

DOI: 10.11766/trxb202408270344

CSTR: 32215.14.trxb202408270344

王乾坤, 张歆, 杨伟, 彭珏, 王军光. 亚热带崩岗侵蚀区不同植被恢复类型对土壤团聚体孔隙特征的影响[J]. 土壤学报, 2025, 62(5): 1282–1293.

WANG Qiankun, ZHANG Xin, YANG Wei, PENG Jue, WANG Junguang. Effects of Different Types of Vegetation Restoration on Soil Pore Characteristics in Benggang Erosion Areas[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(5): 1282–1293.

## 亚热带崩岗侵蚀区不同植被恢复类型对土壤团聚体孔隙特征的影响\*

王乾坤<sup>1</sup>, 张歆<sup>2</sup>, 杨伟<sup>3</sup>, 彭珏<sup>1</sup>, 王军光<sup>1†</sup>

(1. 华中农业大学水土保持研究中心, 武汉 430070; 2. 长江水利委员会长江流域水土保持监测中心站, 武汉 430010; 3. 湖北省水利水电科学研究院, 武汉 430070)

**摘要:** 为探究亚热带崩岗侵蚀区不同植被恢复类型对土壤团聚体孔隙特征的影响, 本研究采集 4 种植被恢复区土壤表层样品, 包括人工乔木林、人工混交林、人工灌木林和人工草地, 并以侵蚀劣地作为对照, 采用能够提供团聚体内部信息的 X 射线显微计算机断层扫描 ( $\mu$ CT) 以 5.91  $\mu$ m 分辨率量化 3~5 mm 团聚体孔隙特征, 并结合土壤容重、团聚体粒径分布和机械组成等物理特性对土壤结构进行多尺度物理层次分析。结果表明, 植被恢复显著促进了土壤团聚体的形成与稳定, 孔隙特征呈现出较高的各向异性和分形维数。不同植被类型改善土壤的物理性质并增强其水分和养分保持能力, 优化了土壤结构。孔径分布随植被类型不同而变化, 反映了特定环境和管理措施的影响。基于土壤结构指数 (Soil Structure Index, SSI) 评估土壤结构质量, 结果显示, 除人工草地外, 所有植被恢复区土壤的 SSI 值均高于侵蚀劣地: 人工乔木林 (0.66) > 人工混交林 (0.60) > 人工灌木林 (0.48) > 侵蚀劣地 (0.31) > 人工草地 (0.25), 其中乔木林 (尤其是柑橘林) 在提升土壤结构和稳定性方面表现尤为显著。本研究显示了植被修复在崩岗地区生态恢复和土壤质量提升中的关键作用, 不同植被类型对土壤团聚体孔隙特征的正向影响为土地管理和生态恢复提供了重要参考, 未来研究可继续探讨不同恢复措施对土壤健康和水土保持的长期效果, 从而为土地利用可持续和生态保护提供更为科学的支持。

**关键词:** 崩岗; 显微 CT 扫描; 团聚体孔隙特征; 土壤结构指数; 土壤侵蚀

**中图分类号:** S157 **文献标志码:** A

## Effects of Different Types of Vegetation Restoration on Soil Pore Characteristics in Benggang Erosion Areas

WANG Qiankun<sup>1</sup>, ZHANG Xin<sup>2</sup>, YANG Wei<sup>3</sup>, PENG Jue<sup>1</sup>, WANG Junguang<sup>1†</sup>

(1. Research Center of Soil and Water Conservation, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Yangtze Soil Conservation Monitoring Center, Changjiang Water Resources Commission, Wuhan 430010, China; 3. Hubei Water Resources and Hydropower Research Institute, Wuhan 430070, China)

**Abstract:** [Objective] This study aimed to investigate the impact of different vegetation restoration types on soil pore

\* 国家自然科学基金项目 (42177317) 和湖北省水利重点科研项目 (HBSLKY202304) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 42177317) and the Key Scientific Research Projects of Water Resources of Hubei Province (No. HBSLKY202304)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jgwang@mail.hzau.edu.cn

作者简介: 王乾坤, 男, 河南周口人, 硕士研究生, 研究方向为土壤侵蚀机理。E-mail: rfs@webmail.hzau.edu.cn

收稿日期: 2024-08-27; 收到修改稿日期: 2024-12-23; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-02-13

characteristics in Benggang areas. 【 Method 】 Surface soil samples were collected from four vegetation-restored lands (artificial arbor, artificial forest, artificial shrubland, and artificial grassland) in the Benggang erosion area and an unplanted site was selected as the control (eroded land). The pore characteristics of the aggregates (3~5 mm) were visualized and quantified using X-ray microcomputed tomography ( $\mu$ CT) at a voxel resolution of 5.91  $\mu$ m. Following the imaging, we measured various physical soil hierarchies, including bulk density, aggregate size distribution, and mechanical composition across multiple scales. 【 Result 】 The results indicated that vegetation restoration significantly improved the formation and stability of soil aggregates, leading to notable changes in aggregate pore characteristics and characterized by high anisotropy and fractal dimension. This suggests that different vegetation types not only influence the physical properties of the soil but also enhance its ability to retain water and nutrients, thereby contributing to overall soil structure. The aggregate pore size distribution varied among the different revegetated sites, reflecting the influence of specific environmental conditions and management practices associated with each type of vegetation. The Soil Structure Index (SSI) was used to assess the overall quality of soil structure. The findings revealed that, except for artificial grassland, the SSI values were consistently higher for all vegetation-restored lands compared to the eroded land. The ranking of SSI values followed artificial arbor (0.66) > artificial forest (0.60) > artificial shrubland (0.48) > eroded land (0.31) > artificial grassland (0.25). This hierarchy underscores the significant benefits of arboreal woodlands, particularly citrus orchards, in enhancing soil structure and stability. 【 Conclusion 】 Overall, the results of this study underscore the critical role of vegetation restoration in promoting ecological recovery and improving soil quality in the Benggang erosion areas of South China. By demonstrating the positive impacts of different vegetation types on soil aggregate pore characteristics, this research provides valuable insights for land management and ecological restoration efforts. Future studies could expand on these findings by exploring the long-term effects of various restoration practices on soil health and erosion control, thereby contributing to more effective strategies for sustainable land use and environmental conservation.

**Key words:** Benggang; Microcomputed tomography; Aggregate pore characteristics; Soil structure index; Soil erosion

崩岗是指在强降雨或其他外力作用下，土体或岩体的稳定性下降而沿一定的结构面或潜在滑动面产生崩塌、滑动的地质现象<sup>[1]</sup>，广泛发生于植被稀少、土壤结构脆弱的山区<sup>[2]</sup>，尤其是由花岗岩发育而来的红壤区。崩岗具有爆发力强、侵蚀量大、潜在危险性大等特点<sup>[3]</sup>，能直接引起自然灾害，严重威胁当地的生态系统、土地资源及当地居民的人身财产安全<sup>[4]</sup>。花岗岩的特殊岩性、岩土内部结构及力学特性是崩岗侵蚀产生的重要原因，深厚且疏松的风化壳为崩岗提供了物质基础<sup>[5]</sup>。在花岗岩风化壳中，存在大量的大孔隙、裂隙和节理，土壤发育的风化物可通过这些结构深入风化壳，加速整个土体的风化过程<sup>[6]</sup>，且由于花岗岩发育土壤的胶结能力和抗剪能力较弱，极易形成不稳定的土壤结构<sup>[7]</sup>。

土壤孔隙和固相组分共同构成土壤结构，其对环境动态变化和管理措施极为敏感<sup>[8]</sup>。土壤中的孔隙影响水分渗透和保持、养分循环和气体交换，进一步影响土壤生物的栖息地及其活动，同时也受环境管理措施的影响<sup>[9-10]</sup>。土壤结构动态变化通常与生态管理或人为干扰密切相关，评估土壤结构动态

