

贵州喀斯特石漠化地区土地利用方式 对土壤质量恢复能力的影响

龙 健¹, 邓启琼¹, 江新荣¹, 李阳兵¹, 姚 斌²

(1. 贵州师范大学资源与环境科学系, 贵阳 550001; 2. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091)

摘要: 喀斯特石漠化是一种与脆弱生态环境和人类活动相关联的土地退化过程, 土地利用方式和人为生产经营活动方式及干扰程度对石漠化土壤质量的恢复和重建有明显影响。研究结果表明: 林地、草地的有机质、全P和全K含量最高, 分别是果树地和坡耕地的2.3、2.1、1.5倍和1.7、1.9、1.3倍, 全氮量以草地最高, 分别是其它利用方式的1.2~2.8倍, 农地有机质含量仅次于林地和草地, 石漠化地土壤营养元素最低。果树地和林地的微生物以细菌为主, 分别占微生物总量的69.7%和73.3%, 草地以固N菌为绝对优势, 占微生物总数的33.0%, 农地的放线菌多于草地。林地、果树地和坡耕地, 石漠化地土壤微生物数量和多样性最低。经开垦利用后(坡耕地), 喀斯特山区表层土壤颗粒砂化逐渐明显。石漠化区经过13a退耕还林后, 植物多样性指数和均匀度分别由0.96和0.29提高了1.92和0.53, 优势度由0.75降到0.36。采用合适的土地利用方式, 辅于必要的生物措施, 是恢复喀斯特石漠化地区土壤质量的有效途径之一。

关键词: 喀斯特石漠化; 土地利用方式; 土壤质量; 恢复

文章编号: 1000-0933(2005)12-3188-08 **中图分类号:** S158.3, S718 **文献标识码:** A

Effects of landuse types on restoration of soil quality on karst rocky desertification region in Guizhou Province

LONG Jian¹, DENG Qi-Qiong¹, JIANG Xin-Rong¹, LI Yang-Bing¹, YAO Bin² (1. Department of Resources and Environment Science, Guizhou Normal University, Guiyang, 550001, China; 2. Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry Science, Beijing 100091, China). Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(12): 3188~3195

Abstract: Karst rocky desertification is a process of land degradation processes correlated with vulnerable eco-geology background and human activities. This study was carried out in Ziyun county of Guizhou Province during periods of 2001~2003, in order to reveal the mutual relationships between the different land use and management and restoration of soil quality on karst rocky desertification area. Soil samples, selected for degree of different landuse types. Compositing samples consisting of seventy three subsample-plots were collected from the top 0~20cm of soil. Soil physical and chemical characteristics were measured for various landuse types in the research region, including forestland, cropland, fruit orchard, grassland, sloping cropland, abandoned field and defertification land. The soil characteristics measured include soil texture, soil nutritious elements and soil microbial diversity comparatively. The investigation of vegetation community was carried out on the rocky desertification area and defaming re-afforestation area with different abandoned years, respectively.

This paper focuses on the restoration of soil quality on the karst rocky desertification area by human disturbances such as

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40361004); 贵州省自然科学基金资助项目(2004[3049]); 贵州省优秀人才省长基金资助项目(2004[07])

收稿日期: 2005-03-22; **修订日期:** 2005-10-21

作者简介: 龙 健(1974~), 男, 苗族, 博士, 教授, 主要从事土壤学与退化生态系统的恢复和重建研究. E-mail: longjian22@163.com

致谢: 植物群落调查得到贵州师范大学屠玉鳞教授的指导; 土壤微生物测试在浙江大学农业部亚热带土壤与植物营养重点实验室中进行, 得到中国科学院南京土壤研究所滕应博士的大力支持, 在此一并致谢

Foundation item: the National Natural Science Foundation of China (No. 40361004); the National Natural Science Foundation of Guizhou Province (No. 2004[3049]) and the Excellent Person Program of Guizhou Province (2004[07])

Received date: 2005-03-22; **Accepted date:** 2005-10-21

Biography: LONG Jian, Ph.D., Professor, mainly engaged in soil science and restoration ecology. E-mail: longjian22@163.com

landuse type and production activity. There are significant differences in soil texture, soil fertility and soil microbial diversity for different landuse types. In the forestland and grassland, the soil organic matter, total phosphorus and total potassium are the highest among the investigated landuse types, they are 2.3 times, 2.1 times, 1.5 times as that of fruit orchard respectively, and 1.7 times, 1.9 times, 1.3 times of that of sloping cropland respectively. Total nitrogen in grassland is 1.2~2.8 times of that of other landuse types, which is the highest among them. The organic matter in the cropland is just lower than that in the forestland and grassland. In the fruit orchard and forestland, the dominant soil microbes are bacteria, which occupy 69.7% and 73.3% of the total microbes respectively. In grassland, the dominant ones are nitrogen-fixing bacteria, which account to 33.0% of total soil microbes. The number of actinomyces in cropland is more than that in grassland, forestland, fruit orchard, sloping cropland. The nutritive elements and microbial diversity in rocky desertification land are lowest among all the landuse types. The surface soil layer sandification is more evident after the reclamation, the more intensive land utilization, the more serious the destruction on soil aggregate structure. At the initial stage of developing and using rocky desertification land, the species diversity index, community evenness and dominance of plant communities are 0.96, 0.29 and 0.75 respectively. But after 13 year defaming-reafforestation, the species diversity index and evenness index increase to 1.92 and 0.53 respectively, while dominance index decreases to 0.36. The changes of landuse types have the dominant influence on secondary vegetation and their soil seed banks. Therefore, Those results confirmed that the proper biological measures and the essential engineering measures are effective methods to recover soil quality in rocky desertification region of Guizhou karst mountain.

