

DOI: 10.11766/trxb201904240128

崔志强, 王文龙, 郭明明, 康宏亮, 李建明, 白芸, 郭文召. 不同植被措施下排土场边坡细沟发育时空特征[J]. 土壤学报, 2020, 57 (5): 1155–1165.

CUI Zhiqiang, WANG Wenlong, GUO Mingming, KANG Hongliang, LI Jianming, BAI Yun, GUO Wenzhao. Spatial and Temporal Characteristics of Rill Development on Slopes of Waste Dump of Mining as Affected by Revegetation Measures[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57 (5): 1155–1165.

不同植被措施下排土场边坡细沟发育时空特征*

崔志强^{1, 2}, 王文龙^{1, 3†}, 郭明明³, 康宏亮³, 李建明², 白芸⁴, 郭文召³

(1. 中国科学院水利部水土保持研究所, 陕西杨凌 712100; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 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; 4. 榆林学院生命科学学院, 陕西榆林 719000)

摘要: 为明确不同恢复年限植被措施对煤矿排土场边坡水土流失的防治效应, 采用样方调查法, 以内蒙古准格尔旗永利煤矿矿区排土场边坡为研究对象, 以裸露边坡 (CK) 为对照, 研究不同恢复年限 (1 a、3 a、5 a) 的沙柳方格+沙棘+沙打旺 (SHA) 和沙柳方格+沙打旺 (SA) 2 种措施对细沟发育的影响。结果表明: (1) 1a 时 CK、SHA 与 SA 措施细沟宽度均集中分布在 4~8 cm, 细沟深度均集中分布在 2~4 cm; 3 a 时 CK、SHA 与 SA 措施细沟宽度则集中分布在 4~8 cm、8~12 cm、4~8 cm, 细沟深度均集中分布在 4~6 cm; 5 a 时 CK 与 SHA 措施细沟宽度均集中分布在 8~12 cm, 而细沟深度则集中分布在 4~6 cm 和 8~14 cm; (2) CK (1~5 a)、SHA 措施 (1~5 a) 和 SA 措施 (1~3 a) 的细沟平均宽分别为 7.57~11.35 cm、7.58~13.31 cm 和 5.57~6.14 cm, 细沟平均深分别为 3.38~6.23 cm、4.19~10.34 cm、2.59~4.24 cm, 三者的细沟平均宽深比分别为 2.39、2.12 和 2.05, 平均细沟密度分别为 1.52~5.25 m·m⁻²、1.42~1.68 m·m⁻² 和 1.88~2.25 m·m⁻²; (3) 1 a 时 CK、SHA 和 SA 措施的细沟宽深比随坡长变化幅度较大, 随着恢复年限增加, 宽深比则呈下降趋势, CK、SHA 措施和 SA 措施的细沟密度和细沟侵蚀量均随坡长增加呈增大趋势; (4) 与 CK 相比, 1 a 时 SHA 和 SA 措施边坡细沟侵蚀模数分别减小 25.0% 和 25.86%, 两种措施减蚀效果差别不大, 而 3 a 时则分别减小了 61.73% 和 35.31%, SHA 措施减蚀效果显著增强。研究结果可以为矿区排土场边坡的植被合理布设提供科学依据与理论指导。

关键词: 排土场边坡; 细沟侵蚀; 植被措施; 细沟形态; 恢复年限

中图分类号: S157.1 **文献标志码:** A

Spatial and Temporal Characteristics of Rill Development on Slopes of Waste Dump of Mining as Affected by Revegetation Measures

CUI Zhiqiang^{1, 2}, WANG Wenlong^{1, 3†}, GUO Mingming³, KANG Hongliang³, LI Jianming², BAI Yun⁴, GUO Wenzhao³

(1. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resource, Yangling, Shaanxi 712100, China;

* 国家自然科学基金项目(40771127, 41701316, 41761062)和国家重点研发计划(2016YFC0501604)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 40771127, 417701316, 41761062) and the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFC0501604)

† 通讯作者 corresponding author: 王文龙, 男, 陕西大荔人, 博士生导师, 研究员, 主要研究方向为土壤侵蚀与水土保持。E-mail: wlwang@nwsuaf.edu.cn

作者简介: 崔志强(1994—), 男, 山西吕梁人, 博士研究生, 研究方向为生产建设项目水土保持。E-mail: cuizhiqiang17@mails.ucas.edu.cn

收稿日期: 2019-04-24; 收到修改稿日期: 2019-06-22; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2019-07-18

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 4. Life Science College, Yulin University, Yulin, Shaanxi 719000, China)

Abstract: 【Objective】 Slopes of coal mine dump are characterized by severity of soil erosion, diversity of erosion type and complexity of erosion processes. The law of soil erosion on the slopes is different from that on slopes of original landform in mining areas. In order to explore effects of revegetation controlling soil erosion on slopes of coal mine dumps, survey of a dumping site was carried out in the Yongli Coal Mining of Zhungeer Banner, Inner Mongolia. 【Method】 The survey, using the quadrat survey procedure, covered a bare slope as CK, and slopes revegetated in the pattern of *Salix cheilophila*+ *Hippophae rhamnoides* Linn. And *Astragalus adsurgens* Pall (SHA) or *Salix heilophila* and *Astragalusadsurgens* Pall (SA), for a different time period of 1a, 3a or 5a, in an attempt to explore spatial and temporal effects of the revegetation on rill development on the slopes. 【Result】 Results show: (1) on all the slopes, the rills varied in the range of 4-8 cm in width and in the range of 2-4 cm in depth in the first year, on the slopes of CK, SHA and SH did in the range of 4-8 cm, 8-12 cm and 4-8 cm in width, respectively, and all in the range of 4-6 cm in depth in the third year, and on the slopes of CK and SHA, they did in the range of 8-12 cm in width and in the range of 4-6 cm and 8-14 cm in depth respectively; (2) Over the five years, the rills on Slopes CK, SHA and SA varied in the range of 7.57-11.35 cm, 7.58-13.31 cm and 5.57-6.14 cm, respectively, in mean width, in the range of 3.38-6.23 cm, 4.19-10.34 cm, and 2.59-4.24 cm, respectively in mean depth, and in the range of 1.52-5.25 $m \cdot m^{-2}$, 1.42-1.68 $m \cdot m^{-2}$ and 1.88-2.25 $m \cdot m^{-2}$, respectively, in density; (3) For the first year, the rills in all the slopes increased with length of the slope in ratio of width and depth quite sharply, but with the time going on, they showed a decreasing trend in the ratio, while they varied in an increasing trend in rill density and rill erosion amount with length of the slope; and(4) Compared with CK, SHA and SA decreased the slope rill erosion modulus by 25.0% and 25.86%, respectively, showing little erosion controlling effect in the first year, but they did by 61.73% and 35.31% respectively, showing significantly enhanced erosion controlling effect.【Conclusion】SHA and SA come to be effective only in the third year and on. The rills on Slopes SHA and SA varied in the range of 8 -12 cm and 4-8 cm, respectively, in width and in a range of 4-6 cm and 2-6 cm, respectively, in depth, which indicates SA is more effective in controlling development of rills, in terms of width and depth of rills. And the rills on Slopes SHA and SA varied in the range of 1.42-1.68 $m \cdot m^{-2}$ and 1.88-2.25 $m \cdot m^{-2}$, respectively, in density, which suggests that SHA is more effective in terms of number of rills per unit area. Both of the effects become more significant with increasing distance from the top of the slope. Erosion modulus was 1.15% lower in SHA than in SA in in the first year, and then came up to 1.55 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ and 2.62 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$, respectively, in the two, suggesting that SHA is more effective in controlling erosion. All the findings in this survey may serve as a scientific basis and theoretical guidance for rational revegetation of mine dump slopes.

