

河岸缓冲带对采矿废弃地水土流失及其重金属污染扩散的消减效应

邓江堤, 张灿, 李宇, 李博, 祖艳群, 李元, 陈建军, 张洲

引用本文:

邓江堤, 张灿, 李宇, 等. 河岸缓冲带对采矿废弃地水土流失及其重金属污染扩散的消减效应[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(2): 325–335.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1252>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

几种草本植物对面源微污染重金属的净化能力

陈冬霞, 刘宏伟, 梁红, 沈海龙, 高大文

农业环境科学学报. 2017, 36(12): 2500–2505 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0790>

铁矿废弃地复垦土壤重金属来源解析研究

刘慧琳, 葛畅, 沈强, 黄元仿, 张世文

农业环境科学学报. 2019, 38(2): 317–324 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0499>

EDTA与耐性细菌对黑麦草吸收复合污染红壤中铅镉的影响

史鼎鼎, 梁小迪, 徐少慧, 蒋代华, 黄智刚

农业环境科学学报. 2018, 37(8): 1634–1641 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1349>

广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系

毛志强, 田康, 刘本乐, 张晓辉, 卞子金, 黄标, 袁旭音, 吴龙华, 罗栋源

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 987–998 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1338>

湖南省某县稻田土壤重金属污染特征及来源解析

穆莉, 王跃华, 徐亚平, 李军幸, 戴礼洪, 姜红新, 刘潇威, 赵玉杰, 陈芳

农业环境科学学报. 2019, 38(3): 573–582 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0791>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

邓江堤, 张灿, 李宇, 等. 河岸缓冲带对采矿废弃地水土流失及其重金属污染扩散的消减效应[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(2): 325–335.

DENG J D, ZHANG C, LI Y, et al. Effect of ecological buffer patterns on abating soil erosion and heavy metal diffusion in riverbanks near mining waste catchments[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(2): 325–335.



开放科学 OSID

河岸缓冲带对采矿废弃地水土流失及其重金属污染扩散的消减效应

邓江堤, 张灿, 李宇, 李博, 祖艳群*, 李元, 陈建军, 张洲

(云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201)

摘要:为了研究生态缓冲带对重金属扩散的控制效果,于2020年6—11月在云南省兰坪县兔子山矿段磨面河河岸带构建灌/草套种模式生态缓冲带开展原位试验,研究8种灌-草模式生态缓冲带植被生长状况、植物重金属累积特征、水土流失及重金属扩散特征。结果表明:泥沙是Cd、Pb和As迁移的主要载体。在生态缓冲带植被恢复初期,草本植物盖度超过85%时,提高植被盖度能有效消减污染扩散。11月径流中泥沙、Cd、Pb和As平均浓度较7月分别降低58%、46%、41%和40%。灌/草套种模式水土流失量和重金属流出量较草本植物单作模式更低。PCA分析表明,8种模式中黑麦草/杜鹃模式水土流失和Cd、Pb、As流出得分最低。研究表明,灌/草套种模式生态缓冲带能有效减少采矿废弃地重金属扩散,推荐采用黑麦草/杜鹃套种模式生态缓冲带作为Pb-Zn矿采矿废弃地沟渠河岸带污染物消减措施。

关键词:采矿废弃地;生态缓冲带;侵蚀;重金属;植物

中图分类号:S157;X751;X522 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)02-0325-11 doi:10.11654/jaes.2021-1252

Effect of ecological buffer patterns on abating soil erosion and heavy metal diffusion in riverbanks near mining waste catchments

DENG Jiangdi, ZHANG Can, LI Yu, LI Bo, ZU Yanqun*, LI Yuan, CHEN Jianjun, ZHANG Zhou

(College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract: To study the reduction of heavy metal diffusion through the creation of ecological buffer zones, field experiments were conducted with different shrub/grass ecological buffer patterns on the riverbank at the section of the Rabbit Mountain Mine in Lanping County, Yunnan Province, from June to November 2020. Vegetation growth conditions, heavy metal accumulation in plants, soil erosion, and heavy metal diffusion were measured in eight different shrub/grass patterns. The results showed that Cd, Pb, and As losses were caused mainly by sedimentation. The coverage of herbaceous plants accounted for more than 85% of the initial vegetation restored in the ecological buffer zones, and this was effective at reducing heavy metal diffusion. The losses of sediment, Cd, Pb, and As from surface runoff in November were 58%, 46%, 41%, and 40% lower, respectively, than those in July. The levels of soil erosion and heavy metal diffusion in the shrub/grass patterns were lower than those in patterns with a single plant type. PCA analysis showed that of the eight patterns, the *Lolium perenne* / *Rhododendron simsii* combination exhibited the lowest level of soil erosion and Cd, Pb, and As diffusion scores. The results indicated that shrub/grass ecological buffer patterns effectively reduced heavy metal diffusion in the riverbank near the mine. The construction of an *L. perenne*/ *R. simsii* ecological buffer pattern is recommended as a pollutant control measure for riverbanks in catchments where Pb-Zn mine waste catchments.

Keywords: mining wasteland; ecological buffer zone; erosion; heavy metal; plant

收稿日期:2021-10-27 录用日期:2022-01-11

作者简介:邓江堤(1991—),男,四川宜宾人,硕士研究生,从事土壤重金属污染与修复、重金属面源污染与流域治理研究。

E-mail:a448016881@gmail.com

*通信作者:祖艳群 E-mail:649332092@qq.com

基金项目:云南省重点研发计划项目(2019BC001-04)

Project supported: The Key Research and Development Program of Yunnan Province, China(2019BC001-04)

重金属污染导致河流污染问题日益严重,在多数水生系统污染案例中,人类活动被认为是造成污染的主要原因^[1]。河流重金属污染形式主要是沉积物污染和水体污染^[2],污染物种类和强度有明显的时空特性,雨季污染程度较旱季更高,污染扩散范围和严重程度受降雨强度和相对地理位置影响^[3-4]。受采矿废弃地重金属污染的缓坡河段会形成重金属含量较高的污染敏感区,受污染区域的Pb、Cd含量可达世界平均水平的56倍和18倍^[5-6]。重金属污染扩散特征因元素种类不同而有较大差异,且随时间推移,径流侵蚀对污染物扩散的重要程度增加^[7]。矿区废弃物对河流重金属污染物总量贡献高,有着污染重、去除难、潜在风险大、持续时间长、修复费用高等特点,且还存在修复后总量变化小等问题^[8-9]。伴随植物重金属元素中毒产生的植被覆盖减少问题会导致地表土壤侵蚀程度加重,水蚀、风蚀、下渗是采矿废弃地重金属污染的主要途径,其中沟壑和河岸侵蚀是河流污染的主要来源^[10]。因此,矿区周边污染程度和生态风险普遍较高的小流域受到较多的关注。

