

DOI: 10.20103/j.stxb.202306121248

郭娜, 吕玉香, 曾玉, 张锋. 生态保护修复对碳酸盐岩溶蚀速率的影响——以重庆市为例. 生态学报, 2024, 44(9): 3948-3957.

Guo N, Lü Y X, Zeng Y, Zhang F. Impacts of ecological conservation and restoration on the rate of carbonate karst erosion: a case study of Chongqing. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(9): 3948-3957.

生态保护修复对碳酸盐岩溶蚀速率的影响 ——以重庆市为例

郭 娜^{1,*}, 吕玉香^{1,2}, 曾 玉¹, 张 锋¹

1 重庆市地质矿产勘查开发局 208 水文地质工程地质队(重庆市地质灾害防治工程勘察设计院), 重庆 400700

2 川渝共建古生物与古环境协同演化重庆市重点实验室, 重庆 400700

摘要: 岩溶区矿山生态修复、石漠化治理等生态保护修复工程, 不仅改善了区内生态环境, 而且有利于促进土壤、岩溶固碳增汇, 对实现“双碳”目标具有重要意义。以重庆主城区北碚矿山生态修复、渝东北巫山石漠化治理区等为例, 通过野外标准溶蚀试片实验法和土壤取样测试分析法, 研究不同生态保护修复措施下土壤碳库、碳酸盐岩溶蚀速率等变化特征, 探讨不同生态修复方式对碳酸盐岩溶蚀速率的影响。结果表明: 灰岩矿山修复区、石漠化治理区, 土壤无机碳(SIC)含量较高, 约为土壤有机碳(SOC)的 4.5 倍, 且对碳酸盐岩溶蚀速率有一定的抑制作用; 修复时间越长, 土壤有机碳(SOC)含量越高, 但 SOC 含量与碳酸盐岩溶蚀速率的相关性不显著; 从夏季(监测期 7、8 月遭受极端高温干旱)至秋、冬、春季, 土下及地表试片溶蚀速率明显增大; 不同生态保护修复方式或植被恢复类型, 碳酸盐岩溶蚀速率明显不同, 北碚矿山修复区月桂林>草灌丛(橘树)>草灌丛(桃树)>花椒树>李子树, 巫山生态修复区石漠化治理林地>封山育林林地>石漠化治理果园。

关键词: 岩溶区; 生态修复; 土壤碳库; 溶蚀速率

Impacts of ecological conservation and restoration on the rate of carbonate karst erosion: a case study of Chongqing

GUO Na^{1,*}, LÜ Yuxiang^{1,2}, ZENG Yu¹, ZHANG Feng¹

1 Hydrogeology & Engineering Team 208, Chongqing Bureau of Geological Exploration (Chongqing Reconnaissance and Design Academy of Geological Disasters Prevention and Treatment Engineering), Chongqing 400700, China

2 Chongqing Key Laboratory of Paleontology and Paleoenvironment Co-evolution (Sichuan-Chongqing Joint Construction), Chongqing 400700, China

Abstract: Ecological restoration projects such as mine reclamation, desertification control, and close hillsides for afforestation, not only improve the ecological environment within the region, enhance the stability of ecosystems and carbon sequestration capacity, but also promote soil and karst carbon sequestration. However, previous studies have mainly focused on the study of soil physicochemical properties and karst carbon sequestration characteristics under different land use patterns, while there is limited research on soil carbon pools and karst carbon sequestration characteristics under different restoration measures and vegetation cover. This article takes examples from the ecological restoration of mines in Beibei, Chongqing and the desertification control area in Wushan to investigate changes in soil carbon pools and limestone dissolution rates under different land use patterns through monitoring using standard dissolution test specimens and soil sampling analysis. The study aims to explore the impacts of different ecological restoration measures on limestone dissolution rates.

基金项目: 重庆市地质矿产勘查开发局 2022 年度科研项目资助 (DKJ-2022-208-B-001); 重庆市科学技术局自然科学基金面上项目 (CSTB2023NSCQ-MSX0068); 重庆市规划和自然资源局科研项目 (KJ-2022010)

收稿日期: 2023-06-12; 网络出版日期: 2024-02-01

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: guona315@163.com

To avoid the influence of different limestone dissolution differences, circular standard dissolution test specimens made of pure limestone from the Devonian Rongxian Formation series in Guilin, Guangxi, were used uniformly in the experiments. By the end of June 2022, the specimens were buried in layers according to the thickness of the soil layers. When the soil layer thickness was ≥ 50 cm, four layers of standard dissolution test specimens were placed: 100 or 150 cm above the ground, 0—2 cm below the surface, 20 cm underground, and 50 cm underground. When the soil layer thickness was less than 50 cm, three layers of standard dissolution test specimens were placed. The monitoring points in Beibei were retrieved in three batches on November 7, 2022, February 9, 2023, and April 7, 2023, respectively, while the monitoring points in Wushan were retrieved in two batches on December 29, 2022, and April 4, 2023.

The monitoring results showed that the content of Soil inorganic carbon (SIC) in the restoration area is relatively high, significantly higher than the content of Soil organic carbon (SOC), with an average value of about 4.5 times. There is significantly negative correlation between the content of SIC at the surface and 20 cm below the soil and the limestone dissolution rate. The content of SOC is affected by soil types, vegetation restoration duration, and other factors. The longer the restoration period and the more flourishing the vegetation, the higher the SOC content. It shows that the mine restored for 1—4 years < the orchard restored for 5 years < the desertification control area restored for 10 years < the orchard restored for 20 years < the forestation area developed from tree planting on mountain slopes restored for 20 years, but the correlation with the limestone dissolution rate is not significant. The dissolution rates in the air and on the surface are influenced by physical weathering and chemical weathering, with higher dissolution rates than underground during the monitoring period. As the monitoring duration increases, the dissolution rates underground and on the surface increase significantly, while the dissolution rate in the air decreases. Different restoration measures also result in different underground limestone dissolution rates, showing that for the mine restoration area in Beibei, Laurel > Laurel (orange trees) > Laurel (peach trees) > Pepper trees > plum trees; for the ecological restoration area in Wushan, forested areas for desertification control > forestation areas on mountain slopes > orchards for desertification control. In summary, in future ecological restoration efforts, the selection of vegetation types and restoration measures can be used to increase karst carbon sequestration effects.

