

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2026.05.016

黄一倪, 涂卫国, 王彬, 等. 大熊猫国家公园矿山植被恢复与土壤耦合关系研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2026, 48(5): 195-208.

大熊猫国家公园矿山植被恢复与 土壤耦合关系研究

黄一倪¹, 涂卫国², 王彬¹, 苟小林², 补春兰¹,
向梦阳¹, 李森², 罗雪梅², 樊华²

1. 西南科技大学 环境与资源学院, 四川 绵阳 621010; 2. 四川省自然资源科学研究院, 四川 成都 610015

摘要: 植被与土壤的耦合协调关系是影响废弃矿山生态恢复成效的重要因素, 对控制恢复成本与保障生态恢复的持续性具有重要意义。然而, 当前针对承载生态涵养功能的大熊猫国家公园内废弃矿山生态恢复过程中植被与土壤关系的研究仍存在不足。为此, 选择大熊猫国家公园典型废弃石材矿山为研究对象, 采用 4 种人工恢复措施进行生态恢复, 通过植被调查和土壤采样, 分析不同恢复措施下植被与土壤的变化与耦合关系, 构建植被—土壤耦合协调模型, 以探讨植被和土壤恢复进程的协调性。结果表明: 不同人工恢复措施实施 1 年后, 植物群落的物种丰富度、生物多样性指数差异明显, 坡改梯草-灌-乔区植被综合评价指数最高; 土壤 pH 值、速效钾、速效磷和硝态氮等指标存在显著差异 ($p < 0.05$), 台地草-乔区的土壤综合评价指数最高; 植物群落多样性指数与土壤 pH 值呈极显著负相关, 与土壤硝态氮含量呈极显著正相关 ($p < 0.01$)。不同恢复措施及对对照组植被—土壤耦合协调度由高到低依次为: 自然植被区 (0.82) > 坡改梯草-灌区 (0.66) > 坡改梯草-灌-乔区 (0.65) > 台地草-乔区 (0.62) > 斜坡草本区 (0.25)。就耦合协调类型而言, 斜坡草本区为中度失调植被损益型, 台地草-乔区属于初级协调植被滞后型, 坡改梯类措施区均属于初级协调土壤滞后型, 自然植被区属于良好协调植被土壤同步型。4 种恢复措施中, 坡改梯类措施对大熊猫国家公园废弃矿山生物多样性恢复、土壤质量改善均具有促进作用, 具备提升园区碳汇功能及生境连通性的潜力。

关键词: 石材矿山; 人工恢复措施; 植被恢复; 土壤修复;
耦合关系

中图分类号: Q948.1

文献标识码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):

文章编号: 1673-9868(2026)05-0195-14



Research on the Coupling Relationship between Vegetation Restoration and Soil in Mining Areas of the Giant Panda National Park

收稿日期: 2025-04-21

基金项目: 四川省国际科技创新合作/港澳台科技创新合作项目(2025YFHZ0128); 成都市科技项目(2024-YF05-01138-SN); 四川省自然资源厅科研项目(KJ-2025-012)。

作者简介: 黄一倪, 硕士, 主要从事矿山生态恢复的应用研究。

通信作者: 涂卫国, 博士, 研究员。

HUANG Yini¹, TU Weiguo², WANG Bin¹,
GOU Xiaolin², BU Chunlan¹, XIANG Mengyang¹,
LI Sen², LUO Xuemei², FAN Hua²

1. School of Environment and Resource, Southwest University of Science and Technology, Mianyang Sichuan 621010, China;

2. Sichuan Provincial Academy of Nature Resources Sciences, Chengdu Sichuan 610015, China

Abstract: The coupling coordination relationship between vegetation and soil is a critical factor influencing the ecological restoration effectiveness of abandoned mines. This relationship holds significant implications for controlling restoration costs and ensuring sustained recovery. However, current research lacks investigation into vegetation-soil interactions during ecological restoration of abandoned mines within Giant Panda National Parks that have critical ecological conservation functions. Therefore, this study selected a typical abandoned stone quarry in the Giant Panda National Park as the research site. Four artificial restoration measures were implemented. Through vegetation surveys and soil sampling, changes and interrelationships between vegetation and soil under different restoration approaches were analyzed. A vegetation-soil coupling coordination model was constructed to evaluate the synchronicity of restoration progress between vegetation and soil. The results indicated that one year after implementation, significant differences were observed in plant community species richness and biodiversity indices across different restoration measures, with the slope-terraced grass-shrub-tree approach achieving the highest comprehensive vegetation score. Soil indicators, including pH, available potassium, available phosphorus, and nitrate nitrogen, also showed significant variations ($p < 0.05$), and the terrace grass-tree approach yielded the best comprehensive soil quality rating. Plant community diversity indices exhibited a highly significant negative correlation with soil pH and a highly significant positive correlation with soil NO_3^- -N content ($p < 0.01$). The vegetation-soil coupling coordination degrees under different restoration measures and the control group ranked as follows: natural vegetation area (0.82) > slope-terraced grass-shrub area (0.66) > slope-terraced grass-shrub-tree area (0.65) > terrace grass-tree area (0.62) > sloped grassland area (0.25). The sloped grassland area was classified as moderately unbalanced with vegetation loss, the terrace grass-tree area as preliminarily coordinated with vegetation lag, slope-terraced measures as primarily coordinated with soil lag, and the natural vegetation area as well-coordinated with synchronous development. Among the four restoration measures, slope-terraced approaches promote biodiversity recovery and enhance hydrological regulation in abandoned mines of the Giant Panda National Park, with potential to improve carbon sequestration and habitat connectivity.

Key words: stone mines; artificial restoration measure; vegetation restoration; soil remediation; coupling relationship

采矿业在经济发展和人民生活中具有重要作用,但不合理的开采活动与遗留的废弃矿址造成了严重生态破坏,导致矿区生态环境问题日益突出^[1]。大熊猫国家公园雅安片区存在大量废弃石材矿山迹地,该区域自然地质条件复杂、生态环境脆弱,大量岩壁裸露且易垮塌,破坏了大熊猫栖息地的连通性、协调性与完整性^[2]。近年来,为遏制废弃矿山区域水土流失、物种减少、植被衰减等生态问题,矿区应用了多种矿山生态恢复技术,涵盖植被恢复、土壤改良和微生物修复等方面,例如草灌种植、草本撒播、基质喷播、土壤重构、改良剂应用和微生物菌剂添加等^[3-5]。在大熊猫栖息地附近的石材矿山生态恢复过程中,重点在于稳定坡面、截留降水、拦截泥沙、维持生物多样性,进而保证恢复区生态系统的稳定性和持续性。但不同恢复

措施在具体立地条件、物种配置和土壤修复等方面存在差异,这些差异会影响植被蒸腾耗水、光合作用以及水土流失等一系列生态过程,导致植物群落结构、土壤水分含量及养分积累的变化特征明显不同^[6-7]。因此,大熊猫国家公园废弃矿山生态恢复成效及其可持续性有待进一步评估。

