

# 喀斯特石漠化生态恢复过程中土壤质量变化分析 ——以古周生态恢复重建区为例

汪明冲<sup>1,2</sup>, 张新长<sup>1</sup>, 李辉霞<sup>2</sup>, 周红艺<sup>2</sup>, 魏兴琥<sup>2</sup>, 关共凑<sup>2</sup>

1. 中山大学地理科学与规划学院, 广东 广州 510275; 2. 佛山科学技术学院国土资源环境与旅游研究中心, 广东 佛山 528000

**摘要:** 石漠化最突出的特征是水土和养分的流失, 石漠化发展造成地表严重缺土。稀缺的土壤资源是生态恢复的重要限制性因素, 其中, 土壤质量是生态恢复重建的关键。研究石漠化生态恢复过程中土壤质量的变化特征, 对石漠化区的植被重建和土壤养分的调控与管理具有重要意义。以环江古周生态恢复重建区为研究区, 在野外调查和资料查阅的基础上, 在研究区内选取具有代表性的人工任豆 (*Zenia insignis*) 林, 分别在坡地和洼地按照石漠化的不同程度设置样地。采用野外取样与室内分析相结合的方法, 采集土壤样品。研究了潜在、轻度、中度和重度石漠化土地及其分层土壤的容重、含水量、pH 值、有机质 (SOM)、全氮 (TN)、全磷 (TP)、全钾 (TK)、碱解氮 (AN)、有效磷 (AP) 和速效钾 (AK) 等土壤质量要素的变化情况并对其进行分析。结果表明, (1) 石漠化生态恢复过程中, 植被系统的恢复促使生物量增加, 土壤有机质的来源变广, 土壤养分含量增多。(2) 石漠化生态恢复过程中, 土壤质量不断变好, 促进了地表植被的生长, 石漠化治理效果明显。因此, 土壤质量的向好与石漠化生态恢复过程形成相互促进的关系, 并在生态恢复方向和阶段上具有一致性和同步性。(3) 从重度石漠化到轻度石漠化, 坡地土壤全氮平均含量从 1.22 g·kg<sup>-1</sup> 上升到 1.88 g·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 54.10%; 洼地土壤全氮平均含量从 1.13 g·kg<sup>-1</sup> 上升到 1.36 g·kg<sup>-1</sup>, 增幅仅为 20.35%。坡地样地土壤碱解氮平均含量从 84.55 mg·kg<sup>-1</sup> 上升到 164.31 mg·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 94.33%; 洼地样地土壤碱解氮平均含量从 41.90 mg·kg<sup>-1</sup> 上升到 82.57 mg·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 97.06%。坡地样地土壤速效钾平均含量从 36.61 mg·kg<sup>-1</sup> 上升到 58.52 mg·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 59.85%; 洼地样地土壤速效钾平均含量从 15.02 mg·kg<sup>-1</sup> 上升到 28.09 mg·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 87.02%。(4) 研究区内石漠化生态恢复过程与土壤质量状况关系密切, 随着石漠化治理状况的好转, 土壤含水量、有机质、全氮、碱解氮、速效钾含量呈现出上升趋势, 土壤容重、pH 值减小, 土壤肥力增加。

**关键词:** 喀斯特; 石漠化生态恢复过程; 土壤质量; 人工任豆林

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2016.06.006

**中图分类号:** X171.4

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1674-5906 (2016) 06-0947-09

**引用格式:** 汪明冲, 张新长, 李辉霞, 周红艺, 魏兴琥, 关共凑. 喀斯特石漠化生态恢复过程中土壤质量变化分析——以古周生态恢复重建区为例[J]. 生态环境学报, 2016, 25(6): 947-955.

WANG Mingchong, ZHANG Xinchang, LI Huixia, ZHOU Hongyi, WEI Xinghu, GUAN Gongcou. An Analysis of Soil Quality Changes in the Process of Ecological Restoration in Karst Rocky Desertification Area: A Case Study in Karst Ecological Restoration and Rehabilitation Region of Guzhou Village [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(6): 947-955.

我国西南喀斯特区域在全球三大喀斯特集中分布区中连片裸露碳酸盐岩面积最大, 是青藏高原隆起在南亚大陆亚热带气候区形成的一个海拔梯度大、地势格局复杂、生态脆弱的独特环境单元 (Sweeting, 1995; 王世杰等, 2007)。喀斯特生态系统的脆弱性决定了其具有易损性和退化后的难恢复性, 是我国西部生态建设中面临的十分突出的地域环境问题, 也是西南喀斯特区域可持续发展的主要障碍之一 (黄秋昊等, 2007)。

石漠化过程主要包括植被退化、土壤退化以及小气候环境的退化 3 个方面, 小气候环境的退化是植被和土壤退化的结果, 土壤的退化因植被退化

(vegetation degradation) 所致 (王德炉等, 2004)。喀斯特石漠化的外部表现是植被退化, 而内在表现则为土壤质量恶化。

研究表明, 喀斯特石漠化是以人为活动为主导因素而引起的环境恶化和土地退化过程; 有关部门统计数据表明人为因素在石漠化的成因中占到 62.4% (童立强等, 2013)。人为活动破坏了喀斯特地区脆弱的生态平衡, 从而导致整个自然生态环境逆向演替, 向着石漠化方向发展。我国西南喀斯特地区具有富足的水热条件和丰富的种质资源库, 只要排除或减少人为干扰, 喀斯特石漠化地区在一定时期内有足够的进行自然修复 (涂成龙等,

**基金项目:** 国家自然科学基金项目 (41401108); 中国教育部人文社会科学研究规划基金项目 (13YJAZH041)

**作者简介:** 汪明冲 (1980 年生), 男, 讲师, 博士研究生, 主要研究方向为环境遥感与 GIS 应用。E-mail: wangmc@126.com

**收稿日期:** 2016-03-13

2004)。因此,生态环境的恢复成为当前喀斯特地区的首要任务,退耕还林等植被恢复措施被大力推广(唐政等,2014)。土壤质量的恢复是生态恢复的重要组成部分,研究喀斯特土地在石漠化过程中的质量变化及其与石漠化程度的关系,对深入了解生态环境的恢复过程具有重要意义,也是研究喀斯特石漠化发生规律及其动力学机制的基础和重要环节(李孝良,2011;唐政等,2015)。