Key Words: karst region; ecological restoration; soil carbon pool; dissolution rate

矿山修复、石漠化治理、封山育林等生态保护修复工程,不仅改善了区内生态环境,提高生态系统稳定性和植被碳汇能力,同时还可提高土壤碳汇、岩溶碳汇能力^[1-4]。因此,生态保护修复的碳汇效应研究意义较大。

已有研究发现,植被恢复、土壤改良、外源水灌溉等人工干预是增加岩溶碳汇的重要途径^[5-7]。其中,封山育林可使岩溶碳汇年均增长 28%^[8];不同土地利用方式及植被恢复类型,岩溶碳汇强度也不同,植被覆盖较好的林地、园地岩溶地质作用过程明显快于灌丛草地和耕地等^[9-11],松树林地>灌木林地>其它林地^[12],杨树林>花椒林>金银花>坡改梯>荒地>非坡改梯^[13];修复年限亦对碳酸盐岩溶蚀速率具有显著影响^[14],在植被的正向演替过程中,生物量增加、根系发育并深入土壤,土壤有机碳(SOC)含量增加^[15],在微生物的分解下产生大量 CO₂并溶解于土壤水中,从而使得岩溶碳汇强度增大^[16-18]。章程等^[19]则认为不能笼统地说 SOC 含量高就会对溶蚀速率有促进作用。土壤无机碳(SIC)的主要成分是碳酸盐,在干旱少雨、蒸发量大的气候条件下,容易过饱和并发生沉淀^[20-21],形成的碱性屏障不利于岩溶作用^[22-23]。因此,在研究岩溶碳汇溶蚀速率时有必要对其进行分析。

然而,以往研究关注的重点多集中于土壤理化性质、不同土地利用方式岩溶碳汇特征研究,对于不同修复措施及植被类型选择下土壤碳库及岩溶碳汇特征研究较少。另外,考虑碳酸盐岩区域异质性的影响,本文以重庆主城区北碚区矿山生态修复、渝东北巫山石漠化治理区等为例,分析不同生态保护修复措施下土壤 SOC、SIC 以及碳酸盐岩溶蚀速率变化特征等,对于深化岩溶碳汇固碳增汇理论研究和助力碳达峰、碳中和有重要意义。

1 研究区概况

研究区位于重庆市主城区北碚区中梁山脉天府镇段灰岩矿山生态修复区(29°51'N—29°55'N, 106°29'E—106°31'E)和渝东北巫山县巫峡镇石漠化治理区(31°6'N—31°8'N, 109°52'E—109°56'E)。其中北碚3处矿山生态修复区,岩性均为三叠系嘉陵江组灰岩;巫山石漠化治理区岩性主要为三叠系嘉陵江组或巴东组灰岩。监测点布设则根据土壤、植被类型不同进行布控,各监测点基本情况见表1。

表1 监测点基本情况

Table 1 Basic information of monitoring sites

| 编号 Numbers | 土地利用方式 Type of land use | 植被 Vegetation | 植被覆盖度 Percent of vegetation coverage | 土壤类型 Type of soil | 修复时间 Repairing time |
|---------------|----------------------------|-----------------------------|---|----------------------|------------------------|
| K1-1 | 园地 | 花椒树 | 50% | 碎石土,以碎石为主,碎石占比80% | 2018年 |
| K1-2 | | | | | |
| K1-3 | 园地 | 李子树 | 80% | 碎石土,以碎石为主,碎石占比50%左右 | |
| K1-4 | | | | | |
| K2-5 | 灌草丛 | 桃树,杂草茂盛 | 90% | 黄泥土,含少量碎石 | 2020年12月 |
| K2-6 | | | 60% | 黄泥+黑炭土,含少量碎石 | |
| K3-7 | 灌木丛 | 桂花树、较为粗壮,直径10cm左右,高度约2—3.5m | 90% | 黄泥土-50厘米 | 2020年12月 |
| K3-8 | 灌草丛 | 柑橘小苗,直径约2cm,高0.5—1m,杂草较为茂盛 | 60% | 黄土,土层厚度20cm | |
| K3-9 | 草地 | 干草 | 90% | 黄泥土,土层厚度20cm | |
| F4-10 | 灌草丛 | 白茅、红枫 | 85% | 黄土 | |
| F4-11 | 乔灌林 | 朴树、松树、白茅 | 95% | 黄土 | |
| S5-12 | 灌木林 | 红枫、柏树、灯心草 | 95% | 黄色黏土,含少量碎石 | 2001年 |
| S5-13 | 灌木林 | 柏树林、杂草 | 80% | 黄色黏土,含少量碎石 | |
| S6-14 | 灌木林 | 红叶、柏树、红花槭灯心草 | 75% | 黄色黏土,含少量碎石 | 2012年 |
| S6-15 | 灌木林 | 红叶、柏树、杂草 | 90% | 黄色黏土,含少量碎石 | |
| S7-16 | 果园 | 纽荷尔(橙子),长势较好 | 90% | 黄色黏土,含大块碎石 | 2001年 |
| S8-17 | 果园 | 石榴树,杂草茂盛,定期施肥、管护 | 85% | 黄土,含大块碎石 | 2018年 |
| S8-18 | 果园 | 桃树,定期施肥、管护 | 80% | 黄土,含大块碎石 | |
| S8-19 | 果园 | 李子树,杂草茂盛,定期施肥、管护 | 80% | 黄土,含大块碎石 | |
| S8-20 | 果园 | 核桃树,杂草茂盛,定期施肥、管护 | 80% | 黄土,含大块碎石 | |

K: 北碚矿山修复区;F: 巫山封山育林区;S: 巫山石漠化治理区;i: 监测区编号;n: 监测点编号

区内属亚热带季风性湿润气候,多年平均气温16—18℃,月平均最高气温为每年的8月,达34.3℃,月平均最低气温是每年的1月,为4.8℃,夏季日极端最高气温45℃(2022年8月15日),冬季极端最低气温为-2℃(2021年1月12日)。年平均降水量较丰富,大部分地区在1000—1350mm,为高湿区,降水多集中在5—9月,占全年总降水量的70%左右。

