

不同植被恢复策略对贵州喀斯特生态系统土壤渗透特性的影响

程汉亭^{1,3,4}，李勤奋^{1,3,4}，王晓敏²，卢天禹²，张显波²

(1.中国热带农业科学院环境与植物保护研究所,海口 570100; 2.贵州省亚热带作物研究所, 贵州 兴义 562400;
3.海南省热带生态循环农业重点实验室,海口 570100; 4.农业部儋州农业环境科学观测实验站,海口 570100)

摘要：旨在探讨不同植被恢复策略对土壤入渗特征空间变化的影响,通过对贵州石漠化治理试验区自然草灌木混合林、次生林地、退耕自然生草地、芒果地、坚果地及玉米地的土壤容重、土壤孔隙度、土壤有机质和土壤渗透特性的分析。结果表明:不同植被恢复策略下土壤容重、孔隙度和有机质含量存在显著差异,具体表现为自然植被恢复(草—灌木混合林和次生林地)和秸秆还田种植方式均能有效降低土壤容重,增加土壤孔隙度。随着土层深度增加,土壤容重呈增大趋势,土壤孔隙度和有机质含量变化趋势相反;植被恢复方式和土层深度显著改变了土壤的水分渗透特性,自然植被恢复(草—灌木混合林和次生林地)土壤渗透性能高于人工植被恢复(芒果地和坚果地),主要是因为自然植被恢复下土壤扰动小,植物根系和凋落物增加,从而改变土壤物理性质,降低土壤容重,提高土壤孔隙度的综合效益。随着土层深度增加,土壤稳渗速率和累积入渗量减小。通过测定不同植被恢复方式的土壤水文特征,为喀斯特地区植被恢复方式及土壤入渗性能评估提供科学依据。

关键词：喀斯特; 植被恢复; 土壤; 渗透特性

中图分类号：S152.7⁺2 **文献标识码：**A **文章编号：**1009-2242(2020)06-0110-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.06.017

Effects of Different Vegetation Restoration Strategies on Soil Penetrability of Karst Ecosystem in Guizhou Province

CHENG Hanting^{1,3,4}, LI Qinfen^{1,3,4}, WANG Xiaomin², LU Tianyu², ZHANG Xianbo²

(1.Environment and Plant Protection Institute, Chinese Academy of Tropical Agricultural Sciences, Haikou 570100; 2.Subtropics Crops Research Institute of Guizhou, Xingyi, Guizhou 562400;
3.Hainan Key Laboratory of Tropical Ecological Circular Agriculture, Haikou 570100; 4.Danzhou

Agricultural Environmental Science Observation and Experiment Station of Ministry of Agriculture, Haikou 570100)

Abstract: In recent years, the influence of vegetation restoration on soil infiltration process in different ecosystems has been a hot topic. The purpose of this study was to explore the influence of different vegetation restoration strategies on the spatial change of soil infiltration characteristics. Through the analysis of soil bulk density, soil porosity, soil organic matter, and soil penetrability characteristics of natural grass shrub mixed forest, secondary forest land, natural grassland, mango land, nut land, and corn land in the experimental area of rocky desertification control in Guizhou, the results showed that: For different vegetation restoration strategies, there are significant differences in soil bulk density, porosity, and organic matter content, which are manifested in natural vegetation restoration (grass shrub mixed forest and secondary forest land) and straw returning planting mode can effectively reduce soil bulk density and increase soil porosity. With the increase of soil depth, soil bulk density increased, soil porosity and organic matter content changed in the opposite direction. Different vegetation restoration methods and soil depth significantly changed the soil water permeability characteristics, among which, the soil permeability of natural vegetation restoration (grass shrub mixed forest and secondary forest land) was higher than that of artificial vegetation restoration (mango land and nut land), mainly because under the condition of nature vegetation restoration,

收稿日期:2020-04-24
资助项目:滇桂黔石漠化地区特色作物产业发展关键技术集成示范项目(SMH2019-2021);中国热带农业科学院基本科研业务费专项(1630042017008);贵州科技厅科技支撑项目“贵州石漠化地区特色生态农业模式构建及示范”(黔科合支撑[2017]2856号);贵州农科院青年科技基金项目“贵州药—草—果石漠化治理模式研究及示范应用”(黔农科院青年科技基金[2020]28号)
第一作者:程汉亭(1983—),男,副研究员,主要从事生态农业研究。E-mail:chenghanting@163.com
通信作者:王晓敏(1982—),女,助理研究员,主要从事石漠化综合治理与利用研究。E-mail:wxmgzu@163.com

soil disturbance was small, plant roots and litter increased, which changes the physical properties of soil, reduces soil bulk density, and improves the comprehensive benefits of soil porosity. With the increase of soil depth, steady infiltration rate and cumulative infiltration amount decreased. By measuring the soil hydrological characteristics of different vegetation restoration methods, we can provide a scientific basis for the evaluation of vegetation restoration methods and soil infiltration performance in karst areas.

