2022, 35(5): 156-163
http://www.lykxyj.com

DOI:10.13275/j.cnki.lykxyj.2022.005.017

土壤活性有机碳及碳库管理指数对石漠化治理措施的响应

李金垚[1,2,3]，潘　雯[1,2,3]，王　佳[1,3]，薛　亮[1,3]，张显松[4]，李　生[1,3*]

(1. 中国林业科学研究院亚热带林业研究所，浙江 杭州　311400；2. 南京林业大学，江苏 南京　210037；3. 贵州普定石漠生态系统国家定位观测研究站，贵州 普定　562100；4. 贵州省普定县林业局，贵州 普定　562100)

摘要：[**目的**] 探讨石漠化地区土壤活性有机碳库及土壤碳库管理指数对不同治理措施的响应，为喀斯特地区土地合理利用和石漠化生态治理提供科学依据。[**方法**] 以喀斯特地区 3 种石漠化治理措施——梯田嵌套鱼鳞坑（NL）、鱼鳞坑（FSP）和梯田（TR）为研究对象，自然坡地为对照 (CK)，分析不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳库及碳库管理指数分布特征。[**结果**] 土壤活性有机碳含量和活性有机碳储量均在不同石漠化治理措施下总体呈鱼鳞坑最高，梯田嵌套鱼鳞坑次之，梯田最低的变化趋势，其中，鱼鳞坑土壤易氧化碳和可溶性碳含量及碳储量显著高于对照和其它石漠化治理措施。土壤碳库管理指数（*CPMI*）表现为鱼鳞坑措施大于其它 2 种石漠化治理措施，其中，石漠化治理措施在 0～10 cm 土层的土壤碳库管理指数均大于 100.00%，表明石漠化治理措施提高了喀斯特地区表层土壤质量。[**结论**] 石漠化治理措施显著影响了喀斯特坡地土壤活性有机碳储量。鱼鳞坑措施较梯田和梯田嵌套鱼鳞坑措施土壤活性有机碳储量和碳库质量明显提高。鱼鳞坑措施可作为喀斯特地区石漠化生态恢复优先考虑的治理措施。

关键词：喀斯特；石漠化治理；土壤活性有机碳；碳库管理指数

中图分类号：S714　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1001-1498(2022)05-0156-08

土壤是陆地生态系统最大的碳储存库，其储量是大气碳储量的 2 倍、植被碳储量的 3 倍，土壤碳库的微小变化可引起大气 CO_2 浓度的显著改变[1-2]。土壤碳库是构成土壤肥力的基础，也是驱动土壤养分循环和能量流动的物质基础[3]。土壤有机碳作为土壤碳库的主要组成部分，占土壤总碳量的 50% 以上，是评价土壤质量和土地生产力的重要指标[4-5]。但土壤有机碳总量变化缓慢，具有一定的滞后性，短期内难以反映土壤性质的变化，而以微生物生物量碳、易氧化碳和可溶性碳为主要表征指标的活性有机碳库组分能对土壤管理措施、气候等变化快速作出响应[2]。活性有机碳能直接参与土壤生物化学转化过程，在表征土壤质量方面有着重要意义[6]。土壤碳库管理指数（*CPMI*）是碳库不稳定性指数与碳库指数的乘积，综合评价总有机碳和活性有机碳在土壤中的分布情况[7]，更全面地反映外界因素对土壤有机碳的影响[8]，可作为衡量土壤碳库动态变化的指标。

喀斯特生态环境问题逐渐成为国际生态环境研究的热点之一[9]。我国喀斯特地区主要分布在以贵州为中心的西南八省，面积约 54 万 km^2，是世界三大喀斯特集中分布区之一[10]。喀斯特生态系统极为脆弱，其独特的双层地质结构，导致土壤严重侵蚀、退化，地表基岩大面积裸露，形成石漠化[11]。20 世纪 90 年代以来，我国先后启动实施一系列重大生态工程开展石漠化治理[12]。近年来，喀斯特生

收稿日期：2022-01-27　　修回日期：2022-03-08
基金项目：国家重点研发计划项目（2016YFC0502605-3）；中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目（CAFYBB2020SY017）
* 通讯作者: 李生.研究员，主要从事石漠化防治研究. E-mail: lnlyls@163.com