但本次监测期内(2022年6月30日—2023年4月7日)较为干旱,特别是7、8月遭受持续极端高温、干旱,导致植被大量死亡,甚至引发山火,生态系统遭到严重破坏。

2 研究方法和试验设计

2.1 标准溶蚀试片试验

为避免不同碳酸盐岩溶蚀差异的影响,试验统一使用广西桂林泥盆系融县组纯石灰岩制成的圆形标准溶蚀试片,规格直径(40±1)mm,厚度(3±0.2)mm。于2022年6月30日—7月1日,共选择3处灰岩矿山修复区、1处封山育林区、4处石漠化治理区进行监测,监测点共计20个。

埋放方法:土层厚度 $\geq 50\text{cm}$,放置4层标准溶蚀试片,即空中100或150cm、地表0—2cm;地下20cm、50cm;土层厚度 $< 50\text{cm}$ 时,放置3层标准溶蚀试片,即空中100或150cm、地表0—2cm;地下30cm。巫山监测点,每层2片;北碚监测点每层3片(图1)。空气中的试片用鱼线固定于离地100cm或150cm的灌木丛枝上,地表和地下的分组用鱼线串联起埋放。为提高试验结果的精度和准确性,试片水平埋放且各层位试片错开,并充分与土壤接触。共计埋放180片,取回175片,取回率97%。

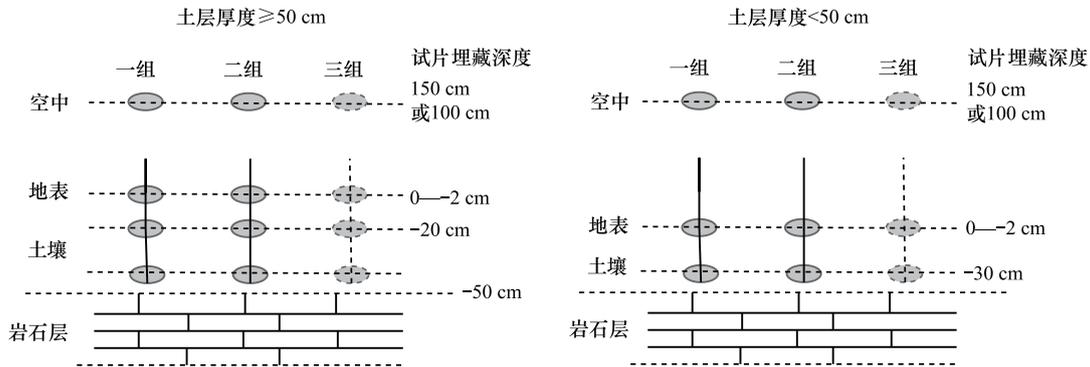


图1 试片埋放示意图

Fig.1 Diagram of Solution test piece embedding

试片分批取回:(1)北碚矿山生态修复区监测试片分别于2022年11月7日、2023年2月9日、2023年4月7日三批次取回。(2)巫山的监测试片分别于2022年12月29日、2023年4月4日分二批次取回。

烘干称重:试片取出后带回,矿泉水清洗干净,放于烘箱中 80°C 下烘干24小时后,然后用精度为 0.0001g 的电子天平称称重,记录试片试验后的重量。

2.2 土壤样取样及测试分析

为了分析不同生态修复下土壤碳库特征及其对碳酸盐岩溶蚀速率的影响,试片埋设时对每个埋设层位(0—20cm、20—30cm、30—50cm)均进行了取样,共计取样59件。

土壤样采集后,送至实验室进行测试分析,分析指标为土壤总碳(STC)、SOC。

分析方法:STC的测定采用燃烧-红外吸收光谱法;SOC的测定采用重铬酸钾容量法。

2.3 数据处理

2.3.1 土壤无机碳

$$\text{SIC} = \text{STC} - \text{SOC} \quad (1)$$

式中:SIC为土壤无机碳含量(g/kg);STC为土壤总碳含量(g/kg);SOC为土壤有机碳含量(g/kg)。

2.3.2 溶蚀速率计算方法

根据试片前后质量变化差值计算单位面积年溶蚀速率^[25]。计算公式如下:

$$E = (W_1 - W_2) \times 365 / (T \times S) \quad (2)$$

式中: E 为单位面积年溶蚀速率($\text{mg cm}^{-2} \text{a}^{-1}$); W_1 为试片埋放前洗净烘干后称得初重(mg); W_2 为试片取出洗净烘干后称得重量(mg); T 为埋放时间(d); S 为试片表面积(约 28.91cm^2)。

2.3.3 数据处理与分析

数据分析在SPSS27中进行,首先对数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA);然后进行皮尔逊相关性分析,分析SOC、SIC、年溶蚀速率(E)之间的相关性,显著性水平设定为0.05。相关图表制作在Excel、origin2021中完成。

3 结果与分析

3.1 不同修复区SOC、SIC含量特征

本次监测结果显示(图2),修复1—4年的矿山生态修复区,SOC含量总体较低,一般小于 $5\text{g}/\text{kg}$,但K2

矿山 SOC 含量却异常高,平均约 24.8g/kg,为所有监测点最高;封山育林(F4)对生态系统扰动最小,生态系统相对较稳定,SOC 含量较高,平均约 12.53g/kg;石漠化治理 20 年的灌木林(S5)植被较为茂盛,SOC 含量亦较高,平均约 13.75g/kg;受施肥和耕作等影响^[24-25],修复 20 年左右的果园 S7(平均约 9.6g/kg)与治理 10 年左右的石漠化治理区 S6(平均约 9.45g/kg)、修复 5 年左右的果园 S8(平均约 9.04g/kg)相差不多。总体 SOC 含量表现为,石漠化治理 20 年林地>封山育林区>石漠化治理 20 年的果园>石漠化治理 10 年林地>石漠化治理 5 年果园>修复 1—4 年的矿山生态修复。

