

DOI: 10.5846/stxb202101140151

赵元, 张伟, 胡培雷, 肖峻, 王克林. 桂西北喀斯特峰丛洼地不同植被恢复方式下土壤有机碳组分变化特征. 生态学报, 2021, 41(21): 8535-8544.

Zhao Y, Zhang W, Hu P L, Xiao J, Wang K L. Responses of soil organic carbon fractions to different vegetation restoration in a typical karst depression. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(21): 8535-8544.

桂西北喀斯特峰丛洼地不同植被恢复方式下土壤有机碳组分变化特征

赵元^{1,2,3}, 张伟^{1,2}, 胡培雷^{1,2}, 肖峻^{1,2}, 王克林^{1,2,*}

1 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125

2 中国科学院环江喀斯特生态系统观测研究站, 环江 547100

3 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 植被恢复被认为是提升退化区域土壤有机碳(SOC)固持的有效措施。然而, 喀斯特脆弱生态系统植被人工恢复和自然恢复模式下 SOC 不同组分变化特征、稳定性和固持能力的研究还较缺乏。以典型喀斯特峰丛洼地为研究区, 以耕地为对照, 以恢复 15 年的人工恢复(人工林)和自然恢复(耕地撂荒后植被自然演替为灌丛)为研究对象, 分析不同植被恢复模式下 SOC、颗粒态有机碳(POC)、矿质结合态有机碳(MOC)、易氧化态有机碳(ROC)、惰性碳指数(RI)和 SOC 相对固持能力(SCS_{capacity})变化特征。结果发现:(1)人工林和灌丛 SOC、POC 和 ROC 含量显著高于耕地, 且灌丛 POC 和 ROC 含量显著高于人工林, MOC 则在三者之间差异不显著;(2)与耕地相比, 人工林和灌丛 RI 显著下降, 但 SCS_{capacity} 差异不显著。研究表明, 桂西北喀斯特峰丛洼地植被恢复 15 年后主要提升土壤活性碳组分, 且自然恢复比人工恢复更有利于提升土壤活性碳组分; 然而, 耕地退耕后短期内土壤碳稳定性并未增加, 强调植被恢复后避免再次毁林开荒对于维持土壤碳固持的必要性。

关键词: 土壤有机碳; 碳组分; 惰性碳指数; 植被恢复; 喀斯特

Responses of soil organic carbon fractions to different vegetation restoration in a typical karst depression

ZHAO Yuan^{1,2,3}, ZHANG Wei^{1,2}, HU Peilei^{1,2}, XIAO Jun^{1,2}, WANG Kelin^{1,2,*}

1 Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, the Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China

2 Huanjiang Observation and Research Station for Karst Eco-systems, Huanjiang 547100, China

3 University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China

Abstract: Vegetation restoration is an effective strategy to improve soil organic carbon (SOC) sequestration in the degraded ecosystems. However, the responses of SOC fractions, stabilization, and sequestration capacity to the managed and natural vegetation restoration in the karst region are poorly understood. Here, using cropland as a control, we compared the managed plantation and naturally recovered shrubland after 15 years of vegetation restoration in a typical subtropical karst depression. The SOC, particulate organic carbon (POC), mineral-associated organic carbon (MOC), readily oxidizable carbon (ROC), recalcitrant index (RI), and relative sequestration capacity (SCS_{capacity}) were measured. We found that the contents of SOC, POC, and ROC in both plantation and shrubland were significantly higher than those in the cropland, whereas MOC showed no significant difference among the three land-use types. We also found that the contents of POC and

基金项目: 国家自然科学基金区域联合重点项目(U20A2011); 中央引导地方科技发展专项资金项目(桂科 ZY20198012); 广西自然科学基金项目(2020GXNSFBA297016)

收稿日期: 2021-01-14; 采用日期: 2021-09-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: kelin@isa.ac.cn

ROC in the shrubland were significantly higher than those in the plantation. Furthermore, compared with cropland, the *RI* in the plantation and shrubland were significantly decreased, whereas the relative sequestration capacity of SOC showed no significant differences. Our results indicated that vegetation restoration over a relatively short period (15 years) mainly improved the active SOC fractions. Moreover, the natural vegetation restoration was more beneficial to the active SOC fraction accumulation than the managed vegetation restoration. However, the decreased soil carbon stabilization following vegetation restoration emphasizes the necessity of avoiding human disturbances of the vegetation restoration sites to maintain soil carbon sequestration.

Key Words: soil organic carbon; carbon fraction; recalcitrant index; vegetation restoration; karst ecosystem

陆地生态系统中土壤有机碳(SOC)储量比大气中碳库高2—3倍^[1]。作为土壤有机质的重要组成部分,SOC是维持陆地生态系统结构和功能的重要基础,也关系到全球气候变化^[2-3]。但是,自然或人为造成的土地退化已经极大地限制了土壤碳库稳定和固持能力,甚至导致土壤碳库从“汇”向“源”发生转变^[4-5]。植被恢复是提升退化区域SOC固持的有效措施^[6]。近期研究也表明,全球超过三分之一的植被覆盖地正在变“绿”,植被恢复是主要推动力之一^[7]。然而,土壤碳库恢复往往滞后于植被,且不同植被恢复模式之间差异较大^[8]。因此,研究不同植被恢复模式下SOC变化特征对于正确认识退化区域土壤固碳潜力及可持续恢复具有重要的指导意义。

在不同研究区,植被恢复后土壤碳汇效应差异较大。与退耕前相比,植被恢复后SOC增加、减少或保持不变的结果均有报道^[9]。造成这些差异的原因主要与气候、退耕前土地利用类型、恢复年限、地质背景等有关^[8]。此外,作为退化生态系统非常重要的两种植被恢复模式,人工造林与植被自然恢复土壤碳固定能力大小也存在争议。如Jin等^[10]认为自然恢复比人工恢复更有利于土壤碳固持;而Gong等^[11]研究则表明人工恢复具有更高的碳固持潜力。这是因为两种恢复模式在管理、物种组成、微气候、根系周转及分泌物、凋落物等方面都存在很大差异^[12-14],从而导致其土壤碳汇效应差异。因此,有必要针对特定生态脆弱区分析人工恢复和自然恢复两种模式下土壤碳汇效应。

