小于下层 K 的变化量,土壤上层与下层的 K 差异性显著性降低,最终长期退耕还林后 0—30 cm 土层土壤性质逐渐趋同。本研究在退耕 30 年时 K 仍有减小的趋势,因为植被恢复是个漫长的过程,随着退耕还林年限的增加,植被群落可能随之更替,退耕 30 年后有新的植被恢复阶段产生,因此 K 持续降低,说明虽然退耕还林可以增加

土壤抗蚀性并降低土壤土层之间的差距,但对土壤可蚀性的影响可能是一个更加漫长的过程。

3.3 退耕还林下土壤团聚体稳定性与土壤可蚀性之间的关系

$WR_{0.25}$ 和 GMD 作为 K 的主要直接影响因子,直接效应系数分别为-0.411 和-0.471(表 5),随退耕年限的变化将加大对 K 的影响。土壤团聚体稳定性的增强与 K 的降低密切相关。退耕还林后,3 个土壤团聚体稳定性指标 MWD、GMD 和 $WR_{0.25}$ 均与 K 呈极显著负相关。此外, $WR_{0.25}$ 以及 GMD 对 K 有显著的直接影响,说明土壤团聚体稳定性是 K 的直接影响因子。 D 通过影响 GMD 而间接影响 K 的作用较大,间接影响系数为 0.458(表 4),因为随着退耕还林年限的增加, D 逐渐降低,意味着土壤黏粒含量和粉粒含量的增加,土壤质地和结构逐渐稳定,GMD 增大,导致土壤抗蚀性增强,即土壤可蚀性因子 K 的降低。

虽然地上生物量对 K 没有直接效应,但其对 K 的间接效应系数和模型总效应在几个影响因子中最高,其值分别为-0.690 和 27.22%(图 5),对 K 的间接影响的路径系数高达-0.872(表 2),这说明地上生物量是影响 MWD、GMD、 $WR_{0.25}$ 和 K 的重要因子。此外,凋落物生物量对 K 的间接效应系数为-0.470,退耕还林后,植物

多样性增加,植物的生长提高凋落物生物量,促进微生物对凋落物的分解,并提高土壤有机质,土壤微生物的生物量以及群落多样性也随之增加,进而产生更多的黏合剂,促进土壤团聚体的形成和稳定性,提高土壤抗侵蚀的能力。因此,土壤团聚体稳定性可以作为其他影响因子对土壤可蚀性因子 K 产生影响的“桥梁”。总而言之,退耕还林后, MWD 、 GMD 和 $WR_{0.25}$ 的提高及 D 的降低与 K 的降低的密切相关,地上生物量通过影响团聚体稳定性间接影响 K ,是土壤可蚀性变化的重要影响因素。

4 结 论

(1)土壤团聚体稳定性随着退耕还林年限的增加呈递增趋势,尤其退耕还林 20 年以后,土壤团聚体稳定性得到显著提升,且随土层深度的增加而降低。

(2)土壤可蚀性因子(K)随着退耕还林年限的增加呈递减趋势,且在不同土层中的差异逐渐降低,在退耕还林年限达到 30 年时, K 仍有减少趋势,且随土层深度的增加而增加。

(3)退耕还林后, $WR_{0.25}$ 和 D 是 K 变化的主要驱动因子,地上生物量通过影响 $WR_{0.25}$ 和 D 间接影响 K ,是影响土壤团聚稳定性和土壤可蚀性的重要因子。

参考文献:

- [1] 董凌勃,海旭莹,汪晓珍,等.黄土高原退耕还草地植物群落动态对生态系统碳储量的影响[J].生态学报,2020,40(23):8559-8569.
- [2] Cheng M, Xue Z J, Xiang Y, et al. Soil organic carbon sequestration in relation to revegetation on the Loess Plateau[J].Plant and Soil,2015,397(1/2):31-42.
- [3] Feng X M, Fu B J, Piao S L, et al. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits[J].Nature Climate Change,2016,6(11):1019-1022.
- [4] Deng L, Liu G B, Shangguan Z P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: A synthesis[J].Global Change Biology,2014,20(11):3544-3556.
- [5] 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.
- [6] 刘文利,吴景贵,傅民杰,等.种植年限对果园土壤团聚体分布与稳定性的影响[J].水土保持学报,2014,28(1):129-135.
- [7] An S S, Mentler A, Mayer H, et al. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China[J]. Catena, 2010,81(3):226-233.
- [8] 张曼夏,季猛,李伟,等.土地利用方式对土壤团聚体稳定性及其结合有机碳的影响[J].应用与环境生物学报,2013,19(4):598-604.
- [9] Zhang B J, Zhang G H, Yang H Y. Soil resistance to flowing water erosion of seven typical plant communities on steep gully slopes on the Loess Plateau of China[J]. Catena,2019,173:375-383.
- [10] 陈朝,吕昌河,范兰,等.土地利用变化对土壤有机碳的影响研究进展[J].生态学报,2011,31(18):5358-5371.
- [11] 柴曦,梁存柱,梁茂伟,等.内蒙古草甸草原与典型草原地下生物量与生产力季节动态及其碳库潜力[J].生态学报,2014,34(19):5530-5540.
- [12] 张雪萍,张毅,侯威岭,等.小兴安岭针叶凋落物的分解与土壤动物的作用[J].地理科学,2000,20(6):552-556.
- [13] 安韶山,张扬,郑粉莉,黄土丘陵区土壤团聚体分形特征及其对植被恢复的响应[J].中国水土保持科学,2008,6(2):66-70.
- [14] 侯晓娜,李慧,朱列兵,等.生物炭与秸秆添加对砂姜黑土团聚体组成和有机碳分布的影响[J].中国农业科学,2015,48(4):705-712.
- [15] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,2000.
- [16] 周虎,吕贻忠,杨志臣,等.保护性耕作对华北平原土壤团聚体特征的影响[J].中国农业科学,2007,40(9):1973-1979.
- [17] 张季如,朱瑞赓,祝文化.用粒径的数量分布表征的土壤分形特征[J].水利学报,2004,4(4):67-71.
- [18] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity[J].Journal of Soil and Water Conservation,1983,38(5):381-383.
- [19] 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.
- [20] 苑依笑,王仁德,常春平,等.坝上地区不同年限退耕工程对土壤的保护作用[J].干旱区资源与环境,2018,32(9):84-89.
- [21] Zhu G Y, Shangguan Z P, Deng L. Soil aggregate stability and aggregate-associated carbon and nitrogen in natural restoration grassland and Chinese red pine plantation on the Loess Plateau[J].Catena,2017,149(1):253-260.
- [22] 张大鹏,范少辉,蔡春菊,等.川南不同退耕还竹林土壤团聚特征比较[J].林业科学,2013,49(1):27-32.
- [23] 王文鑫,王文龙,郭明明,等.黄土高原沟壑区植被恢复对沟头土壤团聚体特征及土壤可蚀性的影响[J].中国农业科学,2019,52(16):2845-2857.
- [24] 董莉丽.不同土地利用类型下土壤水稳性团聚体的特征[J].林业科学,2011,47(4):95-100.
- [25] 黑哲,王飞,韩剑桥,等.退耕还林(草)以来陕北白于山区植被覆盖与土壤侵蚀强度变化[J].水土保持研究,2020,27(4):39-46.