黄玉清等(2006)研究认为任豆树(*Zenia insignis*)在生境恶劣的喀斯特地区具有很好的适应性,对藤灌植物具有适当遮荫作用。刘永贤等(2014)研究认为在棕色石灰性土壤上种植任豆树效果比较好,其林下土壤的有机质、全氮、全磷、碱解氮、速效磷、速效钾和CEC含量均较高。梁瑞龙等(2015)认为任豆树耐旱、适应石灰岩钙质土生境,对土壤适应性较强,是我国南方石灰岩地区的常见树种,是岩溶地区石漠化治理最主要的树种。

一些学者(罗红波等,2007;黄金国等,2008;李森等,2010;黄金国等,2012;张伟等,2013)已对喀斯特石漠化过程中土地生物生产力的退化作了研究,但对石漠化生态恢复过程中土壤质量变化方面的研究较少。因此,从喀斯特生态环境特点出发,对石漠化生态恢复过程中的不同阶段土壤质量演变特征进行研究,对喀斯特土地石漠化的综合治理具有重要的意义。本文通过对河池市古周村喀斯特生态重建区人工任豆林不同石漠化程度的土壤进行采样,分析其土壤理化性质变化特征,探讨喀斯特地区人工任豆林对石漠化生态恢复过程中土壤质量变化的响应,以期对喀斯特石漠化生态重建区的土壤资源利用与水土保持提供科学依据。

## 1 研究区概况

研究区位于广西环江毛南族自治县下南乡西南部古周村的生态重建试验示范区(24°55'N, 107°57'E)。古周示范区为典型的峰丛洼地地貌,地形起伏较大,最低点海拔为376 m,与最高点海拔

相差440 m。该地区为亚热带季风气候,雨热充沛,多年平均降雨量为1389.1 mm,但降雨季节分配不均;雨季平均持续130~140 d,集中在4—9月,常出现涝灾。旱季为10月至次年3月,降雨量少,常出现季节性干旱。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;太阳总辐射在33414~41314 KJ·cm<sup>-2</sup>之间。年平均气温约为19.9℃,多年平均气温16.5~20.5℃。研究区的土壤主要为碳酸盐岩发育而来的钙质石灰土,分布极不均匀,基岩广泛出露,部分地段裸岩率可达80%以上。土地总面积186.7 hm<sup>2</sup>,其中耕地17.4 hm<sup>2</sup>,主要分布在洼地中;以旱作耕地为主,有较长的耕作历史,耕地以玉米、大豆、牧草为主,且以农户为单位进行耕作管理,人口压力大。洼地平均土层深度约100 cm,以种植玉米和大豆为主。山地次之,25°以上坡地占80%以上,平均土层深度20~40 cm。由于人为干扰强烈,研究区坡地植被退化严重,以灌木、藤本以及蕨类为主,乔木较少,森林覆盖率低,水土流失严重,石漠化趋势明显,生态环境十分脆弱,属国家移民迁出区和西部“退耕还林还草区”。经过近10年的恢复重建,森林覆盖率从过去的13%提高到50%左右(张继光等,2006;张伟等,2006;梁月明等,2013)。

## 2 材料与方法

### 2.1 样地选择及采样

本研究综合现有岩溶石漠化程度的划分标准(李森等,2007;王金华等,2007;王兮之等,2007),并结合研究区石漠化生态恢复过程中的自然概况和景观特征,确定了研究区石漠化生态恢复过程中石漠化程度划分标准(如表1)。为了深入的了解不同程度石漠化的土壤质量变化情况,于2014年12月18日在古周移民迁出示范区选择母质条件(碳酸盐岩)、灌草植被条件,以及坡向、坡度、海拔等地形条件基本相同或者相似的人工任豆林洼地为研究对象,分别选取了潜在、轻度、中度和重度石漠化4个等级的8 m×8 m的样方各3个,共12个样方;同样,在条件基本相同的坡地分别选

表1 古周石漠化程度分级标准

Table 1 The classification standards of rocky desertification in Guzhou karst area

石漠化等级 Rocky desertification gradient	基岩裸露率 Exposing rate of rock/%	植被+土被覆盖率 Vegetation + soil coverage/%	景观特征 Landscape Characteristics
潜在石漠化 Rocky desertification of potential	<30	>70	无石质荒漠化景观 Non- landscape of rocky desertification
轻度石漠化 Slight rocky desertification	30~50	50~70	石质荒漠化景观不显著 Landscape of rocky desertification is not significant
中度石漠化 Moderate rocky desertification	50~80	20~50	石质荒漠化景观较明显 More evidently landscape of rocky desertification
重度石漠化 Severe rocky desertification	>80	0~20	类似石质荒漠景观 Similar-landscape of rocky desertification

取了轻度、中度和重度石漠化 3 个等级的 8 m×8 m 的样方各 3 个, 共 9 个样方。野外采样时, 在每个样方内沿着样方的对角线每隔 1 m 采集土壤样品(裸露岩石地不采样), 作为 1 个采样点。每个样方内每层所有土样采集完成后再混合, 然后用四分法取样, 样品带回实验室风干, 过筛, 以备室内分析测定。

土壤容重和土壤含水量按照每个采样点分别采集 0~10 cm 层和 10~20 cm 层的样品, 其中洼地 0~10 cm 层 168 个样品, 坡地 0~10 cm 层 96 个样品, 共 264 个样品; 洼地 10~20 cm 层 90 个样品, 坡地 10~20 cm 层 30 个样品, 共 120 个样品; 总计 384 个。土壤有机质(SOM)、全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)、碱解氮(AN)、有效磷(AP)和速效钾(AK)采样时, 洼地 12 个样方按照每个采样点分别采集 0~5 cm 层 168 个样品、5~10 cm 层 132 个样品、10~20 cm 层 90 个样品、20~40 cm 层 48 个样品, 共 438 个样品; 坡地 9 个样方按照每个采样点分别采集 0~5 cm 层 96 个样品、5~10 cm 层 54 个样品、10~15 cm 层 30 个样品、15~20 cm 层 24 个样品、20~40 cm 层 18 个样品, 共 222 个样品; 总计 660 个。

