

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2024.06.016

习杰,吴泽华,林强,等.不同植被恢复措施对红壤区马尾松侵蚀退化地土壤崩解特性的影响[J].水土保持学报,2024,38(6):35-43,53.

XI Jie, WU Zehua, LIN Qiang, et al. Effects of different vegetation restoration measures on the disintegration characteristics of eroded degraded land of *Pinus massoniana* in red soil region[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2024, 38(6): 35-43, 53.

## 不同植被恢复措施对红壤区马尾松侵蚀退化地土壤崩解特性的影响

习杰<sup>1,3</sup>, 吴泽华<sup>2</sup>, 林强<sup>2</sup>, 吴洁玲<sup>1,3</sup>, 张柳<sup>1,3</sup>,  
周诗祺<sup>1,3</sup>, 周琴<sup>1,3</sup>, 孙丽丽<sup>1</sup>, 查轩<sup>1,3</sup>

(1.福建师范大学地理科学学院,碳中和和未来技术学院,福州 350117;2.福建省水土保持试验站,福州 350003;  
3.湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地,福州 350117)

**摘要:** [目的] 研究马尾松退化地不同植被恢复措施下的土壤崩解特性变化特征,比较不同植被恢复措施对南方花岗岩红壤区马尾松侵蚀退化地土壤崩解特性的改善程度,揭示南方花岗岩红壤区土壤崩解特性各影响因素之间的相互作用关系。[方法] 以长汀县马尾松侵蚀退化地为研究区域,以马尾松退化地作为对照组(CK),设置封禁管理(E1)、全坡面播草(E2)和乔灌草条沟模式(E3) 3种植被恢复措施作为试验组,采用相关性分析法、主成分分析和通径分析法对 4 个样地表层土壤进行土壤崩解特性研究。[结果] (1)各措施下的土壤抗蚀性之间均存在显著差异性,其中相较于对照样地 CK, E1、E2、E3 措施的土壤崩解系数分别降低 16.3%, 52.5%, 67.2%, 乔灌草条沟模式(E3)较为适宜马尾松侵蚀退化地治理;(2) 有机碳含量、全磷含量、速效磷含量、全钾含量、速效钾含量、含水率及团聚体特征为土壤崩解特性的主要影响因素;(3) 在诸多影响土壤崩解特性的因素中,土壤几何平均直径(GMD)为主要直接影响因素,起主导控制作用。[结论] 不同植被恢复措施下土壤崩解特性的大小为 CK>E1>E2>E3,通过乔灌草条沟治理模式可让土壤崩解特性保持在较低水平,该模式对花岗岩红壤区马尾松林侵蚀退化地水土流失治理更为有效;土壤几何平均直径(GMD)是影响土壤崩解特性大小的直接控制因子,可作为评价土壤崩解特性的优选指标。

**关键词:** 红壤区; 马尾松侵蚀退化地; 植被恢复措施; 土壤崩解特性; 影响因素

中图分类号:S157.2 文献标识码:A 文章编号:1009-2242-(2024)06-0035-09

## Effects of Different Vegetation Restoration Measures on the Disintegration Characteristics of Eroded Degraded Land of *Pinus massoniana* in Red Soil Region

XI Jie<sup>1,3</sup>, WU Zehua<sup>2</sup>, LIN Qiang<sup>2</sup>, WU Jieling<sup>1,3</sup>, ZHANG Liu<sup>1,3</sup>,  
ZHOU Shiqi<sup>1,3</sup>, ZHOU Qin<sup>1,3</sup>, SUN Lili<sup>1</sup>, ZHA Xuan<sup>1,3</sup>

(1.College of Geography Sciences and College of Carbon Neutrality Future Technology, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China; 2. Fujian Provincial Soil and Water Conservation Test Station, Fuzhou 350003, China; 3. State Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology of the Ministry of Science and Technology, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China)

**Abstract:** [Objective] To investigate the characteristics of soil disintegration under different vegetation restoration measures in degraded land of *Pinus massoniana*, compare the improvement of soil disintegration in severely degraded *P. massoniana* land in granite red soil area of Southern China by different vegetation restoration measures, and reveal the interactions between the influencing factors of soil disintegration in granite red soil area in Southern China. [Methods] In this study, a severely degraded land of *P. massoniana*

收稿日期:2024-06-04 修回日期:2024-07-25 录用日期:2024-08-09 网络首发日期(www.cnki.net):2024-11-25

资助项目:国家自然科学基金项目(42377326);福建水利科技项目(MSK202308);国家重点研发计划项目(2017YFC05054)

第一作者:习杰(2000—),男,在读硕士研究生,主要从事水土保持与生态恢复研究。E-mail:scottxi2000@126.com

通信作者:查轩(1961—),男,博士生导师,研究员,主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail:xzha@fjnu.edu.cn

<http://stbxb.alljournal.com.cn>

in Changting County was selected as the research area, and a degraded land of *P. massoniana* was used as the control group (CK). Three vegetation restoration measures, including closure management (E1), whole slope sowing grass (E2) and tree-shrub-grass ditch model (E3), were set as the experimental groups. Correlation analysis, principal component analysis and path analysis were used to study the disintegration of surface soil in four plots. [Results] (1) There were significant differences in soil anti-erodibility under each measure. Compared with CK, the soil disintegration coefficient of E1, E2 and E3 measures decreased by 16.3%, 52.5% and 67.2%, respectively. The tree-shrub-grass furrow model (E3) was more suitable for the treatment of severely degraded *P. massoniana* land. (2) Soil organic carbon content, total phosphorus content, available phosphorus content, total potassium content, available potassium content, water content and aggregate characteristics were the main influencing factors of soil disintegration. (3) Among various factors affecting soil disintegration, soil geometric mean diameter (GMD) was the main direct influencing factor and played a dominant controlling role. [Conclusion] The size of soil disintegration characteristics under different vegetation restoration measures follows the order of CK > E1 > E2 > E3. The soil disintegration characteristics can be maintained at a low level by adopting the tree-shrub-grass furrow management measure. This measure is more effective for soil and water loss control in severely degraded *P. massoniana* forest in granite red soil area. Soil geometric mean diameter (GMD) is a direct control factor affecting soil disintegration characteristics, and can be used as a preferred index to evaluate soil disintegration characteristics.

