川西北高寒公路边坡不同植被修复模式对土壤和植被的影响

吴科君，贺 丽，吴世磊，陈德朝，尤继勇，鄢武先，李红霖
（四川省林业科学研究院 荒漠化防治四川林业草原重点实验室，四川 成都 610081）

摘 要：［目的］依托川西北若尔盖地区国道248沿线受损边坡生态修复初期工程，研究不同植被修复模式对边坡土壤和植被的影响，为高寒草甸受损边坡生态系统的恢复和修复模式的筛选提供理论依据。［方法］采取乔灌草混植（模式Ⅰ）、灌草混植（模式Ⅱ）、喷播植草（模式Ⅲ）3种修复措施的边坡为研究对象，并以同期自然恢复（模式Ⅳ）边坡作为对照，测定分析其土壤理化指标与植被群落特征，并分析两者的相互关系。［结果］①调查样方内共统计乔灌草植物22科51属57种，3种修复模式边坡植被物种数、群落多样性指数较对照组均显著提升。Margalef丰富度指数（R）、Simpson多样性指数（D）、Shannon-Wiener指数（H）整体表现为：模式（Ⅱ）>模式（Ⅲ）>模式（Ⅰ）；Pielou均匀度指数（J）表现为模式（Ⅲ）优于其他两种模式。②3种修复模式下边坡土壤各理化指标均优于对照组。模式（Ⅰ）各土壤理化指标最优，pH值、有机质、全氮、钙、镁以及黏粒含量较对照组分别提高了23.84%，302.37%，105.71%，361.66%，118.75%，28.09%。③相关性分析结果表明，Margalef丰富度指数（R）与有机质、全磷、钙、镁含量呈显著正相关（$p<0.05$），而与容重呈显著负相关；Pielou均匀度指数和Simpson多样性指数与容重呈显著正相关，但与其他土壤理化指标均呈显著负相关。［结论］总体而言，乔灌草混植（模式Ⅰ）表现出显著提升土壤理化性质的特征，灌草混植模式（Ⅱ）则在植被群落结构上表现优异，两者均具备良好的生态修复效果及修复可持续性，可作为川西北受损边坡生态修复的主要措施推广。

关键词：受损边坡；植被修复；植物多样性；生态修复；川西北
文献标识码：A **文章编号：**1000-288X（2026）05-0080-09 **中图分类号：**S157.2

文献参数：吴科君，贺丽，吴世磊，等.川西北高寒公路边坡不同植被修复模式对土壤和植被的影响[J].水土保持通报，2026，46（5）：80-88. Wu Kejun，He Li，Wu Shilei，et al. Effects of different vegetation restoration measures on soil and vegetation of alpine highway slopes in northwestern Sichuan Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation，2026，46（5）：80-88.

DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2026.05.040 **CSTR：32312.14.stbctb.2026.05.040**

Effects of different vegetation restoration measures on soil and vegetation of alpine highway slopes in northwestern Sichuan Province

Wu Kejun，He Li，Wu Shilei，Chen Dechao，You Jiyong，Yan Wuxian，Li Honglin
（*Sichuan Provincial Forestry and Grassland Key Laboratory of Combating Desertification*，*Sichuan Academy of Forestry*，*Chengdu*，*Sichuan* 610081，*China*）

Abstract：［Objective］Based on the early-stage ecological restoration project for damaged slopes along National Highway 248 in the Zoige region of northwestern Sichuan Province，the effects of different vegetation restoration models on slope soil and vegetation were investigated in order to provide a theoretical basis for restoring alpine meadow slope ecosystems and selecting effective restoration models.［Methods］Slopes restored using three different restoration measures：mixed planting of trees，shrubs and grass（model Ⅰ），mixed planting of shrubs and grass（model Ⅱ），and hydroseeding（model Ⅲ）：were selected as the research subjects. Slopes undergoing natural recovery during the same period（model Ⅳ）served as the control group. Soil physicochemical properties

收稿日期：2026-01-28 **修回日期：**2026-03-27 **采用日期：**2026-03-30
资助项目：四川省林业科学研究院项目“川西北高寒受损边坡植被重建初期群落稳定性及影响因素研究”（2024HXKY-2-06）；国家重点研发项目子专题“秦巴山区典型生态受损类型的多尺度近自然修复关键技术”（2024YFF1306502）
第一作者：吴科君（1995—），男（汉族），四川省旺苍县人，硕士研究生，工程师，主要从事荒漠化防治方面的研究。Email：869640849@qq.com。
通信作者：李红霖（1991—），女（汉族），四川省通江县人，硕士研究生，工程师，主要从事林业3S技术应用和恢复生态学研究。Email：ganlin1220@126.com。

and vegetation community characteristics were measured and analyzed, along with the interrelationships between them. [Results] ① A total of 57 species of trees, shrubs, and herbs belonging to 51 genera and 22 families were recorded in the surveyed plots. Compared to the control group, all three restoration models significantly increased vegetation species richness and community diversity indices. The Margalef richness index (R), Simpson diversity index (D), and Shannon-Wiener index (H) followed the order: model Ⅱ > model Ⅲ > model Ⅰ. The Pielou evenness index (J) showed superior performance in model Ⅲ over the other two models. ② All soil physicochemical indicators of slopes under the three restoration models outperformed those in the control group. model Ⅰ exhibited the best soil physicochemical properties, with improvements of 23.84% (pH value), 302.37% (soil organic matter, SOM), 105.71% (total nitrogen, TN), 361.66% (calcium), 118.75% (magnesium), and 28.09% (clay content) compared to the control group. ③ Correlation analysis revealed that the Margalef richness index (R) was significantly positively correlated with the contents of SOM, total phosphorus, calcium, and magnesium ($p<0.05$), but significantly negatively correlated with bulk density. The Simpson diversity index (D) and Pielou's evenness index (J) showed significant positive correlations with bulk density but negative correlations with other soil physicochemical indicators. [Conclusion] Overall, the mixed planting of trees, shrubs, and grass (model Ⅰ) demonstrates a significant effect in improving soil physicochemical properties, while the mixed planting of shrubs and grass (model Ⅱ) performs better in optimizing vegetation community structure. Both models exhibit excellent ecological restoration effectiveness and sustainability, and can be recommended as primary measures for the ecological restoration of damaged slopes in northwestern Sichuan Province.