Key words: karst rocky desertification; landuse type; soil quality; restoration

喀斯特(岩溶)石漠化是制约我国西南喀斯特地区可持续发展的重大生态与环境问题,成为我国实施西部大开发和“十五扶贫攻坚计划”中的一块“硬骨头”;与黄土高原同为我国环境退化问题最为突出的两片地区^[1]。据资料统计,贵州喀斯特石漠化总面积达 79,634km²,约占土地总面积的 7.9%^[2];广西石漠化加重的趋势仍未得到改变,仍以每年 3%~6% 的速度在发展^[3];云南喀斯特石漠化面积已达 21490km²^[4]。目前已引起党中央国务院的高度重视^[5]。喀斯特石漠化是在亚热带地区岩溶极其发育的自然环境背景下,受人为活动的干扰破坏,造成土壤严重侵蚀,基岩大面积出露,生产力严重下降的土地退化现象。喀斯特石漠化不仅使土地丧失生产力,破坏了环境,而且严重影响农、林、牧业生产,危及到人类生产条件。而石漠化的土地又以生物地球化学循环、生态水文循环等形成反作用于石漠化发展过程中,继续加速石漠化进程^[6]。现已认识到喀斯特石漠化是岩溶脆弱生态地质背景与人类不合理人为活动相互作用而造成的岩石裸露,具有类似荒漠景观的土地退化过程^[7]。进一步研究结果表明^[8],喀斯特环境独特的二元结构(即地表喀斯特景观和地下喀斯特景观组成的双重结构体)和地貌特征与强烈的岩溶化过程是石漠化产生的主要自然原因,人类对生态的破坏和土地的不合理利用是石漠化激发的主要人为因素。

石漠化是我国土地荒漠化的主要类型之一,它的发生不仅使土壤表土丧失,土壤肥力下降,地表形态重塑,而且也直接和间接地导致植被发生变化^[6~9]。长期以来,人们对石漠化治理多强调的是地上部分植被的恢复和保护工作,而对退化岩溶生态系统土壤质量的受损和稳定性恢复研究明显缺乏。目前,国内学术界针对喀斯特石漠化进行了大量研究并取得了系列性成果,主要涉及:喀斯特石漠化的形成背景、演化与治理^[9],石漠化驱动因子分析^[10],岩性与石漠化土地的空间相关分析^[11],石漠化的防治与恢复重建技术^[12]等。但总体上对石漠化的特点和成因仍停留在对石漠化的宏观调查与状态描述上,并在相当程度上忽视了土地利用方式对石漠化发生区土壤质量恢复的影响探讨。

为揭示人为活动与改变石漠化景观,恢复土地生产能力,本文以贵州典型喀斯特石漠化地区为例,旨在探讨喀斯特石漠化治理和生态重建的可行性和有效性,研究人类生产经营活动和土地利用方式对石漠化地区土壤质量恢复能力的影响和调控机理,为设计优化的土地利用安全模式提供科学依据。

1 研究区域概况

研究区域选择在贵州省安顺地区紫云县的宗地、水塘、猴场、板当、大营、四大寨 6 个乡镇,总面积 1290km²,人口约 12 万,属于典型的亚热带喀斯特环境。由于中三叠统相变带上的生物礁灰岩在云贵高原南坝大斜坡带的大面积出露,从而集中发育了典型、造型奇特雄伟的锥状峰林喀斯特,这在中国和世界都是独有的,是贵州喀斯特发育、反映形成环境条件具有代表性的分布地之一。境内海拔高度 450~1260m,地形破碎,切割强烈,水土流失严重。喀斯特地区虽基岩裸露,但未经破坏的情况下,植被仍然十分茂密,以亚热带常绿阔叶林为主,其组成多为喜钙旱生属种,其中不少是石灰土上特有的树种,如细叶石斛、灰叶槭、香木莲、黑节草、贵州苏铁。部分地区有喀斯特原始森林和次生林。在石灰土地区,地势较低、坡度较缓的石灰土多数已被开垦农用,是该区的主要耕作土壤之一。该地区为亚热带季风气候,年均温 15~18℃,降雨量 1200~1430mm。

研究区从 1979 年开始实行退耕还林政策(群众称封山育林),退耕前呈中度和严重石漠化景观,生态环境十分恶化。经治理,现已形成较为完整的以农、林、果为主的农业生态区,截止 2003 年已开发治理石漠化土地 140km²。使喀斯特石漠化地区生态环境得到明显恢复,同时加快了少数民族贫困山区农民的增收致富。

2 研究方法

2.1 选点与采样

在研究区内选择代表性土地利用方式。样地选择时采用以空间换时间的方法,考虑到岩溶地区生态演替序列:自然林地(原始)→次生林地→灌草丛→坡耕地→弃耕地→石漠化土地→果树地→农地。每个研究样区都选在一完整的岩溶地貌单元内,尽量保证地形的一致性。依不同地貌部位、不同土地利用方式在选定的 73 个样地上 S 型采集土壤样品(0~20cm),混合制样,自然风干,去除根系、石块等研磨过筛,用于土壤理化性质分析和颗粒组成测定。同时采集新鲜土样带回室内测定土壤微生物指标。以各样地数的算术平均值作为该土地利用方式的最终数据。研究区基本上代表了喀斯特地区土地利用的生产经营方式和类型。不同土地利用方式的样地分布情况见表 1。