Keywords: Karst; vegetation restoration; soil; penetrability characteristics

喀斯特地貌约占全球陆地总面积的 12%^[1],以贵州高原为中心的西南喀斯特地区,面积超过 $5.5 \times 10^5 \text{ km}^2$,是全球三大喀斯特集中连片区之一^[2]。受地质背景制约,喀斯特区域成土速率慢,地表土层浅薄,土被不连续,土壤富钙而偏碱性,土壤较肥沃但总量少,限制喀斯特山地植被生产力^[3-4]。在过去的几十年里,贫困人口相对集中,人地矛盾非常突出,过度砍伐和土地利用不合理加速了土壤沙化和水土流失,造成了该地区生态系统的严重退化^[5]。土壤是构成生态系统的重要组成部分。植物生长发育所需水分、养分及热量依赖于土壤,土壤质量关系到植物生长及植物产品的质量。土壤容重、毛管孔隙度、土壤含水率、饱和导水率是构成土壤物理特性重要参数,土壤容重和土壤孔隙度能直接影响土壤蓄水量和通气性,容重小,土壤疏松,孔隙多;反之,土粒密度大,土体紧实,结构性差,孔隙少^[2]。土壤容重、毛管孔隙度、含水率、饱和导水率与土壤渗透性能密切相关。这些物理特性不仅决定了土壤的蓄水保肥能力,还影响地表径流、降雨入渗等水文过程,对水土流失防控、土壤侵蚀防治具有重要意义,是石漠化治理水土保持的重要参考因素^[6]。

自然演替和人工造林是生态系统退化地区植被恢复的 2 个重要途径,有助于在生态脆弱地区有效阻控水土流失和抑制土地退化^[7]。不同植被恢复方式土壤有机质含量或肥力等土壤理化性质存在差异,直接或间接影响土壤入渗性能^[1]。张治伟等^[8]研究发现,岩溶坡地生态系统中土壤入渗性能表现为灌丛>果园>草地>旱地,土壤有机质、孔隙度和土壤水稳定性团聚体是影响土壤入渗性能的重要因素;岩溶槽谷区土壤入渗性能表现为旱地>林地>荒地^[9];而喀斯特槽谷区坡面土壤入渗性能表现为林地>花椒地>灌草地^[10]。石漠化地区小生境具有多样性,且不同地区生态恢复方式也不相同,因此,因地制宜开展生态恢复措施并分析其对土壤的渗透特性,有助于筛选出水土保持效果显著的生态恢复方式,对石漠化治理意义重大。

自 2013 年以来,由中国热带农业科学院与贵州省亚热带作物研究所联合开展石漠化综合治理项目,以经济效益高、土壤扰动小的多年生果树(芒果、澳洲坚果等)代替经济效益低、土壤扰动大的一年生作物(玉米、花生、甘蔗等),提升植被覆盖和水土保持能

力。为探明石漠化区不同植被恢复方式对该地区的生态效益及水土保持效果,试验选择该地自然植被恢复的样地(自然退耕生草地、自然退耕还林地、次生林地)人工植被恢复样地(芒果地、坚果地)及未改造恢复的玉米地 6 种植被恢复方式为研究对象,通过分析土壤容重、毛管孔隙度、土壤含水率、饱和导水率等土壤物理特征及渗透特性,旨在为该区域经果林石漠化综合治理模式的水土保持生态效益评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于喀斯特地貌发育良好的兴义市南盘江镇田房村(113°12′40″E, 24°52′10″N),坡向西北 45°,属亚热带山地季风湿润气候,海拔 780~900 m,年均气温 20.25 °C,全年积温 7 298 °C,全年日照时间 1 636 h,年降水量 1 535.5 mm,无霜期约 345 d 以上。冬春干旱、夏秋多雨,干湿季节明显,雨热同季。土壤类型为石灰土,研究区域土地石多土少,土层浅薄,土层深度 40~80 cm,土壤保水能力差,石漠化现象严重,岩石裸露率达到 68.63%。20 世纪 80 年代以前,森林砍伐和山坡种植严重破坏了流域生态环境。21 世纪初,在多个生态修复项目的支持下,大部分退化的坡耕地在不同的修复策略下被撂荒(自然植被恢复)和人工植树造林(人工植被恢复)。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置 在研究区内,选择人工植被恢复的坚果地和芒果地;自然植被恢复的草—灌木混合林、自然退耕为草地、次生林;对照为玉米地。