变化有助于量化植被恢复对生产或生态功能的影响<sup>[11]</sup>。土壤团聚体是土壤结构的基本单元，其粒径分布是影响土壤质量的重要因素，土壤团聚体的形成可提高土壤结构的稳定性，减少水土流失和土壤侵蚀。大量研究探究了不同植被恢复措施下脆弱土壤结构的改善情况<sup>[12-13]</sup>，在生态修复项目中，土壤容重、团聚体粒径分布和稳定性均得到提升<sup>[14-16]</sup>。传统的土壤结构研究主要集中在单一尺度下的定性分析，忽略了团聚体内部的高度异质性，对土壤结构的短期变化不够敏感<sup>[12]</sup>。而土壤团聚体孔隙较土壤结构性孔隙更稳定，其对气候变化、种植制度和土地管理措施的变化更为敏感，据此，相关研究者使用土壤团聚体孔隙来直接表征土壤结构，从而获得与固相组分互补的信息<sup>[17-19]</sup>。

从孔隙特征的角度来看，形状因子等传统的形态指标通常是研究的重点，因为它们能够有效地反映土壤的物理和生物功能<sup>[20]</sup>。随着干湿循环的增加，细长型孔隙逐渐增加，有利于流体的流动和交换现象的产生<sup>[17]</sup>。孔隙度和孔径分布的定性分析在微生物微生境结构研究中得到广泛认可<sup>[21]</sup>。与此同时，

Zhao 等<sup>[11]</sup>发现植被恢复区的团聚体孔隙的分形维数高于耕地,提高了土壤孔隙网络的复杂性,促进土壤水分的入渗,减少土壤侵蚀的发生。尽管已知植被恢复后土壤的孔隙系统有所改善<sup>[22]</sup>,但很少有研究调查不同植被类型下土壤团聚体孔隙的微观结构<sup>[21, 23]</sup>。

在亚热带崩岗侵蚀区,严重的水土流失导致土壤结构遭到破坏,需持续开展植被恢复工程,以改善和恢复土壤结构。植被恢复对土壤结构的影响因植被类型而异, Li 等<sup>[23]</sup>的研究表明,混合植被恢复类型对人工土壤的恢复效果显著。Zhao 等<sup>[11]</sup>证实了本土草本和灌木在黄土高原植被修复中的有效性。因此,生态恢复中常需根据土壤条件调整植被类型,这一需求推动了土壤结构的量化分析。尽管许多研究使用不同的方法重建土壤结构,包括多点统计或基于机器学习的技术,但基于相关函数和聚类分析的方法对土壤结构的变化更为敏感,并且能够有效地压缩和整合相关信息<sup>[23-24]</sup>。因此,本研究尝试利用具有不同分辨率的计算机断层扫描技术(Computed Tomography, CT)快速、准确地对土壤内部的复杂结构进行可视化处理,以土壤团聚体的孔隙系统为重点研究对象,并结合土壤固相组成,开发土壤结构指数(Soil Structure Index, SSI)<sup>[25-26]</sup>来对比不同植被恢复类型对崩岗侵蚀区土壤结构的影响。

SSI 的结果表明,除草地外,多种植被恢复类

型均提高了土壤结构指数,其中人工混交林和人工乔木林的上升趋势明显,分别达到 0.60 和 0.66,显著大于侵蚀劣地的 0.31,土壤结构呈现良好的发展趋势。SSI 的结果将揭示影响土壤结构的关键因素,有效且经济地评估不同植被类型对土壤结构的影响,为制定亚热带崩岗侵蚀区的植被恢复措施提供重要指导。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

调查地点位于江西省赣县金钩形小流域,(25°26′–26°17′N, 114°42′–115°22′E, 海拔 500~1 000 m)。属亚热带季风湿润气候,四季分明,光照充足,年日照时数为 1 092 h,多年平均气温为 19.3℃,年平均降水量为 1 076 mm,其中 70%以上的降水发生在 5 月至 8 月<sup>[27]</sup>。地形为典型的低山丘陵,土壤类型为花岗岩发育的红壤,易产生崩岗侵蚀。由于长期对开垦林地进行耕作,水土流失和土壤结构退化现象普遍发生,是我国南方典型的土壤退化模式。

近年来,针对当地的土壤退化问题,实施了一系列植被恢复工程。本文选择了 4 种不同类型植被恢复区作为取样点(表 1):(1)人工草地(AG),由宽叶雀稗(*Paspalum scrobiculatum* Linn)为主,所有生态恢复措施历时约 10 年,包括整地、种植和管理。

表 1 样点信息

Table 1 Information of sampling plots

| 植被类型            | 树种   | 经纬度                    | 海拔         | 坡度      | 坡向           |
|-----------------|--|------------------------|------------|---------|--------------|
| Vegetation type | Tree species   | Latitude/Longitude     | Altitude/m | Slope/° | Slope aspect |
|                 | 芒萁   |                        |            |         |              |
| 侵蚀劣地 EL         | <i>Dicranopteris pedata</i> (Houtt.) Nakaike, <i>Pinus massoniana</i>  | 26°12'08"N/115°11'35"E | 210        | 23      | SW34°        |
|                 | Lamb   |                        |            |         |              |
|                 | 宽叶雀稗   |                        |            |         |              |
| 人工草地 AG         | <i>Paspalum scrobiculatum</i> Linn                                     | 26°11'59"N/115°11'38"E | 203        | 26      | S            |
|                 | 茶树   |                        |            |         |              |
| 人工灌木林 AS        | <i>Camellia sinensis</i> (L.) O. Ktze                                  | 26°12'22"N/115°11'04"E | 200        | 25      | SW30°        |
|                 | 柑橘   |                        |            |         |              |
| 人工乔木林 AA        | <i>Citrus sinensis</i> (Linn.) Osbeck                                  | 26°12'15"N/115°11'31"E | 220        | 25      | SW22°        |
|                 | 湿地松、木荷   |                        |            |         |              |
| 人工混交林 AF        | <i>Pinus elliotii</i> Engelm and <i>Schima superba</i> Gardn. et Champ | 26°12'01"N/115°11'00"E | 198        | 24      | S            |

由于实验条件和草地生长周期的限制，草地提前 5 年进行了补种。(2) 人工灌木林 (AS)，由茶树 (*Camellia sinensis* (L.) O. Ktze) 组成；(3) 人工乔木林 (AA)，由柑橘 (*Citrus sinensis* (Linn.) Osbeck) 组成；(4) 人工混交林 (AF)，由湿地松 (*Pinus elliottii* Engelm) 和木荷 (*Schima superba* Gardn. et Champ) 组成。同时，以侵蚀劣地 (EL) 作为对照，其植被覆盖率仅为 39%，远低于人工草地 (58%)、人工灌木林 (55%)、人工乔木林 (62%) 和人工混交林 (56%)。在植被恢复前，所有地块在植被恢复前的侵蚀程度与对照组相似，属于中度侵蚀，形成了不利于植物和微生物生长的恶劣环境。所有采样点位的海拔、坡度和坡向几乎相同。

## 1.2 土壤样品采样

采集每个样点的表层 (约 0~15 cm) 土壤样品，随机三个子样本混合而成。在采样过程中，使用不锈钢铲收集扰动的土壤样品进行化学分析，采集环刀样用于容重测定。未受扰动的大土块装在一个不变形的盒子里运往实验室，样品在室温下风干至接近塑性极限，沿自然裂缝分离成团聚体<sup>[28]</sup>。根据仪器分辨率及同步加速器束流时间的要求，精心挑选 10 个直径为 3~5 mm 团聚体进行 CT 扫描，选择 3 个具有代表性的团聚体作为重复样本。在扫描前，将所选团聚体在 40℃ 下烘干 24 h，并保存在 4℃ 下，以去除样品中的水分。

## 1.3 土壤理化性质测定

采集的土壤样品风干后，研磨过 2 mm 和 0.25 mm 筛备用。土壤的物理和化学性质见表 2。土壤的部分物理和化学性质采用标准方法测定。土壤质地 (黏粒、粉粒和砂粒) 采用吸管法进行测定；土壤 pH 采用玻璃电极以 1:2.5 土水比 (m:v) 进