态保护与修复已初见成效，石漠化土地面积持续减少[13]，然而，受自然环境和人为因素等影响，石漠化治理面临治理技术和模式缺乏针对性、水资源利用率低、生态恢复可持续性差等问题[14]。对自然坡地进行改造，是有效保持水土，减少土壤侵蚀、提高土壤肥力的重要途径。土壤活性有机碳库和碳库管理指数的分布对土壤质量的维持以及生态环境的变化起到重要作用。目前，对喀斯特地区有关土壤活性有机碳库的研究主要集中于植被恢复[15-16]、施用有机肥[17-18]和土地利用[19]等方面，针对喀斯特自然坡地改造中土壤活性有机碳变化规律的研究相对较少。因此，本文选取 3 种石漠化治理措施，分析了不同治理措施下土壤活性有机碳和储量的分布及碳库管理指数的响应，为喀斯特地区活性有机碳库估算、土地合理利用等提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于贵州省安顺市普定县城关镇，总面积约 55 km^2。研究区成土母岩主要为白云岩，土壤类型为黄色石灰土，海拔 1 200～1 350 m，地面坡度 15°～35°，属亚热带季风性湿润气候，年平均气温 15.1 ℃，年平均降水量 1 387.2 mm，每年 5—10 月为主要降雨季节，无霜期平均 301 d。研究区内坡耕地于 2002 年完成全部退耕还林，坡面植被以桃树（*Amygdalus persica* L.）为主，地表草本分布基本相似，主要为茅草（*Imperata cylindrica* (L.) Beauv.）、小蓬草（*Erigeron canadensis* (L.) Cronq.）、鬼针草（*Bidens pilosa* L.）、狗尾草（*Setaria viridis* (L.) Beauv.）等。

研究区内坡面进行石漠化治理，修建了鱼鳞坑、梯田、梯田嵌套鱼鳞坑等措施。梯田措施主要分布于山坡中上部，海拔 1 260～1 280 m，地面坡度为 27°～32°，梯田水平田面宽 4～6 m，田坎高 70～110 cm。梯田嵌套鱼鳞坑措施主要分布于坡上部，海拔 1 290～1 340 m，地面坡度为 21°～26°，外部梯田水平田面宽 4～6 m，田坎高 70～110 cm，内部鱼鳞坑直径 250～280 cm，高约 30～35 cm。鱼鳞坑措施主要分布于山坡中上部，海拔 1 250～1 300 m，地面坡度为 24°～31°，鱼鳞坑高约 30～50 cm，直径约 280～340 cm。自然坡地分布于山坡中上部，海拔 1 230～1 260 m，地面坡度为 30°～34°。

1.2　研究方法

在对研究区进行全面踏查的基础上，选取 3 种具有区域代表性的石漠化治理措施梯田嵌套鱼鳞坑（26°18′40″ N, 105°48′01″ E）、鱼鳞坑（26°18′41″ N, 105°47′27″ E）、梯田（26°18′34″ N, 105° 48′ 8″ E）作为研究对象，以无任何处理的自然坡地（26°17′43″ N, 105°47′50″ E）为对照。样地选择研究区内发育类型基本相同，海拔、坡位、坡向等因素相近的区域，并于 2021 年 3 月进行土壤样品采集。

在不同石漠化措施和对照处理区各设置 3 个 20 m × 20 m 的样地，样地间水平距离大于 20 m，共 12 个样地。在每个样地内按“S”形选取 5 个样点采集土壤样品，每个样点取 0～10、10～20 cm 层次土壤，共计 120 个土壤采样点。将同一样地同一土层的土壤样品混合成一个土样，低温保存测定土壤活性碳组分。利用环刀测定土壤密度，取样前称量每个环刀的质量，记为 M_0，环刀体积记为 V，按 0～10、10～20 cm 土层，自上而下垂直打入环刀，待环刀全部没入土壤后挖出，削去多余的土壤，将环刀带回实验室称质量，记为 M_1，打开顶盖，将环刀放入 105 ℃ 烘箱中烘干 12 h 至恒质量，称质量记为 M_2。各样地取样方法、时间和处理保持一致。

1.3　样品处理和分析

土壤各理化指标测定均采用常规方法，可溶性碳含量（*DOC*）采用李忠佩等[20]方法测定。易氧化碳含量（*EOC*）采用 KMO_4 氧化法测定[21]；微生物量碳含量（*MBC*）采用氯仿熏蒸提取法测定[22]。

1.4　数据处理

根据各层土壤活性有机碳组分含量（*EOC*、*DOC*、*MBC*）及土壤密度计算对应的活性有机碳储量：易氧化碳储量（*EOCS*）、可溶性碳储量（*DOCS*）、微生物量碳储量（*MBCS*）。计算公式如下：

$$Ypool = X \times BD \times D/10$$

式中：*Ypool* 为土壤活性有机碳储量（*EOCS*、*DOCS*、*MBCS*）；*X* 为土壤中活性碳组分含量（*EOC*、*DOC*、*MBC*）；*BD* 表示土壤密度；*D* 表示土层深度。

碳库管理指数（*CPMI*）以自然坡地土壤碳库不稳定性（L_0）和有机碳含量作为参考土壤碳库不稳定性和有机碳含量，计算石漠化治理措施下碳库不稳定性指数和碳库指数，计算公式如下[21]：

碳库不稳定性（L）：

$L = EOC/(SOC-EOC)$

式中：SOC 为土壤有机碳含量，EOC 为土壤易氧化碳含量。

碳库不稳定性指数（LI）=样品土壤碳库不稳定性（L）/ 参考土壤碳库不稳定性（L_0）。

碳库指数（CPI）=样品土壤有机碳含量/参考土壤有机碳含量。

碳库管理指数（$CPMI$）=碳库指数（CPI）× 碳库不稳定性指数（LI）×100%。

利用 SPSS 22.0 软件进行数据统计分析，对不同石漠化治理措施土壤活性有机碳、活性有机碳储量、活性有机碳占比、碳库管理指数进行 One-way ANOVA 方差分析，并用 Duncan 多重比较进行差异显著性分析。

