

# 喀斯特峰丛洼地土地利用演变及其土壤侵蚀效应<sup>\*</sup>

胡文帙<sup>1,2</sup> 王世杰<sup>1,3\*</sup> 罗维均<sup>1,3</sup> 刘秀明<sup>1,3</sup> 白晓永<sup>1,3</sup>

(<sup>1</sup>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 550002; <sup>2</sup>中国科学院研究生院, 北京 100049;

<sup>3</sup>中国科学院普定喀斯特生态系统观测研究站, 贵州普定 562100)

**摘要** 人类不合理活动所导致的土地利用演变是引发土壤侵蚀及其负面生态效应的主要机制, 因此研究二者的耦合关系具有重要意义。本文以贵州普定县的石人寨峰丛洼地为主要研究区域, 从景观生态学的“格局-过程-尺度”、“源-汇景观”原理及其景观空间负荷对比指数(LCI)出发, 应用稳定同位素和放射性核素示踪方法, 揭示土地利用演变及其土壤侵蚀特征, 并进一步分析二者的耦合关系。结果表明, 该洼地在土壤剖面约100 cm处记录到坡地森林遭受砍伐后变为耕地的事件, 随后从坡地侵蚀下来的大量土壤沉积于洼地底部; 该事件之后进入垦殖期, 在洼地中轮种玉米、油菜、大豆等农作物。本研究为优化当地土地利用结构, 改善流域的水土流失状况提供了新的视角。

**关键词** 土地利用; 有机碳同位素; 同位素示踪; 峰丛洼地; 贵州普定

中图分类号 S157.1; F301.2 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2012)4-0975-06

**Land use change and its effects on soil erosion in karst cluster-peak depression region.** HU Wen-zhi<sup>1,2</sup>, WANG Shi-jie<sup>1,3\*\*</sup>, LUO Wei-jun<sup>1,3</sup>, LIU Xiu-ming<sup>1,3</sup>, BAI Xiao-yong<sup>1,3</sup> (<sup>1</sup>State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; <sup>2</sup>Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; <sup>3</sup>Puding Karst Ecosystem Research Station, Chinese Academy of Sciences, Puding 562100, Guizhou, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(4): 975–980.

**Abstract:** The land use change induced by unreasonable human activities may result in soil erosion and other negative ecological effects, and thus, to understand their coupling relations is of great significance. Taking a representative karst cluster-peak depression region of Shirenzhai in Puding of Guizhou, Southwest China as study area, and by using stable and radioactive isotopes tracing, this paper studied the land use change and its effects on soil erosion since the 1960s, and analyzed the coupling relationships between them, based on the “pattern-process-scale” and the “source and sink landscape” theories of landscape ecology and the location-weighted landscape contrast index (LCI). In the study area, an event of sloping field forest transformed into cultivated land was recorded at about 100 cm depth in soil profile, and subsequently, a large amount of eroded soil from the sloping field was precipitated on the depression. After the event, cultivation period came. The depression was cultivated with corn, rape, and soybean in rotation. This study provided a new perspective for optimizing the local land use structure and controlling the water and soil erosion in watershed.

**Key words:** land use; stable carbon isotope; isotope tracing; cluster-peak depression region; Puding of Guizhou.

土地利用方式与结构的变化可能引发土壤侵蚀驱动因子的变化, 从而导致土壤侵蚀的方式与强度

发生变化, 尤其是不合理的人为活动所形成的土地利用格局更是土壤侵蚀中的一个重要驱动因素 (Vezina *et al.* 2006; Latocha 2009)。因此, 通过调整土地利用格局 (Rai, 1998) 以及相关保护措施 (Martinez-Casasnovas & Sanchez-Bosch 2000), 可以起到减缓水土流失和保持土壤肥力的目的。我国西南

<sup>\*</sup> 中国科学院战略性先导科技专项重大课题 (XDA05070400)、中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX2-YW-306) 和国家自然科学基金项目 (41003054) 资助。

<sup>\*\*</sup> 通讯作者 E-mail: wangshijie@vip.skleg.cn  
收稿日期: 2011-08-02 接受日期: 2012-01-07