**Keywords:** red soil region; eroded degraded land of *Pinus massoniana*; vegetation restoration measures; soil disintegration characteristics; influencing factors

Received: 2024-06-04

Revised: 2024-07-25

Accepted: 2024-08-09

Online(www.cnki.net): 2024-11-25

土壤抗蚀性是指土壤抵抗水的分散和悬浮的能力<sup>[1-2]</sup>,土壤抗蚀性越强,代表土壤对侵蚀营力所表现的稳定性越好,土壤的保土保水能力越强,土壤抗蚀性的研究对坡面水土流失治理及水土保持功能的持续发展具有重要意义。土壤质地<sup>[3]</sup>、植被的根系特征<sup>[4-5]</sup>及生物结皮<sup>[6-7]</sup>等因素都能够对土壤抗蚀性产生影响,目前诸多学者通过这些影响因素建立相关评价体系,并对土壤抗蚀性进行评价。刘宽梅等<sup>[8]</sup>研究表明,有机质含量、水稳性团聚体、团聚度能较好地表征喀斯特林地土壤抗蚀性强弱,姜兴雪等<sup>[2]</sup>研究指出,南方红壤土壤质量密度、土壤各养分含量、pH 等土壤理化性质与土壤抗蚀性的灰色关联度较高,认为土壤理化性质能够很好地充当土壤抗蚀性的评价指标。土壤崩解是指土壤在静水下抵抗水分分散的能力,是土壤侵蚀发生的前提,常用土壤崩解系数表示,常松涛<sup>[9]</sup>选用土壤崩解系数作为土壤抗蚀性的一项评价指标,研究不同治理模式下土壤崩解系数间的差异性,并认为土壤崩解特性在一定程度上能够很好地表征土壤抗蚀性。

马尾松(*Pinus massoniana*)由于其喜温,对贫瘠的酸性土壤具有较强的适应性,广泛应用于南方水土流失治理工作。福建省长汀县是南方红壤区水土流失最为严重的地区之一,早在 20 世纪 80 年代,福建省将其作为全省水土保持工作的重点<sup>[10]</sup>,并大量种

植马尾松作为先锋树种进行水土流失防治。随着马尾松的大规模种植,长汀县的水土流失强度明显下降,但水土流失面积变化并不显著,同时也出现林分结构简单化,土壤酸化,加之人为不合理开发利用,形成大片的马尾松林退化地等一系列问题<sup>[11]</sup>。针对这些问题,诸多学者对马尾松林与土壤养分之间的关系<sup>[11]</sup>、林下流失斑块治理方案<sup>[12]</sup>和马尾松林地土壤生物学质量变化规律<sup>[13]</sup>等进行细致的研究,各学者的结论都有一共同点,即进行合理的水土保持规划和有效的水土保持措施才能有效控制马尾松林退化现象,保护土地和水资源,实现可持续发展。

前人围绕不同治理模式或不同植被类型之间的土壤抗蚀性差异已经进行诸多研究,但对于土壤崩解特性的研究较少,且对土壤崩解特性的影响因素之间的关系也尚不明晰;加之地域特征、土壤类型、土地利用方式等存在差异,使得在研究方法、内容和结果上也不尽相同。基于此,本研究选择长汀县马尾松侵蚀退化地为研究对象,选取南方红壤区具有代表性的乔灌草混交、全坡面播草和封禁管理 3 种植被恢复措施,通过野外采样、室内模拟试验及对相关指标的测定,研究不同植被恢复措施下表层土壤崩解特性变化特征,以揭示影响南方花岗岩红壤区土壤崩解特性各因素之间的相互作用关系,并得出最优的植被恢复模式,为南方红

壤区植被退化地和水土流失治理提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区概 况

长汀县(25°18'40"—26°02'05"N,116°00'45"—116°39'20"E)位于福建省龙岩市西部,属于中亚热带季风气候区,降水量时空分布不均匀,主要集中在4—9月,多年平均降水量为1701mm<sup>[14]</sup>,年平均气温为18.3~19.3℃。县内土壤类型主要为花岗岩红壤,约占全县面积的4/5,地貌多为丘陵山区,复杂的地形使得长汀县成为典型的“八山一水一分田”山区县。

表 1 试验小区概况

Table 1 Basic information of the experimental plots

植被恢复措施	海拔/m	坡度/(°)	植被覆盖度/%	措施布置方式
CK	320	15	0	马尾松退化裸地,植物生长稀少,自然撂荒,土壤侵蚀严重
E1	320	15	58	对立地条件较好的马尾松林实行禁止有碍植被生长恢复的人类活动
E2	320	15	69	全坡面穴播宽叶雀稗
E3	320	15	90	沿等高线呈品字形种植枫香、木荷、胡枝子和宽叶雀稗

土样于2022年9月采集,土样采集过程中,为增加土壤样品的代表性,遵循均匀分布和随机抽样原则,在不同小区内按“Z”形均匀分布5个2m×2m具有代表性的采样点。每个采样点使用5个100cm<sup>3</sup>环刀(直径约为5.05cm,高5cm)和3个定制箱型取样器(5cm×5cm×5cm)共均匀采取8个表层(0—5cm)土壤作为试验土样,其中5个环刀土样均匀混合后使用3个铝盒称取适量的土样密封进行称重,以作后续土壤含水率的测定;剩余土样用四分法取出1kg左右用自封袋装好,作为测定相关指标的土样,3个定制箱型取样器土样作为土壤崩解试验土样。

1.2.2 测定方法 土壤崩解特性的测定:选取土壤崩解系数<sup>[15]</sup>进行量化,通过原状土崩解法测定。试验装置由支架、崩解槽、天平(精确度为0.01g)和崩解盒等部分组成(图1)。崩解盒底部金属网孔大小为10mm×10mm,崩解盒大小为10cm×10cm,试验操作见参考文献<sup>[16]</sup>,计算公式为:

$$P(T_x) = 1 - 1.6061 \times \frac{M_s + M_x - M(T_x)}{M_s} \quad (1)$$

式中: $P(T_x)$ 为土壤崩解系数; $M_s$ 为装入的土壤样品质量(g); $M_x$ 为空崩解盒浸没在水中时崩解盒的质量(g); $M(T_x)$ 为土样最终不分散状态下崩解盒与土壤样品的质量(g)。

土壤理化指标测定:土壤有机碳含量和全氮通过CN元素分析仪测定;土壤全磷、速效磷通过连续流动分析仪测定;土壤全钾、速效钾通过火焰光度法<sup>[17]</sup>测定;土壤含水率通过将装有土样的铝盒放入烘箱内105℃烘干24h后测定。

### 1.2 研究方 法

1.2.1 样地设置与样品采集 试验小区位于长汀县河田镇内,小区大小为20m×20m,试验小区以马尾松林退化地(CK)为对照组,选取具有代表性的封禁管理(E1)、全坡面播草(E2)和乔灌草条沟模式(E3)3种植被恢复措施作为试验组,各试验小区及对照样地均设置3个重复,所设置的植被恢复措施均于2010年开始实施。为减小区域小环境带来的影响,每个试验小区的海拔、坡度、坡向和土质保持一致,各试验小区基本情况见表1。