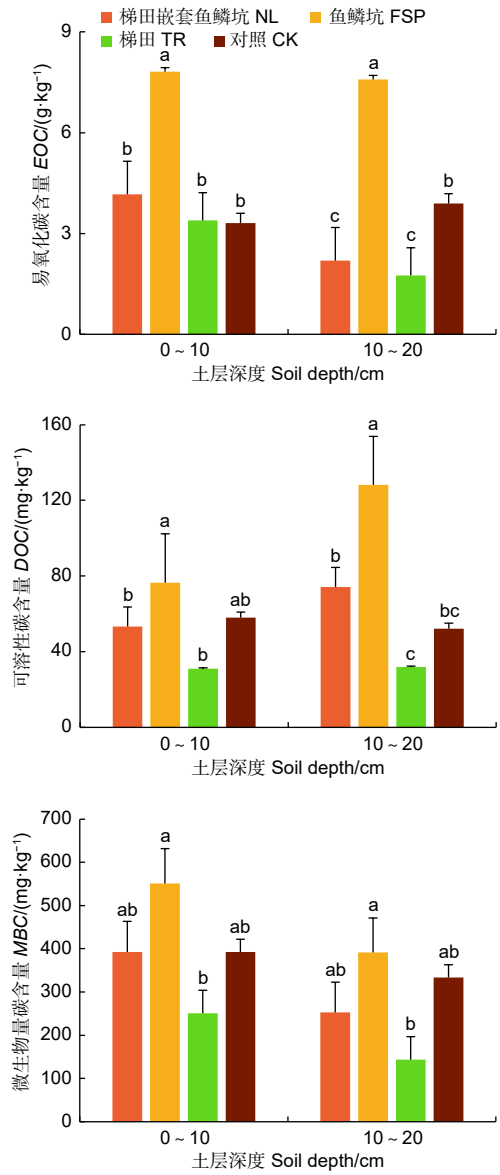
2 结果与分析

2.1 不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳组成

土壤易氧化碳含量、可溶性碳含量、微生物量碳含量在 3 种石漠化治理措施下表现出不同的分布差异（图 1）。0~20 cm 层鱼鳞坑土壤易氧化碳平均含量显著高于其它治理措施，较对照显著提高 113.69%；梯田嵌套鱼鳞坑和梯田措施土壤易氧化碳平均含量较对照分别下降 13.50%、40.14%。鱼鳞坑、梯田嵌套鱼鳞坑和梯田措施下不同土层间土壤易氧化碳含量随土层深度增加而下降。鱼鳞坑土壤可溶性碳含量显著高于其它措施，其中，0~20 cm 层可溶性碳平均含量较对照提高 85.78%；梯田嵌套鱼鳞坑土壤可溶性碳平均含量较对照提高 15.68%；梯田措施土壤可溶性碳平均含量较对照下降 75.02%。鱼鳞坑、梯田嵌套鱼鳞坑和梯田措施下不同土层间土壤可溶性碳含量随土层深度增加而增加。0~20 cm 层鱼鳞坑土壤微生物量碳平均含量较对照提高 29.78%；梯田嵌套鱼鳞坑土壤微生物量碳平均含量较对照降低 12.56%，梯田措施土壤微生物量碳平均含量则较对照下降 82.63%。石漠化治理措施土壤微生物量碳含量均随土层深度增加而下降，差异均不显著。

2.2 不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳储量

土壤活性有机碳储量在 3 种石漠化治理措施下表现出不同的分布差异（图 2）。土壤活性有机碳储量最大值均出现在鱼鳞坑措施，其中，土壤易氧化碳储量在 0~10 cm 和 10~20 cm 均显著高于其



注：不同小写字母表示同一土层不同石漠化治理措施间差异显著（$P<0.05$）。下同。

Notes: The different letters denote significant different rocky desertification control measures in the same soil layer ($P<0.05$). The same as below.

图 1 不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳含量

Fig. 1 Changes of soil active organic carbon under different rocky desertification control measures

他措施，土壤可溶性碳储量仅在 10~20 cm 显著高于其它措施，而土壤微生物量碳储量在 0~10 cm 和 10~20 cm 与其他措施差异不显著；土壤活性有机碳储量最小值均出现在梯田措施，其中，梯田措施的土壤易氧化碳储量和微生物量碳储量在 0~10 cm 和 10~20 cm 均显著低于鱼鳞坑措施而与梯田嵌套鱼鳞坑措施差异不显著，土壤可溶性碳储量在 0~10 cm 和 10~20 cm 均显著低于其它措施。

0~20 cm 层鱼鳞坑土壤易氧化碳平均储量较对照显著提高 104.90%，梯田嵌套鱼鳞坑和梯田措施平均储量较对照分别下降 8.41%、32.56%；0~20 cm 层鱼鳞坑土壤可溶性碳平均储量较对照显著提高 79.17%，梯田嵌套鱼鳞坑较对照提高 18.29%，梯田较对照显著下降 65.85%；0~20 cm 层鱼鳞坑土壤微生物量碳平均储量较对照提高 20.01%，梯田和梯田嵌套鱼鳞坑较对照则分别下降 77.69%、8.10%。

