微地形重构驱动干旱废弃矿区土壤结构与水分运移及其植被响应机制

梁 畅[1], 王海培[2], 徐 俏[4], 刘振荣[2], 吴明强[5], 徐海量[3]

(1.石河子大学 生命科学学院, 新疆 石河子 832003; 2.中国地质工程集团有限公司, 北京 100093; 3.中国科学院 新疆生态与地理研究所 绿洲生态与荒漠环境重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830011; 4.新疆农业大学, 新疆 乌鲁木齐 830052; 5.乌鲁木齐市自然资源局, 新疆 乌鲁木齐 830000)

摘 要: [目的]探讨微地形修复对干旱废弃矿区土壤结构、水分运移及植被恢复的影响,为干旱区矿山及类似脆弱生态系统的近自然生态修复提供科学依据。[方法]以新疆卡拉麦里有蹄类自然保护区欧骆废弃石材矿区为研究对象,采用修复区-未修复区空间配对对比方法,结合土壤团聚体分析、亮蓝示踪试验和植被调查开展研究。[结果]微地形重构显著改善了土壤物理结构,其中总孔隙度提升最为明显,修复效应随生长季推进持续增强,土壤总孔隙度由6月的10.3%扩大至9月的23.8%;修复区土壤团聚体结构发生重组,大团聚体比例增加,孔隙结构异质性增强,水分入渗由均质基质流向优先流转变,促进水分向30—50 cm深层土壤迁移与储存;修复区植被生物量在整个生长季均显著高于对照区,9月达到对照区的2.88倍,并表现出生长平台期延长和根冠比降低等适应性特征;路径分析结果表明,微地形重构主要通过改善土壤物理结构,调控优先流过程,提高土壤水分有效性,进而促进植被恢复。[结论]微地形重构能够通过地表调控—土壤结构优化—水分过程重塑—植被响应增强的级联路径促进干旱废弃矿区生态恢复。

关键词: 干旱区; 微地形; 土壤; 优先流; 植被恢复; 交互作用

文献标识码: A **文章编号:** 1000-288X(2026)05-0066-14 **中图分类号:** S152.7, S714

文献参数: 梁畅, 王海培, 徐俏, 等.微地形重构驱动干旱废弃矿区土壤结构与水分运移及其植被响应机制[J].水土保持通报,2026,46(5):66-79. Liang Chang, Wang Haipei, Xu Qiao, et al. Microtopographic reconstruction driving changes in soil structure and water transport and associated vegetation response mechanisms in an arid abandoned mining area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation,2026,46(5):66-79.

DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2026.05.038 **CSTR:32312.14.stbctb.2026.05.038**

Microtopographic reconstruction driving changes in soil structure and water transport and associated vegetation response mechanisms in an arid abandoned mining area

Liang Chang[1], Wang Haipei[2], Xu Qiao[4], Liu Zhenrong[2], Wu Mingqiang[55], Xu Hailiang[3]

(1.*College of Life Sciences, Shihezi University, Shihezi, Xinjiang* 832003, *China*; 2.*China Geo-Engineering Corporation, Beijing* 100093, *China*; 3.*Key Laboratory of Oasis Ecology and Desert Environment, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi, Xinjiang* 830011, *China*; 4.*Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang* 830052, *China*; 5.*Urumqi Natural Resources Bureau, Urumqi, Xinjiang* 830000, *China*)

Abstract: [Objective] The effects of microtopographic restoration on soil structure, water transport processes, and vegetation recovery in arid abandoned mining areas were investigated in order to provide a scientific basis for near-natural ecological restoration of mines and other fragile ecosystems in arid regions. [Methods] The Ouluo abandoned stone quarry in the Kalamaili Ungulate Nature Reserve, Xinjiang Wei Autonomous Region, was selected as the study area. A spatial paired comparison between restored and unrestored sites was conducted,

收稿日期: 2026-02-21 **修回日期:** 2026-03-23 **采用日期:** 2026-03-30

资助项目: 自然资源部部省合作项目"兵团2024山水林田湖草沙一体化保护和修复工程项目前期工作"2024ZRBSHZ098; 自然资源部国土整治中心项目"矿区生态修复关键技术(高咸水利用)推广应用"E341010601

第一作者: 梁畅(2001—),女(汉族),河北省石家庄市人,硕士研究生,研究方向为生态修复。Email:liangchang157@gmail.com。

通信作者: 徐海量(1971—),男(汉族),新疆维吾尔自治区乌鲁木齐市人,博士,研究员,主要从事生态恢复研究。Email:xuhl@ms.xjb.ac.cn。

integrating soil aggregate analysis, brilliant blue dye tracing experiments and vegetation surveys. [Results] ① Microtopographic reconstruction significantly improved soil physical structure, with total porosity showing the most pronounced increase. The restoration effect intensified throughout the growing season, with the improvement in total porosity increasing from 10.3% in June to 23.8% in September. ② Soil aggregate structure was reorganized in restored areas, with increased macroaggregate proportions and enhanced pore structure heterogeneity. These changes facilitated a transition in water infiltration from predominantly homogeneous matrix flow to preferential flow, thereby promoting soil water transport and retention at depths of 30—50 cm. ③ Vegetation biomass in restored areas remained significantly higher than that in unrestored areas throughout the growing season and reached 2.88 times that of unrestored areas in September. Restored vegetation exhibited adaptive responses, including an extended growth plateau and a reduced root-to-shoot ratio. ④ Path analysis revealed that microtopographic reconstruction facilitated vegetation recovery mainly by improving soil physical structure, regulating preferential flow processes, and enhancing soil water availability. [Conclusion] Microtopographic reconstruction facilitates ecological restoration in arid abandoned mining areas through a cascading pathway involving surface regulation, soil structural optimization, reshaping of soil water processes, and enhanced vegetation responses.

Keywords: arid region; microtopography; soil; preferential flow; vegetation restoration; interactions

干旱区矿产资源开发在保障区域经济发展的同时,也造成了严重的生态破坏。废弃矿山地表结构破碎、表土缺失、基质裸露,导致土壤结构劣化,水文调蓄功能丧失,植被自然恢复极为缓慢[1]。在降水稀少、蒸发强烈的环境下,水分是限制植被恢复的关键因子[2-3]。因此,在不依赖长期人工灌溉的前提下,如何提高降水的入渗效率与土壤储水能力,是干旱区矿山生态修复面临的核心问题。

传统工程化修复措施[4-6]能在短期改善地表环境,但成本高、维护压力大,且与区域水文过程耦合不足。相较之下,近自然修复理念因强调生态系统自我恢复能力,在长期成本与可持续性方面具有显著优势[7-8]。近自然修复的核心优势在于其以生态过程而非单一结构目标为导向,尤其注重水分、养分和生物相互作用的重建[9-10]。在降水稀少且蒸发强烈的干旱区,生态系统恢复的关键限制因素并非水量本身,而是水分在土壤剖面中的入渗、分配与可利用性。因此,能够有效调控水分运移路径、减少无效蒸发损失、提升深层土壤水分储存能力的修复措施,更符合近自然修复对过程恢复的基本要求。大量研究[11-14]证实,微地形修复技术[15]通过重塑地表,改变地表径流路径与物质分配,直接影响小尺度水热条件、土壤形成过程及养分空间分布。例如,在坡地系统中,地形位置常导致土壤质地、有机质及养分含量的显著分异[16],有机碳含量、黏土含量和表层厚度从背坡向坡脚增加[17-18]。修复区内的小型洼地、沟槽等微地貌能够有效捕获水分、沉积物和凋落物,形成资源岛,从而显著改善局部土壤的物理化学性质[19],并为植物定殖与生长创造有利环境[20]。现有研究多集中于微地形对表层含水量或养分变化的影响,对其是否通过改善土壤物理结构,进而改变水分入渗模式与运移路径的认识仍较为有限。土壤团聚体稳定性与孔隙结构是影响水分入渗深度和优先流形成的重要因素。如果微地形修复能够改善土壤物理结构,则可能促进水分由相对均质流向优先流转变,提高水分向深层土壤的入渗深度与储存能力,从而增强干旱条件下土壤水分的稳定性,并对植被生长产生持续影响。

新疆卡拉麦里山有蹄类野生动物自然保护区是典型的荒漠生态系统[21]。区域内长期采矿活动破坏地表结构,削弱土壤理化性质,影响生态系统稳定性[22]。自 2016 年以来,区域内逐步开展生态修复工程。然而,目前对于微地形修复如何通过改变土壤结构进而影响水分运移过程,并进一步驱动植被恢复的生态水文机制仍缺乏系统认识。基于此,本研究以保护区内欧骆石材矿修复区为研究对象,围绕土壤结构—水分运移—植被响应这一作用链条,重点探讨以下问题:①微地形修复是否改变矿区土壤团聚体结构及其垂向分布特征;②土壤结构变化是否会影响水分入渗深度及优先流过程;③水分运移路径的改变是否进一步影响深层土壤水分储存及植被恢复。据此,本文提出如下假设:微地形修复通过改善土壤团聚体结构和孔隙条件,增强降水向深层土壤的运移及优先流发育,进而提升植被生长条件。研究结果可为干旱区矿山及类似脆弱生态系统的近自然生态修复提供生态水文过程依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于新疆阿勒泰地区富蕴县卡拉麦里山有蹄类自然保护区内的欧骆废弃石材矿区，海拔约1 100 m，受石材开采扰动需治理面积约10.78 hm^2。根据富蕴县恰库尔图气象站2020—2025年气象资料[23]，该区属典型干旱寒冷气候，年平均气温2.4 ℃，极端最高气温50 ℃，极端最低气温－38 ℃，年均降水量159 mm，年潜在蒸发量2 090 mm，降水年际波动明显且总体远低于蒸发量。区域原生土壤以棕钙土和灰漠土为主，矿区受开采扰动后表土流失严重、砂砾裸露、土层浅薄。植被以荒漠灌丛和旱生草本为主，代表物种包括梭梭（*Haloxylon ammodendron*）、白梭梭（*Haloxylon persicum*）、针茅（*Stipa capillata*）和冷蒿（*Artemisia frigida*）等。修复区自2016年起实施平行条带状开沟（沟宽30 cm，沟间距80 cm）的微地形集水措施，并结合原生表土撒覆开展近自然修复。

