

西南喀斯特地区退耕还林(草)模式对土壤肥力质量演变的影响*

龙 健^{1**} 邓启琼¹ 江新荣¹ 刘 方^{2,3}

(¹ 贵州师范大学地理与生物科学学院, 贵阳 550001; ² 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; ³ 贵州大学环境科学系, 贵阳 550025)

【摘要】 采取 4 种不同退耕还林(草)模式对喀斯特严重侵蚀区进行了 10 年定位治理, 2003 年对各退耕模式及相对照的土壤理化性质、土壤微生物、土壤酶活性、土壤呼吸进行研究。结果表明, 治理后土壤细菌、真菌、放线菌数量及微生物总数明显增加, 土壤水解性酶和氧化还原酶活性及土壤呼吸作用强度得到显著加强, 土壤养分贮量和速效养分供应强度得到明显改善, 土壤肥力得到不同程度的恢复。土壤综合肥力评价表明, 土壤综合肥力指标值(IFI)呈增长趋势。因此, 采用合适的生物措施, 辅予必要的工程措施, 是改善喀斯特地区土壤肥力质量的有效途径之一。

关键词 喀斯特地区 退耕还林(草) 土壤肥力质量 综合评价

文章编号 1001-9332(2005)07-1279-06 中图分类号 S154.1 文献标识码 A

Effects of different de-farming and reafforestation patterns on changes of soil fertility quality in karst region of southwestern China. LONG Jian¹, DENG Qiqiong¹, JIANG Xinrong¹, LIU Fang^{2,3} (¹College of Geography and Biology Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; ²State Key Laboratory of Environment Geochemistry, Geochemistry Institute of Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; ³Department of Environment Science, Guizhou University, Guiyang 550025, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2005, 16(7): 1279~1284.

A ten-year fixed site harnessing was conducted in the severely eroded karst region of Ziyun County, Guizhou Province by adopting four different de-farming and reafforestation patterns, and the properties of soil chemistry, soil microbiology, and soil enzymology after harnessing were determined in 2003. The results showed that the total amount of soil microbes and the individuals of bacteria, fungi and actinomycetes were increased obviously, the activities of soil hydrolytic and oxidoreductive enzymes and the soil respiration rate enhanced evidently, and the storage of soil nutrients as well as their supplying intensities promoted pronouncedly, demonstrating that the soil quality in all adopted patterns was improved in varying degrees. The values of soil integrated fertility index (IFI) had an increasing trend. Therefore, proper biological measures and essential supplementary engineering measures were effective in improving the soil fertility quality of severely degraded karst region.

Key words Karst region, De-farming and reafforestation, Soil fertility quality, Comprehensive evaluation.

1 引言

喀斯特(岩溶)地貌在我国广泛出露, 集中分布在以贵州为中心的西南地区, 碳酸盐类岩石出露达 $41.05 \times 10^4 \text{ km}^2$, 是世界上最大的喀斯特连续地带^[11], 以二元结构为基本特征(地表喀斯特景观单元和地下喀斯特景观单元共同组成的一个密切联系相互制约的双重结构体), 形成了脆弱的生态环境^[16]。有近 1×10^8 人口(包括壮、苗、布衣、侗、瑶、彝等 31 个少数民族, 人口 4.0×10^4)生活在这里。由于长期不合理的土地开发以及过度的垦殖, 造成水土流失严重, 石漠化面积迅速扩大, 生态环境日益恶化。据资料统计, 贵州岩溶荒漠化土地正以平均每年 508.16 km^2 的速度不断扩展^[1], 格局十分严峻,

是我国实施西部大开发和“十五”扶贫攻坚的重点和难点之一^[14]。因此, 治理水土流失是西南喀斯特地区生态环境改善的关键, 也是扭转喀斯特生态环境恶化的主功点。

目前, 喀斯特生态环境综合治理已在一些地区展开, 取得了一些宝贵经验, 并有一些成功实例。但由于喀斯特生态环境退化机理研究相对滞后, 对于这些实践活动还缺乏理论的总结和思考, 仍没有形成系统的认识。虽然过去开展了一些关于喀斯特环境土壤方面的研究^[15, 18, 21], 但是在土壤发生、发展