2.3　不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳占有机碳比例

3 种石漠化治理措施在 0～20 cm 土层土壤平均易氧化碳占比为 16.90%～66.60%（图 3），梯田土壤中易氧化碳占比显著高于其它 2 种措施。0～10 cm 土层土壤易氧化碳占比在治理措施和对照间无显著差异。10～20 cm 土层梯田土壤易氧化碳占比显著高于对照，梯田嵌套鱼鳞坑土壤易氧化碳占比较对照显著下降。3 种石漠化治理措施在 0～20 cm 层土壤平均可溶性碳占比为 0.40%～0.90%，最大值出现在梯田措施，最小值出现在梯田嵌套鱼鳞坑。0～10 cm 土层土壤可溶性碳占比在治理措施和对照间无显著差异。10～20 cm 土层梯田土壤可溶性碳占比显著高于对照，梯田嵌套鱼

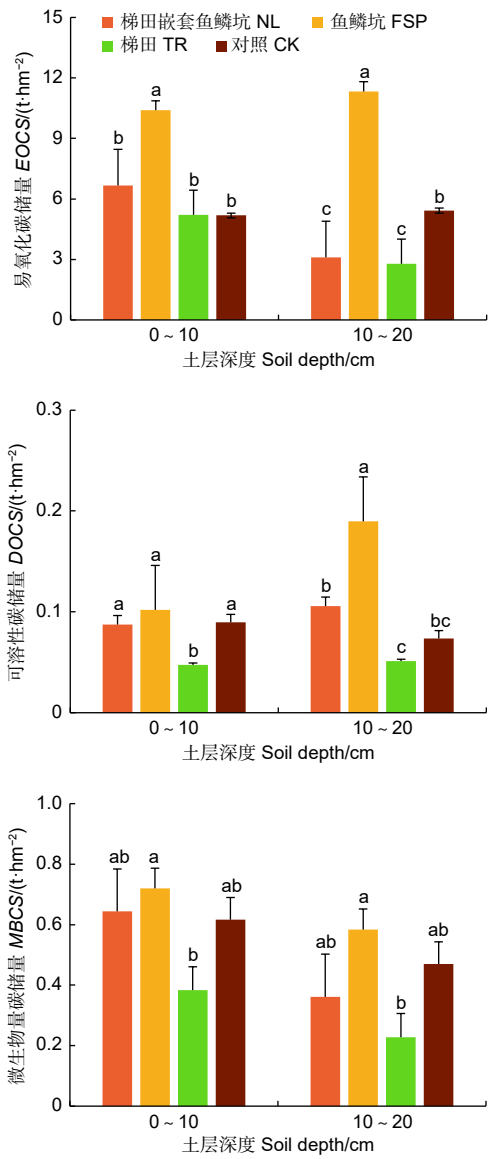


图 2　不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳储量

Fig. 2　Changes of soil active organic carbon storage under different rocky desertification control measures

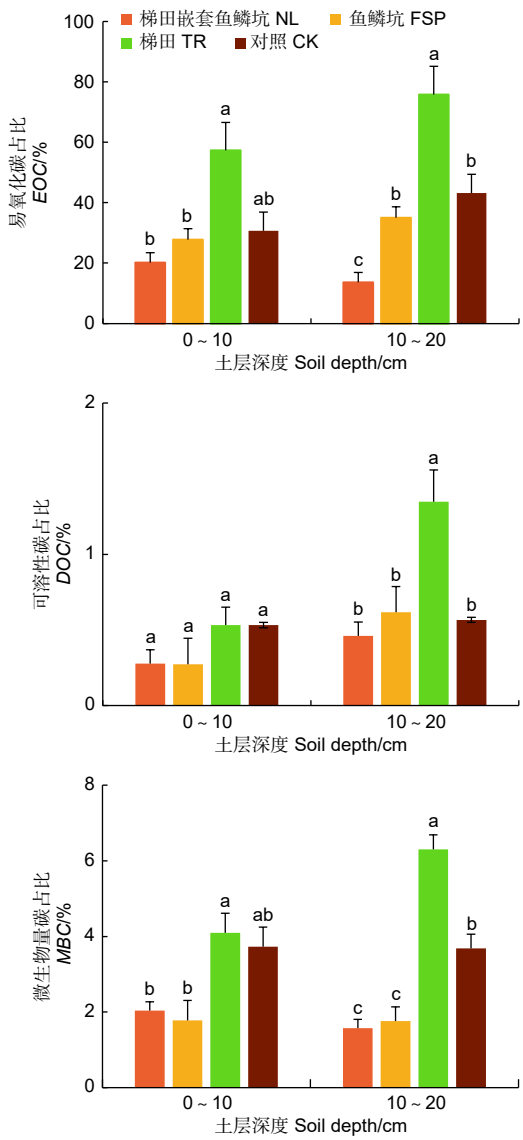


图 3　不同石漠化治理措施下土壤活性有机碳占有机碳比例

Fig. 3　The ratio of soil labile organic carbon to total organic carbon under rocky desertification control measures