另一方面,由于SOC不同组分具有不同的周转速率和稳定机制,导致土壤碳库不同组分对植被恢复存在差异性响应^[15]。主要来源于未分解或半分解的碎屑有机质的活性有机碳(如颗粒态有机碳(POC)、易氧化态有机碳(ROC)等),其周转速率快、稳定性较差,易被微生物分解利用,对土地利用方式变化响应敏感^[16-17];主要来源于植物组分渗出物或被土壤生物转化后的组分,且易与土壤矿质结合(如矿质结合态有机碳(MOC))的惰性有机碳,其周转周期长、稳定性较好,有利于土壤碳库的长期固持^[16]。研究表明,土壤中POC通常占SOC的41%—69%,一旦出现扰动和破坏,POC占比会迅速下降^[17]。而且POC多以游离态存在,当林地转变为耕地后,土壤中游离的POC与团聚体内的POC相比,可能会减少更多^[18]。且POC比MOC更易受土地利用方式和土壤管理措施的影响^[19]。同时,长期定点实验研究表明,活性有机碳库与微生物关系密切,当植被及微生物变化较大时,易氧化有机碳(ROC)会受到直接和间接的影响^[20]。然而,目前关于活性和惰性有机碳对人工恢复和自然恢复如何响应的研究还较缺乏,限制了退化区域植被高效可持续恢复和固碳增汇的管理需求。在以往研究中,惰性碳指数(*RI*)可以有效评估不同土地利用方式对土壤惰性碳库的影响,有助于评估土壤碳固持能力^[21-22]。然而,土壤碳库不同稳定性组分、*RI*及碳固持能力对人工造林和自然恢复如何响应,以及不同稳定性组分对土壤碳库的贡献等问题尚不清楚,引发对两种植被恢复模式土壤长期碳汇能力的质疑^[23-24]。

我国西南喀斯特地区是全球碳酸盐岩集中分布面积最大、人地矛盾最尖锐的地区,该区岩溶发育强烈,石漠化严重^[22]。西南喀斯特面积约为 $5.1 \times 10^7 \text{ hm}^2$,占全国总面积的5.3%,其生态环境的脆弱性会导致该地区在遭到扰动后极易发生石漠化,不仅制约区域社会可持续发展,还影响长江、珠江上游生态安全^[25]。围绕西南喀斯特石漠化治理,国家先后实施了一系列生态保护与建设工程^[26]。其中,植被自然恢复与人工造林是非

常重要的措施,且对于土壤碳库的恢复具有重要意义^[27]。目前关于喀斯特 SOC 的报道中,主要集中在喀斯特不同地貌类型、岩性、植被覆盖/类型及土地利用方式下 SOC 的变化特征。如,王兴富等^[28]研究了地表小生境及成土母质岩性演变对喀斯特石漠区 SOC 的影响,结果表明地貌类型对 SOC 有较大影响,且成土母质岩性为石灰岩及泥灰岩的 SOC 含量相对较高;Wen 等^[29]通过分析白云岩和石灰岩植被自然恢复不同演替阶段土壤轻组和重组有机碳变化特征,发现岩性影响 SOC 含量和稳定性;Hu 等^[30]在桂西北喀斯特小流域尺度上的研究发现,退耕 10 年后,自然恢复 SOC 含量是人工造林的 1.69 倍,但尚未解析两种植被恢复模式下 SOC 差异的组分来源。

综上,当前关于喀斯特地区 SOC 的研究已经有一定进展,然而对人工恢复和自然恢复两种模式下土壤碳汇效应、土壤碳库不同组分及其稳定性、碳固持能力的研究仍然较少。已有研究缺乏从土壤碳库组分和稳定性视角探索两种植被恢复模式下土壤碳汇功能差异,理论认识难以支撑退化生态系统可持续恢复和提质增效的管理需求。为解决上述问题,本文以我国桂西北喀斯特典型峰丛洼地为研究区,以人工造林和植被自然恢复为研究对象,以研究区耕地为对照,分析 SOC 含量、SOC 不同稳定性组分、*RI*、相对固持能力等指标,揭示两种植被恢复模式下土壤碳汇效应差异的组分来源,同时明晰喀斯特生态脆弱区恢复初期不同植被恢复模式的碳固持能力,以为喀斯特生态恢复成效评估和可持续管理提供依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概述

研究区位于广西壮族自治区境内(23°31'—25°11'N, 107°7'~108°38'E),属于典型的喀斯特峰丛洼地地貌(图 1)。气候为典型的亚热带季风气候,年平均气温(MAT)为 18.82—20.96℃,年平均降水量(MAP)为 1513—1607 mm。根据联合国粮农组织/联合国教科文组织(FAO/UNESCO)的系统分类,研究区土壤为碳酸盐岩发育的钙质石质土。20 世纪 90 年代前,长期高强度人类农业活动(森林砍伐和耕作)对生态环境破坏严重,石漠化程度加剧,水土流失严重。从 2002 年开始,随着“退耕还林”工程的实施,研究区大部分耕地退耕,主要是通过人工恢复(人工造林)和自然恢复(耕地撂荒后植被自然恢复)两种方式进行植被恢复。