Key words: Coal mine dump slope; Rill erosion; Revegetation measures; Rill form; Revegetation age

内蒙古永利煤矿的开采在给当地创造经济效益的同时,也对项目区及周边生态环境产生了巨大的破坏^[1-2]。其中,矿区排土场作为人工堆垫地貌,具有结构松散,稳定性差的特点,其坡面可蚀性为自然坡面的10倍~100倍,侵蚀速率为撂荒地的43.6倍~239.2倍^[3]。排土场边坡的水土流失规律有别于一般意义上的坡耕地和原始地貌^[4],具有水土流失强烈、侵蚀类型多样、侵蚀过程复杂多变等特点^[5-6]。

矿区生态环境问题已经引起了学者们的高度重视,对于矿区生态修复问题,张志权等^[7]指出植被恢复是矿区生态修复的必要前提,矿区植被恢复研

究对促进矿区生态经济协调发展意义重大^[8]。自然状态下植被恢复,存在演替历时长、过程复杂的特点^[9],单纯依靠土壤与植被的自然生长不能适应矿区排土场边坡生态恢复的实际需要。郭建英等^[10]指出通过采用合理的人工植被措施布设,能够有效降低排土场边坡的土壤侵蚀,实现更好的水土流失防治。同时在植被措施布设恢复初期,不合理的植被措施会对边坡造成强扰动,导致对应措施的排土场边坡侵蚀量大于裸露地^[11]。因此,在受损矿区生态恢复阶段,对于植被措施类型的选取,以及对不同植被措施所对应细沟发育状况的研究就显得十分必

要。Vogel^[12]通过对美国东部矿区边坡复垦进行研究得出了羊茅、鸭茅、小糠草等草本植物是矿区边坡复垦的优良植被。杨汉宏等^[13]通过研究黑岱沟煤矿雨季内 38 次降雨边坡侵蚀情况, 则进一步指出了灌草结合的综合植被配置能够有效控制排土场坡面侵蚀; 杨波等^[14]通过人为模拟放水冲刷实验也指出恢复年限 4a 的排土场边坡直、须根系混合搭配时的减水减沙效益高于单一根系; 不同植被措施与根系结构在减蚀效果方面有显著差别^[15-16]。

目前针对植被恢复对煤矿排土场边坡侵蚀防治的研究主要集中在特定时间的某一空间尺度上减水减沙效益的研究, 在时间尺度上一般是在一个降雨季节内进行连续观测^[10]或者如苏涛等^[17]揭示植被对砒砂岩边坡的减蚀效应, 主要是利用模拟冲刷实验来说明。对于现实中野外植被恢复边坡细沟发育的空间分布特征, 以及在较长时间尺度上不同恢复时期内植被发挥减蚀效益的变化过程研究还十分薄弱。因此, 本文以内蒙古准格尔旗永利露天煤矿周边排土场边坡为研究对象, 对不同恢复年限 (1 a、3 a、5 a) 的 3 种典型排土场边坡 (裸坡、沙柳方格+沙打旺措施、沙柳方格+沙打旺+沙棘措施) 细沟发育的空间特征进行了研究, 以期对排土场边坡合理布设水土保持措施提供重要的科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

试验地点位于内蒙古自治区鄂尔多斯市准格尔旗永利煤矿排土场 (39°41'52"N, 110°17'2"E), 排土场形成时间为 2009—2013 年。当地气候为温带大陆性气候, 年均气温为 6.2~7.2℃, 年平均降雨量在 379~420 mm 之间, 雨季集中在 7—9 月份, 且以暴雨居多, 占年降雨总量的 80%以上, 年蒸发量为 2 100~2 700 mm, 气候条件恶劣。地形为典型的丘陵沟壑地貌, 当地海拔高度在 1 375~1 400 m 之间。当地土壤为栗钙土, 孔隙度较大, 透水性好, 属于轻砂壤土, 成土母质为砒砂岩, 砒砂岩结构性差, 易发生风蚀和重力侵蚀。自然植被主要为灌木与半灌木, 夹杂少量乔木。该区域主要植被分布群

系为百里香 (*Thymus mongolicus*)、本氏针茅 (*Stipa capillata* Linn.)、达乌里胡枝子 (*Lespedeza davurica*) 等。区域内植被覆盖度低, 在人为扰动影响下, 春季以风蚀为主, 夏季风蚀水蚀交替发生, 水土流失严重。

1.2 样地布设及方法

通过采用实地调查法, 调查了该矿区排土场的形成时间, 坡长、坡度等一系列坡面参数以及边坡植被恢复措施。基于调查结果的统计和分析, 最终选取了 1 a、3 a、5 a 恢复年限的裸坡 (坡面无天然恢复植被) (图 1a) 和沙柳方格 (Vegetation slope with *Salix cheilophila*) +沙棘 (*Hippophae hamnoides* Linn.) +沙打旺 (*Astragalus adsurgens* Pall) 措施边坡 (图 1b), 以及恢复 1 a、3 a 的沙柳方格+沙打旺措施边坡 (图 1c)。这两种边坡措施植被主要施工技术指标如下:

(1) 沙柳方格+沙棘+沙打旺措施 (SHA 措施): 在沙柳方格措施与播撒沙打旺草种措施一次完工后 (规格同上), 采用人工缝植的方式种植 1 a 生沙棘苗, 株行距为 1.0 m×2.5 m。调查期间无引起边坡侵蚀的降雨过程发生。

(2) 沙柳方格+沙打旺措施 (SA 措施): 在坡面上呈菱形 (长对角线长 5 m, 短对角线长 3 m) 排列, 将长度为 35 cm 左右的沙柳条垂直插入坡面 20 cm 左右。在此基础上, 人工撒播沙打旺草种 15 kg·hm⁻²。