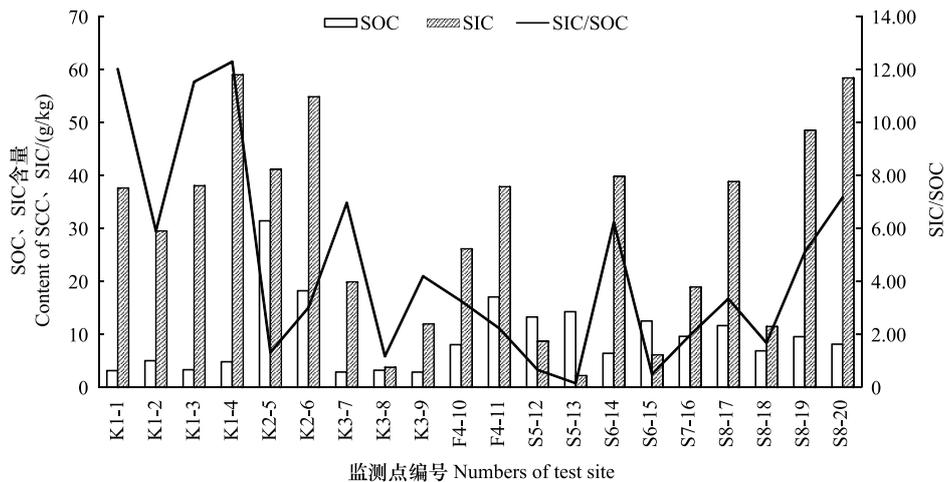


图2 各监测点 SOC 和 SIC 含量

Fig.2 Contents of SOC and SIC at each monitoring site

监测区 SIC 含量总体显著高于 SOC。北碚 K1、K2 监测区 SIC 含量 29.5—59g/kg,相对较高,平均约为 SOC 含量的 7.67 倍,其中 K1—4 监测点 SIC/SOC 甚至达到了 12.29 倍;K3 监测区 SIC 含量 3.75—19.9g/kg,相对较低,但 SIC/SOC 亦均大于 1。巫山石漠化治理、封山育林区 SIC 含量整体低于北碚矿山生态修复区,其中封山育林区(F4)SIC 平均含量约 31.99g/kg,为 SOC 平均含量的 2.7 倍;而石漠化治理区林地(S5、S6)除 S6—14 监测点 SIC 含量(39.83g/kg)较高且远大于 SOC 外,其它 3 个监测点 SIC 含量均较低(<8.7g/kg),且明显小于 SOC 含量;石漠化治理果园(S7、S8)SIC 含量在 11.46—58.4g/kg,平均约 35.22g/kg,约为 SOC 含量 3.85 倍(图 2)。SIC 含量总体表现为修复期较短的 K1、K2 矿山>石漠化治理果园(S7、S8)>封山育林(F4)>黄色黏土回填的 K3 矿山>石漠化治理林地(S5、S6)。另外,根据相关性分析结果显示,SIC 与 SOC 几乎无相关性,显著性水平远远大于 0.05(表 2)。

表 2 土壤 SOC、SIC 相关性分析

Table 2 Correlation analysis of SOC and SIC in soil

| 变量 Variable | 分析指标 Parameters | 土壤无机碳 Soil organic carbon | | |
|---------------------|--------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | SIC _{矿山修复} | SIC _{石漠化治理(林地)} | SIC _{石漠化治理(果园)} |
| 土壤有机碳 SOC | 皮尔逊相关性 | 0.414 | -0.321 | 0.265 |
| Soil organic carbon | 显著性(双尾) | 0.268 | 0.534 | 0.666 |
| | 个案数 | 9 | 6 | 5 |

3.2 SOC 含量空间变化规律

北碚矿山生态修复区(K1—K3)修复时间较短,植被稀疏、凋落物亦非常少,尚未形成稳定的生态环境,SOC、SIC 含量与土层深度均无明显的变化规律;而巫山封山育林与石漠化治理区(F4—S8),治理时间相对较长,植被较为茂盛,生态系统相对较为稳定,土壤 SOC 含量随着土层深度增加整体呈下降趋势,部分监测点

(S8—17,S8—20)下层(30—50cm)土壤 SOC 含量略大于中层(20—30cm),出现上层与下层含量高、中层低的双向梯度(图 3)。

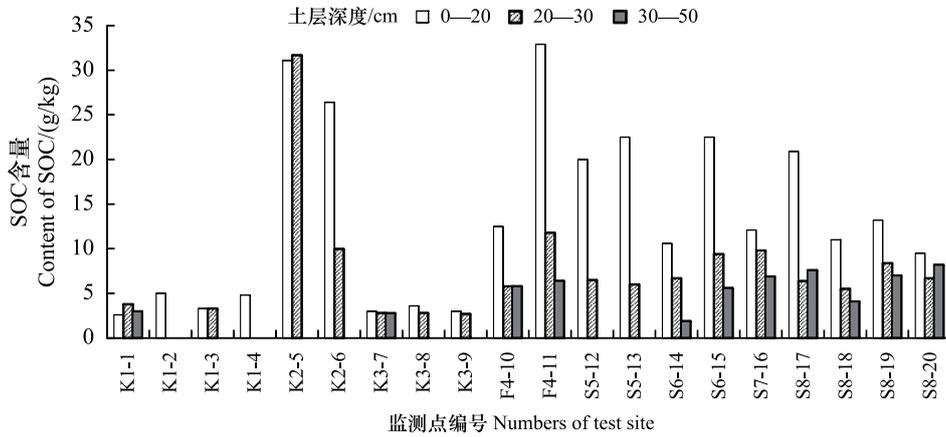


图 3 SOC 含量与土层深度的关系
Fig.3 Relationship between SOC content and soil depth

3.3 溶蚀速率空间分布特征

北碚矿山生态修复区各监测点中(图 4),黄色黏土回填、冠幅较大、覆盖度较高的月桂林,各批次地表、土下溶蚀速率始终保持最高,但空中试片受叶片遮挡,溶蚀速率却相对较低;大块碎石土回填的李子树、花椒树,土壤孔隙率较高、保水性较差,监测期内整体较为干旱,土下 20—30cm 试片溶蚀速率始终较低,土下 50cm 则随着夏季极端干旱消失,试片溶蚀速率逐渐增快;橘树修复区,回填土层较薄(约 30cm),橘树苗冠幅较小,相

