

DOI: 10.5846/stxb201503180520

刘淑娟, 张伟, 王克林, 苏以荣. 桂西北典型喀斯特峰丛洼地退耕还林还草的固碳效益评价. 生态学报, 2016, 36(17): - .

Liu S J, Zhang W, Wang K L, Su Y R. Evaluation of carbon sequestration after conversion of cropland to forest and grassland projection in karst peak-cluster depression area of northwest Guangxi, China. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(17): - .

桂西北典型喀斯特峰丛洼地退耕还林还草的固碳效益评价

刘淑娟^{1,2,3}, 张 伟^{1,2}, 王克林^{1,2,*}, 苏以荣^{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:退耕还林还草作为桂西北喀斯特地区主要的土地利用转变方式, 对该区域产生了积极的生态效益, 然而, 对土壤固碳效益进行定量研究的并不多见。本文就退耕还林还草政策的实施对该区域土壤有机碳储量的影响进行评价。结果表明: 1) 将剖面碳密度与深度做对数拟合得到的参数进行协同克里格插值的方法能较准确估算研究区碳密度, R^2 为 0.723; 2) 退耕还林还草措施对土壤有机碳 (SOC) 含量产生了显著的影响, 耕地 (19.3 g/kg) 转变为牧草 (23.5 g/kg, 退耕近 10 年) 和草地 (34.6 g/kg, 退耕 30 年) 的 SOC 含量均有增加, 转变为人工林 (17.8 g/kg, 退耕 8 年) 的 SOC 含量略有下降; 3) 退耕还林还草工程实施后研究区土壤碳储量提高了 23.43%, 退耕后单位面积土壤碳储量为 2938 tC/km²。4) 种植牧草兼顾固碳效益和经济效益, 是一种较好的退耕模式。

关键词:喀斯特; 峰丛洼地; 退耕还林还草; 固碳效益

Evaluation of carbon sequestration after conversion of cropland to forest and grassland projection in karst peak-cluster depression area of northwest Guangxi, China

LIU Shujuan^{1,2,3}, ZHANG Wei^{1,2}, WANG Kelin^{1,2,*}, SU Yirong^{1,2}

1 Key Laboratory of Subtropical Agriculture Ecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China

2 Huanjiang Observation and Research Station for Karst Ecosystems, Chinese Academy of Sciences, Huanjiang 547100, China

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

Abstract: Understanding the effect of vegetation restoration on soil carbon sequestration is one of the important pathways to evaluate the performance of ecological restoration efforts, and is valuable in estimating the potential of humans for climate change adaptation. In the 1980s and late 1990s, owing to the Ecological Immigrants Project and Grain for Green Project, wide spread conversions of cropland to grassland and forest have happened in the karst region in Southwest China. Several studies have been carried out to determine the changes of vegetation carbon storage induced by land cover change in this region. However, because of the high inherent terrain variability of the karst landscape, relatively little is known about the accurate size of the current soil organic carbon (SOC) storage and the degree of human-induced changes. Therefore, the objectives of this study were to develop an appropriate method for estimating SOC storage in a typical karst landscape at a

基金项目:战略性先导科技专项 (XDA05070403); 国家重点基础研究发展计划 (2015CB452703); 国家自然科学基金项目 (31270555; 31270551); 西部之光人才培养项目

收稿日期: 2015-03-18; 网络出版日期: 2015-00-00

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

local scale and to estimate SOC change responding to vegetation restoration due to the Grain for Green Project. For this study, a 200×200 m grid was established over the study site (10.24 km²) and a total of 249 surface soil samples (0—15 cm) were collected in 2011, and 81 soil profiles were investigated by vegetation type (cropland, forage, plantation, regressed land, shrub land, secondary forest) in 2009 and 2011. The profiles of the soil samples were separated into depth segments: 0—10, 10—20, 20—30, 30—50, 50—70, and 70—100 cm. The maximum sampling depth was not greater than 100 cm and soil depth less than 100 cm was sampled to bedrock. A total of 424 samples from 81 profiles were collected. Vegetation type, canopy cover, slope, aspect, soil depth, and rock exposure (4×4 m) were recorded for each sample point. Additionally, soil depth and rock exposure were measured at 150 randomly selected points in the study area. All data were transformed for normality of distribution and homogeneity of variance prior to analysis. Pearson correlation test was performed to determine the relationships between SOC and various environmental parameters. Cokriging interpolation of the parameters of negative exponential profile depth function was utilized to estimate soil carbon storage in the study area. The results showed that, regional SOC storage can be estimated accurately by cokriging interpolation of logarithmic parameters fitting for carbon density and depth of each soil profiles, and the prediction performed well with a determination coefficient of 0.723. Conversion of cropland to forage, and regressed land significantly increased the SOC content from 19.3 g/kg in cropland to 23.5 g/kg in forage, and 34.6 g/kg in regressed land, whereas it slightly decreased when transforming the cropland to plantation (17.8 g/kg). Overall, vegetation restoration by the Grain for Green Project increased soil carbon storage for 23.43% in the study area. Additionally, transformation of cropland to forage is a superior approach for both ecosystem restoration and economic benefit in degraded karst ecosystems.

