

DOI: 10.5846/stxb201903260581

李汇文,王世杰,白晓永,操玥,田义超,罗光杰,陈飞,李琴,吴路华,王金凤,王明明,田诗琪,邓元红,胡泽银,杨钰杰,李朝君,路茜,习慧鹏,陈欢,冉晨,罗旭玲.气候变化及生态恢复对喀斯特槽谷碳酸盐岩风化碳汇的影响评估.生态学报,2019,39(16): - .

Li H W, Wang S J, Bai X Y, Cao Y, Tian Y C, Luo G J, Chen F, Li Q, Wu L H, Wang J F, Wang M M, Tian S Q, Deng Y H, Hu Z Y, Yang Y J, Li C J, Lu Q, Xi H P, Chen H, Ran C, Luo X L. Effects of climate change and ecological restoration on carbonate rock weathering carbon sequestration in the karst valley of Southwest China. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(16): - .

气候变化及生态恢复对喀斯特槽谷碳酸盐岩风化碳汇的影响评估

李汇文^{1,2,3}, 王世杰⁵, 白晓永^{1,4,6,*}, 操玥^{1,2}, 田义超⁷, 罗光杰⁶, 陈飞¹, 李琴¹, 吴路华¹, 王金凤¹, 王明明¹, 田诗琪¹, 邓元红¹, 胡泽银¹, 杨钰杰¹, 李朝君¹, 路茜¹, 习慧鹏¹, 陈欢¹, 冉晨¹, 罗旭玲¹

1 中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 中国科学院地球化学研究所, 月球与行星科学研究中心, 贵阳 550081

4 中国科学院第四纪科学与全球变化卓越创新中心, 西安 710061

5 中国科学院地球化学研究所普定喀斯特研究综合试验站, 安顺 562100

6 贵州师范学院贵州省流域地理国情监测重点实验室, 贵阳 550081

7 北部湾大学, 钦州 535000

摘要:气候变化及生态恢复对碳酸盐岩风化碳汇(CS)的复合影响机制是当前喀斯特生态系统碳循环及气候变化研究领域的一个重要任务。基于碳酸盐岩热力学溶蚀模型估算了1992—2017年中国西南喀斯特槽谷碳酸盐岩风化碳汇通量(CSF),利用Lindeman-Merenda-Gold模型定量评估了气候及生态恢复因子对槽谷CSF的相对贡献率。研究表明:(1)槽谷整体年均温及年降雨量均处于持续升高的趋势,增速分别为0.06°C/a及12 mm/a,进入21世纪之后,增速均有一定程度的放缓,年蒸散发在21世纪以前为增加的状态,2000年以后整体表现为减少的趋势;(2)槽谷植被覆盖度增加速率为0.004/a,其增加区域的面积占比达到了95.07%,槽谷生态系统恢复效果显著;(3)槽谷的年均CSF约为9.42 t C km⁻² a⁻¹,研究期间内处于增加的状态,其年均增长速率约为0.2 t C km⁻² a⁻¹,CSF增加区域的面积占比约为89.28%;(4)槽谷CSF受到气候因素(降雨、蒸散发、温度)及生态恢复2方面的影响,其中降雨、温度及生态恢复反馈因子FVC与CSF呈正相关关系,ET与CSF呈负相关关系,降雨对于研究区CSF的贡献率最大,达到了70.36%;(5)本研究揭示了气候变化及生态恢复对岩石风化过程的复合影响机制。

关键词:气候变化;生态恢复;碳酸盐岩风化碳汇;相对贡献率;影响机制

Effects of climate change and ecological restoration on carbonate rock weathering carbon sequestration in the karst valley of Southwest China

LI Huiwen^{1,2,3}, WANG Shijie⁵, BAI Xiaoyong^{1,4,6,*}, CAO Yue^{1,2}, TIAN Yichao⁷, LUO Guangjie⁶, CHEN Fei¹, LI Qin¹, WU Luhua¹, WANG Jinfeng¹, WANG Mingming¹, TIAN Shiqi¹, DENG Yuanhong¹, HU Zeyin¹, YANG Yujie¹, LI Chaojun¹, LU Qian¹, XI Huipeng¹, CHEN Huan¹, RAN Chen¹, LUO Xuling¹

基金项目:国家重点研发计划(2016YFC0502102, 2016YFC0502300),“西部之光”人才培养计划(A类),中国科学院科技服务网络计划(KFJ-STS-ZDTP-036)和国际合作局国际伙伴计划(132852KYSB20170029, 2014-3),贵州省高层次创新型人才培养计划“十”层次人才项目(黔科合平台人才[2016]5648),喀斯特科学研究中心联合基金(U1612441),国家自然科学基金(41571130074, 41571130042),贵州省科技计划(2017-2966)

收稿日期:2019-03-26; 网络出版日期:2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: baixiaoyong@vip.skleg.cn

- 1 State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China
- 2 Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China
- 3 Center for Lunar and Planetary Sciences, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China
- 4 CAS Center for Excellence in Quaternary Science and Global Change, Xi'an 710061, China
- 5 Puding Comprehensive Karst Research and Experimental Station, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences and Science and Technology Department of Guizhou Province, Anshun 562100, China
- 6 Guizhou Provincial Key Laboratory of Geographic State Monitoring of Watershed, Guizhou Education University, Guiyang 550081, China
- 7 Beibu Gulf University, Qinzhou 535000, China

Abstract: Evaluating the coupling effects of climate variability and ecological restoration on carbonate rock weathering-related carbon sink (CS) is an important objective in current research on carbon cycle and climate change in karst ecosystems. In this study, we estimated the flux of CS (CSF) in the typical karst valley of Southwest China from 1992 to 2017 based on the thermodynamic dissolution model for carbonate rock. We extended our research by using the Lindeman-Merenda-Gold model to quantify the relative contribution rates of climate change and ecological restoration factors to CSF. In addition, comparative research of the karst valley with the Loess Plateau and the Pearl River Basin was also carried out. We obtained the following results: 1) annual average temperature and precipitation of the valley were both increasing continuously at rates of 0.06°C per year and 12 mm per year, respectively, and after 2000, these rates of increase slowed down. The annual evapotranspiration increased before 2000, and decreased after that. 2) The increase rate of fractional vegetation cover (FVC) in the valley was 0.004 per year, and the proportion of increased area reached 95.07%, which indicated significant ecological restoration in the valley. 3) The annual average CSF in the valley was 9.42 t C km⁻² a⁻¹ with an increasing trend during the study period showing an average increase rate of 0.2 t C km⁻² a⁻¹, and the proportion of the area with increased CSF was 89.28%. 4) CSF in the valley was affected by climatic factors (precipitation, evapotranspiration, temperature) and ecological restoration factors (FVC); among these factors, precipitation, temperature, and FVC had a positive impact on CSF, whereas, evapotranspiration exerted a negative impact on CSF. The relative contribution rate of precipitation in the valley was the maximum among that of all factors, with a magnitude of 70.36%. 5) We revealed the coupling influence mechanism of climate change and ecological restoration on rock weathering process.

Key Words: climate change; ecological restoration; carbonate rock weathering carbon sink; relative contribution rate; influence mechanism

全球碳循环系统收支不平衡是全球变化研究的一个重点方向^[1],而碳酸盐岩化学风化碳汇是喀斯特地区特有的地球化学过程,是陆地碳循环系统中重要的组成部分^[2],是解决全球碳循环收支不平衡的一个新的切入点^[3]。它对全球变化及生态系统的演化非常敏感^[4-5],然而气候变化及生态恢复对碳酸盐岩风化碳汇的复合影响机制还未系统地探讨,这也是当前喀斯特生态系统碳循环及气候变化研究领域的一个重要任务。

喀斯特槽谷是中国南方喀斯特分布面积最大的地区,长期以来,由于高强度的人类活动影响以及该地区独特的地质构造背景,以石漠化为特征的土地退化严重,使得槽谷形成了“老、少、边、山、穷”的社会特征^[6]。强烈的人类活动显著地改变了自然生态系统结构,尤其以土地覆被的改变最为典型,而生态系统结构的变化会通过复杂的机制影响着全球气候变化,全球变化反过来又会对人类赖以生存的生态环境产生影响,其中气候变化对于陆地生态系统碳循环的影响是最受关注的问题之一^[7-9],这些研究为明确陆地碳循环系统中植被碳汇对气候变化的响应特征提供了非常重要的结论和极具参考价值的研究思路。近来,随着岩石圈地球化学过程相关研究的逐步发展以及碳循环系统中岩石风化碳汇的重要性的发掘,也有研究对岩石风化碳汇过程对气候变化的响应开展了相关研究^[4,10],这些研究对探究碳酸盐岩风化碳汇对气候变化的响应提供了切入点。21世纪以来,全球气候变化日趋受到世界各国的关注,IPCC 2018年发布的《IPCC全球升温1.5°C特别报告》指出,由于人类活动的影响,使得全球气温相对于前工业化时代(1850—1900)升高了大约1.0°C(0.8—1.2°C之间),若全球气温继续按当前的速度增加,那么2030—2052年之间全球气温将可能升高1.5°C^[11]。气候的

