

生物炭对矿区不同压实度土壤水分入渗和蒸发的影响

林钰泽^{1,2}, 司丹彤^{1,2}, 徐勤学^{1,2}, 张帅普^{1,2}, 舒小华¹, 付智勇^{3,4}

(1. 桂林理工大学广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541006; 2. 桂林理工大学流域保护与绿色发展广西高校工程研究中心, 广西 桂林 541006; 3. 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; 4. 中国科学院环江喀斯特生态系统观测研究站, 广西 环江 547100)

摘要: [目的] 探究水稻秸秆生物炭对矿区压实土壤水分入渗和蒸发特征的影响, 为秸秆废弃物的资源化利用和矿区土壤修复提供依据。[方法] 在模拟 1.2、1.3、1.4、1.5、1.6 g/cm³ (T_{1.2}~T_{1.6}) 压实处理下, 设置 4 种生物炭施量 (0、2%、4%、6%) 进行室内土柱模拟试验。[结果] 1) 不同施用量生物炭均减缓不同压实土壤湿润锋向下迁移速率, 土壤水分累积入渗量随生物炭施用量的增加呈先增加后减少趋势。2% 施量处理均增加不同压实处理的累积入渗量, 其中 T_{1.2}、T_{1.3}、T_{1.5} 和 T_{1.6} 时, 施生物炭较未施生物炭分别增加 10.73%、2.99%、11.96%、2.39% ($p < 0.05$)。当施量增加至 6% 时, 各压实处理的累积入渗量均 < 2% 施量处理。2) 幂函数湿润锋模型对生物炭改良压实土壤的湿润锋运移拟合效果较好。Horton 模型最适宜估算生物炭改良压实土壤的累积入渗。3) 生物炭影响压实土壤蒸发过程的 2 个蒸发阶段, 显著影响快速蒸发阶段 ($p < 0.05$), 导致蒸发总量减少。不同压实度土壤的残余水分体积分数在各施量下较未施炭土壤均显著增加 ($p < 0.05$)。4) 压实是影响土壤水分入渗和蒸发的主要因素, 生物炭与压实交互作用下的 F 值相较于压实处理均减小。[结论] 2% 施量的生物炭对提高矿区压实土壤水分有效性最好, 研究结果为生物炭改善矿区压实土壤水文过程和土壤修复提供科学依据。

关键词: 生物炭; 压实土壤; 矿区; 入渗; 蒸发

中图分类号: S152.7

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)03-0105-11

Effects of Biochar on Soil Water Infiltration and Evaporation in Soils with Different Compaction Degrees in Mining Areas

LIN Yuze^{1,2}, SI Dantong^{1,2}, XU Qinxue^{1,2}, ZHANG Shuaipu^{1,2}, SHU Xiaohua¹, FU Zhiyong^{3,4}

(1. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin, Guangxi 541006, China; 2. Engineering Research Center of Watershed Protection and Green Development, University of Guangxi, Guilin University of Technology, Guilin, Guangxi 541006, China; 3. Key Laboratory of Agro-Ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 4. Huanjiang Observation and Research Station of Karst Ecosystem, Chinese Academy of Sciences, Huanjiang, Guangxi 547100, China)

Abstract: [Objective] The study aimed to investigate the effects of rice straw biochar on water infiltration and evaporation characteristics in compacted soils in mining areas, and to provide a basis for resource utilization of straw waste and soil remediation in mining areas. [Methods] Indoor soil column simulation test was conducted under simulated compaction treatments of 1.2, 1.3, 1.4, 1.5 and 1.6 g/cm³ (T_{1.2}—T_{1.6}) at four different biochar application rates (0, 2%, 4% and 6%). [Results] 1) Different application rates of biochar all slowed down the downward migration rate of wetting front in different compacted soils. The cumulative infiltration of soil moisture increased first and then decreased with the increase of biochar application rate. The 2% biochar treatment increased the cumulative infiltration across all compaction treatments, with T_{1.2}, T_{1.3}, T_{1.5} and T_{1.6} showing increases of

收稿日期: 2024-11-11

修回日期: 2024-12-24

录用日期: 2025-01-02

网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-03-10

资助项目: 广西重点研发项目 (桂科 AB21220049); 国家自然科学基金项目 (42067014)

第一作者: 林钰泽 (1997—), 男, 硕士研究生, 主要从事水土保持与农业生态研究。E-mail: 1141876588@qq.com

通信作者: 徐勤学 (1982—), 男, 教授, 主要从事水土保持与农业生态研究。E-mail: xqx@glut.edu.cn

http://stbcbx.alljournal.com.cn

10.73%, 2.99%, 11.96% and 2.39%, respectively, compared to the no-biochar treatment ($p < 0.05$). When the application rate was increased to 6%, the cumulative infiltration for all compaction treatments was less than that of the 2% biochar treatment. 2) Power function provided a good fit for the wetting front movement in biochar-amended compacted soils. The Horton model was the most suitable for estimating the cumulative infiltration in biochar-amended compacted soils. 3) Biochar affected both stages of the evapotranspiration process of compacted soils, significantly affecting the rapid evaporation stage ($p < 0.05$), resulting in a reduction in total evapotranspiration. The residual water content in soils with different compaction degrees significantly ($p < 0.05$) increased at all biochar application rates compared to soils without biochar. 4) Compaction was the main factor affecting soil water infiltration and evaporation. The F -values under the interaction of biochar and compaction were reduced compared to compaction treatments alone. [Conclusion] The application of 2% biochar is most effective in improving the moisture availability in compacted soils in mining areas. The results of this study provide a scientific basis for using biochar to improve the hydrological process and soil remediation of compacted soils in mining areas.

Keywords: biochar; compacted soil; mining area; infiltration; evaporation

Received: 2024-11-11

Revised: 2024-12-24

Accepted: 2025-01-02

Online(www.cnki.net): 2025-03-10

压实是导致土壤退化严重的原因之一,受到人们的普遍关注。矿区大型机械压实土壤被认为是限制土壤修复的主要因素^[1]。在露天采矿和复垦过程中,使用大量的重型机械,导致土壤压实较深,范围较广,与农田或牧场发生的机械压实明显不同^[2]。严重的土壤压实不仅限制水分入渗,加速表层土壤的径流和侵蚀过程,还降低土壤水分保持和养分传输^[3]。随着时间的推移,大面积严重压实的土壤进一步退化,修复成本和耗时均大大提高。压实土壤的入渗速率更低,持水能力更低,抵抗生态恢复的能力更强。压实引起的体积质量、土壤强度、有机质、持水量和渗透特性等土壤性质变化均已有报道^[4],当压实度和压实面积超过合理限度时,通常对生态恢复和土壤环境产生负面影响。不同的土壤类型和利用模式增加压实土壤的复杂性和严重性。因此,迫切需要找到一种适用于的缓解矿区土壤压实的方法。

生物炭改良土壤由于其促进植被生长的潜力,能以可持续的方式推动土壤修复进程^[5]。生物炭是从农业废弃物(如秸秆、木屑、垃圾)的热解和碳化中获得的。生物炭的施用除能够产生环境效益外,在经济上也具有可行性^[6]。生物炭具有高孔隙率、低密度、强亲水性和吸附性等特性^[7],已被认为是一种有效、低成本、有前景的农业土壤改良剂。低密度的生物炭可以降低土壤体积质量,改善土壤结构^[8]。生物炭的强吸附能力和大比表面积可以提高土壤肥力,进一步促进作物高产^[6]。由于生物炭的高孔隙度和亲水含氧官能团,在土壤中施用生物炭具有增加土壤持水能力的潜力^[9],土壤水分容量也可能随生物炭施用量的增加而增加。然而,施用生

物炭并不总是增加改良土壤的土壤保水能力,由于生物炭的疏水性,似乎存在一个最佳的施用量^[10]。因此,生物炭对矿区压实土壤的进一步研究可为缓解矿区土壤压实问题提供更加经济可行的策略。