植被与土壤之间的相互作用是驱动生态恢复进程的重要机制,这种协同作用既是生态恢复阶段的关键表征,也为后续植物群落的演替与土壤肥力的形成奠定了基础^[8-9]。因此,在大熊猫国家公园废弃矿山生态修复过程中,亟需开展植被与土壤协调关系的研究,以评估恢复措施的科学性、系统性和长效性,从而为优化恢复措施、提升生态系统服务功能提供理论支撑与实践指导。综合评价函数模型可采用熵权法、层次分析法或主成分分析等数学方法,量化评估生态恢复效果,进而反映植被与土壤的协同作用状况^[10]。在此基础上,可通过耦合关系描述植被和土壤之间因相互作用而产生的物质或能量交换过程,其中,植被—土壤耦合协调模型已被广泛应用^[9-11]。恢复措施的选择是否适合该地区脆弱的生态环境、生态恢复能否持续,均与植被和土壤系统的耦合协调程度密切相关,但目前相关研究仍较为匮乏。本研究以大熊猫国家公园废弃石材矿山不同恢复措施下的代表性样地为研究对象,调查植物群落结构,通过对比未修复矿渣区和周边自然植被区,分析不同恢复措施下植被和土壤的特征,阐明二者协调发展情况,以期为我国废弃石材矿山的植被恢复和土壤修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

锅巴岩大理石矿区位于大熊猫国家公园四川雅安片区(28°51′—30°56′ N, 101°56′—103°23′ E),是连接小相岭—凉山山系大熊猫栖息地的关键区域,矿区面积 0.364 9 km²,大部分区域属中山地貌。研究区属亚热带湿润季风气候,平均海拔 2 070 m,年平均气温 5.9~7.2 °C,年降水量 700~1 300 mm。受长期高强度采矿活动影响,该区域植被退化、岩石裸露、水土流失和生物多样性丧失问题突出。2023 年,地方政府启动生态修复工程,通过整理基岩坡面及多种植被恢复模式的应用,生态环境得到一定程度的改善。

1.2 不同恢复措施概况

研究区采用土壤修复与植物恢复相结合的模式实施生态恢复工程。首先对基岩质坡面进行分级整理,形成了斜坡、坡改梯和台地 3 种地形。在此基础上,分别采取表层覆土和斜坡喷播的方法进行土壤修复,随后进行植被种植。种植植被涵盖草本、灌木和乔木 3 类,其中乔木主要为雪松〔*Cedrus deodara* (Roxb.) G. Don〕,灌木主要为高山柳(*Salix takasagoalpina* Koid.);草本采用混播方式,主要包括车轴草属(*Trifolium* spp.)、早熟禾(*Poa annua* L.)、多花黑麦草(*Lolium multiflorum* Lam.)、披碱草(*Elymus dahuricus* Turcz.)和紫苜蓿(*Medicago sativa* L.)等。土壤修复措施所用表层覆土取自附近河滩淤泥;喷播基质由外购土壤(粉碎)、木纤维基质(粉碎)、复合肥、添加剂、草种与水混合而成。所用复合肥均采用氮磷钾肥(N:P:K=15:15:15),施用量为 300 kg/hm²。完成初始植被种植后不再进行人为干预。

1.3 植被调查

野外植被调查于 2024 年 8 月开展,详细记录了样地的经纬度、植被恢复模式、主要植物物种以及样方周围环境特征等信息(表 1)。在研究区内选择矿渣区和相邻的自然植被区作为对照组。矿渣区未发现植物定植。综合考虑地形、土壤类型和植被恢复模式等因素,选取 4 个具有代表性的恢复措施区(斜坡草本区、台地草-乔区、坡改梯草-灌区、坡改梯草-灌-乔区)作为研究样地,恢复时间均为 1 年。每个样地内随机设置 3 个样方,每个样方间隔 5 m,共计 15 个样方。由于恢复区面积和形状受限,且植被处于恢复初期,斜坡草本区的样方面积为 1 m×1 m,该面积可充分涵盖样方内的空间分布特征,能够较好地反映草本植物的群落组成及多样性;坡改梯草-灌区和坡改梯草-灌-乔区的样方面积为 2 m×2 m;台地草-乔区的样方面积为 4 m×4 m;自然植被区的样方面积为 10 m×10 m。植被调查内容包括记录样方

内草本层、灌木层和乔木层的物种组成、物种数量、高度、盖度、多度以及乔木的胸径、乔木和灌木的基径与冠幅等指标^[12]。

表 1 样地基本信息

| 组别 | 地理位置 | 土壤修复 类型 | 植被种植 类型 | 特征描述 | 恢复 1 年后 主要植物物种 |
|-------------------|----------------------------|------------|------------|--------------------------|-------------------|
| 矿渣区(MW) | 30°38'16"N, 102°50'08"E | 无 | 无 | 以石块、砂石为主 | 未发现 |
| 斜坡草本区(SL) | 30°38'28"N, 102°49'44"E | 喷播基质 | 草本 | 挂网, 坡度约 45° | 红车轴 |
| 台地草-乔区(TE) | 30°38'26"N, 102°49'48"E | 表层覆土 | 草本、乔木 | 进行表层覆土, 土壤压实 | 白车轴、雪松 |
| 坡改梯草-灌区(SH) | 30°38'24"N, 102°49'44"E | 表层覆土 | 草本、灌木 | 在大理石堆砌石块上进行表层覆土, 修整为梯田 | 紫苜蓿、高山柳 |
| 坡改梯草-灌-乔区 (ST) | 30°38'42"N, 102°50'00"E | 表层覆土 | 草本、灌木、乔木 | 在大理石堆砌石块上进行表层覆土, 修整为梯田 | 紫苜蓿、雪松 |
| 自然植被区(CF) | 30°38'38"N, 102°50'03"E | — | 原生植被 | 紧邻矿区, 土壤表层腐殖质较多, 坡度约 55° | 紫菀、马桑、油松 |

注: 矿渣区未实施恢复措施, 未发现植物物种定植。

1.4 土壤样品采集与指标测定

野外植被调查完成后, 进行土壤样品采集。每块样地布设 3 个样方, 每个样方采用“梅花取样法”进行 5 点采样。由于样地覆土基质厚度和地形存在差异, 仅对具备分层条件的样地土壤进行分层采样, 分别采集 0~10 cm 和 10~20 cm 土层样品。将相同土层的土壤样品充分混合, 去除细根、凋落物和石砾后, 用无菌密封袋密封于干冰中冷藏保存, 及时转运至实验室分析。每次取样完成后, 分层回填土坑, 尽可能减少对取样点植被恢复的影响。此外, 为避免多次原位采样对样方的影响, 不对 10~20 cm 土层采集容重样品。仅利用环刀(容积为 100 cm³)采集 0~10 cm 土层的原状土, 用于土壤容重测定。矿渣区砾石含量较多, 不满足环刀取土测定容重的条件。

土壤理化性质指标测定方法参考《土壤农化分析(第三版)》^[13], 具体测定方法如下: 土壤容重(Bulk Density, BD)和含水量(Soil Water Content, SWC)用烘干法测定; 土壤 pH 值采用电极法测定; 土壤有机碳(Soil Organic Carbon, SOC)含量采用重铬酸钾外加热法测定; 全磷(Total Phosphorus, TP)含量采用硫酸-高氯酸消煮钼蓝比色法测定; 速效磷(Available Phosphorus, AP)采用 0.5 mol/L 碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定; 全氮(Total Nitrogen, TN)采用元素分析仪测定; 硝态氮(NO₃⁻-N)采用酚二磺酸比色法测定, 铵态氮(NH₄⁺-N)采用靛酚蓝比色法测定; 速效钾(Available Potassium, AK)采用乙酸铵浸提-火焰光度法测定; 全钾(Total Potassium, TK)采用火焰光度法测定。

1.5 指数计算

本研究选取的植被特征指标包括物种丰富度、物种优势度、Shannon-Wiener 指数、Pielou 均匀度指数和 Simpson 多样性指数。其中, 物种丰富度即为样地内的物种总数, 物种优势度以物种重要值表征。重要值计算公式如下^[14]:

$$\text{乔木层重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对显著度} + \text{相对频度})/3 \quad (1)$$

$$\text{灌木层重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对高度} + \text{相对频度})/3 \quad (2)$$

$$\text{草本层重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对盖度} + \text{相对频度})/3 \quad (3)$$