1.2.2 土壤样品采集 根据研究区地形、植被恢复方式等特点,考虑样点分布的代表性,在 6 种植被类型设置样地,每个样地布设 3 个 10 m×10 m 采样区(表 1)。每个采样区 3 个重复,即随机挖取 3 个 30 cm 深的剖面,接着用环刀取表层土(0—10 cm)和地表下层(10—20, 20—30 cm)的原状土样,同时将土样装于铝盒。每个采样区的所有测定指标取平均值,以更准确地代表该采样区的土壤性质。将样品带回实验室,测定土壤性质参数。

1.2.3 测定方法与数据分析 采用环刀法(环刀容积为 200 cm³)和烘干法测定土壤容重、毛管孔隙度、饱和导水率及土壤含水率;土壤渗透特性采用室内水头法测定^[11];土壤有机质含量采用碳—氮分析仪测定。

表 1 样地基本情况

土地利用类型	样地年限/a	土地利用方式	优势种	土层深度/cm	岩石露出率/%
退耕自然生草	>9	自然撂荒生草	象草	60—80	30
玉米地	>13	秸秆还田深耕	玉米	50—60	40
芒果地	2~3	人工改造种植	芒果树	60—70	68
次生林	>18	自然植被恢复	大叶樟树	40—50	10
坚果地	2~3	人工改造种植	坚果树	60—80	40
草—灌木混合林	>20	自然植被恢复	五节芒、老虎刺	50—70	20

使用 SPSS 15.0 软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA)检验各样地土壤性质的差异显著性($\alpha=0.05$),植被类型和不同土层的交互作用进行双因素方差分析,采用 Origin 8.0 软件作图。

2 结果与分析

2.1 不同植被恢复方式对土壤物理特征和土壤有机碳的影响

土壤物理特征主要包括土壤容重、通气性、透水性、含水量等性质。土壤容重是反映土壤松紧度的指标,其大小受土壤质地、有机质含量等多种因素影响。土壤容重小,表明土壤疏松、透气性好,反之透气性差,土壤紧实。由表 2 可知,不同植被恢复方式土壤的土壤容重、孔隙度、持水量差异显著。土壤容重均随土层的深入呈递增趋势,其中 0—30 cm 土层草—

灌木混合林土壤容重显著低于其他 5 种植被恢复方式($p<0.05$);人工植被恢复下芒果地和坚果地不同土层土壤容重无显著差异;人工植被恢复(芒果地和坚果地)土壤容重显著大于自然植被恢复(退耕自然生草和草—灌木混合林),但是与自然植被恢复(次生林)无显著差异。随着土层深度的增加,土壤总孔隙度、毛管孔隙度、通气孔隙度和最大持水量呈递减趋势。同一土层不同样地之间,草—灌木混合林土壤总孔隙度、毛管孔隙度、通气孔隙度和最大持水量显著大于其他样地($p<0.05$);其中人工植被恢复(芒果地和坚果地)土壤总孔度显著小于自然植被恢复(退耕自然生草和草—灌木混合林),但是与自然植被恢复(次生林)无显著差异;芒果地、坚果地、退耕自然生草和次生林地各土层的土壤毛管孔度无显著差异。

表 2 不同植被恢复方式土壤容重、孔隙度、持水量和土壤有机碳含量的变化

土层深度/cm	物理因子	玉米地	芒果地	坚果地	退耕自然生草	草—灌木混合林	次生林
0—10	土壤容重/(g·cm ⁻³)	1.16±0.03b	1.29±0.06a	1.25±0.03a	1.15±0.02b	0.98±0.01c	1.22±0.08ab
	土壤总孔隙度/%	57.75±1.20b	52.97±2.01c	54.24±1.27c	58.08±0.57b	64.15±0.35a	55.31±3.00bc
	毛管孔隙度/%	52.02±2.07a	48.43±3.43ab	44.85±1.60b	47.00±1.17b	51.52±2.52a	45.20±2.43b
	通气孔隙度/%	5.73±0.97bc	4.54±2.58c	9.39±0.85ab	11.09±1.64a	12.63±2.87a	10.10±4.06ab
	最大持水量/%	0.45±0.04ab	0.39±0.04cd	0.34±0.03d	0.39±0.02bcd	0.48±0.01a	0.41±0.05bc
10—20	土壤有机碳/(g·kg ⁻¹)	41.66±5.49a	14.81±3.37c	14.81±3.37c	26.32±4.91b	22.26±2.18bc	46.02±8.53a
	容重/(g·cm ⁻³)	1.23±0.02a	1.27±0.08a	1.26±0.03a	1.15±0.03b	1.05±0.01c	1.28±0.02a
	土壤总孔度/%	55.22±0.76c	53.74±2.75c	53.92±0.95c	57.98±1.07b	61.61±0.38a	53.34±0.75c
	毛管孔度/%	48.33±0.46b	46.91±0.32bc	44.19±0.44c	43.15±3.66c	57.27±2.28a	45.40±2.19bc
	通气孔度/%	6.89±0.31bc	6.83±3.00bc	9.74±0.56b	14.83±4.22a	4.34±2.64c	7.94±2.94bc
20—30	最大持水量/%	0.41±0.04b	0.36±0.01cd	0.33±0.01d	0.36±0.02cd	0.53±0.02a	0.38±0.01bc
	土壤有机碳/(g·kg ⁻¹)	28.50±4.60b	12.70±2.26d	12.70±2.26d	22.41±0.89c	20.08±2.35c	37.55±4.67a
	容重/(g·cm ⁻³)	1.25±0.02b	1.35±0.04a	1.37±0.03a	1.21±0.05b	1.10±0.02c	1.33±0.03a
	土壤总孔度/%	54.32±0.73b	50.65±1.40c	50.11±0.92c	55.70±2.00b	59.85±0.82a	51.28±1.16c
	毛管孔度/%	47.30±3.15b	48.17±3.84b	45.54±1.72b	49.57±1.14b	57.67±1.99a	45.23±2.18b
	通气孔度/%	7.02±2.56a	2.49±2.44b	4.56±2.62ab	6.13±2.89ab	2.18±1.17b	6.05±1.05ab
	最大持水量/%	0.38±0.04b	0.36±0.03b	0.35±0.05b	0.40±0.03ab	0.47±0.04a	0.43±0.06ab
	土壤有机碳/(g·kg ⁻¹)	24.00±8.08b	10.76±0.67c	10.76±0.67c	17.78±3.35bc	16.62±4.37bc	35.27±6.36a