土壤压实限制水文过程及土壤水分的利用^[11],矿区压实土层水分体积分数有限,且限制土壤水与大气水之间的交换,严重制约区域植被恢复和土壤修复进程。保持植被可利用的土壤水分(主要来自入渗降雨)和减少水分蒸发损失是确保矿区压实土壤修复成功的关键。生物炭通过影响土壤水分入渗和蒸发过程对土壤水分存储产生影响^[9]。一般来看,生物炭施用量越大,粒径越细,湿润锋的迁移速度越慢^[12],但也有研究^[13]发现,生物炭可以促进湿润锋迁移。土壤的累积入渗量随生物炭添加量的增加而降低或上升的情况,但几乎都增加总水分入渗量^[14]。生物炭对于土壤水分蒸发损失的结论也并不一致。生物炭可以有效降低砂壤土的累积蒸发量^[15],但对砂质土的水分蒸发损失没有影响^[16]。有研究^[17]表明,生物炭在低添加量下能够有效抑制土壤蒸发,而在高添加量下则促进土壤蒸发。由此可见,生物炭对不同质地土壤入渗和蒸发的影响存在较大的复杂性。在定期耕作的松散土壤中,土壤中的生物炭受降雨和物理扰动,沿土壤剖面发生迁移,改变其空间分布^[14],导致生物炭对土壤水分入渗、蒸发特性的影响必然受到其后期迁移的影响,与生物炭对压实土壤水分运动的影响明显不同。然而,目前关于生物炭对土壤水分特征的研究多集中于农用耕地的水分方面,对于矿区压实土壤水分动力学特征变化的研究存在不足。因此,研究生物炭对矿区

不同压实度土壤入渗和蒸发的影响对矿区压实土壤水分有效利用和修复至关重要。

本研究通过室内柱试验、蒸发试验研究生物炭对矿区不同压实度土壤关键水文过程的影响,对水分入渗和蒸发过程进行分析,并通过评估入渗模型为土壤水分的运动提供试验依据。本研究旨在探究生物炭施用量对不同压实土壤的入渗和蒸发特征的影响,明确适用于矿区不同压实度土壤修复的生物炭的最优施量,为秸秆废弃物的有效利用和矿区废弃土壤的修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤样品取自中国广西壮族自治区桂林市临桂区会仙镇上李家洞采石矿区(24°49'60"~25°41'29"N,109°45'22"~110°20'34"E)。该矿区土壤结构差,有机质质量分数低,抗水蚀风蚀能力弱,土壤属于喀斯特矿区典型的石灰土。采用“Z”形采样法随机采集0~25 cm土层深度的表层土壤。将采集的土壤样品带回实验室,去除根系、叶片等杂质后置于阴凉通风处自然风干,过2 mm筛孔并保存备用。采用马尔文激光粒度分析仪(MS 3000型)测定土壤粒径组成。根据美国农业部(USDA)土壤质地分类标准^[18],土壤质地为黏土,其中砂粒(>0.05 mm)、粉砂粒(0.002~0.05 mm)和黏土(<0.002 mm)的质量分数分别为10.7%、12.28%和77.02%。采集采石场不同区域(道路、排土场)土样,用环刀法测定不同区域的土壤体积质量为1.2~1.6 g/cm³。

供试生物炭为水稻秸秆在500℃无氧条件下烧制而成。试验用生物炭通过1 mm筛孔备用。生物炭pH为8.5,灰分为28.23%,比表面积为693 m²/g,体积质量为0.23 g/cm³。

1.2 试验设计

本研究根据矿区土壤实际压实情况,设置5个不同的土壤压实度(T_{1.2}、T_{1.3}、T_{1.4}、T_{1.5}和T_{1.6}),对应土柱装填体积质量分别为1.2、1.3、1.4、1.5、1.6 g/cm³。将生物炭与土壤按质量比(0、2%、4%和6%)混合搅拌均匀后填入土柱。共设20个处理,每个处理3次重复。在入渗试验与蒸发试验中各制备60根土柱。

入渗试验采用一维定水头垂直积水入渗法测定土壤的入渗过程。使用内径为10 cm、高度为65 cm的马氏瓶为土柱供水,马氏瓶上的刻度用以读取入渗量。PVC制成的土柱内径为15 cm,高度为60 cm,在土柱外壁粘帖刻度尺以观测湿润锋运移距离。土柱底面均匀开孔并安装排水阀门以收集出流。装填时在土柱底部放置2层100目的纱布和

1层滤纸,防止细颗粒泄漏并利于通气。为避免管壁优先流的影响,装土前在土柱管壁均匀涂抹薄薄1层凡士林。各土柱按照每层5 cm装填样品,分层界面处进行打毛,以消除土层间的不连续性,逐层压实。装土总高度控制在25 cm。装填完成后,在土柱表层用1张滤纸覆盖,防止供水冲力对土层表面的扰动。然后使土柱静置48 h,待土体结构稳定,同时促进生物炭与土壤颗粒之间的相互作用。入渗前检查马氏瓶的气密性。使用纯水以减少水中溶质影响。用精度为0.01 g的电子秤称出2 cm水头,然后一次性加入土柱内,同时按下秒表开始记录入渗时间,立即打开马氏瓶出水口阀门进行供水,维持2 cm恒定水头。

入渗过程自开始计时起观测,按照前密后疏(0~5 min间隔30 s,5~15 min间隔1 min,15~35 min间隔2 min,35~65 min间隔3 min,65~115 min间隔5 min,115 min以后间隔10 min)的原则记录湿润锋运移距离和马氏瓶液面高度。以土壤表层为起点,观测不同时刻对应湿润锋垂直迁移的距离,直至湿润锋推进到土柱底部。马氏瓶持续供水,待各处理土柱底部出流,用烧杯每隔5 min收集1次流出液体,观测相同时间内流出液体相等时,结束供水。入渗前后对整个土柱进行称重,以比较各试样处理间土壤水分体积分数的差异。

蒸发试验使用内径为10 cm、高为15 cm的PVC土柱。其底面同样有均匀小孔,用相同的装填方式并控制装土总高度为10 cm。土柱底部用2层纱布和1层滤纸密封,并防止土壤颗粒损失。使用蒸馏水以防止水中离子对土壤结构和蒸发的影响。采用毛细作用(自吸收法)从底部湿润每根土柱,直至土柱顶面湿润,再浸泡24 h至饱和。同时在土柱顶部覆盖塑料薄膜,防止蒸发损失。饱和后的土柱排水24 h,以保证田间持水量,然后用塑料膜密封土柱底部。蒸发过程中每间隔24 h使用电子秤测定土壤水分体积分数。测量精度为±0.1 g,整个蒸发过程周期为30 d。

为模拟自然条件,入渗试验和蒸发试验均在相对稳定的实验室环境下进行,保证蒸发期间实验室温度为(20±5)℃,相对湿度为40%~60%。

根据土壤水分平衡法计算累积蒸发量(CE):

$$CE_i = W_0 - W_i (i = 1, 2, \dots, 30) \quad (1)$$

式中:W₀为试验开始时土柱的初始重量,g;W_i为第i天土柱的重量,g。

蒸发损失比(R)为最终CE与土壤初始水分体积分数的比例,用于评估土壤水分蒸发效应。比例越

低,说明生物炭对抑制土壤水分蒸发越有用。蒸发损失比(R)计算公式为:

$$R = M_1/M_2 \quad (2)$$

式中: M_1 为最终的CE,g; M_2 为土柱吸收的初始水分体积分数,g。

1.3 入渗模型及评价指标

1.3.1 湿润锋运移模型 湿润锋的迁移符合幂函数。湿润锋的估算公式为:

$$F_z = At^B \quad (3)$$

式中: F_z 为湿润锋运移距离,cm; A 为第1个计时单位后湿润锋推进距离,cm; B 为湿润锋进程的衰减系数。

1.3.2 累积入渗模型 采用 Kostiakov、Philip 和 Horton 模型对土壤水分入渗过程进行模拟,并对其适用性进行评价^[19]。

Kostiakov 模型公式为:

$$I_t = Kt^n \quad (4)$$

式中: I_t 为 t 时刻的累积入渗量,cm; t 为入渗时间,min; K 为经验入渗系数,其物理意义为入渗开始后第1次结束时的累积入渗量。在数值上也等于土壤在第1个单位周期内的平均入渗率; n 为经验入渗指数,反映土壤入渗能力的衰减速率。