1.2 试验设计与样品采集

研究区范围较小，修复区与未修复对照区空间邻近，间距小于1 000 m，二者在母质类型、坡位、坡向、气候背景及前期扰动历史等方面基本一致，除地表微地形营造外，其余条件无明显差异，因此可用于比较微地形修复对土壤结构、水分运移及植被恢复的影响。

1.2.1 土壤剖面采样与物理性质分析

于生长季初期（6月初）和末期（9月末），分别在微地形修复区与未修复对照区随机布设6个土壤剖面，按0—10 cm，10—20 cm，20—30 cm，30—40 cm，40—50 cm分层采集原状环刀土样与扰动土样，以表征土壤结构的垂向分异特征。所有野外采样、示踪试验与植被调查工作均于2025年5—9月完成，涵盖生长季初期（6月）与末期（9月）两个关键时期。

团聚体稳定性采用干筛-湿筛结合法测定。干筛部分，称取100 g风干土样，置于一套孔径分别为2，0.25和0.106 mm的叠放式土壤筛最上层，经定时振荡筛分后，逐级称量并计算大团聚体（＞2 mm）、小团聚体（0.25～2 mm）、微团聚体（0.106～0.25 mm）和粉黏粒（＜0.106 mm）的质量百分比[24]。湿筛部分，为评估团聚体水稳性，从干筛后的大团聚体（＞2 mm）中称取定量子样品，采用慢速浸润法预处理后，在相同孔径套筛中进行湿筛振荡，测定＞0.25 mm水稳性团聚体（$WR_{0.25}$）的含量。采用平均重量直径（MWD）和几何平均直径（GMD）等指标综合评价团聚体结构稳定性及粒径分布特征。

1.2.2 优先流路径示踪与观测

为表征不同处理条件下土壤水分运移路径的特征[25]，在修复区与对照区分别布设1 m×1 m试验小区。根据本区多年降雨强度统计资料，在两类样地内分别设置小雨（5 L/m^2）、中雨（10 L/m^2）和大雨（20 L/m^2）3个模拟降水水平，每个降水处理设置2个独立重复小区，共计12个试验小区。各小区采用随机布设，并保持一定间距，以降低相邻小区之间的相互干扰。

采用亮蓝FCF溶液作为示踪剂，通过手持式喷雾装置均匀喷洒于土壤表面，溶液入渗24 h后，垂直开挖剖面，拍摄高清染色图像。

1.2.3 植被群落结构与生物量分配特征

于生长季初期（6月）和末期（9月），在微地形修复区与对照区内随机设置1 m×1 m的样方，其中，修复区和对照区各设置6个样方。两次调查均采用独立随机布设方式，以表征不同时期研究区植被群落与生物量的总体特征。各样方在研究区内分散设置，并保持一定间距，以尽可能反映样地空间异质性并降低相邻样方之间的相互干扰。

调查记录样方内所有维管植物的种类、株数、平均高度与投影盖度。齐地面收割地上部分，采用土钻在统一深度范围内采集地下根系样品，经流水冲洗去除附着土壤后获得地下生物量样品。所有生物量样品于75 ℃烘箱中烘干至恒重后称重。

1.3 数据处理与统计分析

本研究采用多种统计方法，对优先流、植被及土壤数据进行分析，以定量揭示微地形修复的效应及其内在联系。所有数据分析均在MATLAB，SPSS或Origin统计软件中完成，显著性水平均设定为$\alpha=0.05$。

1.3.1 优先流特征分析

利用ImageJ软件提取染色面积比、优先流分数、染色深度、流型指数等关键指标，用于刻画不同处理下优先流发育程度。

1.3.2 土壤理化性质与关联性分析

利用平均重量直径（MWD，mm）、几何平均直径（GMD，mm）、大于0.25 mm水稳性团聚体含量（$WR_{0.25}$，%）等一系列指标评价土壤团聚体粒径分布特征及结构稳定性。一般而言，MWD，GMD和$WR_{0.25}$值越大，表明土壤中大粒级团聚体所占比例越高，团聚体抗水分散能力越强，土壤结构稳定性相对越好。各参数计算公式[26]为

$$MWD=\sum_{i=1}^{n}\overline{x_i}\cdot w_i \tag{1}$$

$$\mathrm{GMD}=\exp\sum_{i=1}^{n}w_i\ln\overline{x_i} \tag{2}$$

$$\frac{M(r<R_i)}{M_T}=\left(\frac{R_i}{\lambda}\right)^{3-D} \tag{3}$$

$$\mathrm{WR}_{0.25}=\sum P_i \tag{4}$$

式中:$\overline{x}$为第i级团聚体的平均直径(mm);w_i为相应粒径团聚体x_i占总体积的百分比(%);$M_{x<0.25}$为小于0.25 mm的团聚体质量(g);M_T为团聚体总质量(g);$\mathrm{WR}_{0.25}$为水稳性团聚体指标,表示大于0.25 mm水稳性团聚体所占质量分数,由湿筛法测定(%);$M_{(r<R_i)}$为小于特定粒径R_i的团聚体的累积质量;λ为最大粒径。

采用三因素方差分析(处理×土层×生长阶段),分别对土壤容重、孔隙度、含水量及>0.25 mm水稳性团聚体含量等指标进行检验,以系统解析各因素及其交互作用对土壤性质的影响。

2　结果与分析

2.1　土壤团聚体结构特征

2.1.1　土壤团聚体粒径组成特征

如图1所示,微地形处理对土壤团聚体粒径组成具有显著影响。修复区大团聚体(≥2 mm)含量为34.8%,较对照区(25.7%)高出9.1%($p<0.01$)。在2~1 mm粒径范围内,修复区团聚体比例为10.1%,低于对照区的15.3%。此外,修复区微团聚体(≤0.25 mm)比例为34.8%,显著低于对照区的43.7%($p<0.05$),降幅约为20.4%。整体上,修复区呈现出大团聚体增多、微团聚体减少的结构特征。

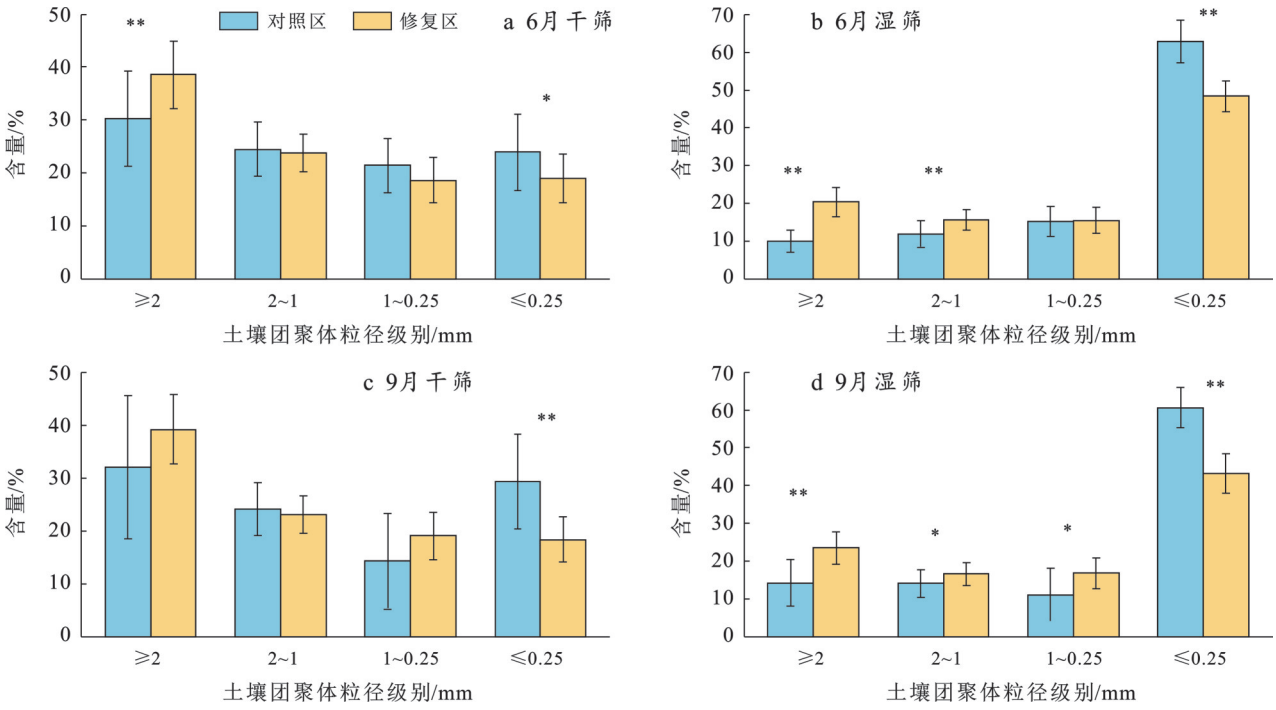
对于土壤团聚体干筛和湿筛结果的分析表明,微地形处理对土壤团聚体粒径组成具有明显影响。如图1所示,在干筛条件下,6月修复区大团聚体(≥2 mm)含量为38.52%,显著高于对照区的30.23%($p=0.007\ 4$);而微团聚体(≤0.25 mm)含量为18.98%,显著低于对照区的23.91%($p=0.034\ 8$)。2~1 mm和1~0.25 mm粒级在两处理间差异均未达到显著水平($p>0.05$)。至9月,修复区大团聚体含量仍高于对照区,但差异未达到显著水平($p=0.080\ 2$);微团聚体含量则显著低于对照区($p=0.000\ 3$)。说明在机械稳定性方面,修复区整体表现为大粒级团聚体比例增加、细粒级团聚体比例下降的结构特征。