鳞坑和鱼鳞坑措施土壤可溶性碳占比与对照差异不显著。3 种石漠化治理措施在 0～20 cm 层土壤平均微生物量碳占比为 1.80%～5.20%，最大值出现在梯田措施，最小值出现在鱼鳞坑措施。0～10 cm 层土壤微生物量碳占比在治理措施和对照间无显著差异，10～20 cm 土层梯田土壤微生物量碳占比显著高于对照，梯田嵌套鱼鳞坑和鱼鳞坑土壤微生物量碳占比显著低于对照。

2.4 不同石漠化治理措施下活性碳库特征

3 种石漠化治理措施下，土壤碳库不稳定性指数为 0.23～3.92，以自然坡地为参考，梯田措施碳库不稳定性指数高于 1.00，鱼鳞坑和梯田嵌套鱼鳞坑措施碳库不稳定性指数则小于 1.00。碳库不稳定性指数在 3 种治理措施中均表现出随土壤深度增加而下降的趋势（表 1）。碳库指数表现为鱼鳞坑>梯田嵌套鱼鳞坑>梯田，在不同治理措施间差异显著，其中，鱼鳞坑和梯田嵌套鱼鳞坑措施碳库指数大于 1.00，梯田措施碳库指数小于 1.00，且均随土壤深度增加呈下降趋势。土壤碳库管理指数在不同石漠化治理措施中表现为：鱼鳞坑最大，梯田次之，梯田嵌套鱼鳞坑最小，其中，0～10 cm 土层 3 种治理措施土壤碳库管理指数均大于 100.00%，10～20 cm 土层仅鱼鳞坑措施土壤碳库管理指数大于 100.00%。垂直分布上，土壤碳库管理指数在不同土层间随土壤深度增加而显著下降。

表 1 不同石漠化治理措施下碳库管理指数变化

Table 1 The changes of carbon management index in different rocky desertification control measures

治理措施 Measure	土层 Soil layers/cm	碳库不稳定性 *L*	碳库不稳定性指数 *LI*	碳库指数 *CPI*	土壤碳库管理指数 *CPMI*/%
梯田 TR	0～10	1.64±0.36 Aa	3.92±0.51 Aa	0.50±0.07 Ac	193.71±20.24 Aab
	10～20	1.56±0.70 Aa	2.14±0.48 Ba	0.31±0.03 Ac	66.34±12.36 Bb
鱼鳞坑 FSP	0～10	0.41±0.21 Ab	0.93±0.27 Ab	2.67±0.43 Aa	250.10±96.36 Aa
	10～20	0.54±0.10 Ab	0.79±0.09 Ab	2.33±0.27 Ba	187.06±41.60 Ba
梯田嵌套鱼鳞坑NL	0～10	0.26±0.12 Ab	0.60±0.14 Ab	1.80±0.07 Ab	108.07±25.48 Ab
	10～20	0.16±0.03 Ab	0.23±0.02 Ac	1.75±0.35 Ab	41.07±11.85 Bb
自然坡地 CK	0～10	0.42±0.09 Ab	—	—	—
	10～20	0.69±0.19 Ab	—	—	—

注：表中不同大写字母表示同一治理措施不同土层间差异显著（P<0.05），不同小写字母表示同一土层不同治理措施间差异显著（P<0.05）。

Notes: In the table, different uppercase letters indicate significant differences betwen diferent soil layers of the rocky desertification control measures (P<0.05)，while different lowercase leters indicate significant differences between different rocky desertification control measures of the same soil layer (P<0.05).

3 讨论

3.1 石漠化治理措施对土壤活性有机碳库的影响

土壤活性有机碳主要来源于地表枯枝落叶层、微生物、植物根系及其分泌物[23]，在土壤中稳定性差、周转速率快、易矿化分解[24]，通过影响微生物对生态系统碳循环起到重要作用[25]。可溶性碳是土壤微生物可直接利用的有机碳源[26]，具有一定的溶解性，在土壤中移动较快，易分解矿化，极易流失，是土壤有机碳损失的重要途径之一[27]。本研究中，鱼鳞坑措施土壤可溶性碳含量及碳储量均显著高于梯田嵌套鱼鳞坑和梯田措施，因为受土壤侵蚀和降雨冲刷影响，土壤中可溶性碳随径流向深层土壤移动，导致原土壤可溶性碳含量下降[28-29]。在坡面修建小型集水区可有效控制土壤侵蚀，减少可溶性碳损失[30]，鱼鳞坑措施因其半月形的设计更利于保护土壤，免受侵蚀[31]。而梯田的修建进一步扩大了岩石裂缝，加快了土壤中水的入渗速率，导致梯田和梯田嵌套鱼鳞坑措施土壤可溶性碳含量显著低于鱼鳞坑。