## 2.2 样品及数据处理方法

测定土壤容重、土壤含水量、pH 值、土壤有机质(SOM)、全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)、碱解氮(AN)、有效磷(AP)和速效钾(AK), 共计 11 个指标。其中, 土壤容重采用环刀法; 土壤含水量用烘干法测定, 即土壤含水量=(烘干前铝盒及土样质量-烘干后铝盒及土样质量)/(烘干后铝盒及土样质量-烘干空铝盒质量)×100%; pH 值采用玻璃电极法测定(奚旦立等, 2010), 仪器是 pH SJ-3F 型酸度计(上海精密科学仪器厂生产)。土壤有机质(SOM)采用重铬酸钾氧化-外加热法测定; 全氮(TN)采用碳氮仪测定, 全磷(TP)采用 NaOH 熔融-钼锑抗显色-紫外分光光度法测定; 全钾(TK)采用 NaOH 熔融-原子吸收法测定; 碱解氮(AN)采用碱解-扩散法测定; 有效磷(AP)采用 0.5 mol·L<sup>-1</sup> NaHCO<sub>3</sub> 提取-钼锑抗显色-紫外分光光度法测定; 速效钾(AK)采用 NH<sub>4</sub>Ac 浸提-原子吸收法测定(鲍士旦, 2013)。

土壤容重(g·cm<sup>-3</sup>)采用环刀取样, 在洼地和坡地的每个石漠化等级样地内用环刀法在 0~10 cm 层和 10~20 cm 层各采集 3 个重复的土壤样品, 用烘干法测定土壤容重, 求平均值作为样地容重。土壤含水量同样在 0~10 cm 层和 10~20 cm 层各采集 3 个重复的土壤样品。

采用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 进行数据分析。

## 3 结果与分析

### 3.1 土壤物理特征分析

土壤物理性质的评价指标包括质地、容重、含水量、入渗速率和田间持水量等。本文选取土壤容重和土壤含水量 2 个指标进行分析。

由图 1 可知, 洼地和坡地的土壤容重基本均随石漠化的改善而减小, 重度石漠化的土壤容重反而比中度的略小; 表层(0~10 cm)土壤容重均大于 10~20 cm 土层土壤容重。洼地表层(0~10 cm)土壤容重变化范围 0.91~0.97 g·cm<sup>-3</sup>, 10~20 cm 土层土壤容重变化范围 0.87~0.92 g·cm<sup>-3</sup>; 坡地表层(0~10 cm)土壤容重变化范围 0.89~0.99 g·cm<sup>-3</sup>, 10~20 cm 土层土壤容重变化范围 0.77~0.96 g·cm<sup>-3</sup>。总体来讲, 坡地的土壤容重比洼地的变化大, 但是差异不显著, 最大差值为 0.19 g·cm<sup>-3</sup>。

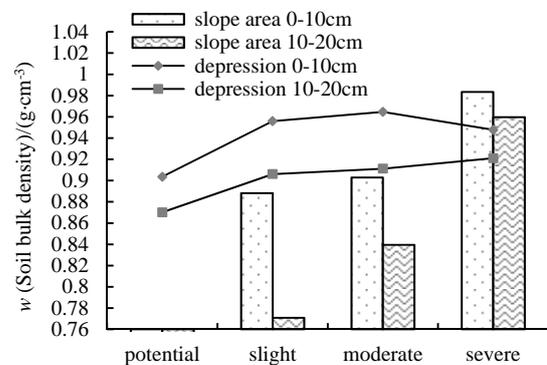


图 1 土壤容重在石漠化过程中的变化

Fig. 1 Changes of soil bulk density in rocky desertification process

分析结果认为, 石漠化过程中的人类活动渐强, 土壤砂粒流失量增大, 粘粒淀积在土壤下部, 土壤容重也逐渐增加。

由图 2 可知, 洼地土壤含水量在不同石漠化程度下均表现为 10~20 cm 土层高于 0~10 cm 土层。表层(0~10 cm)含水量不稳定, 变化较大, 变幅达 3.48%; 10~20 cm 土层土壤含水量变化程趋于缓和, 仅为 1.89%; 随着石漠化的改善, 土壤含水量逐步上升。坡地土壤含水量在不同石漠化程度土壤中的垂直变化不尽相同, 轻度和中度石漠化的土壤含水量表现为 0~10 cm 土层高于 10~20 cm 土层, 重度石漠化的土壤含水量则相反, 表现为 10~20 cm 土层高于 0~10 cm 土层。表层(0~10 cm)含水量变化较 10~20 cm 层小, 上、下两个土层土壤含水率变幅分别为 4.31%、7.86%。

总体来看, 不同石漠化程度下, 坡地土壤含水率较洼地差异大。

分析结果认为, 石漠化过程中的人类活动渐强, 土壤砂粒流失量增大, 粘粒淀积在土壤下部,

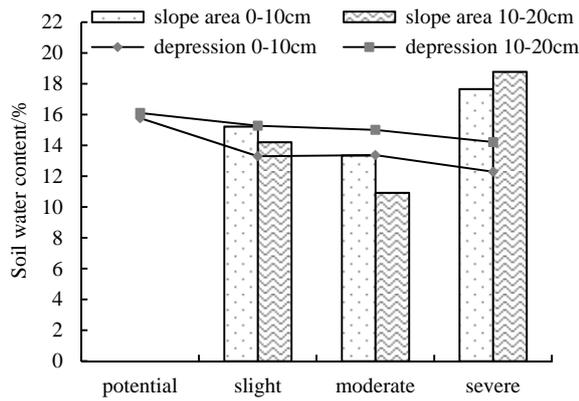


图2 土壤含水量在石漠化过程中的变化

Fig. 2 Changes of soil water content in rocky desertification process

土壤空隙变小, 土壤含水量也逐渐减少。

总体来看, 不同石漠化程度下, 坡地土壤含水率较洼地差异大。

分析结果认为, 石漠化过程中的人类活动渐强, 土壤砂粒流失量增大, 粘粒淀积在土壤下部, 土壤空隙变小, 土壤含水量也逐渐减少。

### 3.2 土壤化学特征分析

土壤化学性质的评价指标包括 pH 值、碱解氮、有效磷、速效钾和阳离子交换量等。本文选取 pH 值, 全氮 (TN), 全磷 (TP), 全钾 (TK), 碱解氮 (AN), 有效磷 (AP) 和速效钾 (AK) 等 7 个指标进行分析。

#### 3.2.1 土壤 pH 值变化

土壤 pH 值是土壤重要的化学性质之一, 可影响几乎所有养分的有效性, 或者毒害物质的活性, 也影响到土壤中微生物的数量、组成和活性, 从而影响到土壤中物质的转化, 因此它是土壤化学性质中最为综合和重要的特征 (卢瑛等, 2005; 徐建明, 2010)。

由表 2 可知, 石漠化严重地区相对轻度石漠化 pH 值偏高, 重度石漠化的土壤生态环境恶劣, 岩石裸露率高, 易受碱性地质背景的影响。相反, 轻度石漠化植被覆盖率高, 随着植覆盖率的增加, 植