选好样地后, 在每个样地内随机选择 3 个斜坡长度为 16 m、宽度为 3 m 的样方。从坡顶至坡脚, 每隔 2 m 将样方划分为若干段, 并按顺序依次分别标记为 L_1, L_2, \dots, L_m ($m=8$), 并将每个测量坡段的中间位置作为测量断面, 用测尺法按照从左到右的顺序依次测定第 j 条细沟的沟长 ($l_{i,j}$), 顶宽 ($w_{b-i,j}$), 底宽 ($w_{t-i,j}$), 沟深 ($d_{i,j}$); 未通过坡段中线的细沟忽略不计 (图 2)。在每个坡段内随机选取 3 点, 采集约 1 kg 表层土壤, 土样自然风干后采用四分法将土样进一步磨碎, 之后对土粒进行分散和去有机质处理, 最后利用 MS 2000 型激光粒度仪测定土壤各粒级的体积百分比 (国际制), 各样地机械组成如表 1 所示。



注：CK、SHA、SA 分别表示裸坡、沙柳方格+沙棘+沙打旺边坡、沙柳方格+沙打旺边坡 Note: CK, SHA and SA represent Bare slope, Vegetation slope with *Salix cheilophila*, *Hippophaerhamnoides* Linn. and *Astragalus adsurgens* Pall slope and Vegetation slope with *Salix heilophila* and *Astragalus adsurgens* Pall slope respectively.

图 1 永利煤矿排土场边坡样地照片

Fig. 1 Pictures of sample slopes in dump site of the Yongli Coal Mine

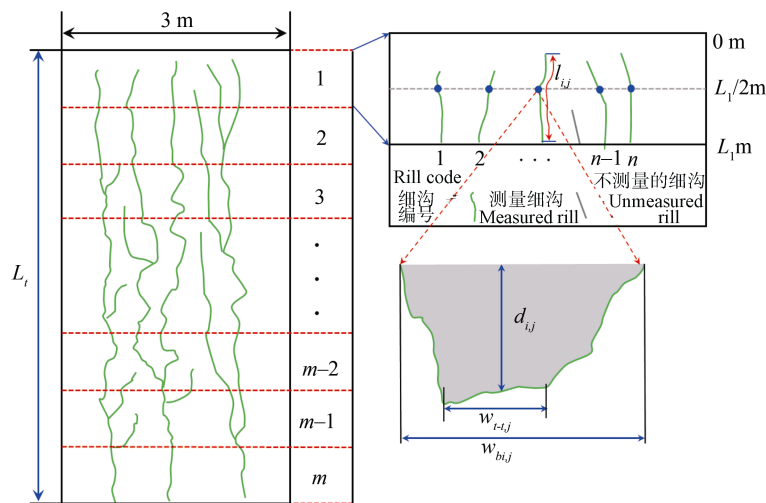


图 2 细沟测量方法简图

Fig. 2 Sketch of rill measurement

表 1 样地概况

Table 1 General information of the sample slopes

措施代码 Code	植被措施 Vegetation measure	坡度 Slope/ (°)	恢复年限 Recovery time/a	机械组成 Mechanical composition/%		
				0.02~2 mm	0.002~0.02 mm	<0.002 mm
CK-1a	裸坡	34.51	1	76.00	19.27	4.73
SHA-1a	沙柳方格+沙棘+沙打旺	37.82	1	75.34	19.64	5.02
SA-1a	沙柳方格+沙打旺	35.31	1	77.10	18.62	4.28
CK-3a	裸坡	35.93	3	66.68	24.79	8.88
SHA-3a	沙柳方格+沙棘+沙打旺	34.94	3	74.00	19.88	6.12
SA-3a	沙柳方格+沙打旺	35.72	3	62.03	30.00	7.92
CK-5a	裸坡	34.51	5	71.27	18.79	9.94
SHA-5a	沙柳方格+沙棘+沙打旺	35.81	5	66.06	26.13	7.81

1.3 细沟参数描述

(1) 细沟密度 (γ): 单位面积上所有细沟的长度之和。计算式为:

$$\gamma = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n l_{ij}}{A} \quad (1)$$

式中, γ 为细沟密度, $\text{m} \cdot \text{m}^{-2}$; A 为研究区域坡面积, m^2 ; m 为测量坡段数; n 为每个断面的细沟总条数; l_{ij} 为第 i 个断面第 j 条细沟长度, m 。

(2) 细沟侵蚀量 (S) 与细沟侵蚀模数 (M) 计算式为:

$$S_i = \sum_{j=1}^n \frac{(w_{bij} + w_{bj}) d_{ij} l_{ij} \gamma_s}{2} \quad (2)$$

$$M = \frac{\sum_{i=1}^m S_i}{16 \times 3t} \quad (3)$$

式中, S_i 为第 i 个测量坡段的细沟侵蚀量, kg ; $w_{i,j}$ 、 $w_{b-i,j}$ 、 $l_{i,j}$ 、 $d_{i,j}$ 为对应测量坡段第 j 条细沟的顶宽、底宽、长、深, m ; γ_s 为土壤密度, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; M 为测量坡面的细沟侵蚀模数, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; t 为恢复年限, a 。

1.4 统计与分析

用 SPSS 9.0 进行数据处理与统计分析, Origin 2017 进行数据绘图。

2 结果

2.1 不同植被措施对边坡细沟宽、深的影响

不同植被措施 (CK、SHA、SA) 下细沟边坡细沟宽分布如图 3。恢复年限 1 a 时, CK、SA 的沟宽分布趋势接近, 均集中分布在 4~12 cm, 其分布频率分别为 87.49% 和 95.83%, 而 SHA 的沟宽则主要分布在 4~8 cm, 其分布频率为 87.50%。3 a 时, CK 的沟宽在 4~8 cm、8~12 cm、16~25 cm 处的分布频率分别为 37.50%、25.0%、25.0%, SHA 的沟宽集中分布在 8~12 cm, 其分布频率分别为 62.50%, 而 SA 的沟宽则集中分布在 4~8 cm, 其分布频率为 87.50%; 5 a 时, CK 的沟宽均大于 8 cm, 其中 8~12 cm 宽度的细沟分布频率达 50.0%, 而

SHA 措施 8~12 cm 宽度细沟分布频率则为 62.50%。

对同一措施而言, CK 在 1 a 和 3 a 时, 沟宽以 4~8 cm 为主, 5 a 时沟宽则集中分布在 8~12 cm; SHA 措施在 1 a 时沟宽集中分布在 4~8 cm, 恢复至 3 a 和 5 a 时沟宽则以 8~12 cm 为主; SA 措施在 1 a 和 3 a 时, 沟宽均集中分布在 4~8 cm。1 a 时, CK、SHA、SA 细沟宽度均小于 16 cm; 3 a 时, CK、SHA、SA 措施 16~25 cm 宽度的细沟分布频率分别为 25.0%、8.33%、0; 5 a 时 CK 与 SHA 在 16~25 cm 处的分布频率分别为 25.0% 和 12.50%。

