

DOI: 10.20103/j.stxb.202408282055

段晓明, 夏栋, 马悦阳, 马佳鑫, 王宁, 罗婷, 吴彬, 刘黎明, 许文年. 不同生态修复方式对土壤团聚体稳定性及胶结物质的影响. 生态学报, 2025, 45(11): 5178-5190.

Duan X M, Xia D, Ma Y Y, Ma J X, Wang N, Luo T, Wu B, Liu L M, Xu W N. Effect of different restoration approaches of engineering disturbance slopes on bonding materials and stability of soil aggregate. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(11): 5178-5190.

不同生态修复方式对土壤团聚体稳定性及胶结物质的影响

段晓明^{1,2}, 夏 栋^{1,2,*}, 马悦阳¹, 马佳鑫^{1,2}, 王 宁¹, 罗 婷¹, 吴 彬¹, 刘黎明¹, 许文年¹

1 三峡大学水泥基生态修复技术湖北省工程研究中心, 宜昌 443002

2 三峡大学生物与制药学院, 宜昌 443002

摘要: 土壤团聚体作为土壤结构的基本单元, 其结构稳定性对边坡生态修复的效果与可持续性均有重要影响, 但胶结物质在边坡生态修复中的作用尚未完全明确, 为探明生态修复边坡土壤团聚体稳定性、胶结物质特征及二者之间的关系, 进而为评估生态修复效果提供科学依据。选择宜昌市 8 种不同类型的生态修复边坡进行了实验, 分析土壤团聚体稳定性和分形维数及胶结物质的含量, 并分析各胶结物质对团聚体稳定性的影响。结果表明, (1) 生态修复显著地改善了团聚体的粒径分布及稳定性特征, 平均重量直径 > 0.25 mm 团聚体分量和分形维数三个指标均显著优于裸露边坡。(2) 整体上生态修复显著提升了各粒径团聚体内的有机碳含量, 且大团聚体内的有机碳含量要高于微团聚体, 而铁铝氧化物主要向细粒径团聚体富集。(3) 冗余分析结果显示铁铝键结合态有机碳、钙结合态有机碳、有机碳是影响生态修复边坡土壤团聚体粒径分布及稳定性的关键因素。研究可为后续的生态修复工程提供理论支持和技术指导。

关键词: 土壤团聚体; 团聚体稳定性; 生态修复边坡; 铁铝氧化物; 结合态有机碳

Effect of different restoration approaches of engineering disturbance slopes on bonding materials and stability of soil aggregate

DUAN Xiaoming^{1,2}, XIA Dong^{1,2,*}, MA Yueyang¹, MA Jiaxin^{1,2}, WANG Ning¹, LUO Ting¹, WU Bin¹, LIU Liming¹, XU Wennian¹

1 Hubei Provincial Engineering Research Center of Slope Habitat Construction Technique Using Cement-based Materials, China Three Gorges University, Yichang 443002, China

2 College of Biological and Pharmaceutical Sciences, China Three Gorges University, Yichang 443002, China

Abstract: Soil aggregates as the fundamental units of soil structure, play a significant role in slope ecological restoration and sustainability. Soil cementing materials are essential for the formation and stability of aggregates. These materials can be broadly classified into three categories: organic, inorganic, and organic-inorganic complexes. However, the role of cementing materials in this process remains unclear. This study aims to investigate the stability of soil aggregates, the characteristics of cementing substances, and their interrelationships on restored slopes. Currently, slope ecological restoration technologies are classified into four primary categories: spray-mixing, reinforced filling, trench and pit construction, and laying and hanging. Among these, spray-mixing technology is the most widely employed slope protection

基金项目: 国家自然科学基金 (51979147); 国家自然科学基金委青年基金项目 (42207544); 国家自然科学基金委青年基金项目 (52200230)

收稿日期: 2024-08-28; **网络出版日期:** 2025-04-07

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xiadongsanxia@163.com

method in China, as it takes into account both environmental and biological requirements. This study focuses on six distinct spray-mixing slope restoration techniques in Yichang City, utilizing an undisturbed natural forest, a disturbed but unrepaired bare slope, and a naturally restored slope as control sites. Vegetation concrete ecological protection technology (CBS); Vegetative cement-soil and Vegetation concrete ecological protection technology (VCS-CBS); Imitation vegetation concrete restoration technology (CCBS); High-order pellet vegetation restoration technology (CS); Spraying seeding technique (ESS); Natural restoration slope (NR); Natural forest (NF); Exposure slope (ES), analyzing the stability, fractal dimension, and content of cementing substances in soil aggregates. The study also examined the influence of various cementing substances on aggregate stability. The results are as follows: Aggregate Improvement: Ecological restoration significantly enhanced the size distribution and stability of soil aggregates. Indicators such as mean weight diameter (MWD), $R_{0.25}$, and fractal dimension (D) were all significantly higher than those observed in bare slopes (ES). Cementing Substances Distribution: Ecological restoration significantly increased the organic carbon content in aggregates, with larger aggregates exhibiting higher organic carbon levels compared to micro-aggregates. Iron and aluminum oxides were predominantly concentrated in smaller aggregates. Redundancy analysis revealed that iron-aluminum-bound organic carbon, calcium-bound organic carbon, and total organic carbon are critical factors influencing the size distribution and stability of soil aggregates. Ecological restoration primarily promotes the formation and stability of micro-aggregates by utilizing iron (Fe) to bind soil particles. This process subsequently facilitates the development of macro-aggregates through the cementation of soil organic carbon (SOC), calcium-bound SOC (CaSOC), and iron-aluminum-bound SOC (FeAl-SOC). Through the synergistic action of both organic and inorganic cementing materials, ecological restoration significantly enhances the stability of soil aggregates on slopes. The effects of ecological restoration on aggregate stability and cementing materials may be linked to the community structure, coverage, and litter content of slope vegetation. Furthermore, variations in calcium ions (Ca^{2+}) and ferrous ions (Fe^{2+}) resulting from construction processes may also influence aggregate stability. This study provides theoretical support and technical guidance for future ecological restoration projects, offering a deeper understanding of the mechanisms underlying soil aggregate stability on restored slopes.

Key Words: soil aggregate; aggregate stability; ecological restoration of slopes; iron aluminum oxides; bond organic carbon

近年来,对工程扰动区边坡的生态修复已成为我国生态文明建设的重要任务^[1],与传统边坡修复方式相比,生态修复在保证稳固边坡的同时兼顾了生态功能^[2],作为边坡生态修复最重要的基质之一,土壤是植物生长所需营养物质的储存库,其结构稳定性关乎生态修复边坡的水土保持能力及生态系统重建效果^[3-4],土壤团聚体是土壤结构的基本单元,对土壤的理化性质及生物地化循环均有直接影响,如径流强度与持水量、生物的生长活动、土壤有机碳含量等^[5-7]。因此,研究不同边坡生态修复方式下团聚体的稳定性特征,有助于阐明生态修复对土壤结构的影响,为边坡生态修复的地下生态过程提供新见解。

土壤胶结物质是团聚体形成与稳定的关键,胶结物质可概分为有机、无机及有机无机复合体^[8-9],有机胶结物质中的有机碳可提高团聚体稳定性并影响团聚体固定和储存有机碳的能力^[10],无机胶结物质中的金属氧化物在有氧条件下更是被认为是形成土壤团聚体最为重要的胶结物质^[11]。其表面活性较强,能与有机碳和黏粒结合,形成有机无机复合体,促进团聚体的稳定^[8]。团聚体的形成实质是有机无机复合的过程,是黏粒通过与钙离子、铁铝离子等多价金属阳离子连接、吸附有机分子的过程^[8]。钙键和铁铝键与有机质复合是有机无机复合体形成的重要机制,其对团聚体形成和稳定起着重要作用^[9]。已有大量研究探究了生态修复对土壤有机碳^[12]、土壤理化性质^[13]、地上植被组成^[14]和土壤微生物^[15-16]的影响,但受限于土壤环境的复杂性,非生物因素和生物因素在生态修复边坡团聚体形成与发展中的作用机制尚无系统总结^[8],且关于生态修复对胶结物质及其与团聚体稳定性之间的关系研究较少。因此,研究不同修复技术下各边坡胶结物质含量特