被覆盖下的生物活动频繁, 微生物生长运动较快, 土壤生物死亡后的残体被分解成酸性物质储存在土壤中, 导致土壤偏酸性。由表 2 可知, 石漠化地区土壤 pH 值基本偏酸性, 大部分 pH 在 6.36~6.91, 这与刘永贤等 (2014) 所测的广西河池大化县七百弄乡的人工任豆林下的土壤 pH 值接近。人工任豆林下土壤 pH 值偏酸性, 这说明任豆林对于石漠化的改善是非常明显的, 生态恢复效果好。

#### 3.2.2 土壤氮素含量变化

氮素是植物必需营养元素之一, 主要来源于生物固氮。在喀斯特土壤中 90% 以上以有机态存在, 石漠化造成土壤有机质丧失, 土壤氮素供应能力下降。全氮含量通常用于衡量土壤氮素的基础肥力, 其含量与土壤有机质的含量有密切的相关性 (吕桂芬等, 2010)。土壤中的水解性氮又称有效性氮, 也叫碱解氮。它能反映近期内土壤氮素的供应情况, 包括无机态氮 (铵态氮、硝态氮) 和一部分易分解的有机态氮 (氨基酸、酰胺态氮), 与有机质含量及熟化程度有着密切的关系。土壤碱解氮量与作物生长关系密切, 因此它在推荐施肥中意义更大。

由表 3 可知, 随着石漠化生态环境的恢复, 坡地土壤全氮含量上升趋势比洼地土壤明显。从重度石漠化到轻度石漠化, 坡地土壤全氮平均含量从  $1.22 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升到  $1.88 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 增幅为 54.1%; 洼地土壤全氮平均含量从  $1.13 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升到  $1.36 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 增幅为 20.35%。表层土壤 (小于 10 cm) 全氮含量坡地比洼地变化大, 深层土壤 (大于 10 cm) 变化差异不大。

随着石漠化生态环境的恢复, 洼地土壤碱解氮含量上升趋势比坡地土壤稍微大些。从重度石漠化到轻度石漠化, 坡地样地土壤碱解氮平均含量从  $84.55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升到  $164.31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 增幅为 94.33%; 洼地样地土壤碱解氮平均含量从  $41.90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升到  $82.57 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 增幅为 97.06%。表层土壤 (小于 5 cm) 碱解氮含量洼地比坡地变化大, 深层土壤 (大于 5 cm) 则是坡地比洼地变化大。

表 2 pH 值在石漠化过程中的变化

Table 2 Changes of pH value in rocky desertification process

石漠化等级	潜在石漠化	轻度石漠化	中度石漠化	重度石漠化	
Rocky desertification gradient	Rocky desertification of potential	Slight rocky desertification	Moderate rocky desertification	Severe rocky desertification	
洼地	0~5 cm	6.81	6.62	6.36	6.88
	5~10 cm	6.58	6.80	6.76	6.91
Depression area	10~20 cm	6.68	7.07	6.57	7.23
	20~40 cm	6.61	6.75	6.65	6.85
坡地	0~5 cm	-	6.77	6.63	6.83
	5~10 cm	-	6.75	6.37	7.01
	10~15 cm	-	6.73	6.44	6.81
	15~20 cm	-	6.66	6.81	6.91
	20~40 cm	-	7.03	6.54	6.80

表 3 土壤氮素含量在石漠化过程中的变化

Table 3 Changes of soil total nitrogen and available nitrogen in different rocky desertification degrees

石漠化等级 Rocky desertification gradient		潜在石漠化 Rocky desertification of potential	轻度石漠化 Slight rocky desertification	中度石漠化 Moderate rocky desertification	重度石漠化 Severe rocky desertification	重度到轻度变化 Change from slight to severe/%	
全氮量 Total nitrogen/(g·kg <sup>-1</sup> )	0~5 cm	1.98	1.80	1.58	1.90	-5.26	
	洼地 Depression area	5~10 cm	1.33	1.34	1.32	1.38	-2.90
	10~20 cm	1.25	1.31	1.08	0.71	84.51	
	20~40 cm	1.00	0.98	0.91	0.52	88.46	
	平均值 Average	1.39	1.36	1.22	1.13	20.35	
	0~5 cm	-	2.15	1.92	1.75	22.86	
	5~10 cm	-	2.03	1.89	1.21	67.77	
	坡地 Slope area	10~15 cm	-	1.87	1.59	1.28	46.09
	15~20 cm	-	1.84	1.39	1.04	76.92	
	20~40 cm	-	1.53	1.41	0.82	86.59	
平均值 Average	-	1.88	1.64	1.22	54.10		
碱解氮含量 Available nitrogen/(mg·kg <sup>-1</sup> )	0~5 cm	156.83	189.93	100.07	49.62	282.77	
	洼地 Depression area	5~10 cm	142.68	45.40	68.97	54.39	-16.53
	10~20 cm	139.24	61.49	14.66	27.21	125.98	
	20~40 cm	6.98	33.46	29.99	36.39	-8.05	
	平均值 Average	111.43	82.57	53.42	41.90	97.06	
	0~5 cm	-	214.65	186.03	183.28	17.12	
	5~10 cm	-	197.34	110.92	94.24	109.40	
	坡地 Slope area	10~15 cm	-	172.12	67.61	62.84	173.90
	15~20 cm	-	129.24	32.20	53.82	140.13	
	20~40 cm	-	108.17	81.78	28.60	278.22	
平均值 Average	-	164.31	95.71	84.55	94.33		

### 3.2.3 土壤磷素含量变化

磷素是植物必需营养元素之一, 土壤磷主要来自含磷矿物的分解和人类施肥(魏亚伟等, 2010), 但在土壤中的扩散速率较小(Smith, 2002)。由于地质背景的制约, 石灰土高钙含量和高 pH 导致能直接被植物吸收利用的有效磷被土壤矿物紧密结合, 从而导致生物有效性降低(Bertrand et al., 1999; Zhu et al., 2002), 故喀斯特地区出现大面积磷贫乏(刘方等, 2005), 常成为植物生长的限制因子。因此, 土壤磷是喀斯特地区生态恢复的重要限制因子之一。