表 1 不同土地利用方式样地分布情况

Table 1 The distribution and number of plots under different landuse type						
土地利用方式 Landuse type	地点 Location	地理位置 Geography position	地貌部位 Location	坡度 Slope	坡向 Slope direction	样地数 Number of plots
林地 Forest land	宗地 Zongdi	N 25 35 51 " E 106 20 28 "	洼地边坡 Slope border	17 °	NW 23 °	9
草地 Grassland	水塘 Shuitang	N 25 34 41 " E 106 18 39 "	洼地边坡 Slope border	13 °	NW 25 °	8
果树地 Orchard	板当 Bandang	N 25 34 20 " E 106 18 25 "	山丘中部 M iddle side	15 °	SE 20 °	10
坡耕地 Sloping cropland	大营 Daying	N 25 34 41 " E 103 18 39 "	山腰 Waist	22 °	SE 35 °	15
弃耕地 Abandoned land	宗地 Zongdi	N 25 35 51 " E 106 20 28 "	山腰 Waist	24 °	SE 23 °	13
石漠化地 Defertification land	四大寨 Sidazhai	N 25 34 41 " E 103 18 39 "	山腰 Waist	27 °	NW 34 °	11
农地 Farm land	猴场 Houchang	N 25 39 11 " E 106 14 53 "	山丘中部 M iddle side	10 °	SE 17 °	7

2.2 研究方法

土壤理化性质分析:有机质采用重铬酸钾外加热法测定;全氮用凯氏法;碱解氮用碱解扩散法;全磷用硫酸-高氯酸消煮-钼锑抗比色法;速效磷用 0.5mol/L 碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法;全钾用酸溶-火焰光度计法;速效钾用醋酸铵浸提-火焰光度计法;土壤机械组成用比重计法;土壤 pH 用电位法;阳离子交换量用 NH₄OAc 法。

土壤微生物分离计数:细菌、真菌、放线菌和固氮菌采用平板表面涂布法;土壤微生物生物量:采用熏蒸提取法,熏蒸提取基本参照 Vance 等人的步骤^[13],提取液中 C 采用(Shimazu TOC-500,日本购置)总有机碳自动分析仪测定,C_{mic}=F_c/0.45,F_c为熏蒸土壤和未熏蒸土壤释放 CO₂-C 之差;土壤微生物群落功能多样性:采用常规的碳素利用(Biolog)法^[14]。

土壤微生物群落功能多样性测度方法:采用 Biolog GN 微平板孔中吸光值来计算土壤微生物群落功能多样性指数,即 Shannon 指数(H),其计算公式为: $H = - \sum P_i \ln P_i$,式中 P_i 为第 i 孔相对吸光值(C-R)与整个平板相对吸光值总和的比率。代谢剖面反应孔的数目可代表微生物群落的丰富度(S)。

植物群落调查对象为未受干扰的石漠化区、林区和不同年限的退耕地,调查时间为 7~9 月份,每月 1 次,样方面积为 5m×5m,各地类样方重复 7 次,共调查样方 106 个。

2.3 数据分析

①群落物种丰富度及种群重要值 丰富度(R)用群落种数表示:

重要值= 相对多度+ 相对盖度+ 相对频度

②物种多样性指数 采用 Shannon-W einner 指数:

$$H' = \sum_{i=1}^s N_i \log N_i$$

式中,N 是所有种的个数,N_i 是第 i 个种的个数,s 是种数。

③均匀度 均匀度指样方中各植物种多度的均匀度,即观察多样性与最高多样性的比率:

$$J = [N (N / S - 1)] / \sum_{i=1}^s n_i (n_i - 1)$$

式中,N 是所有种的个数,ni 是第 i 个种的个数,s 是种数。

④生态优势度 以表示群落的组成结构特征:

$$C = \sum_{i=1}^s \{ [n_i (n_i - 1) / N (N - 1)] \}$$

式中,N 是所有种的个数,ni 是第 i 个种的个数,s 是种数。

3 结果与分析

3.1 土地利用方式对土壤肥力的影响

土地利用方式可引起自然和生态过程变化及土壤养分变化^[15,16]。因此,土地利用方式对提高和恢复石漠化土壤肥力具有重要的作用。由表 2 可看出,按贵州农田土壤肥力的划分标准^[17],各土地利用类型的土壤全 N 和全 P 都处于中低产田下限值(4g/kg)左右,除石漠化土地外其它土地利用类型的土壤有机质和全 K 含量均高于中产田的上限值(15g/kg 和 10~15g/kg)。石漠化土地的有机质、全 N、全 P、全 K 含量分别比其它类型低 3.6~12.3、1.2~4.1、4.3~5.7、3.2~4.5 倍。这说明在一定的环境条件下,石漠化土地在人类合理的干预下是可以逆转的。但是由于土地利用方式和投入经营水平的不同,以及不同作用对土壤养分的消耗的差异,使得对土地养分的补给(枯枝落叶、肥料、水分等)和调节作用也会存在一定差异^[16,18,19]。林地、草地的有机质、全 P 和全 K 含量最高,农地因为每年施用肥料,因而保持了相对较高的水平,全 N 量以草地最高,分别是其它利用方式的 1.2~2.8 倍(石漠化地除外),在不施肥的条件下仍能保持相对较高的全 N 量,这是种植固 N 植物(三叶草、苜蓿)培肥的结果。林地土壤有机质、N 素的提高主要受林分凋落物及部分枯枝落叶的腐殖质矿化影响。值得注意的是,林地土壤表层有机质含量从 51.6g·kg⁻¹下降到石漠化地的 7.2g·kg⁻¹,降幅达 80% 以上。产生这种情况的原因是石漠化,一方面使有机质随着细粒物质的侵蚀而损失,另一方面导致地表植被覆盖度降低,有机物来源减少,矿化分解作用强烈,不利于有机质积累。可见,土壤有机质表层对土壤有重要的保护作用。