喀斯特地区特殊的地质背景与气候条件,造就了该区脆弱的土壤-植被体系,导致石漠化景观的产生与发展(王世杰和李阳兵,2007),加之不合理的人为活动,致使该区水土流失严重,生态环境急剧恶化,已严重制约着当地生态环境的恢复和经济的发展。因此,对该区土地利用演变与土壤侵蚀效应耦合关系的研究,具有重要的科学和现实意义。

当前,对土地利用格局(演变)的研究方法较多,主要有景观格局指数(LCI)、空间自相关法以及其他各种回归模型等(Overmars *et al.*, 2003; 杨孟等, 2007; 王健等, 2010),但是,这些方法基本上都是基于一系列软件,尤其是遥感影像和景观图片等基础之上的,如应用遥感影像人机互译的方法进行土地利用类型与石漠化程度的相关性研究(Li *et al.*, 2009),或者应用地理信息系统的空间分析技术进行土地利用格局与石漠化关系的定量研究(Jiang *et al.*, 2009)。然而,在西南喀斯特地区,由于特殊的地形(起伏大)和天气(云雾多)等条件限制,很难获得高分辨率的遥感影像和景观图片等,因此,对该区的土地利用研究不能简单地沿用传统思路和方法,须寻求新的研究途径与方法(周德全等, 2005)。

国际上对土壤侵蚀的研究已经比较深入,且建立了许多区域性的有效方法或模型(Wischmeier, 1976; Meyer, 1984; Nearing, 1989; Renard, 1991; de Roo, 1996),而国内对土壤侵蚀的研究要稍微晚一些,主要是针对国际上的一些成功方法或模型加以修正利用(贾媛媛和郑粉莉, 2004; 郑进军等, 2007; 庞靖鹏等, 2007; 原立峰等, 2008)。然而,西南喀斯特地区可能由于特殊复杂多山的地形及其落后偏远的地理原因等没有建立数据库,上述方法或模型的实用性受到局限且存在很多技术方法上的问题,因此较少应用在喀斯特地区。鉴于此,最近张信宝(2011)等在喀斯特小流域尝试性地利用 $^{137}\text{Cs}$ 有针对性测定土地利用覆被变化下的土壤流失量,取得了较好的效果,表明放射性同位素示踪方法在该区应用是可行的。然而,已有研究表明,土壤剖面的稳定同位素示踪(如SOC的 $\delta^{13}\text{C}$ 值)可以指示 $\text{C}_3$ 和 $\text{C}_4$ 植被的演替历史(Schwartz *et al.*, 1986; West *et al.*, 2000),因此该方法相比放射性同位素示踪来说,更能有效地将土地利用及其土壤侵蚀效应进行耦合研究。

本研究拟借助土壤中有机碳含量及其稳定碳同位素示踪方法,对贵州普定石人寨峰丛洼地的土地

利用演变及其土壤侵蚀效应进行研究,为合理利用当地的土地资源,优化土地利用结构,改善流域的水土流失状况,实现当地生态环境的可持续发展提供依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于贵州省安顺市普定县石人寨( $26^{\circ}21'\text{N}$ ,  $105^{\circ}48'\text{E}$ )县城东北约8 km处,是典型喀斯特峰丛洼地景观。洼地被四周丘峰环绕,4个丘顶高程在1429~1467 m,洼地底部高程为1300 m。该区域为亚热带湿润高原气候,年均气温 $14.2^{\circ}\text{C}$ ,年均降水量1300 mm,雨热同期,降雨主要集中在6—9月,尤以6月中旬—7月中旬最多,占年降水量的65%以上,常出现涝灾。洼地底部为耕地,主要农作物为油菜、玉米、豆类等。四周坡地的东北面为次生林,主要种植柏树、楸树、香椿、杨树、桃树等;西坡的坡中下位置为石旮旯地,曾种植玉米;西面和南面峰丛的坡顶和东坡中上部至坡顶为人工草坡;四周山体坡腰以下为坡耕地,种植油菜、玉米、豆类;南部中坡至坡顶为灌木树种(图1)。

### 1.2 样品采集

分别于2009年4月和12月进行了2次土壤采样,4月,采样点分别位于洼地和四周坡地,其中样点SR01位于洼地正中央,采样深度为277 cm,采样深度间隔为10 cm左右;12月,就坡耕地SR-8和SR-10样地进行采样(图1),深度均为50 cm,分别分为上、中、下层和上、下层。