行测定；土壤有机碳 (Soil Organic Carbon, SOC) 采用重铬酸钾氧化法测定。土壤团聚体分布用平均质量直径 (Mean Weight Diameter, MWD) 表示，采用 Yorder 湿筛法测定，计算公式如下：

$$MWD = \sum_{i=1}^{n+1} \frac{r_{i-1} + r_i}{2} \times m_i \quad (1)$$

式中， $r_i$  为第  $i$  个筛网的孔径， $m_i$  为第  $i$  个筛网上团聚体的质量 (g)， $n$  为筛孔的数量<sup>[19]</sup>。

## 1.4 CT 扫描和图像重建

采用三英精密仪器有限公司 (中国天津) 的光束线 (BL3W1) 对团聚体进行 CT 扫描。每个样本获得大约 1 000 个大小为 1700×1700 像素的切片。但由于存在图像噪声过大及不完整的情况，通常只有约 600 个切片可供使用。生成的三维图像的体素大小为 5.91 μm×5.91 μm×5.91 μm，体素衰减系数以灰度值形式存储，范围从 0 (最低衰减) 到 255 (最高衰减)。

CT 扫描和数据采集的基本流程如图 1 所示，使用 ImageJ 进行图像分割和孔隙形态分析<sup>[29-30]</sup>。为了便于图像分析并避免边缘效应，仅定量分析团聚体内部最大的三维长方体孔隙系统<sup>[21]</sup>。为了最大限度地减少光线变化，在计算之前对所有图像进行亮度归一化。由于对具有高度异质性的土壤进行自动阈值分割的结果不够理想，本研究采用手动全局阈值分割方法，将土壤孔隙与土壤固相组分分离开来。使用 ImageJ 3D viewer 和 3D objects counter 插件进行三维团聚体可视化和体积渲染。孔隙被分割成单个孔隙，并提取表面积和体积用于孔径和孔形分析。孔隙的有效直径等于具有相同体积的球体的直径，因此孔径以有效直径表示。孔径可以分为以下 4 类：

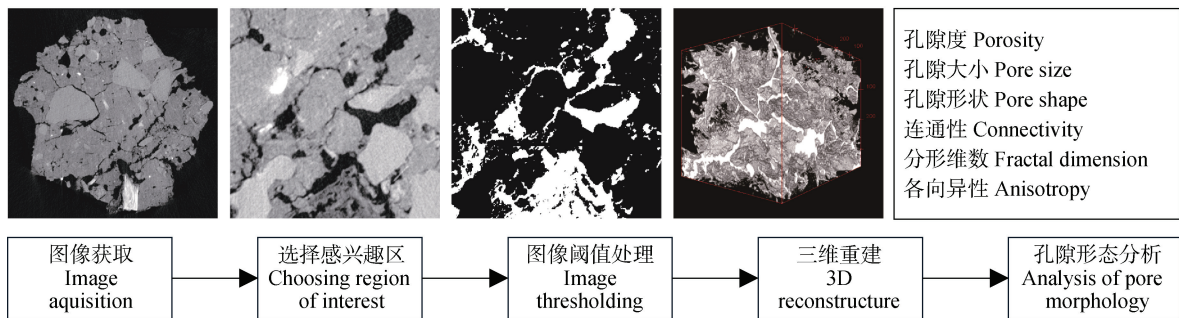


图 1 CT 扫描流程图

Fig. 1 Flow chart of CT scanning

> 100、75~100、30~75 和 < 30  $\mu\text{m}$ <sup>[31]</sup>。使用传统的形状因子（圆度）描述与球体的相似性，孔隙形状因子按照式（2）计算：

$$F = \frac{A_e}{A} \quad (2)$$

式中， $A_e$  为一个体积与孔隙相等的球体的表面积， $A$  为实测得到的孔隙表面积。球形孔的  $F$  等于 1， $F$  值越小表示孔隙形状越不规则或细长。为了便于计算，将孔隙简单地分为细长型孔隙（ $F \leq 0.2$ ）、不规则孔隙（ $0.5 > F > 0.2$ ）和规则孔隙（ $F \geq 0.5$ ）<sup>[21]</sup>。

使用 ImageJ BoneJ 插件分别计算分形维数（Fractal Dimension, FD）、连通性（Connectivity, CON）和各向异性（Anisotropy, ANI）以研究团聚体内部的结构<sup>[29, 32]</sup>。FD 代表孔隙系统的复杂程度；CON 为欧拉特征值表示的连通性；ANI 表示孔隙的方向性，范围从 0（无方向性）到 1（极具方向性）<sup>[33]</sup>。

### 1.5 土壤结构指数的计算

本研究通过回归和主成分分析，基于关键属性来减少数据冗余，使用新的指标——土壤结构指数（SSI）来评估土壤结构。值得注意的是，该指标可以反映土壤的综合结构特征以及定量比较恢复效果<sup>[24]</sup>。SSI 计算主要包括以下三个步骤：（1）选择合适的土壤固相组分和孔隙指标；（2）对选定的指标进行加权和评分；（3）综合计算 SSI 值。利用主成分分析和皮尔逊相关分析筛选出最优指标。仅选择特征值  $\geq 1$  并解释至少 5% 的数据变异的主成分。对于每一个主成分，只有权重的绝对值在最高因子权重的 10% 以内并且与其他指标具有良好的相关性才可用于 SSI 计算。接下来，利用式（3）对选定的土壤结构指标进行非线性评分（ $S$ ，0~1）：

$$S = a / [1 + (x/x_0)]^b \quad (3)$$

式中， $x$  为指标值， $x_0$  为各指标的平均值， $a$  为最大分值（ $a=1$ ）， $b$  为方程的斜率。斜率值（ $b$ ）分别为 -2.5 和 2.5，表示“越高越好”或“越低越好”的曲线。SSI 的计算公式为：

$$\text{SSI} = \sum_{i=1}^n S_i \times W_i \quad (4)$$

式中， $W_i$  为所选指标的权重值， $S_i$  为根据式（3）计

算的指标得分， $n$  为指标个数。

## 1.6 数据分析

采用单因素方差分析（ANOVA）和最小显著性差异检验（LSD）在  $P < 0.05$  水平上对比不同植被恢复类型之间土壤指标及 SSI 值的差异。并在必要时对数据集进行正态和等方差变换，以满足数据分析假设。随后进行相关分析、评分和主成分分析，以评估不同植被覆盖下的 SSI 值。数据的统计分析采用 R 软件（4.0.5）进行。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同植被恢复类型下的土壤特性

表 2 提供了所选土壤和植被特性的详细信息。经过 10 年的恢复，除 AG 外，其余植被恢复类型的土壤质地较 EL 更细，土壤中的砂粒和粉粒含量显著低于 EL 土壤（ $P < 0.05$ ），AA 土壤中的有机碳（SOC）含量较 EL 高约 2.4 倍，其他处理的有机碳含量也呈现上升的趋势（ $P < 0.05$ ）：AA > AS > AF > AG > EL。容重与有机碳呈相反趋势。不同处理土壤的团聚体稳定性（MWD）差异显著（ $P < 0.05$ ），依次为：AA > AF > AS > AG > EL。土壤 pH 显著变化（ $P < 0.05$ ）：NR < AG < AA ≈ EL < AS < 5.00。总体而言，经过 10 年的植被恢复，土壤质地和土壤总孔隙度均得到显著优化（ $P < 0.05$ ）。

植被恢复可以显著影响成土过程、土壤性质及其相互作用效果，从而改变土壤结构和功能的动态平衡<sup>[11]</sup>。如表 2 所示，由于植被光合作用产物的持续输入及直接的物理保护<sup>[34]</sup>，土壤有机碳含量显著增加（ $P < 0.05$ ）。AS、AA 和 AF 中的高有机碳含量提高了土壤的缓冲能力<sup>[8]</sup>。前人研究表明，植被增加所产生的物理效果与植被分泌物的共同作用在一定程度上改善了土壤团聚体的形成<sup>[23]</sup>，因此植被恢复显著提高了土壤团聚体的稳定性<sup>[13]</sup>（ $P < 0.05$ ）。此外，与 EL 相比，AF 的土壤容重较低，表明植被可以促进土壤形成更多孔隙<sup>[15]</sup>。通常认为，土壤质地是土壤结构复杂性的主要组成部分，其较高的内聚力和表面积有利于代谢产物的积累和结构稳定性<sup>[15]</sup>。本研究发现，植被恢复区的土壤表现出明显的细化，表明植被在崩岗侵蚀区土壤恢复方面的优势。此外，4 种植被恢复区土壤理化性质差异显著（ $P < 0.05$ ），说明植被类型在土壤微观结构和土壤质量中具有重要作用<sup>[24]</sup>。