式中: 频度指的是某个物种在调查样地间出现的频率, 相对频度按该物种出现的样地数占样地总数的百分比来计算。

群落物种多样性指数计算公式如下:

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (4)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (5)$$

$$E = \frac{H}{\ln S} \quad (6)$$

式中: H 为 Shannon-Wiener 指数; S 为样地内物种总数; P_i 为物种 i 的重要值; D 为 Simpson 多样性指数; E 为 Pielou 均匀度指数。

1.6 耦合关系分析

1.6.1 综合评价函数

植被和土壤表征指标确定后, 采用非线性评分法将表征指标转换为 0~1 的值, 非线性标准化公式如下:

$$S_{NL} = \frac{a}{1 + (X/X_m)^b} \quad (7)$$

式中: S_{NL} 为各指标的非线性标准化值; X 为实测值; X_m 为植被或土壤表征指标的平均值; a 为最大值 (本研究中 $a=1$); b 为方程的斜率, “越多越好”类型的 b 值为 -2.5 , “越少越好”类型的 b 值为 2.5 ^[15]。

在主成分分析确定各指标权重与非线性标准化指标的基础上, 设正数 x_1, x_2, \dots, x_p 为描述植物特征的 p 个指标, 正数 y_1, y_2, \dots, y_q 为描述土壤特征的 q 个指标, 构建不同恢复措施下植物群落综合评价函数及土壤环境综合评价函数^[9]:

$$f(x) = \sum_{i=1}^p ax_i \quad (8)$$

$$g(y) = \sum_{j=1}^q by_j \quad (9)$$

式中: $f(x)$ 为植被综合评价函数; i 为植被特征指标个数; a 为指标待定权重值; x_i 为植被特征的第 i 个指标的标准化值; $g(y)$ 为土壤综合评价函数; j 为土壤特征的指标个数; b 为指标待定权重值; y_j 为土壤特征的第 j 个指标的标准化值^[9,16]。由此函数计算出的综合评价指数越高, 表明植被生长状况或土壤环境越好, 反之则越差^[9]。

1.6.2 耦合模型

耦合度是衡量系统或要素之间协调程度的定量指标^[17]。耦合度模型计算公式如下:

$$C = \left\{ \frac{4f(x) \cdot g(y)}{[f(x) + g(y)]^2} \right\}^k \quad (10)$$

式中: C 为耦合度; k 为调节系数, 本研究中 $k=5$ 。国内学者对耦合度进行了广泛研究^[9-10], 认为耦合度的取值为 0~1, 当系统之间达到良性共振耦合时, 该值接近 1, 当系统之间处于无关状态时, 该值接近 0^[18-19]。

然而, 耦合度难以全面、准确地反映植被子系统与土壤子系统在整体系统中的“功效”与“协同”效应, 为进一步明确废弃石材矿山不同恢复措施下植被与土壤耦合的协调程度, 在耦合度的基础上引入表征总体发展水平的成分, 构建耦合协调度模型^[9]。

$$T = \alpha f(x) + \beta g(y) \quad (11)$$

$$C_d = \sqrt{C \times T} \quad (12)$$

式中: T 为植被与土壤的综合协调指数, 反映二者的整体协同效应及贡献; α 、 β 为待定权数, 鉴于生态恢复过程中植物群落与土壤环境的改善同等重要, 本研究中 $\alpha = \beta = 1/2^{[9]}$; C_d 为耦合协调度, 是表征植被与土壤耦合协调程度的指标, C_d 值越高, 表明植物群落与土壤环境的总体水平越高, 二者耦合关系越协调。

大熊猫国家公园废弃石材矿山的生态恢复过程, 是植被与土壤相互作用并共同驱动生态恢复的过程。因此, 在制定植被和土壤两大子系统耦合发展的评判标准时, 既要考虑植物群落结构和多样性, 也要考虑土壤环境的改善程度^[16]。目前, 耦合协调等级划分尚无统一标准, 本研究在综合前人成果的基础上, 根据耦合协调度的取值范围, 结合 $f(x)$ 与 $g(y)$ 的比值, 提出大熊猫国家公园废弃石材矿山生态恢复过程中植被—土壤耦合协调类型及划分标准^[9-11, 15-16, 18, 20-21], 详见表 2。

表 2 植被—土壤耦合协调类型及划分标准

| 耦合协调类 | 耦合协调度 | 耦合协调等级 | $f(x)/g(y)$ | 植被土壤耦合协调特征 |
|------------------------|------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------|
| 失调衰退类 | $0 < C_d \leq 0.10$ | 极度失调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤损益型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤共损益型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被损益型 |
| | $0.10 < C_d \leq 0.20$ | 严重失调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤损益型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤共损益型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被损益型 |
| | $0.20 < C_d \leq 0.30$ | 中度失调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤损益型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤共损益型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被损益型 |
| | $0.30 < C_d \leq 0.40$ | 轻度失调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤损益型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤共损益型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被损益型 |
| 过度发展类 | $0.40 < C_d \leq 0.50$ | 濒临失调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤滞后型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤同步型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被滞后型 |
| | $0.50 < C_d \leq 0.60$ | 勉强协调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤滞后型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤同步型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被滞后型 |
| 协调发展类 | $0.60 < C_d \leq 0.70$ | 初级协调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤滞后型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤同步型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被滞后型 |
| | $0.70 < C_d \leq 0.80$ | 中级协调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤滞后型 |
| | | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤同步型 |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被滞后型 |
| $0.80 < C_d \leq 0.90$ | 良好协调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤滞后型 | |
| | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤同步型 | |
| | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被滞后型 | |
| $0.90 < C_d \leq 1.00$ | 优质协调 | $f(x)/g(y) > 1.2$ | 土壤滞后型 | |
| | | $0.8 \leq f(x)/g(y) \leq 1.2$ | 植被土壤同步型 | |
| | | | $f(x)/g(y) < 0.8$ | 植被滞后型 |

1.7 数据处理与分析

植物群落多样性指数采用 R 软件计算, 耦合模型指标在 Excel 中计算。采用 SPSS 进行单因素方差分析(ANOVA)与 LSD 多重比较, 检验不同恢复措施下土壤理化性质的差异。方差分析前, 对参数的独立性、近似正态分布及方差同质性进行检验。采用 R 软件进行主成分分析, 以实现指标降维并计算指标权重。采用 Pearson 法分析植被与土壤各指标间的相关性, 并使用 R 软件可视化相关矩阵, 在 $p < 0.05$ 和 $p < 0.01$ 水平上确定显著性。所有图形均使用 R 软件(版本 4.4.1)生成。

2 结果与分析

2.1 不同恢复措施下植物群落特征

由图 1 可知, 经过 1 年的生态恢复, 4 种恢复措施下的植被盖度均有较大提升, 但物种的组成和丰富度差异显著。其中, 坡改梯草-灌-乔区(ST)、坡改梯草-灌区(SH)、台地草-乔区(TE)、斜坡草本区(SL)样地的物种数分别达到了 15、7、5 和 2 种, 但与周边自然植被区(CF)的 23 种相比, 4 种恢复措施下的物种丰富度仍存在较大差距。相较于初始种植的物种数量, ST 样地物种数增加了 7 种, 早熟禾(*P. annua*)、多花黑麦草(*L. multiflorum*)、披碱草(*E. dahuricus*) 3 个初始撒播物种从群落中消失, 艾(*Artemisia argyi* H. Lévl. & Vaniot)、莢果蕨[*Matteuccia struthiopteris* (L.) Tod.] 等 10 个先锋物种快速定植到群落中。SH 样地物种数量变化不大, 但同样呈现出新物种替代初始物种的趋势, 如红蓼[*Persicaria orientalis* (L.) Spach]、醉鱼草(*Buddleja lindleyana* Fortune) 逐步取代了初始物种。TE 样地物种数量略有减少, 群落中新增伴生植物酸模(*Rumex acetosa* L.), 同时减少了早熟禾、披碱草 2 个初始物种。SL 样地则出现物种大量减少的现象, 群落内仅存红车轴草(*Trifolium pratense* L.)、草木犀(*Melilotus suaveolens* Ledeb.) 2 个物种, 且红车轴占绝对优势。此外, 未采取任何恢复措施的矿渣区(MW)样地, 经过 1 年的自然演化, 仍未出现任何植物物种定植。