表 2 不同土地利用方式对土壤肥力的影响

Table 2 Effect on soil fertility of different landuse type								
土地利用方式 Landuse type	有机质 O.M (g/kg)	全氮 Total N (g/kg)	全磷 Total P (g/kg)	全钾 Total K (g/kg)	速效氮 A v-N (mg/kg)	速效磷 A v-P (mg/kg)	速效钾 A v-K (mg/kg)	CEC (cmol/kg)
林地 Forest land	51.62±5.37	3.09±0.24	0.91±0.12	16.86±6.35	135.23±12.37	132.45±10.37	73.22±7.14	47.18±7.02
草地 Grassland	33.71±2.41	3.82±0.12	0.66±0.11	13.22±4.27	103.34±10.54	117.37±11.22	65.31±6.22	34.83±5.27
果树地 Orchard	22.93±1.78	1.70±0.04	0.43±0.07	11.45±2.84	101.57±8.35	112.71±9.53	57.84±4.31	26.17±3.41
坡耕地 Sloping crop land	19.64±3.51	1.44±0.07	0.34±0.05	10.18±2.45	78.11±6.71	64.18±4.56	51.18±3.15	15.25±2.55
弃耕地 Abandoned land	15.33±1.25	1.35±0.11	0.31±0.02	12.17±3.21	52.22±5.43	58.87±6.11	46.25±3.04	12.36±2.33
石漠化地 Defertification land	7.24±0.22	0.71±0.03	0.32±0.01	8.22±1.52	25.38±4.21	36.32±3.21	32.43±2.12	8.24±1.08
农地 Fam land	26.32±5.73	2.33±0.17	0.43±0.03	15.45±4.31	121.55±9.72	77.34±5.24	85.57±5.73	29.45±3.54

由表 2 可看出,林地的各项元素相对高于农地和果树地,林地的速效 P 和 K 分别比农田提高了 16.7% 和 72.9%,较果树地提高了 29.3% 和 61.3%。这与农地和果树地长年单施氮肥有关。据研究,长年单施 N 肥,可使土壤全 N 保持平衡,但有效 P、K 显著降低^[20]。值得说明的是坡耕地、弃耕地、石漠化地的速效 N 和速效 P 均显著低于林地、草地和果树地,而农地的这两项元素又高于草地和石漠化地,这是经营水平和干扰强度的差异所致。林地管理措施虽然和草地相同,但由于乔木具有庞大的根系,无疑增强了对土壤矿物质的分解转化作用。土壤阳离子交换量由林地的 47.18cmol/kg 一直降到石漠化地 8.24cmol/kg,降幅达 82.5%。而农地由于受生产经营活动的影响,土壤交换性能保持在一个较好的水平。

3.2 土地利用方式对土壤质地的影响

喀斯特石漠化是受人为活动的干扰破坏,造成土壤严重侵蚀,基岩大面积出露,生产力严重下降的土地退化现象。受此影响,土壤会发生质地粗化、土壤肥力降低,生产力下降等一系列变化。在石漠化过程中,人为因素是加速这一过程的主要驱动力。分析结果表明(表 3),土壤颗粒主要集中在<0.05mm 的范围内,土壤粘粒含量普遍大于 20%。喀斯特环境中土壤颗粒组成主要受母质影响,而植被和土地利用方式对其也有很大影响,长期的耕作与土壤侵蚀作用可以影响到表层土壤的颗粒组成。已有

的研究表明, 热带亚热带土壤中活性较强的无机结构胶结物甚至粘粒在成土过程中总是呈减少下降的趋势^[21], 在亚热带地区由于降雨量多且强度大, 土壤一般因水的动力学作用而呈现出粘粒含量较高的现象^[6]。研究结果表明, 这一现象在喀斯特地区十分普遍, 但不同利用方式差别很大。就 1~0.05mm 颗粒而言, 林地明显大于坡耕地和石漠化土地(表 3), 说明在自然植被演替为次生植被或人工开垦利用后, 喀斯特山地土壤表层出现砂化, 具有粗骨性土壤的特征, <0.001mm 粘粒含量很少, 0.05~0.001mm 粉粒含量较高, 细土部分的砂粒含量次于粉粒含量, 高于粘粒含量, 说明土壤矿物质胶体缺乏, 土壤颗粒粗大紧实, 影响土壤团粒结构的形成。而林地、草地、果树地和农地土壤颗粒组成更加趋近于合理, 增加土壤通透性能, 改善土壤物理性质。可见, 在人类对土地资源合理开发利用下, 土壤物理性质向好的方向发展。