Philip 模型公式为:

$$I_t = St^{0.5} + A^*t \quad (5)$$

式中: S 为吸渗速率,cm/min^{0.5}; A^* 为稳渗速率,cm/min。

采用 Horton 模型对土壤水分入渗过程进行模拟,并对其适用性进行评价。公式为:

$$I_t = at + \frac{1}{c}(b-a)(1 - e^{-ct}) \quad (6)$$

式中: a 和 b 分别为稳定和初始土壤水分入渗速率,cm/min; c 为经验参数; e 为自然对数(约为2.718 28)。

1.3.3 评价指标 在实测值与估算值之间采用均方根误差(RMSE,cm)、平均偏差误差(MBE,cm)、平均相对误差绝对值(MARE,%)和相关系数(R^2)对入渗模型和蒸发模型的性能进行评价。RMSE、MBE、MARE、 R^2 的最优值分别为0、0、0、1。

均方根误差计算公式为:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (X_i - Y_i)^2}{N}} \quad (7)$$

平均偏差误差 MBE 计算公式为:

$$MBE = \frac{\sum_{i=1}^N (X_i - Y_i)}{N} \quad (8)$$

平均相对误差绝对值(MARE)计算公式为:

$$MARE = \frac{\sum_{i=1}^N \left| \frac{Y_i - X_i}{X_i} \right|}{N} \times 100\% \quad (9)$$

相关系数(R^2)计算公式为:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - X_i)^2}{\sum_{i=1}^N (X_i - X_{i,\text{mean}})^2} \quad (10)$$

式中: X_i 和 Y_i 分别为第 i 个读数时实测和估算的累积入渗量,cm; N 为入渗过程读数个数; $X_{i,\text{mean}}$ 为测量值的平均值。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2022 软件进行数据处理,采用 SPSS 26.0 软件进行单因素方差分析、二因素方差分析和显著性检验($p < 0.05$),并用 Origin 2022 软件作图。

2 结果与分析

2.1 生物炭对不同压实度土壤入渗过程的影响

由图 1a 可知,与未施炭土壤相比,生物炭改良土壤的累计入渗总量总体上有所增加。其中, $T_{1.2}$ 、 $T_{1.3}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$ 的生物炭改良土壤的累计入渗总量较未施炭土壤分别增加 10.73%、2.99%、11.96% 和 2.39% ($p < 0.05$)。随着生物炭施量的增加,累积入渗总量呈先增加后减小趋势。在 2% 施量时,不同压实度土壤的累积入渗总量最多,施量 $> 2\%$ 时,累积入渗总量逐渐减少。当生物炭添加至 6% 施量时,不同压实条件下的累积入渗总量均 $< 2\%$ 生物炭处理, $T_{1.2}$ 、 $T_{1.6}$ 的累积入渗总量较未施炭土壤分别增加 3.21% 和 0.59%, $T_{1.3}$ 、 $T_{1.4}$ 和 $T_{1.5}$ 的累积入渗总量较未施炭土壤分别减少 3.42%、4.97% 和 2.90%。采用二因素方差分析对不同处理下的累积入渗量进行多因素方差分析(表 1)发现,土壤压实是影响水分入渗的主要因素($p < 0.01$),而生物炭对土壤累积入渗量并无显著影响,但在生物炭与压实土壤交互作用下,对累积入渗量的影响不显著($p > 0.05$),说明生物炭施用降低压实对土壤储水的负面影响。

湿润锋深度的动态与累积入渗的动态相似(图 1b)。在入渗过程中各生物炭处理均抑制土壤湿润锋运移。当入渗结束时,不同施量的生物炭添加均延长各压实度土壤的入渗耗时。不同施量的生物炭对抑制各压实度土壤水分入渗的效果不同。 $T_{1.3}$ 的入渗耗时在 2% 施量时最长, $T_{1.4}$ 的入渗耗时在 4% 施量时最长, $T_{1.2}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$ 的入渗耗时在 6% 施量时最长。总体来看,添加生物炭虽然抑制土壤水分的入渗,但能显著增加土壤水分的吸持能力。

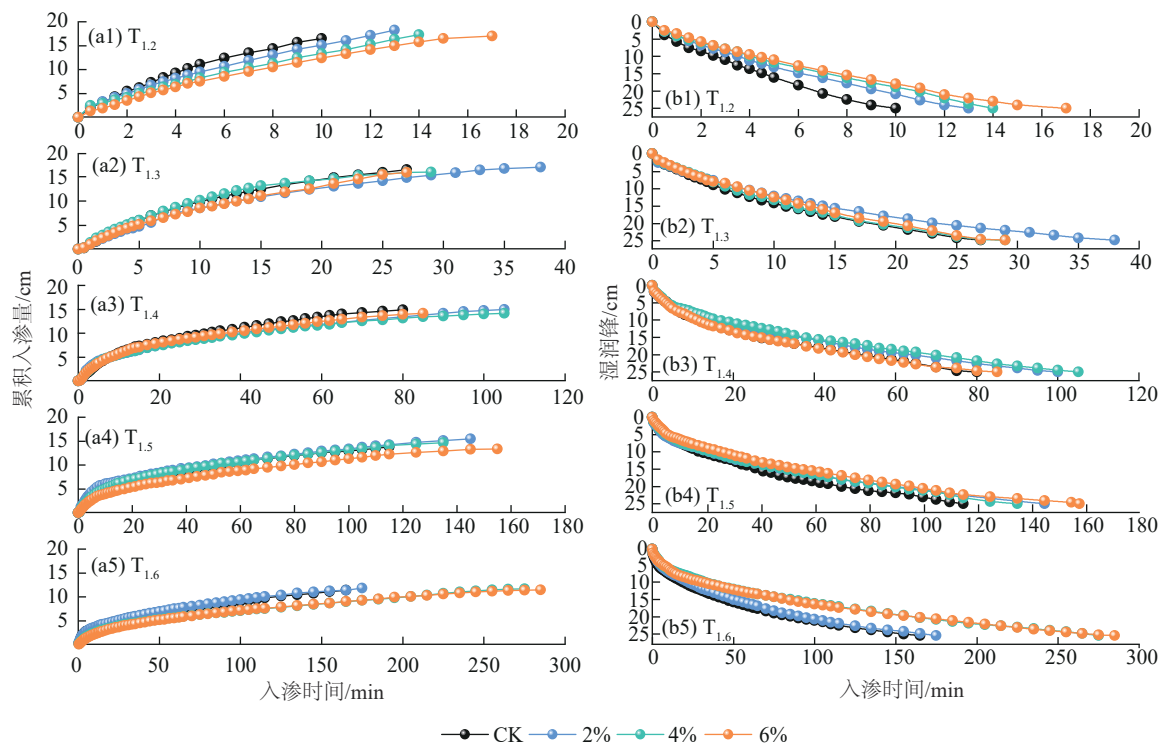


图 1 不同处理下累积入渗和湿润锋迁移过程

Fig. 1 The process of cumulative infiltration and wetting front migration under different treatments