### 1.3 实验方法

土壤中有有机碳、氮含量的测定: 1) 四分法取已风干的土壤样品4 g左右,研磨至100目以下; 2) 称取2 g该土样置于离心管中; 3) 用超纯盐酸配制 $0.1\sim 0.2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐酸; 4) 将约20 mL的该盐酸缓缓加入离心管,置于振荡器震荡24 h,以去除土壤中的无机碳酸盐; 5) 检测溶液,若是酸性,进行离心,否则重复第4步; 6) 用蒸馏水将样品洗至近中性; 7) 倒去上浮清液后进行冷冻干燥(约3 d); 8) 取上述样品2~3 mg于元素分析仪(PE 2400-II)进行土壤有机碳氮含量分析。元素分析仪(PE 2400-II)的测量误差是 $\pm 0.1\%$ 。

土壤有机质稳定碳同位素分析: 将经过上述步骤(1—7)预处理过的土壤样品通过石英管真空燃烧法获取 $\text{CO}_2$ 气体,用液氮冷阱纯化后,用MAT-252

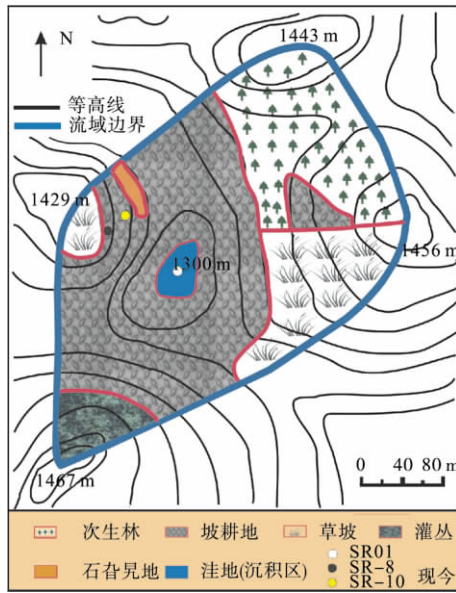


图1 采样位置示意图(修改自白晓永 2010)

Fig.1 Diagram of sampling sites

型同位素质谱仪测定其  $\delta^{13}\text{C}$  值。测定结果以  $\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$  表示,分析误差  $<0.1\text{‰}$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 土地利用现状与演变

如图1所示,研究区4种土地利用现状大致为:耕地分布在距离洼地较近的坡地上,梯田式;次生林和草坡分别分布在洼地的东北面和东面、南面、西面山体的坡中上到坡顶位置处;少数灌丛分布在南面中坡至坡顶处,石沓见地分布在西面山体的中坡处,其位置都介于耕地和草坡之间。各类土地利用类型斑块较完整,尤其是森林和草地斑块密度较小且未

有破碎化倾向,各类斑块边长与面积之比较小,即斑块形状指数较小,其形状复杂程度较小,这些特征可能与近年土地利用的人为改善和管理有关。

该峰丛洼地土地利用演变的主要驱动力为政策变化和人口增长,由此土地利用类型在近40年发生了一系列的演变。据走访调查,20世纪70年代之前,四周坡地除了西部峰丛顶部有一小部分原始草坡斑块以及西峰与南峰交汇处有少量耕地外,其他均为原始林地;到1979年,当时附近地区人口数量仍然较少、且增长慢,农业需求所导致的耕地需求对当地的自然环境干扰小,仅在洼地底部进行农耕即可满足当地人民对物质生活的需要,该峰丛洼地四周坡地的土地利用类型基本还是原始森林;1979年以后,国家对农村的土地使用权进行了调整,开展了大规模划分自留山林地运动,导致该峰丛洼地四周坡地的土地利用状况发生了剧烈变化,致使原始森林和草地斑块面积缩小、破碎化严重,耕地斑块大面积出现;到了80年代后期该峰丛洼地的土地利用类型和景观基质基本演变为耕地;最近10年,农村富余劳动力大量转移到中东部发达地区,且可持续发展和生态环境保护开始推广,大规模退耕还林还草的土地利用演变在坡地上留下痕迹,出现了目前的土地利用分布情况(图2)。