快速变化使得陆地生态系统碳循环过程变得愈加难以评估及预测,因此,开展气候变化对典型喀斯特区域碳酸盐岩风化碳汇过程的影响评估就变得十分紧迫。

另一方面,为保护环境及修复由于人类活动破坏而严重退化的生态系统,自上世纪 70 年代后期开始,中国陆续出台了一系列生态修复工程,如三北防护林项目、长江及珠江流域防护林体系工程、天然林保护工程、退耕还林还草工程、京津风沙源治理工程等^[12-14]。其中喀斯特槽谷是退耕还林还草工程、石漠化综合治理工程及天然林保护工程的重点实施区域,尤其以退耕还林还草工程及石漠化综合治理工程最为集中和典型^[6,12,15]。大量研究证实了这些大规模生态保护及修复工程能够通过造林和退耕还林等再造林途径显著地改善工程实施区域的植被覆盖情况,随着植被覆盖情况的有效改善,区域的植被碳储量也相应增加^[16-17],同时,区域多种类型的生态系统服务功能也得以大幅度提升^[18]。最近的研究亦对我国生态修复工程的效果进行了评估,研究发现中国和印度是引导世界绿化率增加的主要贡献者,不同于印度由于农业现代化的推进导致的农业种植面积的扩大而使得绿叶植被增加,中国则是由于森林面积的显著增加,这正得益于近几十年来多项生态修复工程的实施^[19]。不仅如此,针对我国喀斯特地区的研究表明,我国西南喀斯特地区是世界上植被覆盖显著增加的热点区域之一^[20]。显然,生态修复工程会增加区域的植被覆盖情况,也对区域的植被碳汇具有促进作用,然而在喀斯特区域,生态恢复对碳酸盐岩风化碳汇的具体影响还缺乏系统的评估。而这是在长时间尺度上对喀斯特生态系统及岩溶地球化学过程进行综合评估时必须明确的前提。

综上所述,本文以中国西南典型喀斯特槽谷为研究区,开展气候变化及生态恢复对碳酸盐岩风化碳汇的影响评估。以期实现以下目标:(1)定量评估 1992—2017 年的喀斯特槽谷土地覆盖和植被覆盖变化;(2)量化和评估槽谷碳酸盐岩风化碳汇时空演变特征;(3)评估气候变化及生态恢复对碳酸盐岩风化碳汇的影响特征;(4)揭示气候变化及生态恢复对岩石风化过程的影响机制。

1 数据和方法

1.1 研究区

喀斯特槽谷位于中国南方岩溶区(105°30'E,26°22'N 至 113°50'E,33°20'N),是南方喀斯特分布面积最大的地区,位于长江流域中段,是长江流域重要的生态系统组成部分,也是典型的生态脆弱区^[21]。温暖湿润的环境促进了岩溶作用的发生,塑造了喀斯特槽谷区域的溶蚀构造和景观格局,同时,由于岩溶作用,喀斯特地区裂隙十分发育,使得喀斯特地区土壤侵蚀、漏失严重,进而导致喀斯特槽谷石漠化问题严重。正是该区域独特的地质背景和气候条件使得其生态环境对于气候变化特别敏感,加上其剧烈的人类活动,使得其生态模式经历了较大的变化。槽谷拥有南水北调中线工程水源区生态功能保护区、三峡库区生态功能保护区及武陵山山地生态功能保护区三大国家生态功能保护区,分别对区域的水涵养生态功能、水土保持生态功能及物种资源生态功能进行保护,足以说明槽谷在我国西南岩溶区生态系统功能方面的重要作用。

1.2 研究数据及处理

对于基础的气候水文数据,1992—2017 年日降雨数据来源于全球统一标准的日降水量分析数据集(Global Unified Gauge-Based Analysis of Daily Precipitation dataset),每日最高及最低温数据来源于美国国家海洋和大气管理局(NOAA)气候预报中心(CPC)提供的全球每日温度数据集,数据可从其官方网站获取(<http://www.esrl.noaa.gov/psd/>),其中缺少的时间段采用东英吉利大学气候研究中心 CRU 发布的 TS 4.0 数据集^[22]。1992—1999 年的蒸散发数据来源于 GLDAS 2.0 Noah 数据集,2000—2017 年 ET 数据来源于 GLDAS 2.1 Noah 数据集,数据集的精度等在其他研究中经过了充分的探讨和应用^[23]。

为反映研究区生态系统恢复效果,我们选用了植被覆盖度(FVC)及土地利用变化作为评价指标。FVC 反映了绿色植被覆盖的地面部分。实际上,它量化了植被的空间范围。由于 FVC 独立于光照方向,并且对植被数量非常敏感,因此采用 FVC 替代经典植被指数来监测生态系统,能更好地反映区域的实际植被覆盖情况。1999—2017 年的 FVC 数据来源于欧洲委员会地球观测计划支持的哥白尼的土地服务提供的全球 1 km

分辨率的旬值 FVC 产品^[24-25]。此外,我们利用基于 NDVI 的 FVC 估算模型^[26]对 1992—1998 年的 FVC 进行计算。NDVI 数据来源于 SPOT 卫星植被 (SPOT/VGT) 集合 3 再处理数据集^[27],其空间分辨率为 1/112°,该数据集的质量相较于之前版本数据有了很大的提升^[28],在很多研究中都有大量的应用和评述^[29-31]。

研究区 1 km 空间分辨率的土地利用数据以及研究区内及周边的生态功能保护区分布数据来自资源环境数据云平台 (www.resdc.cn)。岩性数据来源于中国地质调查局提供的 1:50 万岩性数据 (<http://www.drc.cgs.gov.cn/>),基于岩性数据,按照碳酸盐岩类型与其埋藏条件提取出研究区碳酸盐岩的空间分布。

1.3 研究方法

1.3.1 碳酸盐岩风化碳汇计算模型

对于 CaCO₃ 环境下的碳酸盐岩风化碳汇采用热力学溶蚀模型^[2,32]进行计算,其计算公式为:

$$CSF = 12 (P - ET) (K_s K_1 K_0 / (4 K_2 (\gamma_{Ca^{2+}}) (\gamma_{HCO_3^-})^2))^{1/3} (p CO_2)^{1/3} \quad (1)$$

式中,CSF 为 CaCO₃ 岩性矿物与水溶液反应平衡时的化学风化碳汇速率 (t C km⁻² a⁻¹), *P*、*ET* 分别为年总降雨量 (mm) 及年总实际蒸散发量 (mm)。K_s 为方解石溶度积常数, K₁ 为 CO₂ 水化并离解为 HCO₃⁻ 的平衡常数, K₀ 为 CO₂ 溶于水的平衡常数, K₂ 为 CO₃²⁻ 形成的平衡常数。γCa²⁺ 及 γHCO₃⁻ 分别为含水层中 Ca²⁺ 及 HCO₃⁻ 的离子活度系数, pCO₂ 为土壤含水层中 CO₂ 的分压。式中各参数具体计算方法详见 Li 等^[2] 和李汇文等^[3] 的研究。

1.3.2 趋势分析法

为辨析研究区碳酸盐岩风化碳汇的时空演变情况,我们利用逐像元的一元回归趋势分析法对其年总量进行空间上的演变趋势分析。以时间为自变量,对喀斯特槽谷的碳酸盐岩风化碳汇与时间进行逐像元的回归分析。计算得到的各个像元的回归方程的斜率则反应了碳汇的演变的趋势,斜率大于 0 表明该像元在研究时段内整体表现为升高的态势,反之则表现为降低的趋势^[3,33]。斜率的量级反应了像元上增减的剧烈程度,斜率的绝对值量级越大,表明其变化的程度越剧烈。其计算公式如下:

$$\theta = \frac{n \times \sum_{i=1}^n (i \times CSF_i) - (\sum_{i=1}^n i) (\sum_{i=1}^n CSF_i)}{n \times \sum_{i=1}^n i^2 - (\sum_{i=1}^n i)^2} \quad (2)$$

式中,θ 为演变趋势, *i* 为当前年份, *n* 为研究时间段, CSF_{*i*} 为第 *i* 年的风化碳汇。

1.3.3 特征因子相关性及其相对贡献率评价

为评价气候变化因子及生态恢复因子与 CSF 的相关性,我们利用皮耳孙相关系数对 CSF 及因子的时间序列的相关性进行评价。此外,我们利用 Lindeman-Merenda-Gold (LMG) 模型对因子的相对重要性进行了定量评价^[34-35], LMG 模型在许多研究中被广泛使用^[36-38]。该评价方法能很好地避免回归变量的阶次效应,从而准确地给出各个因子的相对重要性度量。本文,以 FVC, *P*, *ET* 及 *T* 的年均时间序列为自变量,以年均 CSF 时间序列为因变量,以定量化评价各因子对 CSF 的相对贡献。

2 结果与分析

2.1 气候变化与生态恢复评价

2.1.1 气候及水文变化特征

空间分布上,槽谷年均温在 11.54—18.83℃ 范围内,呈现东北向西南的一条低温带,东部和西部高温较高的状态,这一条低温带正处于三峡库区生态功能保护区内,是我国典型的水土保持生态功能保护区 (图 1)。槽谷的降水空间分布呈现出由西北向东南逐级增加的态势,年均降雨量处于 694.43—1456.85mm 之间,槽谷内最小年降雨量约为最大降雨量一半 (47.67%)。槽谷蒸散发处于 545.38—880.58mm 之间,空间上高值区分布于东北部,呈现出由北向南逐级递减的趋势。