表 1 二因素方差分析

Table 1 Two-way analysis of variance

变因	F 值								
	累积入渗量	湿润锋迁移模型		Horto 模型			蒸发速率		累积蒸发量
		参数 A	参数 B	参数 a	参数 b	参数 c	快速蒸发阶段	减速蒸发阶段	
压实度	109.26**	41.49**	82.36**	114.97**	128.21**	23.69**	267.84**	36.99**	199.96**
施量	0.74	8.29*	1.90	3.20*	10.78**	5.70**	47.96**	1.54	52.75**
压实度×施量	1.66	1.85	0.93	3.22**	4.38**	5.10**	3.03*	7.73*	2.87*

注: *表示 $p < 0.05$; **表示 $p < 0.01$ 。

2.2 生物炭对压实土壤入渗参数的影响

2.2.1 湿润锋迁移模型分析 不同处理下湿润锋迁移模型的拟合参数及其变化趋势见表 2 和图 2。基于 4 个评价指标 (R^2 、RMSE、MBE、MARE) 模拟的湿润锋迁移与实测值拟合较好。添加生物炭后,除 6% 施量处理的 $T_{1,4}$ 外,其余添加生物炭改良土的参数 A 均低于未施炭土壤,表明生物炭降低不同压实度土壤的初始入渗速率。随着生物炭施用量的增加,不同压实处理拟合幂函数中湿润锋衰减速率(参数 B)的变化未发现明显趋势。对湿润锋迁移模型的参数进行二因素方差分析发现,土壤压实度和生物炭施量均对参数 A 有显著影响,二者交互作用下影响不显著,而生物炭施量对参数 B 影响不显著。说明生物炭用量对以基质势为主导的初始水分入渗速率产生较为明显的影响。

2.2.2 累积入渗模型分析 累积入渗量 (I) 与入渗时间 (t) 的函数关系使用 Kostiakov、Philip 和 Horton 模型拟合。各模型的拟合参数及其变化趋势见图 3 和

表 3。生物炭施用量对不同压实土壤的拟合参数产生不同影响。由 Kostiakov 模型参数变化可知,施加 2% 施量的生物炭后,除 $T_{1,3}$ 外,其余压实土壤的参数 K 高于未施炭土壤,而在 2% 施量时,各压实处理的参数 n 均小于未施炭土壤。根据表中 4 个评价指标可知,入渗模型拟合的质量较高。在 Philip 模型中,施加 2% 生物炭后, $T_{1,2}$ 、 $T_{1,4}$ 和 $T_{1,5}$ 的参数 S 均高于未施炭土壤,当生物炭施量增加至 6% 时, $T_{1,2}$ 、 $T_{1,3}$ 、 $T_{1,5}$ 和 $T_{1,6}$ 的参数 S 均低于未施炭土壤。而拟合参数 A^* 在 $T_{1,2}$ 和 $T_{1,3}$ 时,生物炭改良土的参数 A^* 均显著小于未施炭土壤 ($p < 0.05$), $T_{1,4}$ 、 $T_{1,5}$ 和 $T_{1,6}$ 的参数 A^* 在各施量处理下变化不大。由表 3 可知,Philip 模型对累积入渗的拟合效率较高。在 $T_{1,6}$ 时 A^* 为负的结果与事实不符,说明 Philip 模型不适用于模拟过高压实度的土壤入渗。根据 Horton 模型的拟合结果可以看出,随着生物炭施用量的增加,参数 a 、 b 、 c 在指数函数中的变化趋势与处理间累积入渗量的变化趋势一致。

表 2 湿润锋运移模型参数拟合

Table 2 Fitting of the parameters of the wetting front migration model

压实度/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	生物炭 施量/%	RMSE/ cm	MBE/ cm	MARE/ %	R^2
1.2	0	0.350	0.016	2.935	0.997
	2	0.244	-0.009	2.355	0.999
	4	0.312	0.038	3.294	0.998
	6	0.174	-0.001	1.507	0.999
1.3	0	0.399	-0.035	4.286	0.996
	2	0.237	-0.010	2.672	0.999
	4	0.349	-0.016	3.124	0.997
	6	0.346	-0.025	3.189	0.998
1.4	0	0.335	-0.034	4.193	0.997
	2	0.203	-0.010	2.474	0.999
	4	0.267	0.008	3.015	0.998
	6	0.453	-0.055	5.135	0.996
1.5	0	0.283	-0.025	3.758	0.998
	2	0.220	-0.004	2.914	0.999
	4	0.221	-0.028	3.648	0.999
	6	0.230	-0.030	4.364	0.999
1.6	0	0.023	-0.003	0.033	0.999
	2	0.020	-0.003	0.030	0.997
	4	0.005	-0.001	0.008	0.999
	6	0.043	0.005	0.065	0.999

基于 R^2 、RMSE、MBE 和 MARE 4 个评价指标可知, Horton 模型的拟合质量最优。分析不同生物炭施量对不同压实土壤的 Horton 模型入渗参数的影响发现, 在未施炭土壤条件下, $T_{1.3}$ 、 $T_{1.4}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$ 的入渗参数均显著低于 $T_{1.2}$ 。添加 2% 生物炭时, 各参数 (a 、 b 、 c) 较未施炭土壤并无显著性影响。当生物炭施量增加至 6% 时, $T_{1.2}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$ 的参数 a 值最低, $T_{1.2}$ 、 $T_{1.4}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$ 的参数 c 值最低, 其中 $T_{1.2}$ 和 $T_{1.6}$ 的参数 a 和参数 c 较未施炭土壤显著降低 ($p < 0.05$), 表明 6% 施量生物炭降低土壤的入渗能力, 并延长到达稳定入渗的时间。

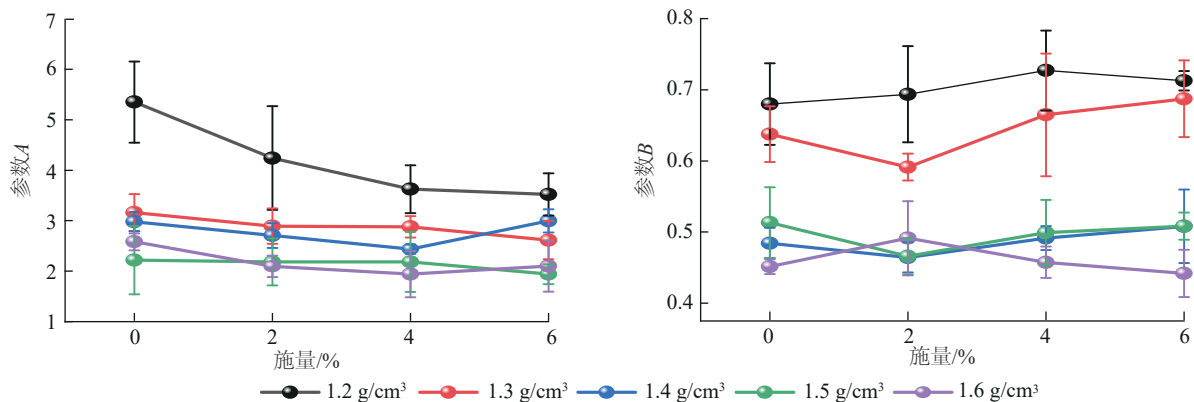


图 2 不同处理下土壤湿润锋运移参数

Fig. 2 Parameters of soil wetting front migration under different treatments

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

根据 Horton 模型拟合参数进行二因素方差分析发现, 生物炭施量、压实度和二者交互作用效应对参数 a 、参数 b 和参数 c 均有显著影响。 F 检验结果表明, 土壤压实度对各入渗参数影响最大, 生物炭施用量次之, 二者交互效应影响最小。说明在压实土壤中添加生物炭减小压实对土壤水分入渗参数的影响。