注:不同小写字母表示 0—30 cm 土层各土地利用方式差异显著($p<0.05$)。

从最大持水量来看,0—30 cm 土层玉米地最大持水量呈下降趋势,自然植被恢复(退耕自然生草、次生林、草—灌木混合林地块)、人工植被恢复(芒果地、坚果地)林地变化不大。持水量最大为草—灌木混合林,10—20 cm 土层为 0.53%,最小为坚果地,10—20 cm 土层为 0.33%。在 30 cm 土层最大持水量为草—灌木混合林>次生林>退耕自然生草>玉米地>芒果地>坚果地。6 种典型样地土壤的有机碳含量在不同深度土层中均存在显著差异,并且随着土层深度

的增加,有机碳含量呈下降趋势。在 0—10 cm 土层,玉米地和次生林地有机碳含量高于其他样地,其他 2 个土层的土壤有机碳含量均表现为次生林>玉米地>自然退耕>草地>芒果地>坚果地。

双因子方差分析(表 3)发现,土层和植被恢复方式对土壤物理指标、渗透特性和土壤有机碳含量均有极显著影响($p<0.001$)(除过毛管孔隙度和最大持水量)。土层和植被恢复方式的交互作用对毛管孔隙度、通气孔隙度、稳渗速率和平均渗透速率呈显著或极显著影响。

表 3 植被恢复方式与土层及其交互作用对土壤容重、孔隙度和渗透参数影响的双因子方差分析

项目	容重	土壤 总孔度	毛管 孔度	通气 孔度	最大 持水量	初渗 速率	稳渗 速率	平均 渗透速率	土壤 有机碳
土层	<0.001	<0.001	ns	<0.001	ns	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
土地利用方式	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
交互作用	ns	ns	0.006	0.002	ns	ns	<0.001	0.002	ns

注:ns 表示无显著差异。

2.2 不同土地利用方式土壤入渗特征

对不同植被恢复方式地块进行土壤入渗分析(图 1、图 2),各样地土壤初始入渗速率较快,而后逐渐降低,最后趋于稳定。3 个土壤入渗特指标在不同植被样地变化较大,各样地表现为初始入渗率>平均入渗率>稳定入渗率的规律。各样地初始入渗速率为 0.7~1.4 mm/min

(图 1),大小依次为草—灌木混合林>次生林>坚果地>芒果地>玉米地>退耕自然生草。平均渗透速率范围为 0.3~0.9 mm/min,大小依次为草—灌木混合林>次生林>坚果地>芒果地>玉米地>退耕自然生草。稳渗速率最高为草—灌木混合林(0.8 mm/min),退耕自然生草最低(0.25 mm/min)。