河岸带生态系统是陆地污染物进入水域的最后防线,植被覆盖显著降低了河岸带侵蚀强度,是影响侵蚀量的主要因素^[11]。模型模拟结果显示,缓冲带对限制和减少来自矿区的重金属流出有很大作用,可降低下游区域的重金属含量^[12]。缓冲带重金属的净化效果受植被配置影响显著,同时污染物因种类不同也会表现出累积和扩散特征差异^[13-14]。生态缓冲带的空间结构、功能和植被配置均会影响处理效果,群落物种多样性和植物高度多样性能有效抵御降雨带来的土壤侵蚀,其中灌草复合缓冲带是良好的污染物拦截模式^[15-16]。研究表明,重金属元素在地表径流中主要以颗粒态流出,不同模式中Cd和Pb流出量大小依次为草>灌草>乔灌草,乔灌草模式还具有最低的径流量和最高的生物量^[17]。结构复杂的自然植被对Cu、Cd、Pb和Mn等元素的流出量为单一人工夏香草(*Satureja obovata* Lag.)群落的3%~76%^[18]。重金属浓度在简单的地表覆盖模式中可降低90%以上,甚至枯草也能达到类似的效果^[19]。丰富度高的植物群落能更好地适应季节变化,在不同植物生长地持续减少重金属流出。为避免因地表裸露和自然侵蚀导致的污染加剧和扩散,应重新建立诸如养分循环、保水保肥、降低重金属生物利用度等功能。

通过对铅锌采矿废弃地小流域沟渠灌/草套种模式生态缓冲带重金属污染物消减效应研究,分析不

同灌-草模式生态缓冲带对污染物消减效果的差异,探究生态缓冲带植被生长、地表覆盖、植物群落模式和重金属流出特征对污染物消减效果的影响,筛选出污染物拦截效果优良的灌-草群落模式,为矿区废弃地小流域河岸缓冲带的污染物拦截和植被恢复提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

我国云南省兰坪县地处滇西北横断山脉纵谷地带,属金沙江、澜沧江、怒江流域三江并流中心带。试验地位于兰坪县金顶镇来龙村的兔子山矿段,兰坪县城以西5.5 km处,海拔2 880 m,低纬山地季风气候,为亚热带高山林,年平均温度10.7℃,年平均降雨量1 002 mm。土壤基本理化性质:pH 7.21、有机质8.45 g·kg⁻¹、全氮1.58 g·kg⁻¹、全磷9.38 g·kg⁻¹、全钾1.49 g·kg⁻¹、速效氮20.13 mg·kg⁻¹、速效磷9.52 mg·kg⁻¹、速效钾45.38 mg·kg⁻¹、Cd 215.37 mg·kg⁻¹、Pb 20 193.49 mg·kg⁻¹、As 446.63 mg·kg⁻¹。

1.2 试验设计和采样方法

试验在雨季进行,于2020年6月20日在兔子山采矿废弃地沟渠河岸带构建生态缓冲带(图1)。2种草本植物[黑麦草(*Lolium perenne*)、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)]和3种灌木[杜鹃(*Rhododendron simsii*)、花椒(*Zanthoxylum bungeanum*)、石楠(*Photinia serratifolia*)]为试验材料,同一种灌木均选择长势相近的个体种植。共8种模式,分别为黑麦草(L)、黑麦草+杜鹃(LR)、黑麦草+花椒(LZ)、黑麦草+石楠(LP)、紫花苜蓿(M)、紫花苜蓿+杜鹃(MR)、紫花苜蓿+花椒(MZ)和紫花苜蓿+石楠(MP)。灌木种植间距0.8 m×0.6 m,草本植物等高种植,每种模式4个重复,随机布置,共计32个原位试验小区,小区面积为5 m²(2.5 m×2 m),坡度10%~15%。小区间隔1 m,按4行8列排列,小区间用石棉瓦(地下0.3 m、地上0.7 m)隔开以切断相邻地块的联系,避免水文干扰。每个小区放置50 L收集罐,通过塑料管道连接到小区收集地表径流。播种前施用有机肥15 000 kg·hm⁻²(有机质含量≥50%),普钙300 kg·hm⁻²(P₂O₅≥16.0%)。

7—11月每月记录草本植物高度、灌木高度、灌木冠径、分支数、盖度、植物生长情况和小区收集径流量,并收集1 L搅拌均匀后的径流水。草本植物于11月收割,同时采集灌木的叶片及草本植物根际土壤(深度0~20 cm)。将草本植物分成地上部分和根,



图1 研究区位置及小区布置图

Figure 1 Research area location and plots arrangement

植物样品用去离子水清洗,在105℃杀青0.5 h,80℃烘干至质量恒定,用研钵和杵研磨成粉末后过1 mm筛,用以测定重金属含量。土壤风干后过1 mm和0.25 mm的尼龙筛,用以测定重金属含量。

1.3 指标测定方法

1.3.1 径流泥沙样品制备及泥沙量测定

将装有0.45 μm水系微孔滤膜的称量瓶在105℃烘干约0.5 h、冷却并称量,直至两次称量的质量差≤0.2 mg,量取充分混合均匀的径流样品100 mL抽吸过滤,再以每次10 mL蒸馏水连续抽吸3次,加入0.1 mL盐酸保存滤液。取出载有悬浮物的滤膜放在原质量恒定的称量瓶中,在105℃烘干约1 h、冷却并称量,直至两次称量的质量差≤0.4 mg。泥沙浓度计算公式:

$$C = (w_1 - w_2) \times 10^6 / V$$

式中: C 为径流中泥沙浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; w_1 为悬浮物+滤膜+称量瓶质量,g; w_2 为滤膜+称量瓶质量,g; V 为样品体积,mL。

1.3.2 植物重金属含量测定

称取约0.4 g植物样品于消解内罐中,加入5 mL硝酸,盖好内盖,旋紧不锈钢套,放入恒温干燥箱,于150℃下保持4 h。冷却后缓慢旋松外罐,取出消解内罐,放在可调式电热板上于150℃赶酸至1 mL左右。冷却后将消化液转移至50 mL容量瓶中,用少量水洗涤内罐和内盖3次,合并洗涤液于容量瓶中并用水定容至刻度,混匀备用。同时做试剂空白试验。采用原子吸收光谱仪(ICE3300,赛默飞世尔,德国)测定Cd和Pb的含量。吸取一定量的消解液于50 mL比色管中,加3 mL盐酸、5 mL硫脲溶液、5 mL抗坏血酸溶液,用水稀释至刻度,摇匀放置,采用原子荧光联用仪(LC-AFS 9600,海光,中国)测定As含量。植物重金属富集系数(BCF)和转运系数(TC)计算公式:

富集系数=植物地上部重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)/土壤重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

转运系数=植物地上部重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)/植物地下部重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

1.3.3 颗粒态Cd和Pb含量测定

称取0.500 g土壤样品或将载有悬浮物的滤膜放入150 mL的烧杯中,加入少许水和10 mL王水(硝酸:盐酸=1:3)后静置8 h。140~160℃加热,直到棕色烟消失。冷却后加入5~10 mL高氯酸,加热到灰白色。冷却至室温后,滤入100 mL容量瓶。同时做试剂空白试验。采用原子吸收光谱仪(ICE3300,赛默飞世尔,德国)测定Cd和Pb的含量。

1.3.4 颗粒态As含量测定

称取0.500 g土壤样品或将载有悬浮物的滤膜放入50 mL比色管中,加少许水润湿样品,加入10 mL王水(硝酸:盐酸:蒸馏水=1:3:4),加塞摇匀后于沸水浴中消解2 h,中间摇动几次,取下冷却,用水稀释至刻度,摇匀后放置。吸取一定量的消解液于50 mL比色管中,加3 mL盐酸、5 mL硫脲溶液、5 mL抗坏血酸溶液,用水稀释至刻度,摇匀放置,取上清液待测。同时做空白试验。采用原子荧光联用仪(LC-AFS9600,海光,中国)测定As含量。