表 3 不同土地利用方式对土壤质地的影响

Table 3 The soil texture of land utilization types in different landuse type									
土地利用方式 Landuse type	土壤机械组成 Mechanical composition of soils(%)				水稳性团聚体含量 Content of water stable aggregates(%)			团聚体破坏率 Ratio of aggregate destruction(%)	
	1~0.05mm	0.05~0.001mm	< 0.001mm	< 0.01mm	5> mm	> 2mm	> 0.25mm		
林地 Forest land	15.63±3.23	64.72±5.46	35.22±5.12	55.34±13.75	28.11±0.23	53.72±6.33	85.3±2.11	15.73±3.72	
草地 Grassland	12.46±2.21	57.33±2.15	25.34±1.51	61.73±2.52	13.24±0.51	45.45±3.17	78.7±3.14	16.54±1.03	
果树地 Orchard	13.52±0.67	52.77±6.32	22.35±1.25	58.72±1.37	21.32±3.03	32.51±2.66	76.5±7.22	18.72±2.57	
坡耕地 Sloping cropland	10.23±0.35	61.32±3.25	20.57±2.33	61.35±4.23	2.51±0.17	15.43±2.78	54.8±3.11	36.23±1.21	
弃耕地 Abandoned land	9.85±1.34	62.97±7.17	19.13±1.21	66.12±7.14	8.63±0.26	15.71±3.72	52.7±6.15	17.64±0.26	
石漠化地 Defertification land	6.21±0.12	73.62±4.52	12.34±0.32	69.42±1.75	2.44±0.73	9.73±0.51	31.2±5.71	45.32±3.59	
农地 Fam land	10.54±1.36	63.22±3.11	30.21±2.44	57.87±4.21	25.56±5.47	35.42±4.23	78.32±3.35	15.42±0.52	

土壤水稳性团聚体变化由表 3 可看出, 林地、草地和果树地的各级水稳性团聚体含量较高, 大小团聚体所占比例较为适宜, 其中以>0.25mm 团聚体占的比例最高, 土壤结构性好; 而坡耕地、弃耕地各级水稳性团聚体含量较低, 大小团聚体的分配不合理, 且团聚体从大到小所占比例逐渐增加的趋势, 土壤结构性差, 部分样品中全部是>0.25mm 的水稳性团聚体, 而较大的团聚体遇水后几乎完全分散。这证明土壤正在砂化(石漠化), 因为这类土壤中>0.25mm 水稳性结构体有很大一部分是由颗粒组成中的粗砂粒构成的。石漠化地的水稳性团聚体低于 60%, 与其土壤粘粒和有机质含量较低有关。土壤水稳性团聚体数量表现为农地>林地>草地>果树地>弃耕地>坡耕地>石漠化地, 表明土地利用方式和人为耕作活动对土壤团聚体的形成有较大影响。退耕还林(草)措施明显提高了水稳性团聚体含量, 增强土壤抗蚀性和蓄水性, 退耕后团聚体可在一定程度上得到恢复。有研究表明^[16, 21], 在人为因素的干扰下, 耕地土壤经过 17a 的合理耕作后, 与原生土壤比较, 土壤质地变化不显著, 并且土壤中的营养元素都高于原生土壤, 土地并未出现退化现象。这表明只要长期坚持对土地资源的合理保护和开发利用, 是可以延缓或遏制石漠化土地的扩展和发生。

3.3 土地利用方式对土壤微生物的影响

在土壤质量的演变过程中, 土壤微生物参与土壤的 C、N、P 等元素的循环过程和土壤矿物的矿化过程^[22~24]。微生物是供给植物营养元素的活性库, 微生物种群数量的消长, 一般能反映土壤肥力的变化。由表 4 可看出, 各土地利用类型的微生物总量排序为林地>草地>果树地>农地>坡耕地>弃耕地>石漠化地。各地类的细菌和固氮菌数量远远超过放线菌和真菌, 最高达 45.0 倍, 最低为 1.4 倍。林地、果树地的微生物细菌数量占绝对优势, 分别占微生物总量的 69.7% 和 73.3%, 固氮菌分别占 19.8% 和 18.6%, 两者合计分别占 89.5% 和 91.9%。各菌种数量按地类排序分别是: 细菌为林地>果树地>草地>农地>坡耕地>弃耕地>石漠化地; 放线菌为农地>草地>林地>果树地>弃耕地>坡耕地>石漠化地; 真菌为林地>草地>农地>果树地>坡耕地>弃耕地>石漠化地; 固氮菌为草地>林地>农地>果树地>坡耕地>弃耕地>石漠化地。细菌的数量以林地和果树地最高, 为农地和草地的 1.25~1.61 倍; 相反农地和草地的放线菌数量比果树地和林地高, 尤其是农地较果树地和林地增加了 1.79 和 2.97 倍; 在真菌的分布上, 林地和草地接近, 果树地和农地近于等量, 前两者是后两者的 1.73 倍和 1.62 倍; 而石漠化地未见真菌; 固氮菌以草地最高, 分别是林地、果树地、农地、石漠化地的 1.56、1.97、1.79、17.97 倍。研究表明^[20], 通过施肥或种植固氮植物, 可提高土壤 N 素水平, 增加土壤微生物的繁衍。可见, 土地利用方式和集约经营程度(施肥、管理等)对土壤环境的调节作用, 是增强土壤微生物活性、提高土壤质量、防止喀斯特石漠化的重要举措。在陆地生态系统中, 土壤微生物生物量作为有机质降解和转化的动力, 是植物养分重要的源和库, 对植物营养元素转化、有机碳代谢具有极其重要的作用^[25], 通常以微生物量碳含量来表示。表 4 可看出, 不同土地利用类型中表现为: 林地>草地>果树地>农地>坡耕地>弃耕地>石漠化地, 表