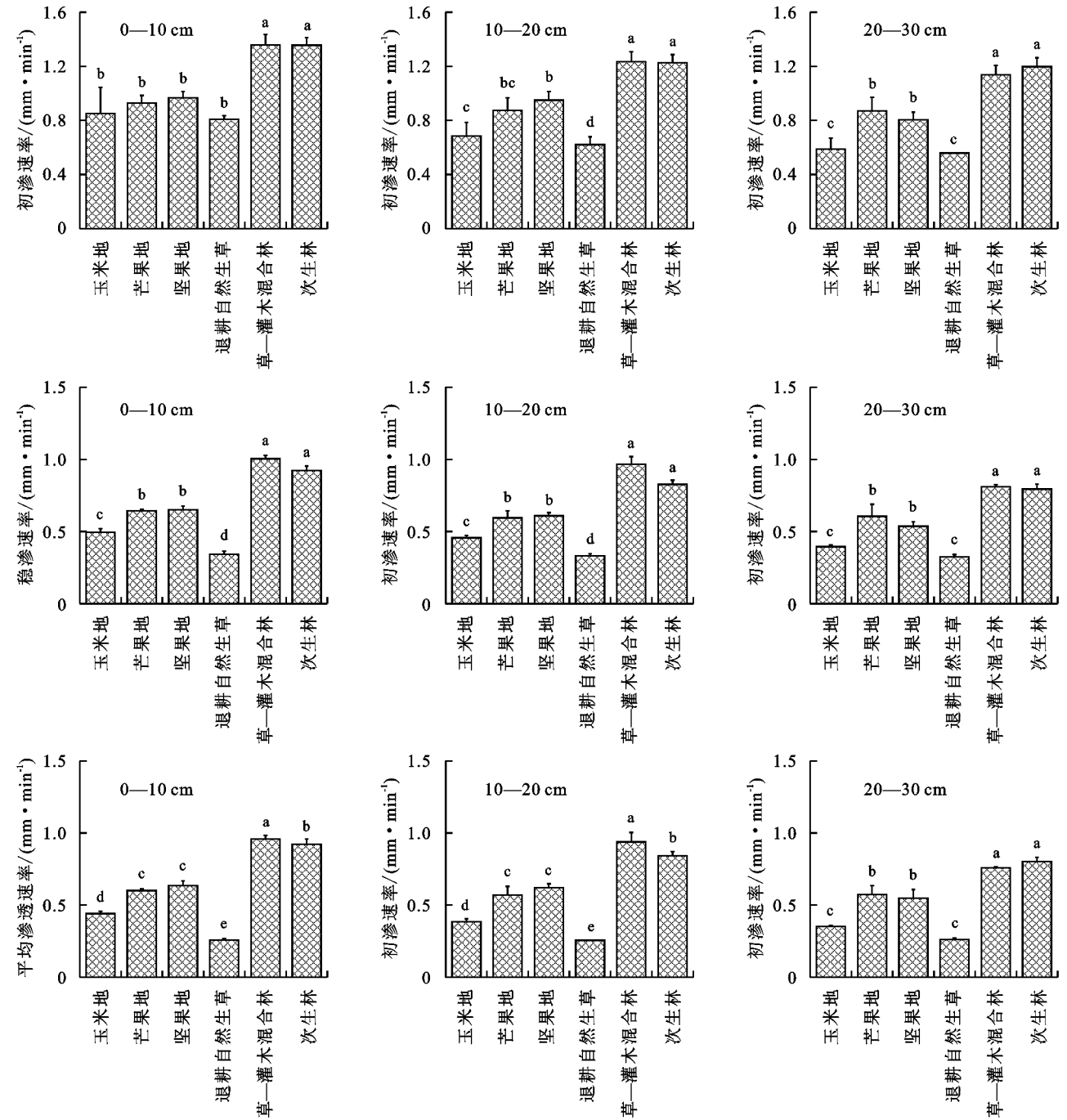


图 1 不同植被恢复策略下土壤渗透特征

由图 2 可知,各样地土壤的入渗过程中随时间的增加,入渗速率随之减小,而相对于刚开始 2 min 内的入渗速率,65 min 后的入渗速率平均下降 54%,下降幅度最明显的是芒果地,下降 73%。在 0~60 min 内,草—灌木混合林的平均渗透速率最高,退耕自然生草最低。其中草—灌木混合林在 2 min 内的平均速率为 1.45 mm/min,65 min 后的渗透速率为 0.9 mm/min,退耕自然生草 2 min 内的渗透速率为 0.7 mm/min,65 min 后的渗透速率为 0.2 mm/min。在 0~20 min 这个时间段,次生林比草—灌木混合林的渗透速率高,但在 20 min 之后出现下降趋势,而草—灌木混合林则出现回升趋势,直到 35 min 后,草—灌木混合林渗透速率高于次生林。坚果地也呈现同样的变化趋势。

草—灌木混合林和次生林的土壤初渗速率、稳渗速率、平均渗透速率均较高,说明土壤渗透性能较好,芒果地和坚果地次之。退耕自然生草 3 种入渗指标值均较低,渗透性能差,不利于水分入渗。

2.3 不同土地利用方式土壤物理特性与土壤渗透相关性分析

影响土壤入渗的因素包括土壤容重、孔隙度、土壤质地、含水率等多种物理因子。根据 6 种植被恢复方式样地土壤初渗速率、稳渗速率、65 min 平均渗透速率和土壤物理特性参数进行相关分析(表 4)。土壤容重、孔隙度等物理因子与渗透性能有着一定程度的相关性。初渗速率、稳渗速率、平均渗透速率与容重呈负相关,说明土壤容重越大,土壤入渗速率越小。与土壤总孔隙度、毛管孔隙度和最大持水量呈正相关,但均未达到显著性水平。这 2 种关系反映土壤容重越大,孔隙度越小,土壤渗透性能越弱。在 10—20 cm