2.3 生物炭对不同压实度土壤蒸发特性的影响

由图 4 可知, 土壤压实和生物炭施用均能有效减少蒸发过程中的水分蒸发, 提高土壤的保水能力。不同压实处理 ($T_{1.2}$ 、 $T_{1.3}$ 、 $T_{1.4}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$) 蒸发结束时的残余质量含水率分别为 1.8%、3.2%、7.3%、13.1% 和 21.1%。施加生物炭后, 进一步提高土壤保水能力, 不同施量的生物炭改良压实土壤较未施加土壤的残余质量含水率均显著增加 ($p < 0.05$), 平均分别增加 285.03%、229.63%、157.73%、58.37% 和 29.17%。

生物炭对土壤蒸发过程的影响表现为快速蒸发和减速蒸发 2 个阶段。不同压实处理 ($T_{1.2}$ 、 $T_{1.3}$ 、 $T_{1.4}$ 、 $T_{1.5}$ 和 $T_{1.6}$) 土壤 2 个阶段的表现不同, 其过渡时间点也不同。总体来看, 快速蒸发阶段的持续时间随压实度的提高而增加。不同生物炭施量改良土在不同压实处理下过渡点分别为 $T_{1.2}$ (21 d)、 $T_{1.3}$ (22.75 d)、 $T_{1.4}$ (23 d)、 $T_{1.5}$ (23 d) 和 $T_{1.6}$ (25.25 d)。在初始阶段, 不同生物炭施量的初始蒸发速率较未施炭土壤均显著降低 ($p < 0.05$), 而在减速蒸发阶段, 除 $T_{1.4}$ 处理下的 6% 施量和 $T_{1.6}$ 处理下的各生物炭施量均较未施炭显著降低该阶段蒸发速率外 ($p < 0.05$), 其余生物炭处理的蒸发速率较未施炭均无显著影响 (表 4)。综合 2 个阶段的蒸发效应, 生物炭施用导致最终蒸发量减少。生物炭处理的不同压实土壤的平均最终累积蒸发量分别为 253.7、218.5、214.7、206.3、219.2 g, 较未施炭土壤分别降低 4.77%、7.90%、5.61%、8.60%、6.76%。对累积蒸发量和 2 个阶段蒸发速率进行二因素方差分析发现, 压实对 2 个阶段的蒸发速率及累积蒸发量均有极显著影响 ($p < 0.01$), 生物炭施量仅对快速蒸发阶段蒸发速率和累积蒸发量有极显著影响 ($p < 0.01$), 而在二者交互作用下, 对 2 个阶段蒸发速率和累积蒸发量显著性影响均有所降低 ($p < 0.05$)。

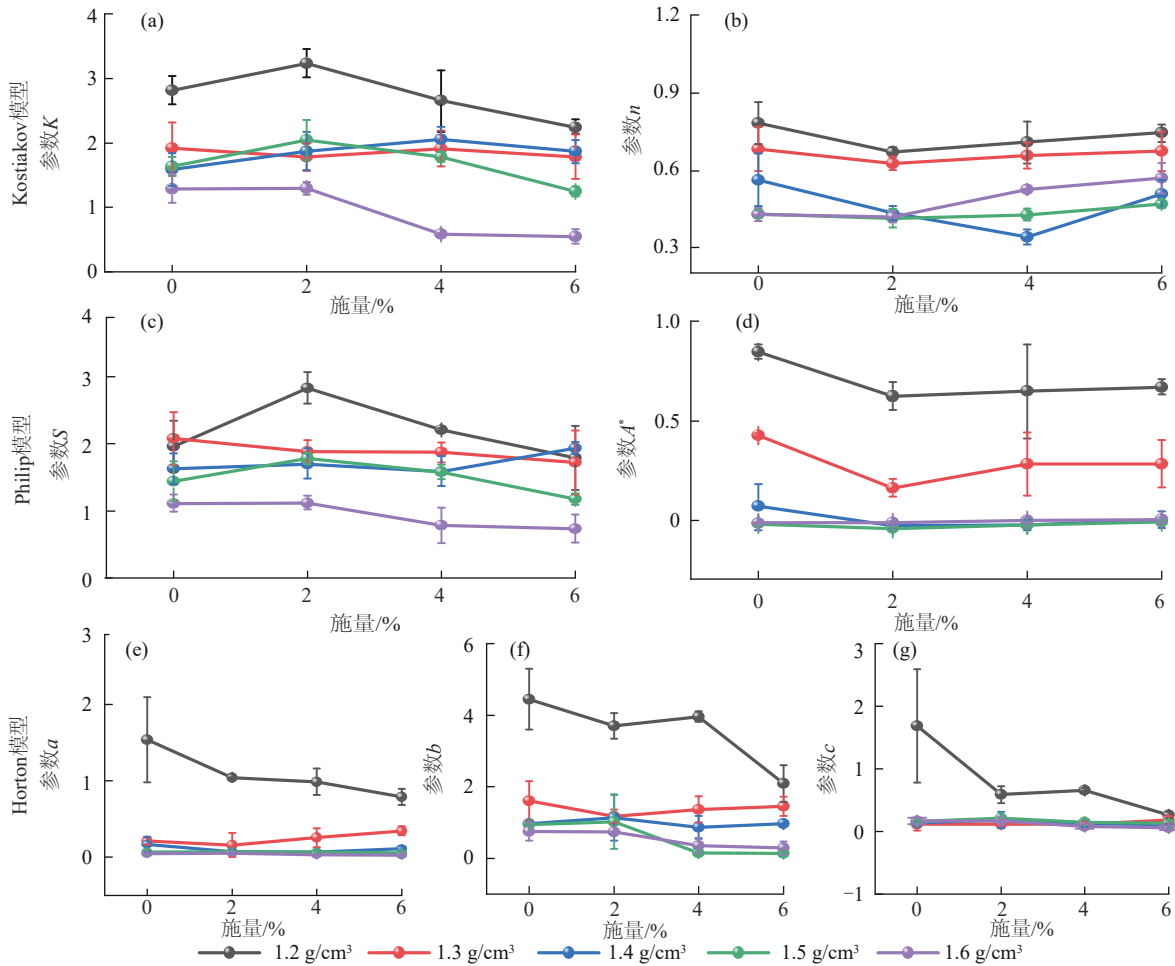


图 3 不同处理下的入渗模型拟合方程参数

Fig. 3 Fitting equation parameters of the infiltration model under different treatments

表 3 不同处理下 3 种入渗模型拟合参数及方差分析

Table 3 Fitting parameters and analysis of variance of three infiltration models under different treatments