1.3.5 溶解态重金属浓度测定

将保存的滤液放入250 mL锥形瓶中,加入5 mL硝酸-高氯酸混合酸,于电热板上加热至冒白烟,冷却。再加入5 mL盐酸溶液,加热至黄褐色烟冒尽,冷却后移入50 mL容量瓶中,加水稀释定容,混匀。采用原子吸收光谱仪(ICE3300,赛默飞世尔,德国)测定Cd和Pb的浓度。吸取一定量的消解液于50 mL比色管中,加3 mL盐酸、5 mL硫脲溶液、5 mL抗坏血酸溶液,用水稀释至刻度,摇匀放置,采用原子荧光联用

仪(LC-AFS 9600,海光,中国)测定As浓度。

1.4 数据统计分析方法

采用Excel 2016对数据进行处理,采用Origin 8.0绘图,采用SPSS 20统计软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA)和差异显著性检验(Duncan)、相关性分析(Pearson)、回归分析(Logistic)和主成分分析(Principal component analysis, PCA)。显著性阈值设置为 $P<0.05$ (显著)和 $P<0.01$ (极显著)。

2 结果与分析

2.1 不同模式水土流失比较

缓冲带土壤Cd、Pb和As含量试验前后无显著差异($P<0.05$)。对8种灌-草生态缓冲带模式泥沙、Cd、Pb和As的累积流出量和扩散特征进行比较(表1)发现,不同模式灌-草生态缓冲带对污染物的消减效果有差异,8种缓冲带的土壤侵蚀率为 $0.56\sim 0.85\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$,Cd、Pb和As的流出量分别为 $0.10\sim 0.15$ 、 $6.38\sim 9.61\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $0.31\sim 0.44\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,泥沙是Cd、Pb和As的主要载体,占重金属总流出量的 $90.70\%\sim 94.35\%$ 、 $99.79\%\sim 99.88\%$ 和 $96.96\%\sim 98.18\%$ 。间作模式径流量、泥沙量较单作模式更低,MZ平均径流量较M减少了21%,LR和MR平均泥沙量分别较L和M减少了27%和22%。间作模式Cd、Pb和As的平均流出量较单作模式更低,LR的Pb和As平均流出量较L分别降低28%和24%,MP的Cd、Pb和As平均流出量较M分别降低33%、32%和29%。

2.2 不同模式重金属消减作用比较

对泥沙中重金属含量(图2)和径流中重金属浓度(图3)变化趋势分析发现,32个试验小区11月Cd、Pb和As平均浓度较7月分别降低46%、41%和40%。

颗粒态Cd、Pb和As含量变化趋势一致,溶解态Pb和As浓度变化趋势一致。随时间推移,11月32个小区平均颗粒态Cd、Pb和As含量较7月显著升高了27%、48%和47%($P<0.05$),颗粒态Cd、Pb和As含量分别接近、低于和高于土壤中对对应元素的含量,其中颗粒态As含量为土壤As含量的1.41倍,有明显的富集现象。11月溶解态Cd、Pb和As平均浓度较7月显著降低了64%、99%和88%($P<0.05$)。

2.3 不同模式植物重金属富集效果

对8种灌-草生态缓冲带模式植物地上部形态特征和小区盖度进行比较(图4)发现,除花椒外,间作对植物形态无显著影响,草本植物是试验期间小区盖度的主要贡献植物。花椒冠径在MZ模式中较LZ模式显著高44%($P<0.05$),种植黑麦草的小区平均盖度较紫花苜蓿小区高84%。黑麦草占总盖度的94%~96%,紫花苜蓿占总盖度的87%~90%。黑麦草、杜鹃和石楠对采矿废弃地重金属污染环境适应性较好。

对5种植物重金属累积特征进行比较,结果见表2和表3。植物地上部、地下部或叶片重金属含量变化很大,不同植物对同种元素累积特征存在差异,同一植物对不同元素累积存在特异性。单作模式中黑麦草和紫花苜蓿地上部Cd、Pb、As含量无显著差异,同一间作模式中黑麦草地上部Cd含量较紫花苜蓿显著高51%~65%($P<0.05$),Pb和As含量无显著差异;黑麦草地下部Cd、Pb和As的含量在单作和间作模式中均显著高于紫花苜蓿($P<0.05$)。紫花苜蓿地上部Cd含量在MR和MZ模式中较M显著低34%和33%,地上部As含量在MR模式中较M显著低48%($P<0.05$)。黑麦草和紫花苜蓿在单作或间作模式中对Cd、Pb和As的BCF无显著差异。紫花苜蓿在MR模

表1 观测期水土流失及重金属流出总量

Table 1 Total soil erosion and heavy metals losses during the observation period

缓冲带模式 Buffer patterns	径流量 Surface runoff/($\text{m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$)	泥沙量 Sediment/($\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$)	Cd流出量 Cd loss/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)	Pb流出量 Pb loss/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)	As流出量 As loss/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)
L	421±20a	0.77±0.07ab	0.13±0.01a	8.89±0.59ab	0.41±0.07ab
LR	365±41abc	0.56±0.07c	0.10±0.01b	6.38±0.76c	0.31±0.03c
LZ	416±31a	0.66±0.11bc	0.11±0.02ab	7.60±0.85bc	0.32±0.04c
LP	388±14ab	0.68±0.03bc	0.11±0.02ab	7.02±1.30bc	0.37±0.02abc
M	403±40a	0.85±0.06a	0.15±0.02a	9.61±1.38a	0.44±0.05a
MR	331±26bc	0.66±0.08bc	0.11±0.02ab	7.65±1.15bc	0.34±0.03bc
MZ	317±34c	0.76±0.06ab	0.12±0.01ab	7.36±1.50bc	0.33±0.04bc
MP	373±32abc	0.68±0.11bc	0.10±0.03ab	6.52±0.40c	0.31±0.03c

注:不同小写字母表示不同模式灌-草生态缓冲带观测期水土流失及重金属流出总量差异显著, $P<0.05$ 。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences in soil erosion and heavy metal transport between different patterns during the observation period at $P<0.05$.