在湿筛条件下,修复区团聚体粒径组成差异更加明显。6月份修复区≥2 mm和2~1 mm粒级含量分别为20.42%和15.70%,均显著高于对照区的9.96%和11.97%;而≤0.25 mm微团聚体含量为48.41%,显著低于对照区的62.89%($p<0.001$)。9月修复区≥2 mm,2~1 mm和1~0.25 mm粒级含量分别为23.46%,16.58%和16.77%,均高于对照区的14.24%,14.05%和11.09%,差异分别达到极显著、显著和显著水平($p=0.000\ 1$,$0.049\ 2$和$0.012\ 6$);而≤0.25 mm微团聚体含量显著低于对照区($p<0.001$)。总体来看,微地形修复区表现出大粒级团聚体增加,细粒级团聚体减少的结构特征,说明微地形处理促进了土壤团聚体向较稳定的粗粒化方向发展。

为进一步量化团聚体结构变化程度,计算大团聚体与微团聚体比例(Macro/Micro,≥2 mm/≥0.25 mm)。结果表明,干筛情况下Macro/Micro(≥2 mm /< 0.25 mm)比值,修复区为2.42,高于对照区的2.38。表明微地形处理提高了大粒级团聚体在整体结构中的比例。Macro / Micro比值的增加反映出土壤团聚体结构粗化程度增强,说明微地形措施对矿区土壤结构优化具有明显促进作用。湿筛条件下Macro / Micro比值结果显示,修复区为1.93,低于对照区的2.05,这种情况可能与水力作用下部分大团聚体发生解体有关,导致微团聚体含量升高,说明修复区大团聚体并非完全水稳性,这是修复初期的正常现象。

2.1.2　土壤团聚体粒径参数分布特征

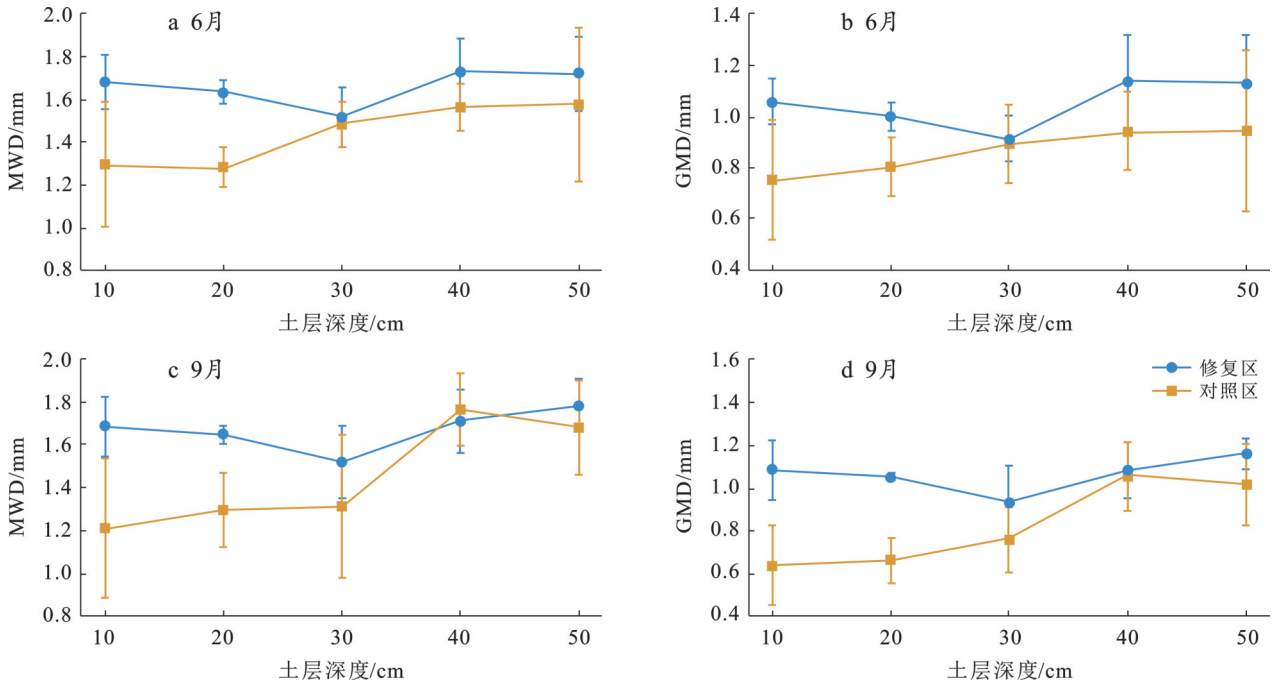
对6月和9月土壤团聚体粒径参数的分析显示,修复区与对照区在MWD与GMD上存在一定差异,并表现出明显的季节变化和垂直分异特征。6月(见图2a),修复区MWD均值在10—50 cm土层介于0.64~1.84 mm,对照区介于0.35~2.36 mm,修复区在20—40 cm深度普遍较高。例如在30 cm深度,修复区均值为1.03 mm,对照区为0.88 mm。GMD值在修复区变化范围为0.47~1.17 mm,对照区为0.60~1.34 mm,修复区在表层至中层土壤中整体数值较高且波动较小。至9月(见图2b),两区MWD差异进一步扩大。修复区MWD均值较6月平均增加约12.5%,对照区增幅低于5%。在20—40 cm深度,修复区MWD值1.09~1.19 mm,高于对照区0.82~0.94 mm,表明修复区在生长季末表现出更高的团聚体粒径指标。从垂直分布看,各处理组MWD与GMD均表现出一定的土层分异特征。表层土壤及中上层土壤的MWD与GMD高于深层土壤。修复区与对照区差异主要集中于20—30 cm土层,如9月份修复区MWD在30 cm平均为1.16 mm,对照区为0.89 mm,差异约为30%。随深度增加,该差异逐渐减小,说明修复措施的影响主要集中在30 cm以内土层。



注:①数据为均值±标准差。②*表示$p<0.05$,**表示$p<0.01$。下同。

图 1 不同处理下土壤团聚体粒径组成对比

Fig. 1 Comparison of soil aggregate size composition under different treatments



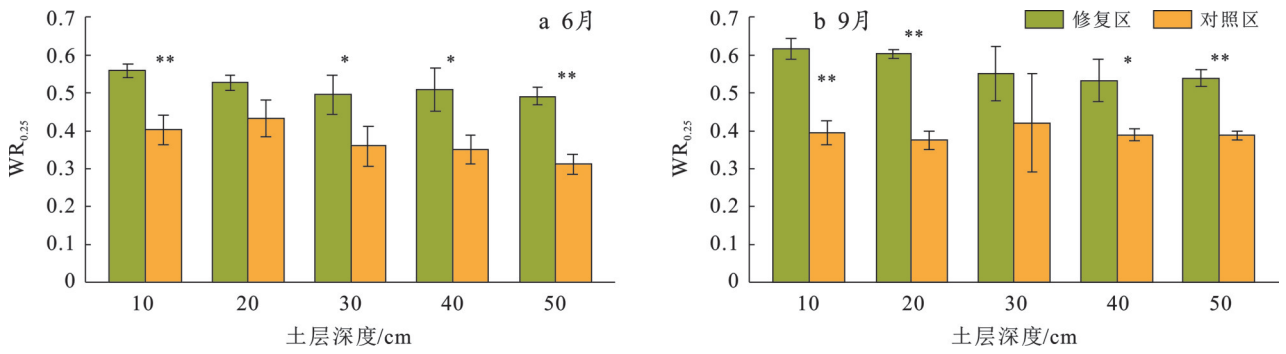
注:MWD,GMD分别为平均重量直径和几何平均直径。下同。

图 2 不同季节土壤团聚体粒径参数的垂直分布

Fig.2 Vertical distribution of soil aggregate size parameters in different seasons

2.1.3 水稳性团聚体含量的对比分析

由图3可知,修复区与对照区$WR_{0.25}$含量存在一定差异,并表现出季节变化和垂直分布特征。6月,修复区各土层$WR_{0.25}$含量整体高于对照区,平均高出8%~15%,其中30 cm深度差异最大,达13.3%(表1)。至9月,修复区$WR_{0.25}$含量较6月平均增长约9.5%,而对照区增幅为4.2%,两区之间的绝对差异进一步扩大。修复区在30 cm深度$WR_{0.25}$均值达到0.74,对照区为0.64,差异增至15.6%。在深层土壤(40—50 cm)中,修复区$WR_{0.25}$的增长幅度(约8%)亦高于对照区(约3%),表明修复效应在深层土壤中也有所体现。



注:$WR_{0.25}$为水稳性团聚体稳定系数,表示大于0.25 mm水稳性团聚体所占质量分数。下同。

图3　不同季节水稳性团聚体含量($WR_{0.25}$)对比图

Fig.3　Comparison of water-stable aggregate content ($WR_{0.25}$) in different seasons