压实度/ (g·cm ⁻³)	生物炭施 量/%	Kostiakov 模型				Philip 模型				Horton 模型			
		RMSE/ cm	MBE/ cm	MARE/ %	R ²	RMSE/ cm	MBE/ cm	MARE/ %	R ²	RMSE/ cm	MBE/ cm	MARE/ %	R ²
1.2	0	0.371	-0.026	5.859	0.994	0.456	-0.042	8.884	0.991	0.407	0.001	3.466	0.992
	2	0.124	0.008	1.656	0.999	0.142	-0.009	1.543	0.999	0.224	0.025	3.264	0.998
	4	0.297	0.038	4.059	0.996	0.228	0.020	3.037	0.997	0.288	0.002	4.175	0.996
	6	0.174	-0.021	2.906	0.998	0.280	-0.037	5.429	0.997	0.109	0.011	1.988	0.999
1.3	0	0.615	-0.097	30.226	0.986	0.491	-0.088	23.846	0.988	0.151	-0.035	10.454	0.999
	2	0.513	-0.016	20.296	0.989	0.631	-0.118	26.083	0.983	0.137	-0.019	4.886	0.999
	4	0.209	-0.036	10.353	0.998	0.320	-0.054	15.237	0.995	0.103	-0.013	5.506	0.999
	6	0.394	-0.052	8.349	0.994	0.476	-0.060	19.310	0.991	0.233	-0.004	7.340	0.998
1.4	0	0.452	-0.061	24.429	0.989	0.447	-0.089	25.075	0.988	0.139	-0.018	5.800	0.999
	2	0.334	-0.038	13.768	0.993	0.292	-0.035	14.687	0.994	0.288	0.014	7.464	0.995
	4	0.386	-0.045	17.160	0.991	0.349	-0.048	15.401	0.992	0.192	-0.004	4.416	0.998
	6	0.061	-0.083	29.769	0.979	0.577	-0.130	30.510	0.981	0.100	-0.016	5.327	0.999
1.5	0	0.328	-0.035	18.122	0.992	0.278	-0.007	14.247	0.994	0.385	0.020	7.388	0.992
	2	0.398	-0.026	16.999	0.990	0.439	0.027	13.862	0.987	0.261	0.001	5.254	0.996
	4	0.352	-0.047	18.318	0.993	0.282	-0.045	14.543	0.995	0.214	0.020	5.144	0.997
	6	0.205	-0.024	9.551	0.997	0.192	-0.022	9.952	0.997	0.249	0.020	4.793	0.995
1.6	0	0.152	-0.006	6.976	0.997	0.195	0.025	5.861	0.995	0.052	-0.007	0.156	0.992
	2	0.120	-0.005	4.184	0.998	0.166	0.027	4.560	0.997	0.061	-0.008	0.178	0.992
	4	0.174	-0.016	10.921	0.997	0.177	-0.007	9.956	0.997	0.020	-0.003	0.073	0.998
	6	0.167	-0.027	18.888	0.997	0.167	-0.035	19.070	0.997	0.009	-0.001	0.033	0.998

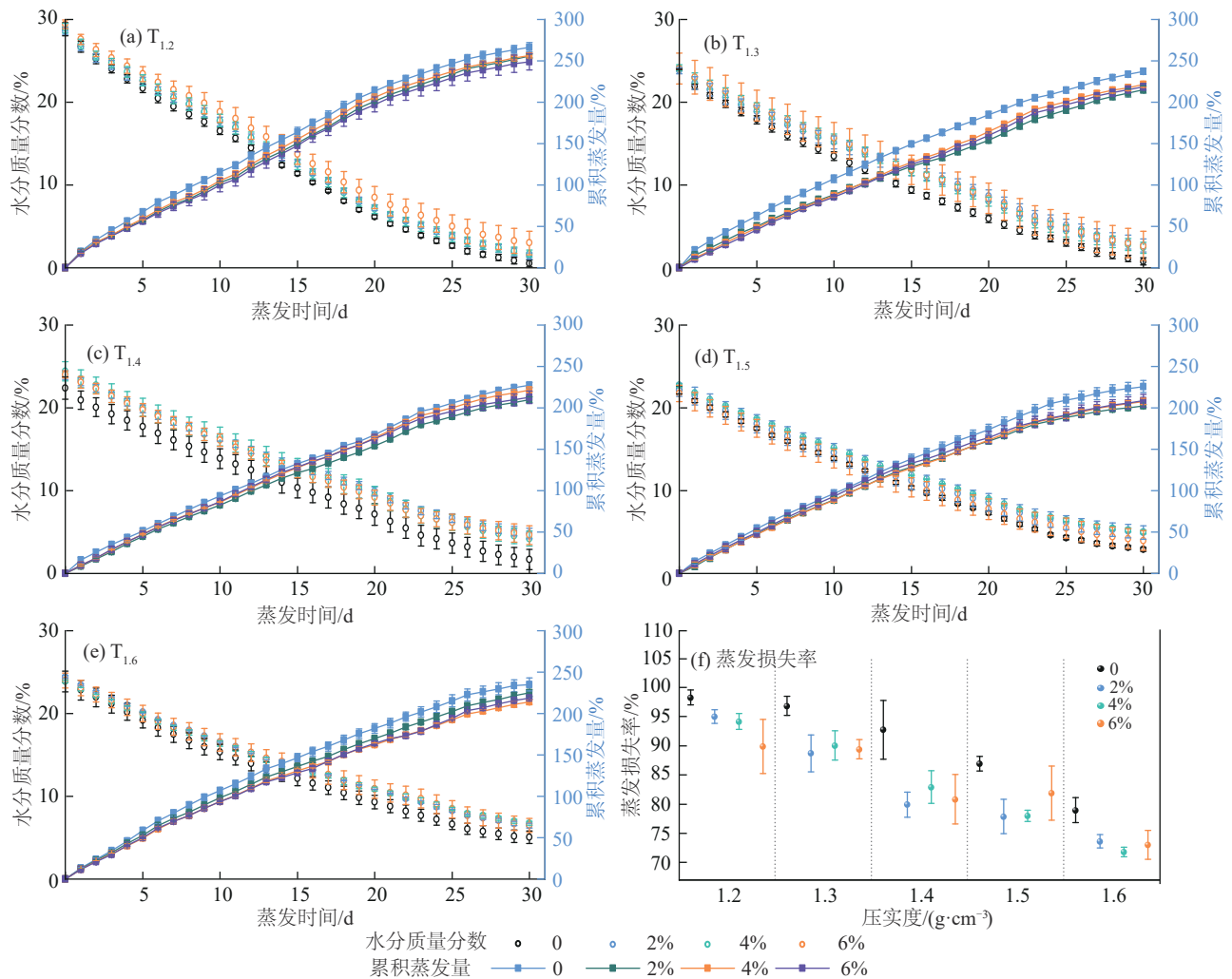


图 4 不同处理下矿区压实土壤水分蒸发过程

Fig. 4 Evaporation process of compacted soils in the mining area under different treatments

3 讨论

3.1 生物炭改变不同压实度土壤入渗的作用机理

本研究发现,土壤随压实度增加降低湿润锋运移进程,减少累积入渗量。不同生物炭施量均减缓不同压实土壤湿润锋向下运移速度,增加入渗耗时,而生物炭改良压实土壤的累积入渗总量随生物炭施量的增加呈先增后减趋势。低施量(2%)生物炭均增加不同压实土壤的累积入渗量,但随着施量的增加至6%时,对土壤累积入渗量的抑制作用逐渐明显。其表现在添加2%生物炭时,入渗参数(a 、 b 、 c)较未施炭土壤并无显著性影响,当施量增加至6%时, $T_{1.2}$ 和 $T_{1.6}$ 的稳渗速率(参数 a)和衰减速率(参数 c)较未施炭土壤显著降低($p < 0.05$),与王娟等^[20]的研究结果一致。土壤质地、土壤体积质量、土壤孔隙、有机质质量分数和水稳性大团聚体等也是影响土壤入渗能力的主要因素。

本研究还发现,土壤压实是影响水分入渗的主要因素($p < 0.01$),而生物炭对土壤累积入渗量并无

显著影响,但在生物炭与压实土壤交互作用下,降低土壤压实对土壤储水能力的影响。是因为水分入渗速率和累积入渗量主要受压实和生物炭交互作用下改变的土壤孔隙影响,添加生物炭明显改变土壤孔隙分布,形成大量大孔隙和中孔隙,提高土壤的储水能力^[21]。土壤压实限制土壤吸水,减少土壤入渗后的土壤水分体积分数。而施加生物炭增加土壤吸水能力,缓解压实导致的土壤吸水能力降低的问题。生物炭较大的比表面积能为水分子附着和保留提供更多的位点,以及丰富的小孔隙和大孔隙能储存更多的水分^[22]。生物炭施用改变水分在土壤中的入渗路径及速度^[23],影响土壤的渗透能力和入渗过程中吸收水分的能力。且由于生物炭的可塑性,可能主导土壤水力性能的改善^[24]。当生物炭施量增加时,生物炭和土壤颗粒将更充分地结合,堵塞土壤间水分运移通道,从而抑制水分入渗,缩减水分存储空间,从而导致6%施量下,各压实处理的累积入渗总量均低于2%施量处理。