由表 3 可知, 从植物多样性特征来看, 不同恢复措施区中, ST 样地植物群落的 Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数最高; SH 样地的 Pielou 均匀度指数最高; SL 样地的 Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数、Pielou 均匀度指数均为最低。对比自然植被区(CF)样地, 不同恢复措施区生物多样性指数水平仍较低, 但均匀度指数无明显差异。

表 3 不同恢复措施植物群落物种多样性差异

| 组别 | 物种丰富度 | Shannon-Wiener 指数 | Simpson 多样性指数 | Pielou 均匀度指数 |
|---------------|-------|-------------------|---------------|--------------|
| 斜坡草本区(SL) | 2 | 0.22 | 0.38 | 0.55 |
| 台地草-乔区(TE) | 5 | 0.65 | 1.24 | 0.77 |
| 坡改梯草-灌区(SH) | 7 | 0.79 | 1.71 | 0.88 |
| 坡改梯草-灌-乔区(ST) | 15 | 0.83 | 2.12 | 0.78 |
| 自然植被区(CF) | 23 | 0.88 | 2.59 | 0.84 |

2.2 不同恢复措施下土壤理化性质特征

考虑到土壤性质对植物生长的重要影响, 本研究对不同恢复措施下不同深度土壤的理化性质进行了系统分析, 结果如表 4 所示。在 0~10 cm 土层中, 斜坡草本区(SL)样地的土壤 pH 值和容重显著高于其他样地($p < 0.05$), 但土壤含水量最低。在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层中, 坡改梯草-灌区(SH)样地的土壤含水量和速效磷含量显著高于其他样地; 台地草-乔区(TE)样地的土壤全钾和速效钾含量显著高于其他样地($p < 0.05$); 对比周边自然植被区(CF)样地, 4 种恢复措施区样地土壤有机碳、全氮含量显著

偏低。4 种恢复措施区样地的土壤含水量、速效磷和有机碳等养分含量均高于未恢复的矿渣区(MW)样地, MW 样地的土壤铵态氮含量大于 4 种恢复措施区样地。随着土层深度的增加, 各恢复措施区样地(SL 除外)土壤 pH 值呈上升趋势; 而土壤中速效钾、速效磷、有机碳、硝态氮和全氮含量呈下降趋势, 表聚现象明显。

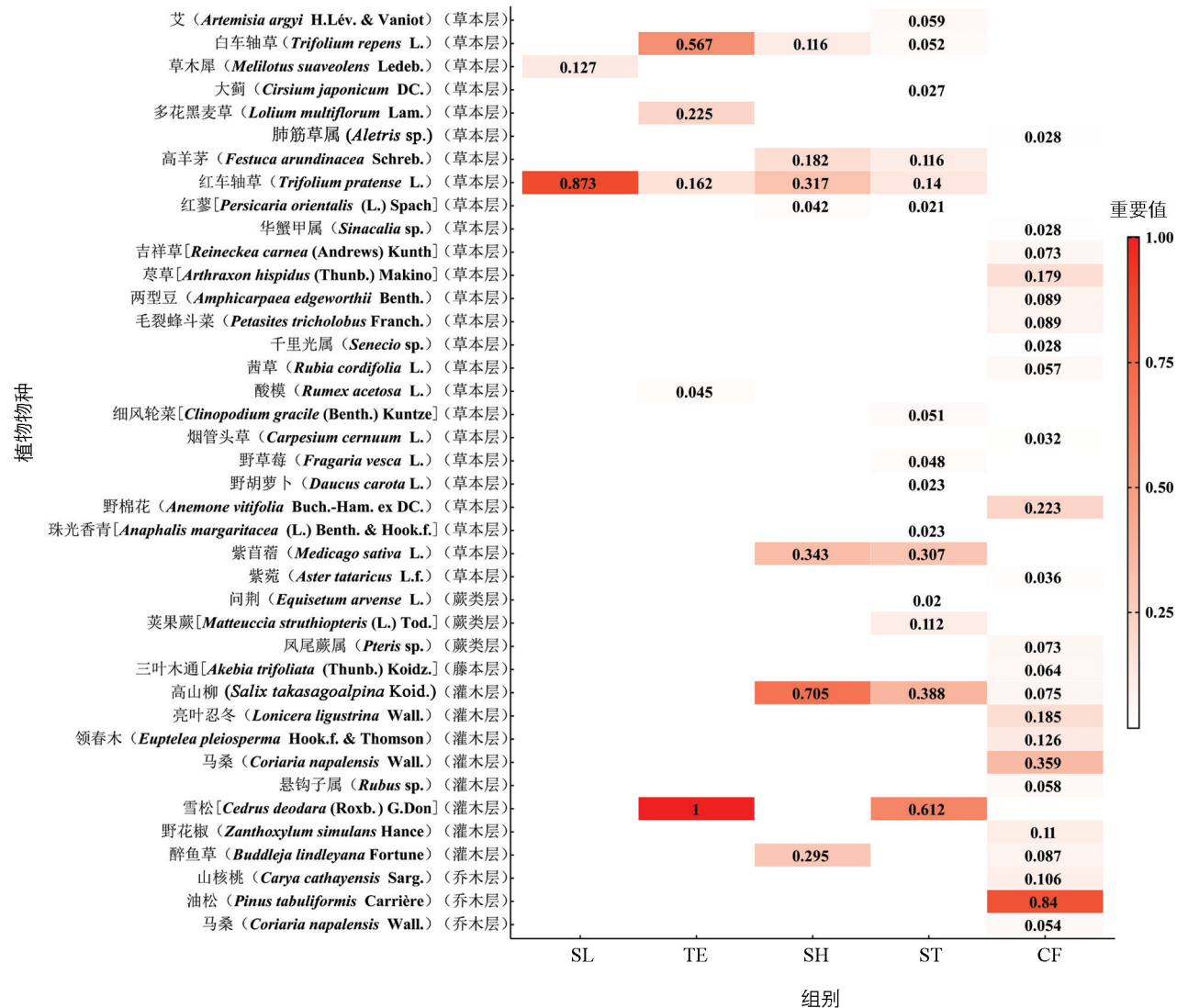


图 1 不同恢复措施下植物物种的重要值

表 4 不同恢复措施下的土壤理化性质

| 指标 | 土壤深度/cm | MW | SL | TE | ST | SH | CF |
|----------------------------|---------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| pH 值 | 0~10 | 9.07±0.03a | 8.34±0.02b | 8.08±0.01c | 8.03±0.00c | 8.08±0.05c | 7.76±0.05d |
| | 10~20 | / | / | 8.12±0.03a | 8.11±0.01a | 8.14±0.06a | 7.70±0.12b |
| 容重/(g·cm ⁻³) | 0~10 | / | 1.62±0.04a | 1.42±0.07ab | 1.41±0.03ab | 1.14±0.06bc | 0.89±0.08c |
| 含水量/% | 0~10 | 0.16±0.00c | 0.22±0.00bc | 0.28±0.02ab | 0.33±0.02a | 0.34±0.02a | 0.32±0.04ab |
| | 10~20 | / | / | 0.23±0.00b | 0.33±0.00a | 0.36±0.03a | 0.24±0.01b |
| 速效磷/(mg·kg ⁻¹) | 0~10 | 3.93±0.50c | 6.03±0.84c | 13.72±0.45b | 12.07±0.17b | 33.38±0.28a | 12.84±0.28b |
| | 10~20 | / | / | 8.10±0.22ab | 8.00±0.73ab | 9.84±0.56a | 7.13±0.45b |