Key Words: karst; peak-cluster depression; cropland to forest and grassland conversion; carbon sequestration benefit

提升土壤的固碳能力是减少大气二氧化碳含量,遏制全球气候变化的重要途径^[1-2]。喀斯特地区由于其特殊的地质和气候条件造成该地区环境容量小,抗干扰能力弱,稳定性低,自我调整能力差^[3]。二十世纪末,不断增长的人口压力使得该地区大面积毁林开荒,植被破坏严重^[4]。加之该地区地表崎岖破碎,坡度陡峭,溶蚀、水蚀作用强烈,导致石漠化现象愈演愈烈。在石漠化过程中,强烈的水蚀作用使土壤表层细粒物质被侵蚀,出现明显砂化现象,从而导致土壤保水保肥性能恶化,造成土地生产力下降^[5],而土地生产力的下降又会进一步推动石漠化的发展。自 20 世纪 90 年代以来,政府实施退耕还林还草政策,使得部分不利于耕种的耕地转变为其他用地类型,如种植牧草,种植经济林或撂荒为草地。廖洪凯等以西南喀斯特山区几种典型退耕土地利用方式为对象,研究了土地利用及退耕对全土、团聚体活性有机碳及其恢复能力的影响^[6]。袁海伟等就喀斯特峰丛洼地不同退耕方式的土地利用类型的土壤有机碳含量和储量进行了研究^[7]。Chang 等在黄土高原评价了造林对土壤有机碳和土壤无机碳产生的影响,研究表明林地土壤有机碳库大于农田土壤有机碳库,并且林地的凋落物归还量是农田的两倍之多^[8]。白雪爽等在科尔沁沙地以农田和不同退耕还林年限(5、10、15 年)的杨树人工林为对象,开展了退耕还林对生态系统有机碳储量和分配格局特征的研究^[9]。王静等利用植被 NDVI 数据针对南方丘陵地区的退耕还林还草工程对该区域植被覆盖度的影响进行了时空变化及驱动因子分析^[10]。本研究区内,随着退耕还林还草政策的实施,生态效益已日益突显,但由于喀斯特地区土壤发育和土壤有机碳积累过程的特殊性,其土壤的固碳效益亟需进行定量评价,并借此对退化生态系统管理调控的进一步深入实施提供科学指导。

因此,本文借鉴前人的研究成果和未解决的问题,调查了研究区退耕还林还草的现状,分析不同退耕类型土壤有机碳(SOC)含量的差别,并估算退耕还林还草前后土壤碳储量变化。以期能够阐明退耕还林还草政策对实施区域土壤固碳能力的影响,探究哪种退耕方式更适合喀斯特区域,进而为制订适合喀斯特区域的“退耕还林还草”政策提供依据,为指导该政策实施提供科学支撑。

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区概况

研究区域位于广西区环江县古周移民迁出示范区。古周移民迁出示范区(107°55' E, 24°50' N)位于广西壮族自治区环江毛南族自治县的下南乡西南部,海拔在 375—816 m,属亚热带季风气候,多年平均气温 16.5—20.5 ℃,多年平均降雨量为 1380 mm,雨季平均持续 130—140 天,且主要集中在 4—9 月,尤以 6 月中旬至 7 月中旬最多,达 350—460 mm,洼地常出现水涝,10 月至次年 3 月为旱季,各月平均降水量不及 90 mm。一年内日照时数以 2 月份最低,7 月份最高;日照率以 3 月份最低,9 月份最高。研究区内 87%的土地面积为坡地,仅 13%为洼地,属于典型的喀斯特峰丛洼地。研究区面积 10.24 km²,为石灰岩母质,土壤 pH 在 6.29—7.85 之间。洼地土壤深度为 50—80 cm,坡地土壤深度为 10—30 cm。20 世纪 80 年代前,研究区由于耕作和砍伐受到严重的干扰,1996 年后,有居民陆续迁出,部分坡耕地也受到“退耕还林还草”政策的影响而退耕。退耕至今有牧草、人工林、退耕草地分布,其中,牧草为桂牧一号(*Pennisetumpurpureum* cv. *Guimu-1*)。人工林以木豆(*Cajanuscajan*),荏豆(*Zenia insignis*),板栗(*C. mollissima*),柑橘(*Citrus reticulata Blanco*)为主,退耕草地的优势种主要以五节芒(*Miscanthusfloridulus*)、类芦(*Neyraudiareynaudiana*)、白茅(*Imperatacylindrica*)等为主。该区域另有林地分布,灌木林优势种主要为红背山麻杆(*Alchorneatreuioides*)、灰毛浆果楝(*Cipadessacinerascens*)、盐肤木(*Rhuschinensis*)、聚果羊蹄甲(*Bauhinia brachycarpa var. cavaleriei*)。次生林主要优势种为香椿(*Toonasinensis*)、皂荚树(*Gleditsiasinensis Lam*)、菜豆树(*Radermacherasinica*)、聚果羊蹄甲(*Bauhinia brachycarpa var. cavaleriei*)、粉苹婆(*Sterculiaeosma*)、广西密花树(*Rapaneakwangsiensis*)等,乔木林内伴生有扁担藤(*Tetrastigmaplanicaule*)、藤黄檀(*Dalbergiahancei*)等藤本及麒麟尾(*Epipremnumpinnatum*)、肾蕨(*Nephrolepiscordifolia*)等林下物种。坡脚及洼地仍有耕地,农作物主要有玉米(*Triticumaestivum Linn.*),大豆(*Glycine max(Linn.) Merr.*),红薯(*Dioscoreaesculenta(Lour.) Burkill*)。