征及与团聚体稳定性之间的关系,有助于提升团聚体的稳定性和土壤质量,从而为边坡生态修复技术提供科学依据。

目前边坡生态修复技术归为喷混类、加固填土类、槽穴构筑类、铺挂类四大类^[2]。其中喷混类因能更多的顾及环境和生物的需求是我国目前运用最为广泛的护坡技术,基于此,本研究以宜昌市内 6 个不同修复技术的喷混类边坡为研究对象并以一个未经人工扰动的天然林、经人工扰动但未修复的裸露边坡、自然恢复边坡为对照,分析团聚体含量及其稳定性和团聚体中有机、无机胶结物质及其复合体含量的分异特征;哪种对团聚体的稳定性起主要作用;以及有机、无机胶结物质及其复合体含量对团聚体稳定性的影响机制。以期为提升生态修复边坡水土保持效益提供理论依据,并为边坡生态修复提供科学、规范、定量的评价指标。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

宜昌市介于东经 110°15′—112°04′、北纬 29°56′—31°34′之间,地处湖北西南部、长江上游和中游的分界处,属亚热带季风性湿润气候,有雨水充足,较长无霜期,四季分明的特点。降雨量集中于春季和夏季,多年平均降水量 1215.6mm。宜昌市境的土壤大致可以分为黄壤、水稻土、石灰土、黄棕壤、紫色土、潮土、棕壤、红壤、草甸土九种类型,主要为黄棕壤和黄壤,黄棕壤主要为第四纪粘土黄棕壤,成分母质为第四纪粘土,经脱硅富铝化作用发育而成,土体较厚,酸碱度适中,质地粘重,耕性差,农业生产条件优越,且适合多种林木生长。

1.2 样地选取与样品采集

本研究于 2021 年 8 月,在宜昌市范围内选取坡度相近的 6 个不同生态修复技术样地以及自然恢复样地、天然林样地、裸露边坡样地,进行土壤和植被调查,对各个样地的经纬度、坡度、主要植物进行记录,各样地基本情况详见表 1。

进行样地调查的同时,每种边坡样地随机布置 6 个 5m×5m 的样方,按五点取样法取表层土壤(0—10cm),去除取样点土壤表层的凋落物和土壤结皮,采集土壤样品 2kg,将同一样地的土壤混合装入硬质塑料盒中进行保存,土样带回实验室自然风干并去除杂物。

1.3 测试方法

1.3.1 土壤团聚体的分离

本文中的团聚体均指水稳性团聚体,采用 Elliott 湿筛法^[17]将团聚体分为>2mm、2—0.25mm、0.25—0.053mm、<0.053mm 四个粒径。选取>0.25mm 团聚体含量(R0.25)^[18]、平均重量直径(MWD)^[19]和分形维数(D)^[20]作为团聚体稳定性特征指标。

1.3.2 团聚体胶结物质的测定

土壤团聚体中无机胶结物质测定采用鲁如坤^[21]的方法。有机无机复合体采用徐建民等^[22]的方法。有机碳的数据来源于艾尚进 2022 年的研究^[23]。

1.4 数据处理与分析

使用 Microsoft Excel 2019 进行数据初步处理,整理后的数据使用 SPSS 26.0 在方差分析前分别采用 Shapiro-Wilks 和 Hartley's F 检验确定数据正态性和方差齐性,差异显著性分析采用最小显著差异法(LSD)和邓肯法(Duncan)。使用 Origin 2022 绘图,图表中数据为平均值±标准差。土壤胶结物质与团聚体稳定性的关系使用 Canono5.0 进行冗余分析(Redundancy analysis, RDA)。

2 结果与分析

2.1 生态修复边坡土壤结构及稳定性特征

不同生态修复技术边坡土壤水稳性团聚体分布如图 1 所示、分形维数(D)、平均重量直径(MWD)由图 2 所示。各边坡样地均以>2mm 及 2—0.25mm 粒级的团聚体为主,均值分别达 39.46%、29.84%。除裸露边坡

(ES)外整体上各粒级水稳性团聚体的含量随粒径的减小而减小,ES 样地相则各粒级水稳性团聚体的含量随粒径的减小而增加。

表 1 样地基本信息

Table 1 Basic information of the different ecological restoration slopes

恢复模式 Restoration mode	恢复时间 Restoration time	地理位置 Location	坡度 Slope/(°)	主要植物 Main plant species composition in sampling plots
植被混凝土生态防护技术 CBS	2018	30°42'49"N, 111°14'6"E	72	鬼针草 (<i>Bidens pilosa</i>)、多花木蓝 (<i>Indigofera amblyantha</i>)、艾 (<i>Artemisia argyi</i>)、葛 (<i>Pueraria montana</i>)、刺槐 (<i>Robinia pseudoacacia</i>)、桑树 (<i>Morus alba</i>)
植生水泥土生境构筑技术+植被混凝土生态防护技术 VCS-CBS	2018	30°44'49"N, 111°20'3"E	78	多花木蓝 (<i>Indigofera amblyantha</i>)、盐肤木 (<i>Rhus chinensis</i>)、爵床 (<i>Justicia procumbens</i>)、紫穗槐 (<i>Amorpha fruticosa</i>)、野菊 (<i>Chrysanthemum indicum</i>)
仿植被混凝土植被恢复技术 CCBS	2020	30°45'35"N, 111°19'24"E	65	构树 (<i>Broussonetia papyrifera</i>)、紫穗槐 (<i>Amorpha fruticosa</i>)、牵牛花 (<i>Ipomoea purpurea</i>)、狗尾草 (<i>Setaria viridis</i>)、小白酒草 (<i>Erigeron canadensis</i>)、狗牙根 (<i>Cynodon dactylon</i>)
高次团粒植被恢复技术 CS	2015	30°41'43"N, 111°22'21"E	73	刺槐 (<i>Robinia pseudoacacia</i>)、多花木蓝 (<i>Indigofera amblyantha</i>)、构树 (<i>Broussonetia papyrifera</i>)、葎草 (<i>Humulus scandens</i>)、雾水葛 (<i>Pouzolzia zeylanica</i>)、马唐 (<i>Digitaria sanguinalis</i>)
客土喷播 ESS	2018	30°44'1"N, 111°19'49"E	70	多花木蓝 (<i>Indigofera amblyantha</i>)、紫穗槐 (<i>Amorpha fruticosa</i>)、盐肤木 (<i>Rhus chinensis</i>)、狗尾草 (<i>Setaria viridis</i>)
自然恢复 NR	—	30°43'42"N, 111°19'18"E	72	飞蓬 (<i>Erigeron acris</i>)、龙葵 (<i>Solanum nigrum</i>)、白茅 (<i>Imperata cylindrica</i>)、盐肤木 (<i>Rhus chinensis</i>)
天然林 NF	—	30°43'39"N, 111°18'40"E	50	马尾松 (<i>Pinus massoniana</i>)、桃树 (<i>Prunus persica</i>)、构树 (<i>Broussonetia papyrifera</i>)、剑叶凤尾蕨 (<i>Pteris ensiformis</i>)
裸露边坡 ES	—	30°43'45"N, 111°19'18"E	68	—

CBS: 植被混凝土生态防护技术 Vegetation concrete ecological protection technology; VCS-CBS: 植生水泥土生境构筑技术+植被混凝土生态防护技术 Vegetative cement-soil and Vegetation concrete ecological protection technology; CCBS: 仿植被混凝土植被恢复技术 Imitation vegetation concrete restoration technology; CS: 高次团粒植被恢复技术 High-order pellet vegetation restoration technology; ESS: 客土喷播 Spraying seeding technique; NR: 自然恢复 Natural restoration slope; NF: 天然林 Natural forest; ES: 裸露边坡 Exposure slope