在时间演变上,槽谷年均温整体上呈现出升温的趋势 (图 2),在 1992—1999 年之间,年均温显著升高,2000 年以后槽谷的升温现象得到缓解,2000 年以前的升温速率 (0.25℃/a) 是 2000 年以后升温速度 (0.03℃/

a) 的 8.3 倍。在 2007 年(16.55℃)至 2012 年(15.51℃),槽谷的年均温基本呈现出持续降低的状态,其降温速率达到了 0.17℃/a,槽谷最高年均温出现在 2013 年,约为 16.87℃。与温度变化类似,在研究期间,槽谷的年均降雨量整体上也呈现出增加的趋势,但其年际波动较大。1992—1999 年槽谷年均降雨量显著增加,其增长速率约为 31.58 mm/a,进入 21 世纪之后,年均降雨量增长速率放缓,仅为 6.23 mm/a。此外,在 2000—2011 年,槽谷年均降雨量处于减少的状态,其减少速率约为 4.22 mm/a,且年际波动较大。2011 年以后,开始呈现出持续的增加的趋势,其增加速率达到了 57.3 mm/a。对于蒸散发,1992—1999 年槽谷蒸散发呈现出增加的趋势,其增加速率约为 3.07 mm/a。相反地,进入 21 世纪之后,蒸散发则呈现出减少的趋势,其减少速率约为 0.54 mm/a,但值得注意的是,在 2003—2006 年之间,年均蒸散发呈现出显著的增加的趋势,其增长速率达到了 43.61 mm/a,气候整体上表现出减少的趋势,减少速率约为 4.9 mm/a。研究期间,年均蒸散发最大值出现在 2006 年(783 mm)。

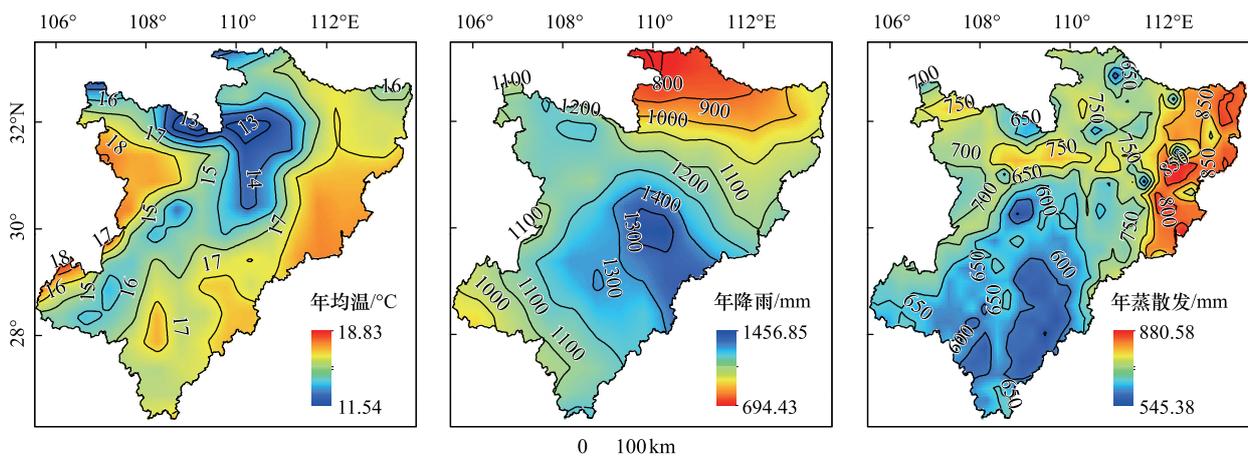


图 1 喀斯特槽谷气候水文空间分布特征

Fig.1 Spatial patterns of climatic and hydrological conditions in karst valley

2.1.2 生态恢复评价

为充分评价研究区生态模式演变情况,本文利用 FVC 和土地利用变化 2 个指标进行评价。图 3 展示了槽谷在 1992—1999 年及 2000—2017 年 2 个时间段的年均 FVC 空间分布特征,第一个时期(1992—1999 年)槽谷年均 FVC 约为 0.43,而第二个时期(2000—2017 年)槽谷年均 FVC 约为 0.47,其植被覆盖度从第一个时期到第二个时期约增加了 9.3%。空间上,2000 年之后槽谷植被覆盖情况较 2000 年之前的情况有非常明显的好转,特别是在槽谷北部湖北省与河南省交界地区、中部的长江两岸(特别是流经重庆的区域)以及南部贵州省与重庆和湖南省交界区域,植被覆盖情况有了大幅改善。第一个时期,FVC 在 0.4—0.45 范围内的分布面积最大,其占比达到了 33.44%,其次是 0.45—0.5 范围内的 FVC,其面积占比约为 27.45%。第二个时期,分布面积最大的 FVC 范围为 0.45—0.50,其面积占比约为 39.03%,其次为范围在 0.5—0.55 内的 FVC,其面积占比约为 28.32%。根据 FVC 大于 0.4 的面积占比情况来看,第一个时期其 FVC 面积占比约为 71.03%,对应的第二个时期 FVC 面积占比达到了 90.92%;对于 FVC 大于 0.45 的面积占比而言,第一个时期的 FVC 面积占比仅为 37.60%,而第二个时期的 FVC 面积占比则达到了 72.48%。

研究期间内,槽谷的植被覆盖情况改善显著(图 4)。1992—1999 年,槽谷年均 FVC 呈现出轻微增加的趋势,其增长速率约为 0.0013/a,进入 21 世纪以后,槽谷植被覆盖度呈现出显著改善的趋势,其增长速率达到了 0.0051/a,是 21 世纪前增长速率的 3.92 倍。值得注意的是,1992—2001 年槽谷 FVC 呈现出了轻微降低的趋势,其原因在于槽谷区域主要的生态修复工程退耕还林工程及河流防护林工程第二期等是 2000 年及 2001 年才开始正式启动^[12],因此 2001 年以后,槽谷 FVC 呈现出显著的持续上升态势。

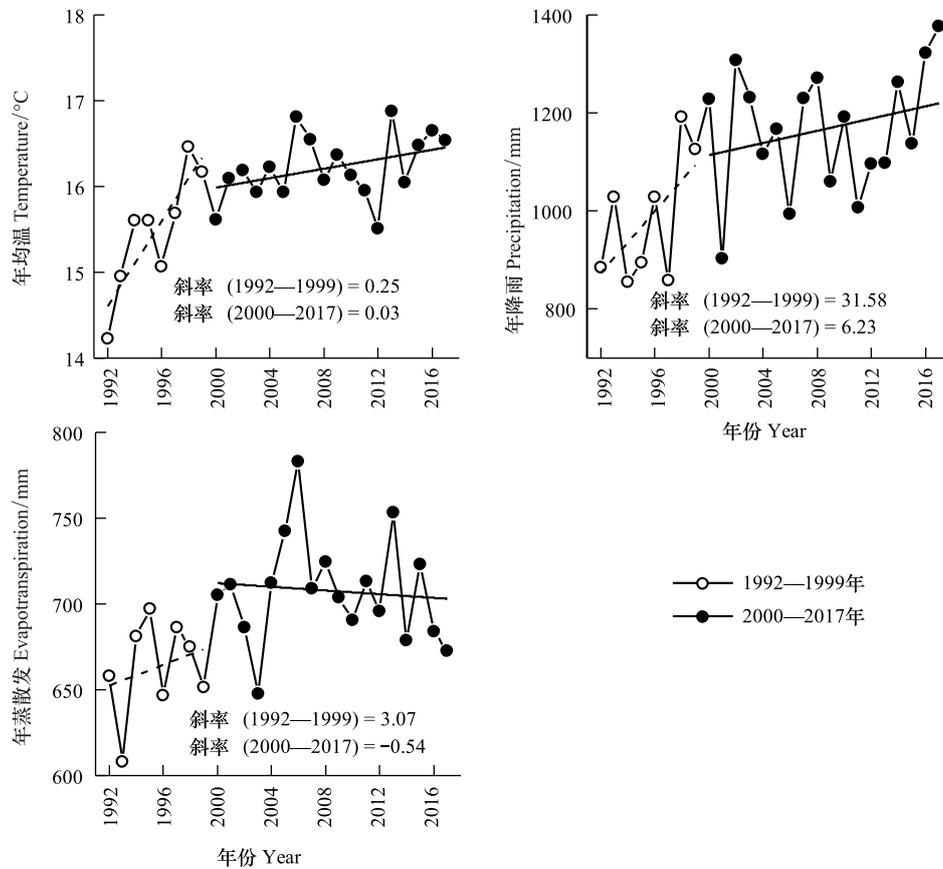


图2 喀斯特槽谷气候水文时间演变特征

Fig.2 Temporal evolution dynamic of climatic and hydrological conditions in karst valley