Keywords: damaged slopes; vegetation restoration; plant diversity; ecological restoration; northwestern Sichuan Province

川西北高寒草甸是黄河流域生态保护和高质量发展的关键屏障,其生态系统稳定性直接制约着流域生态安全。该区域自然环境条件恶劣,高寒草甸生态系统长期受低温、干旱与冻融循环三重胁迫,导致生态系统稳定性和抗逆性差,自然修复能力弱[1-2]。近年来,久马高速、西成铁路等重大基建带来的人工开挖与回填活动严重扰乱地表结构,道路工程建设引发的裸露边坡导致高寒草甸地表结构破碎化,造成植被破坏、土壤侵蚀以及水土流失等一系列生态问题,对黄河上游生态安全构成严峻挑战[3]。开展川西北高寒草甸边坡的生态修复与治理已成为该区域生态保护的首要任务。

植被恢复是受损边坡生态系统恢复与治理的重要手段之一[4-5]。植被作为边坡修复的核心载体,其成功建植与稳定演替是实现受损边坡生态可持续恢复的关键要素[6-7];土壤理化性质是评估土壤质量和肥力的关键,其作为植被生长发育的基础,也是人工植被恢复的关键一环[8]。已有研究[9]表明,不同植被修复措施对边坡植被生长的影响差异显著,人工修复措施较自然恢复能更快地修复受损生态系统,相关研究[10-12]还聚焦于不同修复措施下植被退化与恢复、土壤理化性质、受损边坡治理景观成效等方面,上述研究成果揭示了修复措施对植被生长、多样性特征或土壤理化性质的影响,但忽视了植被与土壤间的相互关系。植被与土壤是一个相互依存,相互制约的有机整体,两者间的相关关系是决定受损生态系统持续恢复潜力的关键机制[13]。目前国内外学者[14]已从多角度分析了植被与土壤之间的耦合关系,揭示了植被生长与土壤肥力存在动态互馈关系。但在川西北高寒草甸特殊生境下,受损边坡植被多样性特征与土壤理化性质耦合机制尚不明晰,是制约该区域受损生态系统持续修复成效的关键科学问题。

鉴于此,本研究依托川西北高寒区 G248 受损边坡植被重建初期工程,以采取不同修复措施的受损边坡为研究对象,以同期自然恢复的受损边坡为对照,基于野外植被群落调查与土壤样品采样,测试分析不同修复措施对川西北高寒受损边坡植物群落特征和土壤理化性质的影响,并解析两者的相互关系,识别受损边坡生态系统可持续修复的关键因子,以期为川西北高寒区及类似区域受损边坡的保护与治理提供科学理论支撑和决策参考,尤其是对实际落地的受损边坡治理工程具有现实意义。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

国道 248 南北纵贯若尔盖县和红原县。若尔盖段(唐克镇至达扎寺镇)穿越黄河九曲第一湾湿地;红原段(瓦切镇至刷经寺镇)连接红原大草原与鹧鸪山峡谷。全长约 220 km,设计时速 40～60 km/h,路基宽度 8.5 m,是连接川西北高原与甘肃甘南、青海果洛的重要干线通道。该区域毗邻青藏高原东南缘,海拔

3 500～3 700 m，年均温1.4 ℃，年降水量780.3 mm，相对湿度68%，无绝对无霜期，昼夜温差达15 ℃以上。公路沿线主要土壤以亚高山草甸土、高山草甸土、沼泽化草甸土、高原草甸土为主，原生植被以木里薹草（*Kobresia livida*）、赖草（*Leymus secalinus*）及高山柳（*Salix takasagoalpina*）为主。研究区位于四川省阿坝藏族羌族自治州国道248沿线两侧受损边坡内（101°51′—103°23′E，32°33′—33°32′N），边坡内土壤裸露，植被稀疏，植被覆盖度仅5%～10%，研究区土壤类型为高山草甸土，质地以砂质土为主，质地松散、持水性差，水土流失严重。又因项目区地处典型的寒旱区，自然条件恶劣，生态系统自我修复能力弱。故本研究依托2019年6月实施的国道248边坡生态修复工程，于2023年8月在红原县境内国道248沿线选择乔灌草混植模式（Ⅰ）、灌草混植模式（Ⅱ）、喷播植草模式（Ⅲ）3种修复模式以及同期未采取任何修复措施的自然恢复受损边坡作为对照样地（Ⅳ），各样地基本情况详见表1。

表1 样地修复基本情况

Table 1 Basic information of restoration sample plots

处理组	修复措施	配植方式		坡向	地理坐标	坡度/(°)
		草本	木本			
Ⅰ	阶梯状整地植乔灌＋撒播草种	4垂穗披碱草:4老芒麦 2黑麦草混播(75 kg/hm²)	5青杨:5高山柳混交(1 110株/hm²)	西南	33°06′N,102°37′E	30
Ⅱ	阶梯状整地植灌＋撒播草种		10高山柳(1 110株/hm²)	西南	33°30′N,102°22′E	30
Ⅲ	削坡＋挂网喷播植草	9垂穗披碱草:1柳兰混播(60 kg/hm²)		西	32°43′N,102°24′E	30
Ⅳ	自然恢复			西	32°34′N,102°20′E	30

1.2 试验设计

1.2.1 样地样方设置

本研究于2023年8月（川西北高寒草甸植被生长期）对经过4 a修复的受损边坡进行植被群落特征调查以及土壤样品采集。参考方精云[15]的样地设置方法，在4个模式的边坡内随机设置3个重复样地，共设置样地12个。每个样地内随机布设3个乔木调查样方（20 m×20 m），在每个乔木调查样方中心内布设灌木调查样方（5 m×5 m）以及草本调查样方（1 m×1 m）各1个，同类样方间距不小于10 m，样方设置保持坡向、坡度一致，共计植被调查样方108个。每个样方均采用GPS精确定位。样方边界采用绳索与PVC管标记，便于后续调查的重复定位。