### 2.2 坡地土壤剖面有机碳 $\delta^{13}\text{C}$ 值对土地利用演变的响应

有研究表明,  $\text{C}_3$  和  $\text{C}_4$  植被演替可通过土壤剖面的上下层土壤有机碳(SOC)的  $\delta^{13}\text{C}$  值变化了  $12\text{‰}$  来指示(Schwartz *et al.*, 1986; West *et al.*, 2000)。本研究样地SR-8的土壤剖面中,  $0 \sim 15$ 、 $15 \sim 35$  和

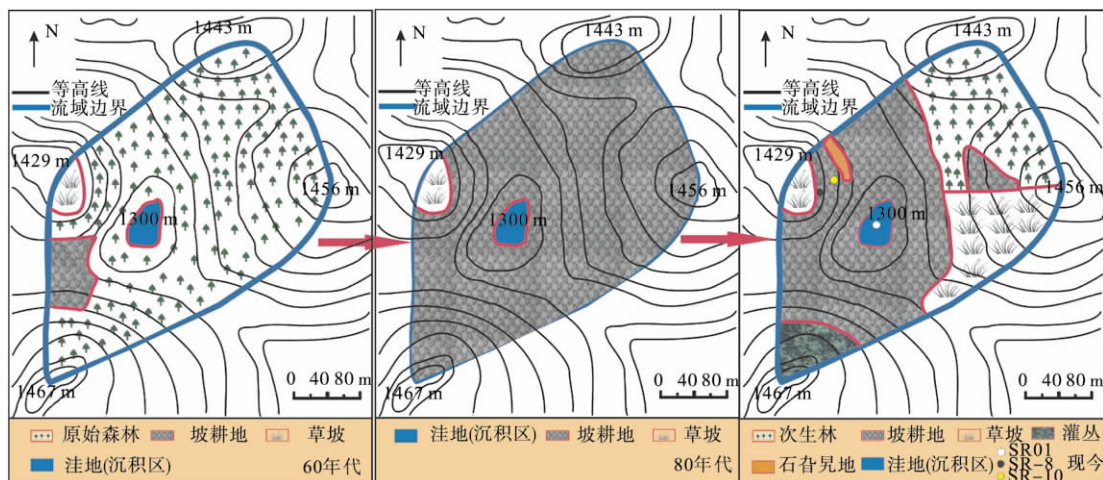


图2 不同时期的土地利用演变(修改自白晓永 2010)

Fig.2 Land use changes with different times

35~50 cm 的 SOC 的  $\delta^{13}\text{C}$  值分别为  $-8.2\text{‰}$ 、 $-13.6\text{‰}$  和  $-21.1\text{‰}$ , 即随着深度增加而显著降低, 土壤剖面上层比下层 SOC 的  $\delta^{13}\text{C}$  值偏重  $12.9\text{‰}$ ; 类似地, SR40 剖面中 0~20 cm 和 20~50 cm 的 SOC 的  $\delta^{13}\text{C}$  值分别为  $-10.9\text{‰}$  和  $-21.8\text{‰}$ , 上层  $\delta^{13}\text{C}$  值比下层重  $10.9\text{‰}$  (表 1)。可见 峰丛洼地部分坡耕地之前为  $\text{C}_3$  植被覆被, 随后  $\text{C}_3$  植被类型转变为现在  $\text{C}_3$  和  $\text{C}_4$  植被交替种植, 即土地利用类型发生了变化。

### 2.3 土地利用演变下的土壤侵蚀效应

图 3 显示, 在 SR01 样地的剖面中, 土壤有机碳含量从地表到 90~100 cm, 随着土壤深度的增加而快速降低, 并达到最低值, 100 cm 以下随深度变化不明显; 土壤有机碳稳定碳同位素值随土壤深度的变化特征显示, 整个剖面中, 总体上  $\delta^{13}\text{C}$  值随土壤深度的增加而逐渐偏重, 90~100 cm 的位置是增速的转折部位, 即 0~100 cm  $\delta^{13}\text{C}$  值随土壤深度的增加增速较快, 而 100 cm 以下变化较慢; 土壤有机质的 C/N 比值均小于 10, 约 100 cm 处的比值最低, 0~100 cm 则随土壤深度的增加而减小, 100 cm 以下总体上随土壤深度的增加而增大; 过剩  $^{210}\text{Pb}$  ( $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ) 的比活度在 0~100 cm 随着土壤深度的增加而降低, 100 cm 以下随土壤深度的变化尽管也有