不同边坡的 R0.25、MWD, 分布规律一致, 天然林 (NF) 最大, 分别为 89.39%、5.17。ES 最小分别为 37.49%、0.92; 人工修复边坡均位于两者之间且与二者差异显著 ($P < 0.05$), 分布范围分别为 58.72%—75.89%、3.38—2.14。且植被混凝土生态防护技术 (CBS) 的 MWD 显著高于客土喷播 (ESS) 的 R0.25 显著低于其余 4 个边坡 ($P < 0.05$), 植生水泥土生境构筑技术+植被混凝土生态防护技术 (VCS-CBS)、仿植被混凝土植被恢复技术 (CCBS)、高次团粒植被恢复技术 (CS)、ESS 无显著差异 ($P < 0.05$)。

分形维数 D 则表现为 NF (2.44) 显著小于除 VCS-CBS 外的其余边坡 ($P < 0.05$), ES (2.77) 显著大于其余边坡 ($P < 0.05$), 各生态修复边坡在 2.62—2.52 之间, 除 ESS (2.62) 显著大于 CS (2.54)、VCS-CBS (2.52) 外 ($P < 0.05$), 各生态修复边坡之间无显著差异 ($P < 0.05$)。

2.2 不同生态修复边坡团聚体胶结物质含量特征

2.2.1 不同生态修复边坡团聚体铁铝氧化物含量特征

团聚体无机胶结物质——游离态铁铝 (Fed、Ald)、无定形态铁铝 (Feo、Alo)、络合态铁铝 (Fep、Alp) 在各边坡土壤中的分异如图 3 所示。各个样地团聚体中游离态氧化铁 (Fed) 的含量在 2.24—6.03g/kg 之间, 各边坡 Fed 的含量总体上呈现出各粒径以 VCS-CBS、CCBS 较高, NR、ESS 次之, ES、CBS、CS、NF 较低。生态修复

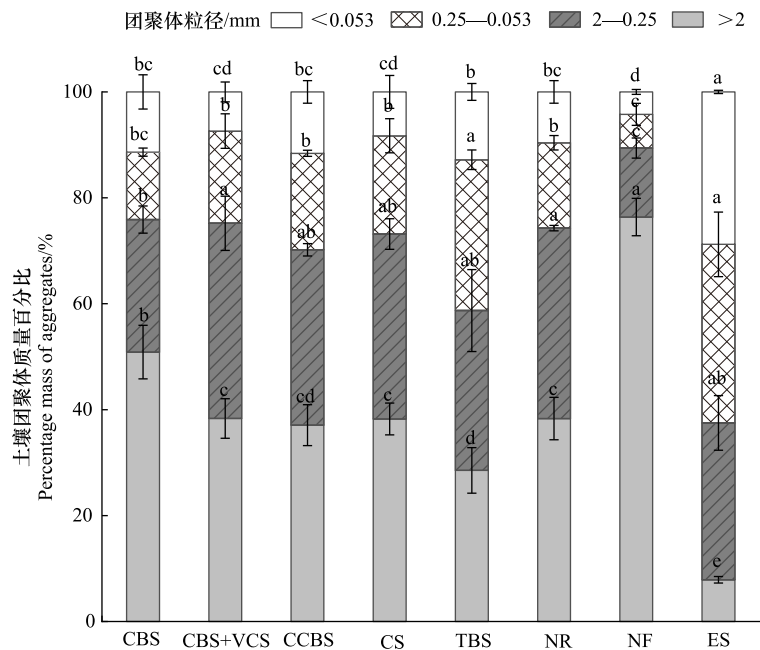


图1 各边坡土壤团聚体粒径分布

Fig.1 Distribution characteristics of soil aggregates in the ecological restoration slopes

CBS: 植被混凝土生态防护技术 Vegetation concrete ecological protection technology; VCS-CBS: 植生水泥土生境构筑技术+植被混凝土生态防护技术 Vegetative cement-soil and Vegetation concrete ecological protection technology; CCBS: 仿植被混凝土植被恢复技术 Imitation vegetation concrete restoration technology; CS: 高次团粒植被恢复技术 High-order pellet vegetation restoration technology; ESS: 客土喷播 Spraying seeding technique; NR: 自然恢复 Natural restoration slope; NF: 天然林 Natural forest; ES: 裸露边坡 Exposure slope; MWD: 平均重量直径 Mean mass diameter; D: 分形维数 Fractal dimension; 图中不同小写字母表各修复模式的差异显著 ($P<0.05$)

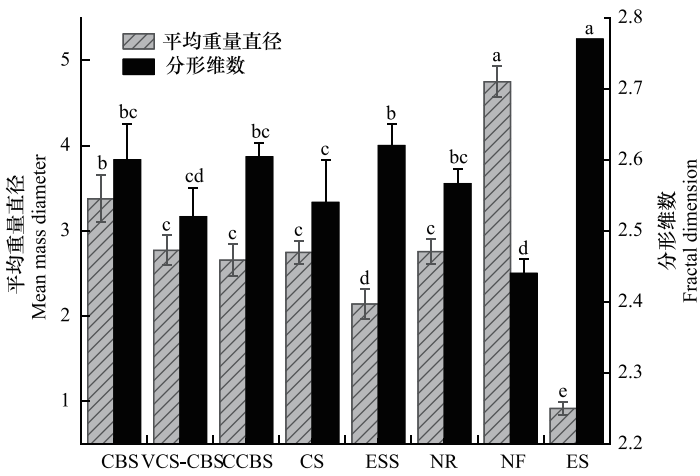


图2 各边坡平均重量直径 (MWD) 及分形维数 (D) 值

Fig.2 Mean mass diameter and Fractal dimension of soil aggregates on the ecological restoration slopes

图中不同小写字母表各修复模式的差异显著 ($P<0.05$)

边坡中 VCS-CBS、CCBS 各粒径显著大于 CBS、CS, ESS 处于中等水平也显著大于 CBS、CS。各边坡除 CCBS 外均为<0.053mm 粒径中含量最高, ES 的 2—0.25mm 粒径显著低于各边坡 ($P<0.05$)。

游离态氧化铝 (Ald) 的含量在 0.39—1.87g/kg 之间。总体上呈现出以 CBS、NF、CK 较高, VCS-CBS、CCBS、ESS 次之, CS、NR 较低, NR 除<0.053mm 以外、CS 除>2mm (高于 NR) 外其余粒径均处于最低状态。生态修复边坡中, CBS 外各粒径均显著高于其余生态修复边坡, CS 各粒径均显著小于其余生态修复边坡, VCS-CBS、CCBS、ESS 处于中等水平。