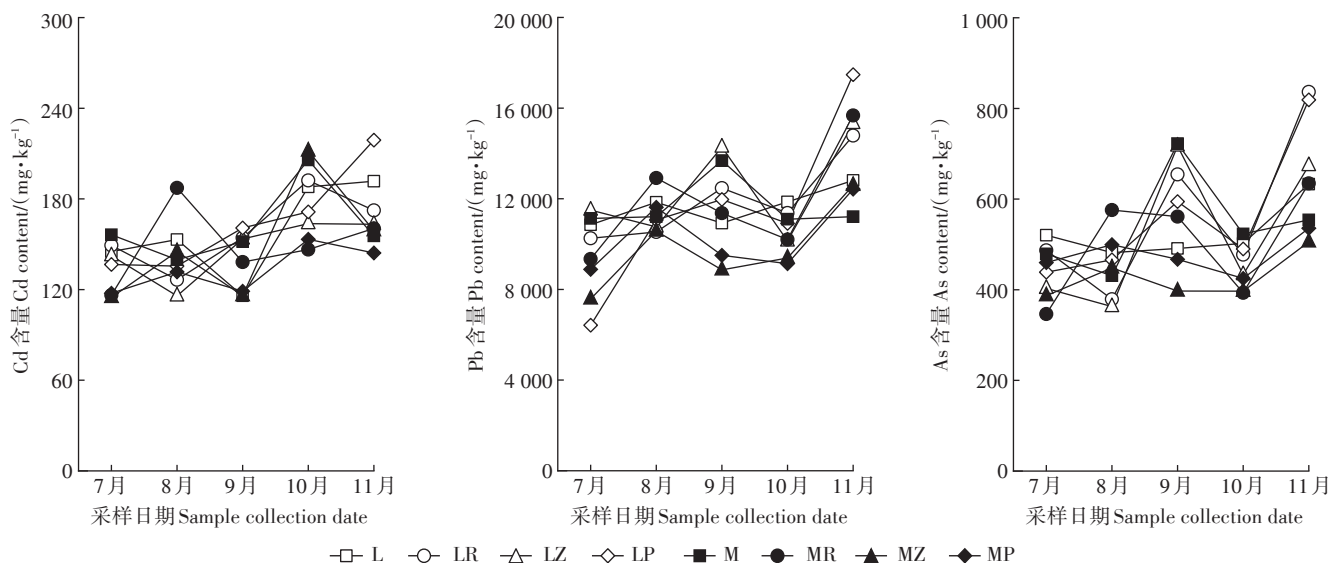


图2 颗粒态重金属含量

Figure 2 The content of heavy metals in sediment

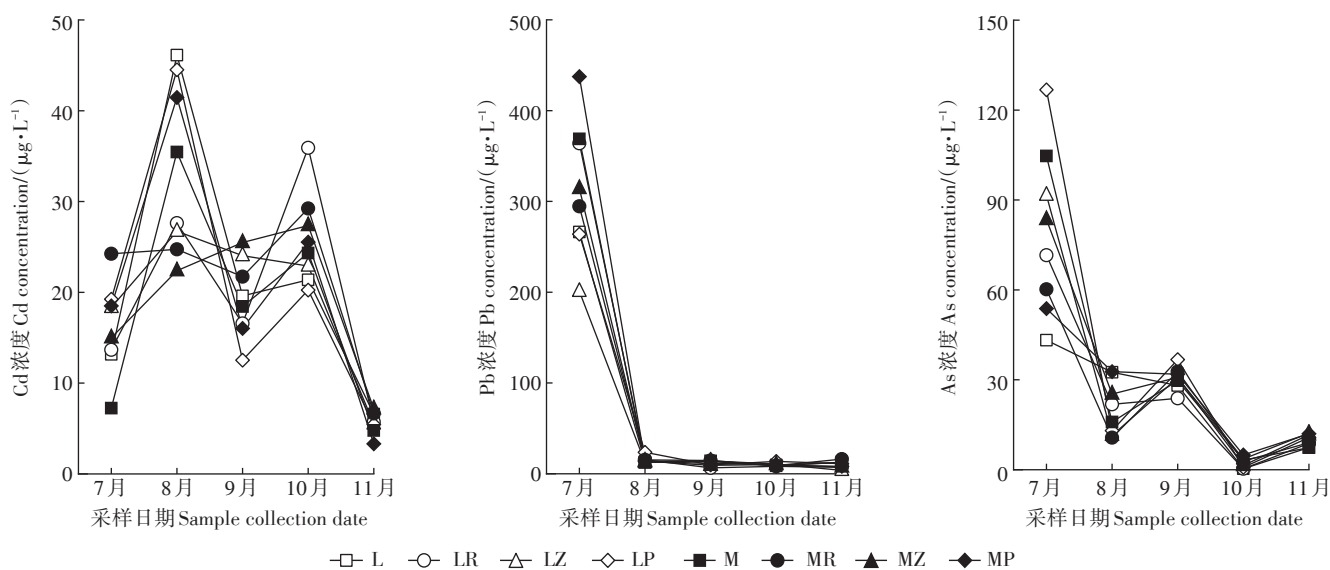


图3 径流中溶解态重金属浓度

Figure 3 The concentration of dissolved heavy metals in surface runoff

式中Cd的TC较M低37% ($P<0.05$)。灌木叶片Cd含量为花椒>杜鹃>石楠, Pb含量为花椒>杜鹃>石楠, As含量为花椒≈杜鹃>石楠。花椒叶片Pb累积特征因种植模式不同存在差异, Pb含量和BCF在LZ模式中较MZ分别低42%和50%。

2.4 不同模式水土流失和重金属消减的关系分析

相关分析表明(表4), 径流量与径流泥沙浓度、溶解态Pb、As浓度呈极显著负相关关系 ($P<0.01$), 与泥沙、Cd、Pb和As流出量呈极显著正相关关系 ($P<0.01$)。泥沙、Cd、Pb、As流出量间互为极显著正相关

关系 ($P<0.01$)。泥沙产量与颗粒态Pb、As含量呈显著负相关关系 ($P<0.05$), 与溶解态Pb、As浓度呈极显著负相关关系 ($P<0.01$), 径流中泥沙浓度与颗粒态Pb、As含量呈极显著负相关关系 ($P<0.01$), 与溶解态Pb、As浓度呈显著正相关关系 ($P<0.05, P<0.01$)。说明重金属主要以泥沙为载体流出且受径流影响, 但扩散特征有差异。

相关分析表明, 小区盖度与泥沙浓度、溶解态Pb、As浓度呈极显著负相关关系 ($P<0.01$), 与颗粒态Cd、Pb和As含量呈极显著正相关关系 ($P<0.01$)。灌

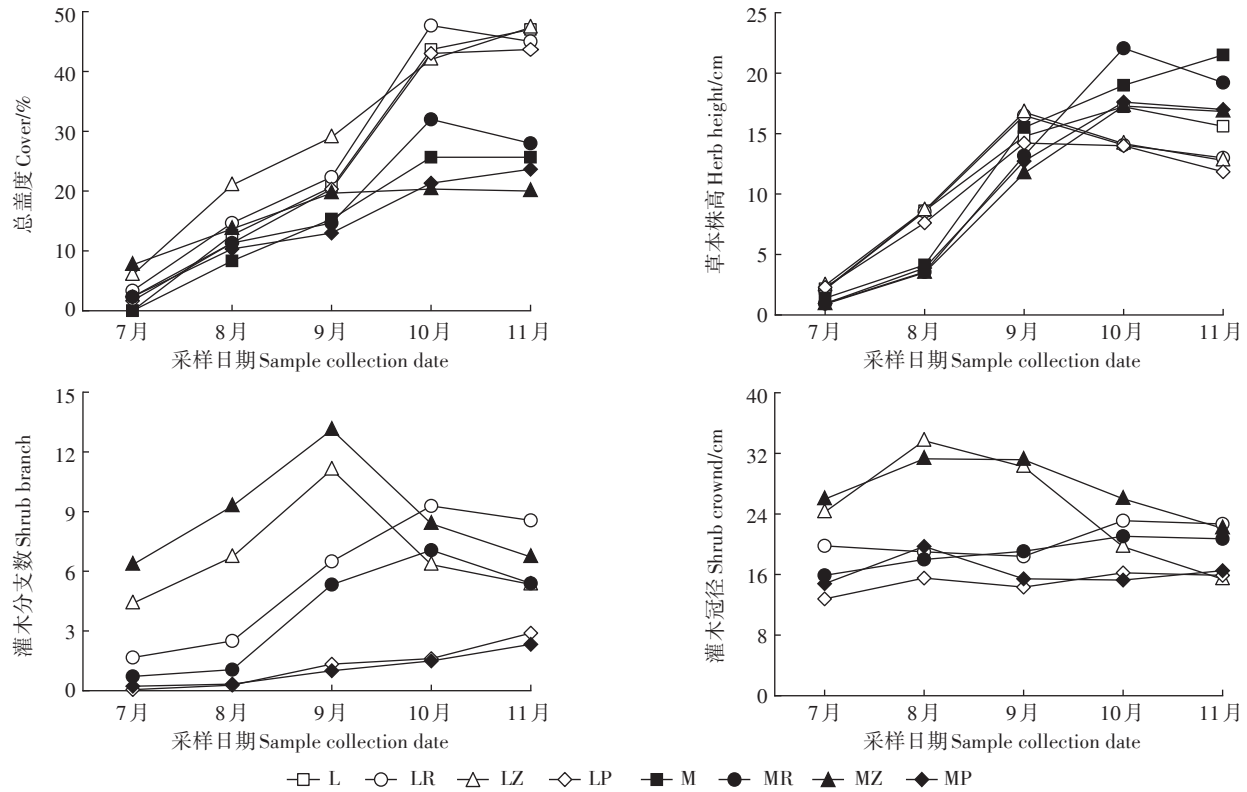


图4 植物形态特征及小区盖度
Figure 4 Plant morphological characteristics and plot coverage

表2 不同灌-草模式植物重金属含量(mg·kg⁻¹)
Table 2 Heavy metal contents of plants in different patterns(mg·kg⁻¹)