* 国家自然科学基金项目(40361004)和贵州省自然科学基金项目(2004-3049)和贵州省优秀教育人才省长基金资助项目。

** 通讯联系人。

2004-07-16 收稿, 2004-11-23 接受。

及其土壤质量演变方面的研究相对较少^[5,6]。长期以来,喀斯特脆弱生态区的耕地扩张和植被破坏一直是政府、学术界和社会关注的焦点,“退耕还林(草)”已成为政府的主要政策取向。迄今为止,对于喀斯特地区退耕还林(草)措施对土壤质量的影响未见报道。研究不同退耕模式下土壤质量的演变规律是建立科学的土壤质量调控体系的基础与前提,也是现代土壤学研究的热点与前沿^[13]。前期研究表明,喀斯特环境中土壤质量下降是喀斯特石漠化的重要组成部分,也是影响岩溶地区生态环境恶化的重要因子和制约农业可持续发展的主要方面^[5]。本文通过不同退耕模式及对照地土壤微生物、土壤酶活性、土壤理化性质的对比分析研究,试图揭示不同退耕模式对土壤肥力质量恢复的影响,旨在为喀斯特地区水土流失治理、合理利用土壤资源和西部大开发的实施和推进提供理论依据及可能途径,这对类似地区有一定参考价值。

2 研究地区与研究方法

2.1 自然概况

研究地位于贵州省安顺地区紫云县水塘镇境内,位于 $107^{\circ}52' \sim 108^{\circ}05'E$, $25^{\circ}09' \sim 25^{\circ}20'N$,属于典型亚热带喀斯特地区,海拔约 $640 \sim 1320\text{ m}$,年均温 19.6°C , $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 积温 5767.9°C ;全年降雨量 1177 mm ,其中约90%的降水集中在4~9月;年均相对湿度80%;年均霜日7.3 d;全年日照时数1272.8 h,日照百分率29%。属中亚热带季风湿润气候,有利于林木生长。区内主要出露岩石为纯质石灰岩和白云岩,属裸露型喀斯特地貌,与常态地貌相比,生境复杂多样,有石面、石沟、石洞、石槽、石缝、土面等多种小生境,其生态因子变化很大。土壤以黑色石灰土和棕色石灰土为主,土层浅薄且不连续,剖面构型多为AF-D型、A-D型,地表水缺乏,土体持水量低,土壤富钙和富盐基化, $\text{pH } 6.5 \sim 8.0$,有机质含量高。

2.2 研究方法

2.2.1 退耕模式 模式Ⅰ(工程-植草措施):试验地点位于宗地,1992年条沟状整地,施足基肥(农家有机肥),按一定比例撒播黑麦草、圆果雀稗、金色狗尾草等近10个品种的草种,第二年牧草全部覆盖林地,当时起到一定水土保持作用,草地侵蚀量仅为裸地1/9。在1998年调查时,仅在沟边或相对阴湿地带出现少量芒箕、圆果雀稗、小叶赤楠等,盖度5%~10%,A+AB层极薄(约1 cm以下)。模式Ⅱ(工程-果木措施):试验地点位于水塘,1991年对原侵蚀地进行水平沟台状整地,挖大穴,施基肥,1992年种植板栗,每年抚育2次,2000年大面积结果,平均单产150 kg,1998年调查时板栗长势较好,出现狗尾草、马唐、颖果等草类,盖度达70%,板栗树冠下枯枝落叶达 $4.2\text{ kg} \cdot \text{株}^{-1}$,A+AB层大约1~3 cm。模

式Ⅲ(疏林补栽措施):试验地点位于板当,1991年春在原侵蚀地采用小水平沟整地,以有机肥和钙镁磷肥等为基肥,1992春季在马尾松林下种植胡枝子和紫穗槐,当年5、8月及第二年5月追肥3次(尿素),每年砍伐胡枝子和紫穗槐覆盖林地,1998年调查时,林地仍保留少量紫穗槐和胡枝子,亦出现马唐、芒箕、地衣等植物,盖度10%左右,A+AB层大约1~2 cm。模式Ⅳ(封山育林措施):试验点位于离集镇较远的分水岭地带,采取封山育林办法,由于人为破坏较少,林木长势良好,林下植被主要为芒箕,盖度达80%,A+AB层厚10 cm左右。对照Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ为治理模式Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ各相应点的严重侵蚀地(未治理),模式Ⅳ的对照区(即对照Ⅳ)未采取封山育林治理区,各相应项目数值以对照Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ的平均值取之。各试验地具体状况详见表1。