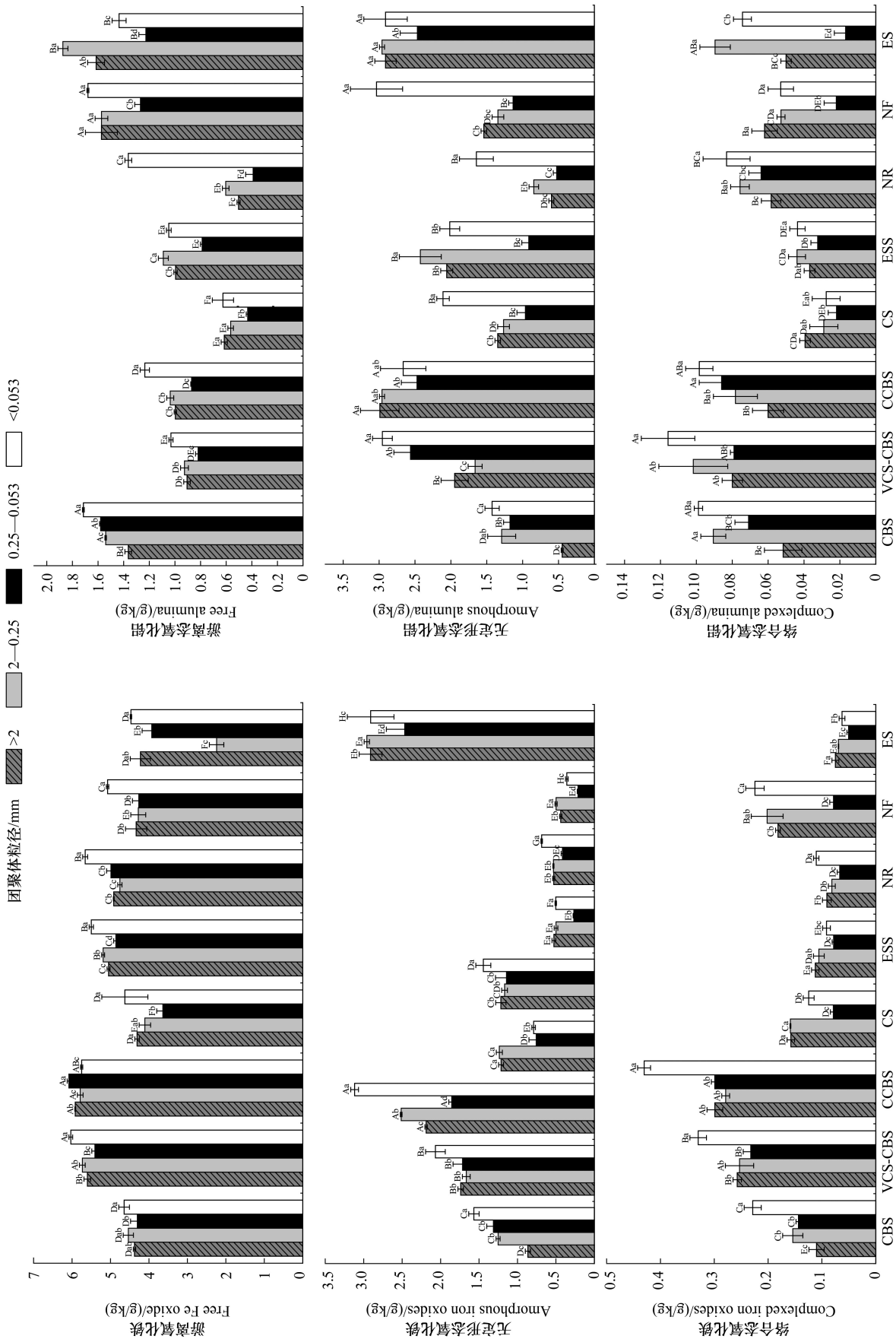


图3 各样地不同粒径团聚体中铁铝氧化物的含量分布

Fig. 3 The distribution of Fe-Al oxides in aggregates of different particle sizes
不同大写字母代表不同样地铁铝氧化物的含量差异显著 ($P < 0.05$), 不同小写字母代表不同粒径团聚体铁铝氧化物的含量差异显著 ($P < 0.05$)。下同

各个样地团聚体中无定形态氧化铁(Feo)的含量在 0.08—3.12g/kg 之间,总体上人工修复边坡各粒径均显著高于未经人工修复边坡($P<0.05$),生态修复边坡中 VCS-CBS、CCBS 较高,CBS、CS、ESS 次之。3 个未经人工修复边坡均处于较低状态,且均以粒径 0.25—0.053mm 最低($P<0.05$)。生态修复边坡中 VCS-CBS、CCBS 各粒径除 CBS 的粒径 0.25—0.053mm 外显著大于其余边坡($P<0.05$),人工修复边坡 Feo 含量除 CS 外均以 <0.053 mm 最大。

无定形态氧化铝(Al_o)的含量在 0.45—6.52g/kg 之间。总体上 CCBS、VCS-CBS 与 CK 处于较高水平,生态修复边坡中 VCS-CBS、CCBS 较高,ESS 次之,CBS 较低。NF 的 <0.053 mm 显著大于除 VCS-CBS、CCBS 外的人工修复边坡。除 NF <0.053 mm、VCS-CBS 的 0.25—0.053mm、 <0.053 mm 与 CCBS 外,其它样地各粒径均显著低于裸露边坡($P<0.05$)。

各个样地团聚体中络合态氧化铁(Fe_p)的含量在 0.05—0.43g/kg 之间,总体上 VCS-CBS、CCBS 在各粒径均处于较高水平,NF、CBS、CS 次之,NR、ESS、ES 处于较低水平。NF 其粒径 >2 mm、2—0.25mm 显著大于除 VCS-CBS、CCBS 外的生态修复边坡。ES 各粒径均低于的各生态修复边坡。生态修复边坡中 VCS-CBS、CCBS 较高,CBS、CS 次之,ESS 较低。其中 VCS-CBS、CCBS 各粒径均显著高于其余生态修复边坡。

络合态氧化铝(Al_p)的含量在 0.02—0.12g/kg 之间。总体上 CBS、VCS-CBS、CCBS、NR 在各粒径均处于较高水平,各粒径均显著大于 CS 与 ESS。其中 ES、NF、CS、ESS 的粒径 0.25—0.053mm 均处于最低水平,均显著低于其余边坡。其中除 CCBS、CS、NF 外各边坡均呈 U-形分布,即 Al_p 主要分布在粒径 >2 mm 与 0.25—0.053mm 中。生态修复边坡中 VCS-CBS 各粒径都处于较高水平,CBS、CCBS 次之,CS、ESS 最差,各粒径均显著低于其余生态修复边坡($P<0.05$)。

2.2.2 不同生态修复边坡有机碳含量特征

由图 4 可知,各边坡有机碳含量在 3.02—22.74g/kg 之间,总体上各样地各粒级团聚体有机碳含量 NF、CS 较高,裸露边坡各粒径均显著低于所有边坡,人工修复边坡中,CS 样地各粒级团聚体有机碳含量最高,其中 CBS 样地、CCBS 样地和 NR 样地 2—0.25mm 粒级团聚体有机碳含量最高,CS 样地和 ES 样地 <0.053 mm 团聚体有机碳含量最高,除 VCS-CBS 外各样地均以 0.25—0.053mm 粒级团聚体有机碳含量最低。

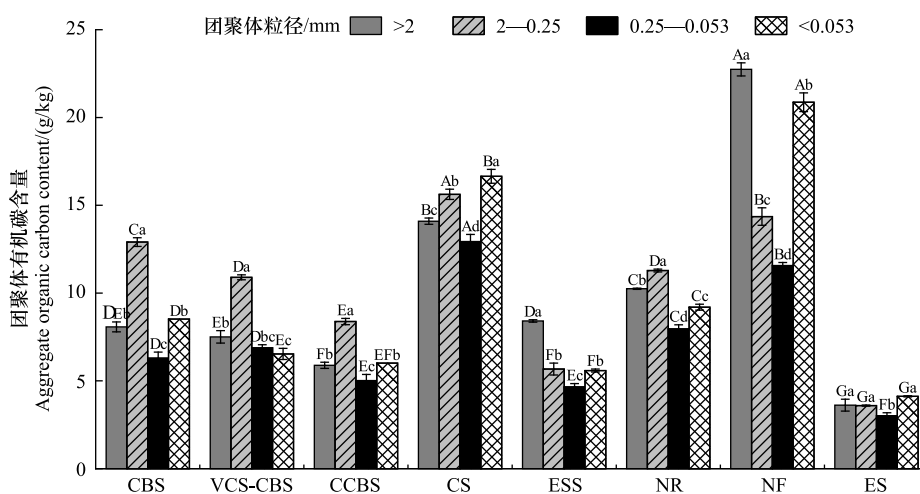


图 4 各样地土壤团聚体中有机碳的含量分布

Fig.4 Distribution of organic carbon in soil aggregates in different sample sites

2.2.3 不同生态修复边坡有机-无机复合体胶结物质含量特征

钙键结合态有机碳(CaSOC)的含量在 2.07—0.26g/kg 之间(图 5)。总体上 CBS、VCS-CBS、NF 较高,CS、ESS 次之,CCBS、ES、NR 较低。各生态修复边坡除 CCBS 粒径 2—0.25mm、0.25—0.053mm 外均显著高于 ES。生态修复边坡中 CBS、VCS-CBS 除 <0.053 mm 外各粒径显著高于其余生态修复边坡,CS、ESS 显著高于 CCBS

粒径<0.053mm 以外的各粒径。

铁铝键结合态有机碳含量在 2.35—0.68g/kg 之间(图 6),总体上 NF 较高,CBS、CS 次之,其余处于较低水平,除 CBS 粒径 2—0.25mm、0.25—0.053mm 外,NF 显著大于生态修复各粒径($P<0.05$)。生态修复边坡中 CBS、CS 较高,其各粒径均显著大于 VBS-CBS、CS、ESS,VBS-CBS、CS 次之,ESS 较低。