易氧化碳是有机碳中周转速率最快的组分[32]，能快速响应土壤碳供应变化，是评价土壤质量的重要指标[33-34]。研究发现，鱼鳞坑土壤易氧化碳含量和易氧化碳储量较对照均显著提高，而梯田嵌套鱼鳞坑和梯田土壤易氧化碳储量较对照则分别下降 8.41%、32.56%。鱼鳞坑措施可从坡上接收更多的肥沃表土和径流冲刷带来的植物残体，输入性碳源增加，加快了土壤中易氧化碳的积累[31]。土壤易氧化碳含量的差异反映了不同石漠化治理措施间有机碳的氧化稳定性不同[35]。土壤易氧化碳占有机碳的比值可以衡量有机碳的在土壤中的转化率，比例

越大表明土壤养分循环速度越快，有机碳稳定性越差，越不利于土壤碳的固定。本研究中，石漠化治理措施土壤易氧化碳占比在 16.90%～66.60%之间，与闫丽娟等研究结果相似[2]。梯田措施土壤易氧化碳占比显著高于其它治理措施，表明梯田土壤有机碳易分解矿化，稳定性差；梯田嵌套鱼鳞坑易氧化碳占比最低，表明有机碳活性最低，利于有机碳积累。

土壤微生物量碳被认为是土壤养分的储存库[2]，虽然只占土壤有机碳的小部分，但其高度的敏感性和活性在土壤养分循环和有机碳分解方面起着重要作用[36]。本研究中，鱼鳞坑土壤密度降低，土壤环境相对改善，促进了微生物大量繁殖，因此，其土壤微生物量碳含量显著高于其它治理措施。土壤微生物量碳在有机碳中的占比可反映土壤活性有机碳库的周转速率[37]。土壤微生物量碳占有机碳比例为 1.80%～5.20%，与肖烨等研究结果一致[23]，鱼鳞坑土壤微生物量碳占比最低，随着治理年限的增加，鱼鳞坑土壤中惰性碳含量不断积累，使得土壤微生物量碳的增加速率远小于土壤有机碳的累积速率；而梯田措施土壤微生物量碳含量虽然低于其它治理措施，但其土壤微生物量碳占比最高，表明梯田土壤总有机碳积累缓慢，土壤活性有机碳占比大。梯田措施在修建过程中，土壤大面积扰动，造成了原始土壤碳损耗严重，土壤活性有机碳储量迅速下降。从固碳方面考虑，不宜在喀斯特地区大规模修建梯田。

3.2　石漠化治理措施对土壤碳库特征的影响

土壤碳库管理指数（*CPMI*）由 Blair 等于 1995 年根据土壤活性有机碳和非活性有机碳的关系提出，用来指示土壤有机碳库的综合变化情况[38]。碳库管理指数在一定程度上反映土壤质量变化和更新程度[39]，其值越大，表示有机碳越易于被微生物分解和被植物吸收利用，碳库质量也就越高[40]。本研究中，梯田土壤碳库不稳定性指数大于 1，较自然坡地有所提升，表明梯田土壤有机碳活跃度高，有利于植被生长。不同治理措施间土壤碳库指数差异显著，鱼鳞坑和梯田嵌套鱼鳞坑措施碳库指数显著高于梯田措施，且均大于 1，因此，较自然坡地鱼鳞坑和梯田嵌套鱼鳞坑措施土壤更能促进有机碳的积累，3 种治理措施均从不同方面提高了土壤有机碳质量。碳库管理指数从有机碳库角度反映了治理措施提升土壤质量的能力[41]，0～10 cm 土层 3 种石漠化治理措施土壤碳库管理指数均大于 100.00%，说明与自然坡地相比，石漠化治理措施提高了喀斯特地区表层土壤质量[42]，与滕秋梅等[19]在桂北地区研究结果一致。戴全厚等也发现，喀斯特坡耕地改造梯田后土壤碳库管理指数显著增加，土壤质量得到改善[39]。鱼鳞坑措施 10～20 cm 土层土壤碳库管理指数大于 100.00%，可见鱼鳞坑对深层土壤质量的提高也有积极作用。综合来看，鱼鳞坑和梯田措施碳库管理指数大于梯田嵌套鱼鳞坑虽然梯田嵌套鱼鳞坑措施土壤活性有机碳含量高于梯田土壤，但其活性有机碳占比显著小于梯田措施，非活性有机碳的增加量远大于活性有机碳，导致其土壤质量反而低于梯田。

4　结论

3 种石漠化治理措施下，土壤活性有机碳含量和储量差异显著。喀斯特地区生态系统脆弱，梯田措施受扰动影响，土壤活性有机碳含量和储量较自然坡地显著下降。鱼鳞坑措施土壤活性有机碳含量和储量显著高于其它治理措施，且较自然坡地土壤活性有机碳分布情况得到有效改善。土壤垂直剖面上，不同治理措施土壤活性有机碳含量随土层的变化趋势相同，易氧化碳和微生物量碳含量均表现为随土壤深度的增加而下降，可溶性碳含量则随土壤深度的增加而增加。鱼鳞坑治理措施碳库管理指数显著高于梯田嵌套鱼鳞坑和梯田措施，更利于土壤有机碳的积累，提升土壤质量。因此，鱼鳞坑措施可作为喀斯特地区石漠化生态恢复优先考虑的治理措施。

参考文献：

[1] 张文娟, 廖洪凯, 龙　健, 等. 种植花椒对喀斯特石漠化地区土壤有机碳矿化及活性有机碳的影响[J]. 环境科学, 2015, 36（3）: 1053-1059.