土层,通气孔隙度与初渗速率、平均渗透速率呈负相关,且达显著性水平($p<0.05$),毛管孔隙度、最大持水量呈正相关,达显著水平($p<0.05$),而与土壤总孔隙度相关性较弱。

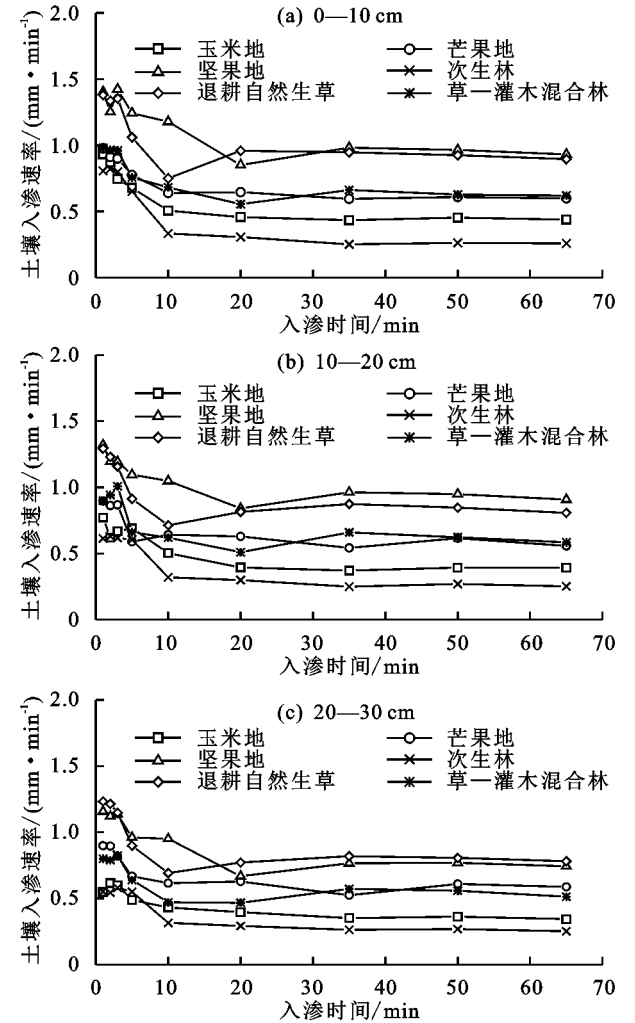


图 2 不同植被恢复策略下土壤入渗过程曲线

表 4 土壤物理特性与土壤渗透参数相关性分析

土层深度/cm	渗透参数	容重	土壤总孔隙度	毛管孔隙度	通气孔隙度	最大持水量
0—10	初渗速率	−0.378	0.378	−0.019	0.439	0.350
	稳渗速率	−0.258	0.258	−0.029	0.315	0.295
	平均渗透速率	−0.317	0.317	0.020	0.333	0.348
10—20	初渗速率	−0.155	0.155	0.471 *	−0.467	0.436
	稳渗速率	−0.192	0.192	0.566 *	−0.556 *	0.514 *
	平均渗透速率	−0.276	0.276	0.636 **	−0.578 *	0.599 **
20—30	初渗速率	−0.031	0.031	0.172	−0.265	0.407
	稳渗速率	0.027	−0.027	0.144	−0.295	0.376
	平均渗透速率	−0.064	0.064	0.228	−0.320	0.420

注:表中 * 表示 $p<0.05$; ** 表示 $p<0.01$ 。

3 讨论

土壤容重和孔隙的分布是土壤重要的物理性质,与土壤的水文过程和水力学特性密切相关^[12],因此,土壤性质是影响土壤入渗的重要水文过程之一^[13]。

通过比较不同植被恢复方式样地土壤容重和孔隙度(表 2)发现,草—灌木混合林容重小于其他样地,孔隙状况优于样地,这是因为草—灌木混合林土壤根系发达,对土壤结构有显著的改善作用,使土壤容重降

低,增加了土壤孔隙,从而提高土壤的渗透性能^[14]。玉米地和次生林土壤容重次之,芒果林和坚果林土壤容重大,且土壤孔度低,这可能与这 2 种果园的管理方式有关。由于果园实施免耕管理,同时果农日常管理时地面被践踏、结构变紧密,入渗能力降低。提升土壤有机质含量有助于增强土壤渗透性能,由表 2 可知,玉米地和次生林地土壤有机质含量显著高于其他样地,这是因为林地凋落物是增加土壤有机质含量和提高土壤孔度的重要方式^[15],同时玉米地秸秆还田也能显著提升土壤有机质^[16]。因此,自然植被恢复(草—灌木混合林和次生林地)和秸秆还田种植方式均能有效降低土壤容重,增加土壤孔隙度。