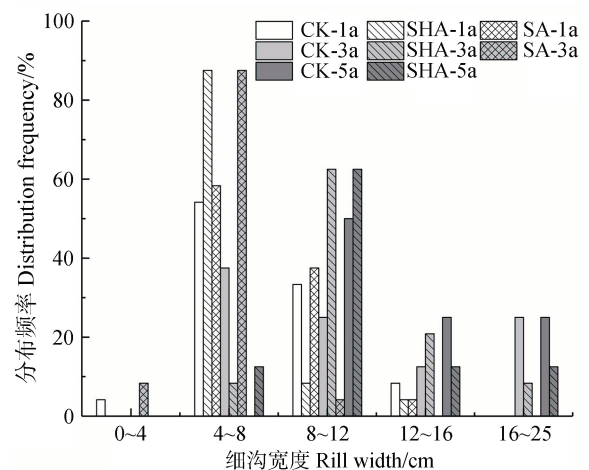


图 3 不同植被措施边坡细沟沟宽的分布

Fig. 3 Rill width distribution on the slope relative to revegetation pattern

图 4 表示不同措施边坡 (CK、SHA、SA) 沟深分布情况, 恢复 1 a 时, CK 与 SA 措施的沟深均集中分布在 2~4 cm, 其频率分别为 62.50% 和 79.17%; SHA 的沟深在 2~4 cm、4~6 cm、6~8 cm 处分布较平均, 其分布频率分别为 37.50%、33.33%、20.83%。恢复 3 a 时, CK 的沟深在 8~14 cm 处分布频率为 37.50%; SHA 和 SA 的沟深均集中在 4~6 cm 处, 其频率分别为 50.0% 和 54.17%。恢复年限为 5 a 时, CK 的沟深集中分布在 8~14 cm 处, 其频率可达 87.50%, SHA 措施则有 62.50% 的细沟深度分布在 4~6 cm。

对于同一措施而言, CK 在 1 a 时沟深集中分布在 2~4 cm, 3 a 时则在各深度处分布均较均匀, 5 a 时集中分布在 8~14 cm。1 a 时 SHA 措施细沟深在 2~4 cm、4~6 cm、6~8 cm 处分布较平均, 3 a 和 5 a 时均集中分布在 4~6 cm。1 a 时 SA 措施的沟深

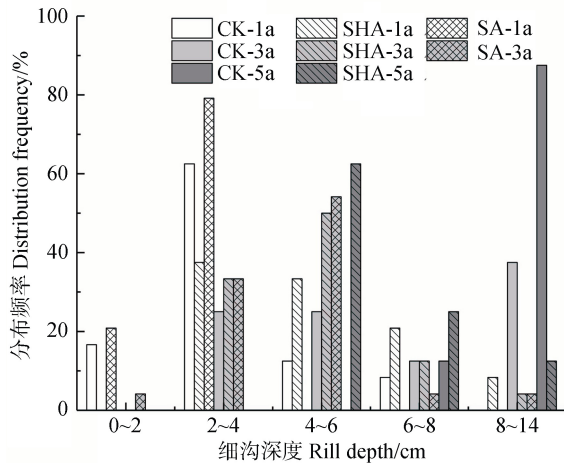


图4 不同植被措施边坡细沟沟深的分布

Fig. 4 Rill depth distribution on the slope relative to revegetation pattern

集中分布在 2~4 cm, 3 a 时集中分布在 4~6 cm。CK 和 SHA 措施在 1 a、3 a、5 a 时沟深为 8~14 cm 的分布频率分别为 0、37.50%、87.50% 和 8.33%、4.17%、12.50%；SA 措施仅在恢复 3 a 时细沟深发育至 8~14 cm, 且其分布频率仅达到 4.17%, 这表

明 SA 措施能更好减缓细沟下切程度。

不同植被措施边坡平均细沟宽度和深度见表 2。恢复 1 a 时, CK、SHA、SA 三种措施的平均沟宽分别为 7.57、7.58、6.14 cm, SHA 措施较 CK 增加了 0.39%, SA 措施较 CK 下降了 18.89%。恢复 3 a 时, CK、SHA、SA 三种措施的平均沟宽分别为 10.91、9.26、5.57 cm, SHA 与 SA 措施较 CK 分别下降了 15.12% 和 48.95%。恢复 5 a 时, CK、SHA 两种措施下的平均沟宽分别为 11.35、13.31 cm。SHA 措施较 CK 增大了 17.27%。CK 与 SHA 措施下的细沟平均沟宽均随恢复年限增大而增大, 而恢复 3 a 的 SA 措施细沟平均沟宽则较 1 a 时减小 9.28%。

对于沟深而言, 恢复 1 a 时, CK、SHA、SA 三种措施下的平均沟深分别为 3.38、5.13、2.59 cm, SHA 措施的平均沟深较 CK 增加了 51.77%, 而 SA 措施的平均沟深较 CK 减少了 23.37%。恢复 3 a 时, CK、SHA、SA 三种措施下的平均沟深分别为 6.23、4.19、4.24 cm, SHA 和 SA 措施的平均沟深较 CK 分别下降了 32.74% 和 31.94%。5 a 时 SHA 措施的平均沟深较 CK 增大了 1.11 倍。

表 2 不同植被措施边坡细沟形态基本特征

Table 2 Basic characteristics of rills on the slope relative to revegetation pattern

坡面措施 Slope measures	CK-1a	CK-3a	CK-5a	SHA-1a	SHA-3a	SHA-5a	SA-1a	SA-3a
平均沟宽 Mean rill width/cm	7.57	10.91	11.35	7.58	9.26	13.31	6.14	5.57
平均沟深 Mean rill depth/cm	3.38	6.23	4.89	5.13	4.19	10.34	2.59	4.24
细沟密度 Rill density/($m \cdot m^{-2}$)	1.88	1.52	5.25	1.42	1.54	1.68	2.25	1.88
宽深比 Rill width/depth ratio	2.48	1.92	2.78	1.69	2.51	2.15	2.68	1.42

2.2 不同植被措施对边坡细沟宽深比及细沟密度的影响

图 5 表示细沟宽深比随坡长的变化情况。恢复 1 a 时, CK、SHA 措施和 SA 措施的细沟宽深比变化分别为 1.38~4.18、1.07~2.57 和 1.72~4.66；恢复 3 a 时, CK 与 SHA、SA 措施下, 细沟宽深比随坡长变化整体呈下降趋势, 三者的变化分别为 1.17~2.74、1.55~4.15、1.11~2.31；恢复 5 a 时, CK 的细沟宽深比变化范围在 0.98~1.96 之间, SHA 措施下细沟宽深比随坡长呈先骤降后缓慢波动的趋势, 变化范围在 1.36~5.28 之间。1 a 时 CK 与 SHA、SA 措施的细沟宽深比随坡长变化幅度较大, 随恢复年限增加, 整体上, 三者的细沟宽深比均随坡长的