研究区土壤有效磷含量没有明显的变化规律, 大部分采样点为检测出有效磷, 即使有检出, 含量也偏低。虽然全磷和有效磷并不完全相关, 但也反映了土壤潜在的供磷能力。由表 4 可知, 随着石漠化生态环境的恢复, 土壤全磷的变化平缓, 从重度石漠化到轻度石漠化, 洼地样地土壤全磷平均含量从 0.27 g·kg<sup>-1</sup> 增加到 0.33 g·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 22.22%; 坡度样地土壤全磷平均含量从 0.36 g·kg<sup>-1</sup> 增加到 0.47 g·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 30.56%。从结果来看, 研究区全磷含量相对较低。

从土层来看, 随着石漠化生态环境的恢复, 洼地土壤全磷含量除 5~10 cm 层外, 都呈现上升趋势; 坡度土壤全磷含量除 0~5 cm 层呈现显著的持续上升趋势外, 其他各层变化趋势不一。

### 3.2.4 土壤钾素含量变化

钾素是植物生长所必需的营养养分之一, 植物

所能利用的钾是速效性钾, 它能真实反映土壤中钾素的供应情况(Peter, 1991; Jim, 1998), 全钾则反映了土壤钾素的潜在供应能力。

由表 5 可知, 随着石漠化生态环境的恢复, 土壤全钾含量呈上升趋势, 但不明显, 洼地土壤全钾平均含量从重度石漠化土壤的 3.00 g·kg<sup>-1</sup> 上升到轻度石漠化土壤的 3.53 g·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 17.67%; 坡度土壤全钾平均含量从重度石漠化土壤的 4.04 g·kg<sup>-1</sup> 上升到轻度石漠化土壤的 4.29 g·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 6.19%。研究区土壤全钾含量基本都低于 5.00 g·kg<sup>-1</sup>, 处于很低的水平。从土层来看, 随着石漠化生态环境的恢复, 坡度 0~5 cm 层呈现显著的持续上升趋势, 5~10 cm 层呈现缓慢的持续上升趋势, 其他层变化趋势不一致; 洼地各土层变化趋势不一致。

随着石漠化生态环境的恢复, 土壤速效钾含量呈现出显著上升趋势, 洼地土壤全氮含量上升趋势比坡度明显。从重度石漠化到轻度石漠化, 坡度样地土壤速效钾平均含量从 36.61 mg·kg<sup>-1</sup> 上升到 58.52 mg·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 59.85%; 洼地样地土壤速效钾平均含量从 15.02 mg·kg<sup>-1</sup> 上升到 28.09 mg·kg<sup>-1</sup>, 增幅为 87.02%。但不同石漠化发展阶段, 土壤速效钾含量的变化差异明显, 从轻度到中度石漠化阶段降幅较小, 而从中度到重度石漠化阶段降幅较大。

从土层来看, 随着石漠化的改善, 坡度土壤速效钾含量在 0~5 cm 层呈现显著的持续上升趋势, 在 5~10 cm 层呈现缓慢的持续上升趋势, 其他层变化趋势不一致; 洼地各层变化趋势不一致。

表4 土壤磷素含量在石漠化过程中的变化

Table 4 Changes of soil total phosphorus and available phosphorus in different rocky desertification degrees

石漠化等级 Rocky desertification gradient		潜在石漠化 Rocky desertification of potential	轻度石漠化 Slight rocky desertification	中度石漠化 Moderate rocky desertification	重度石漠化 Severe rocky desertification	重度到轻度变化 Change from slight to severe/%	
全磷量 Total phosphorus/(g·kg <sup>-1</sup> )	0~5 cm	0.38	0.28	0.24	0.23	21.74	
	洼地 Depression area	5~10 cm	0.25	0.45	0.15	0.43	4.65
	10~20 cm	0.51	0.36	0.24	0.26	38.46	
	20~40 cm	0.38	0.22	0.20	0.16	37.50	
	平均值 Average	0.38	0.33	0.21	0.27	22.22	
	0~5 cm	-	0.71	0.57	0.50	42.00	
	5~10 cm	-	0.27	0.91	0.08	237.50	
	坡地 Slope area	10~15 cm	-	0.49	0.48	0.50	-2.00
	15~20 cm	-	0.69	0.43	0.35	97.14	
	20~40 cm	-	0.19	0.65	0.37	-48.65	
平均值 Average	-	0.47	0.61	0.36	30.56		
有效磷含量 Available phosphorus/(mg·kg <sup>-1</sup> )	0~5 cm	0.00	0.00	0.00	0.48	-	
	洼地 Depression area	5~10 cm	0.00	0.00	0.00	0.00	-
	10~20 cm	0.00	18.85	0.00	0.00	-	
	20~40 cm	0.00	0.00	0.00	0.00	-	
	0~5 cm	-	4.53	7.43	0.00	-	
	5~10 cm	-	3.14	8.33	0.00	-	
	坡地 Slope area	10~15 cm	-	0.00	2.76	0.00	-
	15~20 cm	-	0.35	3.51	0.00	-	
	20~40 cm	-	4.52	1.24	16.88	-73.22	
	平均值 Average	-	-	-	-	-	

表5 土壤钾素含量在石漠化过程中的变化

Table 5 Changes of soil total potassium and available potassium in different rocky desertification degrees

石漠化等级 Rocky desertification gradient		潜在石漠化 Rocky desertification of potential	轻度石漠化 Slight rocky desertification	中度石漠化 Moderate rocky desertification	重度石漠化 Severe rocky desertification	重度到轻度变化 Change from slight to severe//%	
全钾量 Total potassium/(g·kg <sup>-1</sup> )	0~5 cm	3.12	3.52	1.78	2.85	23.51	
	洼地 Depression area	5~10 cm	2.02	3.07	3.13	2.50	22.80
	10~20 cm	1.81	3.94	2.66	3.35	17.61	
	20~40 cm	2.24	3.62	3.16	3.30	9.70	
	平均值 Average	2.30	3.53	2.68	3.00	17.67	
	0~5 cm	-	4.66	4.05	2.47	88.66	
	5~10 cm	-	5.06	4.55	4.40	15.00	
	坡地 Slope area	10~15 cm	-	2.83	4.05	4.07	-30.47
	15~20 cm	-	4.18	4.28	4.46	-6.28	
	20~40 cm	-	4.74	4.46	4.81	-1.46	
平均值 Average	-	4.29	4.28	4.04	6.19		
速效钾含量 Available potassium/(mg·kg <sup>-1</sup> )	0~5 cm	41.90	65.69	23.92	40.79	61.04	
	洼地 Depression area	5~10 cm	14.10	15.85	31.15	19.30	-17.88
	10~20 cm	12.22	15.45	16.26	0.00	-	
	20~40 cm	7.47	15.39	10.42	0.00	-	
	平均值 Average	18.92	28.09	20.44	15.02	87.02	
	0~5 cm	-	66.89	83.34	69.14	-3.25	
	5~10 cm	-	60.28	47.25	30.09	100.33	
	坡地 Slope area	10~15 cm	-	56.09	49.03	16.70	235.87
	15~20 cm	-	56.12	44.91	34.17	64.24	
	20~40 cm	-	53.24	44.14	32.96	61.53	
平均值 Average	-	58.52	53.73	36.61	59.85		