1.2 实验设计和采样方法

采样于 2018 年 8 月进行。在研究区选择耕地作为对照,选择人工林和自然恢复样地作为两种植被恢复模式样地(图 1)。为保证样地可比性,试验选点时,在当地林业部门及当地村民的指导下确定土地利用历史。耕地、人工林和自然恢复样地需满足以下要求:(1)土壤类型均为碳酸盐岩发育的钙质石质土。(2)耕地均种植玉米(*Zea mays*),且种植历史达 100 年以上(世代耕种)。人工恢复或自然恢复样地退耕前均为玉米地,且均于 2002 年退耕。其中,人工林为耕地退耕后人工种植任豆(*Zenia insignis*),自然恢复样地为耕地撂荒后植被自然恢复,目前已演替为灌丛(以下表述以灌丛代替自然恢复样地),优势种为红背山麻杆(*Alchornea treuioides*)、枫香树(*Liquidambar formosana*)、野梧桐(*Mallotus japonicus*)、飞蛾槭(*Acer oblongum*)和浆果楝(*Cipadessa baccifera*)。(3)各样地均位于坡脚,因为这是“退耕还林”主要恢复区域,且各样地坡度基本一致。(4)选择各样地的年均降水(1550±50)mm/a 和年均温度(20±1)℃尽量保持一致。

选取的样地大小均为 20 m×20 m,每种土地利用类型共 9 个重复,共 27 个样地。在每个样地内用土钻

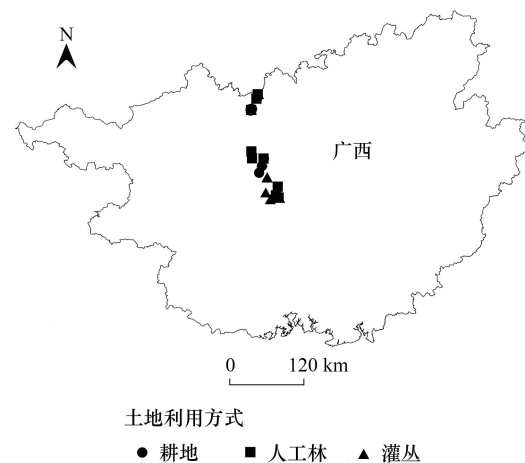


图 1 研究区样点分布图

Fig.1 Spatial distribution of the field sampling sites in the karst region

(直径为 38 mm)按“S”型选取 0—15 cm 土层 20 个样点,并充分混匀代表该样地土壤样品。随后,用镊子仔细挑选土壤中根系和碎石,并过 2 mm 网筛备用。将每个样地土壤样品分为 2 份,一份用于 SOC 不同组分筛分及测定,另一份用于测定土壤理化性质。

1.3 样品处理与分析

土壤密度(BD)采用环刀法(100 cm³)收集原状土壤样品(深度为 0—15 cm),每个样地 5 个重复,随后在烘箱中烘干至恒重并称量^[31];采用马尔文激光粒度仪分析土壤机械组成(Master sizer 2000);采用 pH 计测定土壤 pH 值(水土比为 1:2.5)(FE20K; Mettler-Toledo, Switzerland)^[32];SOC 含量采用浓硫酸-重铬酸钾氧化后,硫酸亚铁滴定法测定^[33];土壤全氮(TN)含量使用碳氮元素分析仪测定(vario MAX; Elementar, Germany);采用磷脂脂肪酸(PLFA)方法分析土壤微生物群落丰度和组成,细菌 PLFAs 的丰度用 i14:0、a15:0、i15:0、i16:0、16:1ω7c、17:0、a17:0、i17:0、cy17:0、18:0、18:1ω7c、cy19:0 丰度之和计算,真菌 PLFAs 的丰度用 18:1ω9c 和 18:2ω6,9c 的丰度之和计算^[34]。

分别采用物理分组方法(按粒级大小)和化学分组方法(能被 0.02 mol/L 高锰酸钾混合溶液氧化)将 SOC 分成不同组分。物理分组方法根据土壤粒级大小将 SOC 分成 POC 和 MOC 两个组分。采用湿筛法分级^[35-37]。首先,称取过 2 mm 网筛的 10 g 土壤样品用 30 mL 5 g/L(NaPO₃)₆分散,置于往复振荡器(90 r/min) 6 h。随后用去离子水在 53 μm 网筛漂洗分离,残留在 53 μm 网筛上土壤定义为 POC 组分(>53 μm),其余部分定义为 MOC 组分(<53 μm)。将上述分离的土壤样品 60℃ 烘干后称重,之后再过 0.25 mm 筛,采用浓硫酸-重铬酸钾外加热法测定 SOC 含量^[35]。化学分组方法中采用 KMnO₄氧化法测定 ROC 含量^[38]。具体操作如下,称取 0.25g 土壤样品置于 50 mL 离心管中,加入 0.1 mol/L CaCl₂与 0.02 mol/L KMnO₄混合溶液 20mL,并用 0.1 mol/L 的 NaOH 溶液将 pH 调至 7.2。随后将样品于摇床(120 r/min)中振荡 2 min,再于室温条件下(25℃)避光静置 10 min,取 1 mL 上清液定容至 50 mL,与标准溶液(0.005 mol/L、0.01 mol/L、0.015 mol/L、0.02 mol/L)在 550 nm 波段对照(photoLab 7600UV-VIS, Germany)。根据吸光度值计算 ROC 含量,计算公式如下:

$$\text{ROC}(\text{mg}/\text{kg}) = [0.02 \text{ mol}/\text{L} - (a + zb)] \times (9000 \text{ mg}/\text{mol}) \times \frac{0.02 \text{ L}}{0.0025 \text{ kg}}$$

式中,0.02 mol/L 为 KMnO₄的初始浓度;a 为截距;b 为标准曲线的斜率;z 为吸光度值;9000 mg/mol 为 MnO₄ (1mol)氧化 mg C (0.75 mol),Mn⁷⁺变成 Mn⁴⁺换算指数;0.02 L 为高锰酸盐与土壤反应的体积;0.0025 kg 为土壤重量。同时,依据 SOC 和 ROC 差值计算非易氧化碳(Non-Readily oxidizable carbon, Non-ROC)。