表 2 不同植被恢复类型下的土壤性质

Table 2 Soil properties under different types of restoration vegetation

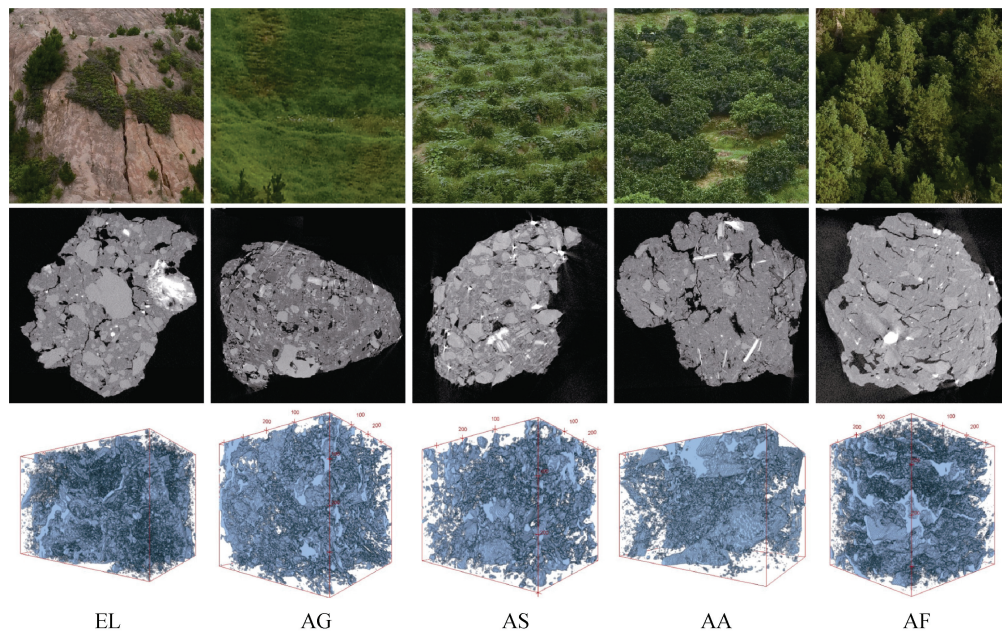
| 植被类型<br>Vegetation type | 砂粒<br>Sand /<br>% | 粉粒<br>Silt /<br>% | 黏粒<br>Clay /<br>% | 有机碳<br>SOC /<br>( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 平均质量直径<br>MWD /mm | pH         | 容重<br>Bulk density /<br>( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) |
|-------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---|-------------------|------------|---|
| 侵蚀劣地 EL                 | 44.70±1.25a       | 45.44±1.58b       | 9.86±2.01d        | 4.45±0.78d  | 1.37±0.04e        | 4.89±0.03b | 1.43±0.01a  |
| 人工草地 AG                 | 33.74±3.50b       | 62.53±3.64a       | 3.73±0.14c        | 6.18±0.58c  | 1.81±0.02d        | 4.75±0.02c | 1.40±0.01ab   |
| 人工灌木林 AS                | 40.61±0.46b       | 30.65±1.55d       | 28.74±1.09a       | 13.85±0.12a                                       | 2.15±0.31c        | 4.98±0.04a | 1.36±0.01bc   |
| 人工乔木林 AA                | 39.54±4.36c       | 24.72±1.96cd      | 35.74±2.48a       | 15.07±0.78a                                       | 2.51±0.10a        | 4.90±0.05b | 1.28±0.03d  |
| 人工混交林 AF                | 36.61±1.02b       | 34.01±1.17c       | 29.38±1.25b       | 10.72±0.47b                                       | 2.31±0.01b        | 4.64±0.03d | 1.33±0.03c  |

注：土壤质地分类标准参考《美国农业部土粒分级标准》。结果以均值±标准差表示。同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ( $P<0.05$ )。砂粒, 2~0.05 mm; 粉粒, 0.05~0.002 mm; 黏粒, <0.002 mm。Notes: Soil texture classification is based on the United States Department of Agriculture, 1951. The results are shown as mean ± standard deviation. Values with different small letters within a column indicate significant differences among different treatment groups at  $P<0.05$  level (LSD). Sand, 2~0.05 mm; silt, 0.05~0.002 mm; clay, <0.002 mm.

## 2.2 土壤团聚体孔隙特征

图 2 显示了团聚体内部相关区域的二维和三维重建图像及采样点位图像。不同植被类型下孔隙系统的基本特性如表 3 所示。虽然 AA 和 AF 在孔隙度方面与 EL 没有显著差异 ( $P>0.05$ ), 但 AG 和 AS 的孔隙度较

EL 约小 12%~25%, AA 和 AF 团聚体的孔隙数量较 EL 高 22%~37% ( $P<0.05$ ), 而 AG 和 AS 团聚体孔隙数量较 EL 少 ( $P<0.05$ )。AS 和 AG 团聚体的平均有效孔径大于 AA、AF 和 EL。EL 和 AS 团聚体的平均孔隙形状因子显著小于 AG、AA 和 AF 的团聚体。



注：EL, 侵蚀劣地; AG, 人工草地; AS, 人工灌木林; AA, 人工乔木林; AF, 人工混交林。下同。Notes: EL, eroded land; AG, artificial grassland; AS, artificial scrubland; AA, artificial arbor; AF, artificial mixed forest. The same below.

图 2 采样点概况及团聚体二维和三维重建图像

Fig. 2 Sampling plots and the 2D and 3D reconstructed images of the interested regions inside the aggregates

表 3 不同植被恢复类型下土壤团聚体孔隙网络的总体特征

Table 3 General properties of soil pore network of aggregates under different restoration vegetation types

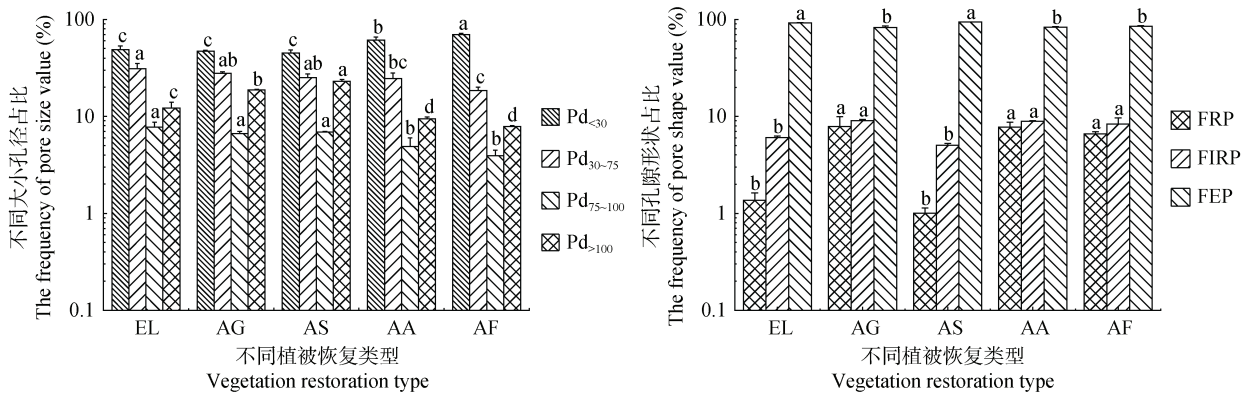
| 植被类型            | 孔隙度         | 总孔隙数量             | 平均有效孔径             | 平均孔隙形状因子       |
|-----------------|-------------|-------------------|--------------------|----------------|
| Vegetation type | P /%        | TNP               | D <sub>m</sub> /μm | F <sub>m</sub> |
| 侵蚀劣地 EL         | 16.62±2.07a | 7356.65±465.34b   | 11.38±0.02b        | 0.12±0.00b     |
| 人工草地 AG         | 9.26±1.00b  | 4735.85±258.29c   | 13.81±0.61a        | 0.17±0.12a     |
| 人工灌木林 AS        | 12.17±1.01b | 5540.53±530.08c   | 14.64±0.76a        | 0.12±0.17b     |
| 人工乔木林 AA        | 16.28±1.35a | 10090.57±1172.09a | 11.64±0.22b        | 0.17±0.01a     |
| 人工混交林 AF        | 15.56±1.67a | 8959.99±712.11a   | 11.32±0.15b        | 0.16±0.01a     |

注：同列不同小写字母表示不同处理之间差异显著 ( $P < 0.05$ )。Note: Values with different small letters within a column indicate significant differences among different treatment groups at  $P < 0.05$  level.