明不同土地利用方式下微生物量差异明显。Biolog 系统是反映土壤微生物生理轮廓和微生物群落结构的有效手段^[14]。由于 Biolog GN 盘中制备有 95 种不同性质的碳源, 在培养过程中土壤的不同类群微生物对各自的优先利用碳源具有选择性, 进而使 Biolog GN 盘中反应孔的颜色变化出现不同程度的差异。因而, Biolog GN 盘中反应孔的颜色变化数目在一定程度上可间接反映土壤微生物群落结构组成上的差异, 颜色变化孔数越多则表明土壤微生物群落种类相对就越丰富。通常把颜色变化孔数作为土壤微生物群落功能多样性的丰富度(S)^[14, 26]。由表 4 可知, 林地土壤的显色孔数最多(达 93 目), 其微生物群落丰富度最大; 严重石漠化的土壤显色孔数最少(仅为 4 目), 其微生物群落丰富度最小。Shannon 指数是研究群落物种数及其个体数和分布均匀程度的综合指标, 是目前应用最为广泛的群落多样性指数之一^[26]。本文采用这个指数来表示供试土壤微生物群落功能多样性相对多度的信息。分析结果表明, 石漠化地的土壤群落 Shannon 指数明显低于其它各类土壤, 降幅达 78.9%~96.4%。可见, 土壤微生物群落的种群结构受到了土地石漠化的严重影响, 从而使其微生物群落功能多样性出现相应的降低。

表 4 不同土地利用方式对土壤微生物的影响

Table 4 Effect on soil microorganisms structure of different landuse type							
土壤微生物指标 Microorganism index	林地 Forest land	草地 Grassland	果树地 Orchard	坡耕地 Sloping cropland	弃耕地 Abandoned land	石漠化地 Defertification land	农地 Fam land
细菌 Bacteria(×10 ³ /g)	132.83±15.14	94.15±7.88	117.52±9.72	78.22±6.44	61.53±7.12	4.54±1.22	82.52±6.57
真菌 Fungi(×10 ³ /g)	4.61±1.21	4.41±1.14	2.67±0.13	1.74±0.08	1.61±0.11	0.0	2.73±0.21
放线菌 Actinomycetes (×10 ³ /g)	15.35±2.43	20.51±2.57	10.22±3.17	0.37±0.05	0.41±0.03	0.13±0.01	23.15±4.32
固氮菌 N-fixing bacteria (×10 ³ /g)	37.71±5.25	58.75±7.01	29.85±5.41	7.53±2.02	7.32±1.25	1.27±1.05	32.73±2.53
总数 Total(×10 ³ /g)	190.50±17.17	177.82±15.45	160.26±15.34	87.86±7.33	70.87±7.42	5.94±1.03	141.13±10.24
微生物生物量 SMB-C ^① (mg/kg)	342.52±13.58	322.34±16.22	256.35±11.27	92.43±8.21	67.27±5.23	32.71±1.24	135.45±12.12
微生物群落丰富度(S)	93±8.12	80±3.54	75±3.12	38±2.77	21±2.21	4±0.11	47±3.48
群落 Shannon 指数(H)	7.55±1.04	5.36±1.21	3.21±1.11	1.35±1.02	1.14±0.15	0.24±0.02	2.88±1.23

①SMB-C Soil Microbial Biomass Carbon

3.4 土地利用方式对植物群落演替和物种多样性的影响

从表 5 可看出, 在退耕还林(封山育林)初期, 蛇根草群落多样性指数为 0.96, 均匀度为 0.29, 而优势度高达 0.75。经过 13a 的退耕恢复过程, 蛇根草已经逐渐衰亡, 现已为青冈+ 圆果化香群落代替。多样性指数、均匀度明显增高, 优势度减少。同样, 密花树-冷水花群落也逐步过渡到小叶栎树+ 圆果化香群落。而石漠化区由于土壤被侵蚀殆尽, 基岩大面积裸露, 生境恶劣, 其鼠李-蛇根草群落在植物组成、多样性等性状无明显变化, 需要进行长时期恢复。另外, 受人为不良耕作制度的影响, 耕地因土壤贫瘠而被迫退耕。退耕地随退耕年限增长土壤性状趋于良好, 退耕地土壤肥力越来越高。此时, 退耕地的植物变化进入次生演替阶段。岩溶植被具喜钙性、耐旱性及石生性, 植被逆向演替快, 顺向演替难, 生物资源集聚程度低的特点^[27]。从群落水平特征来看, 退耕地多样性指数、均匀度在退耕初期随退耕年限的延长逐渐增大, 在 17a 以后趋于稳定(表 6)。从环境角度看, 亚热带喀斯特环境条件下的退耕地植被演替, 随着时间的推移, 以钙生的植物种代替了旱生的植物种。从时空分布来看, 退耕地在初期是以一年生杂草为优势种, 到了后期, 植被向钙生和石生方向演替。表明土地利用强度越大, 木本植物越少, 草本植物种子越多, 且以杂草为主。可见, 土地利用方式的变化对次生植被及其种子库有重要影响。

表 5 同一地段退耕还林区与石漠化区群落演替与多样性

Table 5 The community succession and diversity of shelterbelt net work and desertification region						
类型 Types	年份 Years	群落名称 Plant associations	丰富度(R) Abundance	多样性指数(H) Diversity	均匀度(J) Evenness	生态优势度(C) Dominance
退耕还林区 ^⑧	1990	蛇根草 ^①	5	0.96	0.29	0.75
	2003	青冈 ^② + 圆果化香 ^③	11	1.92	0.53	0.36
	1980	密花树 ^④ -冷水花 ^⑤	8	2.11	0.38	0.43
	2003	小叶栎树 ^⑥ + 圆果化香	15	3.68	0.42	0.22
石漠化区 ^⑨	1990	鼠李 ^⑦ -蛇根草	4	0.92	0.25	0.73
	2003	鼠李-蛇根草	5	0.85	0.23	0.71