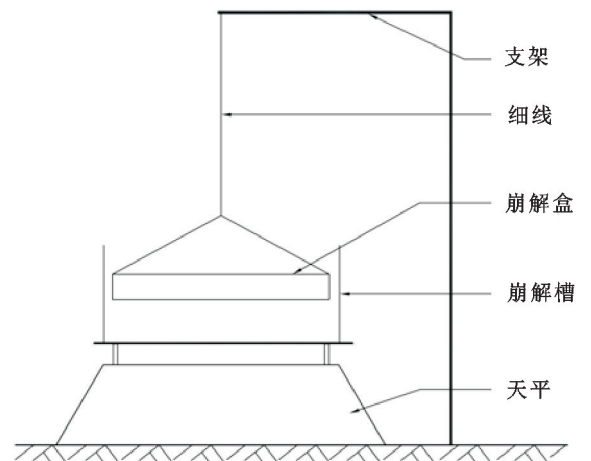


图 1 原状土崩解试验装置

Fig.1 Original soil disintegration experimental device

土壤团聚体指标测定:将土样均匀平铺在干净透气的纸上,放在室内阴凉通风处自行干燥,并将土样中可见的石块动植物残体等剔除,然后称取100g处理过的土样通过湿筛法进行水稳性土壤团聚体相关指标的测定,计算公式为:

$$MWD = \sum_{i=1}^n W_i \bar{X}_i \quad (2)$$

$$GMD = \exp \left[ \sum_{i=1}^n W_i \ln \bar{X}_i \right] \quad (3)$$

式中:MWD为土壤平均重量直径(mm);GMD为土壤几何平均直径(mm); $W_i$ 为*i*级别团聚体的质量百分比(%); $\bar{X}_i$ 为*i*级别团聚体的平均直径(mm)。

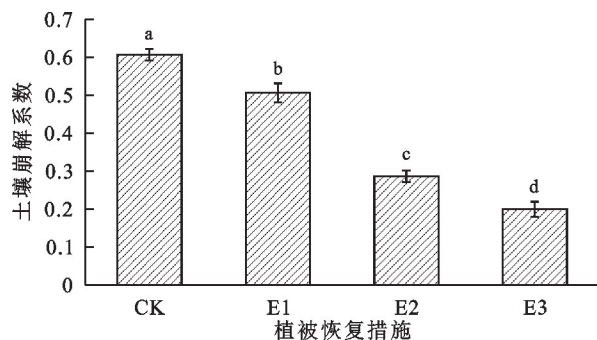
1.2.3 数据处理 使用Excel 2016软件进行基础数据的整理,通过SPSS 26.0软件和Origin 2021对数据进行Spearman相关性分析、主成分分析和通径分

析,用 Duncan 法多重比较来判断差异显著性,并通过字母标记法对不同差异性进行标注区别,使用 CAD 2014、Origin 2021 软件对相关数据进行制图处理。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同植被恢复措施下土壤崩解特征

本研究以土壤崩解系数作为土壤崩解特性的量化指标,土壤崩解系数是指土壤抵抗径流分散的能力,其值越大,土壤越容易发生分散和侵蚀。由图 2 可知,不同植被恢复措施下的土壤崩解系数之间存在显著差异,对照样地 CK、措施 E1、E2、E3 土壤崩解系数分别为 0.61,0.51,0.29,0.20。措施 E1、E2、E3 的土壤崩解系数均明显低于对照样地 CK,且相较于对照样地 CK,措施 E1、E2、E3 分别降低 16.3%,52.5%,67.2%,表明各植被恢复措施均能有效抵抗土体在径流中发生吸水分散和碎粒的过程,增大土粒之间的胶结力,从而说明各植被恢复措施对土壤崩解具有削弱作用,其中措施 E2 和 E3 对土壤崩解的削弱效果能够达到 2 倍以上。各样地土壤崩解系数大小可以表现为 CK>E1>E2>E3。



注:图柱上方不同小写字母表示不同植被恢复措施间差异显著 ( $p < 0.05$ )。下同。

图 2 各植被恢复措施下土壤崩解系数

Fig.2 Soil disintegration coefficient under various vegetation restoration measures

### 2.2 不同植被恢复措施下土壤理化性质特征

2.2.1 不同植被恢复措施下土壤养分特征差异 土壤养分是反映土壤环境质量的重要指标<sup>[18]</sup>,其丰缺程度直接决定着地面植物的长势,进而对土壤抗蚀性产生影响。由表 2 可知,不同植被恢复措施下土壤有机碳含量为 3.14~38.21 g/kg,其中各植被恢复措施之间均存在显著差异,且措施 E1、E2、E3 含量较对照样地 CK 有明显提升,分别比对照样地 CK 增加 5.14, 26.49, 36.07 g/kg。各植被恢复措施中,措施 E2、E3 土壤全氮含量之间差异性并不显著,土壤氮含量仅相差 0.12 g/kg,但二者较对照样地 CK、措施 E1 均存在显著性差异,其中措施 E3 土壤全氮含量最高,为 1.67 g/kg,CK 含量最低,为 0.39 g/kg,相差 1.40 g/kg。E3 全磷含量处于较高水平,为 0.25 g/kg,其含量分别为样地 CK、E1、E2 的 2.5, 4.1, 2.3 倍,样地 CK、E1、E2 之间全磷含量差异并不显著。各植被恢复措施下速效磷含量仍然以措施 E3 含量最高,达 101.7 mg/kg,明显高于其他措施,并与其他措施差异显著,在所有措施占比中达到 91.2%。各植被恢复措施中,土壤全钾含量为 1.08~6.32 g/kg,各措施之间土壤全钾含量差异显著,措施 E3 的全钾含量明显高于其他措施,其中措施 E1、E2 和 E3 土壤全钾含量较于对照样地 CK 分别增加 72.2%, 27.6%, 485.2%。措施 E3 土壤速效钾含量最高,为 0.30 g/kg,与措施 E2、E1、对照样地 CK 均存在显著差异,其中对照样地 CK 和措施 E1 之间速效钾含量相同,为 0.09 g/kg。总体而言,各植被恢复措施相较于对照样地 CK,土壤养分特征均有显著提高,随着土壤崩解系数的降低,各土壤养分特征整体上呈显著上升趋势,表明土壤养分含量与土壤抗蚀性呈正相关,且各措施对土壤养分特征的改善效果表现为 E3>E2>E1>CK。

表 2 不同植被恢复措施下土壤养分特征

Table 2 Soil nutrient characteristics under different vegetation restoration measures

治理措施	有机碳含量/ (g · kg <sup>-1</sup> )	全氮含量/ (g · kg <sup>-1</sup> )	全磷含量/ (g · kg <sup>-1</sup> )	速效磷含量/ (mg · kg <sup>-1</sup> )	全钾含量/ (g · kg <sup>-1</sup> )	速效钾含量/ (g · kg <sup>-1</sup> )
CK	3.14±0.05d	0.39±0.01c	0.10±0.01b	1.10±0.80b	1.08±0.04d	0.09±0.03c
E1	8.28±0.20c	1.34±0.19b	0.06±0.03b	2.00±0.10b	1.86±0.10b	0.09±0.04c
E2	27.83±1.49b	1.67±0.26a	0.11±0.02b	6.70±0.06b	1.35±0.02c	0.16±0.03b
E3	38.21±0.50a	1.79±0.02a	0.25±0.02a	101.70±12.60a	6.32±0.02a	0.30±0.05a