不同的管理模式能够形成不同的土壤结构<sup>[11]</sup>。在本研究中，植被恢复区的团聚体孔隙度有所增加。前人研究表明，有机碳是土壤团聚体形成和稳定性的关键因素<sup>[35]</sup>。Zhou 等<sup>[28]</sup>证实，尽管孔隙度与有机碳没有显著关系但累积的有机碳有助于促进团聚体内部孔隙的生成。Regelink 等<sup>[36]</sup>表明，黏粒通过提供有机物质的吸附位点来影响团聚过程。Zhao<sup>[37]</sup>也指出，土壤质地可以显著影响团聚体孔隙度。这与本研究中黏粒含量与孔隙度之间的正相关关系一致。

如图 3 所示，土壤团聚体内部各孔径的比例依次为： $Pd_{<30} > Pd_{30-75} > Pd_{>100} > Pd_{75-100}$ 。为了方便起见，下文将使用  $Pd_{<30}$ 、 $Pd_{30-75}$ 、 $Pd_{75-100}$  和  $Pd_{>100}$

分别指直径  $< 30$ 、 $30 \sim 75$ 、 $75 \sim 100$  和  $> 100 \mu m$  的孔隙。就孔隙度而言， $Pd_{<30}$  和  $Pd_{30-75}$  在所有研究的团聚体中占主导地位，其中  $Pd_{<30}$  的比例在 AF ( $\sim 70\%$ ) 和 AA ( $\sim 60\%$ ) 中显著高于 EL ( $\sim 50\%$ ) 团聚体 ( $P < 0.05$ )。此外，AF 和 AA 的  $Pd_{30-75}$  比例约为 EL 团聚体中的  $60\% \sim 80\%$ 。尽管  $Pd_{75-100}$  所占比例仅为  $1\% \sim 7\%$ ，但植被恢复后  $Pd_{75-100}$  显著减少 ( $P < 0.05$ )，且  $Pd_{>100}$  所占比例依次为  $AS > AG > EL > AA > AF$ ，与  $Pd_{<30}$  的趋势不同。各样点土壤团聚体内孔隙形状分布无显著差异 ( $P > 0.05$ )，不同孔隙形状占比基本一致： $FEP > FIRP > FRP$ ，分别代表细长型孔隙、不规则孔隙和规则孔隙。细长型孔隙 (Finer Elongated Pores, FEP) 在孔隙形状分布



注：不同字母表示不同植被恢复类型下土壤团聚体不同孔径和不同孔隙形状占比差异显著 ( $P < 0.05$ )。Pd $<30$ 、Pd $30 \sim 75$ 、Pd $75 \sim 100$  和 Pd $>100$  分别指直径  $< 30$ 、 $30 \sim 75$ 、 $75 \sim 100$  和  $> 100 \mu m$  的孔隙；FRP、FIRP 和 FEP，代表规则孔隙、不规则孔隙和细长型孔隙。Notes: Different letters indicate significant differences in the proportion of soil aggregates with varying pore sizes and shapes under different vegetation restoration types ( $P < 0.05$ ). Pd $<30$ , Pd $30 \sim 75$ , Pd $75 \sim 100$ , and Pd $>100$  refer to the pores with a diameter  $< 30 \mu m$ ,  $30 \sim 75 \mu m$ ,  $75 \sim 100 \mu m$  and  $> 100 \mu m$ , respectively; FRP, FIRP and FEP represent regular pores, irregular pores, and elongated pores, respectively.

图 3 不同植被恢复类型下团聚体孔隙特征 (孔径大小、孔隙形状) 分布

Fig. 3 Distribution of aggregate pore characteristics (pore size, pore shape) under different types of vegetation restoration

上占据主导地位，占团聚体孔隙的 80%~92%，变化幅度较小，而规则孔隙(Finer Regular Pores, FRP)约占 1%~2%，AG、AA 和 AF 团聚体之间无显著差异 ( $P>0.05$ )。同时不规则孔隙(Finer Irregular Pores, FIRP)的比例为 5%~9%，依次为 AS < EL < AF < AA < AG。

管理措施(如植被覆盖)可以显著影响土壤孔隙的大小和形状<sup>[38]</sup>。有大量实验证据表明，小孔隙( $Pd_{<30}$ )对土壤碳固存和团聚体异质性的保护至关重要<sup>[39]</sup>。在本研究中， $Pd_{<30}$ 显著占据孔隙度的主导地位(约 60%~70%)。正如 Guo 等<sup>[40]</sup>所述，扰动较少的土壤中会形成更多的小孔隙，植被覆盖减少了土壤侵蚀和渗透过程<sup>[11]</sup>，从而有助于  $Pd_{<30}$  的增加。Bhattacharyya 等<sup>[38]</sup>指出，较高的黏粒和土壤有机碳含量有利于形成连续的孔隙结构，这解释了不同植被恢复区团聚体中  $Pd_{<30}$  的差异。在孔隙形状分布方面，细长孔隙占据了绝大多数(平均 87%)，这些孔隙对水和气体的储存和运移至关重要，而规则和不规则孔隙的比例极低(<10%)，这可能归因于红壤地区的高温和丰富的降水<sup>[37]</sup>。然而，不同植被恢复区之间的孔隙形状分布差异不大，类似的结果也在 Dal ferro 等<sup>[39]</sup>的研究中有所报道。FEP 与  $Pd_{<30}$  的孔隙度呈负相关性，这表明拥有更多小孔隙的 AA 和 AF 土壤具有更高的储存水分和养分的潜力<sup>[31]</sup>。

表 4 显示了不同植被恢复类型下土壤团聚体孔隙的分形维数、连通性和各向异性。AA 和 AF 团聚体孔隙的连通性显著高于 EL ( $P<0.05$ )，但 AG 团聚体孔隙的连通性低于 EL ( $P<0.05$ )，顺序为 AA > AF > AS > EL > AG。同时，AF 团聚体孔隙的分形维数最高，其次是 AA、EL、AS 和 AG，而 AF 团聚体孔隙的各向异性也是最高的，EL 团聚体孔隙则最低。

孔隙连通性在氧气扩散和土壤碳组分进入团聚体中心区域的土壤-微生物-植物的循环中起着关键作用，影响着土壤结构和功能<sup>[40-41]</sup>。在本研究中，EL 中的团聚体具有多孔但不连通的微观结构，而植被恢复区团聚体的孔隙则表现出更明显的连通性结构，表明植被恢复有助于改善团聚体微结构<sup>[28]</sup>。相比之下，AG 显示出最低的连通性，这可能是因为草本植物的细小根系形成了孤立但是具有方向性的生物孔隙。有机碳含量的增加与未受扰动土壤的孔隙度、连通性和大孔隙数量增加有关，高有机碳含量的土壤能够形成更好的孔隙连通结构<sup>[38]</sup>，这与本研

究对 AS、AA 和 AF 团聚体中连通性较高的结果一致。

表 4 不同植被恢复类型下土壤团聚体分形维数、连通性和各向异性

Table 4 Pore fractal dimension, connectivity, and anisotropy of soil aggregates under different restoration vegetation types

| Vegetation type | 连通性  | 分形维数        | 各向异性        |
|-----------------|--|-------------|-------------|
|                 | CON /<br>( $\times 10^{-6} \mu\text{m}^{-3}$ ) | FD          | ANI         |
| 侵蚀劣地 EL         | 1.75±0.25c                                     | 2.78±0.03bc | 0.12±0.03d  |
| 人工草地 AG         | 0.94±0.06d                                     | 2.64±0.03d  | 0.20±0.06c  |
| 人工灌木林 AS        | 2.32±0.40bc                                    | 2.74±0.04c  | 0.25±0.02bc |
| 人工乔木林 AA        | 3.88±0.83a                                     | 2.83±0.02ab | 0.29±0.05b  |
| 人工混交林 AF        | 3.65±1.06ab                                    | 2.87±0.03a  | 0.36±0.03a  |

注：同列不同字母表示不同处理间差异显著 ( $P<0.05$ )。

Note: Values with different small letters within a column indicate significant differences among different treatment groups at  $P < 0.05$  level (LSD).