些波动, 但总体上变化较小;  $^{137}\text{Cs}$  的比活度随土壤深度的变化非常规律, 从地表往下逐渐增加, 在 110 cm 左右出现最高值, 随后往下显著降低至接近于 0; 土壤粘粒含量在 0~100 cm 随着土壤深度的增加而增加, 100 cm 以下有些波动, 但是总体上变化不大。综上所述, 在 SR01 样地剖面中, 90~100 cm 处可能记录着某次突变事件。

通过图 3 中的 SR01 剖面中土壤有机碳含量随深度变化的特征, 以及上述实地调查等分析结果, 剖面 90~100 cm 处出现极低的土壤有机碳含量等特征可能是因为 20 世纪 60—70 年代之前洼地所受干扰较小且基本恒定, 之后洼地可能突然接受了含比例较高且较容易分解的轻质有机质土壤沉积。

在某一土壤剖面的沉积过程中, 其沉积速率基本不变, 且接受的有机碳来源变化不大, 即外界干扰恒定的“正常沉积剖面”, 其有机碳稳定碳同位素组成随土壤剖面深度的变化仅受恒定的土壤理化性质影响 (Ehleringer *et al.* 2000), 因此该变化曲线应该是圆滑的 (Krull *et al.* 2005; Krull & Bray 2005; Nair *et al.* 2010)。而 SR01 剖面中的土壤有机碳  $\delta^{13}\text{C}$  值随深度的变化并不完全如此 (图 3), 根据调查, 该洼地多年来一直是玉米 ( $\text{C}_4$  植物) 和油菜 ( $\text{C}_3$  植物)