1.4 SOC 相对固持能力计算

Zhang 等^[39]提出了 SOC 相对固持能力(SCS_{capacity})的概念用以评估 SOC 的固持能力。计算公式如下:

$$\text{SCS}_{\text{capacity}} = \text{SCS}_{\text{stock}} \times \text{SCS}_{RI}$$

式中,SCS_{stock}表示植被恢复后以耕地作为对照,两种植被恢复模式 SOC 相对变化值;RI 为惰性碳指数,表示惰性碳库所占比值;SCS_{RI}表示植被恢复后惰性碳指数以耕地作为对照,两种植被恢复模式惰性碳指数相对变化值。SCS_{stock}和 SCS_{RI}计算公式如下:

$$\text{SCS}_{\text{stock}} = \text{植被恢复样地 SOC} / \text{耕地 SOC}$$

$$\text{SCS}_{RI} = \text{植被恢复样地 RI} / \text{耕地 RI}$$

$$RI = \text{Non-ROC} / \text{ROC} \text{ 或 } \text{MOC} / \text{POC}$$

1.5 统计分析

所有数据统计分析前均进行正态性和方差齐性检验,对于不符合要求的数据进行转换。采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和 LSD 多重检验分析不同土地利用方式对土壤理化性质和有机碳不同组分的影响。以上统计分析均在 SPSS 19.0 和 OriginPro 2018 进行。除特别说明外,当 P<0.05 时,则认为统计分析结果具有显著差异。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化性质及微生物特征

土壤 pH 值、碳氮比、土壤密度、粉粒、粘粒在耕地和两种植被恢复模式之间差异均不显著(表 1)。与耕地相比,植被恢复后 SOC 含量、TN 含量、砂粒、细菌和真菌丰度均显著增加($P < 0.05$)。其中,人工林和灌丛 SOC 含量增加了 64%和 109%,TN 含量分别增加了 53%和 80%,细菌丰度增加了 107%和 129%,真菌丰度增加了 117%和 152%(表 1 和图 2)。两种恢复模式之间,人工林 SOC 含量显著高于灌丛;砂粒、TN 含量、细菌和真菌丰度在两种植被恢复模式之间差异不显著。

表 1 不同植被恢复模式土壤基本理化性质及微生物特征

土地利用方式 Land-use types	pH	土壤有机碳 SOC/(g/kg)	全氮 TN/(g/kg)	碳氮比 C:N	土壤密度 BD/(g/cm ³)
耕地 Cropland	6.81±0.27	15.99±0.97a	1.86±0.22a	9.01±0.40	1.23±0.04
人工 Plantation	6.95±0.14	26.26±2.16b	2.84±0.22b	9.29±0.32	1.28±0.03
灌丛 Shrubland	6.79±0.16	33.46±3.33c	3.34±0.35b	10.09±0.36	1.14±0.03
	粘粒 Clay/%	粉粒 Silt/%	砂粒 Sand/%	细菌丰度 Bacteria/(nmol/g)	真菌丰度 Fungi/(nmol/g)
耕地 Cropland	34.42±9.07	53.62±6.86	11.93±3.69a	24.95±0.97a	3.34±0.20a
人工 Plantation	20.49±6.81	53.47±3.83	26.04±3.9b	51.84±6.94b	7.24±0.84b
灌丛 Shrubland	19.43±5.74	52.93±4.70	27.48±4.83b	57.24±5.98b	8.39±0.55b

不同小写字母表示三种土地利用方式之间存在显著差异($P < 0.05$, $n = 9$);SOC:土壤有机碳 Soil organic carbon;TN:全氮 Total nitrogen;C:N:碳氮比 Carbon/Nitrogen ratio;BD:土壤密度 Bulk density

2.2 SOC 不同组分及惰性指数

土壤碳库物理方法分组中,POC 与 SOC 变化规律一致,均表现为灌丛最高,人工林次之,耕地最低;MOC 在三种土地利用类型之间差异不显著(图 2)。土壤碳库物理组分 RI 与 POC 则刚好相反,植被恢复后 RI 显著下降,但人工林和灌丛之间差异不显著(图 3)。

土壤碳库化学方法分组中,ROC 占 SOC 的比例很低,耕地、人工林、灌丛分别为 1.06%、1.42%、1.51%。人工林和灌丛 ROC 含量显著高于耕地,但两种植被恢复模式之间差异不显著(图 4)。土壤碳库化学组分 RI 与物理组分 RI 类似,均表现为人工林和灌丛 RI 显著低于耕地(图 3)。

2.3 SOC 相对固持能力

人工林和灌丛 SCS_{stock} 显著高于耕地,且两种植被恢复方式之间差异不显著(表 2),表明植被恢复后 SOC 相对累积量显著增加。物理和化学方法分组中 SCS_{RI} 表现出一致的规律,即人工林和灌丛 SCS_{RI} 均显著低于耕地(表 2)。而基于物理和化学组分中 SCS_{stock} 和 SCS_{RI} 计算的 SOC 相对固持能力表明, $SCS_{capacity}$ 在耕地、人工林和灌丛之间差异均不显著。

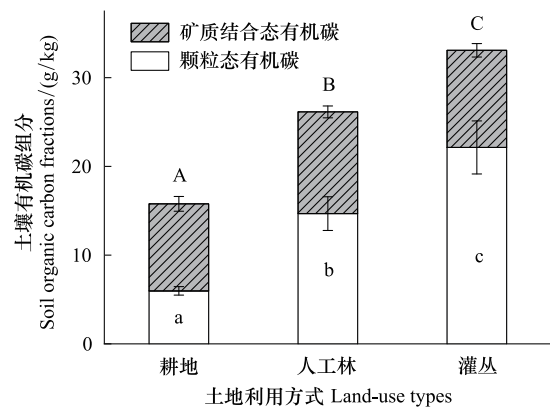


图 2 不同植被恢复模式下土壤有机碳物理分组组分特征

Fig.2 Soil organic carbon fractions based on physical method among different vegetation restoration