表1　不同土层深度下土壤团聚体组成分布

Table 1　Composition and distribution of soil aggregates at different soil depths

处理	土层深度/cm	大团聚体/%	小团聚体/%	微团聚体/%	粉粒/%
平坦对照区	0—10	25.14±9.63	24.03±3.22	22.87±3.31	27.96±9.38
	10—20	21.21**±3.23	29.53±4.04	27.76*±3.15	21.50*±6.81
	20—30	31.29±2.91a	26.27±4.55a	19.25±3.32a	23.19±8.05a
	30—40	35.64±1.54a	22.75±5.86a	19.31±4.66a	22.29±5.90a
	40—50	37.85±12.68a	19.75±4.69a	17.81±5.63a	24.59±9.42a
	0—50	30.23±9.01A	24.4±5.14A	21.40±5.10A	23.9±7.19A
微地形修复区	0—10	39.71±5.81a	23.49±2.23a	17.65±3.75a	19.14±1.24a
	10—20	37.93±2.56a	23.88±2.16a	17.50±0.73a	20.70±2.00a
	20—30	33.54±8.32a	23.32±6.31a	21.13±8.06a	22.01±5.45a
	30—40	41.20±7.54a	23.41±4.77a	19.05±5.37a	16.33±7.24a
	40—50	40.23±7.78a	25.15±3.48a	17.89±2.49a	16.73±4.74a
	0—50	38.52±6.35A	23.85±3.54A	18.65±4.28A	18.98±4.58A

注:①表中数据为平均值±标准差。②同列不同小写字母表示同一处理不同土层间差异显著($p<0.05$),不同大写字母表示同一土层不同处理间差异显著($p<0.05$);同列相同字母表示差异不显著($p>0.05$)。

2.1.4　微地形处理下土壤团聚体结构响应特征

团聚体粒径参数相关性分析结果表明(图4a),对照区MWD与GMD呈正相关($y=4.859x+0.527$),而修复区则呈负相关趋势($y=-1.170x+1.378$),说明微地形修复可能改变了团聚体粒径组成的协同变化特征。

整体而言,修复区土壤的平均重量直径(0.16 mm)高于对照区(0.14 mm)(图4b),修复区土壤中较大粒级团聚体所占比例相对更高。结合$WR_{0.25}$分析结果可见,修复区水稳性团聚体含量整体高于对照区(图4c),且其变异幅度较大,说明修复初期团聚体的水稳性响应尚未同步提升。

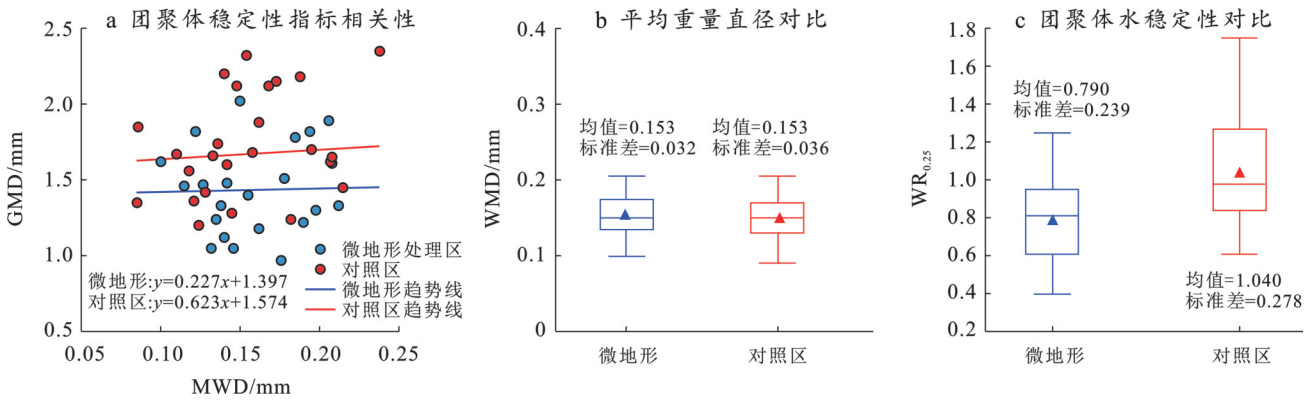


图4　土壤团聚体稳定性特征分析

Fig.4　Analysis of soil aggregate stability characteristics

2.2 土壤物理性质特征

所有样本的描述性统计结果详见表2。修复区土壤容重平均值为1.60±0.17 g/cm³，变异系数为10.6%，总孔隙度平均值为0.38±0.07 cm³/cm³，变异系数为18.2%，反映出修复后基质的相对紧实特性，孔隙结构存在适度空间异质性。水分相关指标中，饱和含水量平均为0.25±0.06 cm³/cm³，毛管持水量平均为0.22±0.06 cm³/cm³，两者的变异系数分别为23.3%和25.2%，显示水分特性具有较高的变异性。

表2 不同处理与季节下土壤物理性质的比较

Table 2 Comparison of soil physical properties under different treatments and seasons

处理组	季节	容重/(g·cm⁻³)	总孔隙度/(cm³·cm⁻³)	饱和含水量/(cm³·cm⁻³)	毛管持水量/(cm³·cm⁻³)
修复区	6月	1.56±0.17	0.41±0.06	0.27±0.06	0.24±0.05
对照区	6月	1.61±0.15	0.37±0.05	0.25±0.06	0.23±0.06
修复区	9月	1.55±0.17	0.41±0.07	0.24±0.04	0.21±0.05
对照区	9月	1.69±0.18	0.33±0.04	0.24±0.06	0.20±0.05
总 体		1.60±0.17	0.38±0.07	0.25±0.06	0.22±0.06

注：①表中数据为平均值±标准差；②容重单位为g/cm³，总孔隙度、饱和含水量、毛管持水量均为无量纲比值（以小数表示）。

2.2.1 土壤孔隙结构变化

三因素方差分析结果表明，微地形修复显著改善了土壤孔隙特征。以总孔隙度为例，处理主效应极显著（$F=39.6$，$p<0.0001$），修复区总孔隙度平均为0.41±0.07 cm³/cm³，显著高于对照区的0.35±0.05 cm³/cm³，增幅为17.1%（表3）。处理×季节交互作用显著（$F=4.2$，$p=0.043$），表明修复效应随时间增强，9月修复区总孔隙度较对照区提高23.8%，高于6月的10.3%。与总孔隙度变化相对应，土壤容重在修复区呈下降趋势。处理主效应显著（$F=6.05$，$p=0.016$），修复区平均容重为1.56±0.17 g/cm³，低于对照区的1.65±0.17 g/cm³，降幅为5.5%。季节主效应也达到显著水平（$F=4.47$，$p=0.037$），修复区9月容重低于6月，而对照区则表现为9月高于6月。总体上，总孔隙度增加和容重降低共同表明微地形修复改善了土壤紧实状况和孔隙结构。

表3 基于效应量的土壤物理性质修复效果量化评估

Table 3 Quantitative assessment of restoration effects on soil physical properties using effect sizes

指 标	季节	修复区	对照区	绝对差异	相对变化/%	Cohen's d	效应等级
容重/(g·cm⁻³)	6月	1.56	1.61	−0.05	−2.8%	−0.28	小效应
容重/(g·cm⁻³)	9月	1.55	1.69	−0.14	−8.1%	−0.78	中等偏大
孔隙度/(cm³·cm⁻³)	6月	0.41	0.37	+0.04	+10.3%	+0.71	中等效应
孔隙度/(cm³·cm⁻³)	9月	0.41	0.33	+0.08	+23.8%	+1.33	大效应
饱和水/(cm³·cm⁻³)	6月	0.27	0.25	+0.02	+7.6%	+0.33	小效应
饱和水/(cm³·cm⁻³)	9月	0.24	0.24	+0.01	+0.4%	+0.02	可忽略
毛管水/(cm³·cm⁻³)	6月	0.24	0.23	+0.01	+5.8%	+0.24	小效应
毛管水/(cm³·cm⁻³)	9月	0.21	0.20	+0.01	+7.1%	+0.29	小效应

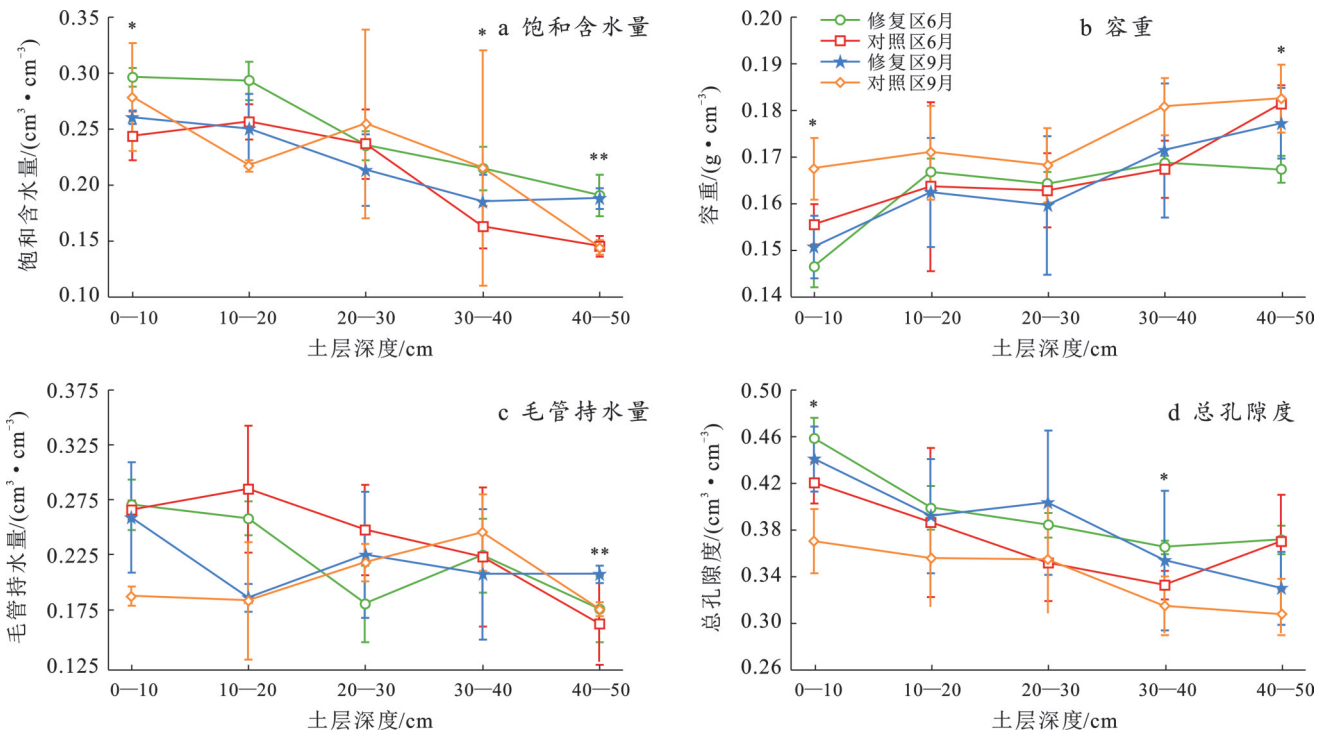
注：绝对差异=修复区均值−对照区均值；相对变化(%)=(修复区均值−对照区均值)/对照区均值×100%；Cohen's d为标准化效应量，反映修复处理相对于对照组的效应幅度，其分级标准为：$|d|<0.2$为可忽略效应，$0.2\leqslant|d|<0.5$为小效应，$0.5\leqslant|d|<0.8$为中等效应，$|d|\geqslant0.8$为大效应。