在进行植被样方调查的同时进行土壤采样，由于每一类样地的修复措施具有均一性（即乔木样方内也同步实施了灌木和草本的修复措施），故在乔木样方内布设土壤采样点，共计36个。每个土壤采样点去除土层表面杂质后，采用5点取样法（乔木样方中心点及4个角）采集0—20 cm深度的土壤，采集完毕后均匀混合。每个采样点的土壤样品分为两部分：一部分为环刀采集的土壤样品，用于测定容重、机械组成等土壤物理性质；另一部分是使用内径4.5 cm的土钻采集的土壤样品，用于测定土壤pH值、全氮、全磷、全钾等土壤化学性质。所有样品现场封装，带回实验室经风干研磨等处理后，进行土壤测试分析。

1.2.2 植被群落特征调查

记录各样方内植物种类、数量（株/丛）、高度、多度、频度、盖度（冠幅）等指标。同时记录调查样方的经纬度、海拔等信息，并拍照记录。

（1）群落多样性。植物群落多样性综合评估各计算公式[15]为

Margalef丰富度指数：

$$R=(S-1)/\ln N \tag{1}$$

Simpson多样性指数（优势度）：

$$D=1-\sum_{i=1}^{S}p_i^2 \tag{2}$$

Shannon-Wiener多样性指数：

$$H=-\sum_{i=1}^{S}p_i\ln p_i \tag{3}$$

Pielou均匀度指数：

$$J=H/\ln S \tag{4}$$

式中：S为样方中统计的物种总数量；N为所有物种的个体总数之和；N_i代表该样方中第i种物种的个体数之和；P_i为N_i占N的比例，即$P_i=N_i/N$；$i=1,2,3\cdots S$。

（2）物种重要值。

物种重要值：IV＝（相对密度＋相对盖度＋相对频度）/3；

1.2.3 土壤样品采集及测定

（1）土壤物理性质的测定。参照张万儒的《森林土壤分析方法》测定机械组成和土壤质地[16]；土壤容重使用环刀法测定。

（2）土壤化学性质测定。pH值采用电位法测定；有机质采用重铬酸钾氧化-外加热容量法分析；全氮采用凯氏定氮法测定，全磷采用钼锑抗比色法测定，全钾采用原子吸收分光光度法测定；有效磷含量采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定，速效钾含量

采用乙酸铵浸提-火焰光度法测定;使用电感耦合等离子体发射光谱仪测定土壤中全量钙和镁含量[17]。

1.3　数据统计与分析

本研究采用WPS办公软件记录、整理基础数据并绘制相关表格。采用SPSS 22.0单因素方差分析不同方式对土壤理化性质及植物群落特征的影响,运用LSD最小显著性差异法分析不同措施间土壤化学性质及植物群落特征的差异;利用逐步回归筛选植物群落特征的最佳预测方程。使用Origin 2024软件绘图。本研究中若无特殊说明,所有的显著性水平均为$p<0.05$。

2　结果与分析

2.1　不同植被修复模式间植物群落特征差异

物种多样性作为植物分布均匀性与丰富度的综合体现,能够反映群落结构的稳定性以及生境差异。由表2可知,高寒草甸道路受损边坡的几种植被修复模式(包含对照组)共记录乔灌草植物22科51属57种。其中,草本植物共计52种,占调查总物种数的91.23%;灌木层植物有4种;乔木仅1种。不同植被修复方式下的边坡植被群落均以禾本科、菊科为优势科,物种丰富度表现为:灌草模式(Ⅱ)>喷播植草模式(Ⅲ)>乔灌草模式(Ⅰ)>自然恢复对照组(Ⅳ)。灌草模式(Ⅱ)共记录植物21科37属42种,毛茛科、蔷薇科、豆科为亚优势科,5大科植物总量比例超过52%;喷播植草模式(Ⅲ)共记录植物16科29属32种,玄参科为亚优势科;乔灌草模式(Ⅰ)记录植物9科14属17种,植物总量占调查记录总数的29.82%;未实施人工干预措施的自然恢复对照组区域植物种类组成单一,仅出现9种植物。

表2　不同植被修复模式下植物群落物种组成与重要值

Table 2　Species composition and importance values of plant communities under different vegetation restoration modes

编号	生活型	植物名称	所属科属	重要值/%			
				模式Ⅰ	模式Ⅱ	模式Ⅲ	模式Ⅳ
1	一二年生草本	黄香草木樨	豆科草木樨属			2.01	
2		臭蒿	菊科蒿属		2.29	2.42	
3		卵萼花锚	龙胆科花锚属		1.00		
4		四川卷耳	石竹科卷耳属		1.05	1.36	
5		露蕊乌头	毛茛科露蕊乌头属		1.98		27.41
6		甘肃马先蒿	列当科马先蒿属	3.47	2.22	4.92	
7		天蓝苜蓿	豆科苜蓿属		3.16		
8		湿生扁蕾	龙胆科扁蕾属			3.94	
9		微孔草	紫草科微孔草属		1.00		
10		葶蓼	十字花科葶蓼属		0.95		
11		直茎蒿	菊科蒿属	6.62	3.83		
12		短腺小米草	玄参科小米草属			10.8	
13		鼬瓣花	唇形科鼬瓣花属	3.99	4.98		
14	多年生草本	洽草	禾本科洽草属		1.66	2.93	
15		发草	禾本科发草属		2.97	1.32	
16		老芒麦	禾本科披碱草属	20.62	15.25	8.43	
17		垂穗披碱草	禾本科披碱草属	20.83	6.19	6.70	
18		红原薹草	莎草科薹草属		2.03		
19		鸭茅	禾本科鸭茅属		12.55		
20		羊茅	禾本科羊茅属			2.27	8.60
21		圆柱披碱草	禾本科披碱草属	12.29			
22		爬地早熟禾	禾本科早熟禾属	6.59			
23		白莲蒿	菊科蒿属	0.89	1.71	3.42	46.22
24		草玉梅	毛茛科银莲花属		1.46		
25		车前	车前科车前属		2.36	3.62	
26		川甘翠雀花	毛茛科翠雀属		1.41	3.27	
27		蕨麻	蔷薇科蕨麻属		0.87	1.25	
28		银叶蕨麻	蔷薇科蕨麻属		0.70		
29		节毛飞廉	菊科飞廉属		1.78	0.59	
30		长毛风毛菊	菊科风毛菊属			12.15	
31		甘肃黄芩	唇形科黄芩属		0.92		
32		高原毛茛	毛茛科毛茛属		1.37	1.93	
33		葛缕子	伞形科葛缕子属			6.70	