续表 4

| 指标 | 土壤深度/cm | MW | SL | TE | ST | SH | CF |
|----------------------------|---------|--------------|--------------|---------------|---------------|--------------|---------------|
| 速效钾/(mg·kg ⁻¹) | 0~10 | 49.50±1.15d | 249.25±0.14b | 480.13±13.64a | 118.25±13.57c | 157.58±7.07c | 145.08±14.52c |
| | 10~20 | / | / | 263.75±4.33a | 78.75±4.04c | 96.88±0.79bc | 122.50±13.96b |
| 全磷/(g·kg ⁻¹) | 0~10 | 17.50±0.38bc | 9.82±0.35d | 6.79±0.60d | 23.59±0.69a | 20.14±1.39ab | 14.92±0.08c |
| | 10~20 | / | / | 6.25±0.77c | 22.74±0.18a | 21.61±0.33a | 13.68±0.23b |
| 全钾/(g·kg ⁻¹) | 0~10 | 5.98±0.35c | 11.08±0.07bc | 24.90±2.38a | 11.15±1.03bc | 8.61±1.20c | 15.24±1.26b |
| | 10~20 | / | / | 22.35±3.47a | 13.15±3.71a | 12.20±0.69a | 12.84±0.05a |
| 全氮/(g·kg ⁻¹) | 0~10 | 0.10±0.00c | 0.41±0.00bc | 0.88±0.09b | 0.78±0.09b | 0.56±0.03bc | 2.67±0.21a |
| | 10~20 | / | / | 0.54±0.07b | 0.68±0.03b | 0.46±0.03b | 2.50±0.14a |
| 铵态氮/(mg·kg ⁻¹) | 0~10 | 5.15±0.21b | 2.07±0.10d | 0.78±0.00e | 2.82±0.00cd | 3.55±0.08c | 8.71±0.28a |
| | 10~20 | / | / | 2.09±0.06b | 1.91±0.17b | 1.17±0.06b | 13.75±1.24a |
| 硝态氮/(mg·kg ⁻¹) | 0~10 | 0.37±0.01d | 0.77±0.20d | 6.19±0.51c | 14.10±2.09b | 21.57±1.09a | 21.94±0.20a |
| | 10~20 | / | / | 1.64±0.10c | 6.83±1.10b | 5.72±0.84bc | 12.28±1.16a |
| 有机碳/(g·kg ⁻¹) | 0~10 | 1.20±0.14d | 4.15±0.25cd | 9.48±0.91b | 6.65±0.27bc | 5.66±0.01c | 26.96±1.22a |
| | 10~20 | / | / | 5.32±0.01b | 6.49±0.21b | 4.96±0.09b | 22.11±1.46a |

注: 表中数值为“平均值±标准差”, $n=3$ 。不同小写字母表示差异有统计学意义。MW、SL 不满足分层取样的条件。

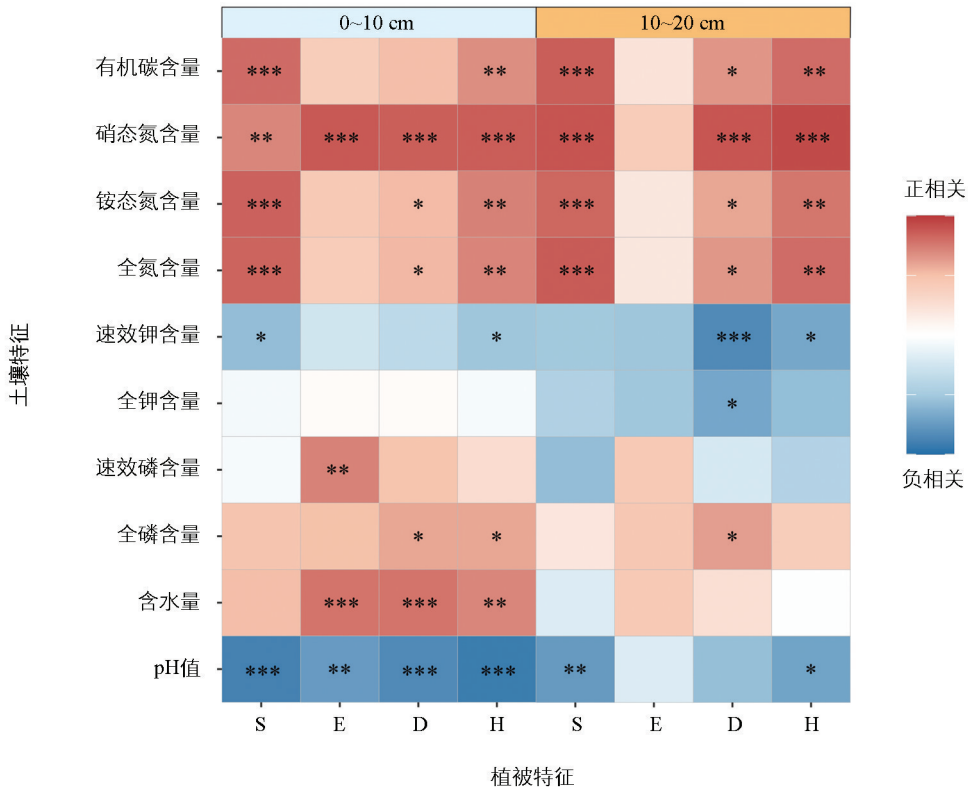
2.3 植被与土壤特征指标相关性分析

由图 2 可知, 土壤与植被特征指标之间存在显著相关性。在 0~10 cm 土层中, Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数及物种丰富度与土壤 pH 值均呈极显著负相关($p<0.001$); Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数与土壤含水量呈极显著正相关, 与土壤硝态氮含量亦呈极显著正相关($p<0.001$)。在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层中, 物种丰富度与土壤全氮、铵态氮及有机碳含量均呈极显著正相关($p<0.001$)。在 10~20 cm 土层中, Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数及物种丰富度与土壤硝态氮含量呈极显著正相关($p<0.001$)。Simpson 多样性指数与土壤速效钾含量呈极显著负相关($p<0.001$)。物种丰富度与土壤 pH 值呈极显著负相关($p<0.01$)。

2.4 植被—土壤耦合协调关系

由图 3 可知, 通过主成分分析获得了土壤与植被特征指标的权重指数。依据特征值 ≥ 1 的原则, 植被特征指标提取 1 个主成分, 其累计方差贡献率为 92.56%; 土壤特征指标共提取 2 个主成分, 其累计方差贡献率为 83.26%。在植被特征指标中, 载荷值最大的指标为 Shannon-Wiener 指数(0.259); 在土壤特征指标中, 载荷值最大的指标为土壤有机碳含量(0.104)。采用非线性评分方法对植被与土壤特征指标进行标准化, 将标准化后的指标数值与其对应权重指数相乘后求和, 分别计算植被和土壤的综合评价指数。