2.2.2 水分相关指标

与结构指标相比，水分相关指标对微地形修复的响应呈现不同模式。饱和含水量的处理主效应不显著（$p=0.580$），修复区（0.26 cm³/cm³）与对照区（0.25 cm³/cm³）差异仅为4.1%。毛管持水量的处理效应达到边缘显著水平（$p=0.072$），修复区（0.22 cm³/cm³）比对照区（0.21 cm³/cm³）增加6.2%。微地形修复主要通过改变土壤结构而非直接提高持水能力来影响水分状况。

2.3 土壤物理性质垂直分布特征

所有土壤物理性质均表现出典型的垂直分层特征（图5）。在0—10 cm表层，修复区与对照区的土壤孔隙度差异最大，随着深度增加差异逐渐减小，至40—50 cm土层差异降至+0.03 cm³/cm³。土壤容重变化呈现相似规律，表层改善幅度（−0.10 g/cm³）明显高于深层（−0.07 g/cm³）。在20—30 cm土层孔隙度差异出现次峰值（+0.04 cm³/cm³），可能与植物根系在该层集中分布有关。



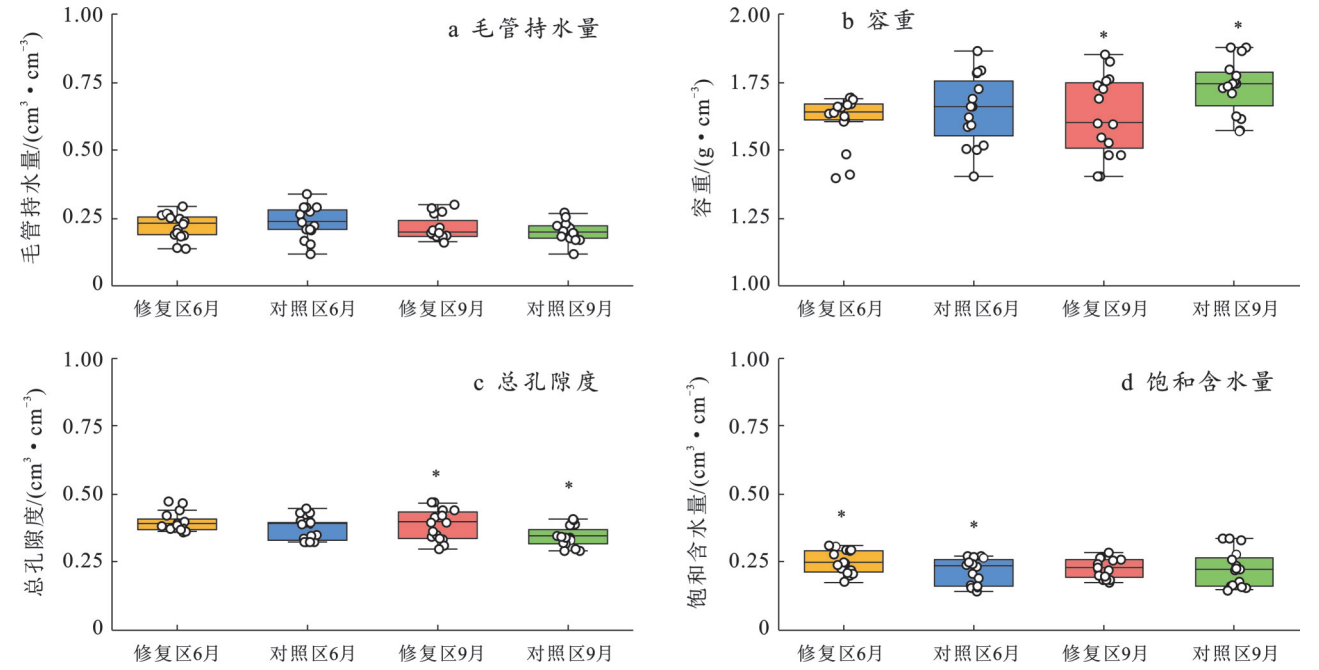
注:*表示同一土层下修复区与对照区差异显著($p<0.05$);**表示差异极显著($p<0.01$)。

图 5　修复区与对照区土壤物理性质垂直分布与季节变化

Fig.5　Vertical distribution and seasonal variations of soil physical properties in restored and control areas

2.3.1　土壤水分季节稳定性

不同季节监测结果显示,修复效果存在显著的时间累积效应(图 6)。在生长季初期(6 月),修复区总孔隙度较对照区增加 10.3%;至生长季末期(9 月),差异扩大至 23.8%。处理与季节的交互作用显著($p=0.043$),表明修复效果受季节变化影响明显。从 6 月到 9 月,对照区孔隙度由 0.37 cm^3/cm^3 降至 0.33 cm^3/cm^3,容重由 1.61 g/cm^3 增至 1.69 g/cm^3;而修复区各项指标保持相对稳定,反映出微地形修复对土壤物理性质具有缓冲季节性波动的能力。



注:箱体表示四分位距,中线表示中位数,散点表示离散观测值;*表示同一季节修复区与对照区差异显著($p<0.05$),**表示差异极显著($p<0.01$)。

图 6　不同处理下土壤物理性质箱线图对比

Fig.6　Comparison of soil physical properties under different treatments using box plots

2.3.2 效应分析与生态意义评估

为量化微地形修复对土壤物理指标的实际生态意义，计算了各指标的 Cohen's d 效应值（表 3）。总体上，结构性指标对修复措施的响应强于水分相关指标，且表现出明显的季节累积特征（图 7）。在土壤容重方面，6 月修复区较对照区仅降低 0.05 g/cm^3（−2.8%），Cohen's d 为 −0.28，属于小效应；至 9 月，容重差异扩大至 −0.14 g/cm^3（−8.1%），效应大小提升至 −0.78，达到中等偏大效应，表明修复效应随生长季推进显著增强。总孔隙度对微地形修复的响应最为显著。6 月修复区孔隙度较对照区提高 0.038 cm^3/cm^3（+10.3%），Cohen's d 为 0.71（中等效应）；9 月差异进一步扩大至 0.079 cm^3/cm^3（+23.8%），效应大小达到 1.33，表现为大效应。相比之下，水分相关指标的效应大小整体较小。饱和含水量在 6 月表现为小效应（d=0.33），而在 9 月差异几乎消失（d=0.02）。毛管持水量在两个季节均仅表现为小效应（d=0.24～0.29），且未呈现明显的季节累积趋势。

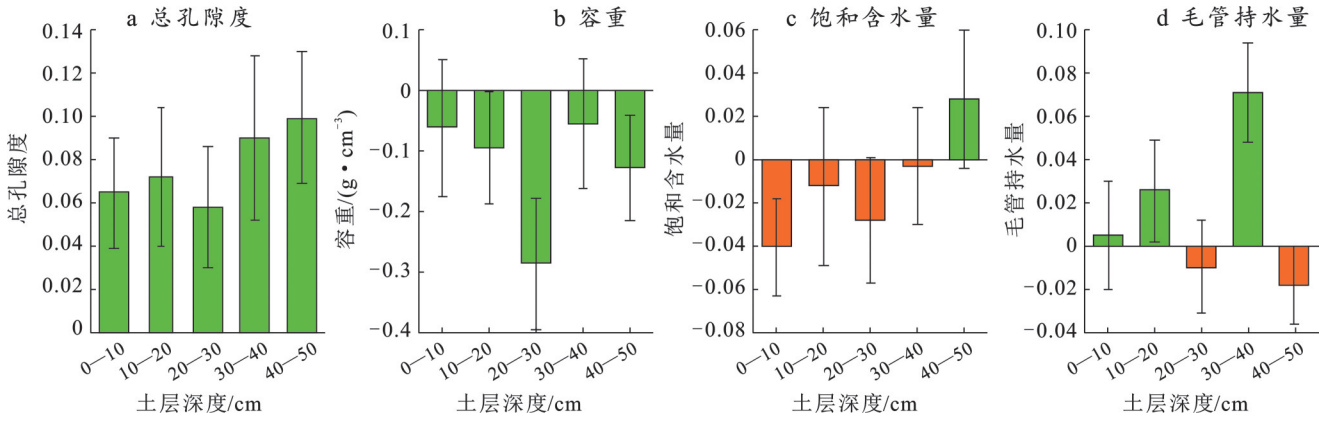


图 7 不同土层土壤物理性质修复效应差异

Fig.7 Differences in remediation effects on soil physical properties in different soil layers