续表2 （Continued table 2）

编号	生活型	植物名称	所属科属	重要值/%			
				模式Ⅰ	模式Ⅱ	模式Ⅲ	模式Ⅳ
34		红车轴草	豆科车轴草属		1.83		
35		火绒草	菊科火绒草属			0.83	
36		高山棘豆	豆科棘豆属	5.55			
37		拉拉藤	茜草科拉拉藤属		4.82		
38		草地老鹳草	牻牛儿苗科老鹳草属	2.53	2.41	1.87	
39		川西柳叶菜	柳叶菜科柳叶菜属		0.74	2.63	
40		高山豆	豆科高山豆属			0.80	
41		密花香薷	唇形科香薷属			0.88	
42		毛果婆婆纳	玄参科婆婆纳属		1.44	1.00	
43	多年生草本	蒲公英	菊科蒲公英属		1.22	1.50	7.12
44		瞿麦	石竹科石竹属	5.72	2.23		
45		日本毛连菜	菊科毛连菜属	2.71	1.47	1.04	
46		肉果草	玄参科肉果草属			1.56	
47		路边青	蔷薇科路边青属		1.36	1.76	
48		酸模	蓼科酸模属	2.14	1.75	0.90	
49		歪头菜	豆科野豌豆属	3.35			
50		问荆	木贼科木贼属		2.35		
51		长果婆婆纳	玄参科婆婆纳属		1.19	2.27	5.88
52		珠芽蓼	蓼科蓼属	2.68	1.51	2.92	4.77
53	乔木	青杨	杨柳科杨属	55.47			
54		杯腺柳	杨柳科柳属	44.53	34.54		
55	灌木、半灌木	云南锦鸡儿	豆科锦鸡儿属		18.69		33.63
56		岩生忍冬	忍冬科忍冬属		29.63		36.92
57		高山绣线菊	蔷薇科绣线菊属		17.13		29.45

注：①表中植物拉丁文学名分别为黄香草木樨（*Melilotus officinalis*）、臭蒿（*Artemisia hedinii*）、卵萼花锚（*Halenia elliptica*）、四川卷耳（*Cerastium szechuense*）、露蕊乌头（*Gymnaconitum gymnandrum*）、甘肃马先蒿（*Pedicularis kansuensis*）、天蓝苜蓿（*Medicago lupulina*）、湿生扁蕾（*Gentianopsis paludosa*）、微孔草（*Microula sikkimensis*）、荠蒿（*Thlaspi arvense*）、直茎蒿（*Artemisia stricta*）、短腺小米草（*Euphrasia regelii*）、鬼瓣花（*Galeopsis bifida*）、洽草（*Koeleria macrantha*）、发草（*Deschampsia cespitosa*）、老芒麦（*Elymus sibiricus*）、垂穗披碱草（*Elymus nutans*）、红原薹草（*Carex hongyuanensis*）、鸭茅（*Dactylis glomerata*）、羊茅（*Festuca ovina*）、圆柱披碱草（*Elymus dahuricus*）、爬地早熟禾（*Poa annua*）、白莲蒿（*Artemisia gmelinii*）、草玉梅（*Anemone rivularis*）、车前（*Plantago asiatica*）、川甘翠雀花（*Delphinium souliei*）、蕨麻（*Argentina anserina*）、银叶蕨麻（*Argentina leuconota*）、节毛飞廉（*Carduus acanthoides*）、长毛风毛菊（*Saussurea hieracioides*）、甘肃黄芩（*Scutellaria rehderiana*）、高原毛茛（*Ranunculus tanguticus*）、葛缕子（*Carum carvi*）、红车轴草（*Trifolium pratense*）、火绒草（*Leontopodium leontopodioides*）、高山棘豆（*Oxytropis alpina*）、拉拉藤（*Galium spurium*）、草地老鹳草（*Geranium pratense*）、川西柳叶菜（*Epilobium fangii*）、高山豆（*Tibetia himalaica*）、密花香薷（*Elsholtzia densa*）、毛果婆婆纳（*Veronica eriogyne*）、蒲公英（*Taraxacum mongolicum*）、瞿麦（*Dianthus superbus*）、日本毛连菜（*Picris japonica*）、肉果草（*Lancea tibetica*）、路边青（*Geum aleppicum*）、酸模（*Rumex acetosa*）、歪头菜（*Vicia unijuga*）、问荆（*Equisetum arvense*）、长果婆婆纳（*Veronica ciliata*）、珠芽蓼（*Bistorta vivipara*）、青杨（*Populus cathayana*）、杯腺柳（*Salix cupularis*）、云南锦鸡儿（*Caragana franchetiana*）、岩生忍冬（*Lonicera rupicola*）、高山绣线菊（*Spiraea alpina*）。②模式Ⅰ，Ⅱ，Ⅲ，Ⅳ分别代表乔灌草模式、灌草模式、喷播植草和自然恢复对照组。下同。