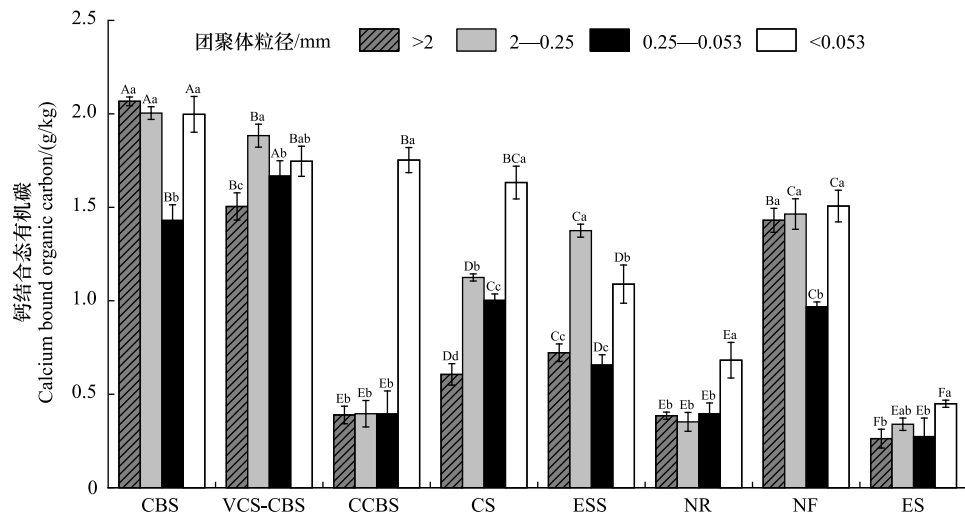


图 5 各样地土壤团聚体中钙结合态有机碳的含量分布

Fig.5 Distribution of the content of calcium bound organic carbon in soil aggregates in different sample sites

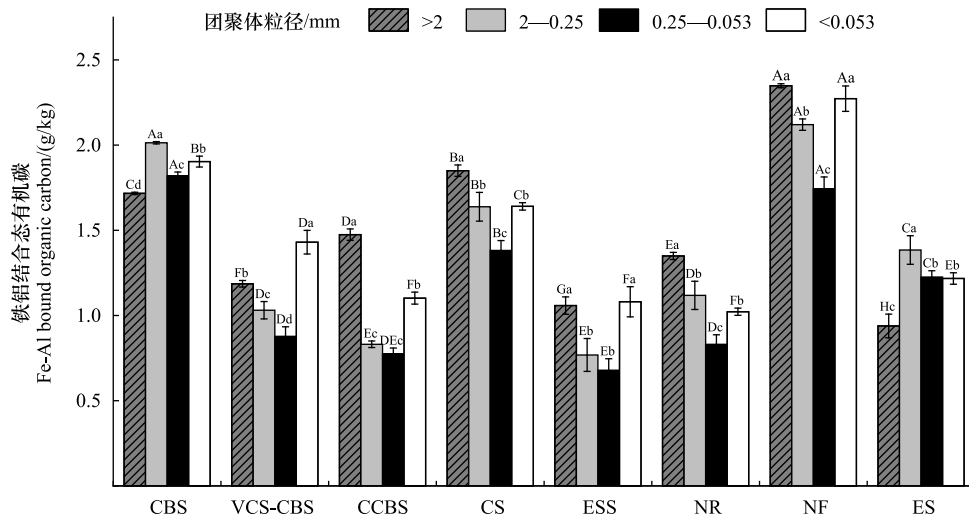


图 6 各样地土壤团聚体中铁铝结合态有机碳的含量分布

Fig.6 Distribution of the content of Fe/Al bound organic carbon in soil aggregates in different sample sites

3 讨论

3.1 生态修复对边坡土壤团聚体稳定性特征的影响

团聚体粒径分布与 MWD、分形维数 D 是反映土壤结构稳定性的重要指标,MWD 值、R0.25 越大,团聚体稳定性越好;D 值越小,土壤结构越稳定^[24]。团聚体稳定性强的坡面在土壤生境向自然状态转化的过程可以起到良好的促进作用,更有利于坡面植被的恢复。生态修复能显著改善土壤结构的稳定性状况,上述边坡中,人工修复边坡的 R0.25 均小于 NF 大于 ES。天然林所受人类活动干扰最小,且植被演替阶段较高,以马尾松等乔木为主,根系更为发达,人工修复边坡也均有人工种植与自然演替产生的植被,这不但可显著提升团聚体

稳定性,且可显著降低径流侵蚀^[25-26]。此外丰富的植物根系可以分泌较多的胶结物质,将土壤中的细小颗粒团聚成为结构稳定的大团聚体。土壤中积累的有机质含量更高。演替阶段越高的植物群落物种多样性较高,植被覆盖率较高且群落结构层次较复杂,有效增加了雨滴浸润土壤的时间,减少大雨或暴雨产生的消散作用和雨滴的机械打击对土壤团聚体的破坏。并降低坡面径流对团聚体的破坏^[27-28]有这些都有利于团聚体稳定性的提升。研究表明^[29]人类活动干扰越强烈,大粒径团聚体越少而小粒径团聚体越多。因此团聚体稳定性情况大致表现为 NF 最佳,人工修复边坡次之,ES 最差,这表明人工修复有利于大粒径团聚体的积累,对于水土保持工作有积极意义。生态修复边坡中,CBS 的 MWD 值显著大于各边坡($P<0.05$),这可能是因为 CBS 的优势物种——须根系的鬼针草比其余边坡的灌木或直根系植物有更好的团聚作用^[8]。

3.2 不同生态修复边坡土壤团聚体胶结物质含量特征

本研究结果显示,生态修复显著提高了各个粒径团聚体内有机碳的含量,相较于生态修复后的样地,裸露边坡受到扰动,表面缺少植被固土,养分循环系统未重建,极大的降低了对有机碳的固持能力,并且受到强降雨、强风等自然因素的影响,边坡大团聚体容易破碎,加速了土壤有机碳的转化,土壤结构的稳定性遭到破坏^[30-31]。整体上,各生态修复样地 $<0.053\text{mm}$ 粒级团聚体有机碳含量均高于 $0.25-0.053\text{mm}$ 粒级团聚体内有机碳的含量。原因可能是细菌产物及其与土壤颗粒(如黏土矿物、多价金属和其他有机物或复合体)的相互作用促进了单个结构单元之间的胶结,尤其是在小于 $20\mu\text{m}$ 的微团聚体中^[32-33]。而有较多的小于 $20\mu\text{m}$ 孔径孔隙存在于 $<0.053\text{mm}$ 粒级团聚体中,从而减少了团聚体中有机碳的分解^[34]。生态修复边坡中 CS 的各粒径 SOC 含量均显著高于其他边坡($P<0.05$),这可能是由于其修复时间较早,优势物种为乔木且群落结构较为丰富,而 SOC 含量又往往随群落演替阶段升高而增加。

生态修复使得土壤中不同形态的铁氧化物含量均得到了提升。这可能是土壤中的有机碳通过静电引力、配位交换、范德华力、阳离子键桥、疏水作用和氢键等方式与无定形态氧化铁和络合态氧化铁形成了更加稳定的复合物^[35];生态修复的植被覆盖率提高及凋落物增加使得边坡土壤有机碳含量升高,随之氧化铁的含量增加,而且两者的相互结合保存了更多的铁氧化物。Xue 等^[36]研究发现,土壤有机碳含量的增加可以促进无定形态氧化铁和络合态氧化铁的增加,有机碳可以被低晶质铁氧化物吸附,因其具有较高的比表面积和较多的羟基位点,使其对有机碳的吸附力更强,因此有机碳的增加促进了有机-金属化合物复合物的形成^[37]。此外,当发生氧化还原电位的变化时,有机碳可以和铁氧化物发生共沉淀^[38],使得生态修复中不同形态的铁氧化物含量提高。