孔隙结构的各向异性与土壤结构稳定性和异质性机制有关<sup>[39-40]</sup>，在 EL 中，由于缺乏植被覆盖和根系固结作用，降雨或干湿循环导致的持续扰动会使团聚体趋向各向同性和均质化<sup>[42]</sup>。而在植被恢复区，土壤团聚体受到渗透影响较小，团聚体的各向异性和异质性结构得以发展<sup>[11, 43]</sup>，因此植被恢复区土壤的各向异性显著高于 EL ( $P<0.05$ )。植被恢复区的团聚体中，微观结构越复杂和连续，土壤结构就越稳定，能够更好地抵抗土壤侵蚀<sup>[31]</sup>。在使用连通性、分形维数和各向异性量化孔隙结构的整体架构特性时，连通性较其他孔隙系统指标具有更强的敏感性<sup>[33]</sup>，并在所有团聚体中显示出更大的差异，然而，zhao 等<sup>[11]</sup>发现，分形维数更适合识别管理措施的影响，这种差异可能是由 CT 扫描图像分辨率以及土壤类型的差异引起的。

### 2.3 土壤结构指数构建

如表 5 所示，前三个主成分的特征值均  $\geq 1$ ，解释了总变异的 91.44%，其中几个变量因在不同地块间差异不显著而被去除 ( $P>0.05$ )。PC-1 中权重较高的指标有 FD、ANI、 $Fd_{<30}$ 、 $Fd_{75-100}$ 、BD、MWD、CLAY 和 CON；在 PC-2 中，P 和  $Pd_{>100}$  为高权重因子；而在 PC-3 中，SOC 和  $Pd_{30-75}$  权重相对较高。CON 和 P 分别为 PC-1 和 PC-2 中最高的权重因子，同时，MWD 作为描述土壤中团聚体粒径分布的重



表 5 土壤结构指数主成分分析

Table 5 Principal component analysis of soil structure indexes

| 主成分<br>Principal component                    | PC-1        | PC-2        | PC-3  | 主成分<br>Principal component      | PC-1  | PC-2  | PC-3  |
|---|-------------|-------------|-------|---------------------------------|-------|-------|-------|
| 特征值 Eigenvalue                                | 8.50        | 2.17        | 1.22  | 孔径 Pd <sub>&lt;30</sub>         | 0.87  | 0.25  | -0.41 |
| 方差 Variance/%                                 | 65.40       | 16.68       | 9.36  | 孔径 Pd <sub>30-75</sub>          | -0.79 | 0.28  | 0.44  |
| 总计 Total/%                                    | 65.40       | 82.08       | 91.44 | 孔径 Pd <sub>75-100</sub>         | -0.86 | 0.06  | 0.38  |
| 孔隙度 P/%                                       | 0.41        | <b>0.79</b> | 0.41  | 孔径 Pd <sub>&gt;100</sub>        | -0.62 | -0.71 | 0.25  |
| 总孔隙数量 TNP                                     | 0.79        | 0.48        | 0.16  | 土壤有机碳 SOC/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 0.77  | -0.47 | 0.40  |
| 连通性 CON/(×10 <sup>-6</sup> μm <sup>-3</sup> ) | <b>0.93</b> | 0.07        | 0.19  | 平均质量直径 MWD/mm                   | 0.86  | -0.41 | 0.11  |
| 分形维数 FD                                       | <b>0.86</b> | 0.25        | 0.11  | 容重 BD/(g·cm <sup>-3</sup> )     | -0.85 | 0.38  | -0.20 |
| 各向异性 ANI                                      | <b>0.85</b> | -0.21       | -0.30 | 黏粒 Clay/%                       | 0.91  | -0.17 | 0.33  |

注：加粗字体为高权重因子。粗体下划线字体保留在最小数据集（MDS）中。PC-1、PC-2 和 PC-3 分别表示第一主成分、第二主成分和第三主成分。Notes: Bold factors are considered highly weighted. Bold-underlined factors are retained in the minimum data set (MDS). PC-1, PC-2, and PC-3 indicate the first principal component, second principal component and third principal component, respectively.

要指标，在 PC-1 中有较高权重，因此被选入 SSI 评价指标。SOC 对大多数土壤类型和环境具有指示作用，也是团聚体形成和稳定性的重要因素，相较于 Pd<sub>30-75</sub>，SOC 是更优的选择<sup>[44]</sup>。最终，选定 CON、MWD、SOC、P 等指标来计算 SSI 值。

根据 PCA 结果得出所选变量的得分权重，表 6 给出了得分的归一化方程，由式 (5) 计算出 SSI 值。如图 5 所示，除 AG 外，SSI 值相比 EL 均显著提高 ( $P < 0.05$ )，AG 与 EL 无显著差异。参照 Zhao 等<sup>[11]</sup>的研究，SSI 值可分为三类：(1) 高 SSI 值 ( $> 0.50$ )，如 AF (0.60) 和 AA (0.66)；(2) 中 SSI 值 (0.40~0.50)，如 AS (0.48)；(3) 低 SSI 值 ( $< 0.40$ )，如 AG (0.25) 和 EL (0.31)。

$$\text{土壤结构指数 SSI} = 0.36 \times S_{\text{CON}} + 0.36 \times S_{\text{MWD}} + 0.18 \times S_{\text{P}} + 0.10 \times S_{\text{SOC}} \quad (5)$$

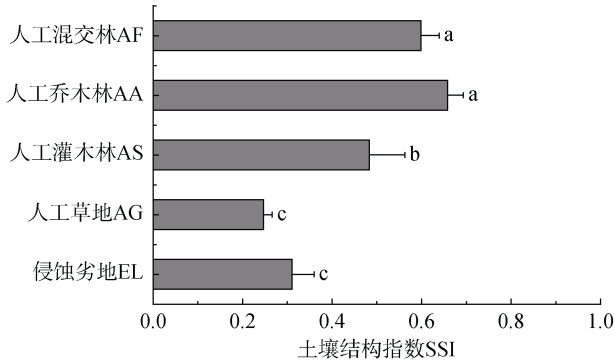
结果显示，除草地外，植被恢复区的土壤结构均优于 EL (图 4)。SSI 结果建议将 EL 转变为人工乔木林或人工混交林，因为这些植被对于土壤固碳和土壤保水性能、控制水土流失和改善土壤功能具有更高的效率<sup>[24]</sup>。然而，不同土壤类型和丰富的降水等自然环境因素可能为植被生长提供独特的条件，最终导致结果与 Zhao 等<sup>[11]</sup>的发现有所不同。

值得注意的是，本研究中 AG 的 SSI 值较低，表明虽然草本植物播种和生长已经实现，但同时导

表 6 评分曲线的归一化方程

Table 6 Normalization equation of scoring curves

| 参数<br>Parameter                 | 连通性<br>CON /<br>(×10 <sup>-6</sup> μm <sup>-3</sup> ) | 平均质量直径<br>MWD /<br>mm            | 孔隙度<br>P /<br>%                   | 有机碳<br>SOC /<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------------|---|----------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|
| 均值 Mean ( $x_0$ )               | 2.62  | 2.04                             | 14.48                             | 10.06                                 |
| 斜率 Slope (b)                    | -2.50   | -2.50                            | -2.50                             | -2.50                                 |
| 归一化方程<br>Normalization equation | $S = 1 / (1 + (x/2.62)^{-0.25})$                      | $S = 1 / (1 + (x/2.04)^{-0.25})$ | $S = 1 / (1 + (x/14.48)^{-0.25})$ | $S = 1 / (1 + (x/10.06)^{-0.25})$     |
| 权重值 Weight                      | 0.36  | 0.36                             | 0.18                              | 0.10                                  |



注：条形图旁边的不同小写字母表示不同植被类型之间存在显著差异 ( $P < 0.05$ , LSD)。误差线表示标准误差。Notes: Different lowercase letters next to the bar chart indicate significant differences between different vegetation types ( $P < 0.05$ , LSD). Error bars indicate the standard error.