①Ophiorrhiza catoniensis; ②Cyclobalanopsis glauca; ③Platycarya longipes; ④Rapanea nerifolia; ⑤Pilea sp.; ⑥Koelerutleria minor; ⑦Phamnus davurica; ⑧Defaming and reafforestation area; ⑨Rocky desertification area

3.5 土地利用方式与喀斯特石漠化

研究区在植被破坏或人工开垦利用后,喀斯特山地土壤侵蚀加剧。经开垦利用后,可使土壤表层出现明显砂化^[7]。土地利用强度越大,对土壤团粒结构的破坏也越大,土壤有机质受到土地利用强度的明显影响。退耕后土壤团粒结构、有机质则有所恢复。林地、草(灌)地开垦后,土壤有机质含量下降是土壤水稳性团聚体下降及减少的主要原因。林地、草(灌)地对水分的保持能力强,土地利用强度较大的土壤保水能力相对较弱。土地利用强度越大,木本植物越少,草本植物越多,且以农田杂草为主。土地利用方式的变化(如陡坡开垦)是对次生植被及其种子库的主要威胁^[6]。在人类经常干扰的土地,植被自然恢复需要较长的时间,其恢复潜力是很小的。在人们环境意识未强化、相关举措未到位的前提下,土地利用方式的改变如超垦、滥樵,加大了环境负荷,造成植被稀疏,土壤细颗粒流失、减少,粗颗粒富集、岩石裸露,进而产生土地石漠化。可见,采取合理的水土保持措施和土地利用方式对喀斯特山区防止土地退化及保持生态系统的良性循环和提高土壤质量非常重要。

表6 退耕地不同时段的多多样性指数、均匀度和优势度值

Table 6 The diversity and evenness and dominance in different abandoned periods					
退耕年限(a)	丰富度(R)	多样性指数(H')	均匀度(J)	优势度(C)	总盖度(%)
A abandonment period	Abundance	Diversity	Evenness	Dominance	Total cover
1	5	0.82	0.22	0.65	15
5	8	1.21	0.33	0.54	23
10	11	2.71	0.45	0.47	64
17	21	3.58	0.58	0.35	85
24	23	5.22	0.74	0.32	92

4 小结

- 4.1 采用不同土地利用方式和人为经营生产活动方式后可明显改善和恢复喀斯特石漠化地区的土壤环境和生态功能。通过土地资源的合理利用,可以大大提高土壤微生物数量,增加微生物多样性。
- 4.2 喀斯特山区土地利用方式与植被演替的方式和进程的多样性对喀斯特生态系统有重要影响。石漠化区经过 13a 退耕还林后,植物多样性指数和均匀度分别由 0.96 和 0.29 提高了 1.92 和 0.53,优势度由 0.75 降到 0.36。
- 4.3 采用合适的土地利用和生产经营方式,辅于必要的生物措施,是恢复喀斯特石漠化地区土壤质量的有效途径之一。

References

[1] Hong Y T. Karst environment and the development of western China. *Quaternary Sciences*, 2000, **20**(6): 532~536

[2] Xiong K N, Li P, Zhou Z F. *Research on karst rocky desertification of remote sensing-GIS — The typical study on Guizhou Province*, Beijing: Chinese Geological Press, 2002. 26~28, 45

[3] Wei F M. Guangxi karst rocky desertification and countermeasures. *Journal of Guangxi University (philosophic and social sciences)*, 2002, **24**(2): 42~47.

[4] Lai X H. Land rocky desertification and its controlling strategies of Yunnan Province. *Forest Investigated Programming*, 2002, **27**(4): 49~51.

[5] Chinese Academy of Sciences. Some measures improving land rocky desertification in Karst regions of southwest China. *Advance in Earth Sciences*, 2003, **18**(4): 489~492.

[6] Li Y B, Xie D T, Wei C F. Correlation between rock desertification and variation of soil and surface vegetation in Karst eco-system. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, **41**(2): 196~202.

[7] Wang S J, Liu Q M, Zhang D F. Karst rocky desertification in Southwest China: geomorphology, landuse, impact and rehabilitation. *Land Degradation & development*, 2004, **15**: 115~121.

[8] Long J, Jiang X R, Deng Q Q. Study on the characteristic of land rocky desertification in the Karst region of Guizhou Province. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, **42**(3): 419~427.

[9] Wang S J, Li Y B, Li R L. Karst rocky desertification: formation background, evolution and comprehensive taming. *Quaternary Sciences*, 2003, **22**(6): 657~666.

[10] Lan A J, Xiong K N. Analysis on driving factors of karst rock desertification with a special reference to Guizhou Province. *Chinese Journal of Soil and Water Conservation*, 2001, **21**(6): 19~23.

[11] Li R L, Wang S J, Zhou D Q. The correlation between rock desertification and lithology in karst area of Guizhou. *Acta Geographica Sinica*, 2003, **58**(2): 314~320.

[12] Su W C. Controlling model for rocky desertification of karst mountainous region and its preventing strategy in Southwest, China. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, **16**(2): 29~32, 79.