2.4 土壤结构改善对优先流特征的影响

2.4.1 入渗深度及染色面积比例

染色示踪试验直观揭示了微地形修复对土壤水分垂直运移模式的深刻影响。对照区在不同降雨条件下的染色剖面整体以较均匀的染色分布为主，染色区域在表层较为连续，并随土层加深逐渐减小，表现出以基质流为主的入渗特征（图 8）。随着降雨量增加，对照区入渗深度有所增加，但染色路径整体连续且弥散，未见明显的局部集中下渗通道。在修复区的染色图像中（图 9），观察到比对照区更多的不连续染色路径和局部指状流特征，同时存在未染色区域，说明水分在下渗过程中沿局部优势通道优先运移，表现出一定的优先流特征。随着降雨强度增加，修复区染色路径的下延深度和空间异质性均有所增强，尤其在中雨和大雨处理下表现更为明显。

2.4.2 优先流指数空间分异特征

基于三维气泡图的空间可视化分析（图 10）可知，修复区与对照区在优先流发育特征上存在差异。修复区的平均入渗深度为 0.32 m，高于对照区（0.22 m），增幅为 44.7%，说明微地形修复条件下水分向深层土壤运移的能力有所增强。修复区的平均染色面积比为 0.36，对照区为 0.33，且该差异在大雨条件下最为显著。从不同降雨条件看，修复区与对照区的差异具有一定的降雨响应特征。以优先流分数为例，修复区整体高于对照区，小雨条件下两区差异为 11.6%，中雨条件下为 1.5%，而在大雨条件下差异扩大至 21.1%，说明较高降雨输入更有利于修复区优先流路径的形成与发育。综合来看，微地形修复在一定程度上增强了土壤入渗深度及优先流发育程度，但不同指标对降雨强度的响应存在差异，表明修复区土壤水分运移过程具有更强的空间异质性和条件敏感性。

2.5 植被生物量特征与物种贡献度分析

总生物量的观测结果显示，微地形修复对植被生产力具有持续提升作用（图 11a）。整个生长季内，修复区平均总生物量始终高于对照区，且差异在生长季末期更为明显。6 月（生长季初期），修复区生物量达 199.68 g/m^2，为对照区（108.65 g/m^2）的 1.84 倍；至 9 月（生长季末期），两地生物量均有所下降，但修复区（97.45 g/m^2）仍达到对照区（33.74 g/m^2）的 2.89 倍。微地形修复可能通过调节土壤水分库容与利用效率，有效延缓和减轻了季节性干旱带来的胁迫，从而支撑了植被生产力在干旱期的相对稳定性，使生产力提升成为一个贯穿生长关键阶段的持续过程。地上与地下生物量分配比例（R/S）的分析显示（图 11b），6 月修复区 R/S 比显著低于对照区，反映其更

多生物量分配于根系。至 9 月,两区 R/S 差异减小,但修复区仍略低于对照区。结合生物量季节动态曲线(图 11c)可见,修复区植被生长高峰出现较晚,平台期更长,不同于对照区早峰快衰的模式,提示修复可能调节植被生物量分配与生长节律,进而影响其资源利用过程。

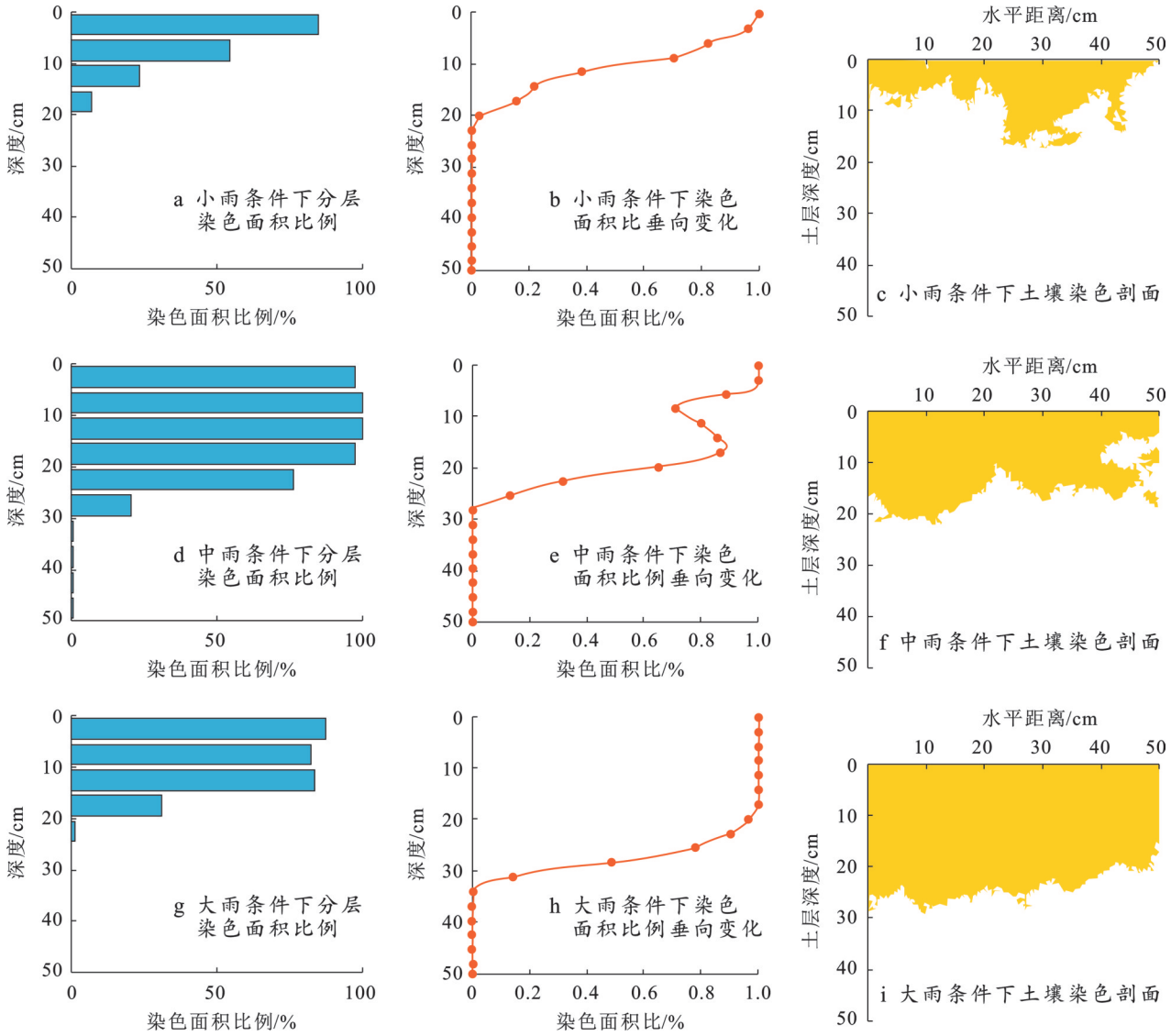


图 8　对照区不同模拟降雨处理下土壤垂直剖面染色路径的代表性分布特征

Fig.8　Representative distribution patterns of dye-stained paths in vertical soil profiles under different simulated rainfall treatments in control area

植被对土壤水文过程的改善作出了明确响应。驼绒藜(*Krascheninnikovia ceratoides*)、猪毛菜(*Salsola collina*)等多物种共优格局的形成(图 12),标志着群落结构从单一优势种的生存型向多物种共存的功能型转变。这一转变可能源于深层稳定水源的供给缓解了种间对表层水分的激烈竞争,为不同物种创造了多元化的水分生态位。不同植物通过根系空间分布和物候差异,对深层稳定水源和表层脉冲水源进行时间和空间上的差异化利用,从而提高了整个群落对水资源利用的互补性与效率。微地形修复所启动的水分过程优化,已经传导至植被群落层面,表现为生产力提升,结构复杂化和资源利用策略的调整。

3　讨　论

微地形修复首先影响的是土壤物理结构,而水分运移方式的变化是在此基础上产生的响应。研究结果表明,修复区团聚体结构参数发生了明显变化,MWD 与 GMD 的关系由对照区的正相关转变为负相关,说明团聚体粒径分布由相对一致的状态向分异增强的状态转变。这种变化不仅表现为粒径组成的调整,也反映了孔隙结构在不同尺度上的重组。