土壤中有机胶结物质和无机胶结物质的含量也是决定钙键结合态有机碳和铁铝键结合态有机碳含量的重要因素^[39],结合态有机碳(MAOC)主要通过植物来源的溶解有机质直接吸收到矿物质表面,或通过微生物介导的转化和坏死团与矿物质结合^[40],本研究结合态有机碳含量与舒倩^[41]的研究表明宜昌市的各边坡凋落物分解速率与总体一致,即凋落物分解速率快的边坡钙键结合态有机碳和铁铝键结合态有机碳含量高。本研究中相对于铁铝键结合态结合态有机碳,钙键结合态有机碳在各边坡的差异更加显著,这可能是因为各边坡施工工艺中均铺设了铁丝网,铁铝键结合态有机碳含量主要受限于有机质的含量,各边坡的有机碳含量与铁铝键结合态有机碳分布趋势一致,而钙结合态有机碳在生态修复边坡中则以两种添加了较多混凝土的技术——CBS 与 VCS-CBS 中较高,即钙键结合态有机碳含量可能主要受限于钙离子能力,而 CBS 与 VCS-CBS 中的混凝土提供了更多的钙离子^[42]。同理,CS 各粒径有机碳含量虽均高于各生态修复边坡($P<0.05$),但其钙结合态有机碳除粒径 $<0.053\text{mm}$ 均处于较低状态。

各样地微团聚体中,钙键结合态有机碳和铁铝键结合态有机碳含量随粒径的减小而增加,表明这两种有机无机复合体在微团聚体中主要向细粒级富集。这可能主要由各粒径中有机质决定。根据 Tisdall 等^[34]提出的等级发育模型,大团聚体是由小团聚体在有机胶结物质的胶结作用下而形成,因此团聚体内的有机碳含量随粒径的增大而增加^[43],这与本研究中各生态修复样地整体上 $>0.25\text{mm}$ 粒级团聚体内有机碳的含量均高于 $<0.25\text{mm}$ 粒级团聚体结果一致。

3.3 生态基材的团聚体稳定性机理分析

冗余分析(RDA)与相关性热图均表明有机无机胶结物质、有机-无机复合体及其之间的相互作用影响团聚体稳定性及粒径分布。本研究中 SOC 及有机无机复合体的作用大于无机胶结物质。SOC、CaSOC、FeAl-SOC 三者可以促进大团聚体的形成,与 MWD、R0.25、>2mm 粒级团聚体含量呈显著正相关(图 9)。部分学者认为水稳定性团聚体含量及其平均重量直径(MWD)与无定形铁、铝氧化物含量呈极显著正相关,而与游离氧化铁、铝氧化物含量的相关性不明显^[8],而本研究中游离氧化铁对团聚体稳定性及粒径分布的解释率分别达 31.5%、32.2%(图 7、图 8),远大于游离氧化铝,这可能是由于宜昌土壤以壤土为主,其 Al^{3+} 电荷状态不够稳定从而形成其他稳定的化合物而土壤中 Fe^{3+} 较为稳定替代了粘结能力较弱的 Al^{3+} , Fe^{3+} 作为键桥使土壤中的无机胶粒相互靠近凝聚形成粘土矿物吸附在土壤上从而形成氧化膜促进土粒之间的团聚形成稳定和不易分散的团聚体^[44-45]。整体上,无定形态铁铝氧化物对生态修复边坡土壤团聚体的稳定性影响相对较小,原因可能是无定形铁铝氧化物对大团聚体的作用较小,但对微团聚体($\leq 0.2\mu\text{m}$)有较强的团聚作用^[46]。研究表明 pH 在铁铝氧化物对团聚体稳定性的影响中起到重要作用^[8,47],在碱性环境中,氧化铁表面带负电荷,易与带同种电荷的黏土矿物互斥,甚至导致团聚体起分散或不稳定^[48],因此它们之间的胶结过程一般只能在酸性环境下进行^[49];但同时 Fe^{3+} 等氧化物也会较少地吸附有机质,从而有更多的有机质参与土壤颗粒的团聚过程中^[47]。而根据艾尚进^[23]的研究表明,本研究中各边坡土壤均呈弱碱性,pH 在 7.59—8.68 之间,这可能是本研究中铁铝氧化物在团聚体稳定性方面作用较弱而有机质较强的原因。范德华引力同样是影响团聚体稳定性的重要因素,Hu 等^[50]的研究表明,电解质浓度越高,范德华引力、水合斥力、静电斥力所决定的土壤内力越小,团聚体稳定越高^[51],这可能是铁铝氧化物提升团聚体稳定性的途径之一。

黏粒-多价阳离子-有机质,是形成土壤微团聚体的主要胶结机制^[52]但在本研究中 FeAl-SOC 对团聚体稳定性及粒径分布的解释率(9.5%、41.4%)远大于 Ca-SOC(1.2%、1%),这可能是由多价阳离子的键合力差异导致($\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^{+}$)^[53]。且有研究表明铁铝键复合体中腐殖质的 C、H、N 含量高于钙键复合体中腐殖

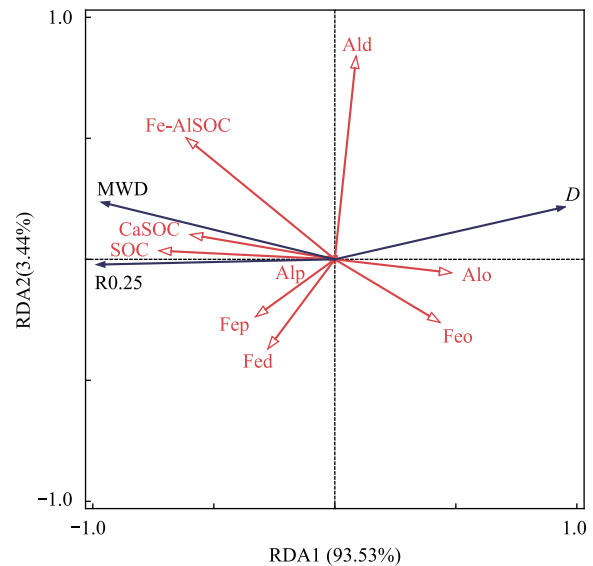


图 7 团聚体胶结物质对团聚体稳定性的冗余分析(RDA)

Fig.7 Redundancy analysis (RDA) for aggregate stability and its possible influencing factors

Fed: 游离氧化铁 Free iron oxides; Ald: 游离氧化铝 Free alumina; Feo: 无定形态氧化铁 Amorphous iron oxides; Alo: 无定形态氧化铝 Amorphous alumina; Fep: 络合态氧化铁 Complexed iron oxides; Alp: 络合态氧化铝 Complexed alumina; SOC: 土壤有机碳 Soil organic carbon; Fe-AlSOC: 铁铝键结合态有机碳 Fe-Al bound organic carbon; CaSOC: 钙键结合态有机碳 Calcium bound organic carbon; R0.25: >0.25mm 团聚体含量 >0.25mm aggregate content

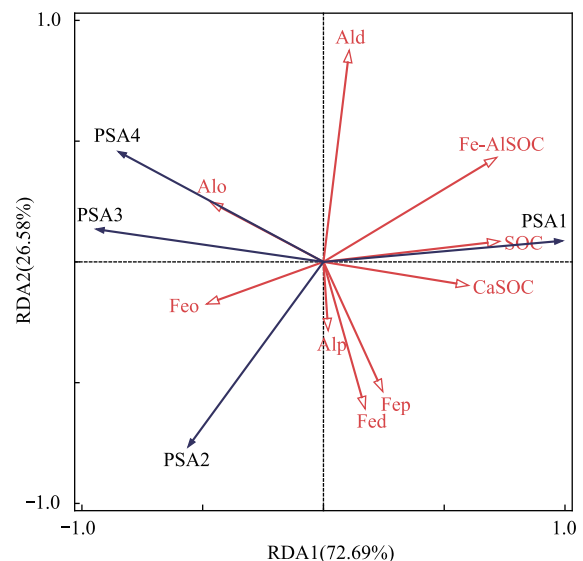


图 8 团聚体胶结物质对团聚体粒径分布的冗余分析(RDA)