由图1可知，3种植被修复模式下植被群落物种多样性指数均显著高于自然恢复的对照样地，在3种修复模式之间，Margalef丰富度指数（R）、Simpson多样性指数（D）以及Shannon-Wiener指数（H）的变化趋势相似，整体呈现：灌草模式（Ⅱ）>喷播植草模式（Ⅲ）>乔灌草模式（Ⅰ）；Pielou均匀度指数（J）表现为喷播植草模式（Ⅲ）优于其余两种模式。其中，各模式中的指数R和指数H存在显著差异，而指数D与指数J的差异不显著。

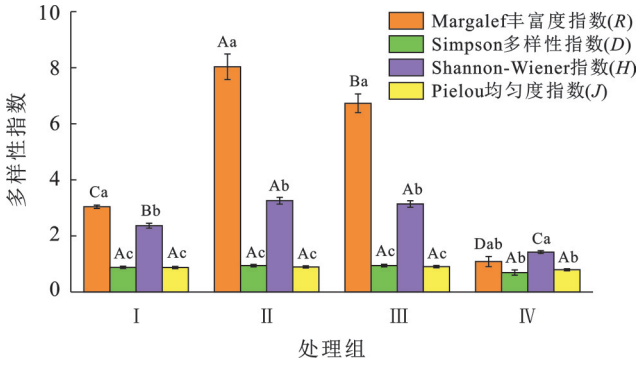
2.2 不同植被修复措施间土壤理化性质差异

对不同植被修复模式的土壤理化性质进行单因素方差分析（表3），结果表明，除有效磷与土壤容重外，各处理组土壤理化指标值均表现为：乔灌草模式（Ⅰ）>灌草模式（Ⅱ）>喷播植草模式（Ⅲ）>自然恢复对照组（Ⅳ），乔灌草模式（Ⅰ）在调节土壤pH值、提升养分含量及改良土壤结构等方面表现出明显优势。在土壤酸碱度、土壤容重和黏粒含量方面，模式（Ⅰ）土壤pH值提升至8.00，同时土壤容重降至1.08 g/cm^3，黏粒含量增至46.69%，说明该模式有效地优化了土壤物理结构并增强了持水性能。3种植被修复模式均显著提高了土壤有机质、全氮、全磷及全钾含量（$p<0.05$），模式（Ⅰ）的有机质含量达54.32 g/kg，全氮含

量为 2.16 g/kg，分别较 CK 显著提升 302.4% 和 105.7%，且显著高于模式（Ⅱ）与（Ⅲ）。3种修复处理的全钾含量均较CK（10.87 g/kg）提升约一倍，但处理间差异未达显著水平；乔灌草模式的全磷含量（1.29 g/kg）显著高于其他处理，增幅达63.3%。在速效养分方面，模式（Ⅱ）的有效磷含量最高，达到了8.98 mg/kg，而模式（Ⅰ）的速效钾含量最高为192.00 mg/kg。此外，模式（Ⅰ）钙、镁含量分别达21.19和15.40 g/kg，均显著高于其他处理组，表明该模式在改善土壤矿质营养方面效果突出。

2.3　植物群落特征与土壤理化性质间的关系

如图2所示，植物群落特征与土壤理化性质间的相关性分析表明，Margalef丰富度指数（*R*）与有机质、全磷、钙、镁含量呈显著正相关（$p<0.05$），而与容重呈显著负相关（$p<0.05$）；Simpson多样性指数（*D*）与Pielou均匀度指数（*J*）、容重呈显著正相关，但与其他土壤理化指标均呈显著负相关。Shannon-Wiener多样性指数（*H*）与各土壤理化指标相关性未达到显著性水平。表4中逐步回归分析方程进一步揭示了影响指标群落多样性特征的土壤主导因子，Margalef丰富度指数（*R*）主要限制因子为全氮、黏粒含量和pH值，回归方程解释了总方差的88.6%；Simpson多样性指数（*D*）的核心影响因子为有机质和黏粒含量，回归方程解释了总方差的88.2%；Pielou均匀度指数（*J*）主要受全氮、黏粒含量、有机质和pH值影响，回归方程解释了总方差的79.2%；Shannon-Wiener多样性指数（*H*）则受全氮、黏粒含量以及镁影响，但回归方程模型解释率仅为29.4%，证实土壤因子对Shannon-Wiener多样性指数的解释力有限。



注：不同大写字母表示同一多样性指数不同处理组之间存在显著性差异，不同小写字母表示同一处理组不同多样性指数之间存在显著性差异。

图1　不同植被修复模式下植被群落物种多样性指数

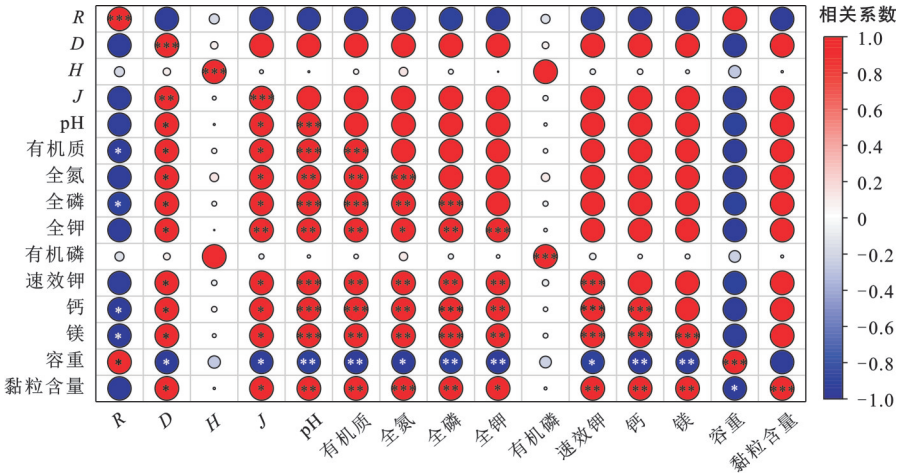
Fig.1　Species diversity indices of plant communities under different vegetation restoration models

表3　不同植被修复模式下受损边坡土壤理化性质

Table 3　Soil physicochemical properties of damaged slopes under different vegetation restoration models