土壤水分渗透,即地面上的水分进入土壤的过程,是地球表面最重要的过程之一。它控制着地表水、地下水和土壤水库之间的水循环。土壤入渗特性是水土保持研究的重要内容^[17]。土壤入渗特性通常采用土壤导水率、吸收率、入渗速率和累计入渗等参数来表示^[18]。本研究表明,植被恢复方式显著影响土壤水分入渗特性(图 1、图 2),这在不同植被类型的区域均有报道^[19-20]。自然植被恢复(次生林和草—灌木混合林)后土壤入渗能力显著大于人工植被恢复(芒果林和坚果林),具体表现为土壤初渗速率、稳渗速率和平均渗透速率均显著高于人工林地。也有研究^[19]发现,自然植被恢复后,土壤入渗能力提升。这是因为植被恢复过程中,由于土壤扰动减少和土地管理方式发生变化,一系列环境因子也相应发生变化,从而导致土壤水文过程的行为发生显著变化^[14]。随着土层深度的增加,土壤入渗能力呈下降趋势,特别是稳渗速率下降更为显著(表 3)。但是土壤孔度与土壤渗透参数相关性不强,土壤孔度参数与土壤渗透参数仅在 10—20 cm 下呈显著或极显著相关(表 4)。因为不同植被恢复方式下土壤水分入渗特征的空间结构不同,归因于相关环境因子的空间变化差异,如土壤结构特性和土壤温度、湿度体系,以及乔灌木和作物凋落物、根系和土壤生物群落的空间分布不同,导致土壤有机碳、土壤团聚体和土壤含水量的空间分布发生相对应变化,从而引起其综合效益不同^[21]。在今后的研究中,综合考虑不同尺度和空间局域下土壤质地、有机质、微生物活动、植物根发展、干湿交替和冻融交替、土壤耕作、植被类型和管理方式等多因素对土壤渗透特性的影响,以及各因素权重大小将是未来土壤渗透特性研究的重要内容^[22]。

4 结 论

通过环刀法水头法对贵州喀斯特地区不同植被

恢复策略下土壤的土壤入渗过程进行观测,分析土壤容重、土壤总孔隙度、毛管孔隙度、通气孔隙度、田间最大持水量、有机质含量对不同土层土壤入渗性能的影响。不同植被恢复方式和不同土层土壤入渗特性均存在显著差异,自然植被恢复土壤渗透性能高于人工植被恢复,稳渗速率和累积入渗量随土层深度的增大而减小。通过室内试验获得不同植被恢复方式下土壤水文数据,具有一定的应用价值。

参考文献:

[1] Liu C C, Wei Y F, Liu Y G, et al. Biomass of canopy and shrub layers of karst forests in Puding, Guizhou, China[J].Journal of Plant Ecology,2009,33:698-705.

[2] 王世杰.喀斯特石漠化:中国西南最严重的生态地质环境问题[J].矿物岩石地球化学通报,2003,22(2):120-126.

[3] 王克林,岳跃民,马祖陆,等.喀斯特峰丛洼地石漠化治理与生态服务提升技术研究[J].生态学报,2016,36(22):7098-7102.

[4] 张信宝,王克林.西南碳酸盐岩石质山地土壤—植被系统中矿质养分不足问题的思考[J].地球与环境,2009,37(4):337-341.

[5] Lu X Q, Toda H, Ding F J, et al. Effect of vegetation types on chemical and biological properties of soils of karst ecosystems[J].European Journal of Soil Science, 2014,61:49-57.

[6] 曾江敏,何丙辉,李天阳,等.喀斯特槽谷区不同林草恢复模式下土壤入渗特征[J].水土保持学报,2019,33:58-64.

[7] Berthrong S T, Pineiro G, Jobbágy E G, et al. Soil C and N changes with a reforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age[J].Ecological Applications,2012,22:76-86.

[8] 张治伟,朱章雄,王燕,等.岩溶坡地不同利用类型土壤入渗性能及其影响因素[J].农业工程学报,2010,26(6):71-76.

[9] 刘丽红,蒋勇军,王翱宇,等.岩溶槽谷区不同土地利用方式土壤入渗规律研究[J].水土保持通报,2010,30:51-55,59.

[10] 曾江敏,何丙辉,李天阳,等.喀斯特槽谷区不同林草恢复模式下土壤入渗特征[J].水土保持学报,2019,3(4):58-64.

[11] 高婵婵,赵传燕,王超,等.黑河上游天老池流域不同植被下土壤理化性质和入渗特征[J].水土保持学报,2016,30(1):117-121,126.