- [13] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem.*, 1987, **19**: 703~707.
- [14] Garland C D. Classification and characterisation of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community level sole-carbon-source utilization. *Applied Environmental Microbiology*, 1991, **57**: 2351~2359.
- [15] Fu B J, Chen L D, Ma K M. The relationship between land use and soil conditions in the hilly area of loess plateau in northern Shanxi, China. *Catena*, 2000, **39**: 69~78.
- [16] Wang B F, Jia B Q, Yang X H, et al. Effects of land-use types on restoration of desertified land in arid zone of China. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(12): 2030~2035.
- [17] Office of soil survey in Guizhou. *Soil of Guizhou Province*. Guiyang: The Scientific and Technological Publishing House, 1994.
- [18] Solomon D, Lehmann J, Zech W. Land use effects on soil organic matter properties of chromic luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2000, **78**: 203~213.
- [19] Islam K R, Weil R R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2000, **79**: 9~16.
- [20] Qiu J H, Bao X G, Liu S Z, et al. Study on soil fertilization and its control measures in Hexi corridor, Gansu. *Chinese Journal of Soil Science*, 1998, **29**(1): 1~3.
- [21] Yao X L, Xu X Y, Yu D F. Formation of structure in red soils under different forms of utilization. *Acta Pedologica Sinica*, 1990, **27**(1): 25~33.
- [22] Zheng H, Ouyang Z Y, Wang X K, et al. Effects of forest restoration type on soil quality in red soil eroded region, Southern China. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(9): 1994~2002.
- [23] Huang Y, Feng Z W, Wang S L, et al. Effects of Chinese-fir mixing with N-fixing and non-N-fixing tree species in forestland quality and forest-floor solution chemistry. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(10): 2192~2199.
- [24] Pang X Y, Liu Q, Liu S Q, et al. Changes of soil fertility quality properties under subalpine spruce plantation in Western Sichuan. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(2): 261~267.
- [25] Long J, Huang C Y, Teng Y, et al. Preliminary study on soil microbes and soil biochemical activities in mining wasteland. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(3): 496~503.
- [26] Teng Y, Huang C Y, Luo Y M, et al. Microbial activities and functional diversity of community in soil polluted with Pb-Zn-Ag mine tailings. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, **41**(1): 113~119.
- [27] Tu Y L. Preliminary study on karst forests in Guizhou. *Carsol Sinica*, 1989, **89**(4): 282~290.

参考文献

- [1] 洪业汤. 岩溶(喀斯特)环境与西部开发. 第四纪研究, 2000, **20**(6): 532~536.
- [2] 熊康宁, 黎平, 周忠发. 喀斯特石漠化的遥感-GIS 典型研究——以贵州省为例. 北京: 地质出版社, 2002. 26~28, 45.
- [3] 韦茂繁. 广西石漠化及其对策. 广西大学学报(哲学社会科学版), 2002, **24**(2): 42~47.
- [4] 赖兴会. 云南的石漠化土地及其治理策略. 林业调查规划, 2002, **27**(4): 49~51.
- [5] 中国科学院学部. 关于推进西南岩溶地区石漠化综合治理的若干建议. 地球科学进展, 2003, **18**(4): 489~492.
- [6] 李阳兵, 谢德体, 魏朝富. 岩溶生态系统土壤及表生植被某些特征变异与石漠化的相关性. 土壤学报, 2004, **41**(2): 196~202.
- [8] 龙健, 江新荣, 邓后琼, 等. 贵州喀斯特地区土壤石质荒漠化的本质特征研究. 土壤学报, 2005, **42**(3): 419~427.
- [9] 王世杰, 李阳兵, 李瑞玲. 喀斯特石漠化的形成背景、演化与治理. 第四纪研究, 2003, **23**(6): 657~666.
- [10] 蓝安军, 熊康宁. 喀斯特石漠化的驱动因子分析——以贵州省为例. 水土保持通报, 2001, **21**(6): 19~23.
- [11] 李瑞玲, 王世杰, 周德全. 贵州岩溶地区岩性与土地石漠化的空间相关分析. 地理学报, 2003, **58**(2): 314~320.
- [12] 苏维词. 中国西南岩溶山区石漠化的现状成因及治理的优化模式. 水土保持学报, 2002, **16**(2): 29~32, 79.
- [16] 王葆芳, 贾宝全, 杨晓晖, 等. 干旱区土地利用方式对沙漠化土地恢复能力的评价. 生态学报, 2002, **22**(12): 2030~2035.
- [17] 贵州省土壤普查办公室. 贵州土壤. 贵阳: 贵州科技出版社, 1994.
- [20] 邱进怀, 包兴国, 刘生战, 等. 甘肃河西高产区土壤培肥及调控措施的研究. 土壤通报, 1998, **29**(1): 1~3.
- [21] 姚贤良, 许绣云, 于德芬. 不同利用方式下红壤结构的形成. 土壤学报, 1990, **27**(1): 25~33.
- [22] 郑华, 欧阳志云, 王效科, 等. 不同森林恢复类型对南方红壤侵蚀区土壤质量的影响. 生态学报, 2004, **24**(9): 1994~2002.
- [23] 黄宇, 冯宗炜, 汪思龙, 等. 杉木与非固氮树种混交对林地土壤质量和土壤水化学的影响. 生态学报, 2004, **24**(10): 2192~2199.
- [24] 庞学勇, 刘庆, 刘世全, 等. 川西亚高山云杉人工林土壤质量性状演变. 生态学报, 2004, **24**(2): 261~267.
- [25] 龙健, 黄昌勇, 滕应, 等. 矿区废弃地土壤微生物及其生化活性. 生态学报, 2003, **23**(3): 496~503.
- [26] 滕应, 黄昌勇, 骆永明, 等. 铅锌银矿区土壤微生物活性及其群落功能多样性研究. 土壤学报, 2004, **41**(1): 113~119.
- [27] 屠玉麟. 贵州喀斯特森林的初步研究. 中国岩溶, 1989, **8**(4): 282~290.