重金属 Heavy metal		黑麦草 <i>L. perenne</i>				紫花苜蓿 <i>M. sativa</i>			
		L	LR	LZ	LP	M	MR	MZ	MP
地上部 Shoot	Cd	14.65±2.12ab	16.42±1.47a	15.64±1.68ab	17.33±2.95a	15.02±4.57ab	9.97±2.06c	10.09±1.53c	11.47±2.21bc
	Pb	694.76±405.19a	647.94±87.99a	690.83±74.40a	725.97±381.25a	829.91±300.05a	563.57±143.78a	501.97±13.37a	635.26±183.50a
	As	15.68±8.61ab	17.3±2.32ab	17.72±1.05ab	21.03±10.88ab	22.21±7.10a	11.44±1.01b	13.47±0.37ab	16.43±1.56ab
地下部 Root	Cd	57.98±10.15a	65.15±9.03a	60.36±6.60a	53.96±8.15a	10.04±2.76b	11.34±2.51b	10.18±1.91b	7.88±2.83b
	Pb	1 572.86±551.70a	1 545.07±512.24a	1 515.52±212.35a	1 755.32±281.52a	244.3±50.65b	310.61±68.96b	284.12±14.42b	230.86±88.68b
	As	31.46±11.91a	31.46±1.98a	37.3±2.77a	39.78±21.24a	6.86±1.67b	7.09±2.16b	6.42±1.30b	6.90±3.76b
重金属 Heavy metal		杜鹃 <i>R. simsii</i>				紫花苜蓿 <i>M. sativa</i>			
		L	LR	LZ	LP	M	MR	MZ	MP
叶片 Leaf	Cd	—	15.35±3.22b	21.09±4.27a	3.04±0.78c	—	10.96±2.18b	25.02±4.76a	3.44±1.40c
	Pb	—	805.32±243.41b	850.14±203.62b	154.86±49.67c	—	740.82±147.83b	1 463.69±449.42a	225.49±71.52c
	As	—	4.76±1.44a	3.88±1.36ab	0.89±0.18c	—	3.71±0.57ab	5.64±3.30a	1.32±0.46bc

注:不同小写字母表示不同模式灌-草生态缓冲带下同种植物地上部、地下部或叶片重金属含量差异显著, $P<0.05$ 。
Note: Different lowercase letters indicate significant differences in the heavy metal contents in shoots, roots, and leaves between different patterns at $P<0.05$.

木分支数与溶解态 Pb 浓度呈显著负相关关系($P<0.01$)。草本植物株高与泥沙浓度、溶解态 Pb、As 浓度呈显著负相关关系($P<0.05$),与颗粒态 Cd、Pb 和 As 含量呈显著正相关关系($P<0.05$)。说明植被覆盖影

响泥沙中重金属含量和径流中溶解态重金属浓度。草本植物地下部 Cd、Pb 和 As 含量与小区盖度呈极显著正相关关系($P<0.01$),灌木叶片 As 含量与溶解态 As 浓度呈显著负相关关系($P<0.05$)。

表3 植物重金属累积特征
Table 3 Plants heavy metal accumulation characteristics in different patterns

重金属 Heavy metal	黑麦草 <i>L. perenne</i>					紫花苜蓿 <i>M. sativa</i>			
	L	LR	LZ	LP	M	MR	MZ	MP	
BCF	Cd	0.08±0.01ab	0.10±0.02a	0.08±0.01a	0.09±0.02a	0.07±0.02abc	0.05±0.01c	0.05±0.01c	0.06±0.01bc
	Pb	0.06±0.04a	0.04±0.01ab	0.04±<0.01ab	0.04±0.02ab	0.04±0.01ab	0.03±0.01b	0.02±0.01b	0.03±0.01b
	As	0.04±0.02a	0.04±0.01a	0.04±0.01a	0.04±0.02a	0.04±0.01a	0.03±0.01a	0.03±0.01a	0.03±0.01a
TC	Cd	0.28±0.04c	0.32±0.06c	0.26±0.01c	0.31±0.06c	1.29±0.24a	0.81±0.04b	0.98±0.24ab	1.36±0.73a
	Pb	0.62±0.20b	0.52±0.10b	0.46±0.06b	0.43±0.10b	2.33±0.53a	1.72±0.48a	1.79±0.14a	2.13±1.40a
	As	0.61±0.15b	0.56±0.12b	0.53±0.12b	0.43±0.06b	2.24±0.44a	1.63±0.56a	2.23±0.69a	1.82±1.01a
重金属 Heavy metal	杜鹃 <i>R. simsii</i>					石楠 <i>P. serratifolia</i>			
	L	LR	LZ	LP	M	MR	MZ	MP	
BCF	Cd	—	0.07±0.01b	0.12±0.03a	0.02±0.01c	—	0.07±0.01b	0.14±0.01a	0.02±0.01c
	Pb	—	0.04±0.01b	0.04±0.01b	0.01±<0.01c	—	0.04±0.01b	0.08±0.03a	0.01±0.01c
	As	—	0.009±0.002a	0.010±0.003a	0.002±<0.001b	—	0.010±0.001a	0.012±0.007a	0.004±0.002ab

注:不同小写字母表示不同模式灌-草生态缓冲草本植物的重金属富集系数或转移系数差异显著, $P<0.05$ 。
Note: Different lowercase letters indicate significant differences in heavy metal accumulation characteristics between different patterns at $P<0.05$.