图 4 不同植被恢复类型土壤结构指数

Fig. 4 Soil structure index under different vegetation restoration types

致了土层的不稳定和水分平衡的受损<sup>[45]</sup>。一般而言，草地土壤在短期恢复期间仍处于不稳定状态，而侵蚀区的土壤则由于长期侵蚀而相对稳定<sup>[16]</sup>。因此，在恢复的早期阶段，通常需要施用有机肥料以及适当的管理措施，以弥补严重的水土流失带来的土壤养分损失<sup>[12]</sup>。此外，AG 和 EL 土壤在不同植物生长环境下会产生截然相反的发展模式，草本覆盖的土壤将较 EL 中几乎裸露的土壤获得更多来自草本植物和土壤生物的胶结剂及物理保护。因此，在手动选择土壤结构变量时，可能会丢失关键信息<sup>[46]</sup>。例如，从土壤生物修复、生态功能和潜力的角度来看，植物的根际微生物特性可以作为土壤结构动态描述的补充<sup>[47]</sup>。此外，相同的原始土壤结构在不同的植被类型和管理措施下可能会达到不同的稳定状态。进一步研究可以集中于土壤结构的动态过程及其最终稳定形态，并沿时间梯度优化土壤结构模型，这对于在不同生产目的和限制下选择合适的植被类型至关重要。

### 3 结论

本研究通过 CT 扫描技术对不同植被恢复区和侵蚀劣地的土壤团聚体孔隙特征进行定量评估，由于相似的孔隙特征可能会导致土壤产生不同的发育方向，并形成不同的团聚体稳定性和土壤功能，因

此采用基于团聚体孔隙特征和相关属性构建的反演模型来表征土壤结构。结果表明，除草地外，所有植被恢复区的土壤微观结构均有显著改善，提高了土壤团聚体孔隙的连通性和空间异质性。此外，所有恢复区土壤团聚体孔隙的各向异性、有机碳含量和平均质量直径均有提升，表明土壤结构呈现出良好的发展趋势。在 4 种植被恢复类型中，人工乔木林和人工混交林在提升土壤结构质量方面展现出显著优势，具体表现为总孔隙度、孔隙连通性以及细长型孔隙的显著增加，构建了一个更为复杂的孔隙系统。这一变化归因于乔木林和混交林所带来的根系机械干预和植被覆盖效应，以及植物根系分泌物在促进土壤团聚体形成中的关键作用，它们共同改善了土壤团聚体的微结构，增强了团聚体孔隙的连通性和复杂性。此外，细长型孔隙数量的增多进一步提升了土壤在水分和养分储存与运输方面的潜力，从而有效促进土壤结构的整体优化。这也验证了早期关于人工乔木林和人工混交林在南方红壤区具有更高恢复效率的结果。进一步研究应结合微生物指标和时间梯度，优化土壤结构评估系统，从而准确描述土壤结构的演变和动态平衡。这项研究结果为量化土壤团聚体孔隙特征和选择适当的植被恢复类型以改善土壤结构提供了重要参考。

### 参考文献 (References)

- [1] Zeng Z X. Soil erosion on the red soil regions in South China[J]. Renmin Zhujiang, 1992, 13 (6): 15—20. [曾昭璇. 华南红土区水土流失问题[J]. 人民珠江, 1992, 13 (6): 15—20.]
- [2] Liao Y S, Yuan Z J, Zheng M G, et al. The spatial distribution of Benggang and the factors that influence it[J]. Land Degradation & Development, 2019, 30 (18): 2323—2335.
- [3] Liang Y, Ning D H, Pan X Z, et al. Characteristics and treatment of collapse erosion in red soil area of South China[J]. Soil and Water Conservation in China, 2009 (1): 31—34. [梁音, 宁堆虎, 潘贤章, 等. 南方红壤区崩岗侵蚀的特点与治理[J]. 中国水土保持, 2009 (1): 31—34.]
- [4] Wen H, Ni S M, Feng S Y, et al. Effects of developmental stages and parts of collapsing gully on soil hydraulic properties in southern Jiangxi[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35 (24): 136—143. [文慧, 倪世民, 冯舒悦, 等. 赣南崩岗的发育阶段及部位对土壤水力性质的影响[J]. 农业工程学报, 2019, 35 (24): 136—143.]