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同小写字母表示不同植被恢复措施下同种养分含量存在显著差异 ( $p < 0.05$ )。

2.2.2 不同植被恢复措施下土壤含水率差异 土壤水分作为土壤理化性质的重要组成部分,是判定土壤改良效益的重要指标<sup>[19]</sup>,其变化特征在一定程度上反映土壤抗蚀性的强弱。由图 3 可知,不同植被恢复措施的土壤含水率为 14.33%~35.45%,各植被恢复措施土壤含水率之间存在显著差异。对照样地 CK 由

于缺乏地表植被覆盖,阳光能直接照射地表,使得土壤水分因地表增温加快而降低,导致土壤含水量为各样地中最低,仅有 14.33%。措施 E1、E2、E3 土壤含水率相较于对照样地 CK 分别增加 13.26%, 37.19%, 147.38%。措施 E3 土壤含水率明显高于其他样地,各样地土壤含水率呈现与土壤崩解系数相反的变化趋

势。将土壤崩解系数与土壤含水率进行拟合发现,二者之间在 0.01 水平上呈极显著的一元二次函数关系,其拟合方程为  $Y=12.103X^2-7.837X+1.511$ ,相关系数  $R^2=0.92$ 。从函数关系可知,土壤含水率对土壤抗蚀性的影响存在阈值,根据一元二次函数性质,当土壤含水率越接近 32% 时,土壤崩解系数越小。

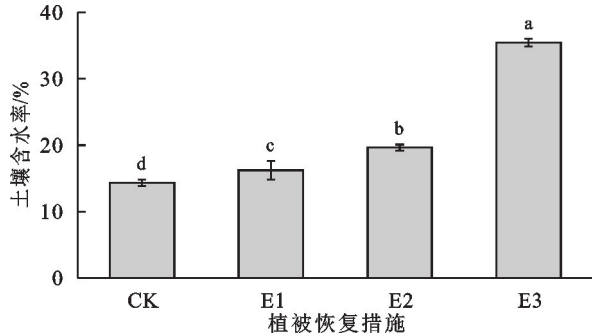


图 3 Soil moisture content under various vegetation restoration measures

2.2.3 不同植被恢复措施下土壤团聚体特征 土壤团聚体是土壤颗粒在各种有机和无机胶结剂的作用下形成的土壤基本结构单元,团聚体粒径及水稳性团聚体粒径与土壤抗蚀能力密切相关<sup>[20]</sup>。由图 4 可知,各措施样地 <0.25 mm 团聚体含量分别为 29.31% (E1)、22.12% (E2) 和 13.36% (E3),均明显低于对照样地 CK (49.03%),通过方差分析 (ANOVA) 发现,各植被恢复措施存在显著性差异 ( $p < 0.05$ )。0.25~1 mm 团聚体含量以措施 E1 含量最多,为 35.92%,措施 E3 次之,为 29.69%,二者差异性并不显著 ( $p < 0.05$ ),但与对照样地 CK (20.88%) 和措施 E3 (17.16%) 存在显著差异。1~2 mm 土壤团聚体含量最大值出现在措施 E2 (20.27%),分别为对照样地 CK、措施 E1 和 E3 的 1.32, 1.06, 2.58 倍,其中措施 E3 与其余各样地均存在显著差异 ( $p < 0.05$ ),而措施 E1、E2 之间的差异性并不显著。2~5 mm 团聚体含量为 11.45%~36.65%,其中最大值出现在措施 E3,最小值出现在措施 E2,对照样地 CK 和措施 E1 含量相近,分别为 14.00% 和 13.80%。>5 mm 团聚体含量出现在措施 E3 (24.98%),措施 E2 (16.46%) 次之,二者存在显著差异性 ( $p < 0.05$ );措施 E1 和对照样地 CK 的 >5 mm 土壤团聚体含量分别仅为 1.86% 和 0.68%,二者也同样存在显著差异性 ( $p < 0.05$ )。

由图 4 可知,对照样地 CK 的 <0.25 mm 团聚体占比最大,措施 E1 和 E2 的 0.25~1 mm 团聚体占比最大,而措施 E3 的 2~5 mm 团聚体含量最大。各措施相较于对照样地 CK 的土壤团聚体粒径分布均有从小粒径向大粒径迁移的趋势,较大的团聚体粒径有

利于稳定土壤结构。大团聚体通常指代直径 >0.25 mm 的土壤团聚状结构单位 ( $R_{0.25}$ ),是评判土壤结构稳定性的主要衡量指标,其中对照样地 CK 的  $R_{0.25}$  值占总团聚体的 50.97%,措施 E1 的  $R_{0.25}$  值占总团聚体的 70.69%,措施 E2 的  $R_{0.25}$  值占总团聚体的 77.88%,措施 E3 的  $R_{0.25}$  占总团聚体的 86.64%,说明措施 E3 具有较好的土壤结构,能够起到很好的水土保持功效。

土壤团聚体几何平均直径 (GMD) 是定量分析团聚体结构好坏和稳定性的重要参数,土壤团聚体平均重量直径 (MWD) 则可以体现土壤内部颗粒分布情况,一般认为二者数值越大,土壤团聚体分布状况与稳定性越好<sup>[21]</sup>。由图 5 可知,各有措施样地下的 MWD 和 GMD 均明显高于对照样地 CK,且在 0.05 水平上差异性显著。其中措施 E3 下的 MWD 和 GMD 最大,分别为 2.79, 1.87 mm, MWD 是措施 E2、E1 和对照样地 CK 的 1.57, 2.42, 2.82 倍, GMD 是措施 E2、E1 和对照样地 CK 的 1.79, 2.54, 3.16 倍;措施 E2 的 MWD 和 GMD 次之,分别为 1.77, 1.05 mm, 其中 MWD 比对照样地 CK 提高 78.79%, GMD 比对照样地 CK 提高 77.97%。