增加呈下降趋势。由表 2 可知, 恢复 1 a 时, CK 与 SHA、SA 措施的平均细沟宽深比分别为 2.48、1.69、2.68, SHA 措施的平均细沟宽深比较 CK 减小 31.85%, SA 措施平均细沟宽深比则较 CK 增大 8.06%；3a 时, SHA 措施的平均细沟宽深比较 CK 增大 30.73%, SA 措施平均细沟宽深比则较 CK 减小 25.52%；5a 时, SHA 措施细沟宽深比较 CK 减小 22.66%。

图 6 表示不同措施边坡细沟密度随坡长的变化特征。整体上 CK、SHA 和 SA 措施的细沟密度随坡长增加呈现出波动式的上升趋势, 恢复 1 a 时, CK、SHA 和 SA 措施的细沟密度随坡长变化分别为 0.49~3.09、0.68~1.84 和 0.71~3.75 $m \cdot m^{-2}$, 恢复 3 a

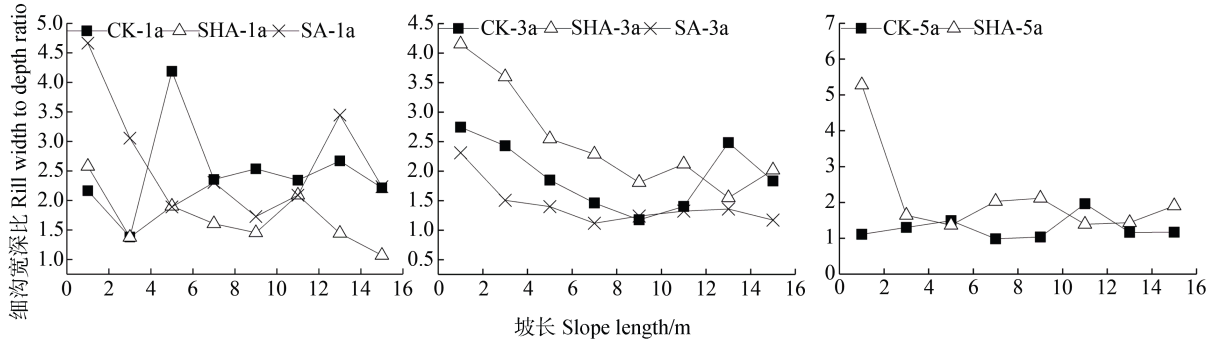


图 5 不同植被措施边坡细沟宽深比随坡长的变化特征

Fig. 5 Variation of rill width-depth ratio with distance from the slope top relative to revegetation pattern

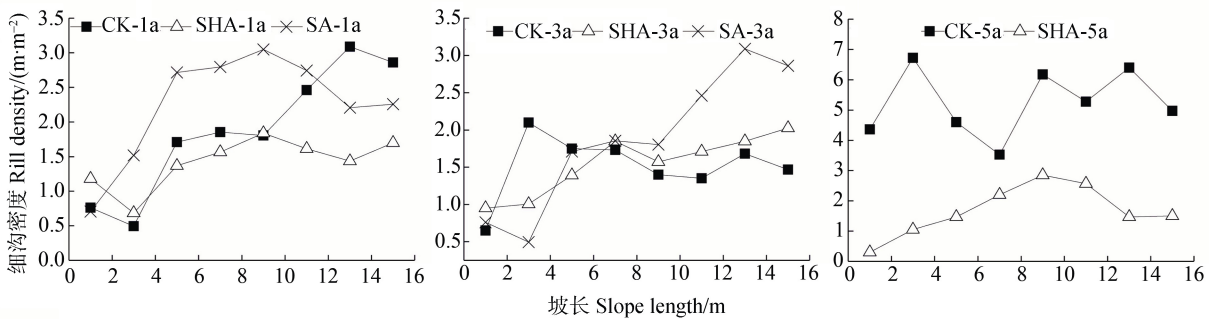


图 6 不同植被措施边坡细沟密度随坡长的变化特征

Fig. 6 Variation of rill density with distance from the slope top relative to revegetation pattern

时，三者的细沟密度随坡长变化分别为 0.65~1.75、0.95~2.03 和 0.50~3.29 $m \cdot m^{-2}$ ，恢复 5 a 时，CK 和 SHA 措施的细沟密度随坡长变化分别为 4.40~6.40 $m \cdot m^{-2}$ 和 1.50~2.85 $m \cdot m^{-2}$ 。由表 2 可知，恢复 1 a 时，CK 与 SHA、SA 措施下的平均细沟密度分别为 1.88、1.42、2.25 $m \cdot m^{-2}$ ，SHA 措施的细沟密度较 CK 减小 22.34%，SA 措施的细沟密度较 CK 增大 19.68%；恢复 3 a 时 SHA 与 SA 措施的平均细沟密度较 CK 分别增大 1.32% 和 21.05%；恢复 5 a 时，SHA 的细沟密度较 CK 减小 68.19%。与 CK 相比，SHA 措施的平均细沟密度随恢复年限增加，增大趋势更为缓慢。

2.3 不同植被措施对边坡细沟侵蚀量及侵蚀模数的影响

各措施边坡细沟侵蚀量随坡长的变化如图 7 a、图 7 b、图 7 c 所示。整体上，CK、SHA 和 SA 措施的细沟侵蚀量随坡长增加而增大，恢复 1 a 时，SHA 与 SA 措施上坡段（2~9 m）细沟侵蚀量大于 CK，CK 在距坡顶 13 m 处的细沟侵蚀量达到最大值 44.30 kg，SHA 与 SA 措施最大细沟侵蚀量较 CK 分

别下降 48.71% 和 41.31%。恢复 3 a 时，距坡顶 8 m 处，SA 措施细沟侵蚀量大于 CK，8 m 之后 SA 措施侵蚀量则小于 CK；SHA 措施细沟侵蚀量始终小于 CK；CK 细沟侵蚀量随坡长始终呈上升趋势，最大值为 176.46 kg（距坡顶 15 m 处），SHA 与 SA 措施最大细沟侵蚀量较 CK 分别下降了 72.84% 和 52.13%。恢复 5 a 时，SHA 措施在各个坡段细沟侵蚀量远小于 CK，且随着坡长的增加二者细沟侵蚀量之间的差距越大。如图 7 d 所示，恢复 1 a 时，CK 与 SHA、SA 条件下对应细沟侵蚀模数分别为 3.48、2.58、2.61 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ，SHA 与 SA 措施细沟侵蚀模数相差仅 0.03 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 。恢复 3 a 时，CK、SHA、SA 措施细沟侵蚀模数分别为 4.05、1.55、2.62 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ，SHA 与 SA 措施较 CK 的侵蚀模数分别下降了 61.73% 和 35.31%，其中 SHA 措施细沟侵蚀模数下降更明显。恢复 5 a 时，CK 与 SHA 条件下对应细沟侵蚀模数分别为 19.55 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 和 1.74 $kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ，CK 条件下细沟侵蚀模数为 SHA 条件下的 11.24 倍。CK 细沟侵蚀模数随恢复年限增加而增大，而恢复 3 a 的 SHA 措施细沟侵蚀模数较 1 a 时