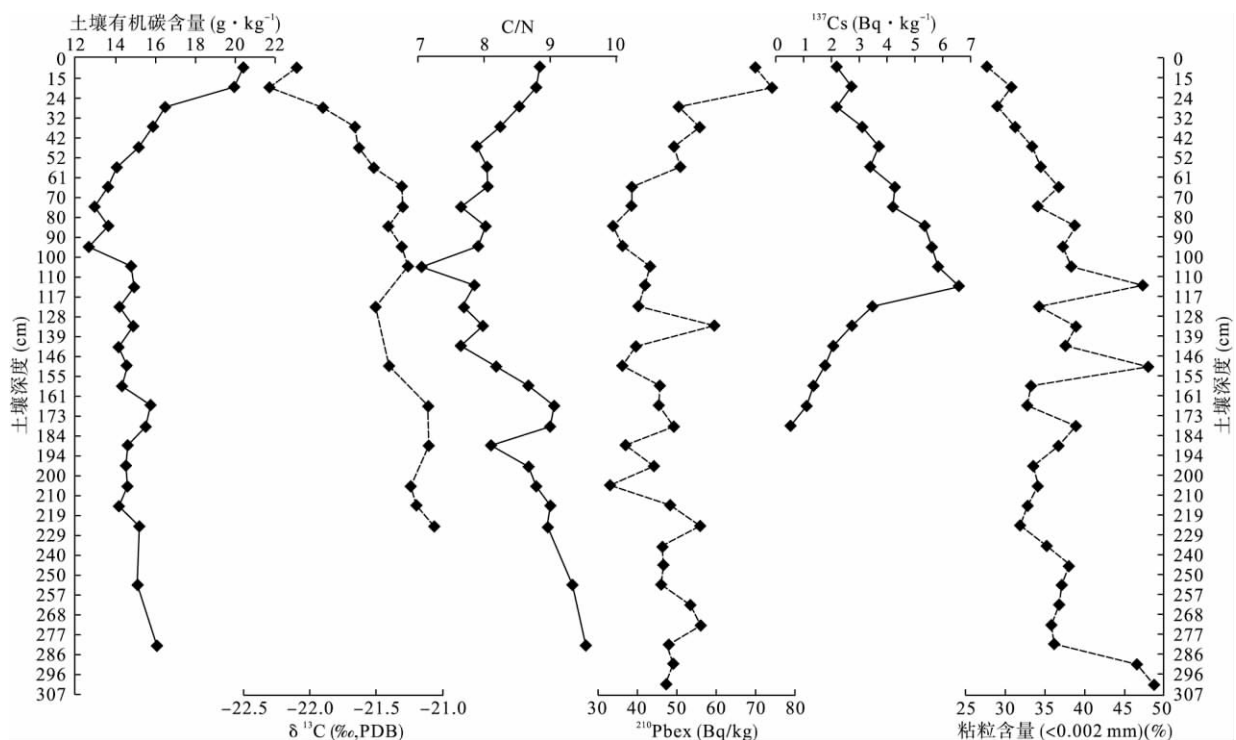


图 3 SR01 样地剖面中土壤各项指标的土壤深度分布特征

Fig. 3 Depth distribution of the indexes in the soil sampling profile of SR01

(土壤粘粒含量、 $^{137}\text{Cs}$  和  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  比活度数据均引自白晓永 (2010)。

交替种植,但除了表层(0~15 cm)土壤有机碳同位素值略偏正外,往下均随土壤深度的增加而偏正,且所有 $\delta^{13}\text{C}$ 值均在-21‰以上(图3)。可见,玉米等 $\text{C}_4$ 植物的种植对土壤有机碳的贡献较小。说明该洼地土壤有机碳除了部分来自于油菜等作物外,主要来自于洼地周围坡地的 $\text{C}_3$ 植物贡献,即洼地周围坡地水土流失是非常严重的。同时,也说明20世纪60—70年代之后洼地突然接受了含较低 $\delta^{13}\text{C}$ 值的轻质有机质沉积。

有机物的C/N是判断土壤是否容易分解的指标之一,通常认为该比值越大,越难分解(Paul & Clark, 2007; 王绍强和于贵瑞, 2008)。SR01剖面中土壤有机C/N约在100 cm处的比值达到最低,0~100 cm则随土壤深度的增加而减小,100 cm以下总体上随土壤深度的增加而增大,且比值均<10,表明整个剖面中的有机质均不易分解,而土壤有机质C/N在剖面中的分布特征总体与土壤有机碳含量一致(图3),表明,在整个剖面中,总氮随土壤深度的变化不明显,即该剖面中的C/N变化主要受控于有机质含量的变化,所以其指示的意义与有机质含量的相似。

地球表面 $^{137}\text{Cs}$ 沉降主要发生于20世纪50—70年代,其中1963年 $^{137}\text{Cs}$ 沉降量最大,这前后沉降量基本相当,尽管该土壤剖面受耕作的干扰,但是结合实地调查(详见2.1节)和同一剖面中的 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的比活度特征(剖面中的比活度非矩形形态),基本能判定出图3中 $^{137}\text{Cs}$ 比活度最高的点为1963年,即从地表往下至约110 cm的土壤是在1963年之后沉积的(白晓永, 2010)。土壤粘粒含量在土壤剖面110 cm深处的突然变化也进一步说明了在该段发生了突发事件(白晓永, 2010)。

#### 2.4 不同“源”、“汇”土地利用斑块格局下的土壤侵蚀效应 LCI 法分析

由于研究区的特殊性,难以利用传统的方法,如红外航片,为研究区的土地利用格局基本数据源,如对峰丛洼地分别在20世纪80年代以前、80年代之后以及现在3个时期的土地利用图或土地类型图进行编制,但这些数据对于利用Fragstats软件来算出的景观格局指数是必需的,从而导致了该峰丛洼地的土地利用格局特征分析受到技术方法上的阻碍。本研究借助稳定有机碳同位素和一些土壤性质特征指标(土壤粒径和有机碳含量等)示踪是现阶段最好的手段之一,但由于涉及因素繁多且过程错综复