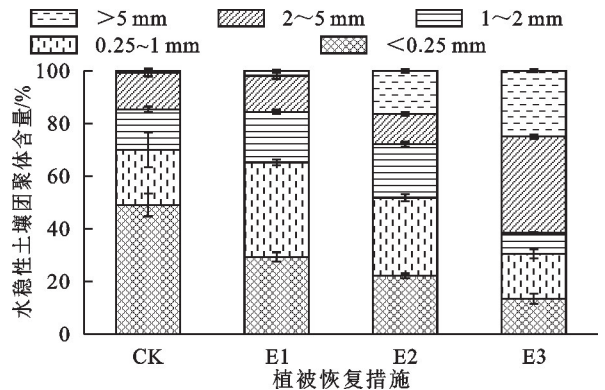


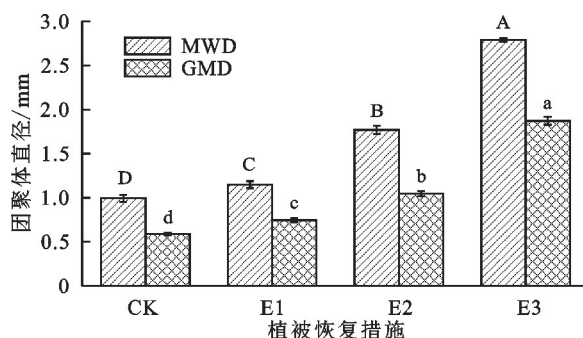
图 4 The content of water stable aggregates under various vegetation restoration measures

2.3 影响土壤崩解特性因素的主成分分析

将各影响因素通过 SPSS 软件进行 KMO 和 Bartlett 球形检验发现,其 KMO 检验值为 0.725 > 0.600, Bartlett 检验值显示为 0 < 0.01, 表明各影响因素适合进行因子分析。对各土壤抗蚀性影响因素进行主成分分析 (表 3), 提取出的前 2 个主成分 PC1、PC2 方差贡献率分别为 87.780% 和 8.741%, 主成分 PC1 贡献率远大于主成分 PC2, 二者累计贡献率达到 96.321%, 说明在信息损失量允许范围内, PC1 和 PC2 2 个主成分基本能够反映土壤崩解特性。

根据表 3 内主成分其初始因子及因子载荷显示, GMD、MWD、含水率、速效钾、速效磷、全钾、全磷、有机碳在主成分 PC1 中的载荷系数符号为正且均较

高,其中 GMD 的载荷系数最高,而全氮在 PC2 中的载荷系数较高。说明土壤团聚体特征、含水率和大部分土壤养分特征可以被主成分 PC1 良好解释,全氮可以被主成分 PC2 良好解释,载荷图结果可以显示,主成分 PC1 主要反映土壤崩解特性的信息,而主成分 PC2 主要反映全氮的信息,故土壤团聚体特征、含水率、速效钾、速效磷、全钾、全磷、有机碳为影响土壤崩解特性的主要因素。主成分 PC1 中 GMD、含水率和 MWD 的载荷系数较为接近,表明这 3 个影响因素之间关系较为密切,之间存在相互影响。同理,在主成分 PC2 中速效钾和含水率,全钾和速效磷也存在相互影响。



注:图柱上方不同大写字母表示不同植被恢复措施下 MWD 存在显著差异 ( $p < 0.05$ );不同小写字母表示不同植被恢复措施下 GMD 存在显著差异 ( $p < 0.05$ )。

图 5 各植被恢复措施下 MWD 和 GMD

Fig.5 MWD and GMD of soil aggregates under various vegetation restoration measures

#### 2.4 影响土壤崩解特性因素的通径分析

通径分析可以通过对自变量和因变量之间表面直接相关性的分解,来研究自变量对因变量的直接重要性和间接重要性,从而为统计决策提供可靠的依据<sup>[22]</sup>。为进一步分析土壤抗蚀性与各影响因素的直接和间接关系,通过 SPSS 26.0 软件将土壤崩解系数与各影响因素进行通径分析。

表 4 崩解系数与各影响因素双变量相关性

Table 4 The bivariate correlations between disintegration coefficient and various influencing factors

因素	Y	X <sub>0</sub>	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	X <sub>4</sub>	X <sub>5</sub>	X <sub>6</sub>	X <sub>7</sub>	X <sub>8</sub>
Y	1.000	-0.926**	-0.967**	-0.783**	-0.837**	-0.856**	-0.843**	-0.915**	-0.976**	-0.965**
X <sub>0</sub>		1.000	0.885**	0.659*	0.943**	0.974**	0.966**	0.937**	0.973**	0.987**
X <sub>1</sub>			1.000	0.835**	0.789**	0.788**	0.758**	0.885**	0.957**	0.929**
X <sub>2</sub>				1.000	0.448	0.531	0.565	0.624*	0.733**	0.716**
X <sub>3</sub>					1.000	0.932**	0.912**	0.955**	0.905**	0.915**
X <sub>4</sub>						1.000	0.983**	0.866**	0.927**	0.955**
X <sub>5</sub>							1.000	0.863**	0.906**	0.942**
X <sub>6</sub>								1.000	0.931**	0.928**
X <sub>7</sub>									1.000	0.995**
X <sub>8</sub>										1.000

注:\*表示  $p < 0.05$  水平上显著相关;\*\*表示  $p < 0.01$  水平上显著相关。下同。

<http://stbxb.alljournal.com.cn>

表 3 主成分特征根、方差贡献率与荷载矩阵

Table 3 Principal component characteristic root, variance contribution rate and load matrix

主成分	特征根	方差贡献率/%	累计方差贡献率/%	初始因子	因子载荷
PC1	7.900	87.780	87.780	GMD	0.996
				含水率	0.992
				MWD	0.990
				速效钾	0.952
				速效磷	0.952
				全钾	0.943
				全磷	0.935
				有机碳	0.926
				全氮	0.713
				全氮	0.680
				有机碳	0.311
PC2	0.769	8.741	96.321	MWD	0.065
				GMD	0.014
				速效钾	-0.058
				含水率	-0.082
				全钾	-0.214
				速效磷	-0.240
				全磷	-0.340

首先将土壤崩解系数与各影响因素做双变量相关性分析(表 4),其中将土壤崩解系数定义为 Y,土壤含水率、有机碳、全氮、全磷、速效磷、全钾、速效钾、MWD 和 GMD 分别定义为 X<sub>0</sub>、X<sub>1</sub>、X<sub>2</sub>、X<sub>3</sub>、X<sub>4</sub>、X<sub>5</sub>、X<sub>6</sub>、X<sub>7</sub>和 X<sub>8</sub>。结果显示,其中与土壤崩解系数(Y)与各影响因素均在 0.01 水平上呈显著相关性,且各因素之间也同样存在显著相关性( $p < 0.01$ )。为确保消除各因素之间因为存在共线性对回归方程造成的影响,将所输入的自变量通过逐步回归方式进行加入和剔除(剔除标准为显著水平  $> 0.05$ ),直至建立最优的回归方程(表 5),只有 2 个影响因素通过模型的构建,土壤崩解系数(Y)与影响因素之间的土壤崩解特性方程可以表示为: $Y = 0.952 + 2.695X_5 - 0.522X_8$ 。