1.2 研究方法

1.2.1 样地情况及样品采集

网格采样法已被广泛的应用于土壤有机碳空间异质性和区域碳储量估算研究^[11-13]。本文实验数据是 2011 年 11 月份,在研究区(10.24 km²)利用标准网格法(200 m×200 m)采集了表层(0—15 cm)土壤样品 249 个,以及基于典型植被类型(耕地、牧草、人工林、退耕草地、灌木林、次生林)和坡位(上、中、下坡位和洼地)开挖的土壤剖面。为了增加样本量,提高估算精度,剖面样品补充了于 2009 年 11 月份以相同方法采集的剖面,因此剖面共计达到 81 个。土壤剖面按照 0—10, 10—20, 20—30, 30—50, 50—70 及 70—100 cm 固定深度采集不同层次土壤样品,剖面挖至 1 m,土深不足 1 m 则挖至基岩。81 个剖面共收集到 424 个土壤样品。网格样点共设计 289 个样点,但由于部分样点分布在悬崖峭壁,不可达或者样点附近无土,实际采集土壤样品 249 个,每个样点记录其 4 m×4 m 范围内的植被类型、植被覆盖度、坡度、坡向、土层厚度和裸岩率等环境信息,用 GPS(E640+MobileMapper)记录每个样点的经纬度及高程信息。

另外,为了更准确的描述研究区的裸岩率及土深等分布特征,采样过程中补充调查了 150 个点的裸岩率和土层厚度信息。土壤厚度调查采用长 1 m 有刻度标记的铁钎在调查点 4 m×4 m 范围内随机选择 10 个点测定土深,计算其平均深度作为该点的土壤厚度。采用目测法估算调查点 4 m×4 m 范围内的裸岩率。利用环刀法测定土壤容重,每个采样点(或土壤剖面每个层次)取三个重复。每个样点采 2 kg 土样带回实验室以备理化性质分析,土样放置于聚乙烯袋内保存。在实验室进行风干并制成 10 目样品备测。土样的理化性质及样地信息见表 1。

1.2.2 样品分析方法

土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾氧化—外加热法(油浴)(GB7857-87)测定^[14]。土壤 pH 用 pH 计测定。

表 1 退耕后各植被类型下表层土壤的理化性质及样地信息
Table 1 Topsoil biophysical characteristics of the vegetation type sites (mean±SE)