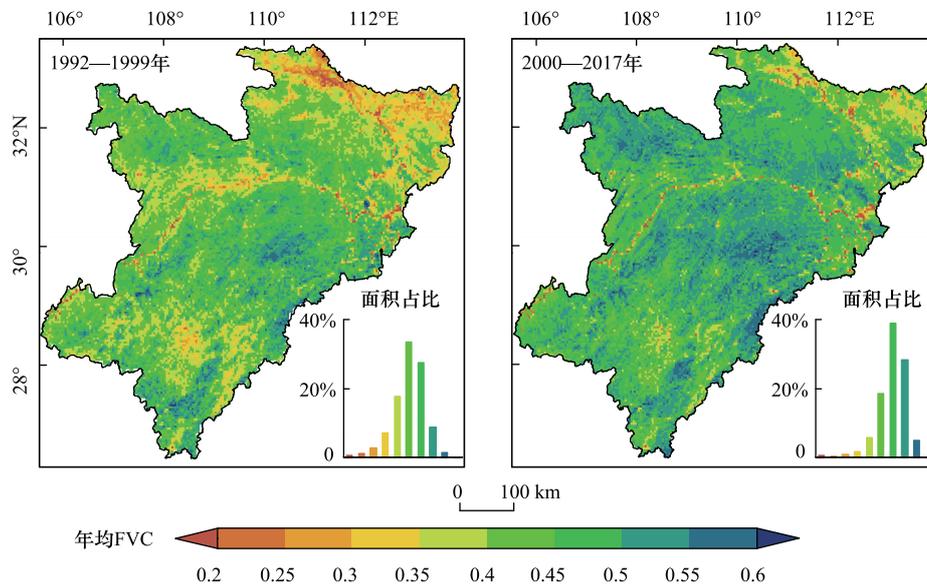


图3 槽谷1992—1999年及2000—2017年年均植被覆盖度(FVC)空间分布

Fig.3 Spatial patterns of annual average FVC in the periods of 1992 to 1999 and 2000 to 2017

虽然槽谷整体上植被覆盖度是呈现好转的状态,但在空间上并不尽如此。利用基于像元尺度的趋势分析方法,本文对槽谷的FVC进行了空间化的演变特征分析(图4)。结果显示,槽谷FVC增加区域的面积占比达

到了 95.07%,其中 FVC 增加速率在 0.003/a—0.006/a 范围内的区域面积占比最大,超过了研究区面积的一半 (56.15%)。在空间上,FVC 增加最快的区域主要分布在重庆东北部长江沿岸以及湖北省西北部,其主要原因在于重庆东北部是我国三峡库区生态功能保护区,而湖北省西北部拥有南水北调中线工程水源区生态功能保护区以及与陕西省交界带的秦岭山地生态功能保护区,此外,这些区域也是退耕还林还草工程、天然林保护工程的重点实施区域^[12]。因而上述区域为槽谷的生态恢复贡献了最主要的动力。不能忽视的是,研究区内 4.93%的区域其植被覆盖是在减少的,从空间上来看,FVC 减少的区域主要分布在槽谷东部湖南省与湖北省交界的区域以及研究区南部的贵州省内的部分区域。FVC 减少的区域基本都位于建设用地,这些区域生态系统本就十分脆弱,随着城市化的快速发展,其他生态系统类型向建设用地转换,导致这部分区域植被覆盖情况进一步恶化。但不可否认的是,随着我国对生态环境保护力度的加大,在一系列的生态修复及保护工程的大力实施下,槽谷的生态环境得到了显著的改善。

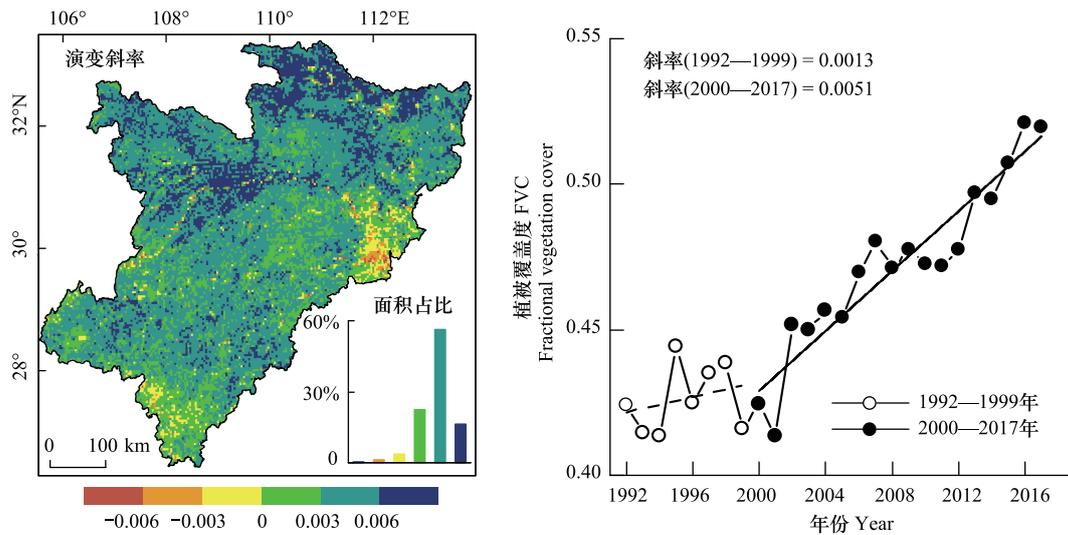


图 4 槽谷年均 FVC 演变空间分布及整体演变趋势
Fig.4 Spatiotemporal variation of annual average FVC

植被覆盖度的改善是生态恢复最直观的体现,但土地覆被的转换则更能体现生态系统结构内部的复杂性及多元化。空间上(图 5),槽谷各年生态模式分布格局基本一致,林地面积占比最大,超过研究区面积的一

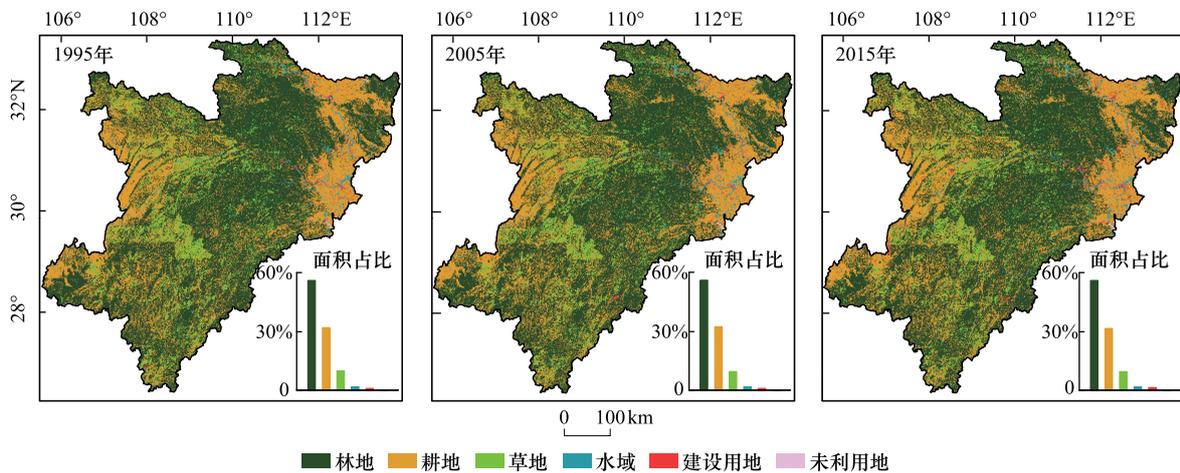


图 5 槽谷 1995 年、2005 年及 2015 年土地利用类型分布
Fig.5 Land cover/land use distributions of the valley in 1995, 2005 and 2015

半,主要分布在槽谷中部。其次是耕地,约占槽谷面积的 1/3,主要分布在湖北省、湖南省及重庆和四川省交界处。其次为草地,面积占比约为 9.5%左右,主要分布在重庆及四川省。

表 1 槽谷 1995—2005 年土地利用转移矩阵/km²

Table 1 Land cover/land use transfer matrix of the valley from 1995 to 2005

土地利用类型 Land cover	林地 Forest	草地 Grassland	水域 Waters	耕地 Cropland	建设用地 Construction land	未利用地 Unused land	1995 年总面积 Area in 1995
林地 Forest	111760	6734	816	25651	290	8	145259
草地 Grassland	7118	12085	99	6199	44	1	25546
水域 Waters	731	93	2057	1364	126	12	4383
耕地 Cropland	25002	5705	1405	48864	1140	13	82129
建设用地 Construction land	244	35	108	1114	514	0	2015
未利用地 Unused land	10	1	15	22	1	64	113
2005 年总面积 Area in 2005	144865	24653	4500	83214	2115	98	259445
变化量 Variation	-394	-893	117	1085	100	-15	—
变化率 Variation rate/%	-0.27	-3.50	2.67	1.32	4.96	-13.27	—