表4 不同处理下的蒸发速率及累积蒸发量

Table 4 Evaporation rate and cumulative evaporation under different treatments

生物炭施量/%	压实度/ (g·cm ⁻³)	快速蒸发 阶段平均 蒸发速率/ (10 ⁻⁷ ·s·cm ⁻²)	减速蒸发 阶段平均 蒸发速率/ (10 ⁻⁷ ·s·cm ⁻²)	累积蒸 发量/g
0	1.2	15.53a	7.39ab	266.47a
	1.3	13.34a	7.02ab	237.27a
	1.4	12.54a	6.69a	227.50a
	1.5	12.59a	5.11a	225.77a
	1.6	12.61a	4.67c	235.09a
2	1.2	14.69b	7.62a	255.93b
	1.3	11.51c	7.52a	215.33b
	1.4	11.50c	6.38a	209.86c
	1.5	11.66b	5.23a	202.47b
	1.6	11.86b	5.72b	224.87b
4	1.2	15.00b	7.01b	256.57b
	1.3	12.26b	6.37b	221.57b
	1.4	12.12b	6.46a	221.57b
	1.5	11.69b	5.34a	207.80b
	1.6	11.39b	6.98a	213.97c
6	1.2	14.43b	7.07ab	248.78b
	1.3	12.00b	6.6b	218.67b
	1.4	11.99b	5.41b	212.80c
	1.5	11.72b	5.46a	208.80b
	1.6	11.46b	7.16a	218.77bc

注:表中数据后同列不同小写字母表示不同处理间差异显著($p < 0.05$)。

对于湿润锋运移模型,由表2和图2可知,随着生物炭施用量的增加,幂函数中参数B的变化趋势与处理间湿润锋深度的变化趋势一致。当深度相同时,参数A的变化趋势与处理间入渗速率的变化趋势一致。评估参数 R^2 均 > 0.996 ,RMSE、MBE、MARE的评估值均处于最优值范围内,分别为0.005~0.453 cm、-0.055~0.038 cm和0.001%~5.135%,表明该模型对生物炭改良压实土壤湿润锋运移的拟合效果较好。

采用Kostiakov模型、Philip模型和Horton模型拟合不同生物炭施用量下不同压实度土壤水分的入渗过程(表3和图3),在生物炭改良压实土壤中,Kostiakov和Philip都能较好地预测土壤入渗规律,但Kostiakov模型的MARE评估指标偏于理想状态,而Philip模型中 A^* 值为负,不符合实际。对于Horton模型,随着生物炭施用量的增加,各处理中的参数 a 、 b 、 c 的变化趋势与处理间累积入渗量的变化趋势一致。且 R^2 平均值较高, RMSE、MBE和MARE值较低。 R^2 平均值均 > 0.990 , RMSE、MBE和MARE的评估

值分别为0.009~0.407 cm、-0.035~0.025 cm和0.033%~10.545%,表明Horton模型用于估算压实土壤累积入渗最适用。

3.2 生物炭改变不同压实土壤蒸发的作用机理

添加生物炭有效减少土壤蒸发,产生此现象的原因是生物炭作为一种具有高颗粒强度的非塑性材料^[25],可以通过取代部分土壤颗粒来影响土壤的持水和分配能力。当土壤饱和时,生物炭在蒸发前能最大限度地吸收土壤水分,土壤中一定比例的水分被吸收到生物炭内部的孔隙中,与土壤颗粒周围的黏结水不同,因为生物炭水分的获得或损失不会引起体积变形^[26]。随着压实度增加,生物炭破碎成更小颗粒,将堵塞土壤孔隙,使整个土壤的孔隙连通性降低,储存在下垫层的水分无法迁移到表层向上蒸发,并且破碎的生物炭拥有更大的比表面积,可以储存更多的水分,最终减少土壤水分的蒸发^[27]。

本研究发现,压实对2个阶段的蒸发速率及累积蒸发量均有显著影响($p < 0.01$),生物炭施用量仅对快速蒸发阶段蒸发速率和累积蒸发量有显著影响($p < 0.01$),而在二者交互作用下,对2个阶段蒸发速率和累积蒸发量显著性影响均有所降低($p < 0.05$)。其主要原因在于土壤蒸发初期主要受大气蒸发控制,土壤水力传导性较高,大量水分从土壤内部输送到地表。随着土壤压实度增加,导致生物炭和土壤粒径发生变化,形成新的孔隙系统,减少水和空气的通量,并改变土壤内部孔隙结构。而随生物炭施用量增加,土壤比表面积增大,土壤持水能力增强,对土壤水分蒸发的抑制作用越大^[28]。土壤间宏观孔隙被生物炭填充^[29],所以生物炭处理的蒸发速率在蒸发初期均低于未施炭土壤,且随压实度的增加而减小。当蒸发进入减速蒸发阶段时,蒸发损失主要通过蒸汽扩散发生。而2%施量下由于快速蒸发阶段结束后的剩余水分体积分数更高,所以导致后期生物炭改良土壤蒸发阶段的水力传导效率更高。但生物炭改良土壤中残余的水分主要储存在生物炭和土壤团聚体孔隙中,更难被蒸发,土壤蒸发损失率减小。最终在相同的蒸发条件下,生物炭处理的土壤比未施炭土壤具有更持久的水供应,并且能够在更长的时间内保持土壤水分。

综上所述,生物炭施加有利于土壤的储水能力和抗蒸发能力的提高。但生物炭添加必须达到一个合适的阈值才能保证保水性能的显著提高^[30]。长期施用生物炭可以降低土壤体积质量,增加土壤总孔隙度,提高土壤渗透性,从而促进水分利用率的提高^[31]。因此,在矿区压实土壤中施用生物炭,有利于

土壤生产力的提高,通过人为干预,逐步恢复采后矿区土壤生产力以作为中国储备耕地资源。本研究基于室内模拟试验探讨不同施量的生物炭对于矿区压实土壤的入渗和蒸发过程的影响,2%施量的生物炭最适用于矿区压实土壤的修复。但本研究田间实际情况有所差异,未考虑土壤中砾石、植物根系等因素的影响。因此,未来还需要开展野外长期观测试验,探究不同施量的生物炭对矿区不同区域和不同开采年限土壤水动力学的影响,以更深入地认识生物炭在复杂环境下的矿区压实土壤修复的应用。

4 结论

1)生物炭施用抑制土壤水分的入渗进程,但有效增加不同压实度土壤的累积入渗总量。生物炭施用能够降低土壤压实对土壤储水的负面影响。

2)基于4个模型评价指标(R^2 、RMSE、MBE和MARE)对湿润锋运移模型和3种入渗模型(Kostiakov、Philip和Horton模型)进行评估发现,湿润锋运移模型对生物炭改良压实土壤的湿润锋运移拟合效果较好。Horton模型最适用于估算生物炭改良压实土壤累积入渗。

3)生物炭对快速蒸发阶段的影响大于减速蒸发阶段,不同压实度土壤的蒸发速率在快速蒸发阶段显著降低($p < 0.05$)。添加生物炭处理均减少土壤累积蒸发量,提高土壤保水能力。

4)2%施量的水稻秸秆生物炭不仅能较好地增加不同压实土壤的累积入渗总量,还最为显著地减少不同压实度土壤的水分蒸发。总体来看,2%施量的水稻秸秆生物炭是矿区压实土壤提高土壤吸水能力和抗蒸发能力的最优选择。

参考文献:

- [1] FENG Y, WANG J M, BAI Z K, et al. Three-dimensional quantification of macropore networks of different compacted soils from opencast coal mine area using X-ray computed tomography[J]. Soil and Tillage Research, 2020, 198: e104567.
- [2] FENG Y, WANG J M, LIU T, et al. Using computed tomography images to characterize the effects of soil compaction resulting from large machinery on three-dimensional pore characteristics in an opencast coal mine dump[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(3): 1467-1478.
- [3] COLOMBI T, KELLER T. Developing strategies to recover crop productivity after soil compaction: A plant eco-physiological perspective [J]. Soil and Tillage Research, 2019, 191: 156-161.
- [4] WANG F J, WANG J M. Effects of rainfall intensity and compaction on water transport from opencast coal mine soils: An experimental study[J]. Hydrological Processes, 2020, 34(2): 258-269.
- [5] KUMAR H, GANESAN S P, BORDOLOI S, et al. Erodibility assessment of compacted biochar amended soil for geo-environmental applications[J]. Science of the Total Environment, 2019, 672: 698-707.
- [6] EL-NAGGAR A, LEE S S, RINKLEBE J, et al. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects [J]. Geoderma, 2019, 337: 536-554.
- [7] FU G Q, QIU X N, XU X Y, et al. The role of biochar particle size and application rate in promoting the hydraulic and physical properties of sandy desert soil[J]. Catena, 2021, 207: e105607.
- [8] VERHEIJEN F G A, ZHURAVEL A, SILVA F C, et al. The influence of biochar particle size and concentration on bulk density and maximum water holding capacity of sandy vs sandy loam soil in a column experiment [J]. Geoderma, 2019, 347: 194-202.
- [9] AN Y X, LU J L, NIU R J, et al. Exploring effects of novel chemical modification of biochar on soil water retention and crack suppression: Towards commercialization of production of biochar for soil remediation [J]. Biomass Conversion and Biorefinery, 2023, 13(15): 13897-13910.
- [10] 余辉,方荣杰,余佳峻,等.生物炭对西南喀斯特区石灰土水分入渗特征的影响[J].水土保持学报, 2024, 38(5): 225-235.
- [11] YU H, FANG R J, YU J J, et al. Effect of biochar on water infiltration characteristics of limestone soil in southwest karst area [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2024, 38(5): 225-235.
- [12] LIU B, JING Z R, WANG J M, et al. Effect of soil compaction on hydraulic properties and macropore structure: Evidence from opencast mines in the Loess Plateau of China [J]. Ecological Engineering, 2023, 192: e106988.
- [13] ZOU Y P, ZHANG S Y, SHI Z Y, et al. Effects of mixed-based biochar on water infiltration and evaporation in aeolian sand soil [J]. Journal of Arid Land, 2022, 14(4): 374-389.
- [14] 詹舒婷,宋明丹,李正鹏,等.不同秸秆生物炭对土壤水分入渗和蒸发的影响[J].水土保持学报, 2021, 35(1): 294-300.
- [15] ZHAN S T, SONG M D, LI Z P, et al. Effects of different straw biochars on soil water infiltration and evaporation [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(1): 294-300.
- [16] 李帅霖,王霞,王朔,等.生物炭施用方式及用量对土壤水分入渗与蒸发的影响[J].农业工程学报, 2016, 32(14): 135-144.
- [17] LI S L, WANG X, WANG S, et al. Effects of applica-

- tion patterns and amount of biochar on water infiltration and evaporation[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(14):135-144.
- [15] IBRAHIM A, USMAN A R A, AL-WABEL M I, et al. Effects of conocarpus biochar on hydraulic properties of calcareous sandy soil: Influence of particle size and application depth[J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2017, 63(2):185-197.
- [16] ZHANG J, CHEN Q, YOU C F. Biochar effect on water evaporation and hydraulic conductivity in sandy soil[J]. Pedosphere, 2016, 26(2):265-272.
- [17] XU J, NIU W Q, ZHANG M Z, et al. Effect of biochar addition on soil evaporation [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(11):3505-3513.
- [18] 吴克宁, 赵瑞. 土壤质地分类及其在我国应用探讨[J]. 土壤学报, 2019, 56(1):227-241.
WU K N, ZHAO R. Soil texture classification and its application in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2019, 56(1):227-241.
- [19] LIU Z H, CAI L, DONG Q G, et al. Effects of microplastics on water infiltration in agricultural soil on the Loess Plateau, China [J]. Agricultural Water Management, 2022, 271:e107818.
- [20] 王娟, 陈安全, 宋文瑾, 等. 生物炭种类与施量对新复垦区土壤水分入渗过程的影响[J]. 农业机械学报, 2022, 53(11):388-394.
WANG J, CHEN A Q, SONG W J, et al. Effect of biochar species and application amounts on soil water infiltration of newly reclaimed area[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2022, 53(11):388-394.
- [21] 张雅馥, 王金满, 王敬朋, 等. 生物炭添加对矿区压实土壤水力特性的影响[J]. 农业工程学报, 2021, 37(22):58-65.
ZHANG Y F, WANG J M, WANG J P, et al. Effects of biochar addition on the hydraulic properties of compacted soils in mining areas[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(22):58-65.
- [22] YANG B B, LI D D, YUAN S C, et al. Role of biochar from corn straw in influencing crack propagation and evaporation in sodic soils[J]. Catena, 2021, 204:e105457.
- [23] TAN Z X, LIN C S K, JI X Y, et al. Returning biochar to fields: A review[J]. Applied Soil Ecology, 2017, 116:1-11.
- [24] WANG C, ZHANG Z Y, FAN S M, et al. Effects of straw incorporation on desiccation cracking patterns and horizontal flow in cracked clay loam [J]. Soil and Tillage Research, 2018, 182:130-143.
- [25] SADASIVAM B Y, REDDY K R. Engineering properties of waste wood-derived biochars and biochar-amended soils [J]. International Journal of Geotechnical Engineering, 2015, 9(5):521-535.
- [26] LU Y, GU K, SHEN Z T, et al. Biochar implications for the engineering properties of soils: A review[J]. The Science of the Total Environment, 2023, 888:e164185.
- [27] YANG Y M, ZHONG M Y, BIAN X Q, et al. Preparation of carbon-based material with high water absorption capacity and its effect on the water retention characteristics of sandy soil[J]. Biochar, 2023, 5(1):e61.
- [28] VILLAGRA-MENDOZA K, HORN R. Effect of biochar addition on hydraulic functions of two textural soils [J]. Geoderma, 2018, 326:88-95.
- [29] WONG J T F, CHEN Z K, NG C W W, et al. Gas permeability of biochar-amended clay: Potential alternative landfill final cover material[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23(8):7126-7131.
- [30] CASTELLINI M, GIGLIO L, NIEDDA M, et al. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil [J]. Soil and Tillage Research, 2015, 154:1-13.
- [31] XIAO Q, ZHU L X, SHEN Y F, et al. Sensitivity of soil water retention and availability to biochar addition in rainfed semi-arid farmland during a three-year field experiment [J]. Field Crops Research, 2016, 196:284-293.

(上接第104页)

- [25] 董耀华, 惠晓晓, 蔺秋生. 长江干流河道水沙特性与变化趋势初步分析[J]. 长江科学院院报, 2008, 25(2):16-20.
DONG Y H, HUI X X, LIN Q S. Preliminary analysis on characteristics and changing tendency of annual runoff and sediment load of Changjiang River main channels[J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2008, 25(2):16-20.
- [26] 武旭同, 李娜, 王腊春. 近60年来长江干流水沙特征分析[J]. 泥沙研究, 2016, 41(5):40-46.
WU X T, LI N, WANG L C. Characteristics of runoff and sediment discharge in Yangtze River in recent 60 years [J]. Journal of Sediment Research, 2016, 41(5):40-46.
- [27] 柴元方, 李义天, 李思璇, 等. 长江流域近期水沙变化趋势及成因分析[J]. 灌溉排水学报, 2017, 36(3):94-101.
CHAI Y F, LI Y T, LI S X, et al. Analysis of recent variation trend and cause of runoff and sediment load variations in the Yangtze River basin [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2017, 36(3):94-101.