指标 Indexes	耕地 Cropland	牧草 Forage	人工林 Plantation	退耕草地 Regressed land	灌木林 Shrub land	次生林 Secondary forest
样本数 <i>n</i>	20	18	13	30	114	54
面积比例 Area ratio (%)	8.03	7.23	5.22	12.05	45.78	21.69
SOC/(g/kg)	19.30(2.71)b	23.55(2.75)b	17.82(2.26)b	34.62(4.25)b	61.45(2.69)a	59.09(4.47)a
容重 Bulk density/(g/cm ³)	1.12(0.03)ab	1.14(0.04)ab	1.23(0.04)a	1.09(0.03)b	0.89(0.02)c	0.92(0.03)c
pH	7.04(0.14)a	6.93(0.12a)	6.63(0.18)a	6.78(0.07)a	6.99(0.05)a	7.01(0.09)a
裸岩率 Rock exposure ratio/%	29.80(6.42)c	44.11(5.22)bc	35.38(5.94)bc	51.17(4.73)b	70.48(2.34)a	70.20(2.55)a
>2 mm 石砾含量 Stone ratio/%	4.35(1.58)a	1.36(0.31)a	2.49(0.78)a	3.08(0.73)a	3.50(0.57)a	3.78(0.57)a
土壤厚度 Soil depth/cm	62.62(7.43)a	39.56(3.99)b	27.59(2.41)c	32.80(3.25)bc	26.68(1.37)c	26.35(1.74)c
郁闭度 Canopy cover/%			82.77(5.74)	84.72(4.82)	84.17(1.22)	70.83(2.30)
株高 Community height/m	1.42(0.63)	3.34(1.02)	7.58(2.92)	3.06(0.47)	4.87(0.24)	6.26(0.32)
海拔 Altitude/m	515.85(20.72)	489.78(19.02)	568.76(28.62)	564.93(17.14)	571.56(9.48)	581.35(13.15)
坡度 Slope/(°)	27.54(3.72)	23.43(3.86)	32.97(3.95)	35.80(2.19)	39.14(1.45)	38.40(1.86)
优势种 Dominant species	玉米 (<i>Triticumaestivum</i> Linn.), 大豆 (<i>Glycine max</i> (Linn.) Merr.), 红薯 (<i>Dioscoreaesculenta</i> (Lour.) Burkill)	桂牧一号 (<i>Pennisetumpurpureumcv. Guimu-1</i>)	木豆 (<i>Gajanuscajan</i>), 荏豆 (<i>Zenia insignis</i>), 板栗 (<i>C. mollissima</i>), 柑橘 (<i>Citrus reticulata</i> Blanco)	五节芒 (<i>Miscanthusfloridulus</i>), 类芦 (<i>Neyraudlareynaudiana</i>), 白茅 (<i>Imperata cylindrica</i>)	红背山麻杆 (<i>Alchorneaetretinoides</i>), 灰毛浆果楸 (<i>Cipadessacinerascens</i>), 盐肤木 (<i>Rhuschinensis</i>)	香椿 (<i>Toonasinensis</i>), 菜豆树 (<i>Radermacherasinica</i>), 聚果羊蹄甲 (<i>Bauhinia brachycarpa</i> Wall. Ex Benth. Var. <i>cavaleriei</i> (Lévl.) T. Chen), 粉苹婆 (<i>Sterculiaeosma</i>), 广西密花树 (<i>Rapaneaekwangsiensis</i>)
管理措施 Management measures	每年翻耕 1—2 次, 施以化肥、农家肥、沼渣等肥料。	每五年以上翻耕一次, 施以化肥、农家肥等肥料	无翻耕、无施肥、有踩踏	无翻耕、无施肥、无踩踏	偶有砍伐	无砍伐
干扰历史 Disturbance history	一直耕种至今	于 2002—2004 年种植牧草, 以前是耕地	于 2003 年种植, 以前是耕地	20 世纪 80 年代退耕, 自然演替为草地	20 世纪 80 年代前遭到砍伐, 后自然演替为灌木林	1959 年由于工业需求受到砍伐, 20 世纪六十年代早期种植至今自然演替为次生林

n 为调查样本数; 数值为某一类型下各指标的均值, 括号内为标准误。不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

1.2.3 数据分析

数据分析处理之前,对 SOC 及所有环境信息数据进行正态分布检验和方差齐性检验(t 检验)。利用 ANOVA 进行不同植被类型的各因素差异性分析。利用 Pearson 相关分析探讨 SOC 与环境因子之间的关系。以上分析均在 SPSS 16.0 环境下进行(SPSS Inc., Chicago, IL, USA)。

1.2.4 碳密度估算方法验证

土壤有机碳含量是估算土壤碳密度的必要参数,土壤碳密度估算是土壤碳储量估算的基础。考虑不同土层容重并不均一,因此在估算碳密度时,每层容重 ρ (g/cm^3) 分别测定,并将 SOC 含量由单位质量含量 ($C_m, \text{g}/\text{kg}$) 转化为单位体积含量 ($C_v, \text{kg}/\text{m}^3$) :

$$C_v = C_m \rho \quad (1)$$

通常, SOC 含量随着土层厚度的加深而呈指数分布降低。在已发表的各种模拟 SOC 含量与土壤深度关系时, SOC 含量与土层深度呈指对数分布是最常用的模型^[12,15-16]。公式 2 的对数方程即满足每个剖面样点从表层至底层的有机碳密度数据拟合:

$$C_v = \ln \frac{D}{a} / b \quad (2)$$

其中, C_v 是 SOC 密度 (kg/m^3), D 是指定土深 (m), a 和 b 是符合对数方程的参数。运用参数 a, b 结合指数方程可以计算得到指定深度的土壤有机碳密度:

$$C_s = \int_0^Z \left(\ln \left(\frac{D}{a} \right) / b \right) dD (100 - \lambda) \quad (3)$$

其中 C_s 是碳密度 (kg/m^2), D 为土深 (m), a 和 b 是符合对数方程的参数, Z 为指定土体深度 (m), λ 是样点的裸岩率 (%)。

求从表层到指定深度 Z 的碳密度, 可以将上式解为:

$$C_s = \frac{Z}{b} (\ln Z - \ln a - 1) (100 - \lambda) \quad (4)$$

本文欲利用剖面碳密度与土层深度进行对数拟合得到的参数进行克里格插值的方法得到研究区的土壤碳储量。为了验证该方法的可信度, 先将 81 个剖面分为两部分, 随机选取 12 个作为验证点, 其他 69 个用于插值运算。