由表 5 可知,速效磷( $X_5$ )和 GMD( $X_8$ )对土壤崩解特性的直接通径系数分别为 0.754 和 1.686,结合相关系数-0.843 和-0.965 可知,二者对土壤崩解特性均表现为直接负效应,且 GMD 对土壤崩解特性的直接负效应更为显著。速效磷( $X_5$ )通过 GMD( $X_8$ )对土壤崩解特性的间接通径系数为-1.588,GMD( $X_8$ )通过速效磷( $X_5$ )对土壤崩解特性的间接通径系数为 0.710,表明随着 GMD( $X_8$ )的增加显著降低速效磷( $X_5$ )对土壤崩解特性的直接作用,间接作用大于直接作用;而速效磷( $X_5$ )的增加促进 GMD( $X_8$ )对土壤崩解特性的直接作用,直接作用大于间接作用。说明在土壤崩解特性的影响因素中,GMD( $X_8$ )起主导控制作用,与主成分分析结果相吻合。

表 5 相关因素与土壤崩解系数的通径分析

Table 5 Path analysis of correlation factors and soil disintegration coefficient

自变量	未标准化 系数	直接通径 系数	相关系数	间接通径系数	
				$X_5-Y$	$X_8-Y$
(常量)	0.952	—	—	—	—
$X_5$	2.695	0.754	-0.843**	—	-1.588
$X_8$	-0.522	1.686	-0.965**	0.710	—

### 3 讨论

植物物种丰富度和覆盖度对于提高土壤结构稳定具有一定作用。本研究发现,各植被恢复措施下土壤崩解特性与对照样地马尾松林退化地相比有明显的改善,各植被恢复措施中,乔灌草条沟模式(E3)的土壤崩解特性最弱,全坡面播草(E2)次之,封禁管理(E1)的土壤崩解特性最强,与张华渝等<sup>[23]</sup>在滇中尖山河小流域对林地、园地等不同土地利用类型的土壤抗蚀性研究结果类似,都表明对于不同的土地利用类型其土壤抵抗水的分散的能力不同。

措施 E3 和措施 E2 显著提高草灌层的覆盖度,使得土壤避免阳光直射,减少水分的蒸发,从而增大土壤含水率。王辅等<sup>[24]</sup>也认为,地表植被覆盖度的高低能够直接影响土壤含水率的高低,土壤水分是土壤颗粒的胶结剂之一,一定含量的土壤水分能够为土壤颗粒提供吸力,使得土壤颗粒之间的空隙变小,减小土壤崩解的可能性,与本研究的结果相一致。张亚英<sup>[25]</sup>研究了土壤含水率对土壤抗剪切强度之间的关系发现,当含水率高于 25% 时,土壤抗剪切强度下降,与本研究结果得出的 32% 阈值存在差异,可能因为张亚英<sup>[25]</sup>所研究的土样采自陕西的黄土,由于本研究的土壤类型为红壤,而红壤的黏性较强,能够锁住较多的水分,因此阈值较高。

不同植被恢复措施的土壤养分特征相较于对照样地 CK 均有不同程度的增加,其中提升效果最明显的为措施 E3。措施 E3 在实施过程中,在生物措施方面通过提高植被覆盖度和物种丰富度,为土壤提供充足的养分来源及增强群落的稳定性;在工程措施方面通过挖沟改变微地形,促进土壤碳、氮、磷、钾等养分的积累,进而降低土壤的崩解特性,姜兴雪等<sup>[2]</sup>研究也表明,生物措施与工程措施相结合是增强土壤抗蚀性效果最好的一种治理模式。在土壤崩解特性与各土壤养分特征的相关性上,本研究的结果显示,土壤崩解特性均与土壤养分特征呈负相关,与刘川<sup>[26]</sup>在探究土壤抗冲抗蚀性与土壤养分元素之间关系中得出的结论一致。

本研究中,不同植被恢复措施下的水稳性团聚体各粒径分布均有不同程度的变化,<0.25 mm 和 >2 mm 水稳性团聚体与土壤崩解特性的关系分别为负相关和正相关,与马中浩<sup>[27]</sup>针对玉米成长过程的研究中,得出的土壤抗蚀性与土壤水稳性团聚体之间呈负相关( $p < 0.01$ )的结论一致,其主要原因是植被恢复措施增加地表凋落物量,提高土壤有机质含量,促进黏粒、粉粒和小粒径团聚体向大团聚体转变,使得土壤颗粒间的黏聚力提升<sup>[28]</sup>,降低了土壤崩解特性。良好的土壤团聚体结构是土壤水分、养分转化输送和微生物生存活动的重要载体和生存空间<sup>[29-30]</sup>。措施 E3 的 MWD 和 GMD 最大,表明土壤团聚体稳定性高,使得土壤流失量减少,土壤肥力相应得到提高,有利于植物种子和幼苗的发芽和生长,从而增强土壤抗崩解的能力,赵锦梅等<sup>[31]</sup>的研究也表明,水稳性团聚体粒径分布特征与 GMD 对土壤抗崩解能力有着重要影响。

本研究通过相关性分析、主成分分析和通径分析,研究土壤崩解特性的影响因素之间的关系。主成分分析结果显示,第 1 个主成分能够更好反映土壤崩解特性的信息,其中 GMD、MWD、含水率、速效钾、速效磷、全钾、全磷、有机碳均为土壤崩解特性的主要影响因子,但对各因子影响土壤崩解特性的路径不能较好明晰,且由于各因子之间具有显著相关性而存在重叠效应,故引用通径分析使得结果更加客观明晰。通径分析结果显示,GMD 和速效磷均可对土壤崩解特性造成直接影响,其中 GMD 起主导控制作用,速效磷的间接作用大于直接作用,表现在速效磷的增加间接促进 GMD 对土壤崩解特性的作用,这也解释主成分分析中 GMD 对土壤崩解特性的载荷系数最大,速效磷对土壤崩解特性小于前者,且二者存在相互关联的结果,与姜兴雪等<sup>[2]</sup>研究认为的水稳性团聚体特征是影响土壤抗

蚀性主要因子的结论相类似,是因为在水的崩解作用下,使得水稳性大团聚体转化为小粒级的水稳性团聚体,提高微团聚体的比例<sup>[32]</sup>,而微团聚体之间的胶结性较弱,从而使得土壤容易发生崩解。GMD 作为直观反映团聚体结构的好坏和稳定性的指标,能够很好地量化大团聚体及团聚体粒径变化趋势,进而其数值大小能够直接影响土壤崩解特性的强弱。土壤速效磷对土壤崩解特性的协调控制主要体现在 2 个方面:一方面,其能够促进植物根系的发育,在一定程度上决定植物吸收水分和养分的能力。速效磷的提高同样能够刺激植物对土壤中氮、钾元素的吸收,进而促进植物的生长发育<sup>[33]</sup>,植物的生长状况得到改善也使得土壤结构更加趋于稳定,即通过影响植物生长状况进而影响土壤崩解特性。另一方面,速效磷具有良好的黏附性,能够很好地与土壤微粒结合,从而形成大团聚体,即速效磷能够通过影响大团聚体的形成,进而对土壤崩解特性造成影响,与本研究结果一致。