由表 5 可知, 经过 1 年的恢复, 不同恢复措施区及对照组植被与土壤的综合评价指数及耦合协调特征存在明显差异。植被综合评价指数由高到低依次为: 自然植被区(CF)>坡改梯草-灌-乔区(ST)>坡改梯草-灌区(SH)>台地草-乔区(TE)>斜坡草本区(SL); 土壤综合评价指数排序为: CF>TE>ST>SH>SL。不同恢复措施区及对照组植被—土壤系统的耦合度为 0.36~0.99, 大小顺序为: CF>SH>TE>ST>SL; 耦合协调度为 0.25~0.82, 大小顺序为: CF>SH>ST>TE>SL。其中, SL 样地为中度失调植被损益型, TE、ST 和 SH 样地均属于初级协调类(TE 为植被滞后型, SH 和 ST 为土壤滞后型), CF 为良好协调植被土壤同步型。



S、E、D、H 分别指物种丰富度、Pielou 均匀度指数、Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 指数，下同。*、**、*** 分别表示在 $p < 0.05$ 、 $p < 0.01$ 、 $p < 0.001$ 水平上显著。MW、SL 不满足分层取样的条件。

图 2 不同恢复措施下植被与土壤特征的相关性

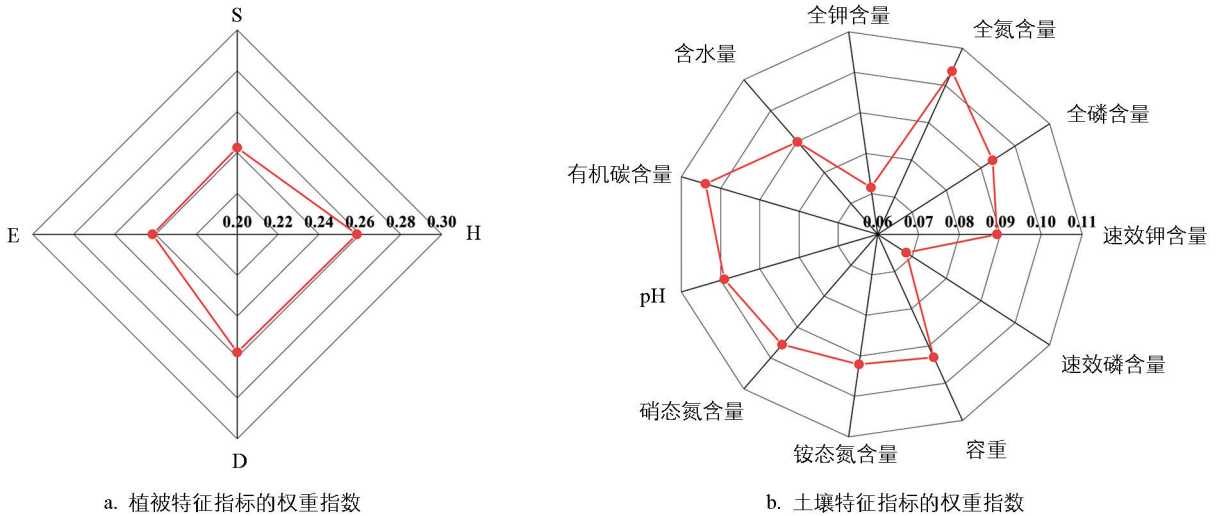


图 3 不同恢复措施下植被与土壤特征指标的权重指数

表 5 不同恢复措施下植被—土壤耦合关系

| 组别 | $f(x)$ | $g(y)$ | C | C_d | $f(x)/g(y)$ | 耦合协调类型 |
|---------------|--------|--------|------|-------|-------------|-------------|
| 斜坡草本区(SL) | 0.10 | 0.25 | 0.36 | 0.25 | 0.40 | 中度失调植被损益型 |
| 台地草-乔区(TE) | 0.37 | 0.47 | 0.93 | 0.62 | 0.78 | 初级协调植被滞后型 |
| 坡改梯草-灌区(SH) | 0.50 | 0.41 | 0.95 | 0.66 | 1.24 | 初级协调土壤滞后型 |
| 坡改梯草-灌-乔区(ST) | 0.63 | 0.42 | 0.81 | 0.65 | 1.51 | 初级协调土壤滞后型 |
| 自然植被区(CF) | 0.71 | 0.65 | 0.99 | 0.82 | 1.10 | 良好协调植被土壤同步型 |

注： $f(x)$ 为植被综合评价函数， $g(y)$ 为土壤综合评价函数； C 为植被土壤系统耦合度， C_d 为植被土壤系统耦合协调度。

3 讨论

3.1 不同恢复措施对植物群落多样性的影响

植被恢复促进了地上植物群落多样性的提升,除空白对照矿渣区(MW)外,研究区不同恢复措施均有效增加了植被多样性,尤其是近地表草灌植被,充分说明了人工干预措施在矿山迹地恢复过程中的必要性。不同恢复措施下,物种丰富度和群落多样性变化差异显著,初始种植的先鋒种大多已被矿区适应性更强的物种淘汰。坡改梯草-灌-乔区(ST)样地的物种丰富度和群落多样性水平都较高,这可能得益于基岩整理和土壤重构为植物营造了稳定的生长生境,有利于新物种定植;同时,多层次的物种组合为种子通过风、水、动物等多种媒介传播提供了便利,进一步提升了物种丰富度^[22]。ST样地新增的大量物种(大蓟、艾、荚果蕨、红蓼、细风轮菜、野草莓、野胡萝卜、珠光香青和问荆)多属于先鋒或早期演替物种,这些物种环境适应性强、繁殖速度快,有效优化了植被群落结构。坡改梯草-灌区(SH)样地的物种组成中新增了高羊茅、红蓼和醉鱼草。其中,红蓼为一年生草本物,喜温喜湿,其定植表明SH样地土壤有一定的水土保持能力,能够为喜湿物种提供适宜的生长条件;醉鱼草作为灌木层物种,有效丰富了群落垂直结构的物种组成,预示着该区域植被群落演替正向进行。台地草-乔区(TE)样地仍存在初始种植的一年生草本植物多花黑麦草,这与耿冰瑾等^[23]对露天矿区复垦地植被恢复的研究结果一致,说明植被恢复具有一定的延续性,此措施下恢复过程相对缓慢。斜坡草本区(SL)样地物种丰富度不增反降,可能是因为喷播时为追求快速复绿效果,高营养基质促使草籽快速萌发,初始物种迅速占据所有生态位,阻碍了其他先鋒物种的着陆和发芽。随着恢复进程的推进,红车轴草由于能与根瘤菌共生、固氮能力强大且能高效利用有限资源,逐渐替代早熟禾、多花黑麦草等成为单优物种,其发达的根系形成致密纤维层,进一步阻碍了其他物种定植。同时,SL样地有一定坡度,相较于台地区,更易受降雨和地表径流的影响,进而影响土壤养分和水分特征^[24]。植被恢复过程中,种内和种间竞争作用可导致植物群落结构和组成发生适应性的动态更替^[25],这一现象与本研究所有恢复措施区的观察结果一致,表明合理的物种配置是保障生态恢复成效的关键。需要指出的是,本研究中不同恢复措施下的植被结构差异显著,因此采用了不同面积的样方,这虽符合野外调查中根据植被类型调整样方面积的常规做法,但可能对物种丰富度、物种多样性指数等指标的计算造成一定偏差。为尽量降低样方面积差异带来的影响,本研究主要采用相对指标进行对比分析,建议在后续研究中统一样方面积或通过稀释曲线等方法进行修正。