### 3.3 土壤生物特征分析

土壤生物方面的评价指标包括土壤有机质(SOM)、土壤有机碳(SOC)、微生物量、C/N比、土壤呼吸量、土壤酶等。本文选取土壤有机质指标进行分析。

土壤有机质是指存在于土壤中的所有含碳有机化合物,主要包括土壤中各种动物、植物残体,微生物体及其分解和合成的各种有机化合物(孙向

阳,2005)。尽管土壤有机质的含量只占土壤总量的很小一部分(一般为1%~20%),却是决定土壤多种功能表现的最重要成分,对土壤结构的形成、土壤养分的释放、土壤吸附和缓冲功能、土壤微生物的活动、侵蚀性及土壤保水性能都起着至关重要的作用(刘晓冰等,2002;李文芳等,2004;徐建明,2010)。因此,有机质含量在土壤评价中是不可或缺的指标。土壤有机质是土壤的重要组成部分,

是土壤肥力的物质基础，也是土壤质量评价最常用的生物学指标。

由表 6 可知，随着石漠化生态环境的恢复，土壤有机质含量持续上升，坡地比洼地上升趋势明显。从重度石漠化到轻度石漠化，坡地样地土壤有机质平均含量从  $6.41 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升到  $22.73 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，增幅为 254.60%；洼地样地土壤有机质平均含量从  $12.36 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升到  $13.23 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，增幅仅为 7.04%。坡地中轻度石漠化的土壤有机质平均含量是重度石漠化的土壤有机质平均含量的 1.31 倍。其原因可能是喀斯特植被退化造成生物量下降，使土壤有机质的来源减少；同时由于生境向旱生方向演变，土壤有机质分解速度加快，含量迅速降低。洼地的土壤有机质平均含量随着石漠化生态环境的恢复变化不大，表层土壤（0~5 cm）上升趋势明显，深层土壤（大于 5 cm）变化差异不大。

#### 4 讨论

石漠化过程中植被退化、丧失是最为直观和敏感的现象，植被系统被人为破坏后，植被向土壤输送的养分减少或完全中断，土壤表层的枯枝落叶也因植被的破坏而流失，表层土壤中丰富的有机质和氮、磷、钾等养分随之流失，土壤-植被系统的养分平衡被打破，整个系统向逆向演替的方向发展（赵中秋等，2006）。

在石漠化生态环境的恢复过程中，有机质的含量呈显著上升趋势。随土壤有机质变化，土壤全氮、速效氮、速效钾也发生相应变化，并与有机质变化呈显著线性相关（王晶等，2010）。喀斯特植被系统的恢复促使生物量增加，土壤有机质的来源变广，土壤养分含量增多。

根据全国第二次土壤普查养分分级标准（全国土壤普查办公室，1992），喀斯特洼地不同石漠化阶段的土壤平均有机质含量均仅达到四级水平，坡地轻度、中度和重度石漠化土壤平均有机质含量分

别达到三、四和五级水平；无论坡地还是洼地，其表层土壤的有机质含量基本可以达到三级甚至二级水平；研究区表层土壤的有机质含量比较高。研究区不同石漠化阶段的全氮平均量都处于二级或者三级水平，表层土壤的全氮量都处在二级以上，个别甚至达到一级水平；研究区大部分石漠化程度低的表层土壤的碱解氮含量达到一级水平；研究区氮素水平偏高。研究区洼地不同石漠化阶段的平均土壤全磷量和表层土壤全磷量基本处于四级和五级的低水平，坡地仅表层土壤的全磷量可达到二、三级的水平；有效磷量基本处于更低水平的五、六级，少数处于三、四级水平；研究区磷素含量总体偏低，显著低于全球平均水平（ $2.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ），与全国土壤普查结果相符（全国土壤普查办公室，1993；Zhang et al., 2005）。研究区土壤全钾量均处于很低的六级水平；速效钾含量相对高些，虽然洼地大部分还处于很低的六级水平，但洼地表层土壤的速效钾含量处于五级或四级水平，坡地土壤速效钾含量基本处于四级水平；研究区钾素含量总体偏低。

喀斯特人工任豆林土壤总体养分含量较高，特别是其林下表层土壤的总体养分含量较高。这是因为研究区处于亚热带，温湿条件极有利于生物繁衍和生长，生物“自肥”作用强烈，同时气候条件加速了岩石溶蚀、风化以及土壤形成和发育进程（俞月凤等，2014）。广西是我国石漠化较严重的地区之一，近年来通过大量营造人工林，使石漠化趋势得到有效遏制，全省石漠化土地面积 6 年净减 19%，在西南 8 省区中减幅最大（广西林业厅，2012）。研究区人工任豆林的有机质、全氮和碱解氮含量均较高，说明棕色石灰性土种植任豆林能保持和改善土壤肥力，对保持和提高土壤质量，实现林业可持续发展的具有重要作用。

#### 5 结论

本文对古周生态重建示范区典型样地的土壤

表 6 土壤有机质含量在石漠化过程中的变化  
Table 6 Changes of soil organic matter in different rocky desertification degrees

石漠化等级 Rocky desertification gradient	潜在石漠化 Rocky desertification of potential	轻度石漠化 Slight rocky desertification	中度石漠化 Moderate rocky desertification	重度石漠化 Severe rocky desertification	重度到轻度变化 Change from slight to severe//%	
洼地 Depression area	0~5 cm	27.20	26.18	9.90	16.29	60.71
	5~10 cm	10.70	18.57	17.51	16.86	10.14
	10~20 cm	12.77	6.50	15.90	6.61	-1.66
	20~40 cm	3.91	1.69	7.24	9.69	-82.56
有机质含量 Soil organic matter/(g·kg <sup>-1</sup> )	平均值 Average	13.64	13.23	12.64	12.36	7.04
坡地 Slope area	0~5 cm	-	24.59	34.35	4.48	448.88
	5~10 cm	-	25.37	17.18	12.08	110.02
	10~15 cm	-	24.12	14.91	5.66	326.15
	15~20 cm	-	21.46	11.41	3.68	483.15
	20~40 cm	-	18.10	9.23	6.14	194.79
	平均值 Average	-	22.73	17.42	6.41	254.60