表1 不同退耕模式区概况

Table 1 A survey of sample plot under different improving patterns

退耕模式 Improving patterns	坡度 Slope (%)	坡向 Slope direction	树龄 Tree age (yr)	密度 Density (株·hm ⁻²)	郁闭度 Canopy density	树高 Height (m)	胸径 Diameter (cm)
模式Ⅰ Pattern I	15	NW26	17	2540	0.44	4.25	4.80
对照Ⅰ CK I	10	NW30	20	2310	0.25	2.10	3.22
模式Ⅱ Pattern II	14	SE25	13	2050	0.55	5.73	5.41
对照Ⅱ CK II	14	SE45	15	765	0.20	2.31	2.37
模式Ⅲ Pattern III	15	SE34	16	2470	0.75	7.64	7.07
对照Ⅲ CK III	15	SE37	16	2430	0.18	3.17	3.13
模式Ⅳ Pattern IV	31	NW50	11	2620	0.85	12.76	6.95
对照Ⅳ CK IV	27	NW39	14	2515	0.22	2.55	3.74

2.2.2 试验布置与土样采集 2002年4月和8月,在各退耕模式区邻近分别设置标准对照区,并对区内植物生长状况(胸径、树高、密度、盖度、郁闭度)进行调查,取样时按S形布点。模式Ⅱ、Ⅲ由于采取小水平台状整地,进行了穴种植,故按一定比例分别在穴内外取样,进行混合,以上取样点均为10个。

2.2.3 分析方法 微生物培养基和分离:细菌,牛肉膏蛋白胨琼脂平板表面涂布法;真菌,马丁氏(Martin)培养基平板表面涂布法;放线菌,改良高氏1号合成培养基平板表面涂布法。硝化细菌,Stephenson培养基MPN法;亚硝化细菌,MPN法;固N细菌,阿西比(Ashby)无氮琼脂平板表面涂布法;纤维素分解菌,表面涂布法;氨化细菌,蛋白胨琼脂表面涂布法。

脲酶,苯酚钠比色法;蛋白酶,铜盐比色法;过氧化氢酶,高锰酸钾滴定法;多酚氧化酶,碘量滴定法;磷酸酶,磷酸苯二钠比色法;蔗糖酶,3,5-二硝基水杨酸比色法;脱氢酶,比色法。

土壤呼吸作用强度:称取20 g新鲜土样于500 ml培养瓶中,并将土壤均匀地平铺于底部,调节土壤含水量至田间持水量的60%。将一只25 ml小烧瓶放在培养瓶内的土壤上,然后吸取 $1\text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的NaOH溶液10 ml放入其中,将培养瓶加盖密封,隔24 h取出测定 CO_2 释放的量。土壤理化性质分析参见文献^[8]。

2.2.4 数据分析 各退耕模式土壤肥力指标值按各样地取平均值,土壤肥力综合指标值(IFI)计算从土壤物理化学和

生物学性质出发,选择具有代表性和对植物生长有主导性的单项肥力指标^[10,20],然后对选择指标采用 SAS8.0 软件标准化,并求出各肥力因子的相关矩阵,再利用 Genstat Rel5.3 软件计算各肥力因子主成分贡献率和累计贡献率,以各主成分特征贡献率为权重,加权计算各退耕模式的土壤肥力指标值。分析数据为 3 次分析数值的平均值。

3 结果与分析

3.1 不同退耕模式土壤微生物数量

喀斯特地区土壤遭到严重侵蚀后,土壤肥力严重退化,但采取较为有效治理措施(10 年后),土壤肥力得到初步改善,这在土壤微生物数量上得到最为明显的体现。结果表明(表 2),严重侵蚀地(对照 I、II、III)土壤细菌、真菌和放线菌数量最低,其微生物总数极低($0.31 \times 10^5 \sim 0.55 \times 10^5$ 个·g⁻¹干土)。这与严重退化地的植被稀疏、有机质含量极低相关。经过退耕后,不同模式土壤细菌、真菌和放线菌数量增加均较为明显(表 2)。土壤微生物数量高低顺序是:模式 IV > 模式 III > 模式 II > 模式 I, 模式 IV 土壤微生物总数分别是模式 I 和其对照 IV 的 2.76 倍、412.9 倍;模式 III 土壤细菌、真菌和放线菌及微生物总数分别是相对对照 III 的 180.0 倍、31.5 倍和 15.8 倍及 184.7 倍。经过治理后,土壤微生物数量大幅度增加,这与治理后土壤中有机质和 pH 值增加有关。由于土壤微生物积极参与土壤中物质转化过程^[3,6,7],其数量直接影响土壤供肥和保肥能力。

由表 2 还可看出,不同退耕模式土壤氨化细菌、硝化细菌数量增加明显,与对照相比,模式(I、II、III、IV)土壤氨化细菌数量增幅达 88.9%~98.0%,土壤硝化细菌数量增幅达 73.8%~84.2%。土壤中氨化细菌和硝化细菌直接参与分解土壤中有机态 N,退耕后土壤中这两类土壤微生物数量增加,增强了土壤的供 N 能力。纤维素是组成森林枯枝凋落物