不同大写字母表示土壤有机碳在不同土地利用方式存在显著差异($P < 0.05$, $n = 9$),不同小写字母表示颗粒态有机碳在不同土地利用方式存在显著差异($P < 0.05$, $n = 9$)

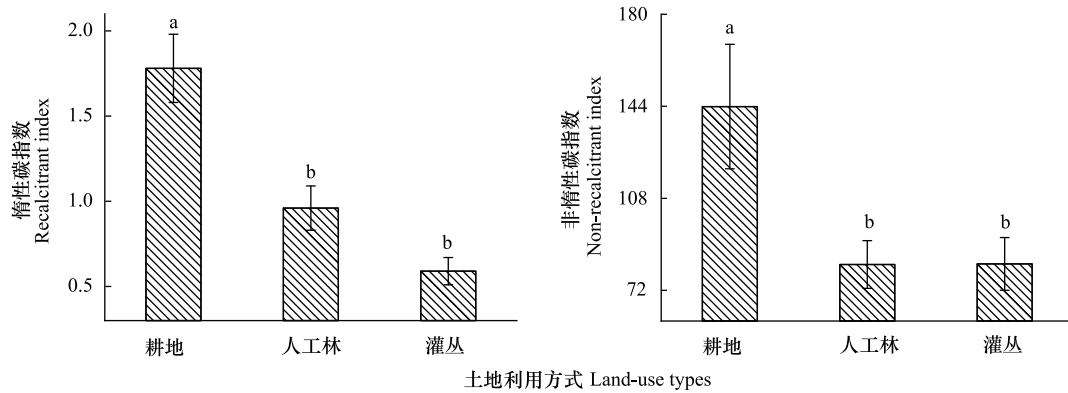


图3 不同植被恢复模式土壤惰性碳指数

Fig.3 The recalcitrant index (RI) of soil organic carbon among different vegetation restoration

不同小写字母表示不同植被恢复模式之间存在显著差异 ($P < 0.05$, $n = 9$)

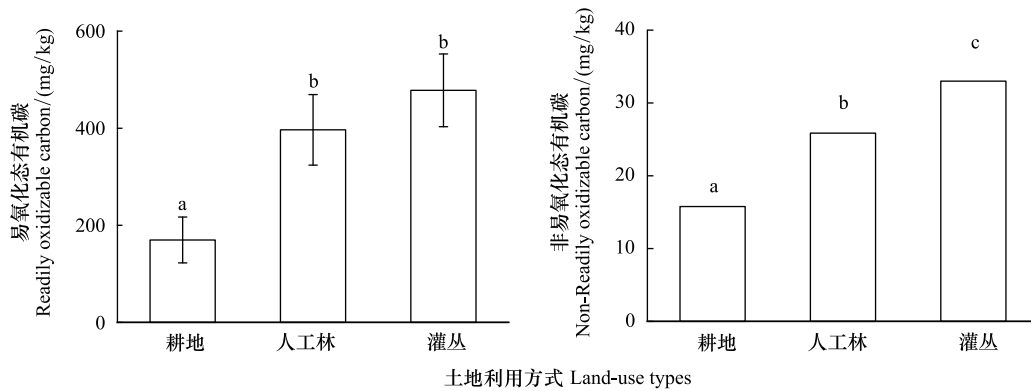


图4 不同植被恢复模式土壤有机碳化学分组组分特征

Fig.4 Soil organic carbon fractions based on chemical method among different vegetation restoration

不同小写字母表示不同植被恢复模式之间存在显著差异 ($P < 0.05$, $n = 9$)

表2 不同植被恢复模式土壤有机碳物理和化学组分相对固持能力

Table 2 The relative sequestration capacity of SOC fractions based on physical and chemical methods among different vegetation restoration

深度 Depth	土地利用方式 Landuse types	相对碳含量 SCS _{stock}	物理分组分析 Physical analyse		化学分组分析 Chemistry analyse	
			SCS _{RI}	SCS _{capacity}	SCS _{RI}	SCS _{capacity}
0—15 cm	耕地	1.00b	1.00a	1.00	1.00a	1.00
	人工	1.60±0.12a	0.52±0.07b	0.82±0.10	0.52±0.05b	0.83±0.10
	灌丛	2.05±0.26a	0.32±0.05b	0.64±0.08	0.50±0.04b	1.05±0.18

不同小写字母表示不同植被恢复模式之间存在显著差异 ($P < 0.05$, $n = 9$); SCS_{stock}: SOC 相对变化值 Relative change value of SOC; SCS_{RI}: 惰性碳指数相对变化值 Elative change value of recalcitrant index; SCS_{capacity}: SOC 相对固持能力 Relative sequestration capacity

3 讨论

本研究发现, 桂西北喀斯特峰丛洼地植被恢复 15 年后 SOC 含量显著增加, 表明生态工程的实施有利于喀斯特地区土壤碳汇效应提升。这与其他研究结果类似^[8, 22, 30-41]。喀斯特土壤高钙环境有利于大团聚体的形成和 SOC 的固持, 但在耕作扰动下, 钙离子易丢失, 导致土壤大团聚体崩解, 矿化加剧, SOC 快速丢失^[42]。研究发现, 喀斯特灌丛转变为耕地后耕作 2 年后损失率高达 42%^[43]。耕地退耕后, 没有耕作扰动, 可以促进土