1995—2005 年林地、草地及未利用地减少,而水域、耕地及建设用地整体增加了(表 1)。其中草地减少面积最多,约为 893 km²,减少率约为 3.5%,除去 27.86%的草地转换为了林地外,有 6199 km²(24.27%)的草地转换为了耕地。林地减少了 394 km²,其中 17.66%的林地转换为了耕地,虽然耕地中有 30.44%转换为了林地,但是其转换面积小于林地转换面积,因此这段时期,林地减少了,而耕地增加了,且在所有土地利用类型中,耕地增加面积最大,达到了 1085 km²。此外,建设用地的增长率是最高的,达到了 4.96%。因此,总体而言,1995—2005 年这 10 年间,槽谷的生态系统还处于轻微的退化阶段。虽然耕地总体面积还是增加的,但是由于我国实施的一系列生态修复及保护措施,特别是退耕还林还草工程,耕地已经向林地、草地水域等生态模式转换。虽然工程实施时间还不长,但是土地利用的变化中耕地向林地和草地的转移量已经是耕地转换过程中占比最大的,说明生态保护及修复工程成效较为显著。

表 2 槽谷 2005—2015 年土地利用转移矩阵/km²

Table 2 Land cover/land use transfer matrix of the valley from 2005 to 2015

土地利用类型 Land cover	林地 Forest	草地 Grassland	水域 Waters	耕地 Cropland	建设用地 Construction land	未利用地 Unused land	2005 年总面积 Area in 2005
林地 Forest	105279	9582	1269	27812	905	18	144865
草地 Grassland	9807	8576	169	5939	162	0	24653
水域 Waters	1147	124	801	2164	257	7	4500
耕地 Cropland	28265	6080	2253	44625	1957	34	83214
建设用地 Construction land	428	68	195	1104	317	3	2115
未利用地 Unused land	15	2	9	32	4	36	98
2015 年总面积 Area in 2015	144941	24432	4696	81676	3602	98	259445
变化量 Variation	76	-221	196	-1538	1487	0	—
变化率 Variation rate/%	0.05	-0.90	4.36	-1.85	70.31	0	—

2005—2015 年期间(表 2),由于生态修复工程进一步的强化以及城市化发展进程的加快,研究区林地、水域及建设用地呈现增加的态势,而草地、耕地则呈现减少的状态。其中,建设用地增加最为显著,其增加率达到了 70.31%,是 1995—2005 年建设用地增加率(4.96%)的 14.18 倍,这充分体现了近 10 年来,我国城市化进程的迅猛。在所有土地利用类型中,耕地减少面积最大,约为 1538 km²,其转移为林地、草地的面积占比依

旧最大,分别为33.97%及7.31%。因此,总体而言,2005年以来,随着生态修复及保护工程的进一步完善和加强,研究区的生态系统处于逐步改善的状态,同时城市化进程也飞速发展。

2.2 碳酸盐岩风化碳汇时空演化动态

研究区1992—1999年与2000—2017年2个时期的年均碳酸盐岩风化碳汇通量(CSF)空间分布具有一定差异(图6)。第一个时期(1992—1999年)槽谷年均CSF约为 $7.73 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,而第二个时期(2000—2017年)槽谷年均CSF约为 $10.17 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。空间分布上,第一个时期年均CSF的最大值约为 $13.33 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,最小值 $0 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,高值区域主要分布于槽谷中部湖南湖北交界带,以及重庆东南与贵州交界区域,低值区域主要分布于研究区北部湖北省与陕西省交界区域。第一个时期CSF处于 $10\text{—}12 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 之间的分布面积最大,占比约为26%,其次为CSF在 $6\text{—}8 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 范围内的区域,其面积占比约为21.25%。第二个时期年均CSF的最大值约为 $19.8 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,最小值 $1.76 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,与第一个时期类似的是,槽谷中部湖南省和湖北省交界带依旧是高值分布区,但其值域有了较大的提升,此外槽谷西北地区的四川和重庆交界区域的CSF相较于第一时期转换为了较高的水平。低值区域分布面积明显减少,主要分布于槽谷北方湖北与陕西交界区域,而槽谷南部贵州区域的CSF低值区域面积和强度都有增加。该时期内,分布面积最大的CSF范围为 $10\text{—}12 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,其面积占比约为23.02%,其次为 $12\text{—}14 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 范围内的CSF面积占比,约为20.56%,此外,这段时期内年均CSF低于 $2 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的区域面积占比(0.11%)很小,仅相当于第一个时期该等级CSF面积比(8.29%)的1.34%。第二个时期CSF大于 $10 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的区域面积占比(56.49%)是第一个时期该范围内区域面积占比(30.63%)的1.84倍。总体而言,槽谷的碳酸盐岩风化碳汇呈现增加的趋势,第二个时期年均CSF相较于第一个时期的年均CSF增长了31.57%。

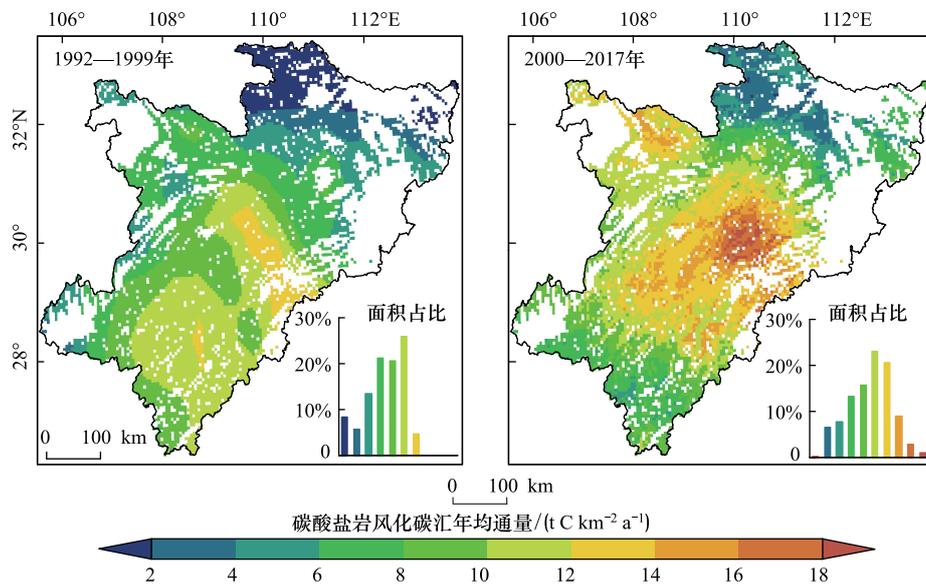


图6 1992—1999及2000—2017年槽谷碳酸盐岩化学风化碳汇空间分布格局

Fig.6 Spatial patterns of carbonate rock weathering related carbon sink flux (CSF) in the periods of 1992 to 1999 and 2000 to 2017

基于像元的趋势分析结果显示槽谷CSF增加区域的面积占比约为89.28%(图7),其中增长速率在 $0.1\text{—}0.3 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 范围内的区域面积占比最大,达到了46.08%,CSF增长速率大于 $0.3 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的区域面积占比约为28.97%。在空间上,CSF增加最为明显的区域位于槽谷中部及槽谷西部重庆和四川交界的区域,CSF减少的区域有2个主要的区域,一个是槽谷南部贵州省境内,其次为槽谷北部湖北省中部,该结果与李汇文等^[3]的研究结论类似。整体而言,槽谷的CSF处于增加的状态,研究期间内其年均增长速率约为 $0.2 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,但是不同时期其演变特征具有一定差异,1992—1999年,槽谷年均CSF增加速率约为 $0.65 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,而21世纪以后,槽谷年均CSF增长速率仅有 $0.19 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图7)。研究期内CSF的年际波动较大,在

2002—2006 年之间,槽谷年均 CSF 整体上表现为一个显著的减少趋势,其减少速率达到了 $1.92 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,这主要与该时期槽谷年均降雨量显著减少导致的研究区水环境状态恶化有关,2002—2006 年槽谷降雨量减少了 24.49%,其减少速率达到了 69.23 mm/a 。