[2] 闫丽娟, 李　广, 吴江琪, 等. 黄土高原4种典型植被对土壤活性有机碳及土壤碳库的影响[J]. 生态学报, 2019, 39（15）: 5546-5554.

[3] 余　健, 房　莉, 卞正富, 等. 土壤碳库构成研究进展[J]. 生态学报, 2014, 34（17）: 4829-4838.

[4] Yude P, Richard A B, Fang J Y, *et al*. A Large and persistent carbon sink in the world' s forests[J]. Science, 2011, 333(6045): 998-993.

[5] Wang Z, Liu G B, Xu M X, *et al*. Temporal and spatial variations in soil organic carbon sequestration following revegeta-

tion in the hilly Loess Plateau, China[J]. Catena, 2012, 99: 26-33.

[6] 李林海, 郜二虎, 梦 梦, 等. 黄土高原小流域不同地形下土壤有机碳分布特征[J]. 生态学报, 2013, 33（1）：179-187.

[7] 乔赵崇, 王炯琪, 赵海超, 等. 种植模式对冀西北坝上土壤活性有机质和碳库管理指数的影响[J]. 生态环境学报, 2020, 29（6）：1139-1146.

[8] 张 国, 曹志平, 胡婵娟. 土壤有机碳分组方法及其在农田生态系统研究中的应用[J]. 应用生态学报, 2011, 22（7）：1921-1930.

[9] 何霄嘉, 王 磊, 柯 兵, 等. 中国喀斯特生态保护与修复研究进展[J]. 生态学报, 2019, 39（18）：6577-6585.

[10] Jiang Z Y, Lian X Q. Rocky desertification in Southwest China: Impacts, causes, and restoration[J]. Earth-Science Reviews, 2014, 132: 1-12.

[11] Parise M, Waele J, Gutierrez F. Current perspectives on the environmental impacts and hazards in karst[J]. Environmental Geology, 2008, 58(2): 235-237.

[12] 白义鑫, 盛茂银, 胡琪娟, 等. 西南喀斯特石漠化环境下土地利用变化对土壤有机碳及其组分的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31（5）：1607-1616.

[13] 王克林, 岳跃民, 马祖陆, 等. 喀斯特峰丛洼地石漠化治理与生态服务提升技术研究[J]. 生态学报, 2016, 36（22）：7098-7102.

[14] 王克林, 岳跃民, 陈洪松, 等. 喀斯特石漠化综合治理及其区域恢复效应[J]. 生态学报, 2019, 39（20）：7432-7440.

[15] 唐夫凯, 崔 明, 周金星, 等. 岩溶峡谷区不同退耕还林地土壤有机碳库差异分析[J]. 中国水土保持科学, 2014, 12（4）：1-7.

[16] 哈文秀, 周金星, 庞丹波, 等. 岩溶区不同恢复方式下土壤有机碳组分及酶活性研究[J]. 北京林业大学学报, 2019, 41（2）：1-11.

[17] 刘红梅, 张海芳, 赵建宁, 等. 氮添加对贝加尔针茅草原土壤活性有机碳和碳库管理指数的影响[J]. 草业学报, 2020, 29（8）：18-26.

[18] 张雅柔, 安 慧, 刘秉儒, 等. 短期氮磷添加对荒漠草原土壤活性有机碳的影响[J]. 草业学报, 2019, 28（10）：12-24.

[19] 滕秋梅, 沈育伊, 徐广平, 等. 桂北喀斯特山区不同植被类型土壤碳库管理指数的变化特征[J]. 生态学杂志, 2020, 39（2）：422-433.

[20] 李忠佩, 焦 坤, 吴大付. 不同提取条件下红壤水稻土溶解有机碳的含量变化[J]. 土壤, 2005, 37（5）：512-516.

[21] 魏孝荣,邵明安,高建伦. 黄土高原沟壑区小流域土壤有机碳与环境因素的关系[J]. 环境科学, 2008，29（10）：2879-2884.

[22] Tate K R, Ross D J, Feltham C W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1988, 20(3): 329-335.

[23] 肖 烨, 黄志刚, 武海涛, 等. 三江平原不同湿地类型土壤活性有机碳组分及含量差异[J]. 生态学报, 2015, 35（23）：7625-7633.

[24] 杨丽霞, 潘剑君. 土壤活性有机碳库测定方法研究进展[J]. 土壤通报, 2004, 35（4）：502-506.

[25] 吴江琪, 马维伟, 李 广, 等. 尕海湿地沼泽化草甸中不同积水区土壤活性有机碳含量[J]. 湿地科学, 2017, 15（1）：137-143.

[26] Georg G, Klaus K. Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation[J]. Geoderma, 2003, 113(3-4): 293-310.