理化性质的调查与分析表明:

(1) 石漠化生态恢复过程中, 植被系统的恢复促使生物量增加, 土壤有机质的来源变广, 土壤养分含量增多。

(2) 石漠化生态恢复过程中, 土壤质量不断变好, 促进了地表植被的生长, 石漠化治理效果明显。因此, 土壤质量的向好与石漠化生态恢复过程形成相互促进的关系, 并在生态恢复方向和阶段上具有一致性和同步性。

(3) 研究区内石漠化生态恢复过程与土壤质量状况关系密切, 随着石漠化状况的好转, 土壤含水量、有机质、有机碳、全氮、碱解氮、速效钾含量呈现出上升趋势, 土壤容重、pH 值减小, 土壤肥力增加。

### 参考文献:

BERTRAND I, HINSINGER P, JAILLARD B, et al. 1999. Dynamics of phosphorus in the rhizosphere of maize and rape grown on synthetic, phosphated calcite and goethite [J]. *Plant and Soil*, 211(1): 111-119.

JIM C Y. 1998. Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth [J]. *Urban Ecosystems*, 2(2): 171-181.

PETER B. 1991. *Soils in the Urban Environment* [M]. London: Blackwell Scientific Publications: 1-192.

POST W M, IZAURRALDE R C, MANN L K, et al. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil [J]. *Climatic Change*, 51(1): 73-99.

SMITH F W. 2002. The phosphate uptake mechanism [J]. *Plant and Soil*, 245(1): 105-114.

SWEETING M M. 1995. *Karst in China, Its Geomorphology and Environment* [M]. Berlin: Springer-Verlag.

ZHANG C, TIAN H Q, LIU Y, et al. 2005. Pools and distributions of soil phosphorus in China [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 19 GB1020, doi: 10.1029/2004GB002296.

ZHU Y G, HE Y Q, SMITH S E, et al. 2002. Buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) has high capacity to take up phosphorus (P) from a calcium(Ca) bound source [J]. *Plant and Soil*, 239(1): 1-8.

鲍士旦. 2013. 土壤农化分析[M]. 第3版. 北京: 中国农业出版社.

广西林业厅. 2012. 广西岩溶地区第二次石漠化监测报告[R]. 南宁: 广西林业厅.

黄金国, 李森, 魏兴琥, 等. 2012. 粤北岩溶山区石漠化过程中土壤养分变化研究[J]. *中国沙漠*, 32(1): 163-167.

黄金国, 李森, 魏兴琥. 2008. 粤北岩溶山区土地石漠化治理与农业综合开发模式研究[J]. *中国沙漠*, 28(1): 39-43.

黄秋昊, 蔡运龙, 王秀春. 2007. 我国西南部喀斯特地区石漠化研究进展. *自然灾害学报*, 16(2): 106-111.

黄玉清, 王晓英, 陆树华, 等. 2006. 岩溶石漠化治理优良先锋植物种类光合、蒸腾及水分利用效率的初步研究[J]. *广西植物*, 26(2): 171-177.

李森, 董玉祥, 王金华. 2007. 土地石漠化概念与分级问题再探讨[J]. *中国岩溶*, 26(4): 279-284.

李森, 魏兴琥, 张素红, 等. 2010. 典型岩溶山区土地石漠化过程—以粤北岩溶山区为例[J]. *生态学报*, 30(3): 0674-0684.

李文芳, 杨世俊, 文亦夫, 等. 2004. 土壤有机质的环境效应[J]. *环境科学动态*, (4): 31-33.

李孝良. 2011. 贵州喀斯特石漠化演替阶段土壤质量属性变化特征[D]. 南京: 南京农业大学.

梁瑞龙, 周全连, 李娟, 等. 2015. 生态与经济型乡土阔叶树种任豆研究进展及其发展对策[J]. *广西林业科学*, 44(2): 156-161.

梁月明, 苏以荣, 张伟, 等. 2013. 桂西北不同植被恢复阶段土壤氨氧化细菌遗传多样性研究[J]. *土壤学报*, 50(2): 151-158.

刘方, 王世杰, 刘元生, 等. 2005. 喀斯特石漠化过程土壤质量变化及生态环境影响评价[J]. *生态学报*, 25(3): 639-644.

刘晓冰, 邢宝山, S J Herbert. 2002. 土壤质量及其评价指标[J]. *农业系统科学与综合研究*, 18(2): 109-111.

刘永贤, 熊柳梅, 韦彩会, 等. 2014. 广西典型土壤上不同林分的土壤肥力分析与综合评价[J]. *生态学报*, 34(18): 5229-5233.

龙健. 2005. 贵州喀斯特地区土壤障碍因素分析及其调控对策[J]. *土壤通报*, 36(5): 795-798.

卢瑛, 甘海华, 史正军, 等. 2005. 深圳城市绿地土壤肥力质量评价及管理对策[J]. *水土保持学报*, 19(1): 153-156.

罗红波, 魏兴琥, 李森, 等. 2007. 粤北岩溶山区土地石漠化过程的植被特征与多样性初步研究[J]. *水土保持研究*, 14(6): 318-324.

吕桂芬, 吴永胜, 李浩, 等. 2010. 荒漠草原不同退化阶段土壤微生物、土壤养分及酶活性的研究[J]. *中国沙漠*, 30(1): 104-109.

全国土壤普查办公室. 1992. *中国土壤普查技术*[M]. 北京: 中国农业出版社.

全国土壤普查办公室. 1993. *中国土壤系列(第一卷)* [M]. 北京: 中国农业出版社.

任京辰, 张平究, 潘根兴, 等. 2006. 岩溶土壤的生态地球化学特征及其指示意义——以贵州贞丰—关岭岩溶石山地区为例[J]. *地球科学进展*, 21(5): 504-512.

苏维词, 朱文孝. 2000. 贵州喀斯特山区生态环境脆弱性分析[J]. *山地学报*, 18(5): 429-434.

孙承兴, 王世杰, 周德全, 等. 2002. 碳酸盐岩差异性风化成土特征及其对石漠化形成的影响[J]. *矿物学报*, 22(4): 308-314.