[12] Bartolo S D, Fallico C, Severino G, et al. Two fractal regimes of the soil hydraulic properties [J]. Applied Mathematics,2014,12(5):1773-1779.

[13] Cheruy F, Campoy A, Dupont J C, et al. Combined influence of atmospheric physics and soil hydrology on

- the simulated meteorology at the SIRTa atmospheric observatory[J]. *Climate Dynamics*, 2013, 40 (9/10): 2251-2269.
- [14] Liu Z, Ma D, Hu W, et al. Land use dependent variation of soil water infiltration characteristics and their scale-specific controls[J]. *Soil and Tillage Research*, 2018, 178:139-149.
- [15] Vesterdal L, Elberling B, Christiansen J R, et al. Soil respiration and rates of soil carbon turnover differ among six common European tree species[J]. *Forest Ecology and Management*, 2012, 264:185-196.
- [16] Kan Z R, Virk A L, Wu G, et al. Priming effect intensity of soil organic carbon mineralization under no-till and residue retention[J]. *Applied Soil Ecology*, 2020, 147:103445.
- [17] Boluwade A, Madramootoo C A. Independent principal component analysis for simulation of soil water content and bulk density in a Canadian Watershed[J]. *International Soil and Water Conservation Research*, 2016, 4 (3):151-158.
- [18] Latorre B, Peña C, Lassabatere L, et al. Estimate of soil hydraulic properties from disc infiltrometer three-dimensional infiltration curve. Numerical analysis and field application[J]. *Journal of Hydrology*, 2015, 527:1-12.
- [19] Neris J, Jiménez C, Fuentes J, et al. Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain)[J]. *Catena*, 2012, 98:55-62.
- [20] Huang L, Zhang P, Hu Y, et al. Vegetation succession and soil infiltration characteristics under different aged refuse dumps at the Heidaigou opencast coal mine[J]. *Global Ecology and Conservation*, 2015, 4:255-263.
- [21] Hu W, Biswas A, Si B C. Application of multivariate empirical mode decomposition for revealing scale- and season-specific time stability of soil water storage[J]. *Catena*, 2014, 113:377-385.
- [22] Zolfaghari A A, Taghizadeh-Mehrjardi R, Asadzadeh F, et al. Soil structure changes due to different land-use practices in the central Zagros region, Iran[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2016, 62(2):163-175.
- (上接第 109 页)
- [13] Leung F T Y, Yan W M, Hau B C H, et al. Root systems of native shrubs and trees in Hong Kong and their effects on enhancing slope stability[J]. *Catena*, 2015, 125:102-110.
- [14] Fredlund D G, Morgenstern N R, Widger R A. The shear strength of unsaturated soils [J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 1978, 15(3):313-321.
- [15] Xia J W, Cai C F, Wei Y J, et al. Granite residual soil properties in collapsing gullies of south China: Spatial variations and effects on collapsing gully erosion[J]. *Catena*, 2019, 174:469-477.
- [16] 尚嫚廷, 冯杰, 刘佩贵, 等. SWCC 测定时吸力计算公式与最佳离心时间的探讨[J]. *河海大学学报(自然科学版)*, 2009, 37(1):12-15.
- [17] 中华人民共和国农林部. LY 208—1977 立木材积表[S]. 北京: 中国标准出版社, 1978:215-276.
- [18] 郭力勤, 肖杨. 华北落叶松天然林立木重量表的试编[J]. *林业资源管理*, 1989(5):36-39.
- [19] Ji J N, Mao Z, Qu W B, et al. Energy-based fibre bundle model algorithms to predict soil reinforcement by roots[J]. *Plant Soil*, 2020, 446(1):307-329.
- [20] 吕春娟, 陈丽华. 华北典型植被根系抗拉力学特性及其与主要化学成分关系[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(23): 69-78.
- [21] 洪苗苗, 汪霞, 赵云飞, 等. 浅层滑坡多发区典型植被恢复树种根系对土壤抗剪强度影响[J]. *山地学报*, 2018, 36(1):107-115.
- [22] Genet M, Kokutse N, Stokes A, et al. Root reinforcement in plantations of *Cryptomeria japonica* D. Don: Effect of tree age and stand structure on slope stability[J]. *Forest Ecology and Management*, 2008, 256(8): 1517-1526.
- [23] 张乔艳, 唐丽霞, 潘露, 等. 基于根系化学组成的抗拉力学特性分析[J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2020, 44(1):186-192.
- [24] Genet M, Stokes A, Fourcaud T, et al. The influence of plant diversity on slope stability in a moist evergreen deciduous forest[J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36 (3):265-275.
- [25] Zhu J Q, Wang Y Q, Wang Y J, et al. How does root biodegradation after plant felling change root reinforcement to soil? [J]. *Plant Soil*, 2019, 466:211-227.