将 69 个剖面的参数 a 和 b 运用 R 软件 (R i386 3.1.1) 进行 Moran's Index (I) 空间自相关分析 (Moran, 1950)。Moran's I 分析结果表明参数 b 具有显著的空间自相关性 (Moran's $I = 0.121, P < 0.05$), 而参数 a 不具有显著空间自相关性 (Moran's $I = -0.017, P > 0.05$)。因此, 可以将参数 b 运用插值技术得到整个区域的参数 b (b 插值图)。通过相关分析得知, 参数 b 与环境变量植被类型、裸岩率、海拔、坡度具有显著相关性 (Pearson 系数分别为 $-0.606, -0.448, -0.343, -0.302$)。因此, 可以选择协同克里格 (OCK) 插值方法将环境信息融入插值过程, 提高参数 b 的插值精度。以上工作在 ArcGIS 9.2 平台下完成。

在 b 插值图中提取 12 个剖面验证点的参数 b , 运用公式 5 计算得到验证点的参数 a :

$$a = 0.05 / \exp(-b C_{v_{0-10}}) \quad (5)$$

其中 b 为插值得到, $C_{v_{0-10}}$ 是剖面点 0—10 cm 层的土壤碳密度, 常数 0.05 是 0—10 cm 层的中间值。

将验证点的估算参数 a, b , 实测土深 Z 、裸岩率 λ , 代入公式 4 得到估算碳密度。

根据调查数据, 采用分层计算的方法得到 12 个验证剖面的实测碳密度:

$$C_{sr} = \sum_{i=1}^i C_m D \rho (100 - \lambda) \quad (6)$$

其中 C_{sr} 是土体的实测碳密度 (kg/m^2), C_m 是各土层的 SOC 含量 (g/kg), D 是各土层的厚度 (m), i 是各剖面的土层数量, ρ 是土壤容重 (g/cm^3), λ 是样点的裸岩率。

将估算碳密度与实测碳密度运用非线性方程拟合优度 (公式 7) 进行比较,

$$R^2 = 1 - \left[\frac{\sum (y_{\hat{m}} - y)^2}{\sum y^2} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (7)$$

其中, R^2 (Coefficient of determination) 为决定系数, 又称拟合优度, 是趋势线拟合程度的指标。它的数值大小可以反映估计值与实际数据之间的拟合程度, R^2 取值范围在 0—1 之间, 当 R^2 等于 1 或接近 1 时, 其可靠性最高, 反之越低。 $y_{\hat{m}}$ 为估计值, y 为实测值。

1.2.5 碳密度估算过程

经验证运用剖面碳密度与深度做对数拟合得到的参数进行协同克里格插值的方法能较准确的对土壤碳密度进行估算后(图 2), 将该方法运用于仅利用表层土壤碳密度来估算研究区域土壤碳密度。

在 b 插值图中提取 249 个表层网格点的参数 b, 运用公式 8 计算得到该点的参数 a:

$$a = 0.075 / \exp(-bTCv) \quad (8)$$

其中 b 为插值得到, TCv 是表层网格点的土壤碳密度, 常数 0.075 是 0—15 cm 土层的中间值。

将 249 个表层网格点的参数 a 和 b 进行空间自相关分析。R 软件计算得到的 Moran's I 表明, 参数 a 和 b 均具有显著的空间自相关性 (Moran's $I = 0.106, P < 0.05$; Moran's $I = 0.791, P < 0.05$)。因此可以利用插值方法将参数 a 和 b 扩展至整个研究区域。参数 a 与以下环境因子相关, 裸岩率、土壤厚度、植被类型, Pearson 相关系数分别为 0.429, -0.301, 0.246。参数 b 与以下环境因子相关, 植被类型、海拔、裸岩率、坡度, Pearson 相关系数分别为 -0.432, -0.269, 0.256, -0.203。插值时选择协同克里格 (OCK) 插值方法将环境信息融入插值过程, 提高参数 a 和 b 的插值精度。

将 399 个样点 (249 个表层样点和 150 个补充样点) 的裸岩率及土层厚度进行空间自相关分析, 结果显示裸岩率的 Moran's $I = 0.115, P < 0.05$, 土层厚度的 Moran's $I = 0.102, P < 0.05$, 均具有显著自相关性。通过普通克里格插值 (OK), 得到研究区的裸岩率和土层厚度状况。将得到的参数 a、b、土层厚度、裸岩率插值图层代入公式 4 得到整个区域的平均土壤碳密度, 并乘以区域面积, 得到区域碳储量。计算流程见图 1。