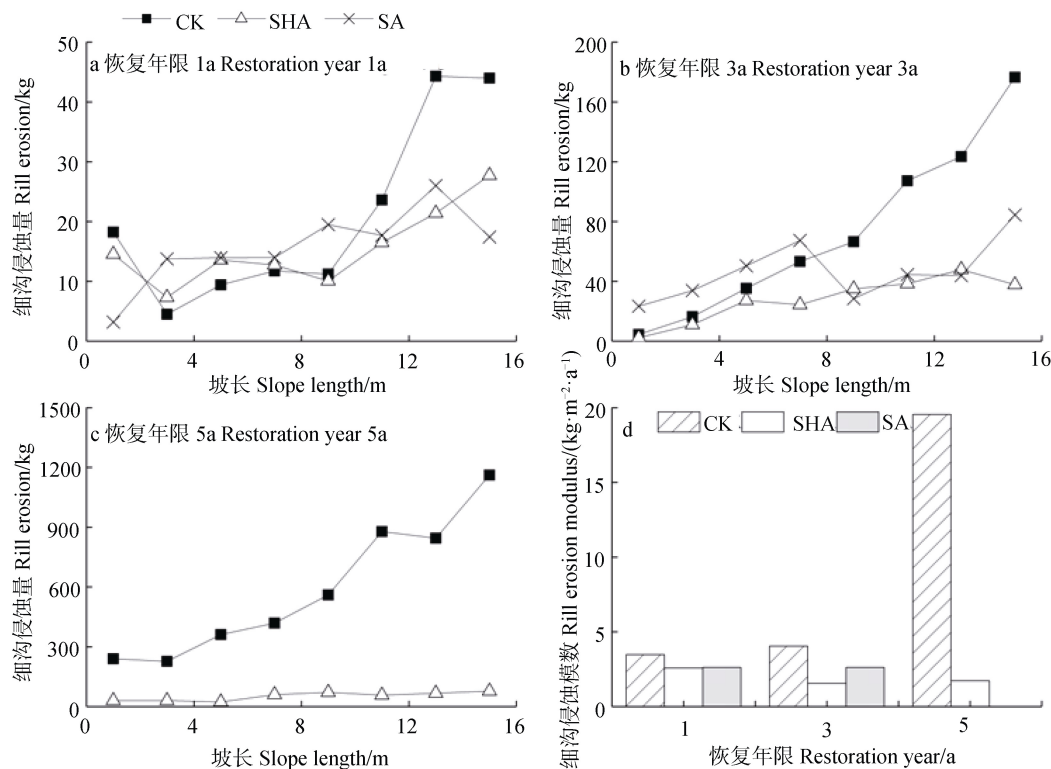


图 7 不同植被措施下边坡细沟侵蚀量和侵蚀模数

Fig. 7 Slope rill erosion and erosion modulus relative to revegetation pattern

下降 39.92%，恢复 3 a 的 SA 措施细沟侵蚀模数较 1 a 下降 0.38%。

3 讨论

3.1 细沟宽度与深度的坡面分异特征

本研究各恢复年限 CK 与 SHA 措施的排土场边坡的细沟宽度集中分布在 4~12 cm，1 a、3 a 时，SA 措施的细沟宽度集中分布在 4~8 cm，与苏嫫等^[18]、毛晶晶和汪光胜^[19]指出各类常见土地类型的细沟宽度一般小于 15 cm 的结论基本一致。随着恢复时间的增加，SHA 措施大部分细沟沟宽由 4~8 cm 逐渐发育至 8~12 cm；而 SA 措施坡面大部分细沟沟宽始终集中分布在 4~8 cm，这表明随恢复年限增加，SHA 措施边坡细沟宽度随恢复年限增加呈增大趋势，而 SA 措施的细沟宽度随恢复年限增大变化不明显。1 a 时，CK、SHA、SA 在 16~25 cm 处均无细沟分布；3 a 时，CK、SHA、SA 在 16~25 cm 沟宽处的分布频率分别为 25.0%、8.33%、0；5 a 时 CK 与 SHA 在 16~25 cm 沟宽处的分布频率分别为

25.0%、12.50%。同一恢复时间，SHA 与 SA 措施在 16~25 cm 沟宽处的分布频率均小于 CK，这表明植被措施能够抑制细沟宽度向 16 cm 以上发育。此外，3 a 时 SHA 和 SA 坡面 16~25 cm 沟宽处的细沟分布频率分别为 8.33% 和 0，这表明恢复 3 a 的 SA 措施对于沟宽发育有更好的抑制作用；结合 CK、SHA、SA 三种措施的平均沟宽，1 a 时 SHA 的平均沟宽较 CK 增加了 0.39%，而 SA 平均沟宽较 CK 下降 18.89%；3 a 时，SHA 与 SA 的平均沟宽较 CK 分别下降 15.12% 和 48.95%，说明 SA 措施对于沟宽发育有更好的抑制作用，恢复 3 a 后沙棘对细沟的抑制效应才逐渐凸显。

就沟深而言，CK 和 SHA 措施在 1 a、3 a、5 a 时沟深为 8~14 cm 的分布频率分别为 0、37.50%、87.50% 和 29.2%、16.7%、12.50%；SA 在 1 a、3 a 时沟深为 8~14 cm 的分布频率分别为 8.30%、4.17%。恢复 1 a 时，SHA 的平均沟深较 CK 增加 51.77%，而 SA 的平均沟深则较 CK 减少了 23.37%；3 a 时，SHA 和 SA 措施的平均沟深较 CK 分别下降 32.74% 和 31.94%。5 a 时 SHA 的平均沟深较 CK 增

大 1.11 倍。这表明在控制水流下切方面 SA 措施较 SHA 措施效果更好, SHA 措施甚至会加剧水流下切, 但是对于深度在 8 cm 以上的细沟的产生也具有一定抑制作用。这是因为沙棘属于“复合型”直根系, 其主根不发达, 主要依靠侧根的“不断替代”形成较为发达的垂直根系, 其 72.36% 的根系分布在 0~40 cm 表土层^[20], 党晓宏等^[21]还指出在砒砂岩地区沙棘根系的径粗与埋深呈反比, 并且与距离植株中心距离也呈反比, 调查过程发现较深的细沟主要分布在沙棘植株中心位置附近, 此处沙棘根系较粗, 对于水流有较强汇集作用, 在一定程度上加剧了水流的下切, 但同时沙棘侧根形成的密集层又抑制了 8 cm 以上较深细沟的发育。