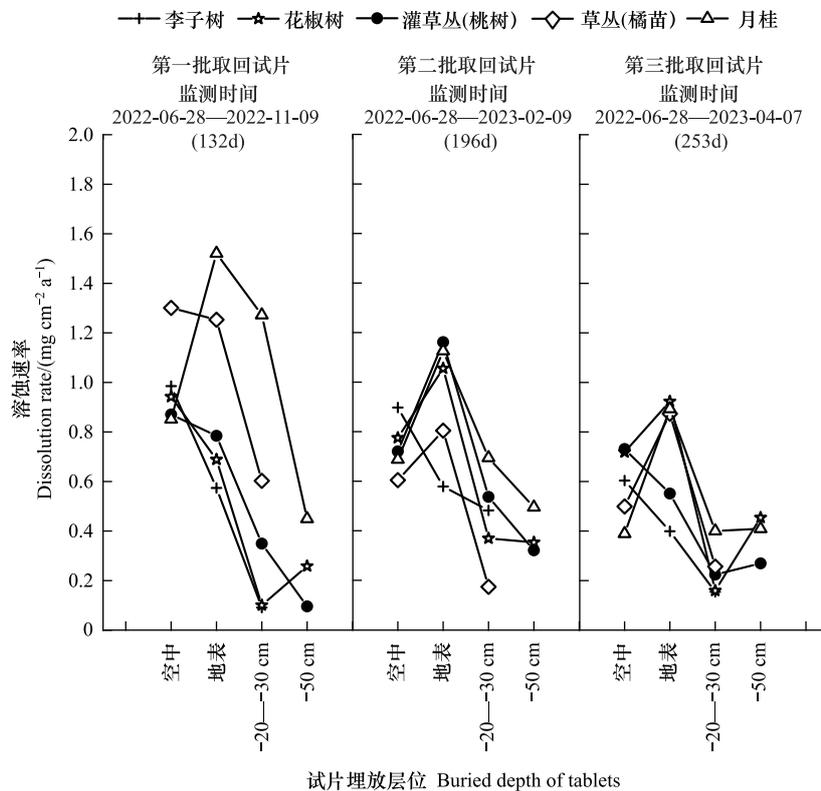


图 4 北碚矿山生态修复区各批次试片溶蚀速率特征
Fig.4 Characters of dissolution rates in Beibei mine ecological restoration area

对杂草几乎可以忽略不计,但黄泥土的保水能力相对较好、杂草根系发达,土下 20—30cm 试片溶蚀速率较高,仅次于月桂林;灌草丛(桃树)修复区,种植的桃树长势较差,甚至枯死,但杂草却极为茂盛,土下 20—30cm 试片溶蚀速率亦较高,但土下 50cm 则明显降低。巫山石漠化治理区(图 5),土下试片溶蚀速率表现为,以灌木丛为主、杂草茂盛的石漠化治理林地>封山育林林地>石漠化治理果园。另外,北碚、巫山各监测点空中、地表试片年溶蚀速率均显著高于土下 20—50cm,且覆盖度越低,遮挡性越差,试片年溶蚀量越大。

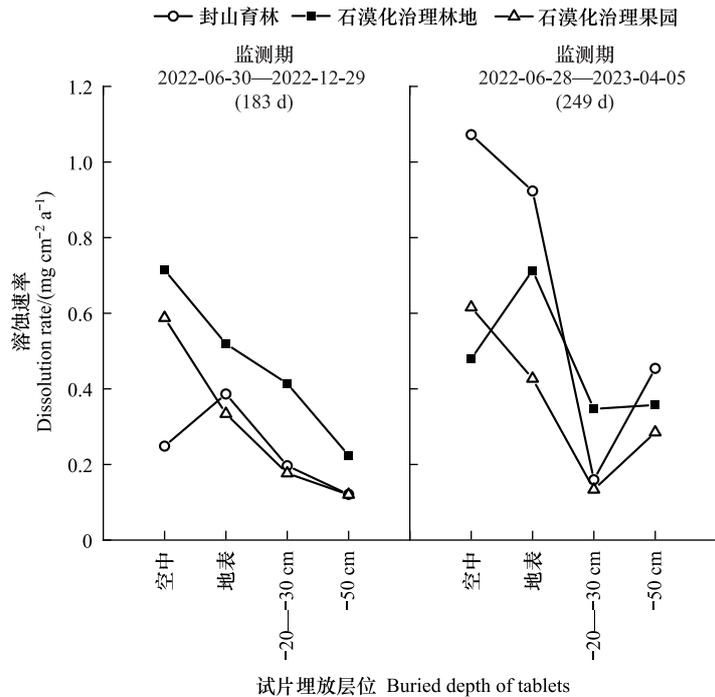


图 5 巫山各批次试片溶蚀速率特征

Fig.5 Characters of dissolution rates in Wushan mine ecological restoration area

3.4 溶蚀速率年内变化特征

北碚矿山生态修复区(图 6),不同监测批次的土下试片溶蚀速率之比 E_B/E_A 、 E_C/E_A 均大于 1,而 E_C/E_B 在土下 50cm 时 K2—5、K3—7 监测点则小于 1;空中各批次之比 E_B/E_A 、 E_C/E_A 、 E_C/E_B 一般小于 1,地表则与土下 50cm 变化基本一致。总体上,北碚矿山生态修复区各批次年溶蚀速率比呈现 $E_C/E_A > E_B/E_A > E_C/E_B$,且土下 20—30cm > 土下 50cm > 地表 > 空中,说明随着监测时长增加,极端高温、干旱影响减弱,空中试片溶蚀速率逐步降低,而土下和地表则一般呈先增长后有所回落的趋势。巫山监测区(图 7),试片分二批次取回,第二批(2022-6-28—2023-2-9)与第一批次(2022-6-30—12-29)之比(E_b/E_a)表现为,土下 50cm、地表一般 > 1,空中和土下 20—30cm 增速较慢,甚至有所降低。

4 讨论

4.1 生态修复对土壤碳库的影响探讨

土壤 SOC 含量达到稳定需要一个漫长的过程,修复时间越长, SOC 含量越高, 20 年后才趋于稳定^[17, 26]。但本次监测中,修复期较短的 K2 矿坑, SOC 含量却异常高,达到了 18.2、31.4g/kg,远远大于其它区,主要原因为:一是客土时土壤本身 SOC 含量较高,修复期短, SOC 含量还在下降期;二是 K2 矿山杂草茂盛,根系发达,系统凋落物较多,腐殖质含量高,且区内有牛、羊出没、粪便遍地,粪便中微生物活动较强,有助于 SOC 的累积^[27]。巫山石漠化治理与封山育林区,治理时间较长,植被根系发达、枝叶茂盛,生态系统趋于稳定,土壤 SOC 含量较高,且随着土层深度增加整体呈下降趋势^[24, 28];但部分监测点 S8—17、S8—20 土壤下层(30—