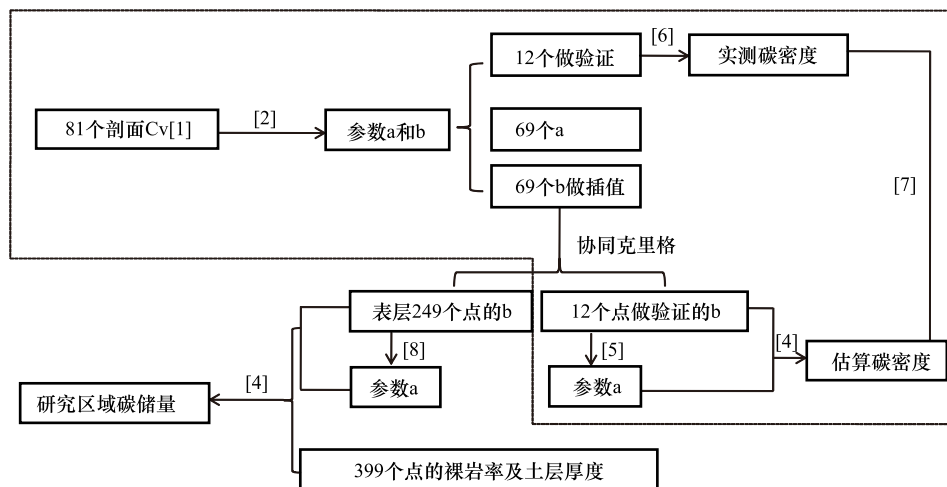


图 1 区域碳储量估算流程图

Fig.1 Flowchart of estimating C store

虚线框内为方法验证过程, 图中 [1]、[2]、[4]、[5]、[6]、[7]、[8] 表示公式 1、2、4、5、6、7、8

由于退耕前的历史 SOC 数据已无法搜集, 而土壤有机碳密度经空间自相关检验, 具有显著的空间自相关性 (Moran's $I = 0.376, P < 0.05$)。因此, 本文退耕前耕地的 SOC 数据采用退耕后的临近耕地样地 SOC 数据进行替代^[17]。退耕前碳储量估算方法同退耕后碳储量估算方法。

2 结果

2.1 碳密度估算验证

将经过 Kriging 插值得到的 12 个验证剖面的参数 b , 和运用公式 5 得到的参数 a , 代入公式 4, 得到验证剖面的碳密度估算值。与运用公式 6 得到的实测碳密度进行 ANOVA 分析, 结果显示估算值与实测值无显著差异 ($P > 0.05$) (表 2)。经公式 7 进行拟合度检验, 得到决定系数 (R^2) 为 0.723 (图 2)。综上所述表明, 运用剖面碳密度与深度做对数拟合得到的参数进行协同克里格插值的方法估算土壤碳密度是可行的。

表 2 验证点的预测碳密度与实测碳密度的 ANOVA 分析

Table 2 ANOVA of measured and estimated carbon store in validation data sets

指标 Indexes	预测碳密度/(kg/m ²) Predicted carbon density	实测碳密度/(kg/m ²) Measured carbon density
最小值 Min	13.53	20.04
最大值 Max	1.48	1.03
均值 Mean	5.32	6.71
F 值 F value	0.514	

2.2 退耕还林还草前后 SOC 含量比较

研究区内退耕前耕地面积为 3.33 km², 退耕后耕地面积为 0.82 km², 退耕面积达到总面积的 24.50%, 占耕地面积的 75.32%。退耕还林还草措施对 SOC 含量产生了显著的变化, 其中, 耕地 (19.3 g/kg) 转化为牧草 (23.5 g/kg) 和草地 (34.6 g/kg) 的 SOC 含量均有增加, 转化为人工林 (17.8 g/kg) 的 SOC 含量略有下降。耕地转变为人工林在短期内可能存在 SOC 含量暂时下降的情况。研究区内各植被类型土壤理化性质及样地信息见表 1。

根据统计分析, 退耕现状表现为: 海拔较低 (平均海拔 489.78 m) 的耕地大多转化为牧草, 海拔较高的耕地大多转化为人工林或退耕草地 (平均海拔 560 m 以上)。坡度较小 (平均坡度 23.43°) 的耕地大多转化为牧草, 坡度较大的耕地大多转化为人工林或退耕草地 (平均坡度 30°以上)。

2.3 退耕还林还草前后的土壤碳储量比较

退耕还林还草措施能够提高土壤碳储量。由表 3 可见, 研究区域碳储量由退耕前的 2.438 万 tC 增加到退耕后的 3.009 万 tC, 区域碳汇能力提升了 23.43%。单位面积碳储量也由退耕前的 2.381 kg/m² 增加到退耕后的 2.938 kg/m²。