壤团聚体的形成,从而提高 SOC 固持能力^[44];另一方面,植被恢复后,凋落物和根系分泌物的增加也提高了碳输入来源^[45-46]。因此,有机碳矿化降低和碳输入来源增加是喀斯特植被恢复后 SOC 增加的主要原因。此外,研究结果发现,自然恢复模式下(灌丛)SOC 含量显著高于人工造林,这也与前期的研究结果一致^[8,47],表明在喀斯特峰丛洼地植被恢复初期自然恢复模式比人工造林更有利于提升 SOC 累积。这是因为相比于单一人工林,自然恢复模式下物种多样性高,有利于土壤碳固持;此外,人工林在生长初期由于自身生物量生长的原因,更多的碳储存于植被碳库中^[30]。但也有研究发现,西南峡谷型喀斯特人工造林 SOC 含量比自然恢复更高^[48]。喀斯特地貌类型之间的差异可能是导致不同区域自然恢复和人工恢复固碳差异的主要原因,比如,喀斯特不同地貌类型之间在水热条件、岩溶发育、植物种类等方面均存在差异,从而导致其碳汇效应差异。因此,后续研究有必要针对喀斯特地貌类型深入开展不同植被恢复模式土壤碳汇效应及驱动机制的研究。

进一步研究碳组分发现,人工造林和自然恢复均显著提升了 POC 含量,且以自然恢复模式下最高,但两种植被恢复模式均未提升 MOC 含量。POC 含量显著提高与前人研究结果一致^[39]。通常,POC 可定义为土壤活性碳库,其对土地利用变化响应敏感^[49]。植被恢复后,凋落物输入增加,同时细根及其分泌物能够通过胶结作用将输入的碳源固持于团聚体中,从而促进 POC 的累积^[50-51]。MOC 由于受到物理、化学保护作用,较难以被微生物直接分解利用,稳定性较好,通常可保存数十年至百年,因而对土地利用变化不敏感^[16]。植被恢复后 ROC 变化规律与 POC 类似。相比于 POC,ROC 更易被微生物分解利用,对土地利用变化更加敏感^[39,52-53]。这些研究表明,西南喀斯特峰丛洼地植被恢复 15 年后主要提升土壤活性碳库,且相比于人工恢复,自然恢复模式更有利于提升土壤活性碳库。

植被恢复后土壤碳库的增加,尤其是活性碳库的增加并不意味着土壤碳库的长期固持^[22]。土壤碳库稳定性直接关系到土壤碳固定质量和可持续性,是土壤碳汇功能的重要体现。 RI 和 $SCS_{capacity}$ 通常可作为评估 SOC 固持能力的较好指标^[3,22]。 RI 可有效反应不同土地利用方式对土壤碳稳定性的影响^[54]。不同研究区,植被恢复前后 RI 变化规律不一致,有随植被恢复而增加^[55],也有随植被恢复而下降的^[22]。造成这种差异的原因可能与植被恢复前土地利用方式、恢复年限和方式、地质背景、气候类型等密切相关。进一步分析发现,喀斯特人工造林和自然恢复模式下 RI 均显著低于耕地,这主要因为喀斯特恢复生态系统中土壤砂粒是有机碳的主要赋存形式(表 1),且喀斯特植被恢复后仅活性碳库显著增加而惰性碳库保持不变有关^[56]。此外,不稳定的碳组分总是在短期内恢复,但对于稳定的碳组分,恢复需要几十年的恢复时间^[50]。而且,植物根系可能会从活性的有机碳组分中吸收更多的营养物质以快速生长^[57]。这也进一步说明喀斯特植被恢复后,短期内主要影响活性碳组分。尽管植被恢复后 RI 显著下降,人工造林和自然恢复下 $SCS_{capacity}$ 并未显著降低,这主要与植被恢复后 MOC 基本不变而 POC 显著增加有关。以上结果表明,桂西北喀斯特峰丛洼地耕地退耕后短期内土壤碳稳定性并未增加,当植被恢复后土壤再次受到扰动时,其较低的土壤碳库稳定能力可能会导致大量活性碳库的丢失,强调植被恢复后避免再次毁林开荒对于维持土壤碳固持的必要性。

综上,桂西北喀斯特峰丛洼地植被恢复 15 年后土壤活性碳组分显著增加, RI 显著下降, $SCS_{capacity}$ 基本保持不变。土壤活性碳组分的增加表明在退化区域实施植被恢复能有效提升 SOC 含量,从而在一定程度上提升生态系统服务功能以及减缓全球气候变暖。同时,研究发现桂西北喀斯特地区短期内自然恢复比人工造林更有利于提升土壤活性碳库。然而,值得注意的是,无论是人工造林还是自然恢复,土壤稳定性碳组分和 SOC 相对固持能力在短期内并未提升,因此其碳库是相对不稳定的。当然,本研究中植被恢复年限较短(15 年),未来研究需要更长的时间尺度评估喀斯特植被恢复后土壤碳库稳定性特征和固持能力。

4 结论

桂西北喀斯特峰丛洼地脆弱生态系统耕地退耕 15 年后,人工造林和植被自然恢复均显著提升了 SOC、POC 和 ROC 含量,但 MOC 含量并未显著提升;同时,自然恢复模式下 POC 和 ROC 含量显著高于人工造林。研究结果表明喀斯特植被恢复有利于促进土壤活性碳库累积,且植被自然恢复优于人工造林。另一方面,由

于植被恢复后土壤 RI 下降,导致 SOC 相对固持能力并未提升。这些结果表明,短期内喀斯特植被恢复主要伴随土壤活性碳库的累积,土壤碳库相对“不稳定”,易受人类扰动影响。因此,喀斯特退化区域植被恢复后避免再次毁林开荒尤显重要。

参考文献 (References):