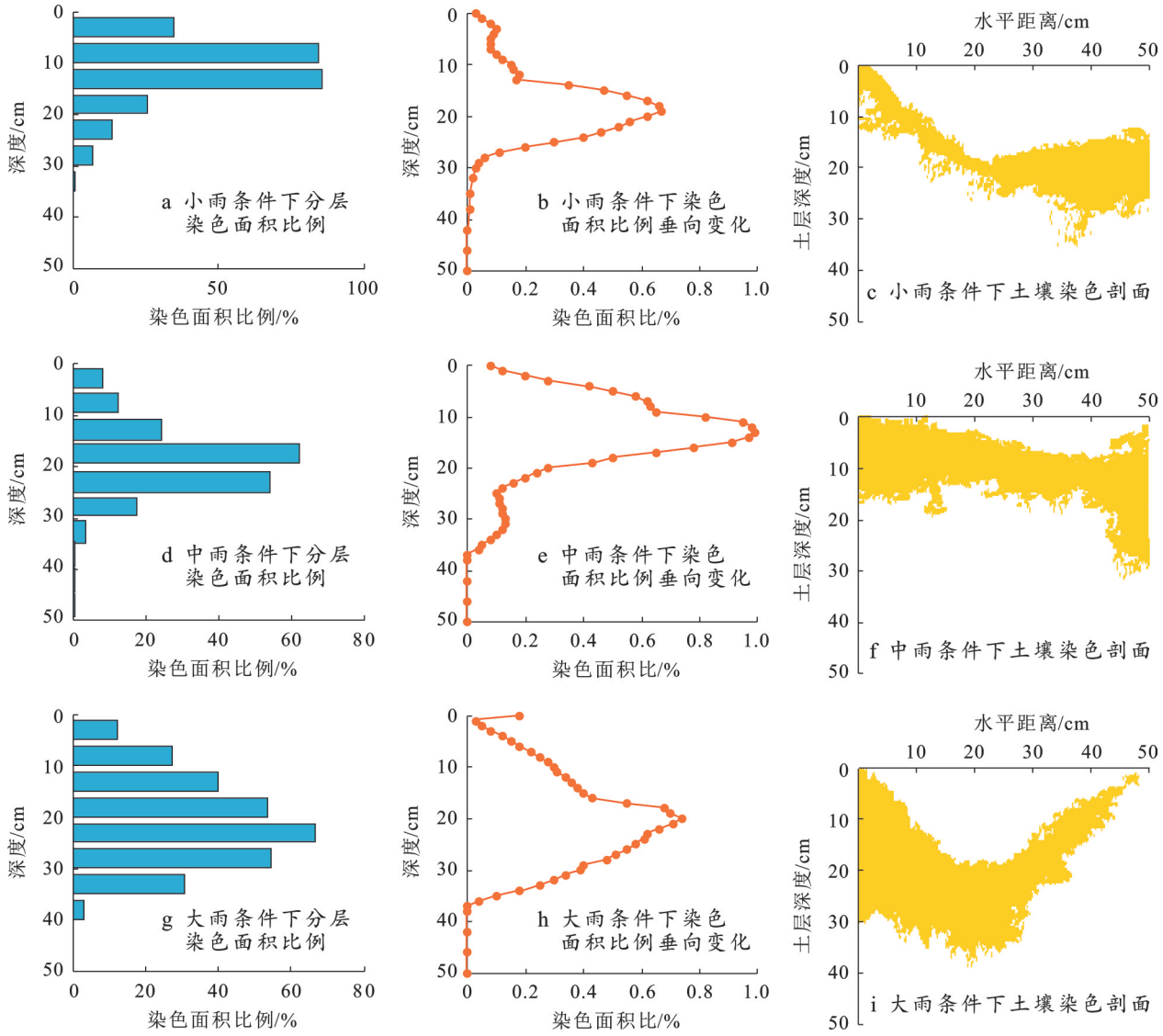


图 9 修复区不同模拟降雨处理下土壤垂直剖面染色路径的代表性分布特征

Fig.9 Representative distribution patterns of dye-stained paths in vertical soil profiles under different simulated rainfall treatments in restored area

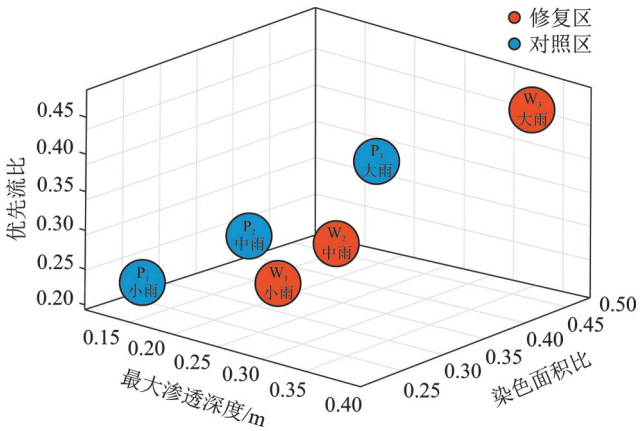


图 10 优先流指标三维气泡图

Fig.10 Three-dimensional bubble chart of preferential flow indicators

在对照区，MWD 与 GMD 呈正相关关系，这符合经典土壤结构理论，即团聚体破碎与再聚集过程相对同步，大小颗粒的分布变化具有一致性[27]。而在微地形修复区，地表重构和植被恢复共同作用下，团聚体结构出现了一定程度的分异。一方面，根系缠绕与有机质输入促进大团聚体（>0.25 mm）的形成，提高了 MWD 和结构稳定性；另一方面，根系分泌物及微生物活动增强微团聚体生成与小孔隙网络发育，使 GMD 下降[28]。这种统计关系的解耦反映出孔隙体系在不同尺度上的异质化，并为不同类型水分通道的形成提供了可能的结构基础[29]。

在此基础上，修复区水分运移方式也发生了相应变化。亮蓝示踪结果表明，修复区优先流特征增强，说明水分运移由相对均一的基质流状态向具有一定垂向分异特征的运移方式转变[30]。路径分析结果显示，土壤结构指标与优先流强度之间存在显著关联，表明土壤结构改善可能是水分运移路径改变

的重要前提。优先流通道的发育有利于提高水分向深层土壤的输送效率,使降水更容易突破表层限制进入深层土壤,从而影响水分在剖面中的再分配格局。

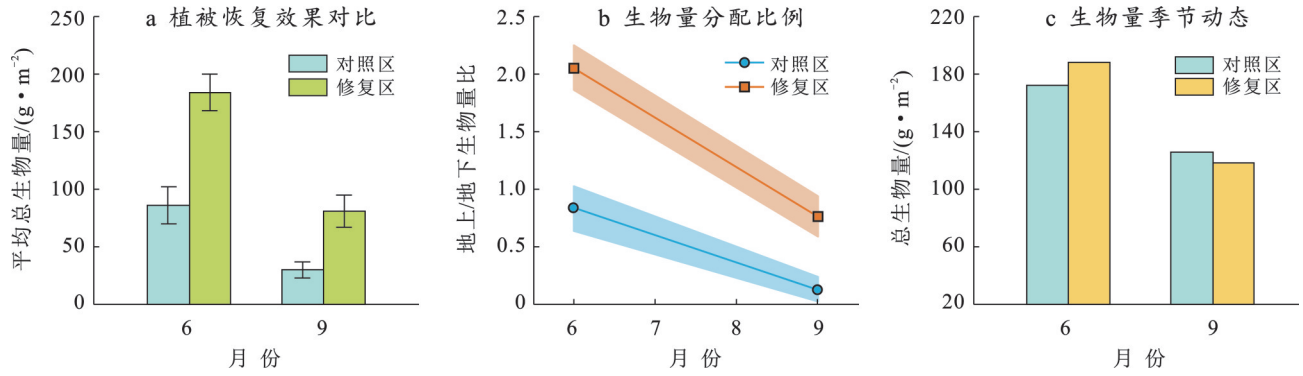


图 11　植被生物量季节动态与分配特征对比

Fig.11　Comparison of seasonal dynamics and allocation characteristics of vegetation biomass

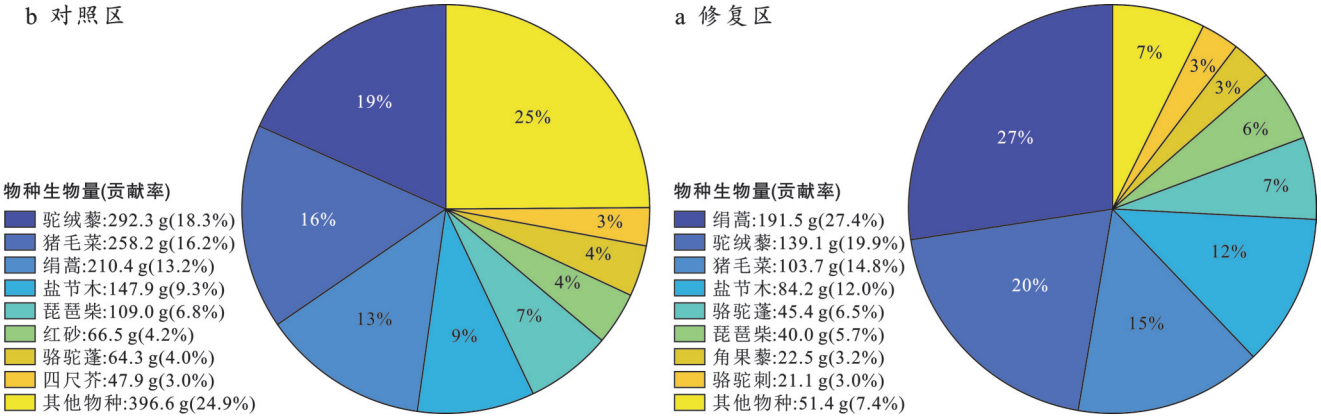


图 12　修复区物种生物量贡献分布

Fig.12　Distribution of species contributions to biomass in restored area

从季节变化来看,土壤结构改善具有一定累积效应。在单个生长季内,孔隙度和容重等结构性参数的改善幅度持续增强,到生长季末期其效应普遍高于生长季初期;相比之下,饱和含水量等指标变化不明显,说明微地形修复对水分过程的影响具有较强的环境依赖性[31]。这表明微地形修复对水分过程的调控,并不主要表现为简单增加土壤含水量,而更可能是通过改善结构背景,提高降水向深层迁移和储存的能力。该结果与黄土高原地区关于团聚体稳定性随恢复进程增强的研究结论较为一致[32]。

水分在剖面中的重新分配进一步影响植被利用策略。优先流增强后,深层土壤水分储存能力提高,为植物提供了相对稳定的水源。路径分析结果表明,优先流通过影响深层水分状况间接促进植被生长[33]。与仅依赖表层短期水分脉冲相比,深层水分的存在延长了植物生长持续时间,并缓解了种间对表层水分的直接竞争。这与 Yang Yunpeng 等[34]关于植被恢复改变深层水分动态的结论一致。

植被响应不仅体现在生物量增加,还表现为生长持续期延长及群落结构的多样化趋势,这标志着系统从简单的生存维持,过渡到了资源在时间与空间维度上的高效分配与利用阶段。水分在时间和空间尺度上的再分配,为不同根系深度和水分利用策略的物种提供了共存条件,从而增强群落稳定性。这与 Wang 等[35]提出的干旱区生态系统功能提升依赖水分异质性分配的观点相符。