Fig.8 Redundancy analysis (RDA) for aggregate size distribution and its possible influencing factors

质,铁铝键复合体中腐殖质的热稳定性和对金属离子的螯合亲和力皆高于钙键复合体^[54]。铁(铝)键合碳的有机碳矿化稳定性也高于钙键合碳^[55],这有利于土壤有机碳的固存,这也解释了有机碳与铁(铝)键合碳相关性显著(图9)。

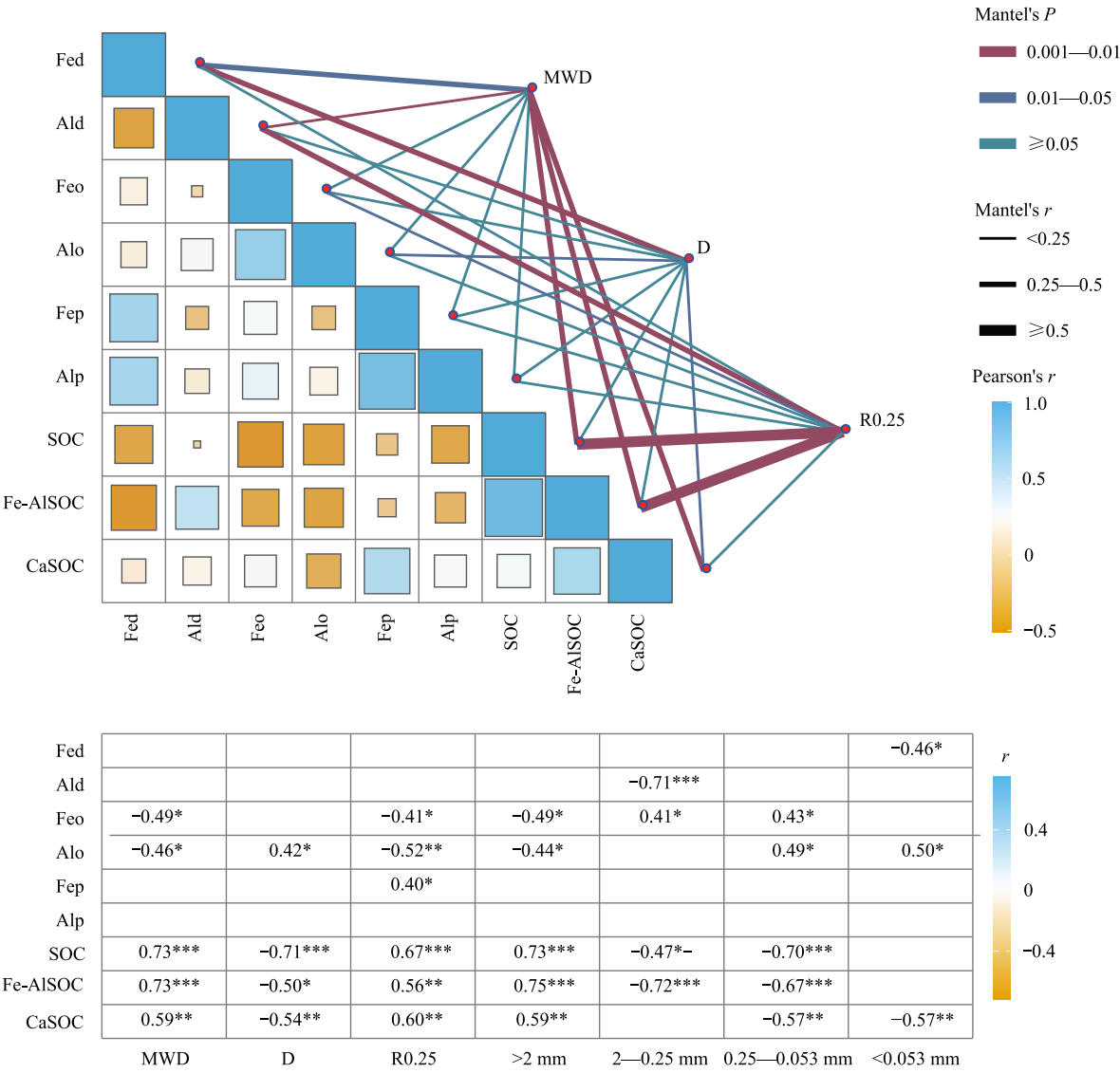


图9 团聚体胶结物质与团聚体稳定性的相关性热图

Fig.9 Heat map of correlation between aggregate stability and its possible influencing factors

* 在 0.05 水平差异显著; ** 在 0.01 水平差异显著; *** 在 0.001 水平差异显著

4 结论

与未经人工修复的裸露边坡相比,各生态修复边坡土壤大团聚体含量及平均重量直径更高。主要机制在于各生态修复方式的不同造成各边坡有机、无机胶结物质及有机无机复合体的差异。生态修复主要通过 Fed 胶结土壤颗粒促进微团聚体的形成与稳定,再在 SOC、CaSOC、FeAl-SOC 的胶结下促进微团聚体形成大团聚体。在有机、无机胶结物质的共同作用下,生态修复显著提高了边坡土壤团聚体的稳定性。生态修复对团聚体稳定性及胶结物质的影响可能与边坡植物的群落结构、覆盖度及凋落物含量有关,另外,施工工艺带来的 Ca²⁺、Fe²⁺ 的差异也可能是影响团聚体稳定性的因素之一。

参考文献 (References):

- [1] 张进德, 郝富瑞. 我国废弃矿山生态修复研究. 生态学报, 2020, 40(21): 7921-7930.
- [2] 赵冰琴, 夏振尧, 许文年, 杨森, 夏栋, 王泽光. 工程扰动区边坡生态修复技术研究综述. 水利水电技术, 2017, 48(2): 130-137.
- [3] Blum W E H. Functions of soil for society and the environment. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2005, 4(3): 75-79.
- [4] 王清奎, 汪思龙. 土壤团聚体形成与稳定机制及影响因素. 土壤通报, 2005, 36(3): 415-421.
- [5] 秦崧悦, 吴新亮, 褚保森, 张智勇. 贺兰山不同坡向和海拔梯度土壤团聚体组成和稳定性变化特征及其影响因素. 生态学报, 2024, 44(17): 7770-7785.
- [6] 钱婧, 张丽萍, 王文艳. 红壤坡面土壤团聚体特性与侵蚀泥沙的相关性. 生态学报, 2018, 38(5): 1590-1599.
- [7] 白晓雄, 李妍, 胡斯乐, 董立国, 张敏, 王迎, 余旋. 林龄对刺槐人工林土壤团聚体、有机碳和细菌群落的影响. 生态学报, 2024, 44(12): 5259-5268.
- [8] 谭文峰, 许运, 史志华, 蔡鹏, 黄巧云. 胶结物质驱动的土壤团聚体形成过程与稳定机制. 土壤学报, 2023, 60(5): 1297-1308.
- [9] 章明奎, 何振立. 成土母质对土壤团聚体形成的影响. 热带亚热带土壤科学, 1997(3): 198-202.
- [10] Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil and Tillage Research, 2004, 79(1): 7-31.
- [11] Totsche K U, Amelung W, Gerzabek M H, Guggenberger G, Klumpp E, Knief C, Lehnndorff E, Mikutta R, Peth S, Prechtel A, Ray N, Kögel-Knabner I. Microaggregates in soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2018, 181(1): 104-136.
- [12] 马佳鑫, 夏栋, 刘芳, 闫书星, 段晓明. 向家坝水电站生态修复边坡土壤团聚体及有机碳含量特征. 水土保持通报, 2023, 43(5): 404-410.
- [13] 马悦阳, 夏栋, 舒倩, 郭士维, 罗婷, 闫书星, 刘大翔. 向家坝工程扰动区不同生态修复模式边坡土壤颗粒分形特征. 水土保持研究, 2023, 30(4): 83-89.
- [14] 曾旭, 陈芳清, 许文年, 王建柱, 夏振尧. 大型水利水电工程扰动区植被的生态恢复——以向家坝水电工程为例. 长江流域资源与环境, 2009, 18(11): 1074-1079.
- [15] 罗婷, 许文年, 程虎, 邱辉, 夏露, 赵冰琴, 夏栋. 向家坝水电站不同修复模式下根际土壤微生物化学计量特征. 长江流域资源与环境, 2019, 28(2): 450-458.
- [16] Cheng H, Xu W N, Luo T, Xia L, Xiang H Y, Ma P F, Xia D. Microbial functional diversity as affected by different engineered eco-restoration methods at xiangjiaba hydropower station. Journal of Environmental Engineering, 2020, 146(3),
- [17] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(3): 627-633.
- [18] Le Bissonnais Y, Prieto I, Roumet C, Nespoulous J, Metayer J, Huon S, Villatoro M, Stokes A. Soil aggregate stability in Mediterranean and tropical agro-ecosystems: effect of plant roots and soil characteristics. Plant and Soil, 2018, 424(1): 303-317.
- [19] van Bavel C H M. Mean weight-diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. Soil Science Society of America Journal, 1950, 14: 20-23.
- [20] Zhao W J, Cui Z, Ma H. Fractal features of soil particle-size distributions and their relationships with soil properties in gravel-mulched fields. Arabian Journal of Geosciences, 2017, 10(9): 211.
- [21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法; 北京: 中国农业科学技术出版社, 1999.
- [22] 徐建民, 侯惠珍, 袁可能. 土壤有机矿质复合体研究Ⅷ. 分离钙键有机矿质复合体的浸提剂——硫酸钠. 土壤学报, 1998, 35(4): 468-474.
- [23] 艾尚进. 典型生态修复边坡土壤团聚体稳定性及碳库特征研究[D]. 宜昌: 三峡大学, 2022.
- [24] Ahmadi A, Neyshabouri M R, Rouhipour H, Asadi H. Fractal dimension of soil aggregates as an index of soil erodibility. Journal of Hydrology, 2011, 400(3/4): 305-311.
- [25] Ghidry F, Alberts E E. Plant root effects on soil erodibility, splash detachment, soil strength, and aggregate stability. Transactions of the ASAE, 1997, 40(1): 129-135.
- [26] Hudec C, Stanchi S, D'Amico M, Freppaz M. Quantifying the contribution of the root system of alpine vegetation in the soil aggregate stability of moraine. International Soil and Water Conservation Research, 2017, 5(1): 36-42.
- [27] 汪三树, 黄先智, 史东梅, 郭彦军, 郭宏忠, 彭旭东, 李叶鑫. 基于 Le Bissonnais 法的石漠化区桑树地埂土壤团聚体稳定性研究. 生态学报, 2013, 33(18): 5589-5598.
- [28] 朱方方, 秦建森, 朱美菲, 张友焱. 模拟降雨下林下植被结构对产流产沙过程的影响. 水土保持学报, 2023, 37(3): 10-18.