处理组	酸碱度	有机质/（g·kg^{-1}）	全氮/（g·kg^{-1}）	全磷/（g·kg^{-1}）	全钾/（g·kg^{-1}）	有效磷/（mg·kg^{-1}）	速效钾/（mg·kg^{-1}）	钙/（g·kg^{-1}）	镁/（g·kg^{-1}）	容重/（g·cm^{-3}）	黏粒含量/%
Ⅰ	8.00±0.11^{a}	54.32±0.69^{a}	2.16±0.17^{a}	1.29±0.03^{a}	21.71±0.30^{a}	5.77±2.70^{b}	192.00±28.55^{a}	21.19±0.31^{a}	15.40±0.18^{a}	1.08±0.02^{b}	46.69±0.32^{a}
Ⅱ	7.48±0.08^{b}	33.51±0.32^{b}	1.91±0.24^{b}	0.91±0.03^{b}	21.20±0.30^{a}	8.98±1.42^{a}	135±30.50^{ab}	10.34±0.17^{b}	10.54±0.18^{b}	1.31±0.03^{a}	44.66±0.59^{a}
Ⅲ	7.08±0.05^{c}	29.87±0.55^{c}	1.26±0.15^{c}	0.80±0.03^{c}	20.98±0.26^{a}	5.43±1.23^{b}	86.5±14.01^{b}	6.27±0.07^{c}	7.64±0.11^{c}	1.15±0.01^{b}	38.82±0.27^{b}
Ⅳ	6.46±0.11^{d}	13.50±0.30^{d}	1.05±0.11^{d}	0.79±0.01^{c}	10.87±0.47^{b}	1.60±0.56^{c}	65.00±4.50^{c}	4.59±0.09^{d}	7.04±0.05^{c}	1.38±0.02^{a}	36.45±0.60^{b}

注：①数据为平均值±标准差；②同列数据中不同小写字母表示不同处理间存在显著性差异（$p<0.05$）。



注：*表示相关显著性水平为$p<0.05$；**表示相关显著性水平为$p<0.01$；***表示相关显著性水平为$p<0.001$。

图2　植物多样性指标与土壤理化性质的相关性分析

Fig.2　Correlation analysis between plant diversity indices and soil physicochemical properties

表4 土壤理化因子与植物群落特征回归分析

Table 4 Regression analysis of soil physicochemical factors and plant community characteristics

指数	d_f	p	逐步回归方程	R^2
Margalef	11	0.01	Y_1=75.245TN−0.462CC+4.383pH−18.24	0.886
Simpson	11	0.00	Y_2=0.016SOM−0.008CC+0.780	0.882
Shannon-Wiener	11	0.00	Y_3=2.379TN−0.004CC−0.017Mg+0.818	0.294
Pielou	11	0.00	Y_4=6.439TN−0.096CC+0.691pH+0.070SOM−1.135	0.792

注:TN表示全氮含量;SOM表示有机质含量;CC表示黏粒含量;d_f表示回归自由度;p为显著性水平。

3 讨 论

植被是高寒草甸受损边坡生态修复的核心载体,植物多样性特征对受损边坡修复成效及其生态功能具有重要指示意义[18]。本研究3种模式经过4 a的修复后,植物物种数量较自然恢复的对照组显著增加,表明人工植被重建能有效促进植被定植,这与刘明璐等[19]关于高寒边坡植被恢复的研究结论一致。综合植物科属组成分析,禾本科、菊科与豆科植物在植物群落中占据主导地位,三者合计比例达35.08%,这可能是因为禾本科抗旱耐寒、耐瘠薄的生理特性,以及发达根系所带来较强固土能力,成为受损边坡裸露土壤环境下的先锋种;而豆科植物通过根瘤菌实现生物固氮,并促进养分循环及改善土壤养分从而实现优先定植;菊科植物则凭借其多实性种子的风力传播、肉质根的极端环境适应机制等策略来生殖生存,从而获得生态位的竞争优势[20-21]。

植被群落多样性是表征群落结构复杂性和稳定性的量化指标,亦是揭示植被结构复杂程度的生态学基础[22]。本研究结果表明,模式(Ⅱ)在物种多样性、丰富度及稳定性方面均表现最优,主要有以下两方面原因:首先,灌木冠层遮蔽及其凋落物形成生态岛效应,能有效调节光照、水分条件及土壤养分循环[23],可为下层草本植被提供良好的微生境;此外,灌木发达的根系与草本植物根系交织能显著增强水土保持能力,促进群落植物稳定生长[24]。另外,本研究中模式(Ⅲ)在植物重要值变异系数和Pielou均匀度指数(J)方面优于其他两种模式,这是因为该模式采用了整体削坡的工程措施,该措施使得坡面具备平整度高的优势,而模式(Ⅰ)与模式(Ⅱ)采用了阶梯状整地工程措施,该措施能提升植被的截留降水能力,减少土壤侵蚀量[25],但阶梯状工程使得整体坡面形成了多个独立的小生境,不同阶梯间物种组成与分布受自然和人为因素影响差异较大,导致较低的Pielou均匀度指数。

土壤作为植物的生存环境和养分来源,其理化性质对植物的生长有重要的影响[26]。本研究发现,3种模式较对照组均显著改善了土壤理化特性。其中模式(Ⅰ)土壤pH值高于模式(Ⅱ)与模式(Ⅲ),这源于高寒草甸冻融循环促进土壤碳酸盐溶解并释放碱性离子,叠加乔、灌根系分泌的碱性物质提高了土壤pH值[27]。不同模式下有机质、全氮、全磷、钙及镁等土壤养分含量显著提升,主要原因是乔灌草丰富的根系网络及凋落物的分解,促进了腐殖质和有机质的形成,从而提升土壤质量[28]。模式(Ⅰ)土壤养分含量显著高于其他模式,其核心机制在于乔灌草混生结构形成的根系网络强化了养分循环。