## 4 结论

(1) 植被恢复措施能够显著降低土壤崩解特性。不同植被恢复措施下的土壤崩解特性的大小为 CK>E1>E2>E3。措施 E3、E2、E1 均显著提高样地植被覆盖率、土壤各养分含量、含水率及水稳性大团聚体含量,减弱土壤崩解特性,其中措施 E3 的各相关指标与土壤崩解特性相较于对对照样地 CK 减弱效果最大,表明生物措施与工程措施相结合能够更有效地改善土壤崩解特性。

(2) 土壤崩解特性的强弱受多种因素影响。土壤崩解特性与各影响因素的主成分分析表明,GMD、MWD、含水率、速效钾、速效磷、全钾、全磷、有机碳为影响土壤崩解特性的主要因子。

(3) 不同影响因素对土壤崩解特性的作用方式不同。GMD 对土壤崩解特性的直接控制作用最为显著,而速效磷主要通过促进土壤大团聚体的形成间接对土壤崩解特性产生影响。

### 参考文献:

- [1] 邱陆旸.浙江省瓯江流域源头区林地土壤抗蚀特性及影响因素研究[D].杭州:浙江大学,2016.  
 QIU L Y. Study on soil anti-erosion characteristics and influencing factors of woodland in the source area of Oujiang River Basin in Zhejiang Province[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2016.
- [2] 姜兴雪,查瑞波,毛兰花,等.花岗岩红壤侵蚀退化地不同治理模式土壤抗蚀性评价[J].水土保持学报,2021,35(6):31-37.

- JIANG X X, ZHA R B, MAO L H, et al. Evaluation of soil erosion resistance under different treatment modes in erosion degraded land of granite red soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(6): 31-37.
- [3] 张振国,黄建成,焦菊英,等.安塞黄土丘陵沟壑区退耕地植物群落土壤抗蚀性分析[J].水土保持研究,2008,15(1):28-31.  
 ZHANG Z G, HUANG J C, JIAO J Y, et al. Analysis on erosion resistance of different vegetation communities in abandoned lands in An'sai hilly-gully loess region[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2008, 15(1): 28-31.
- [4] LI Q, LIU G B, ZHANG Z, et al. Effect of root architecture on structural stability and erodibility of topsoils during concentrated flow in hilly Loess Plateau[J]. Chinese Geographical Science, 2015, 25(6): 757-764.
- [5] 张军,谢旭姣,韦小茶,等.典型喀斯特地区不同龄级马尾松林土壤抗蚀性研究[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2023,51(3):51-61.  
 ZHANG J, XIE X J, WEI X C, et al. Soil anti-erodibility under *Pinus massoniana* forest at different ages in typical Karst area [J]. Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition), 2023, 51(3): 51-61.
- [6] 张思琪,张科利,马芊红.喀斯特坡面生物结皮发育对土壤抗蚀性能的影响[J].水土保持学报,2023,37(5):64-70.  
 ZHANG S Q, ZHANG K L, MA Q H. Effects of biological soil crusts development on soil anti-erodibility on Karst slope[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2023, 37(5): 64-70.
- [7] GAO L Q, BOWKER M A, XU M X, et al. Biological soil crusts decrease erodibility by modifying inherent soil properties on the Loess Plateau, China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 105: 49-58.
- [8] 刘宽梅,周秋文.典型喀斯特森林土壤的抗蚀性[J].生态学报,2020,40(2):568-577.  
 LIU K M, ZHOU Q W. Study on soil anti-erodibility of typical Karst forests[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(2): 568-577.
- [9] 常松涛.南方红壤区不同治理模式对马尾松林下水土流失的调控作用研究[D].福州:福建师范大学,2020.  
 CHANG S T. Effects of different management models on soil and water loss under *Pinus massoniana* forest in red soil region of South China[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2020.
- [10] 曾金华,钟炳林.长汀县水土流失演变及今后治理对策[J].福建水土保持,2002,14(4):37-39.  
 ZENG J H, ZHONG B L. Development of soil erosion and management counterpart measure in future of Changting County [J]. Fujian Soil and Water Conservation, 2002, 14(4): 37-39.