[27] Nagamitsu M, Akira W, Makoto K. Chemical characteristics and potential source of fulvic acids leached from the plow layer of paddy soil[J]. Geoderma, 2004, 120(3-4): 309-323.

[28] Wei S C, Zhang X P, Neil B, *et al*. Impact of soil water erosion processes on catchment export of soil aggregates and associated SOC[J]. Geoderma, 2017, 294: 63-69.

[29] Wolka K, Biazin B, Martinsen V, *et al*. Soil and water conservation management on hill slopes in southwest Ethiopia. I. Effects of soil bunds on surface runoff, erosion and loss of nutrients[J]. Science of The Total Environment, 2020, 757(5): 142877.

[30] Pabst H, Gerschlauer F, Kiese R, *et al*. Land use and precipitation affect organic and microbial carbon stocks and the specific metabolic quotient in soils of eleven ecosystems of Mt. Kilimanjaro, Tanzania[J]. Land Degradation & Development, 2016, 27(3): 592-602.

[31] Chen D, Wei W, Stefani D, *et al*. Does terracing enhance soil organic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 721: 137751.

[32] Zhou X M, Ruan H H, Fu Y, *et al*. Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation–incubation procedure[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(10): 1923-1928.

[33] Haynes R J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview[J]. Advances in Agronomy, 2005, 85: 221-268.

[34] Xu M G, Lou Y L, Sun X L, *et al*. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation[J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(7): 745-752.

[35] 徐广平, 李艳琼, 沈育伊, 等. 桂林会仙喀斯特湿地水位梯度下不同植物群落土壤有机碳及其组分特征[J]. 环境科学, 2019, 40（3）：1491-1503.

[36] Dinesh K B, Kiranvir B, Amardeep S T, *et al*. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India[J]. Geoderma, 2015, 237: 149-158.

[37] 许梦璐, 吴 炜, 颜铮明, 等. 滨海滩涂不同土地利用类型土壤活性有机碳含量与垂直分布[J]. 南京林业大学学报:自然科学版, 2020, 44（4）：167-175.

[38] Blair G J, Lefroy R D B, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems.[J]. Australian

journal of agricultural research, 1995, 46（7）：1459-1466.

[39] 戴全厚, 刘国彬, 薛　萐, 等. 侵蚀环境坡耕地改造对土壤活性有机碳与碳库管理指数的影响[J]. 水土保持通报, 2008, 28（4）：17-21.

[40] 蒲玉琳, 叶　春, 张世熔, 等. 若尔盖沙化草地不同生态恢复模式土壤活性有机碳及碳库管理指数变化[J]. 生态学报, 2017, 37（2）：367-377.

[41] 蔡晓布, 于宝政, 彭岳林, 等. 高寒草原土壤有机碳及土壤碳库管理指数的变化[J]. 生态学报, 2013, 33（24）：7748-7755.

[42] 王仁杰, 蒋　燚, 王　勇, 等. 南亚热带不同红锥混交林土壤碳库稳定性与碳库管理指数变化[J]. 林业科学研究, 2021, 34（2）：24-31.

Response of Active Organic Carbon and Carbon Pool Management Index of Karst Soil to Rocky Desertification Control Measures

LI Jin-yao[1,2,3], *PAN Wen*[1,2,3], *WANG Jia*[1,3], *XUE Liang*[1,3], *ZHANG Xian-song*[4], *LI Sheng*[1,3]

(1. Research Institute of Subtropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, Hangzhou　311400, Zhejiang, China; 2. Nanjing Forestry University, Nanjing　210037, Jiangsu, China; 3. Puding Karst Rocky Desertification Ecosystem Research Station, Puding　562100, Guizhou, China; 4. Forestry Bureau of Puding County, Guizhou Province, Puding　562100, Guizhou, China)

Abstract: [**Objective**] To explore the responses of soil active organic carbon pool and *CPMI* to different control measures in rocky desertification area and provide the scientific basis for rational land use and rocky desertification ecological management in karst area. [**Method**] Three typical measures for controlling rocky desertification in karst including Nested ladder(NL), Fish scale pit(FSP), and terrace(TR) were compared with CK (natural slope soils) . The response of soil active carbon and carbon pool management index under different control measures was studied. [**Result**] The soil active organic carbon content and storage under different rocky desertification control measures showed a trend of the highest FSP, followed by the NL, and the lowest TR. The contents of EOC, DOC and pool storage showed that FSP were significantly higher than the other measures. The *CPMI* in FSP were all higher than NL and TR. The *CPMI* showed that the fish scale pit measure was greater than the other two rocky desertification control measures. The control measures improved the quality of the topsoil in the karst area. [**Conclusion**] This study suggests that different rocky desertification control can significantly affect the active organic carbon in karst. FSP is more beneficial to the active SOC fraction accumulation and the quality of carbon pool than other measures. FSP can be used as a priority measure for the ecological restoration of karst rocky desertification.

Keywords: karst; rocky desertification control; active organic carbon; carbon pool management index (CPMI)

（责任编辑：金立新）