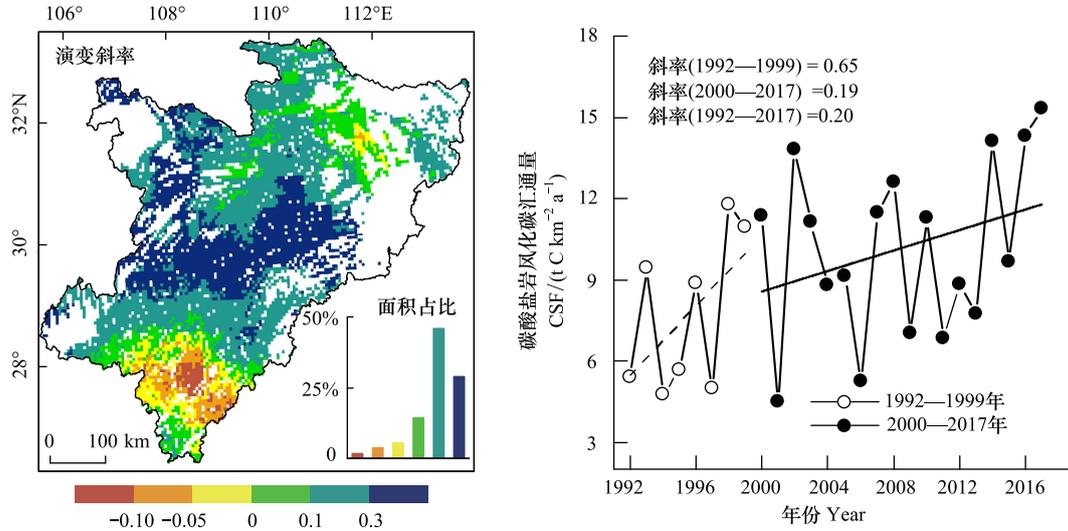


图7 1992—2017年槽谷年均碳酸盐岩风化碳汇通量演变空间分布及整体演变趋势

Fig.7 Spatiotemporal variation of annual average CSF for the valley

2.3 气候变化及生态恢复对碳汇影响的定量评估

岩石化学风化碳汇与许多因素有着密切的关联,如气候变化^[39-40]、出露岩性^[3]、土壤及含水层温度^[41]、植被覆盖^[42-43]、土地利用^[44]等等。研究期间,本文对研究区内气候水文(温度、降雨、蒸散发)及生态因子(FVC)对碳酸盐岩化学风化的影响机制及其相对贡献率进行探讨。1992—2017年槽谷喀斯特区域内的碳酸盐岩风化碳汇及各因子均呈现增加的趋势,其中CSF增加速率为 $0.202 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,降雨增加速率最大,约为 12.005 mm/a ,蒸散发增长速率约为 1.378 mm/a ,温度和FVC增长较为缓慢,其增长速率分别为 0.056°C/a 和 $0.004/\text{a}$ (图8)。从演变趋势线上可见,CSF演变曲线与降雨曲线走势大体一致,随着降雨的增减,CSF呈现相同的增减趋势。相反地,CSF演变特征与ET演变具有相反的状态,随着蒸散发的增加,CSF呈现减少的状态。这一特征也体现在各因子与CSF的相关系数中,所有因子中,降雨量与CSF的相关系数最高,达到了0.968,其次是植被覆盖度,其与CSF的相关系数约为0.478,随着槽谷区域生态系统的恢复,在槽谷植被覆盖情况得到提升的同时,喀斯特地区的碳酸盐岩风化碳汇效应也得到了加强。蒸散发和温度与CSF的相关系数数量级相当,但是ET与CSF呈现的是负相关关系,其相关系数为-0.331,温度与CSF呈现正相关关系,其相关系数约为0.329。基于LMG模型计算得到的各因子对槽谷喀斯特CSF的相对贡献率结果(图8)可知,降雨量对CSF的贡献最大,其贡献率占到了70.36%,与相关性不同的是,贡献率第二的因子是蒸散发,其贡献率比FVC的贡献率略大,约为11.72%,FVC对于CSF的贡献率为10.63%,温度对CSF的贡献率为7.29%。总体而言,研究区内的碳酸盐岩风化碳汇受到气候变化因素(降雨、蒸散发、温度)及生态恢复2方面的影响,其中降雨、温度及生态恢复反馈因子FVC对CSF呈正面影响,ET对CSF呈负面影响,降雨对于研究区CSF的贡献率最大。

3 讨论

3.1 气候变化及生态恢复对岩石风化过程的复合影响机制

碳酸盐岩风化过程受到气候变化与植被恢复的共同影响。对于气候水文因素,降雨量直接决定了区域的水条件,是补充土壤水分的最重要来源,进而直接影响着岩石风化的程度。适宜的温度能够促进风化过程的

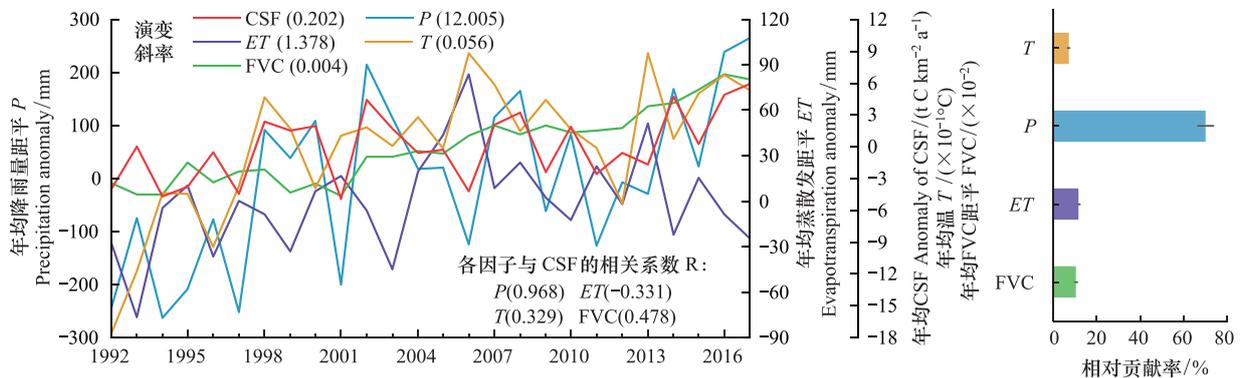


图8 槽谷喀斯特区域降雨(P)、温度(T)、蒸散发(ET)、植被覆盖度(FVC)和碳酸盐岩风化碳汇通量(CSF)的演变特征及各因子对碳酸盐岩风化碳汇通量(CSF)影响的相对贡献率

Fig.8 Temporal variations of annual average precipitation (P), temperature (T), evapotranspiration (ET), FVC and CSF with the relative contribution rates of factors to CSF

发生,过高的温度会使得土壤水中溶解的 CO_2 析出,而过低的温度不利于风化的发生。实际蒸散发对于区域的水储量起到负面的影响,从而对风化过程产生了一定的抑制作用。但是岩石风化过程是直接受到区域的总的水环境的影响,包括水量,温度以及酸碱状态等等,这些不仅取决于单一因素的影响,而是多种因素共同作用的结果,其中植被对于岩石风化起着非常重要的影响。

植被的生长一方面由于根系的呼吸作用会提升土壤中溶解态的 CO_2 浓度,蒸腾作用的加强会使得植被根系吸水作用的增强,进而会使得土壤水分的聚集,增加了岩石化学风化环境中的水量;另一方面由于分解的腐殖质和有机酸,使得区域的水溶液具有更强的腐蚀性,进而促进岩石的化学风化过程。此外,植被的恢复会增加凋落物的含量,凋落物能有效地吸收和拦截水分,因此延长了水分在土壤中的停滞时间,进而减少地表蒸发并能稳定土壤的含水量。不仅如此,凋落物覆盖在土壤表面,通过拦截辐射以及使土壤与大气温度隔离,能够产生对土壤保温的效果,进而使得土壤中岩石化学风化过程处于潮湿、温暖的环境,进而促进了岩石风化的过程。

岩石风化过程增强的同时,分解出的矿物质等元素又会被植被吸收,促进植被生长,进而增加植被光合作用产生的碳汇,通过上述的影响机制形成了植被—岩石风化碳汇之间的一种正反馈效应(图9)。

3.2 不确定性分析

本研究没有直接使用中国气象局(CMA)提供的地面气象观测资料,因为其数据的时间跨度限制在2013年之前。然而,为了验证本文采用的栅格气象产品的质量,我们利用CMA提供的日尺度地面观测数据来验证产品的精度。本文利用槽谷内及周边120个气象站的监测数据(<http://data.cma.cn/site/index.html>)对本文的降水、气温数据进行精度评价(图10)。结果显示,对于降水量,CPC及CRU产品对于观测数据的平均绝对偏差(MAE)为0.33 mm/天,均方根误差(RMSE)为0.58 mm/天,复相关系数(R^2)达到0.87,降雨产品数据整体精度较高,但在部分区域,CPC及CRU产品的量级低于地面观测结果。此外,CPC及CRU产品的年均温相对于观测数据的MAE和RMSE分别为0.002 $^{\circ}\text{C}$ 和0.003 $^{\circ}\text{C}$, R^2 为0.96,与观测结果吻合较好,表明本文所用产品在研究区内的精度较好,在基础数据方面保证了模型的计算结果。此外,实际蒸散量数据已在其他研究中得到充分验证^[23]。此外,在许多相关研究中,还对NDVI数据^[24-25]、FVC产品^[27-31]和基于NDVI的FVC计算模型^[26]的准确性和适用性进行了比较和验证。

对于本文所用的热力学溶蚀模型,通过引入流域监测数据和机器学习算法对模型进行了改进,对于改进后的模型估算精度,在流域尺度及全国尺度,在其他研究中均得到了较为充分的验证^[3]。例如,该模型估算的中国碳酸盐岩风化的通量约为5.02 $\text{t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[3],该结果与水化学径流法(5.22 $\text{t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)和岩石试片法(5.10 $\text{t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)监测的结果非常接近^[45]。综上所述,研究的不确定性可以从数据和模型两个方面得到