- [1] Stockmann U, Adams M A, Crawford J W, Field D J, Henakaarchchi N, Jenkins M, Minasny B, McBratney A B, de Remy de Courcelles V, Singh K, Wheeler I, Abbott L, Angers D A, Baldock J, Bird M, Brookes P C, Chenu C, Jastrow J D, Lal R, Lehmann J, O'Donnell A G, Parton W J, Whitehead D, Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 164: 80-99.
- [2] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47(2): 151-163.
- [3] Soucémariadin L N, Cécillon L, Guenet B, Chenu C, Baudin F, Nicolas M, Girardin C, Barré P. Environmental factors controlling soil organic carbon stability in French forest soils. *Plant and Soil*, 2018, 426(1/2): 267-286.
- [4] van der Werf G R, Morton D C, DeFries R S, Olivier J G J, Kasibhatla P S, Jackson R B, Collatz G J, Randerson J T. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2009, 2(11): 737-738.
- [5] van Straaten O, Corre M D, Wolf K, Tchienkoua M, Cuellar E, Matthews R B, Veldkamp E. Conversion of lowland tropical forests to tree cash crop plantations loses up to one-half of stored soil organic carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(32): 9956-9960.
- [6] Bastin J F, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner C M, Crowther T W. The global tree restoration potential. *Science*, 2019, 365(6448): 76-79.
- [7] Chen C, Park T, Wang X H, Piao S L, Xu B D, Chaturvedi R K, Fuchs R, Brovkin V, Ciais P, Fensholt R, Tømmervik H, Bala G, Zhu Z C, Nemani R R, Myneni R B. China and India lead in greening of the world through land-use management. *Nature Sustainability*, 2019, 2(2): 122-129.
- [8] Li D J, Niu S L, Luo Y Q. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*, 2012, 195(1): 172-181.
- [9] Hong S B, Yin G D, Piao S L, Dybzinski R, Cong N, Li X Y, Wang K, Peñuelas J, Zeng H, Chen A P. Divergent responses of soil organic carbon to afforestation. *Nature Sustainability*, 2020, 3(9): 694-700.
- [10] Jin Z, Dong Y S, Wang Y Q, Wei X R, Wang Y F, Cui B L, Zhou W J. Natural vegetation restoration is more beneficial to soil surface organic and inorganic carbon sequestration than tree plantation on the Loess Plateau of China. *Science of the Total Environment*, 2014, 485-486: 615-623.
- [11] Gong J, Chen L, Fu B, Huang Y, Huang Z, Peng H. Effect of land use on soil nutrients in the loess hilly area of the Loess Plateau, China. *Land Degradation & Development*, 2006, 17(5): 453-465.
- [12] Del Galdo I, Six J, Peressotti A, Cotrufo M F. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Global Change Biology*, 2003, 9(8): 1204-1213.
- [13] Laganière J, Angers D A, Paré D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 2010, 16(1): 439-453.
- [14] Solly E F, Schöning I, Boch S, Kandeler E, Marhan S, Michalzik B, Müller J, Zscheischler J, Trumbore S E, Schrumpf M. Factors controlling decomposition rates of fine root litter in temperate forests and grasslands. *Plant and Soil*, 2014, 382(1): 203-218.
- [15] Luo Z K, Rossel R A V, Shi Z. Distinct controls over the temporal dynamics of soil carbon fractions after land use change. *Global Change Biology*, 2020, 26(8): 4614-4625.
- [16] Lavalley J M, Soong J L, Cotrufo M F. 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.
- [17] Zeller B, Dambrine E. Coarse particulate organic matter is the primary source of mineral N in the topsoil of three beech forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(3): 542-550.
- [18] Besnard E, Chenu C, Balesdent J, Puget P, Arrouays D. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47(4): 495-503.
- [19] Campbell C A, Zentner R P, Liang B C, Roloff G, Gregorich E C, Blomert B. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan-Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science*, 2000, 80(1): 179-192.
- [20] Haynes R J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy*, 2005, 85: 221-268.