杂,结果仍需进一步论证。

由于喀斯特地区具备得天独厚的“源”、“汇”斑块格局分布甚至其变化的历史记载,以及峰丛洼地内部土壤侵蚀和沉积过程的洼地土壤记录,应用景观空间负荷对比指数(LCI)方法可以对该地区典型“源”、“汇”景观斑块格局变化下的土壤侵蚀效应进行分析,特别是洼地监测点土壤侵蚀沉积量方便测出的情况下,即可计算出不同“源”、“汇”景观斑块格局下LCI的大小,即能预测出该研究区不同“源”、“汇”景观斑块格局下水土流失大小。该方法在非喀斯特地区成功应用过(杨孟等, 2007)。因此,根据“源”、“汇”景观理论,将峰丛洼地耕地和石旮旯地作为土壤侵蚀泥沙的“源”景观斑块,将次生林、草坡和灌丛为“汇”景观斑块,可以计算该峰丛洼地的景观空间负荷对比指数(LCI)(陈利顶等, 2003, 2006)。研究区“源”景观土地利用类型随相对高度、相对距离和运移距离的空间配置较差,因为其与洼地的相对高度、相对距离和运移距离较“汇”景观土地利用类型的大,导致其水土截留作用较小,但由于部分耕地为梯田式,因此其坡度的空间配置情况可以忽略。该峰丛洼地的“源”景观斑块对洼地土壤沉积的贡献大于“汇”景观斑块,最终根据LCI的计算公式(公式1)(杨孟等, 2007)。

$$LCI = \log \left\{ \frac{\sum_{i=1}^m S_{i\text{ODBC}} \times W_i \times P_{ci}}{\sum_{j=1}^n S_{j\text{OFBC}} \times W_j \times P_{cj}} \right\} \quad (1)$$

在不考虑各土地利用类型的贡献权重和组成比例,即仅考虑相对高度、相对距离和运移距离的格局指数,计算结果可能为正值,表明“汇”景观对流域的截流作用小于“源”景观的水土流失作用。假如“源”、“汇”景观土地利用格局位置交换,峰丛洼地LCI可能就会减小,“汇”景观对流域减缓水土流失的作用大于“源”景观,使土壤侵蚀趋于减少。

### 3 结 论

根据本文对洼地SR01剖面土壤有机碳含量、有机碳氮比、有机碳 $\delta^{13}\text{C}$ 值随深度的分布特征的分析,与之前研究中该剖面土壤 $^{137}\text{Cs}$ 比活度、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 比活度、粘粒(<0.002 mm)含量所占百分比(白晓永, 2010)相比较,以及实地的调查,初步判定,该洼地在土壤剖面约100 cm处记录到了洼地四周坡地上的森林遭受砍伐后变为耕地的事件,随后从坡地侵蚀下来的大量的土壤沉积于洼地底部;该事件之后



进入垦殖期,在洼地中交替种植玉米、油菜、大豆等农作物。即20世纪60—70代以前,洼地四周坡地曾大部分为 $C_3$ 植被,如今虽然部分坡地退耕还林还草,但是有相当一部分还是坡耕地,且洼地种植玉米等 $C_4$ 植物,因此,该峰丛洼地发生了植被由 $C_3$ 转变为 $C_4$ 再转变为混合植被类型的历史事件。

受时间条件所限,本研究存在一些不足之处,有待于数据的进一步补充,增加洼地内4个方位钻孔土壤剖面 and 侵蚀坡面的采样点和有机碳含量及其稳定同位素、有机碳氮比、土壤粒径和放射性核素 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 等数据分析,以期在不同方位的坡地上更加全面地反演土地利用演变历史。