3.2 细沟宽深比与细沟密度的坡面分布特征

细沟宽深比是反映细沟发育形态的重要指标, CK 与 SHA、SA 措施的细沟宽深比随坡长增大整体上呈减小趋势, 但具有较大波动性; 这与裴冠博等^[22]通过模拟放水试验得出的边坡细沟宽深比会随坡长增大而减小的结果基本一致, 存在波动性的原因可能是排土场边坡存在一定的起伏沟槽, 其阻隔了水流下渗, 且自然状态下的边坡存在潜流, 情况复杂, 因此导致明显的波动。恢复 3 a 时, SHA 措施细沟宽深比大于 CK, SA 措施下细沟宽深比则小于 CK, 结合 SHA 与 SA 措施的沟宽和沟深的发育特征, 说明 3 a 时 SHA 措施会加速细沟下切至 8 cm 深度以内, SA 措施对于细沟发育有更好抑制效果。

细沟密度是反映坡面破碎程度的重要指标。CK 细沟密度会随恢复年限增加而增大, 这与王万忠等^[23]、陈同德等^[24]研究成果基本一致。恢复 1 a 和 5 a 的 SHA 措施细沟密度较 CK 分别减小了 22.34% 和 68.19%, 而 SA 措施 (1~3 a) 细沟密度则较 CK 分别增大 19.68% 和 21.05%, 结合细沟沟宽和沟深特征, 说明 SA 措施能更好地控制细沟的宽深发育, 但是会明显增加细沟发育的数量, 由上文可知, SHA 措施由于沙棘根系的作用, 会汇集水流, 在一定程度上加剧细沟下切, 但同时减少了新生细沟的出现, 沙棘侧根形成的密集层有效阻止了水流的无规则溢散, 有效控制了边坡细沟数量。3 a 时 SHA 措施下细沟密度与 CK 较为接近, 其原因可能是因为沙棘作为直根系植物, 在 1 a 生长期以内主要以主根生长为主, 2~3 a 生长期以内以侧根生长为主,

侧根在一定程度上破坏了边坡地表的形态^[25], 导致细沟数量无明显的减小。整体上, 恢复 1 a、5 a 时 SHA 措施细沟密度在各坡长均小于 CK, 3 a 时在 2~4 m、8~16 m 坡长略大于 CK, 其余位置均小于 CK, 这也进一步证明 SHA 措施沙棘侧根形成的密集层对细沟数量有较好的控制作用。

3.3 细沟侵蚀量与侵蚀模数的差异性

就侵蚀量而言, 排土场边坡的细沟侵蚀量随坡长增加呈增大趋势, 总体上, 在坡段的 11~16 m 处 SHA、SA 措施下的细沟侵蚀量小于 CK, 距离坡顶越远, 减蚀效果越明显, 这可能是因为径流在经过植被根系与沙柳方格的阻碍作用后消耗了大量能量, 导致挟沙能力下降。恢复 1 a 时, SHA、SA 的细沟侵蚀模数分别为 2.58、2.61 kg·m⁻²·a⁻¹, SHA 措施的侵蚀模数比 SA 措施减小了 1.15%。结合细沟宽、深与密度特征, SHA 措施一定程度上加剧水流下切, 但是对于细沟数量有较好控制作用, 1 a 时在 SHA 与 SA 措施细沟数量均较少的情况下, SHA 措施的减蚀效果与 SA 措施基本接近。恢复 3 a 时, SHA 与 SA 措施较 CK 侵蚀模数分别下降 61.73% 和 35.31%, SHA 措施的减蚀效果更明显, 进一步证明了 SHA 措施能够更好地控制细沟数量。恢复 5 a 时, CK 条件下细沟侵蚀模数是 SHA 条件下的 11.24 倍, 随着恢复年限的增长, SHA 措施的减蚀作用更加明显。SA 条件下 3 a 相较于 1 a 时侵蚀模数下降了 0.38%, SA 措施的侵蚀模数随恢复年限增大变化不大; SHA 条件下 3 a 相较于 1 a 时侵蚀模数下降了 39.92%, SHA 措施的侵蚀模数随恢复年限增大降低明显, 说明 SHA 措施在 3 a 时才开始较充分发挥减蚀作用, 因此, 本研究建议将 SHA 措施作为排土场边坡的主要植被恢复措施。

4 结 论

通过对内蒙古准格尔旗永利煤矿不同恢复年限 (1 a、3 a、5 a) 和不同植被措施的排土场边坡细沟发育特征进行研究, 主要结论如下: SHA 与 SA 措施主要在 3 a 时发挥作用, SHA 与 SA 措施细沟宽度集中分布范围分别为 8~12 cm 和 4~8 cm, 沟深集中分布范围分别为 4~6 cm 和 2~6 cm, SA 措施在抑制细沟沟宽和沟深发育方面作用更显著; SHA

和 SA 措施的平均细沟密度分别为 $1.42 \sim 1.68 \text{ m} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $1.88 \sim 2.25 \text{ m} \cdot \text{m}^{-2}$, SHA 措施对于细沟数量的控制更加显著; 两种植被措施在距离坡顶越远位置减蚀效果越明显, 1 a 时 SHA 措施的侵蚀模数较 SA 措施减小 1.15%, 随着恢复年限增加至 3 a, SHA、SA 条件下对应细沟侵蚀模数分别为 1.55 、 $2.62 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, SHA 措施减蚀效果更好。本研究结果可为煤矿排土场边坡植被的合理布设提供科学依据和理论支撑。

参考文献 (References)