- [21] 张方方, 岳善超, 李世清. 土壤有机碳组分化学测定方法及碳指数研究进展. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 252-259.
- [22] 王克林, 陈洪松, 曾馥平, 岳跃民, 张伟, 付智勇. 生态学研究支撑喀斯特区域生态环境治理与科技扶贫. 中国科学院院刊, 2018, 33(2): 213-222.
- [23] Crouzeilles R, Ferreira M S, Chazdon R L, Lindenmayer B D, Sansevero J B B, Monteiro L, Iribarrem A, Latawiec A E, Strassburg B B N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 2017, 3(11): e1701345.
- [24] Reid J L, Fagan M E, Zahawi R A. Positive site selection bias in meta-analyses comparing natural regeneration to active forest restoration. *Science Advances*, 2018, 4(5): eaas9143.
- [25] Jiang Z C, Lian Y Q, Qin X Q. Rocky desertification in Southwest China: impacts, causes, and restoration. *Earth-Science Reviews*, 2014, 132: 1-12.
- [26] 王克林, 岳跃民, 马祖陆, 雷廷武, 李德军, 宋同清. 喀斯特峰丛洼地石漠化治理与生态服务提升技术研究. 生态学报, 2016, 36(22): 7098-7102.
- [27] Tong X G, Han X H, Wang F Q, Zhao F Z, Ren C J, Li J. Change in carbon storage in soil physical fractions after afforestation of former arable land. *Soil Science Society of America Journal*, 2016, 80(4): 1098-1106.
- [28] 王兴富, 黄先飞, 胡继伟, 张珍明. 喀斯特石漠化过程中小生境及岩性的演替对土壤有机碳的影响. 水土保持学报, 2020, 34(4): 295-303.
- [29] Wen L, Li D J, Chen H, Wang K L. Dynamics of soil organic carbon in density fractions during post-agricultural succession over two lithology types, southwest China. *Journal of Environmental Management*, 2017, 201: 199-206.
- [30] Hu P L, Liu S J, Ye Y Y, Zhang W, Wang K L, Su Y R. Effects of environmental factors on soil organic carbon under natural or managed vegetation restoration. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(3): 387-397.
- [31] Klute A. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5.1. 2nd ed. American: American Society of Agronomy, Inc., 1986: 34-47.
- [32] Sparks D L, Page A L, Helmke P A, Loeppert R H, Soltanpour P N, Tabatabai M A, Johnston C T, Sumner M E, eds. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5.3. America: Soil Science Society of America, 1996: 475-490.
- [33] Lister S J, Jones D A. *Methods in agricultural chemical analysis: a practical handbook*. Grass and Forage Science, 2003, 58(1): 98-98.
- [34] Hu P L, Zhang W, Chen H S, Li D J, Zhao Y, Zhao J, Xiao J, Wu F J, He X Y, Luo Y Q, Wang K L. Soil carbon accumulation with increasing temperature under both managed and natural vegetation restoration in calcareous soils. *Science of the Total Environment*, 2021, 767: 145298.
- [35] Cambardella C A, Elliott E T. Participate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(3): 777-783.
- [36] Wang F M, Zhu W X, Chen H. Changes of soil C stocks and stability after 70-year afforestation in the Northeast USA. *Plant and Soil*, 2016, 401(1): 319-329.
- [37] Zhao F Z, Zhang L, Ren C J, Sun J, Han X H, Yang G H, Wang J. Effect of microbial carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry on soil carbon fractions under a black locust forest within the central loess plateau of China. *Soil Science Society of America Journal*, 2016, 80(6): 1520-1530.
- [38] Weil R R, Islam K R, Stine M A, Gruver J B, Samson-Liebig S E. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 2003, 18(1): 3-17.
- [39] Zhang H L, Deng Q, Hui D F, Wu J P, Xiong X, Zhao J Q, Zhao M D, Chu G W, Zhou G Y, Zhang D Q. Recovery in soil carbon stock but reduction in carbon stabilization after 56-year forest restoration in degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 2019, 441: 1-8.
- [40] Zhang K, Dang H, Tan S, Cheng X, Zhang Q. Change in soil organic carbon following the 'Grain-for-Green' Programme in China. *Land Degradation & Development*, 2010, 21(1): 13-23.
- [41] Liu X, Yang T, Wang Q, Huang F R, Li L H. Dynamics of soil carbon and nitrogen stocks after afforestation in arid and semi-arid regions: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 2018, 618: 1658-1664.
- [42] Ye Y Y, Xiao S S, Liu S J, Zhang W, Zhao J, Chen H S, Guggenberger G, Wang K L. Tillage induces rapid loss of organic carbon in large macroaggregates of calcareous soils. *Soil and Tillage Research*, 2020, 199: 104549.
- [43] 张伟, 陈洪松, 苏以荣, 王克林, 林海飞, 刘坤平. 不同作物和施肥方式对新垦石灰土土壤肥力的影响. 土壤通报, 2013, 44(4): 925-930.
- [44] 王进, 刘子琦, 张国, 李渊, 鲍恩侯. 石漠化区林草恢复与传统农耕对土壤团聚体和有机碳含量的影响. 中国农业科技导报, 2020, 22(11): 133-143.
- [45] 洪小敏, 魏强, 李梦娇, 余坦蔚, 严强, 胡亚林. 亚热带典型森林地上和地下凋落物输入对土壤新老有机碳动态平衡的影响. 应用生态学

- 报, 2021, 32(3): 825-835.
- [46] 尹华军, 张子良, 刘庆. 森林根系分泌物生态学研究: 问题与展望. 植物生态学报, 2018, 42(11): 1055-1070.
- [47] Wang F M, Ding Y Z, Sayer E J, Li Q L, Zou B, Mo Q F, Li Y W, Lu X L, Tang J W, Zhu W X, Li Z A. Tropical forest restoration: Fast resilience of plant biomass contrasts with slow recovery of stable soil C stocks. *Functional Ecology*, 2017, 31(12): 2344-2355.
- [48] 谭秋锦, 宋同清, 彭晚霞, 曾馥平, 杨钙仁, 杜虎, 鹿士杨, 范夫静. 西南峡谷型喀斯特不同生态系统的碳格局. 生态学报, 2014, 34(19): 5579-5588.
- [49] Diaz-Piñés E, Rubio A, Van Miegroet H, Montes F, Benito M. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management*, 2011, 262(10): 1895-1904.
- [50] 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.
- [51] 贺同鑫, 胡宝清, 张建兵, 张诗萌, 庞榆, 裴广廷, 胡刚, 张伟, 孙建飞. 植被恢复十年喀斯特坡地细根对土壤碳氮存留与可利用性的影响. 生态学报, 2020, 40(23): 8638-8648.
- [52] Skjemstad J O, Swift R S, McGowan J A. Comparison of the particulate organic carbon and permanganate oxidation methods for estimating labile soil organic carbon. *Soil Research*, 2006, 44(3): 255-263.
- [53] 赵鑫, 宇万太, 李建东, 姜子绍. 不同经营管理条件下土壤有机碳及其组分研究进展. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2203-2209.
- [54] Datta A, Mandal B, Basak N, Badole S, Chaitanya K, Majumder S P, Thakur N P, Kumar P, Kachroo D. Soil carbon pools under long-term rice-wheat cropping system in Inceptisols of Indian Himalayas. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2018, 64(9): 1315-1320.
- [55] Deng L, Liu G B, Shanguan Z P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: a synthesis. *Global Change Biology*, 2014, 20(11): 3544-3556.
- [56] 刘涛泽, 刘丛强, 张伟. 植被恢复中坡地土壤颗粒有机碳分布特征和 $\delta^{13}\text{C}$ 值组成. 生态环境, 2008, 17(5): 2031-2036.
- [57] Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 2007, 450(7167): 277-280.