- [11] 刘根华,查轩,周文芳,等.严重侵蚀退化马尾松林地植被恢复土壤养分的制约性因子[J].水土保持通报,2016,36(5):34-39.  
LIU G H, ZHA X, ZHOU W F, et al. Soil nutrient restriction factors in serious eroded and degraded *Pinus massoniana* woodland[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016, 36(5): 34-39.
- [12] 张腾飞,查轩,黄少燕.南方花岗岩红壤侵蚀区马尾松林下流失斑成因及治理技术研究[J].亚热带水土保持,2013,25(4):44-48.  
ZHANG T F, ZHA X, HUANG S Y. Study on the causes and control techniques of loss spots under *Pinus massoniana* forest in granite red soil erosion area of South China[J]. Subtropical Soil and Water Conservation, 2013, 25(4): 44-48.
- [13] 王晓龙,胡锋,李辉信,等.侵蚀退化红壤自然恢复下土壤生物学质量演变特征[J].生态学报,2007,27(4):1404-1411.  
WANG X L, HU F, LI H X, et al. Characteristics of biological property of erosive degraded red soil under nature restoration[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(4): 1404-1411.
- [14] 龙岩市水利局.龙岩市水资源公报(2021年)[EB/OL].(2023-01-02)[2024-05-19].<http://slj.longyan.gov.cn/zwgk/tjxx/>.  
Longyan Water Resources Bureau. Longyan Water Resources Bulletin (2021)[EB/OL].(2023-01-02)[2024-05-19].<http://slj.longyan.gov.cn/zwgk/tjxx/>.
- [15] 王健,马璠,张鹏辉,等.干湿交替对黄土崩解速度的影响[J].土壤学报,2015,52(6):1273-1279.  
WANG J, MA F, ZHANG P H, et al. Effect of wet-dry alternation on loess disintegration rate[J]. Acta Pedologica Sinica, 2015, 52(6): 1273-1279.
- [16] 陈东,王道杰,陈晓艳,等.一种测定土壤崩解动态的方法[J].土壤,2013,45(6):1137-1141.  
CHEN D, WANG D J, CHEN X Y, et al. Method to show dynamic process of soil disintegration[J]. Soils, 2013, 45(6): 1137-1141.
- [17] 文春玉,徐明,聂坤,等.亚热带山地马尾松-甜槠针阔混交林土壤养分空间分布特征与合理取样[J].土壤,2023,55(6):1244-1250.  
WEN C Y, XU M, NIE K, et al. Spatial distribution characteristics of soil nutrients and reasonable soil sampling in subtropical *Pinus massoniana*-*Castanopsis eyrei* mixed forest[J]. Soils, 2023, 55(6): 1244-1250.
- [18] 贾朋远,林治家,陈珍宝,等.湖南省新化县土壤养分空间变异特征及影响因素[J].农业与技术,2023,43(24):72-79.  
JIA P Y, LIN Z J, CHEN Z B, et al. Spatial variability characteristics and influencing factors of soil nutrients in Xinhua County, Hunan Province[J]. Agriculture and Technology, 2023, 43(24): 72-79.
- [19] 潘加朋,张克存,安志山,等.基于黏土沙障的复配土壤对土壤水分特征影响对比分析[J].水土保持研究,2024,31(1):88-95.  
PAN J P, ZHANG K C, AN Z S, et al. Comparative analysis of the effects of compound soil based on clay sand barrier on soil moisture characteristics[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2024, 31(1): 88-95.
- [20] ZHU G Y, SHANGGUAN Z P, DENG L. Variations in soil aggregate stability due to land use changes from agricultural land on the Loess Plateau, China[J]. Catena, 2021, 200: e105181.
- [21] 海龙,姚拓,张春红,等.黄土丘陵沟壑区不同年限苜蓿地土壤水稳性团聚体分布特征及稳定性研究[J].干旱地区农业研究,2020,38(5):51-56.  
HAI L, YAO T, ZHANG C H, et al. Distribution characteristics and stability of water-stable soil aggregates in different alfalfa growth years in Loess Hilly-Gully Region[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2020, 38(5): 51-56.
- [22] 杜家菊,陈志伟.使用SPSS线性回归实现通径分析的方法[J].生物学通报,2010,45(2):4-6.  
DU J J, CHEN Z W. Method of path analysis with SPSS linear regression[J]. Bulletin of Biology, 2010, 45(2): 4-6.
- [23] 张华渝,王克勤,宋娅丽.滇中尖山河流域不同土地利用类型土壤抗蚀性[J].水土保持学报,2019,33(5):50-57.  
ZHANG H Y, WANG K Q, SONG Y L. Soil erosion resistance under different land use types in Jianshan River watershed in middle Yunnan Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(5): 50-57.
- [24] 王辅,何倩,赵强,等.黄土丘陵沟壑区植被恢复过程中水保林地土壤水分变化:以平凉市葫芦河流域为例[J].中国水土保持,2023(8):17-21.  
WANG F, HE Q, ZHAO Q, et al. Soil moisture changes in soil and water conservation forests during vegetation restoration in the loess hilly and gully areas[J]. Soil and Water Conservation in China, 2023(8): 17-21.
- [25] 张亚英.含水率对土体抗剪强度影响研究[J].江西建材,2023(9):32-33.  
ZHANG Y Y. Research on the influence of water content on the shear strength of soil[J]. Jiangxi Building Materials, 2023(9): 32-33.
- [26] 刘川.严重侵蚀退化地植被恢复对土壤抗冲抗蚀性影响研究[D].福州:福建师范大学,2018.  
LIU C. Study on the influence of vegetation restoration on soil erosion and erosion resistance in severely eroded and degraded land[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2018.

- 研究[J].人民黄河,2014,36(6):93-96.
- YANG J S, YAO W Y, WANG L L. Study on the regularity and mechanism of gravity erosion in the loess gully[J]. Yellow River, 2014, 36(6):93-96.
- [27] 张发民, 杜兰兰, 袁瀛, 等. 土壤侵蚀和沉积对土壤理化性状的影响[J]. 水土保持学报, 2021, 35(6):161-167.
- ZHANG F M, DU L L, YUAN Y, et al. Effects of soil erosion and deposition on soil physical and biochemical properties[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(6):161-167.
- [28] 陈佳, 范萍萍, 龙文涛, 等. 土壤侵蚀对重金属迁移的作用规律与机制研究进展[J]. 水土保持研究, 2024, 31(1):460-470.
- CHEN J, FAN P P, LONG W T, et al. Research progress in mechanism of impact of soil erosion on heavy metal migration[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2024, 31(1):460-470.
- [29] 张庚, 王志强, 朱喆, 黄土丘陵沟壑区坡体稳定性影响因素分析[J]. 水土保持学报, 2022, 36(3):107-114.
- ZHANG G, WANG Z Q, ZHU Z. Analysis on influencing factors of slope stability in loess hilly and Gully Region [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2022, 36(3):107-114.
- (下转第 35 页)
- [27] 马中浩. 南方红壤区玉米生育期坡地土壤抗侵蚀性特征[D]. 武汉: 华中农业大学, 2016.
- MA Z H. Anti-erosion characteristics of sloping land soil during maize growth period in red soil region of South China[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2016.
- [28] BARANIAN KABIR E, BASHARI H, MOSADDEGHI M R, et al. Soil aggregate stability and organic matter as affected by land-use change in central Iran[J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2017, 63(13):1823-1837.
- [29] 褚冰杰, 余光辉, 刘飞飞, 等. 土壤微团聚体中矿物-有机复合体特征[J]. 土壤学报, 2017, 54(6):1451-1458.
- CHU B J, YU G H, LIU F F, et al. Characterization of mineral-organic complex in soil microaggregates with synchrotron radiation infrared micro-imaging method [J]. Acta Pedologica Sinica, 2017, 54(6):1451-1458.
- [30] 代文才, 高明, 王子芳, 等. 紫色丘陵区不同土地利用方式土壤剖面微团聚体组成及分形特征[J]. 水土保持学报, 2016, 30(6):259-264.
- DAI W C, GAO M, WANG Z F, et al. Composition and fractal features of soil micro-aggregates under different land-use types in purple hilly area[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2016, 30(6):259-264.
- [31] 赵锦梅, 徐长林, 马瑞, 等. 东祁连山不同高寒灌丛草地土壤抗蚀性研究[J]. 水土保持学报, 2016, 30(5):119-123.
- ZHAO J M, XU C L, MA R, et al. Study on soil anti-erodibility of different alpine shrub grassland in eastern Qilian Mountain[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2016, 30(5):119-123.
- [32] 陈琳, 王健, 宋鹏帅, 等. 降雨对坡耕地地表结皮土壤水稳性团聚体变化研究[J]. 灌溉排水学报, 2020, 39(1):98-105.
- CHEN L, WANG J, SONG P S, et al. Effect of rainfall on water stability aggregates of crust soil on slope surface[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(1):98-105.
- [33] 赵向玲. 施加生物炭基磷肥对西北针茅光合特征和根系生长的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2023.
- ZHAO X L. Effects of applying biochar-based phosphate fertilizer on photosynthetic characteristics and root growth of *Stipa northwest* [D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2023.