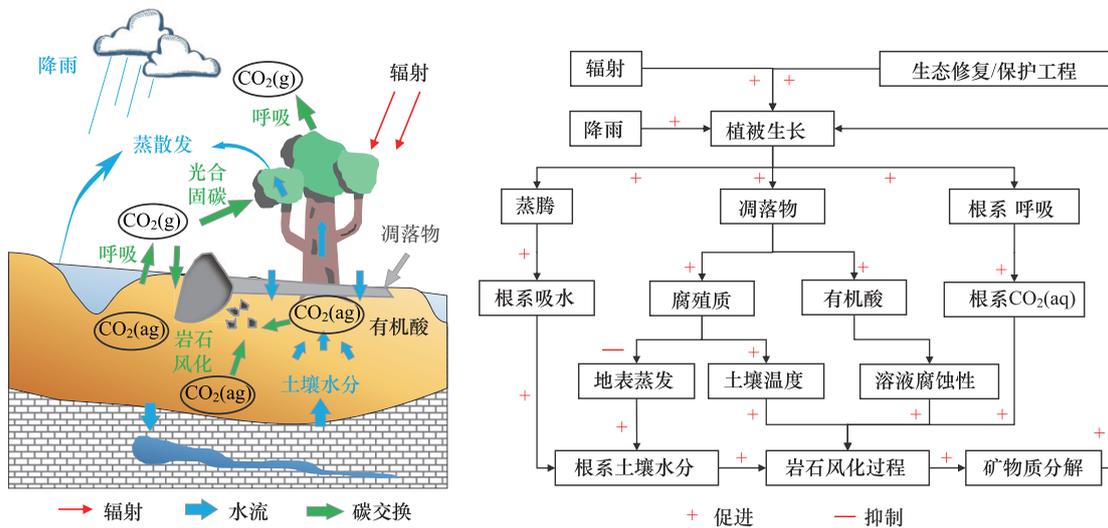


图9 气候变化及植被恢复对岩石风化过程的复合影响机制

Fig.9 Coupling influence mechanism of climate change and vegetation restoration to rock weathering

一定程度的保证。

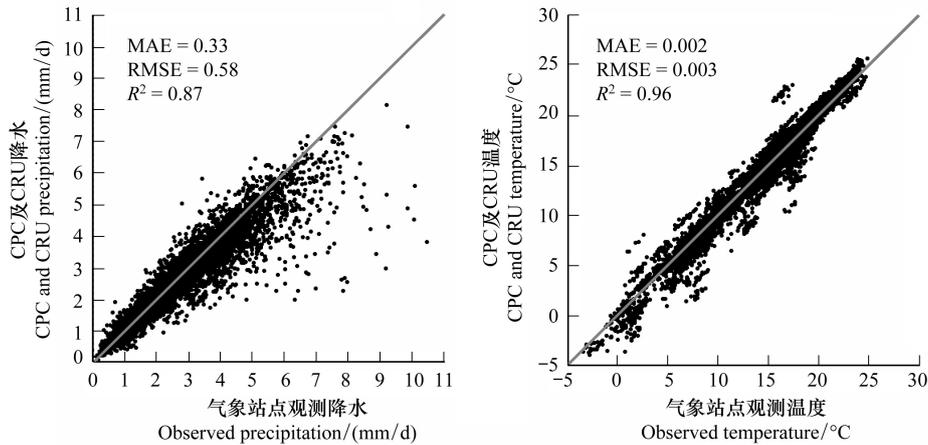


图10 美国国家海洋和大气管理局气候预报中心(CPC)及东英吉利大学气候研究中心(CRU)降雨及温度产品数据与中国气象局地面观测数据的对比,其中MAE为平均绝对偏差, RMSE为均方根误差

Fig.10 Comparisons of the precipitation and temperature observations to those of the CPC and CRU products across all the available days at 120 weather stations from CMA

3.3 不足及未来展望

岩石化学风化过程是岩石圈、水圈、土壤圈、大气圈共同交织形成的地球化学过程,该过程不仅仅受到上述圈层内部因素的影响,更是受气候水文变化、生物过程等等因素共同影响的复合结果。本文侧重考虑了宏观的气候变化及生态恢复对碳酸盐岩风化碳汇的影响进行了探讨,然而影响CSF的因素还有很多,如降雨pH^[46]、物理侵蚀过程^[39,47]、土壤湿度、外源酸等等,虽然很多因素无法在宏观尺度进行探讨,但是不可否认的是这些因素在微观尺度对岩石风化过程具有一定的影响。

在充分辨析了槽谷气候、水文特征以及生态恢复过程之后,本文对碳酸盐岩风化过程进行了探究,并对气候变化及植被覆盖度等变化对CSF的具体影响进行了分析,但是不同空间尺度的具体反应特征是具有差异的,本文仅在整体宏观上对各影响因子与CSF的相关性和其相对贡献率进行了探究,虽然本研究也将槽谷与中国另外2个典型的生态系统碳酸盐岩风化碳汇过程及其对气候变化及生态恢复的响应差异进行了探讨,但

是还没有在更高精度的像元尺度进行探讨,通过进一步的深化研究,量化像元上气候、水文、植被覆盖、热量等因素的具体贡献,将对明确空间上碳酸盐岩风化碳汇的主要驱动力及其差异提供支撑。

4 结论

本研究采用碳酸盐岩热力学溶蚀模型对西南喀斯特槽谷 1992—2017 年的碳酸盐岩化学风化碳汇进行了估算,在充分明确了槽谷气候水文变化及生态恢复过程后,本文采用 LMG 模型定量评估了气候变化因素(降雨、温度、蒸散发)及生态恢复因子(FVC)对槽谷 CSF 的相关性及相对贡献率,在此基础上,对气候变化及生态恢复对岩石风化过程的复合影响机制进行了讨论和揭示。研究结果表明:

(1)槽谷整体年均温及年降雨量均处于持续升高的趋势,增速分别为 $0.06^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 及 $12\text{ mm}/\text{a}$,但进入 21 世纪之后,其增速均有一定程度的放缓,空间上,槽谷年均温呈现东北向西南的一条低温带,东部和西部高温较高的状态,降雨量在空间分布上则呈现出由西北向东南逐级增加的态势。槽谷年蒸散发在 21 世纪以前为增加的状态,2000 年以后整体表现为减少的趋势,空间上高值区分布于东北部,呈现出由北向南逐级递减的趋势;

(2)21 世纪之后,一系列生态保护及恢复工程对槽谷的生态系统的改善起到了极大的促进作用,研究期间,槽谷 FVC 增加区域的面积占比达到了 95.07%,在空间上,FVC 增加最快的区域主要分布在重庆东北部长江沿岸以及湖北省西北部,特别是 2001 年之后,槽谷的植被覆盖情况得到显著的改善,2005 年以来,随着生态修复及保护工程的进一步完善和加强,研究区的生态系统进一步改善,同时城市化进程也飞速发展,相较于 2005 年,2015 年槽谷建设用地面积增加了 70.31%;

(3)槽谷的年均 CSF 约为 $9.42\text{ t C km}^{-2}\text{ a}^{-1}$,研究期间内处于增加的状态,其年均增长速率约为 $0.2\text{ t C km}^{-2}\text{ a}^{-1}$,CSF 增加区域的面积占比约为 89.28%,在空间上,CSF 增加最为明显的区域位于槽谷中部及槽谷西部重庆和四川交界的区域,CSF 减少的区域有 2 个主要的区域,一个是槽谷南部贵州省境内,其次为槽谷北部湖北省中部。槽谷 CSF 受到气候变化因素(降雨、蒸散发、温度)及生态恢复 2 方面的影响,其中降雨、温度及生态恢复反馈因子 FVC 对 CSF 呈正面影响,ET 对 CSF 呈负面影响,降雨对于研究区 CSF 的贡献率最大,达到了 70.36%,其次为蒸散发,其贡献率约为 11.72%,FVC 及温度对于 CSF 的贡献率分别为 10.63% 和 7.29%;

(4)碳酸盐岩风化过程受到气候变化与植被恢复的共同影响,降水和辐射的增强以及生态修复/保护工程的实施促进了植被的恢复,进而通过物理、化学及生物等一系列途径促进了岩石风化过程,风化析出的矿物质元素等又会促进植被的生长,进而形成了植被恢复——岩石风化过程之间的正反馈效应。

参考文献(References):

- [1] Peters G P, Le Quéré C, Andrew R M, Canadell J G, Friedlingstein P, Ilyina T, Jackson R B, Joos F, Korsbakken J I, McKinley G A, Sitch S, Tans P. Towards real-time verification of CO₂ emissions. *Nature Climate Change*, 2017, 7: 848-850.
- [2] Li H W, Wang S J, Bai X Y, Luo W J, Tang H, Cao Y, Wu L H, Chen F, Li Q, Zeng C, Wang M M. Spatiotemporal distribution and national measurement of the global carbonate carbon sink. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 157-170.
- [3] 李汇文,王世杰,白晓永,操玥,吴路华.中国石灰岩化学风化碳汇时空演变特征分析. *中国科学:地球科学*, 2019, 49(6): 986-1003.
- [4] Beaulieu E, Goddérís Y, Donnadiou Y, Labat D, Roelandt C. 2012. High sensitivity of the continental-weathering carbon dioxide sink to future climate change. *Nature Climate Change*, 2(5): 346-349.
- [5] Liu Z H, Dreybrodt W. Significance of the carbon sink produced by H₂O-carbonate-CO₂-aquatic phototroph interaction on land. *Science Bulletin*, 2015, 60(2): 182-191.
- [6] 蒋勇军,刘秀明,何师意,何丙辉,谢建平,罗维均,白晓永,肖琼.喀斯特槽谷区土地石漠化与综合治理技术研发. *生态学报*, 2016, 36(22): 7092-7097.
- [7] White A, Cannell M G R, Friend A D. Climate change impacts on ecosystems and the terrestrial carbon sink: a new assessment. *Global Environmental Change*, 1999, 9(S1): S21-S30.
- [8] Zhu K, Zhang J, Niu S L, Chu C J, Luo Y Q. Limits to growth of forest biomass carbon sink under climate change. *Nature Communications*, 2018,