表4 不同模式灌-草生态缓冲带地表径流中重金属污染物的 Pearson 相关关系分析
Table 4 Pearson relationship analysis of heavy metal losses in surface runoff in different ecological buffer patterns

指标 Indicators	径流量 Runoff	泥沙产量 Sediment yield	Cd 流出量 TCd	Pb 流出量 TPb	As 流出量 TAs	泥沙浓度 Sediment concentration	颗粒态 Cd 含量 Cd content in Sediment	颗粒态 Pb 含量 Pb content in Sediment	颗粒态 As 含量 As content in Sediment	溶解态 Cd 浓度 Dissolved Cd in runoff	溶解态 Pb 浓度 Dissolved Pb in runoff	溶解态 As 浓度 Dissolved As in runoff
径流量	1.000											
泥沙产量	0.550**	1.000										
TCd	0.575**	0.936**	1.000									
TPb	0.599**	0.947**	0.952**	1.000								
TAs	0.572**	0.919**	0.926**	0.945**	1.000							
泥沙浓度	-0.296**	0.478**	0.362**	0.326**	0.351**	1.000						
颗粒态 Cd 含量	0.009	0.021	0.302**	0.175	0.191*	-0.106	1.000					
颗粒态 Pb 含量	0.144	-0.215*	-0.050	0.019	0.008	-0.535**	0.563**	1.000				
颗粒态 As 含量	0.002	-0.213*	-0.084	-0.031	0.118	-0.369**	0.490**	0.785**	1.000			
溶解态 Cd 浓度	0.433**	0.245**	0.250**	0.167	0.156	0.022	-0.169	-0.258**	-0.292**	1.000		
溶解态 Pb 浓度	-0.516**	-0.285**	-0.313**	-0.315**	-0.323**	0.223*	-0.135	-0.203*	-0.131	-0.131	1.000	
溶解态 As 浓度	-0.421**	-0.236**	-0.304**	-0.279**	-0.242**	0.390**	-0.242**	-0.307**	-0.128	-0.098	0.615**	1.000

注:TCd为总Cd流出量,TPb为总Pb流出量,TAs为总As流出量。*表示在0.05水平上显著相关,**表示在0.01水平上极显著相关。
Note: TCd, total Cd loss; TPb, total Pb loss; TAs, total As loss. *Correlation is significant at the 0.05 level (bilateral); **correlation is significant at the 0.01 level (bilateral).

根据径流量预测泥沙产量,通过泥沙量和小区盖度预测颗粒态和溶解态Cd、Pb和As的流出量。逐步回归分析表明(表5),泥沙主要通过径流携带流出,影响不同形态Cd、Pb和As流出的因素有差异。颗粒态Cd、Pb和As的流出受到泥沙产量和小区盖度的影响,其中颗粒态Pb流出量还受到径流量影响。溶解态Cd和As的流出受径流量影响,Pb和As的流出受到小区盖度的影响。径流冲刷是泥沙、Cd、Pb和As流出

的主要驱动力,植被覆盖在一定程度上减轻了溶解态Pb和As的流出,但增加了泥沙中Cd、Pb和As的浓度。
基于污染物流出量、植物重金属含量、小区和植物形态特征的主要成分分析(图5)表明,累积率达到77%,组分1为49%,组分2为28%。选择两个包含污染物扩散特征和小区植被特性的主要成分作为评估污染物消减的基础。组分1主要包含小区盖度和植物重金属含量信息,组分2主要包含泥沙和重金属流

表5 泥沙产量、重金属流出量和灌-草生态缓冲带间的相关性分析和逐步回归($n=160$)

Table 5 Correlation analysis and stepwise regression between sediment, heavy metal loss and vegetation patterns ($n=160$)

项目 Item	方程式	R^2	F	Sig.
泥沙产量	$Y_s=16.393+1.427R$	0.302	51.101	<0.01
颗粒态 Cd 流出量	$S_{Cd}=-1.787+0.158Y_s+6.825C_p$	0.878	419.744	<0.01
颗粒态 Pb 流出量	$S_{Pb}=-104.374+10.028Y_s+2.941RO+247.756C_p$	0.909	387.173	<0.01
颗粒态 As 流出量	$S_{As}=0.574+0.434Y_s+16.270C_p$	0.857	349.806	<0.01
溶解态 Cd 流出量	$D_{Cd}=-0.495+0.036R$	0.512	125.921	<0.01
溶解态 Pb 流出量	$D_{Pb}=2.876-7.631C_p$	0.234	36.092	<0.01
溶解态 As 流出量	$D_{As}=0.852+0.014R-2.809C_p$	0.324	29.499	<0.01

注: Y_s 为泥沙量, R 为径流量, S_{Cd} 为颗粒态 Cd 流出量, S_{Pb} 为颗粒态 Pb 流出量, S_{As} 为颗粒态 As 流出量, D_{Cd} 为溶解态 Cd 流出量, D_{Pb} 为溶解态 Pb 流出量, D_{As} 为溶解态 As 流出量, C_p 为小区盖度。

Note: Y_s : sediment yield, R : runoff, S_{Cd} : Cd yield in sediment, S_{Pb} : Pb yield in sediment, S_{As} : As yield in sediment, D_{Cd} : dissolved Cd in runoff, D_{Pb} : dissolved Pb in runoff, D_{As} : dissolved As in runoff, C_p : cover of the plot.

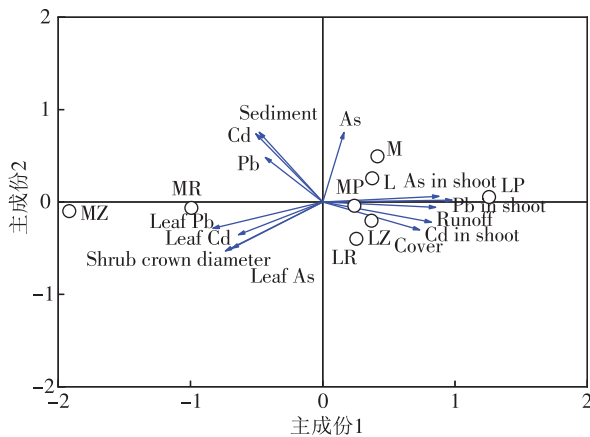


图5 灌-草生态缓冲带的主成分分析散点图

Figure 5 Scatter diagram of principal component analysis for ecological buffer patterns

出信息。将成分1绘制在水平轴上,成分2绘制在垂直轴上。LR模式成分2表征的泥沙和重金属流出量得分最低,同时成分1表征的小区 and 植物重金属含量较好。

3 讨论

3.1 不同模式水土流失特征和重金属消减分析

采矿废弃地植被覆盖率较自然环境低,地表扰动后抗侵蚀能力下降,径流冲刷外营力作用下重金属元素随泥沙流出作用明显,同时表现出元素扩散差异性。土壤重金属主要保留在表层土壤(0~20 cm)中,垂直迁移率受土壤有机质含量等因素影响,贫瘠的地块垂直迁移率较低,即使在有机质相对较高的森林土壤中Cd和Pb等元素垂直迁移率也小于 $1\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$,短期内重金属以横向迁移为主^[20]。生态缓冲带降低了

径流中泥沙、Cd、Pb和As浓度,消减了泥沙侵蚀和污染物的流出量。土壤侵蚀率与过去矿区土壤47%覆盖率下侵蚀研究结果接近,远低于风化板岩形成的土壤,但重金属元素的流出量远高于风化板岩形成的土壤,同一份研究还发现坡度为15%时,2.7 m和12 m宽度裸地沉积物的浓度一致性较好^[18,21],坡度为10%~15%时,河岸带产沙量受植被盖度和坡度的交互作用影响^[22]。侵蚀程度低可能是土壤老化,植物根系将压实后的土壤固定在一起的结果^[23]。

7—9月水土流失和重金属扩散特征没有显著差异,可能是因为小区盖度低于一定数值(30%)时,植被覆盖率对污染物扩散消减效果不显著^[24]。除溶解态Cd外,径流量较大对污染物有稀释作用,同时可带走更多的污染物,各模式间颗粒态Pb的含量(变异系数为7%,8月)差异较小。回归分析和相关分析结果显示,泥沙产量受径流量的控制,Cd、Pb和As的流出受泥沙产量控制,重金属的流出和泥沙产量间存在正线性关系,小区盖度主要会影响泥沙中Cd、Pb和As的含量,其他研究中微量元素流出量、径流量和泥沙量间的相关分析结果与本研究相似,且接近对自然植被研究的结果^[17,25],说明减少泥沙产量是消减污染物的主要途径。10—11月各模式间污染物的浓度和流出量存在差异,分析表明,植物对重金属污染地块的生长适应性差异造成的小区盖度变化导致不同模式污染物浓度和流出量存在差异。后续研究应关注泥沙颗粒粒径、污染物流出量和土壤管理措施间的关系,进一步了解采矿废弃地重金属的扩散特征。