土壤速效养分可有效表征养分可利用性[29],不同修复模式边坡土壤的有效磷与速效钾含量表现为:模式(Ⅰ)>模式(Ⅱ)>模式(Ⅲ),这是因为模式(Ⅰ)中乔木与灌木的深根系可从深层土壤吸收微量元素,然后在茎叶等地上部分积累,最后通过地上部分的凋落分解释放到表层土壤,从而显著增加土壤表层的磷、钾含量[30-31]。本研究中土壤黏粒含量也表现为:模式(Ⅰ)>模式(Ⅱ)>模式(Ⅲ),该差异的核心机制源于植被层次与根系活动的协同作用,乔灌草模式通过多层次根系的物理穿插破碎土壤大颗粒,同时根系分泌物作为胶结剂促进黏粒与微团聚体结合,减少黏粒流失;此外,丰富的凋落物分解后补充有机质,增强土壤胶体对黏粒的吸附能力,因此黏粒含量最高[32]。

相关性分析结果表明,植物群落多样性指数与土壤理化性质间存在显著的协同关系。Margalef丰富度指数与土壤有机质、全磷及钙镁含量呈显著正相关,与毕银丽等[33]研究结果一致,这是因为有机质含量增加提升了土壤的持水保肥能力,而磷、钙、镁元素则为植物生长提供了关键养分,共同支撑了更多物种的定植。此外,Margalef丰富度指数与土壤容重呈显著负相关,这是因为土壤容重降低从而增强了土壤的通气性及根系穿透力,进一步拓展了物种的生态位宽度,从而丰富了群落物种组成。与之相反,Simpson多样性指数与Pielou均匀度指数均与土壤容重呈显著正相关。这可能是因为土壤容重增加,降低了植物种间竞争,进而提升了群落的均匀度

与稳定性。逐步回归方程结果显示,有机质、全氮、全磷及速效钾为植物群落多样性指数的主要影响因素,这与Feng Ling等[34]和王洪丹等[35]关于土壤对植被恢复的影响研究结果一致,进一步说明了土壤养分是决定受损边坡植物群落多样性的关键因素,能在一定程度上反映出植物多样性的变化特征。

4　结 论

川西北高寒公路受损边坡采取人工修复措施后,较自然恢复边坡能有效提升植被群落与土壤养分的稳定性,土壤理化性质与植被群落结构得到显著改善。修复后边坡植物主要以菊科、豆科与禾本科为主,植被群落多样性主要受土壤有机质、全氮、全磷及速效钾影响,建议在进行边坡植被恢复时,选择禾本科、菊科、豆科草本植物作为先锋建群种,杯腺柳、锦鸡儿等乡土植物作为伴生物种,能在一定程度上推进群落演替进程。

川西北高寒公路受损边坡采取的4种修复模式中,乔灌草配置的模式(Ⅰ)与灌丛配置的模式(Ⅱ)具有较好的生态修复成效,可作为川西北高寒草甸受损边坡初期生态修复的技术模式推广应用。但考虑本研究结果基于修复实施4 a后的初期阶段,各修复模式对该区域受损边坡植被及土壤环境的长期影响仍需持续观测与研究。

参考文献(References)

[1] 刘文虎, 赵茂强, 黄成敏. 川西高原不同植物类型对边坡防护生态效益影响研究[J]. 环境生态学,2020,2(9):19-24.
Liu Wenhu, Zhao Maoqiang, Huang Chengmin, Influence of plant type on ecological benefits of earth slopes in western Sichuan plateau [J], Southwest China. Environmental Ecology, 2020, 2(9),19-24

[2] Ezeaku P I. Evaluating the influence of open cast mining of solid minerals on soil, landuse and livelihood systems in selected areas of Nasarawa State, north-central Nigeria [J]. Journal of Ecology and the Natural Environment, 2012,4(3):62-70.

[3] 吴科君,贺丽,李红霖,等.川西北高寒区不同程度沙化地土壤种子库特征[J].草地学报,2025,33(6):1817-1825.
Wu Kejun, He Li, Li Honglin, et al. Characteristics of soil seed banks in different degrees of desertified grasslands in the alpine region of northwest Sichuan [J]. Acta Agrestia Sinica, 2025,33(6):1817-1825

[4] 吴科君,吴世磊,王美权,等.川西北高寒草甸受损边坡植被修复初期土壤肥力特征[J].四川林业科技,2025,46(6):19-26.
Wu Kejun, Wu Shilei, Wang Meiquan, et al. Soil fertility characteristics in the early stage of vegetation restoration on damaged slope of the alpine meadow in northwest Sichuan [J]. Journal of Sichuan Forestry Science and Technology, 2025,46(6):19－26

[5] Shen Yifan, Li Qi, Pei Xiangjun, et al. Ecological restoration of engineering slopes in China: A review [J]. Sustainability, 2023,15,5354.

[6] Li Yuping, Bai Fenghua, Min Haifeng, et al. Preliminary study on ecological restoration technology of highway slopes in high altitude mountain areas: Taking Gansu Zhuohe Expressway phase Ⅰ project as an example [J]. Journal of Physics: Conference Series, 2024, 2679: 012053.

[7] Chen Huashou, Sun Yufeng, Feng Dike. Discussion on vegetation reconstruction method of exposed rock slope in Karst mountainous area [J]. China Mining Magazine, 2024,33(S2):117-121.

[8] 王志泰,包玉,李毅.石质边坡植被建植两周年群落特征与土壤养分动态[J].草业学报,2012,21(2):34-42.
Wang Zhitai, Bao Yu, Li Yi, Community characteristics and soil nutrient dynamics in the beginning two years after artificial vegetation on rock slope[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2012,21(2):34-42.

[9] 马龙,李亚玲,刘诗琪.高原湿地公路工程边坡不同恢复措施对土壤理化性质及酶活性的影响[J].水土保持通报,2024,44(4):158-167.
Ma Long, Li Yaling,Liu Shiqi, et al. Effects of different restoration measures on soil physicochemical properties and enzyme activity of slopes in plateau wetland after highway engineering disturbance[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024, 44(4):157-167.