- 9(1): 2709.
- [9] Bonan G B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 2008, 320(5882): 1444-1449.
- [10] Zeng S B, Jiang Y J, Liu Z H. Assessment of climate impacts on the karst-related carbon sink in SW China using MPD and GIS. *Global and Planetary Change*, 2016, 144: 171-181.
- [11] IPCC. Summary for policymakers//Masson-Delmotte V, Zhai P, Pörtner H O, Roberts D, Skea J, Shukla P R, Pirani A, Moufouma-Okia, Péan C, Pidcock R, Connors S, Matthews J B R, Chen Y, Zhou X, Gomis M I, Lonnoy E, Maycock, Tignor M, Waterfield, eds. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C Above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. Geneva: World Meteorological Organization, 2018: 32. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- [12] Lu F, Hu H F, Sun W J, Zhu J J, Liu G B, Zhou W M, Zhang Q F, Shi P L, Liu X P, Wu X, Zhang L, Wei X H, Dai L M, Zhang K R, Sun Y R, Xue S, Zhang W J, Xiong D P, Deng L, Liu B J, Zhou L, Zhang C, Zheng X, Cao J S, Huang Y, He N P, Zhou G Y, Bai Y F, Xie Z Q, Tang Z Y, Wu B F, Fang J Y, Liu G H, Yu G R. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4039-4044.
- [13] Yin R S, Yin G P. China's primary programs of terrestrial ecosystem restoration: initiation, implementation, and challenges. *Environmental Management*, 2010, 45(3): 429-441.
- [14] Zhang Y, Peng C H, Li W Z, Tian L X, Zhu Q A, Chen H, Fang X Q, Zhang G L, Liu G B, Mu X M, Li Z B, Li S Q, Yang Y Z, Wang J, Xiao X M. Multiple afforestation programs accelerate the greenness in the 'Three North' region of China from 1982 to 2013. *Ecological Indicators*, 2016, 61: 404-412.
- [15] Tong X W, Brandt M, Yue Y M, Horion S, Wang K L, De Keersmaecker W, Tian F, Schurgers G, Xiao X M, Luo Y Q, Chen C, Myneni R, Shi Z, Chen H S, Fensholt R. Increased vegetation growth and carbon stock in China karst via ecological engineering. *Nature Sustainability*, 2018, 1(1): 44-50.
- [16] Fang J Y, Chen A P, Peng C H, Zhao S Q, Ci L J. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 2001, 292(5525): 2320-2322.
- [17] Fang J Y, Guo Z D, Hu H F, Kato T, Muraoka H, Son Y. Forest biomass carbon sinks in East Asia, with special reference to the relative contributions of forest expansion and forest growth. *Global Change Biology*, 2014, 20(6): 2019-2030.
- [18] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [19] 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.
- [20] Brandt M, Yue Y M, Wigneron J P, Tong X W, Tian F, Jepsen M R, Xiao X M, Verger A, Mialon A, Al-Yaari A, Wang K L, Fensholt R. Satellite - observed major greening and biomass increase in South China karst during recent decade. *Earth's Future*, 2018, 6(7): 1017-1028.
- [21] 谢人栋, 赵翠薇. 基于栅格尺度的喀斯特槽谷区生态环境脆弱性时空分异研究. *长江科学院院报*, 2018, 35(4): 48-53.
- [22] University of East Anglia Climatic Research Unit, Harris I C, Jones P D. CRU TS4.01: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.01 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901- Dec. 2016). Centre for Environmental Data Analysis. (2017-12-04). <http://dx.doi.org/10.5285/58a8802721c94c66ae45c3baa4d814d0>.
- [23] 李汇文, 王世杰, 白晓永, 唐红, 操玥, 王明明, 吴路华. 西南近 50 年实际蒸发反演及其时空演变. *生态学报*, 2018, 38(24): 8835-8848.
- [24] Baret F, Weiss M, Lacaze R, Camacho F, Makhmara H, Pacholczyk P, Smets B. GEOV1: LAI and FAPAR essential climate variables and FCOVER global time series capitalizing over existing products. Part1: principles of development and production. *Remote Sensing of Environment*, 2013, 137: 299-309.
- [25] Verger A, Baret F, Weiss M. Near real-time vegetation monitoring at global scale. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 2014, 7(8): 3473-3481.
- [26] Wu D H, Wu H, Zhao X, Zhou T, Tang B J, Zhao W Q, Jia K. Evaluation of spatiotemporal variations of global fractional vegetation cover based on GIMMS NDVI data from 1982 to 2011. *Remote Sensing*, 2014, 6(5): 4217-4239.
- [27] Deronde B, Debruyn W, Gontier E, Goor E, Jacobs T, Verbeiren S, Vereecken J. 15 years of processing and dissemination of SPOT-VEGETATION products. *International Journal of Remote Sensing*, 2014, 35(7): 2402-2420.
- [28] Toté C, Swinnen E, Sterckx S, Clarijs D, Quang C, Maes R. Evaluation of the SPOT/VEGETATION collection 3 reprocessed dataset: surface

- reflectances and NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 201: 219-233.
- [29] Meier J, Zabel F, Mauser W. A global approach to estimate irrigated areas - a comparison between different data and statistics. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2018, 22(2): 1119-1133.
- [30] Wu C Y, Peng D L, Soudani K, Siebicke L, Gough C M, Arain M A, Bohrer G, Lafleur P M, Peichl M, Gonsamo A, Xu S G, Fang B, Ge Q S. Land surface phenology derived from normalized difference vegetation index (NDVI) at global FLUXNET sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 233: 171-182.
- [31] Tonini F, Lasinio G J, Hochmair H H. Mapping return levels of absolute NDVI variations for the assessment of drought risk in Ethiopia. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2012, 18: 564-572.
- [32] Gombert P. Role of karstic dissolution in global carbon cycle. *Global and Planetary Change*, 2002, 33(1/2): 177-184.
- [33] Zhang J P, Zhang L B, Xu C, Liu W L, Qi Y, Wo X. Vegetation variation of mid-subtropical forest based on MODIS NDVI data—a case study of Jinggangshan City, Jiangxi Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(1): 7-12.
- [34] Grömping U. Relative importance for linear regression in R: the package relaimpo. *Journal of Statistical Software*, 2006, 17(1): 1-27.
- [35] R Core Team. R: a language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria; R Foundation for Statistical Computing, 2018. <http://www.R-project.org>.
- [36] Lee R M, Biggs T W. Impacts of land use, climate variability, and management on thermal structure, anoxia, and transparency in hypereutrophic urban water supply reservoirs. *Hydrobiologia*, 2015, 745(1): 263-284.
- [37] Yao Y T, Wang X H, Li Y, Wang T, Shen M G, Du M Y, He H L, Li Y N, Luo W J, Ma M G, Tang Y H, Wang H M, Zhang X Z, Zhang Y P, Zhao L, Zhou G S, Piao S L. Spatiotemporal pattern of gross primary productivity and its covariation with climate in China over the last thirty years. *Global Change Biology*, 2018, 24(1): 184-196.
- [38] Fernández-Martínez M, Vicca S, Janssens I A, Sardans J, Luysaert S, Campioli M, Chapin III F S, Ciais P, Malhi Y, Obersteiner M, Papale D, Piao S L, Reichstein M, Rodà F, Peñuelas J. Nutrient availability as the key regulator of global forest carbon balance. *Nature Climate Change*, 2014, 4(6): 471-476.
- [39] Gaillardet J, Dupré B, Louvat P, Allègre C J. Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 1999, 159(1/4): 3-30.
- [40] François L M, Goddérís Y. Isotopic constraints on the Cenozoic evolution of the carbon cycle. *Chemical Geology*, 1998, 145(3/4): 177-212.
- [41] White A F, Blum A E. Effects of climate on chemical weathering in watersheds. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1995, 59(9): 1729-1747.
- [42] Roelandt C, Goddérís Y, Bonnet M P, Sondag F. Coupled modeling of biospheric and chemical weathering processes at the continental scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(2): GB2004.
- [43] Moulton K L, West J, Berner R A. Solute flux and mineral mass balance approaches to the quantification of plant effects on silicate weathering. *American Journal of Science*, 2000, 300(7): 539-570.
- [44] Zeng Q R, Liu Z H, Chen B, Hu Y D, Zeng S B, Zeng C, Yang R, He H B, Zhu H, Cai X L, Chen J, Ou Y. Carbonate weathering-related carbon sink fluxes under different land uses: a case study from the Shawan simulation test site, puding, Southwest China. *Chemical Geology*, 2017, 474: 58-71.
- [45] Liu Z, Zhao J. Contribution of carbonate rock weathering to the atmospheric CO₂ sink. *Environmental Geology*, 2000, 39(9): 1053-1058.
- [46] Oliva P, Viers J, Dupré B. Chemical weathering in granitic environments. *Chemical Geology*, 2003, 202(3/4): 225-256.
- [47] West A J, Galy A, Bickle M. Tectonic and climatic controls on silicate weathering. *Earth and Planetary Science Letters*, 2005, 235(1/2): 211-228.