3 讨论

退耕还林还草措施对 SOC 含量产生了显著影响, 耕地转变为牧草和退耕草地后 SOC 含量增加, 转变为人工林 SOC 含量略有降低。不同退耕方式后的管理措施不尽相同 (表 1), 耕地转化为牧草后, 农民为了提高牧草产量仍会继续为牧草地添加肥料, 另外, 牧草的翻耕频率为每 5 年以上翻耕一次, 大大减少了对土壤的扰动, 因此有利于 SOC 的积累。而转变为人工林后不会人为施加肥料, 因此耕地转变为人工林在短期内可能存在 SOC 含量暂时下降的情况。已有学者针对耕地退耕后在短期内出现 SOC 含量下降的情况进行了研究, 如

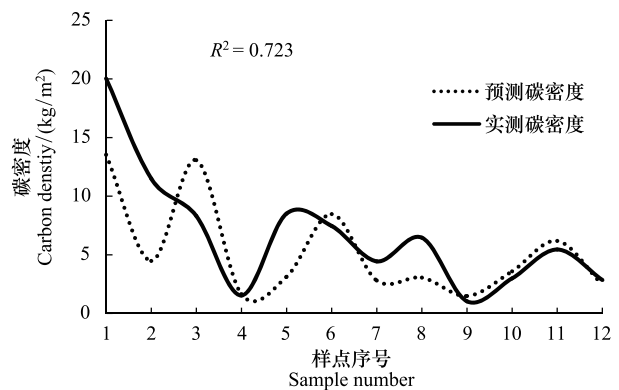


图 2 验证点的预测碳密度与实测碳密度比较

Fig.2 Correlation of measured and estimated carbon density in validation data sets

退耕 4—5 年的退耕地土壤有机碳储量低于对照农田^[9,18]。王俊明等^[19]也发现在退耕的初始阶段,退耕草地的碳储量在退耕后迅速下降,之后缓慢回升,需要经过很长一段时间才能达到退耕前水平。造成退耕还林还草初期土壤碳含量下降的主要原因是退耕后不再人为进行肥料添加,而农田退耕还林早期枯落物来源不足,土壤中原来的有机质持续分解,再加上退耕过程的干扰,促进了土壤中有机质的氧化分解过程,从而引起土壤碳含量在恢复早期的下降^[19-20]。而本研究中退耕草地退耕时间已有 20 年,SOC 含量较耕地有所增加,通过退耕还草提高土壤碳储量的效益已初步显现。综合以上 3 种退耕方式,种植牧草既可以提高土壤的固碳能力,又可以为退耕后的农民产生一定的经济效益,是一种兼顾生态效益和经济效益的退耕措施。

表 3 退耕还林还草前后碳储量状况比较

Table 3 Compare of C storage of pre- and post- returning farmland

指标 Indexes	插值裸岩率/% Rock exposure ratio by kriging	插值土层厚度/m Soildepth by kriging	退耕前碳密度/(kg/m ²) Carbon density pre- returning farmland	退耕后碳密度/(kg/m ²) Carbon density post- returning farmland
最小值 Min	36.478	0.133	0.587	0.599
最大值 Max	91.883	0.529	4.769	7.994
均值 Mean	66.937	0.277	2.381	2.938
区域碳储量/(万 tC) Regional carbon storage			2.438	3.009

退耕还林还草措施提高了研究区域 23.43% 的土壤碳储量。退耕后单位面积土壤碳储量为 2938 tC/km², 每平方公里增加 557 tC。但与黄土丘陵区农田土壤碳储量 5962 tC/km² (1 m 土层碳储量值) 比较^[21], 喀斯特地区单位面积土壤碳储量仅为黄土丘陵区的 49%。四川西部退耕还林地的土壤碳储量可达 11245 tC/km², 是喀斯特地区单位面积碳储量的 4 倍^[22]。可见, 喀斯特地区土层浅薄 (平均土深 0.28 m), 裸岩率高 (平均为 67%) 是导致该地区土壤碳储量低的重要原因。由此可见, 在计算喀斯特地区碳储量时不能套用其他地区的公式。已有一些学者针对喀斯特地区土被不连续的特点进行了土壤碳储量估算方法的研究, 如 Chen^[23], Qi^[24], Zheng^[25] 等。但准确测量和估计土壤的裸岩率及土层厚度仍然是估算喀斯特地区土壤碳储量的难点, 有待进一步探索。

4 结论

由于退耕方式和退耕时间不同, 退耕还林还草措施对 SOC 含量产生了不同的影响, 耕地转化为牧草和草地的 SOC 含量有所增加, 转化为人工林的 SOC 含量略有下降; 退耕还林还草工程实施后研究区土壤碳储量提高了 23.43%, 退耕后单位面积土壤碳储量为 2938 tC/km²。种植牧草作为一种既有固碳生态效益又有经济效益的退耕模式, 适宜在喀斯特地区进行退耕方式推广。

参考文献 (References):