- [29] Li P, Ying D, Li J, Deng J J, Li C K, Tian S Y, Zhao G, Wu C F, Jiao J G, Jiang M, Hu F. Global-scale no-tillage impacts on soil aggregates and associated carbon and nitrogen concentrations in croplands: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 2023, 881: 163570.
- [30] Wang Y X, Ran L S, Fang N F, Shi Z H. Aggregate stability and associated organic carbon and nitrogen as affected by soil erosion and vegetation rehabilitation on the Loess Plateau. *Catena*, 2018, 167: 257-265.
- [31] Bai Y X, Zhou Y C, He H Z. Effects of rehabilitation through afforestation on soil aggregate stability and aggregate-associated carbon after forest fires in subtropical China. *Geoderma*, 2020, 376: 114548.
- [32] Yang Y S, Liu D X, Xiao H, Chen J G, Ding Y, Xia D, Xia Z Y, Xu W N. Evaluating the effect of the ecological restoration of quarry slopes in Caidian district, Wuhan City. *Sustainability*, 2019, 11(23): 6624.
- [33] Christensen B T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52(3): 345-353.
- [34] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 1982, 33(2): 141-163.
- [35] 胡世文, 刘同旭, 李芳柏, 石振清. 土壤铁矿物的生物-非生物转化过程及其界面重金属反应机制的研究进展. *土壤学报*, 2022, 59(1): 54-65.
- [36] Xue B, Huang L, Huang Y N, Yin Z Y, Li X K, Lu J W. Effects of organic carbon and iron oxides on soil aggregate stability under different tillage systems in a rice - rape cropping system. *Catena*, 2019, 177: 1-12.
- [37] Chaparro M A E, del Pilar Moralejo M, Böhnelt H N, Acebal S G. Iron oxide mineralogy in Mollisols, Aridisols and Entisols from southwestern Pampean region (Argentina) by environmental magnetism approach. *Catena*, 2020, 190: 104534.
- [38] Chen C M, Dynes J J, Wang J, Sparks D L. Properties of Fe-organic matter associations via coprecipitation versus adsorption. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(23): 13751-13759.
- [39] Lavallee J M, Soong J L, Francesca Cotrufo M. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 2020, 26(1): 261-273.
- [40] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 17105.
- [41] 舒倩. 不同生态修复技术边坡凋落物典型生态功能研究[D].宜昌: 三峡大学, 2023.
- [42] 宋亮, 赵冰琴, 夏栋, 吴欣, 胡鑫凯, 许文年, 包海龙. 黄河底泥基植生基材用于矿区生态修复的效果研究. *煤炭科学技术*, 1-16[2025-03-03], DOI: 10.12438/cst.2023-1702.
- [43] Cheng Y T, Xu G C, Wang X K, Li P, Dang X H, Jiang W T, Ma T T, Wang B, Gu F Y, Li Z B. Contribution of soil aggregate particle size to organic carbon and the effect of land use on its distribution in a typical small watershed on Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, 2023, 155: 110988.
- [44] Zhao J S, Chen S, Hu R G, Li Y Y. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. *Soil and Tillage Research*, 2017, 167: 73-79.
- [45] 蔡琳, 杨予静, 种玉洁, 袁义平, 曾翔宇, 姚和风, 陈初明, 李中强, 魏立飞, 余海燕. 亚热带退化森林不同恢复方式对土壤团聚体胶结物质及稳定性的影响. *生态学报*, 2023, 43(9): 3689-3698.
- [46] 张琪, 方海兰, 史志华, 李朝霞, 蔡崇法. 侵蚀条件下土壤性质对团聚体稳定性影响的研究进展. *林业科学*, 2007, (S1): 77-82.
- [47] 刘亚龙, 王萍, 汪景宽. 土壤团聚体的形成和稳定机制: 研究进展与展望. *土壤学报*, 2023, 60(3): 627-643.
- [48] Rhoton F E, Remkens M, Bigham J M, Zobeck T M, Upchurch D R. Ferrihydrite influence on infiltration, runoff, and soil loss. *SOIL SCI SOC AM J*, 2003, 67(4): 1220-1226.
- [49] 谭文峰, 周素珍, 刘凡, 冯雄汉, 李学垣. 土壤中铁铝氧化物与黏土矿物交互作用的研究进展. *土壤*, 2007, 39(5): 726-730.
- [50] Hu F N, Liu J F, Xu C Y, Du W, Yang Z H, Liu X M, Liu G, Zhao S W. Soil internal forces contribute more than raindrop impact force to rainfall splash erosion. *Geoderma*, 2018, 330: 91-98.
- [51] Ma R T, Hu F N, Xu C Y, Liu J F, Zhao S W. Response of soil aggregate stability and splash erosion to different breakdown mechanisms along natural vegetation restoration. *Catena*, 2022, 208: 105775.
- [52] Oades J M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 1984, 76(1): 319-337.
- [53] Tisdall J M. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter//Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Boca Raton: CRC Press, 2020: 57-96.
- [54] 徐建民, 赛夫, 袁可能. 土壤有机矿质复合体研究 IX. 钙键复合体和铁铝键复合体中腐殖质的性状特征. *土壤学报*, 1999, 36(2): 168-178.
- [55] 周少龙, 李月梅, 张志春, 甄国赞, 孙丰豪, 欧建芳. 三江源地带性土壤铁(铝)键合碳分布特征. *土壤学报*, 2024, 61(4): 1031-1041.