土壤重金属含量是影响重金属流出量的重要因素。造成重金属超标的主要原因是泥沙中的重金属元素在径流污染物中的占比过高,尤其是Pb。溶解

态重金属浓度降低可能与植物利用了水溶态重金属有关。土壤As流出呈现富集趋势,这是因为土壤细粒径中的重金属含量高于粗粒径^[19,26],径流中泥沙粒径减小。Cd、Pb和As扩散特征可能与泥沙颗粒大小有关,7—8月试验小区植被覆盖率低,泥沙在溅蚀和冲蚀作用下被搬运出缓冲带,随着缓冲带植被覆盖率提高,在植被缓冲和过滤作用下粗粒被截留在小区中,细粒随径流流出^[22-23]。草本植物与灌木间作,草本植物丰富了土壤浅层根系统,形成更稳定的土壤结构,交织的根系系统能有效抵御来自风蚀和水蚀的土壤扰动,减少70%表层土壤脱落^[27-28]。

PCA分析表明,黑麦草/杜鹃(LR)模式对Cd、Pb和As流出得分最低,植物生长情况较好。地表覆盖能保护土壤,起到缓冲和分散雨滴的作用,保护土壤免受降雨的直接冲击,小区植被高度的增加可能发挥与盖度增加类似的作用,丰富的层间结构增加对雨滴的缓冲和分散次数,减轻土壤受到的溅蚀,草本植物快速生长是短期内发挥作用的关键^[16,29]。生态缓冲带重金属消减效果对径流量、植被结构和覆盖率较为敏感。在缓冲带群落长期的演替过程中,初期是杂草发挥主导作用。研究显示,随着植被多样性和地表覆盖率增加,灌木和乔木的水土保持效果会更突出^[30],丰富的物种结构会带来更稳定的污染物消减效果。

3.2 不同模式植物形态特征、重金属累积特征分析

植物生长受到养分、气候、重金属胁迫等影响,会出现分支数、株高、冠径、质量等指标数值下降,叶片变黄,叶绿素含量下降^[31]。随时间推移,紫花苜蓿株高持续增加,黑麦草株高略有下降,可能原因是黑麦草在低于预适应温度时耐寒性较差,重金属胁迫下叶绿素和类胡萝卜素降低,多种因素叠加造成光合作用活性较低^[32],与试验观察到黑麦草叶片发黄枯萎一致。单株紫花苜蓿较黑麦草对试验环境有更好的适应性,但黑麦草模式植株数量和盖度更高,这与黑麦草种子在重金属胁迫下耐性和萌发率较紫花苜蓿更高有关^[33-34]。7—9月花椒长出了较多分支,随时间延长,在高海拔地区生长的花椒由于气候变冷、营养不足、重金属胁迫等原因,叶片和枝条凋落。花椒地上部重金属含量受气候和土壤因素影响较大,在受污染土壤上生长的花椒果皮样品有很高的健康风险,考虑到花椒的重金属累积和落叶特性,需预防落叶造成的二次污染,谨慎使用花椒作为重金属污染地块修复的经济作物^[35]。杜鹃和石楠生长状况良好,不断发出新芽,分支数和株高稳定增长,能适应营养贫瘠的重金

属污染环境,对高重金属污染环境的适应能力较花椒更强。石楠对Cd、Pb、As的富集系数更低,且持续发出新芽,可适应恶劣环境,是先锋植物优选。

间作是常用的农业生产技术,合理搭配间作植物能改善植物对重金属的累积和转移能力,在土壤重金属修复领域有较好的应用潜力。紫花苜蓿是常被用于间作增产的牧草,间作时紫花苜蓿地上部重金属含量减少,与之间作的植物对重金属吸收和转运量升高^[36-37],这与本研究结果相似。葡萄与紫花苜蓿间作时葡萄藤的Fe、Pb和Co的浓度高于葡萄与黑麦草间作;与紫花苜蓿间作时蓖麻(*Ricinus Communis* L.)中Cd和Zn的含量分别增加了1.14倍和2.19倍,在污染条件下株高、茎围和生物量均有不同程度增加。紫花苜蓿会影响与之间作植物对重金属元素的代谢和营养生长,促进植物对重金属的吸收并将重金属向衰老和枯萎的叶片转移,这可能与化感作用有关^[38-39]。紫花苜蓿在土壤重金属污染修复领域是优良的间作植物,应当关注紫花苜蓿对与之间作植物的重金属累积特征的影响。

4 结论

(1)灌/草套种模式生态缓冲带能有效减少采矿废弃地泥沙、Cd、Pb和As扩散,Cd、Pb和As流出量随泥沙流失量下降呈线性下降,裸露的采矿废弃地缓冲带6个月植被覆盖率提高到46%。

(2)灌/草套种模式生态缓冲带较单一的草生态缓冲带有更好的污染物消减效果,黑麦草/杜鹃模式对污染物消减效果较其余的灌-草生态缓冲带更好。

(3)在采矿废弃地沟渠河岸带构建灌/草套种模式生态缓冲带,通过植被覆盖和植物重金属累积消减水土流失和重金属扩散,能够减少Cd、Pb和As向河流迁移,降低采矿废弃地下游的生态环境风险。

参考文献:

- [1] LIU S L, WANG Z W, ZHANG Y Y, et al. Distribution and partitioning of heavy metals in large anthropogenically impacted river, the Pearl River, China[J]. *Acta Geochimica*, 2019, 38(2): 216-231.
- [2] 王春光, 刘军省, 耿浩, 等. 铜陵矿区主要河流水质分析与污染评价[J]. *地学前缘*, 2021, 28(4): 175-183. WANG C G, LIU J X, GENG H, et al. Water quality analysis and pollution evaluation of main rivers in Tongling mining area[J]. *Earth Science Frontiers*, 2021, 28(4): 175-183.
- [3] ZHANG W, LONG J H, ZHANG X R, et al. Pollution and ecological risk evaluation of heavy metals in the soil and sediment around the HTM tailings pond, northeastern China[J]. *International Journal of En-*

- Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(19):7072.
- [4] ELIKU T, LETA S. Spatial and seasonal variation in physicochemical parameters and heavy metals in Awash River, Ethiopia[J]. *Applied Water Science*, 2018, 8(6):177.
- [5] LI Z R, DEBLON J, ZU Y Q, et al. Geochemical baseline values determination and evaluation of heavy metal contamination in soils of lanping mining valley (Yunnan Province, China)[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 233:603–614.
- [6] CHEN M Q, LU G N, WU J X, et al. Migration and fate of metallic elements in a waste mud impoundment and affected river downstream: A case study in Dabaoshan mine, south China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 164:474–483.
- [7] SCHAUER L A, SENN D B, ESTES E R, et al. Sources and fates of heavy metals in a mining-impacted stream: Temporal variability and the role of iron oxides[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 490:456–466.
- [8] LIU L, LI W, SONG W, et al. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633:206–219.
- [9] SONG B, ZENG G, GONG J, et al. Effect of multi-walled carbon nanotubes on phytotoxicity of sediments contaminated by phenanthrene and cadmium[J]. *Chemosphere*, 2017, 172:449–458.
- [10] LI J G, LI Z X, BRANDIS K J, et al. Tracing geochemical pollutants in stream water and soil from mining activity in an alpine catchment [J]. *Chemosphere*, 2020, 242:125167.
- [11] MCMAHON J M, OLLEY J M, BROOKS A P, et al. Vegetation and longitudinal coarse sediment connectivity affect the ability of ecosystem restoration to reduce riverbank erosion and turbidity in drinking water[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 707:135904.
- [12] FENG Y X, YU X Z, ZHANG H. A modelling study of a buffer zone in abating heavy metal contamination from a gold mine of Hainan Province in nearby agricultural area[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 287:112299.
- [13] LIN C, TU S, HUANG J, et al. The effect of plant hedgerows on the spatial distribution of soil erosion and soil fertility on sloping farmland in the purple-soil area of China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 105(2):307–312.
- [14] 刘宏伟, 梁红, 高伟峰, 等. 河岸缓冲带不同植被配置方式对重金属的净化效果[J]. *土壤通报*, 2018, 49(3):727–735. LIU H W, LIANG H, GAO W F, et al. Purification effect of heavy metal by different vegetative configurations in buffer strips[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, 49(3):727–735.
- [15] 汤家喜, 何苗苗, 王道涵, 等. 河岸缓冲带对地表径流及悬浮颗粒物的阻控效应[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(5):2747–2755. TANG J X, HE M M, WANG D H, et al. Suspended sediments and runoff reduction by established riparian vegetated filter strips[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(5):2747–2755.
- [16] WEN Z, ZHENG H, ZHAO H, et al. Species compositional, structural and functional diversity exerts different effects on soil erosion caused by increased rainfall intensity in Chinese tropical forests[J]. *Plant and Soil*, 2021, 465:97–108.
- [17] CHEN Z, LIU X, AI Y, et al. Effects and mechanisms of revegetation modes on cadmium and lead pollution in artificial soil on railway rock-cut slopes[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 644:1602–1611.
- [18] ZUAZO V H D, PLEGUEZUELO C R R, PEINADO F J M, et al. Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: Implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff[J]. *CATENA*, 2011, 84(1/2):79–88.
- [19] RAO Z X, HUANG D Y, ZHU H H, et al. Effect of rice straw mulching on migration and transportation of Cd, Cu, Zn, and Ni in surface runoff under simulated rainfall[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(8):2021–2029.
- [20] LIU G, XUE W, TAO L, et al. Vertical distribution and mobility of heavy metals in agricultural soils along Jishui River affected by mining in Jiangxi Province, China[J]. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 2014, 42(10):1450–1456.
- [21] LOCH R J. Effects of vegetation cover on runoff and erosion under simulated rain and overland flow on a rehabilitated site on the Meandu Mine, Tarong, Queensland[J]. *Soil Research*, 2000, 38(2):299–312.
- [22] 曹梓豪, 赵清贺, 丁圣彦, 等. 坡度和植被盖度对河岸坡面侵蚀产沙特征的影响[J]. *自然资源学报*, 2017, 32(11):1892–1904. CAO Z H, ZHAO Q H, DING S Y, et al. Effect of slope gradient and vegetation cover on sediment yielding characteristics of the riparian slope[J]. *Journal of Natural Resources*, 2017, 32(11):1892–1904.
- [23] HAMANAKA A, SASAOKA T, SHIMADA H, et al. Experimental study on soil erosion under different soil composition using rainfall simulator[J]. *Plant, Soil and Environment*, 2019, 65(4):181–188.
- [24] HUO J, LIU C, YU X, et al. Direct and indirect effects of rainfall and vegetation coverage on runoff, soil loss, and nutrient loss in a semi-humid climate[J]. *Hydrological Processes*, 2020, 35(1):13985.
- [25] DAI C, LIU Y, WANG T, et al. Exploring optimal measures to reduce soil erosion and nutrient losses in southern China[J]. *Agricultural Water Management*, 2018, 210:41–48.
- [26] 吴婷, 李小平, 蔡月, 等. 铅污染不同粒径土壤的重金属地球化学行为与风险[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(11):4212–4221. WU T, LI X P, CAI Y, et al. Geochemical behavior and risk of heavy metals in different size lead-polluted soil particles[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(11):4212–4221.
- [27] LIU J E, ZHANG X C, ZHOU Z C. Quantifying effects of root systems of planted and natural vegetation on rill detachment and erodibility of a loessial soil[J]. *Soil & Tillage Research*, 2019, 195:104420.
- [28] REUBENS B, POESEN J, DANJON F, et al. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review[J]. *Trees*, 2007, 21(4):385–402.
- [29] POHL M, ALIG D, KÖRNER C, et al. Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems[J]. *Plant and Soil*, 2009, 324(1/2):91–102.
- [30] 吕春娟, 白中科. 露天排土场的岩土侵蚀特征及水保效应分析[J]. *水土保持研究*, 2010, 17(6):14–19. LÜ C J, BAI Z K. Soil and

- rock erosion and soil and water conservation effects of opencast mine dump[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2010, 17(6): 14–19.
- [31] JIANG K, WU B, WANG C, et al. Ecotoxicological effects of metals with different concentrations and types on the morphological and physiological performance of wheat[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 167: 345–353.
- [32] CHU Z, WANG X, WANG Y, et al. Effects of coal spoil amendment on heavy metal accumulation and physiological aspects of ryegrass (*Lolium perenne* L.) growing in copper mine tailings[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 190(1): 1–12.
- [33] GHOLINEJAD B, KHASHIJ S, GHORBANI F, et al. Effects of lead ions on germination, initial growth, and physiological characteristics of *Lolium perenne* L. Species and its bioaccumulation potential[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(10): 11155–11163.
- [34] REKIK I, CHAABANE Z, MISSAOUI A, et al. Effects of untreated and treated wastewater at the morphological, physiological and biochemical levels on seed germination and development of sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), alfalfa (*Medicago sativa* L.) and fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.)[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 326: 165–176.
- [35] MA Y, FEI X T, LI J M, et al. Effects of location, climate, soil conditions and plant species on levels of potentially toxic elements in Chinese prickly ash pericarps from the main cultivation regions in China[J]. *Chemosphere*, 2020, 244: 125501.
- [36] 林海, 张海丽, 董颖博, 等. 重金属复合污染下草本植物两两组合水培的富集特性[J]. 环境科学研究, 2016, 29(8): 1154–1162. LIN H, ZHANG H L, DONG Y B, et al. Enrichment characteristics of various heavy metals by four herbaceous plants in pair combination under hydroponic culture[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2016, 29(8): 1154–1162.
- [37] CUI T, FANG L, WANG M, et al. Intercropping of gramineous pasture ryegrass (*Lolium perenne* L.) and leguminous forage alfalfa (*Medicago sativa* L.) increases the resistance of plants to heavy metals[J]. *Journal of Chemistry*, 2018, 2018(1): 1–11.
- [38] VYSTAVNA Y, SCHMIDT S I, KLIMENKO O E, et al. Species-dependent effect of cover cropping on trace elements and nutrients in vineyard soil and vitis[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2020, 100(2): 885–890.
- [39] XIONG P-P, HE C-Q, OH K, et al. *Medicago sativa* L. Enhances the phytoextraction of cadmium and zinc by *Ricinus communis* L. On contaminated land in situ[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 116: 61–66.