#### 参考文献

- 白晓永. 2010. 贵州高原喀斯特山地土壤侵蚀特征与土壤允许流失量的研究(博士学位论文). 成都: 中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所.
- 陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 等. 2003. 基于“源-汇”生态过程的景观格局识别方法——景观空间负荷对比指数. 生态学报, **23**(11): 2406–2413.
- 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. 2006. “源”“汇”景观理论及其生态学意义. 生态学报, **26**(5): 1444–1449.
- 贾媛媛, 郑粉莉. 2004. LISEM 模型及其应用. 水土保持研究, **11**(4): 91–93, 120.
- 庞靖鹏, 刘昌明, 徐宗学. 2007. 基于 SWAT 模型的径流与土壤侵蚀过程模拟. 水土保持研究, **14**(6): 89–95.
- 王健, 田光进, 全泉, 等. 2010. 基于 CLUE-S 模型的广州市土地利用格局动态模拟. 生态学杂志, **29**(6): 1257–1262.
- 王绍强, 于贵瑞. 2008. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征. 生态学报, **28**(8): 3937–3947.
- 王世杰, 李阳兵. 2007. 喀斯特石漠化研究存在的问题与发展趋势. 地球科学进展, **22**(6): 573–582.
- 杨孟, 李秀珍, 杨兆平, 等. 2007. 岷江上游小流域景观格局对土壤侵蚀过程的影响. 应用生态学报, **18**(11): 2512–2519.
- 原立峰, 常春平, 张青峰. 2008. 基于元胞自动机的小流域侵蚀产沙模型研究. 水土保持通报, **28**(2): 85–89.
- 张信宝, 白晓永, 刘秀明. 2011. 洼地沉积的 $^{137}\text{Cs}$ 法断代测定森林砍伐后的喀斯特小流域土壤流失量. 中国科学: 地球科学, **41**(2): 265–271.
- 郑进军, 张信宝, 贺秀斌. 2007. 川中丘陵区坡耕地侵蚀空间分布的 WEPP 模型和 $^{137}\text{Cs}$ 法研究. 水土保持学报, **21**(2): 19–23.
- 周德全, 胡宝清, 廖赤眉, 等. 2005. 区域喀斯特 LUCC 研究的理论、方法与应用——以广西都安瑶族自治县为例. 广西师范学院学报(自然科学版), **22**(2): 59–64.
- de Roo APJ, Wesseling CG, Ritsema CJ. 1996. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I. Theory input and output. *Hydrological Processes*, **10**: 1107–1117.
- Ehleringer JR, Buchmann N, Flanagan LB. 2000. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. *Ecological Applications*, **10**: 412–22.
- Jiang Y, Li L, Groves C, et al. 2009. Relationships between rocky desertification and spatial pattern of land use in typical karst area, Southwest China. *Environmental Earth Sciences*, **59**: 881–890.
- Krull ES, Skjemstad JO, Burrows WH, et al. 2005. Recent vegetation changes in central Queensland, Australia: Evidence from  $\delta^{13}\text{C}$  and  $^{14}\text{C}$  analyses of soil organic matter. *Geoderma*, **126**: 241–259.
- Krull EG, Bray SS. 2005. Assessment of vegetation change and landscape variability by using stable carbon isotopes of soil organic matter. *Australian Journal of Botany*, **53**: 651–661.
- Latocha A. 2009. Land-use changes and longer-term human-environment interactions in a mountain region (Sudetes Mountains, Poland). *Geomorphology*, **108**: 48–57.
- Li Y, Shao J, Yang H, et al. 2009. The relations between land use and karst rocky desertification in a typical karst area, China. *Environmental Geology*, **57**: 621–627.
- Martinez-Casasnovas JA, Sanchez-Bosch I. 2000. Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Peneds-Anoia vineyard region (NE Spain). *Soil and Tillage Research*, **57**: 101–106.
- Meyer LD. 1984. Evolution of the universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, **39**: 99–104.
- Nair PKR, Nair VD, Kumar BM, et al. 2010. Chapter five-carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, **108**: 237–307.
- Nearing MA. 1989. A process-based soil erosion model for USDA: Water erosion prediction project technology. *Transactions of the ASABE*, **32**: 1587–1593.
- Overmars KP, de Koning GHJ, Veldkamp A. 2003. Spatial autocorrelation in multi-scale land use models. *Ecological Modelling*, **164**: 257–270.
- Paul EA, Clark FE. 2007. Soil Microbiology and Biochemistry (3rd edition). New York: Academic Press.
- Rai SC. 1998. Comparative assessment of runoff characteristics under different land use patterns within a Himalayan watershed. *Hydrological Processes*, **12**: 2235–2248.
- Renard KG. 1991. RUSLE: Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, **46**: 30–33.
- Schwartz D, Mariotti A, Lanfranchi R. 1986.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios of soil organic matter as indicators of vegetation changes in the Congo. *Geoderma*, **39**: 97–103.
- Vezina K, Bonn F, van Pham C. 2006. Agricultural land-use patterns and soil erosion vulnerability of watershed units in Vietnam's northern highlands. *Landscape Ecology*, **21**: 1311–1325.
- West A, Bond W, Midgley J. 2000. Soil carbon isotopes reveal ancient grassland under forest in Hluhluwe, KwaZulu-Natal. *South African Journal of Science*, **96**: 252–254.
- Wischmeier WH. 1976. Use and misused of the universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, **31**: 5–9.

作者简介 胡文帙,女,1986年4月生,硕士研究生。主要从事生态环境地球化学研究。E-mail: huwz956@sina.com  
责任编辑 魏中青