- [ 5 ] Niu D K, Guo X M, Zuo C Q, et al. Analysis of the distribution and environmental surroundings of collapsed hills land of red soil in south of China[J]. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2000, 22 ( 2 ): 204—208. [牛德奎, 郭晓敏, 左长清, 等. 我国南方红壤丘陵区崩岗侵蚀的分布及其环境背景分析[J]. *江西农业大学学报*, 2000, 22 ( 2 ): 204—208.]
- [ 6 ] Shang Y J, Wang S J, Yue Z Q, et al. Triaxial test of undisturbed completely decomposed granite under CT monitoring[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2004, 23 ( 3 ): 365—371. [尚彦军, 王思敬, 岳中琦, 等. 原状全风化花岗岩三轴实验 CT 监测研究[J]. *岩石力学与工程学报*, 2004, 23 ( 3 ): 365—371.]
- [ 7 ] Li S P. A study on characteristic of rock-soil and countermeasures of the collapse mound formation[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1992, 6 ( 3 ): 29—35. [李思平. 崩岗形成的岩土特性及其防治对策的研究[J]. *水土保持学报*, 1992, 6 ( 3 ): 29—35.]
- [ 8 ] Çelik İ, Günel H, Acar M, et al. Evaluating the long - term effects of tillage systems on soil structural quality using visual assessment and classical methods[J]. *Soil Use and Management*, 2020, 36 ( 2 ): 223—239.
- [ 9 ] Schlüter S, Sammartino S, Koestel J. Exploring the relationship between soil structure and soil functions *via* pore-scale imaging[J]. *Geoderma*, 2020, 370: 114370.
- [ 10 ] Liu Y, Ma M H, Wu S J, et al. Soil aggregates as affected by wetting-drying cycle: A review[J]. *Soils*, 2018, 50 ( 5 ): 853—865. [刘艳, 马茂华, 吴胜军, 等. 干湿交替下土壤团聚体稳定性研究进展与展望[J]. *土壤*, 2018, 50 ( 5 ): 853—865.]
- [ 11 ] Zhao D, Xu M X, Liu G B, et al. Effect of vegetation type on microstructure of soil aggregates on the Loess Plateau, China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 242: 1—8.
- [ 12 ] Or D, Keller T, Schlesinger W H. Natural and managed soil structure: On the fragile scaffolding for soil functioning[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 208: 104912.
- [ 13 ] Peng X H, Zhang B, Zhao Q G. Effect of soil organic carbon on aggregate stability after vegetative restoration on severely eroded red soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23 ( 10 ): 2176—2183. [彭新华, 张斌, 赵其国. 红壤侵蚀裸地植被恢复及土壤有机碳对团聚体稳定性的影响[J]. *生态学报*, 2003, 23 ( 10 ): 2176—2183.]
- [ 14 ] Polania-Hincapié K L, Olaya-Montes A, Cherubin M R, et al. Soil physical quality responses to silvopastoral implementation in Colombian Amazon[J]. *Geoderma*, 2021, 386: 114900.
- [ 15 ] Duan L X, Sheng H, Yuan H, et al. Land use conversion and lithology impacts soil aggregate stability in subtropical China[J]. *Geoderma*, 2021, 389: 114953.
- [ 16 ] Liu D D, Ju W L, Jin X L, et al. Associated soil aggregate nutrients and controlling factors on aggregate stability in semiarid grassland under different grazing prohibition timeframes[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 777: 146104.
- [ 17 ] Karsanina M V, Gerke K M, Skvortsova E B, et al. Enhancing image resolution of soils by stochastic multiscale image fusion[J]. *Geoderma*, 2018, 314: 138—145.
- [ 18 ] Cheng Y N, Liu J L, Zhang J B. Advance in the study on quantification of soil pore structure[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2012, 43 ( 4 ): 988—994. [程亚南, 刘建立, 张佳宝. 土壤孔隙结构定量化研究进展[J]. *土壤通报*, 2012, 43 ( 4 ): 988—994.]
- [ 19 ] Ogunwole J O, Pires L F, Shehu B M. Changes in the structure of a Nigerian soil under different land management practices[J]. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 2015, 39 ( 3 ): 830—840.
- [ 20 ] Zhou H, Lü Y Z, Li B G. Advancement in the study on quantification of soil structure[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46 ( 3 ): 501—506. [周虎, 吕贻忠, 李保国. 土壤结构定量化研究进展[J]. *土壤学报*, 2009, 46 ( 3 ): 501—506.]
- [ 21 ] Zhou H, Peng X, Peth S, et al. Effects of vegetation restoration on soil aggregate microstructure quantified with synchrotron-based micro-computed tomography[J]. *Soil and Tillage Research*, 2012, 124: 17—23.
- [ 22 ] Gao Z, Hu X. Influence of shrub roots on soil macropores using X-ray computed tomography[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2020, 27 ( 3 ): 315—319. [高宙, 胡霞. 基于 CT 扫描研究灌丛根系对土壤大孔隙的影响[J]. *水土保持研究*, 2020, 27 ( 3 ): 315—319.]
- [ 23 ] Li R R, Kan S S, Zhu M K, et al. Effect of different vegetation restoration types on fundamental parameters, structural characteristics and the soil quality index of artificial soil[J]. *Soil and Tillage Research*, 2018, 184: 11—23.
- [ 24 ] 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.
- [ 25 ] Zhang C, Liu G B, Xue S, et al. Rhizosphere soil microbial activity under different vegetation types on the Loess Plateau, China[J]. *Geoderma*, 2011, 161 ( 3/4 ): 115—125.
- [ 26 ] Raiesi F, Kabiri V. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 71: 198—207.
- [ 27 ] Ni S M, Wen H, Wilson G V, et al. A simulated study of surface morphological evolution on coarse-textured soils under intermittent rainfall events[J]. *Catena*, 2022, 208: 105767.

- [ 28 ] Zhou H, Peng X H, Perfect E, et al. Effects of organic and inorganic fertilization on soil aggregation in an Ultisol as characterized by synchrotron based X-ray micro-computed tomography[J]. *Geoderma*, 2013, 195: 23—30.
- [ 29 ] Schneider C A, Rasband W S, Eliceiri K W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis[J]. *Nature Methods*, 2012, 9 ( 7 ): 671—675.
- [ 30 ] Zhao D, Xu M X, Liu G B, et al. Characterization of soil aggregate microstructure under different revegetation types using micro-computed tomography[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32 ( 9 ): 123—129. [赵冬, 许明祥, 刘国彬, 等. 用显微 CT 研究不同植被恢复模式的土壤团聚体微结构特征[J]. *农业工程学报*, 2016, 32 ( 9 ): 123—129.]
- [ 31 ] Ma R M, Cai C F, Li Z X, et al. Evaluation of soil aggregate microstructure and stability under wetting and drying cycles in two Ultisols using synchrotron-based X-ray micro-computed tomography[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 149: 1—11.
- [ 32 ] Doube M, Kłosowski M M, Arganda-Carreras I, et al. BoneJ: Free and extensible bone image analysis in ImageJ[J]. *Bone*, 2010, 47 ( 6 ): 1076—1079.
- [ 33 ] Dal Ferro N, Sartori L, Simonetti G, et al. Soil macro- and microstructure as affected by different tillage systems and their effects on maize root growth[J]. *Soil and Tillage Research*, 2014, 140: 55—65.
- [ 34 ] Li Y H, Gu S Y, He W Y, et al. Effects of conservation tillage practices on organic carbon components and maize yield in black soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2023, 54 ( 2 ): 336—345. [李宇航, 谷思玉, 何婉莹, 等. 保护性耕作对黑土有机碳组分和玉米产量的影响[J]. *土壤通报*, 2023, 54 ( 2 ): 336—345.]
- [ 35 ] Peng X H, Zhang B, Zhao Q G. A review on relationship between soil organic carbon pools and soil structure stability[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41 ( 4 ): 618—623. [彭新华, 张斌, 赵其国. 土壤有机碳库与土壤结构稳定性关系的研究进展[J]. *土壤学报*, 2004, 41 ( 4 ): 618—623.]
- [ 36 ] Regelink I C, Stoof C R, Rousseva S, et al. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties[J]. *Geoderma*, 2015, 247: 24—37.
- [ 37 ] Zhao Y D, Hu X, Li X Y. Analysis of the intra-aggregate pore structures in three soil types using X-ray computed tomography[J]. *Catena*, 2020, 193: 104622.
- [ 38 ] Bhattacharyya R, Rabbi S M F, Zhang Y Q, et al. Soil organic carbon is significantly associated with the pore geometry, microbial diversity and enzyme activity of the macro-aggregates under different land uses[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 778: 146286.
- [ 39 ] Dal Ferro N, Berti A, Francioso O, et al. Investigating the effects of wettability and pore size distribution on aggregate stability: The role of soil organic matter and the humic fraction[J]. *European Journal of Soil Science*, 2012, 63 ( 2 ): 152—164.
- [ 40 ] Guo Y F, Fan R Q, Zhang X P, et al. Tillage-induced effects on SOC through changes in aggregate stability and soil pore structure[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 134617.
- [ 41 ] Liu X S, Wang Y F, Shi Y F, et al. Construction and regulation of soil structure in root zone based on the theory of rhizobiont[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2023, 29 ( 5 ): 972—979. [刘学松, 王翼飞, 师娜菲, 等. 基于根际生命共同体理论的根区土壤结构构建与调控[J]. *植物营养与肥料学报*, 2023, 29 ( 5 ): 972—979.]
- [ 42 ] Zhang G H, Wei Y J, Zhou X Q, et al. Effects of the intensity and time of wetting-drying cycles on the pore distribution of granite red soil[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2022, 38 ( S1 ): 106—113. [张光辉, 魏玉杰, 周小荃, 等. 干湿循环强度与频度对花岗岩红壤孔隙分布的影响[J]. *农业工程学报*, 2022, 38 ( S1 ): 106—113.]
- [ 43 ] Calegari A, Tourdonnet S, Tessier D, et al. Influence of soil management and crop rotation on physical properties in a long-term experiment in Paraná, Brazil[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2013, 44 ( 13 ): 2019—2031.
- [ 44 ] Six J, Paustian K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 68: A4—A9.
- [ 45 ] Fu W, Huang M B, Gallichand J, et al. Optimization of plant coverage in relation to water balance in the Loess Plateau of China[J]. *Geoderma*, 2012, 173: 134—144.
- [ 46 ] Karsanina M V, Lavrukhin E V, Fomin D S, et al. Compressing soil structural information into parameterized correlation functions[J]. *European Journal of Soil Science*, 2021, 72 ( 2 ): 561—577.
- [ 47 ] Sinha S, Mastro R E, Ram L C, et al. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41 ( 9 ): 1824—1832.

(责任编辑：檀满枝)