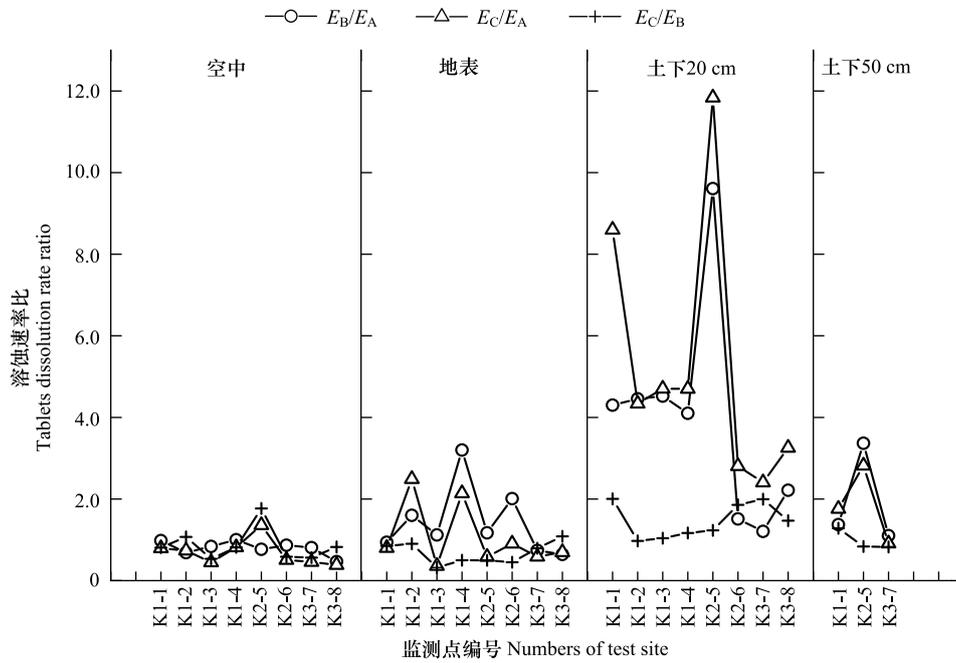


图6 北碚监测区监测期溶蚀速率比

Fig.6 The dissolution rate ratio during the monitoring period in Beibei monitoring area

A:第一批取回试片,监测时间 2022-6-28—11-9(132d);B:第二批取回试片,监测时间 2022-6-28—2023-2-9(196d);C:第三批取回试片,监测时间 2022-6-28—2023-4-7(253d)

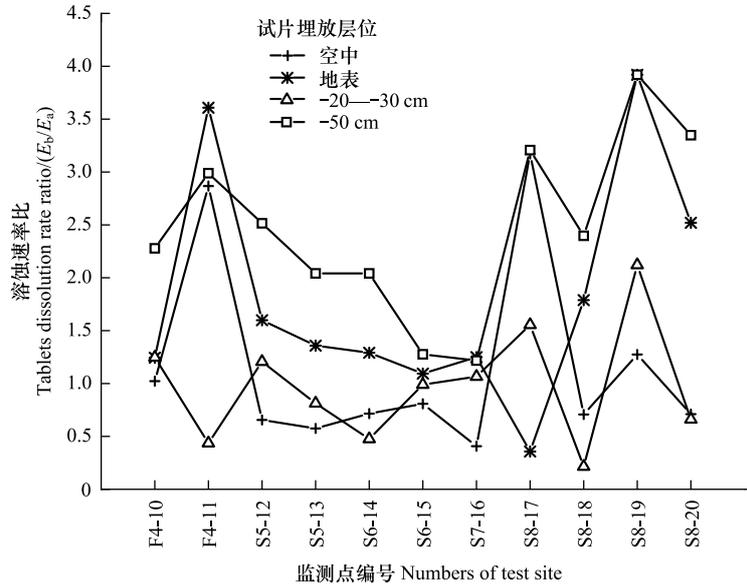


图7 巫山监测区监测期溶蚀速率比

Fig.7 The dissolution rate ratio during the monitoring period in Wushan monitoring area

a 监测期为(183d);b 为监测期 2022-6-28—2023-4-5(249d)

50cm)SOC 含量要大于中层(20—30cm),出现上层与下层含量均较高的双向梯度,可能与区内埋肥有关,随着降雨的渗透,有机肥向下沉积^[23, 29]。北碚矿山生态修复区,修复期较短,尚未形成稳定的生态环境,各土层深度 SOC 含量基本持平。

土壤无机碳(SIC)一般认为是干旱、半干旱地区土壤碳库的主要形态^[30—31]。本次研究区虽然地域上处于亚热带季风性湿润气候,但受矿山开采、石漠化影响,区内土层较薄局部碳酸盐岩风化成土,造成与北方干

旱区相似的高 SIC 值现象^[32-33]。前人研究发现,在高 SOC、酸性土壤环境下,SOC 与 SIC 呈现负相关关系^[24, 34];而干旱地区,土壤 pH 值通常大于 7.5,SOC 和 SIC 之间的正相关关系^[35-36]。但本次监测中 SOC 与 SIC 相关性不强,其原因有待深入开展研究。

4.2 碳酸盐岩溶蚀速率影响因素探讨

根据相关性分析结果显示(表 3),本次监测期内,各土层深度试片年溶蚀速率与 SOC 含量无显著的相关性。而地表、土下 20—30cm 试片溶蚀速率(E_{0-2cm} 、 $E_{20-30cm}$)与 SIC 含量呈显著的负相关性,显著性水平明显小于 0.05,说明浅层土壤 SIC 含量对区内碳酸盐岩溶蚀有一定的阻碍作用;随着土层深度的增加,土下 50cm 时试片溶蚀速率(E_{50cm})与 SIC 含量的负相关关系减弱。