3.2 不同恢复措施下土壤理化性质的差异

不同恢复措施对土壤养分积累与分层效应的影响存在差异,土壤理化性质随恢复措施和土层深度的不同而呈现明显变化^[26]。在0~10 cm土层中,相较于未实施恢复措施的矿渣区(MW),各恢复措施区样地土壤pH值显著降低,土壤含水量有所提高,这主要是因为矿渣区无植被覆盖,土壤分解作用减弱,呈弱碱性^[27]。恢复区植被和凋落物的遮蔽作用使得土壤蒸发量相对较小,且覆土结构具有一定的保水性能,保留了更多水分^[18]。斜坡草本区(SL)样地的土壤容重显著高于其他样地,表明该恢复措施加强了土壤的压实效应,进而影响了土壤的通气性和水分渗透性,最终导致含水量较低^[28]。周边自然植被区(CF)样地物种多样性丰富,无人干扰,植物根系发达,土壤全氮含量最高。除铵态氮和全磷外,所有恢复措施区土壤养分含量均高于未恢复的矿渣区(MW)样地;矿渣区土壤铵态氮含量高于恢复措施区,可能是水流冲刷导致土壤矿物质氮累积,但由于缺乏植被覆盖,植被对铵态氮的吸收消耗较少,从而使其在土壤中大量滞留。

在不同深度土层间,土壤pH值随土层深度的增加而升高,这一变化趋势与李浩等^[28]对于祁连山东段高寒草地土壤理化性质的研究结果一致,可能是由于表层碱性物质经过雨水淋洗向土壤深层渗漏,导致深层土壤pH值升高,同时植被根系呼吸和微生物活动的渗出物质也会对土壤pH值产生影响^[27]。受凋落物分解及根系穿插、缠绕、固结和分泌等作用影响,植被恢复对土壤化学性质的改善主

要集中在表层(0~10 cm)^[29-33], 本研究结果与此一致。由于初始植被种植后不再施肥, 肥料短期效应消失后, 土壤有机质、氮素主要来源于凋落物及细根转化, 而凋落物分解产生的有机物主要累积于土壤表层^[15, 18, 28]。因此, 土壤全氮、硝态氮和有机碳含量均表现为随土层深度增加而降低。此外, 本研究中部分样地缺乏深层数据, 导致对比样本不均衡, 为此主要采用分层内对比方式避免不同深度间的混合分析, 未将无法获取数据的样地纳入深层分析, 以确保深层数据样本的一致性; 后续研究应优化采样设计以提升数据一致性。

3.3 植被与土壤特征的相关性

受植被和土壤相互作用的影响, 植被与土壤特征指标之间存在不同程度的相关性。表层(0~10 cm)土壤 pH 值与植物群落多样性指数均呈极显著负相关, 表明土壤酸碱度升高会限制植被多样性与物种数量, 原因可能在于过高的 pH 值会抑制植物养分有效性、土壤微生物活性及根系生长, 进而影响种群的建立与维持。研究表明, 土壤含水量与植被生长速率呈正相关, 且在含水量较低的区域, 植物根系对土壤含水量的影响更为显著^[6]。Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数和 Pielou 均匀度指数与表层土壤含水量呈极显著正相关, 尽管研究区年均降水量为 700~1 300 mm, 理论上可满足植被生长需求, 但该区域地处风谷, 风力大、海拔高、阳光直射时间长, 仅有少量降水有效入渗, 因此土壤含水量仍是限制植被生长的重要因素。Pielou 均匀度指数与土壤含水量呈极显著正相关, 这与胡亚伟等^[34]的研究结果相反, 可能是因为充足的水分有利于植被生长发育, 减少物种间竞争压力, 使更多物种得以生存, 从而提高了分布均匀度。研究表明, 土壤有机碳与氮素与植被特征关系密切。氮素是植物必需的大量元素, 参与蛋白质合成与光合作用; 土壤有机碳通过组分转化促进植物生长, 并可改善土壤结构与微生物活性^[27]。在不同土层深度中, 土壤全氮(TN)、铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)及有机碳(SOC)含量与 Shannon-Wiener 指数和物种丰富度均呈极显著正相关。这主要是因为多样性高的植被群落提高了植物生产力, 增加了地上与地下凋落物积累, 进而促进了土壤有机质与氮素的累积; 同时, 植物群落不同生长时期对不同形态氮素的吸收偏好存在差异, 这种差异扩大了养分资源利用范围, 减少了种间竞争, 进一步提升了 Shannon-Wiener 指数与物种丰富度。

3.4 植被—土壤耦合关系对恢复措施的响应

主成分分析(PCA)与相关性分析结果表明, 土壤有机碳、全氮、pH 值和硝态氮是影响植被恢复的关键土壤因子, 这些指标不仅在 PCA 中具有较高权重, 且与植物多样性指数(如 Shannon-Wiener 指数、物种丰富度)呈极显著相关。已有研究表明, 土壤有机质和全氮作为评价土壤质量的核心指标, 与土壤物理和生物特性密切相关^[35-36]。本研究中, 土壤有机碳的载荷值略高于全氮, 这与李鹏等^[15]对北京山区土壤各指标贡献值的计算结果相反, 这种差异主要源于研究地区、土壤基质组成以及种植植物类型的不同。土壤 pH 值会影响土壤养分的积累和微生物活性; 硝态氮作为植物可利用的主要氮形态, 其积累可缓解植被恢复过程中的氮限制问题。

大熊猫国家公园废弃石材矿山恢复区的植被与土壤大部分处于初级协调水平, 不同恢复措施下二者的耦合协调关系存在较大差异。自然植被区(CF)的耦合协调度最高, 属良好协调水平。斜坡草本区(SL)的植被综合评价指数低于其他样地, 原因可能是该措施区植被类型单一、物种丰富度低(仅有红车轴和草木犀), 植被对生境养分的利用率低, 群落整体不稳定, 导致植被—土壤协同恢复系统失调, 属植被损益型, 这与简春霞等^[37]对黄土丘陵区小流域草地群落定量分类和结构的研究结果一致。台地草-乔区(TE)完成初始种植后, 植被快速生长, 大量消耗土壤肥力, 但由于层次结构简单且表层土壤受施工影响, 在稳定植物群落结构建立后总体肥力仍有盈余, 属植被滞后型。坡改梯草-灌区(SH)、坡改梯草-灌-乔区(ST)在植被发育初期物种间竞争激烈, 消耗大量土壤养分, 随着初次施肥的短期效应消失, 群落演替趋势放缓, 物种间的相互作用趋于稳定, 但生态位分化加剧, 加之土壤养分补充不足, 导致出现土壤滞后现象^[10]。因此, 在选择生态恢复措施时, 应注重适宜的物种选择、合理的植被类型组合与土壤肥力调节, 通过科学调控管

理,促进植被与土壤的协调发展。

4 结论

大熊猫国家公园废弃石材矿山各恢复措施区的植被特征差异明显,坡改梯草-灌-乔区植被综合评价指数最高,物种丰富度、Shannon-Wiener 指数、Simpson 多样性指数最高;台地草-乔区的土壤综合评价指数最高,土壤全钾、速效钾的含量显著高于其他样地($p < 0.05$)。4种措施均促进了生态恢复,坡改梯和台地区处于初级协调状态;斜坡草本区(SL)属于中度失调植被损益型。未来在大熊猫国家公园废弃矿山恢复过程中,建议遵循生态学原理,科学选择与搭配植被物种,增强植物间的互补性。同时,持续开展恢复成效的监测与评估,必要时及时采取人工干预措施,优化恢复方案。

参考文献:

- [1] 李导玉,王娥,李淑萍,等. 某矿周边典型重金属污染特征及管控对策研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2024, 46(12): 180-188.
- [2] 张小琼. 大熊猫国家公园(四川雅安片区)矿山生态修复机制研究 [J]. 黑龙江环境通报, 2023, 36(8): 126-128.
- [3] 梁世伟,许领,胡而已. 露天矿山生态修复中的土壤重构试验 [J]. 地质科技通报, 2023, 42(6): 242-248, 256.
- [4] ROTHMAN S E, COLE C A, BRUNS M A, et al. The Influence of Soil Amendments on a Native Wildflower Seed Mix in Surface Mine Restoration [J]. Restoration Ecology, 2021, 29(7): e13440.
- [5] 张金池,李翀,贾赵辉,等. 功能性微生物在废弃矿山生态修复中的应用 [J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2022, 46(6): 146-156.
- [6] 郭源上,何明珠,刘建兵,等. 干旱区石灰岩矿山遗迹地生态修复模式对比研究 [J]. 中国沙漠, 2024, 44(2): 35-47.
- [7] LIU J R, ZHAO C X, LI C N, et al. Mixed Planting Mode Is the Best Measure to Restore Soil Quality in Alpine Mines [J]. Soil and Tillage Research, 2024, 244: 106209.
- [8] LI Z K, LI X Y, ZHOU S, et al. A Comprehensive Review on Coupled Processes and Mechanisms of Soil-Vegetation-Hydrology, and Recent Research Advances [J]. Science China Earth Sciences, 2022, 65(11): 2083-2114.
- [9] 彭晚霞,宋同清,曾馥平,等. 喀斯特峰丛洼地退耕还林还草工程的植被土壤耦合协调度模型 [J]. 农业工程学报, 2011, 27(9): 305-310.
- [10] ZHAO B Q, SHEN Y Y, HU X K, et al. Evaluation of Coupling Coordination Relationship between Different Habitat Materials and Vegetation System in the Engineering Disturbed Area [J]. Frontiers in Materials, 2022, 9: 976489.
- [11] FENG L Q, GUO M M, WANG W L, et al. Evaluation of the Effects of Long-Term Natural and Artificial Restoration on Vegetation Characteristics, Soil Properties and Their Coupling Coordinations [J]. Science of the Total Environment, 2023, 884: 163828.
- [12] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志-第四十二卷, 第一分册 [M]. 北京: 科学出版社, 1993.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [14] 袁王俊,卢训令,张维瑞,等. 不同植被类型植物物种多样性 [J]. 生态学报, 2015, 35(14): 4651-4657.
- [15] 李鹏,齐实,张林,等. 北京山区不同植被恢复类型土壤质量综合评价 [J]. 水土保持学报, 2024, 38(1): 337-346, 356.
- [16] 徐明,张健,刘国彬,等. 不同植被恢复模式沟谷地植被-土壤系统耦合关系评价 [J]. 自然资源学报, 2016, 31(12): 2137-2146.
- [17] 刘耀彬,宋学锋. 城市化与生态环境的耦合度及其预测模型研究 [J]. 中国矿业大学学报, 2005, 34(1): 91-96.
- [18] 王静. 基于灰色关联度农村旅游经济与生态环境的耦合协调关系研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2024, 46(10): 146-154.
- [19] 濮阳雪华,王月玲,赵志杰,等. 陕北黄土区不同植被恢复模式植被与土壤耦合关系研究 [J]. 草业学报, 2021, 30(5): 13-24.
- [20] GAO R, AI N, LIU G Q, et al. The Coupling Relationship between Herb Communities and Soil in a Coal Mine Recla-

mation Area after Different Years of Restoration [J]. *Forests*, 2022, 13(9): 1481.

- [21] CAO W, ZHU N N, MENG Z Y, et al. Linking Vegetation Diversity and Soils on Highway Slopes: A Case Study of the Zhengzhou-Xinxiang Section of the Beijing-Hong Kong-Macau Highway [J]. *Forests*, 2023, 14(9): 1863.
- [22] 杨芬露, 唐璐泓, 熊梓睿, 等. 生态治理模式对公路边坡植物多样性与土壤特性的影响 [J]. *森林与环境学报*, 2025, 45(1): 31-42.
- [23] 耿冰瑾, 王舒菲, 曹银贵, 等. 山西平朔露天矿区不同年限复垦地植被重建特征对比分析 [J]. *生态学报*, 2022, 42(8): 3400-3419.
- [24] 乔欧盟, 陈璋. 矿区不同类型生态护坡工程植物多样性对环境因子的响应 [J]. *应用生态学报*, 2022, 33(3): 742-748.
- [25] 胡晓晴, 王晓丽, 刘和, 等. 不同恢复措施对高寒矿区植物群落与土壤养分的影响 [J]. *草地学报*, 2025, 33(4): 1218-1227.
- [26] JIANG X J, CHEN C F, ZHU X A, et al. Use of Dye Infiltration Experiments and HYDRUS-3D to Interpret Preferential Flow in Soil in a Rubber-Based Agroforestry Systems in Xishuangbanna, China [J]. *Catena*, 2019, 178: 120-131.
- [27] 道日娜, 张英, 李强, 等. 高寒煤矿渣山植被恢复过程中土壤生物化学性质与真菌多样性变异特征研究 [J]. *微生物学报*, 2024, 64(6): 2025-2041.
- [28] 李浩, 何静, 王理德, 等. 祁连山东段高寒草地修复过程中植物物种多样性及土壤理化性质 [J]. *水土保持研究*, 2025, 32(1): 110-120.
- [29] BAI P, LIU X M, YANG T T, et al. Assessment of the Influences of Different Potential Evapotranspiration Inputs on the Performance of Monthly Hydrological Models under Different Climatic Conditions [J]. *Journal of Hydrometeorology*, 2016, 17(8): 2259-2274.
- [30] ZHANG Y H, XU X L, LI Z W, et al. Effects of Vegetation Restoration on Soil Quality in Degraded Karst Landscapes of Southwest China [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 2657-2665.
- [31] LI J, LI Z B, GUO M J, et al. Effects of Vegetation Restoration on Soil Physical Properties of Abandoned Farmland on the Loess Plateau, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(5): 205.
- [32] WU G L, LIU Y, FANG N F, et al. Soil Physical Properties Response to Grassland Conversion from Cropland on the Semi-Arid Area [J]. *Ecohydrology*, 2016, 9(8): 1471-1479.
- [33] QIU D X, XU R R, WU C X, et al. Vegetation Restoration Improves Soil Hydrological Properties by Regulating Soil Physicochemical Properties in the Loess Plateau, China [J]. *Journal of Hydrology*, 2022, 609: 127730.
- [34] 胡亚伟, 施政乐, 刘畅, 等. 晋西黄土区刺槐林密度对林下植物多样性及土壤理化性质的影响 [J]. *生态学杂志*, 2023, 42(9): 2072-2080.
- [35] TANG Z Y, ZHANG W Q, CHEN J H, et al. Soil Quality Assessment and Its Response to Water Flow Connectivity in Different Vegetation Restoration Types, Eastern China [J]. *Catena*, 2024, 247: 108477.
- [36] WEN D N, HUANG Y Y, HUANG Y F, et al. Karst Rocky Desertification Restoration Increases Soil Inorganic N Supply to Reduce Plant N Limitation [J]. *Catena*, 2024, 241: 108012.
- [37] 简春霞, 赖帅彬, 周俊杰, 等. 黄土丘陵区典型小流域草地群落数量分类与结构特征及其影响因素 [J]. *生态学报*, 2022, 42(4): 1381-1392.

责任编辑 孙文静

崔玉洁