孙向阳. 2005. *土壤学*[M]. 北京: 中国林业出版社: 132-133.

唐政, 李继光, 李慧, 等. 2014. 喀斯特土壤微生物和活性有机碳对生态恢复的快速响应[J]. *生态环境学报*, 23(7): 1130-1135.

唐政, 李继光, 李慧, 等. 喀斯特生态恢复过程中土壤原生动物的指示作用研究[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(11): 1808-1813.

童立强, 刘春玲, 聂洪峰. 2013. 中国南方岩溶石山地区石漠化遥感调查与演变研究[M]. 北京: 科学出版社: 165.

涂成龙, 林昌虎, 何腾兵, 等. 2004. 黔中石漠化地区生态恢复过程中土壤养分变异特征[J]. *水土保持通报*, 24(6): 22-25, 89.

王德炉, 朱守谦, 黄宝龙. 2004. 石漠化的概念及其内涵[J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 28(6): 87-90.

王金华, 李森, 李辉霞, 等. 2007. 石漠化土地分级指征及其遥感影像特征分析[J]. *中国沙漠*, 27(5): 765-770.

王晶, 吕昭智, 钱翌, 等. 2010. 新疆准噶尔盆地典型荒漠区不同景观植被对土壤养分的影响[J]. *中国沙漠*, 30(6): 1368-1373.

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[J]. *地球科学进展*, 22(6): 573-581.

王兮之, 李森, 王金华. 2007. 粤北典型岩溶山区土地石漠化景观格局动态分析[J]. *中国沙漠*, 27(5): 758-764.

魏亚伟, 苏以荣, 陈香碧, 等. 2010. 桂西北喀斯特土壤对生态系统退化的响应[J]. 应用生态学报, 21(5): 1308-1314.

奚旦立, 孙裕生. 2010. 环境监测[M]. 第4版. 北京: 高等教育出版社.

徐建明. 2010. 土壤质量指标与评价[M]. 北京: 科学出版社: 44-51.

俞月凤, 彭晚霞, 宋同清, 等. 2014. 喀斯特峰丛洼地不同森林类型植物和土壤 C、N、P 化学计量特征[J]. 应用生态学报, 25(4): 947-954.

张继光, 陈洪松, 苏以荣, 等. 2006. 喀斯特地区典型峰丛洼地表层土壤水

分空间变异及合理取样数研究[J]. 水土保持学报, 20(2): 114-117, 134.

张伟, 陈洪松, 王克林, 等. 2006. 喀斯特地区典型峰丛洼地旱季表层土壤水分空间变异性初探[J]. 土壤学报, 43(4): 554-562.

张伟, 王克林, 刘淑娟, 等. 2013. 喀斯特峰丛洼地植被演替过程中土壤养分的积累及影响因素[J]. 应用生态学报, 24(7): 1801-1808.

赵中秋, 后立胜, 蔡运龙. 2006. 西南喀斯特地区土壤退化过程与机理探讨[J]. 地学前缘, 13(3): 185-188.

## An Analysis of Soil Quality Changes in the Process of Ecological Restoration in Karst Rocky Desertification Area: A Case Study in Karst Ecological Restoration and Rehabilitation Region of Guzhou Village

WANG Mingchong<sup>1,2</sup>, ZHANG Xinchang<sup>1</sup>, LI Huixia<sup>2</sup>, ZHOU Hongyi<sup>2</sup>, WEI Xinghu<sup>2</sup>, GUAN Gongcou<sup>2</sup>

1. Institute of Geography Science and Planning, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, China

2. Center for Research of Territorial Resource Environment and Tourism, Foshan University, Foshan 528000, China

**Abstract:** Serious soil erosion and drastic decrease in soil productivity caused by karst rocky desertification can endanger the functions of karst ecosystem. Thus, to better understand the changes of soil quality in the process of ecological restoration, which can provide scientific basis for soil nutrient regulation, is important for ecosystem management in vulnerable karst rocky desertification area. This study was conducted in the karst ecological restoration and rehabilitation region of Guzhou village, 21 typical sample plots of *Zenia insignis* along a rocky desertification gradient were selected based on field survey and literature search, among which 9 sample plots are on a slope and 12 sample plots are in a depression area. Soil samples were collected along a rocky desertification gradient (potential rocky desertification, slight rocky desertification, moderate rocky desertification, and severe rocky desertification), and the changes of soil quality in different layer, indicating by soil bulk density, soil water content, pH value, soil organic matter, soil total nitrogen, soil total phosphorus, soil total potassium, available nitrogen, available phosphorus, and available potassium, were studied using laboratory analysis method. Results showed that, (1) Vegetation recovery in rocky desertification area provided more organic matter to the soil and therefore resulted in the increase of soil nutrient contents. (2) During the process of ecological restoration, soil quality was getting better and vegetation was accordingly growing better, which indicated that the effect of rocky desertification control effect was obvious. This also indicated that there was a positive relationship between the improvement of soil quality and the restoration of karst ecosystem in rocky desertification area. (3) From severe rocky desertification to slight rocky desertification, the average of total nitrogen in the slope area increased from 1.22 g·kg<sup>-1</sup> to 1.88 g·kg<sup>-1</sup>, by 54.10%; the average of total nitrogen in the depression area increased from 1.13 g·kg<sup>-1</sup> to 1.36 g·kg<sup>-1</sup>, only for 20.35%. The average of available nitrogen in the slope area increased from 84.55 mg·kg<sup>-1</sup> to 164.31 mg·kg<sup>-1</sup>, by 94.33%; the average of available nitrogen in the depression area increased from 41.90 mg·kg<sup>-1</sup> to 82.57 mg·kg<sup>-1</sup>, by 97.06%. The average of available potassium in the slope area increased from 36.61 mg·kg<sup>-1</sup> to 58.52 mg·kg<sup>-1</sup>, by 59.85%; the average of available potassium in the depression area increased from 15.02 mg·kg<sup>-1</sup> to 28.09 mg·kg<sup>-1</sup>, by 87.02%. (4) There is a synchronous relationship between the changes of soil quality and the process of eco-restoration in karst rocky desertification area. With the improvement of the rocky desertification, soil water content, soil organic matter, soil organic carbon, total nitrogen, available nitrogen, and available potassium showed an increasing trend, while soil bulk density and pH value showed a decreasing trend, which indicated an increase in soil fertility.

**Key words:** karst; the process of eco-restoration in karst rocky desertification area; soil quality; plantation forest of *zenia insignis*