表 3 不同层位溶蚀速率与土壤 SOC、SIC 相关性分析

Table 3 Correlation Analysis of soil SOC and SIC with dissolution rate in different layers

| 变量 Variable | 分析指标 Parameters | 溶解速率 Dissolution rate | | |
|------------------------------------|--------------------|-----------------------|---------------|------------|
| | | E_{0-2cm} | $E_{20-30cm}$ | E_{50cm} |
| 土壤有机碳 SOC Soil organic carbon | 皮尔逊相关性 | -0.116 | 0.162 | -0.497 |
| | 显著性(双尾) | 0.636 | 0.508 | 0.100 |
| | 个案数 | 19 | 19 | 12 |
| 土壤无机碳 SIC Soil inorganic carbon | 皮尔逊相关性 | -0.474* | -0.472* | -0.382 |
| | 显著性(双尾) | 0.040 | 0.041 | 0.221 |
| | 个案数 | 19 | 19 | 12 |

*. 在 0.05 级别(双尾),相关性显著

不同土地利用方式、植被类型,土壤水分和 CO₂ 特征不同,进而影响到土下岩溶作用的强度和方向^[38]。生态保护良好的原始生态区监测点溶蚀率高于受人类活动干扰的保护区、非保护区监测点^[39];不同土地利用方式,碳酸盐岩溶蚀速率亦不同,旱地>水田>退耕林>荒草地>杉竹混交林>裸岩表面>竹林^[40]。本次监测中,总体表现为:北碚矿山修复区月桂林>草灌丛(橘树)>草灌丛(桃树)>花椒树>李子树;巫山生态修复区,石漠化治理林地>封山育林林地>果园。

降雨量是影响碳酸盐岩溶解速率的关键因素,雨季土壤中的试片溶蚀速率明显大于旱季,雨热同期更有利于岩溶作用的进行,且土壤剖面各层的雨、旱季溶蚀速度也有一定差异,总体上雨季:土下 20cm>土下 50cm>地面,旱季无明显变化规律^[41-42]。本次监测期内,往年雨季的夏天却遭受了极端高温干旱,出现了地表及空中溶蚀速率远远大于土下,土下 20—50cm 溶蚀速率无明显变化规律;但随着监测时长增加,空中溶蚀速率明显有所下降,土下及地表则基本呈现增长趋势。主要原因可能为:一是夏季极端高温干旱下土壤含水量较少,土下试片溶蚀速率较低,但空中、地表早晚受夏季露水影响,碳酸盐岩溶蚀速率相对土下较大;二是空中、地表昼夜气温变化较大,加上高温照射及风力作用下,使得裸露地表及空中的试片受物理风化侵蚀作用较大^[36],试片溶蚀速率偏大;三是冬、春季节,重庆地区降雨量虽然少,但蒸腾作用也降低,土下湿度相对增大,溶蚀速率增强。

5 结论

矿山修复、石漠化治理区等土层较薄,水资源匮乏,碳酸盐岩风化分解作用较强,导致 SIC 含量异常高,并对岩溶蚀速率有一定的抑制作用;修复区 SOC 含量总体呈现修复时间越长,植被覆盖度越高, SOC 含量越高,但施肥会使 SOC 短期内异常高。空中、地表溶蚀试片受物理风化、溶蚀作用等多重影响,用来计算岩溶碳汇效应时可能会偏大;不同植被类型、土地利用方式,土下试片溶蚀速率不同,北碚矿山生态修复区为月桂>草丛(橘树苗)>灌草丛(桃树)>花椒树>李子树;巫山监测点则表现为,石漠化治理林地>封山育林林地>石漠化治理果园。由此可见,未来生态修复中可通过植被类型和修复方式选择增加岩溶碳汇作用。

参考文献 (References):