[10] Yang Yang, Han Hui. Researching the plant community characteristic of expressway slopes in mountain areas of southern Shaanxi, China [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2025, 22: 10741-10754.

[11] 邓竹辛,类延宝,孙庚,等.川西北高寒退化草地恢复过程中土壤酶活性及其化学计量特征[J].应用与环境生物学报,2025,31(3):463-475.
Deng Zhuxin, Lei Yanbao, Sun Gen, et al. Soil enzyme activties and their stoichiometric characteristics in the ecological restoration process of a desertified alpine meadow in northwestern Sichuan, China [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2025,31(3):463-475

[12] Qin Kunrong, Qin Hua, Wang Zizhuo, et al. Illuminating plant community assembly on Karst mountain road slopes through plant traits and environmental filters [J]. Forests,2023,14,1990.

[13] 李琪,张鹏飞,沈逸凡,等.高寒草甸工程扰损区生态重

构土壤养分与微生物群落演变特征[J/OL].[2026-01-05].地球科学.https://link.cnki.net/urlid/42.1874.p.20260105.1241.004.

Li Qi, Zhang Pengfei, Shen Yifan, et al. Evolution characteristics of soil nutrients and microbial community in ecological reconstruction area of alpine meadow project [J/OL]. [2026-01-05]. China Industrial Economics, https://link.cnki.net/urlid/42.1874.p.20260105.1241.004.

[14] 于航,冯天骄,卫伟,等.晋西黄土区土壤理化特征对长期植被恢复的响应[J].生态学报,2024,44(7):2873-2885.

Yu Hang. Feng Tianjiao, Wei Wei, et al. Response of soil physicochemical characteristics to long-term vegetation restoration in loess region of western Shanxi Province [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024,44(7):2873-2885.

[15] 方精云,王襄平,沈泽昊,等.植物群落清查的主要内容、方法和技术规范[J].生物多样性,2009,17(6):533-548.

Fang Jingyun, Wang Xiangping, Shen Zehao, et al. Methods and protocols for plant community inventory [J]. Biodiversity Science, 2009,17(6):533-548.

[16] 张万儒.森林土壤分析方法[M].北京:中国标准出版社,1999.

Zhang Wanru. Methods for Analysis of Forest Soils [M]. Beijing: China Standards Press, 1999.

[17] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.

Bao Shidan. Soil and Agricultural Chemistry Analysis [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.

[18] Guo Linghui, Li Yao, Luo Yuanyuan, et al. The compound effects of highway reconstruction and climate change on vegetation activity over the Qinghai Tibet Plateau: The G318 highway as a case study [J]. Remote Sensing,2023,15(23):5473.

[19] 刘明璐,戴玉鼎,朱丹红,等.边坡植被修复后草本群落多样性与土壤因子的耦合关系[J].森林与环境学报,2024,44(6):593-599.

Liu Minglu, Dai Yuding, Zhu Danhong, et al. Coupling relationship between herbaceous community diversity and soil factors after slope vegetation restoration [J]. Journal of Forest and Environment, 2024, 44(6): 593-599.

[20] Wei Yuan, Dun Zhi, Lei Jian-sheng. Investigation and analysis on vegetation characteristics of roadside slopes in Zigui County of Three Gorges reservoir area [J]. Advanced Materials Research, 2014, 1073-1076: 1128-1133.

[21] Feng Li, Li Xinrong, Zhang Jingguang, et al. Vegetation alteration in response to highway construction in the desertified steppe zone of the Tengger Desert, north China [J]. Arid Land Research and Management, 2012,26(1),59-78.

[22] 王顺霞,周静静,李云飞,等.宁夏荒漠草原典型植物群落多样性与土壤因子关系[J].兰州大学学报(自然科学版),2023,59(6):711-719.

Wang Shunxia, Zhou Jingjing, Li Yunfei, et al. Relationship between the diversity of typical plant community and soil factors in the desert steppe of Ningxia [J]. Journal of Lanzhou University (Natural Sciences), 2023, 59(6):711-719.

[23] Tan Zhaoxian, Chen Xueping, Wang Yun, et al. The impact of the Qinghai-Tibet highway on plant community and diversity [J]. Frontiers in Plant Science, 2024, 15:1392924.

[24] 程云,陈宗伟,张洪江.植物对高速公路建设过程中土壤侵蚀的影响[J].中国水土保持科学,2006,4(增刊1):34-38.

Cheng Yun, Chen Zongwei, Zhang Hongjiang. Effect of plant on controlling soil erosion in the process of expressway construction [J]. Science of Soil and Water Conservation, 2006,4(S1): 34-38.

[25] 李云鹏,李宏均,姚嘉林,等.西北寒旱区高速公路4种边坡防护形式植被恢复效果[J].中国水土保持科学,2024,22(2):124-130.

Li Yunpeng, Li Hongjun, Yao Jialin, et al. Vegetation restoration effects on the highway slopes of the cold and dry areas in northwest China under four protection forms [J]. Science of Soil and Water Conservation, 2024, 22(2):124-130.

[26] 蔡祖聪.土壤在植物多样性形成中的作用及其研究意义[J].土壤学报,2022,59(1):1-9.

Cai Zucong. Role of soil in the formation of plant biodiversity and its research significance [J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(1): 1-9.

[27] 锁才序,费璇,吴新卫,等.若尔盖沙化草甸群落特征和土壤特性的耦合关系[J].应用与环境生物学报,2023,29(3):536-545.

Suo Caixu, Fei Xuan, Wu Xinwei, et al. Coupling relationship between community and soil characteristics in Zoige desertified meadow [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2023, 29(3): 536-545

[28] 许泰,鄂崇毅.高寒沼泽草甸土壤养分特征及影响因素分析[J].西南农业学报,2023,36(9):2010-2018.

Xu Tai, E Chong-yi. Nutrient characteristics and influencing factors in alpine swamp meadows soils [J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2023,36(9):2010-2018.

(下转第214页)