- [1] Harbor J. Engineering geomorphology at the cutting edge of land disturbance: Erosion and sediment control on construction sites[J]. *Geomorphology*, 1999, 31 (1/4): 247—263.
- [2] Liu R S. Investigation and experimental study on soil erosion of dump slope in Yongli coal mine Inner Mongolia[D]. Yangling, Shaanxi: Northwest University of Agriculture and Forestry, 2014. [刘瑞顺. 内蒙古永利煤矿排土场边坡土壤侵蚀调查与试验研究[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2014.]
- [3] Riley S J. Aspects of the differences in the erodibility of the waste rock dump and natural surfaces, Ranger Uranium Mine, Northern Territory, Australia[J]. *Applied Geography*, 1995, 15 (4): 309—323.
- [4] Bai Z K, Hu Z H, Wang Z G. Artificial accelerated erosion and classification of the dump in surface mine[J]. *Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation*, 1998, 12 (1): 34—40. [白中科, 胡振华, 王治国. 露天矿排土场人为加速侵蚀及分类研究[J]. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1998, 12 (1): 34—40.]
- [5] Wang W L, Wang Z Y, Li Z B, et al. Study on the simulation of runoff and sediment yield on the disturbed lands during the Shenfu-Dongsheng coalfield exploitation[J]. *Journal of Sediment Research*, 2006 (2): 60—64. [王文龙, 王兆印, 李占斌, 等. 神府东胜煤田开发中扰动地面径流泥沙模拟研究[J]. *泥沙研究*, 2006 (2): 60—64.]
- [6] Bai Z K, Wang Z G, Zhao J K, et al. Characteristics of soil erosion and its control in antaibao open pit mine[J]. *Journal of China Coal Society*, 1997, 22 (5): 542—547. [白中科, 王治国, 赵景逵, 等. 安太堡露天煤矿水土流失特征与控制[J]. *煤炭学报*, 1997, 22 (5): 542—547.]
- [7] Zhang Z Q, Shu W S, Liao W B, et al. Role of legume species in revegetation of mined wastelands[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2002, 21 (2): 47—52. [张志权, 束文圣, 廖文波, 等. 豆科植物与矿业废弃地植被恢复[J]. *生态学杂志*, 2002, 21 (2): 47—52.]
- [8] Huang Y F, Zhang S W, Zhang L P, et al. Research progress on conservation and restoration of biodiversity in land reclamation of opencast coal mine[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2015, 46 (8): 72—82. [黄元仿, 张世文, 张立平, 等. 露天煤矿土地复垦生物多样性保护与恢复研究进展[J]. *农业机械学报*, 2015, 46 (8): 72—82.]
- [9] Lovich J E, Bainbridge D. Anthropogenic degradation of the southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration[J]. *Environmental Management*, 1999, 24 (3): 309—326.
- [10] Guo J Y, He J L, Li J R, et al. Effects of soil erosion and remodeling control of coal mine dump slope in prairie of Xilin gol[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29 (1): 56—61. [郭建英, 何京丽, 李锦荣, 等. 矿区人工再塑地貌对锡林郭勒草原土壤侵蚀的影响及其控制效果[J]. *水土保持学报*, 2015, 29 (1): 56—61.]
- [11] Guo J Y, He J L, Li J R, et al. Effects of different measures on water erosion control of dump slope at opencast coal mine in typical steppe[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31 (3): 296—303. [郭建英, 何京丽, 李锦荣, 等. 典型草原大型露天煤矿排土场边坡水蚀控制效果[J]. *农业工程学报*, 2015, 31 (3): 296—303.]
- [12] Plass W T. The establishment and maintenance of vegetation on minesoils in the eastern United States[M]//*Ecology and Coal Resource Development*. America: Elsevier, 1979: 431—437.
- [13] Yang H H, Zhang Y, Zheng H F, et al. Impacts of different artificial plant collocations on soil and water loss at side slope in mine dump[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017, 37 (4): 6—11. [杨汉宏, 张勇, 郑海峰, 等. 不同人工植物配置对排土场边坡水土流失的影响[J]. *水土保持通报*, 2017, 37 (4): 6—11.]
- [14] Yang B, Wang W L, Guo M M, et al. Erosion-controlling effects of revegetation on slope of refuse dump in mining area relative to vegetation pattern[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (6): 1347—1358. [杨波, 王文龙, 郭明明, 等. 矿区排土场边坡不同植被配置模式的控蚀效益研究[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (6): 1347—1358.]
- [15] De Baets S, Poesen J, Knapen A, et al. Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow[J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2007, 32 (9): 1323—1345.
- [16] de Baets S, Poesen J, Reubens B, et al. Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength[J]. *Plant and Soil*, 2008, 305 (1/2): 207—226.
- [17] Su T, Zhang X C, Wang R J, et al. Effect of vegetation coverage on slope runoff and sediment reduction in pisha sandstone region[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29 (3): 98—101, 255. [苏涛, 张兴昌, 王仁君, 等. 植被覆盖对砒砂岩地区边坡侵蚀

- 的减流减沙效益[J]. 水土保持学报, 2015, 29(3): 98—101, 255.]
- [18] Su Y, Wang Z J, Yang R, et al. Spatio temporal variation characteristics of soil erosion in southern Shaanxi region based on RUSLE[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2018, 25(5): 1—11. [苏娜, 王志杰, 杨瑞, 等. 基于 RUSLE 的陕南地区土壤侵蚀时空变化特征[J]. 水土保持研究, 2018, 25(5): 1—11.]
- [19] Mao J J, Wang G S. Dynamic changes of soil erosion in Jianghuai watershed area from 2000 to 2015[J]. Journal of Heilongjiang Institute of Technology, 2017, 31(6): 17—23. [毛晶晶, 汪光胜. 2000—2015 江淮分水岭区域土壤侵蚀动态变化[J]. 黑龙江工程学院学报, 2017, 31(6): 17—23.]
- [20] Wang H, Huang C L, Yang F S, et al. Root habitat flexibility of seabuckthorn in the Pisha sandstone area[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30(1): 157—164. [王浩, 黄晨璐, 杨方社, 等. 砒砂岩区沙棘根系的生境适应性[J]. 应用生态学报, 2019, 30(1): 157—164.]
- [21] Dang X H, Gao Y, Wang J, et al. Characteristics of root distribution of *Hippophae rhamnoides* L. and its improving effect on the forest soil on the ditch slope of soft sandstone area[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2012, 10(4): 45—50. [党晓宏, 高永, 汪季, 等. 砒砂岩沟坡沙棘根系分布特征及其对林下土壤的改良作用[J]. 中国水土保持科学, 2012, 10(4): 45—50.]
- [22] Pei G B, Gong D Q, Fu X T. Rill morphology and its effect on runoff and sediment yield on loessal soil slope in western Shanxi Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017, 31(6): 79—84, 182. [裴冠博, 龚冬琴, 付兴涛. 晋西黄绵土坡面细沟形态及其对产流产沙的影响[J]. 水土保持学报, 2017, 31(6): 79—84, 182.]
- [23] Wang W Z, Jiao J Y, Ma L M, et al. Variation of sediment yield in different soil erosion areas and its control standards on the loess plateau[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2012, 32(5): 1—7, 305. [王万忠, 焦菊英, 马丽梅, 等. 黄土高原不同侵蚀类型区侵蚀产沙强度变化及其治理目标[J]. 水土保持通报, 2012, 32(5): 1—7, 305.]
- [24] Chen T D, Wang W L, Dong Y K, et al. The rill erosion characteristics of dump slope managed by different models in opencast mining area[J]. Acta Agrestia Sinica, 2017, 25(1): 61—68. [陈同德, 王文龙, 董玉锴, 等. 露天煤矿排土场不同治理模式边坡细沟侵蚀特征研究[J]. 草地学报, 2017, 25(1): 61—68.]
- [25] Gao Z Y, Zhang Y S. The observation and investigation on the feature of root system of seabuckthorn[J]. Journal of Beijing Forestry University, 1989, 11(4): 53—59. [高志义, 张玉胜. 沙棘根系特性的观察与研究[J]. 北京林业大学学报, 1989, 11(4): 53—59.]

(责任编辑: 檀满枝)