- [1] 刘文, 张强, 贾亚男. 气象要素及土壤理化性质对不同土地利用方式下冬夏岩溶作用的影响. 生态学报, 2014, 34(6): 1418-1428.
- [2] 梁森, 张建军, 王柯, 刘时栋. 区域生态保护修复碳汇潜力评估方法与应用——基于第一批山水林田湖草生态保护修复工程的研究. 生态学报, 2023, 43(9): 3517-3531.
- [3] 周妍, 苏香燕, 应凌霄, 周旭, 张成鹏, 康玉麟. “双碳”目标下山水林田湖草沙一体化保护和修复工程优先区与技术策略研究. 生态学报, 2023, 43(9): 3371-3383.
- [4] Chen L F, Tan L C, Zhao M, Sinha A, Wang T L, Gao Y L. Karst carbon sink processes and effects: a review. Quaternary International, 2023, 652: 63-73.
- [5] Zhang M, Yang W, Yang M X, Yan J. Guizhou Karst carbon sink and sustainability—an overview. Sustainability, 2022, 14(18): 11518.
- [6] Zhang C. Carbonate rock dissolution rates in different landuses and their carbon sink effect. Chinese Science Bulletin, 2011, 56(35): 3759-3765.
- [7] 白晓永, 王世杰, 刘秀明, 容丽, 苏以荣, 周运超, 宋同清. 中国石漠化地区碳流失原因与固碳增汇技术原理探讨. 生态学杂志, 2015, 34(6): 1762-1769.
- [8] 汤颖颖, 吴秀芹. 广西岩溶碳汇对气候变化和石漠化治理措施的响应. 北京大学学报: 自然科学版, 2023, 59(2): 189-196.
- [9] 蓝家程, 傅瓦利, 彭景涛, 周小萍, 肖时珍, 袁波. 不同土地利用方式下土岩溶溶蚀速率及影响因素. 生态学报, 2013, 33(10): 3205-3212.
- [10] Jiang Z C, Lian Y Q, Qin X Q. Carbon cycle in the epikarst systems and its ecological effects in South China. Environmental earth sciences, 2013, 68: 151-158.
- [11] 罗怀良, 袁道先, 陈浩. 西南岩溶区农田生态系统岩溶作用及碳汇效应: 以重庆南川区三泉镇为例. 地学前缘, 2011, 18(6): 64-71.
- [12] 柯静, 邓艳, 岳祥飞, 梁锦桃, 李旭尧, 曹建华, 吴松. 典型岩溶断陷盆地溶蚀速率对海拔高度和土地利用方式的响应. 地球学报, 2021, 42(3): 407-416.
- [13] 蒲敏. 西南岩溶石漠化治理区土壤 CO₂、CH₄的变化特征及其碳汇效应——以重庆南川区为例[D]. 重庆: 西南大学, 2020.
- [14] 周孟霞, 莫碧琴, 杨慧. 岩溶石漠化区李树林土壤岩溶作用强度及碳汇效应. 农业工程学报, 2020, 36(13): 116-123.
- [15] 曾骏, 郭天文, 包兴国, 王卓, 孙建好. 长期施肥对土壤有机碳和无机碳的影响. 中国土壤与肥料, 2008, (2): 11-14.
- [16] 章程. 不同土地利用下的岩溶作用强度及其碳汇效应. 科学通报, 2011, 56(26): 2174-2180.
- [17] 朱小聪. 西南地区植被恢复对土壤碳库的影响——基于多源数据综合分析[D]. 重庆: 西南大学, 2020.
- [18] 曹建华, 潘根兴, 袁道先, 姜光辉. 岩溶地区土壤溶解有机碳的季节动态及环境效应. 生态环境, 2005, 14(2): 224-229.
- [19] 章程, 谢运球, 吕勇, 蒋勇军, 曹建华, 姜光辉, 杨平恒, 王冬银. 不同土地利用方式对岩溶作用的影响——以广西弄拉峰丛洼地岩溶系统为例. 地理学报, 2006, 61(11): 1181-1188.
- [20] 许文强, 陈曦, 罗格平, 冯异星. 基于稳定同位素技术的土壤碳循环研究进展. 干旱区地理, 2014, 37(5): 980-987.
- [21] 梁永平, 王维泰, 段光武. 鄂尔多斯盆地周边地区野外溶蚀试验结果讨论. 中国岩溶, 2007, 26(4): 315-320.
- [22] 黄奇波, 覃小群, 刘朋雨, 唐萍萍. 北方不同植被下土壤岩石试片的溶蚀速率及碳汇分析——以山西汾阳地区为例. 中国岩溶, 2013, 32(3): 258-265.
- [23] 黄奇波, 覃小群, 刘朋雨, 康志强, 唐萍萍. 半干旱区岩溶碳汇原位监测方法适宜性研究. 吉林大学学报: 地球科学版, 2015, 45(1): 240-246.
- [24] 张旭博, 李雄, 徐梦, 孙楠, 史飞. 不同土地利用方式下我国北方土壤有机, 无机碳库的变化趋势及原因分析. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(8): 1440-1450.
- [25] 宋超, 刘长礼, 王俊坤, 张云, 侯宏冰. 施用牛粪肥和复混肥对碳酸盐岩试片溶蚀作用影响的室内模拟研究. 地球与环境, 2011, 39(4): 597-604.
- [26] Jiang R, Gunina A, Qu D, Kuzuyakov Y, Yu Y, Hatano R, Hatano R, Frimpong K A, Li M. Afforestation of loess soils: Old and new organic carbon in aggregates and density fractions. Catena, 2019, 177: 49-56.
- [27] Liu S G, Bliss N, Sundquist E, Huntington T G. Modeling carbon dynamics in vegetation and soil under the impact of soil erosion and deposition. Global Biogeochemical Cycles, 2003, 17(2): 1074.
- [28] 严宁珍, 程永毅, 杨剑虹, 屈明. 岩溶山地土壤有机碳的分布特征及表层土壤有机碳的影响因素分析. 中国岩溶, 2013, 32(3): 292-298.
- [29] 赵瑞一, 李建鸿, 董莉莉, 刘畅, 张灵芝. 不同土地利用类型下岩溶泉域土壤 CO₂ 时空变化特征及来源分析. 生态环境学报, 2020, 29(01): 81-87.
- [30] Tan W F, Zhang R, Cao H, Huang C Q, Yang Q K, Wang M K, Koopal L K. Soil inorganic carbon stock under different soil types and land uses on the Loess Plateau region of China. Catena, 2014, 121: 22-30.
- [31] 杨黎芳, 李贵桐. 土壤无机碳研究进展. 土壤通报, 2011, 42(4): 986-990.
- [32] Schlesinger W H. The formation of caliche in soils of the Mojave Desert, California. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1985, 49(1): 57-66.
- [33] 梁轩, 汪智军, 袁道先, 杨平恒, 贺秋芳. 岩溶区不同植被下土壤水溶解无机碳含量及其稳定碳同位素组成特征. 生态学报, 2013, 33(10): 3031-3038.
- [34] 李巧玲, 阎欣, 吴秀芝, 王波, 刘任涛, 安慧. 荒漠草原沙漠化对土壤无机碳和有机碳的影响. 水土保持学报, 2019, 33(1): 98-103, 110.
- [35] 潘根兴. 中国干旱性地区土壤发生性碳酸盐及其在陆地系统碳转移上的意义. 南京农业大学学报, 1999, 22(1): 51-57.
- [36] 凌智永, 李志忠, 王少朴, 曹相东. 伊犁可克达拉剖面有机碳、碳酸钙分布特征及其环境意义. 干旱区资源与环境, 2010, 24(2): 195-199.
- [37] 王莲莲, 张树兰, 杨学云. 长期不同施肥和土地利用方式对土耕层碳储量的影响. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(2): 404-412.
- [38] 章程. 不同土地利用下土岩溶蚀速率季节差异及其影响因素——以重庆金佛山为例. 地质论评, 2010, 56(1): 136-140.
- [39] 王冬银, 谢世友, 章程. 典型岩溶区不同土地利用方式下雨季、旱季岩溶作用研究. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2366-2372.
- [40] 刘文, 张强, 贾亚男. 夏季不同土地利用方式下的溶蚀作用研究——以重庆青木关岩溶槽谷区为例. 中国岩溶, 2012, 31(1): 1-6.
- [41] 罗健, 李林立, 李欢欢, 张德怀. 典型表层岩溶泉域旱季与雨季溶蚀速率分析——以重庆金佛山水房泉流域为例. 人民长江, 2012, 43(11): 90-94.
- [42] 蓝家程, 傅瓦利, 甄晓君, 袁波, 张婷, 彭景涛. 岩溶山区土壤性质及其对土下溶蚀速率的影响. 水土保持学报, 2011, 25(2): 58-62.