本研究基于单个生长季内两个时期的观测,主要揭示了微地形修复初期土壤结构、水分运移及植被响应之间的关系,但其长期稳定性与年际可重复性仍需多年定位监测加以验证。其次,虽然优先流和团聚体重组被观测到,但其微观水动力学过程及根系-微生物协同作用尚未完全解析。受野外条件和样点数量限制,本文对优先流形成及其与土壤结构耦合关系的认识仍主要停留在现象和统计关联层面,相关微观机制仍有待进一步研究。未来研究应结合多季观测、模拟试验及微观水文分析,以全面理解微地形修复在干旱矿区的长期生态功能和水文机制。

4 结 论

（1）微地形修复显著改善了矿区土壤物理结构。修复区总孔隙度较对照区在6月和9月分别提高10.3%和23.8%，容重分别降低2.8%和8.1%。修复区总孔隙度高于对照区，容重降低，且这种改善在生长季末期更明显；同时，大团聚体比例增加、微团聚体比例降低，30 cm土层$WR_{0.25}$提高，说明土壤结构稳定性增强。

（2）微地形修复促进了土壤团聚体结构优化。修复区大团聚体比例增加，微团聚体比例降低，30 cm土层水稳性团聚体含量（$WR_{0.25}$）较对照区提高13.3%～15.6%，说明修复措施有利于增强土壤结构稳定性，并为水分运移方式变化提供结构基础。

（3）微地形修复增强了降水向深层土壤的运移能力。修复区平均入渗深度为0.321 m，较对照区提高44.7%，且在中到大雨条件下表现出更明显的优先流特征，表明微地形修复能够促进土壤水分由基质流为主向优先流增强的运移方式转变。

（4）微地形修复对植被恢复具有明显促进作用。修复区植被总生物量在6月和9月分别达到对照区的1.83和2.88倍。结合路径分析结果，土壤结构与优先流之间存在显著关联，表明微地形修复可能通过改善土壤结构并调控水分运移过程，从而促进植被恢复。

参考文献（References）

[1] Xu Hailiang, Xu Fujun, Lin Tao, et al. A systematic review and comprehensive analysis on ecological restoration of mining areas in the arid region of China: Challenge, capability and reconsideration [J]. Ecological Indicators, 2023,154:110630.

[2] 王玥.矿山环境修复治理模式理论与实践[J].科技风，2018(28)：121.
Wang Yue. Theory and practice of mine environmental restoration and management model [J]. Technology Wind, 2018(28):121.

[3] Mufalo W, Arima T, Igarashi T, et al. Pilot-scale stabilization of toxic metal leachates from zinc plant residues using half-burnt dolomite: Implications for remediation at Kabwe legacy mine in Zambia [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2025,47(7):271.

[4] 刘瑞.生态护坡与客土稳定性国内研究进展[J].黑龙江环境通报，2024,37(3):7-9.
Liu Rui. Domestic research progress on ecological slope protection and soil stability [J]. Heilongjiang Environmental Journal, 2024,37(3):7-9.

[5] 张家明，陈积普，杨继清，等.中国岩质边坡植被护坡技术研究进展[J].水土保持学报，2019,33(5):1-7.
Zhang Jiaming, Chen Jipu, Yang Jiqing, et al. Advances in biological protection of rock slopes in China [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019,33(5):1-7.

[6] 丁录胜.格库铁路芦苇把栅栏和大网格防沙体系防护效益[J].中国沙漠，2024,44(3):42-50.
Ding Lusheng. Observation and numerical simulation of the protective effect of the reed-bundle sand control system along the Golmud-Korla railway [J]. Journal of Desert Research,2024,44(3):42-50.

[7] 张宇宁，吕刚，张泰瑜，等.暴雨作用下排土场边坡水土保持工程措施的减流减沙效益[J].煤炭学报，2025,50(5):2622-2634.
Zhang Yuning, Lyu Gang, Zhang Taiyu, et al. Research on sediment reduction benefits of engineering measures on waste rock slope under different rainfall intensities [J]. Journal of China Coal Society, 2025,50(5):2622-2634.

[8] Gellert G, Behrens S, Raschke M. The return of degraded stream ecosystems by using positive impacts from near-natural sections: A new practical guide for restorations [J]. Water and Environment Journal, 2012, 26(3):415-421.

[9] 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.

[10] Chen Sibo, Hua Jinguo, Liu Wanting, et al. Evaluating the impact of near-natural restoration strategies on the ecological restoration of landslide-affected areas across different time periods [J]. Plants, 2025,14(15):2331.

[11] Dialynas Y G, Bastola S, Bras R L, et al. Topographic variability and the influence of soil erosion on the carbon cycle [J].Global Biogeochemical Cycles, 2016,30(5): 644-660.

[12] Van Oost K, Quine T A, Govers G, et al. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle [J]. Science, 2007,318(5850):626-629.

[13] Richards K S, Arnett R R, Ellis S. Geomorphology and Soils [M]. London: Routledge, 2020.

[14] Garten C T Jr, Ashwood T L. Landscape level differences in soil carbon and nitrogen: Implications for soil carbon sequestration [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2002,16(4):611-614.

[15] Ruwanza S. Microtopographic variations in soil physicochemical properties in oldfield targeted for ecological restoration [J]. African Journal of Ecology, 2022, 60 (3):750-758.

[16] Karaca S, Gülser F, Selçuk R. Relationships between soil properties, topography and land use in the Van Lake basin, Turkey [J]. Eurasian Journal of Soil Science,

2018,7(2):115-120.

[17] Brubaker S C, Jones A J, Lewis D T, et al. Soil properties associated with landscape position [J]. Soil Science Society of America Journal, 1993,57(1):235-239.

[18] Ruwanza S. Furrows as centers of restoration in old fields of renosterveld, south Africa [J]. Ecological Restoration, 2017,35(4):289-291.

[19] Diamond J S, Epstein J M, Cohen M J, et al. A little relief: Ecological functions and autogenesis of wetland microtopography [J]. WIREs Water, 2021,8:e1493.

[20] 张晨,马伟,陈晨,等.重大工程影响下新疆卡拉麦里山有蹄类野生动物自然保护区鹅喉羚的生境格局变化[J].生物多样性,2022,30(1):59-71.
Zhang Chen, Ma Wei, Chen Chen, et al. Changes of habitat pattern for goitered gazelle in the Xinjiang Kalamaili Mountain Ungulate Nature Reserve under the influence of major projects [J]. Biodiversity Science, 2022,30(1):59-71.

[21] 陈晨,邵长亮,葛炎,等.卡拉麦里山有蹄类野生动物自然保护区蒙古野驴生境格局动态及其成因分析[J].生态学报,2021,41(5):2056-2066.
Chen Chen, Shao Changliang, Ge Yan, et al. Habitat pattern dynamics and cause analysis of *Equus hemionus* in Kalamaili Mountain Ungulate Nature Reserve, Xinjiang [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021,41(5):2056-2066.

[22] Hou Fang, Cheng Jinhua, Guan Ning. Investigating the effect of soil cracks on preferential flow using a dye tracing infiltration experiment in Karst in southwest China [J]. Land Degradation & Development, 2023,34(6):1612-1628.

[23] 徐海量,苑塃烨,徐俏.干旱区生态修复的实践:以古尔班通古特沙漠为例[J].科学,2020,72(6):14-18.
Xu Hailiang, Yuan Kaiye, Xu Qiao. Ecological remediation of arid area: The case of Gurbantunggut Desert, Xinjiang [J]. Science, 2020,72(6):14-18.

[24] Jiang Wenting, Li Tingting, Ma Jifu, et al. Organic materials input promotes the soil aggregate sequestration through changing soil aggregates structure and stability [J]. Journal of Environmental Management, 2025,393:127027.

[25] Dai Liyi, Zhang Yinghu, Liu Ying, et al. Assessing hydrological connectivity of wetlands by dye-tracing experiment [J]. Ecological Indicators, 2020, 119:106840.

[26] Beven K, Germann P. Macropores and water flow in soils [J]. Water Resources Research, 1982, 18(5):1311-1325.

[27] He Guoxing, Liu Xiaoni, Li Yali, et al. Response of plant life forms and soil physical properties to near-natural restoration measures in alpine grassland, Tibetan Plateau [J]. Frontiers in Plant Science, 2025,15:1504754.

[28] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: A review [J]. Geoderma, 2005,124(1/2):3-22.

[29] An Shaoshan, Mentler A, Mayer H, et al. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China [J]. Catena, 2010,81(3):226-233.

[30] Zhou Hu, Fang Huan, Mooney S J, et al. Effects of long-term inorganic and organic fertilizations on the soil micro and macro structures of rice paddies [J]. Geoderma,2016,266:66-74.

[31] Tang F K, Cui M, Lu Q, et al. Effects of vegetation restoration on the aggregate stability and distribution of aggregate-associated organic carbon in a typical Karst gorge region[J].Solid Earth, 2016,7(1):141-151.

[32] Zang Zhenfeng, Zhang Yu, Deng Shujuan, et al. Depth-dependent effects of aggregate-associated organic, inorganic carbon, and stoichiometry on soil structural stability following farmland abandonment [J]. Catena, 2025,252:108864.

[33] Han Lei, Liu Yang, Liu Jie, et al. Microtopography affects the diversity and stability of vegetation communities by regulating soil moisture [J]. Water, 2025, 17(7):1012.

[34] Nie Yunpeng, Chen Hongsong, Wang Kelin, et al. Water source utilization by woody plants growing on dolomite outcrops and nearby soils during dry seasons in karst region of southwest China [J]. Journal of Hydrology, 2012,420/421:264-274.

[35] Wang L, D'Odorico P, Evans J P, et al. Dryland ecohydrology and climate change: Critical issues and technical advances [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2012,16(8):2585-2603.