- [1] Jenkinson D S, Adams D E, Wild A. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. *Nature*, 1991, 351 (6324): 304-306.
- [2] Knorr W, Prentice I C, House J I, Holland E A. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*, 2005, 433 (7023): 298-301.
- [3] 陈洪松, 聂云鹏, 王克林. 岩溶山区水分时空异质性及植物适应机理研究进展. *生态学报*, 2013, 33(2): 317-326.
- [4] 姚长宏, 蒋忠诚, 袁道先. 西南岩溶地区植被喀斯特效应. *地球学报*, 2001, 22(2): 159-164.
- [5] 龙健, 李娟, 邓启琼, 李阳冰, 熊康宁. 贵州喀斯特山区石漠化土壤理化性质及分形特征研究. *土壤通报*, 2006, 37(4): 635-639.
- [6] 廖洪凯, 李娟, 龙健, 张文娟, 刘灵飞. 土地利用及退耕对喀斯特山区土壤活性有机碳的影响. *环境科学*, 2014, 35(1): 240-247.
- [7] 袁海伟, 苏以荣, 郑华, 黄道友, 吴金水. 喀斯特峰丛洼地不同土地利用类型土壤有机碳和氮素分布特征. *生态学杂志*, 2007, 26(10): 1579-1584.
- [8] Chang R Y, Fu B J, Liu G H, Wang S, Yao X L. The effects of afforestation on soil organic and inorganic carbon: A case study of the Loess Plateau

- of China. *Catena*, 2012, 95: 145-152.
- [9] 白雪爽, 胡亚林, 曾德慧, 蒋志荣. 半干旱沙区退耕还林对碳储量和分配格局的影响. *生态学杂志*, 2008, 27(10): 1647-1652.
- [10] 王静, 王克林, 张明阳, 段亚锋. 南方丘陵山地带 NDVI 时空变化及其驱动因子分析. *资源科学*, 2014, 36(8): 1712-1723.
- [11] Baxter S J, Oliver M A. The spatial prediction of soil mineral N and potentially available N using elevation. *Geoderma*, 2005, 128(3/4): 325-339.
- [12] Minasny B M, McBratney A B, Mendonca-Santos M L, Odeh I O A, Guyon B. Prediction and digital mapping of soil carbon storage in the Lower Namoi Valley. *Australian Journal of Soil Research*, 2006, 44(3): 233-244.
- [13] Simbahan G C, Dobermann A, Goovaerts P, Ping J L, Haddix M L. Fine resolution mapping of soil organic carbon based on multivariate secondary data. *Geoderma*, 2006, 132(3/4): 471-489.
- [14] 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996.
- [15] Mestdagh I, Lootens P, Van Cleemput O, Carlier L. Soil organic carbon stocks in Flemish grasslands; How accurate are they?. *Grass and Forage Science*, 2004, 59(4): 310-317.
- [16] Zinn YL, Lal R, Resck DVS. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. *Geoderma*, 2005, 127(1/2): 168-173.
- [17] 许文强, 陈曦, 罗格平, 王涛, 蔺卿. 干旱区三工河流域土壤有机碳储量及空间分布特征. *自然资源学报*, 2009, 24(10): 1740-1747.
- [18] Zhang K, Dang H, Tan S, Chen X, Zhang Q. Change in soil organic carbon following the 'grain-for-green' programme in China. *Land Degradation & Development*, 2010, 21(1): 13-23.
- [19] 王俊明, 张兴昌. 退耕草地演替过程中的碳储量变化. *草业学报*, 2009, 18(1): 1-8.
- [20] Thuille A, Schulze E D. Carbon dynamics in successional and afforested spruce stands in Thuringia and the Alps. *Global Change Biology*, 2006, 12(2): 325-342.
- [21] 刘迎春, 王秋凤, 于贵瑞, 朱先进, 展小云, 郭群, 杨浩, 李胜功, 胡中民. 黄土丘陵区两种主要退耕还林树种生态系统碳储量和固碳潜力. *生态学报*, 2011, 31(15): 4277-4286.
- [22] 黄从德, 张健, 邓玉林, 杨万勤. 退耕还林地在植被恢复初期碳储量及分配格局研究. *水土保持学报*, 2007, 21(4): 130-133.
- [23] Chen XB, Zheng H, Zhang W, He XY, Li L, Wu JS, Huang DY, Su YR. Effects of land cover on soil organic carbon stock in a karst landscape with discontinuous soil distribution. *Journal of Mountain Science*, 2014, 11(3): 774-781.
- [24] Qi XK, Wang KL, Zhang CH, Chen HS, Zhang W. Effects of the implementation of ecological restoration policies on soil organic carbon storage in a discontinuous soil region. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*, 2014, 64(2): 97-108.
- [25] Zheng H, Su YR, He XY, Hu LN, Wu JS, Huang DY, Li L, Zhao CX. Modified method for estimating the organic carbon density of discontinuous soils in peak-karst regions in southwest China. *Environmental Earth Science*, 2012, 67(6): 1743-1755.