的主要成分,纤维素分解菌积极参与植物残体中纤维素的分解^[7]。模式 IV 土壤纤维素分解菌与模式 I 和对照 IV 相比分别增加了 49.7% 和 86.8%(表 2)。土壤纤维素分解菌数量增加,直接影响到植物残体的转化速度,使土壤中难分解的植物残体积累量减少。土壤中自生固 N 作用是喀斯特森林土壤氮素的重要来源之一^[6]。从表 2 可见,与对照相比,模式(I、II、III、IV)土壤固 N 菌数量增幅达 73.9%~83.3%。

由以上分析可见,喀斯特地区经退耕还林还草后,土壤中易分解物质(特别是 C、N 等)的贮量提高,参与 C、N 转化的氨化细菌、硝化细菌数量、固 N 菌数量明显增加;纤维素分解菌数量亦增加,更利于分解土壤中的植物残体。因此,随着退耕时间(10 年)的推移,土壤环境愈来愈利于有益微生物繁殖和活动,从而大大增强土壤中 C、N 营养元素的循环速率和能量流动。

3.2 不同退耕模式土壤酶活性和呼吸作用

土壤酶活性是土壤肥力的重要组成部分^[2,3]。研究酶活性强度将有助于了解土壤肥力状况和演变,一般土壤有机残体分解强度差异可由土壤水解酶活性强弱得到解释,而氧化还原酶活性则可用来解释土壤中腐殖质再合成强度^[17]。分析结果表明(表 3),侵蚀地(对照 I、II、III)土壤各类酶活性和土壤呼吸作用微弱,治理后土壤脲酶、蔗糖酶、蛋白酶活性均有明显加强,其中模式 IV 以上各类酶活性增加最为明显,其次为模式 III,模式 I 最差。模式 IV 的土壤脲酶、蔗糖酶和蛋白酶分别是其对照 IV 的 5.0 倍、8.3 倍和 5.9 倍。土壤蔗糖酶直接参与土壤碳素循环,而蛋白酶则直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化。严重退化地采取各种退耕模式后,以上 3 种水解酶活性明显增强,表明土壤中 C 和 N 营养循环强度有较大程度提高,土壤肥力在不断恢复过程中。

表 2 不同退耕模式表层土壤微生物数量(number·g⁻¹soil)

Table 2 Amount of soil microbes in surface soil under different improving patterns

退耕模式 Improving patterns	细 菌 Bacteria ($\times 10^5$)	真 菌 Fungi ($\times 10^3$)	放 线 菌 Actinomycetes ($\times 10^3$)	总 数 Total ($\times 10^5$)	氨 化 细 菌 Ammonifiers ($\times 10^5$)	硝 化 细 菌 Nitrogen-fixing bacteria($\times 10^3$)	纤 维 素 分 解 菌 Cellulose decomposing microbes($\times 10^3$)	固 氮 菌 Nitrogen-fixing bacteria($\times 10^3$)
模式 I Pattern I	47.4	6.83	0.64	49.2	2.87	0.54	28.5	0.46
对照 I CK I	0.43	0.41	0.13	0.55	0.32	0.13	6.6	0.12
模式 II Pattern II	50.6	12.15	1.97	53.2	2.64	0.65	30.7	0.65
对照 II CK II	0.37	0.36	0.17	0.31	0.25	0.17	5.3	0.11
模式 III Pattern III	59.4	14.82	4.10	62.8	3.05	0.78	38.1	0.81
对照 III CK III	0.33	0.47	0.26	0.34	0.27	0.20	6.8	0.17
模式 IV Pattern IV	123.5	9.62	152.5	135.8	25.37	1.14	56.7	1.28
对照 IV CK IV	0.57	0.40	0.18	0.37	0.51	0.18	7.5	0.33

喀斯特地区土壤 P 普遍缺乏^[9],往往成为林木生长的限制因子,严重退化地 P 缺乏更为明显,而土壤碱性磷酸酶酶促作用加速土壤有机磷的脱磷速度,可提高 P 有效性^[17].分析结果表明(表 3),不同治理措施土壤碱性磷酸酶活性提高较为明显,其中模式Ⅳ碱性磷酸酶活性是对照Ⅰ的 5.1 倍,模式Ⅲ的是对照Ⅲ的 3.1 倍,这对改善严重缺 P 的喀斯特地区供 P 状况有积极意义.从表 3 还可看出,采取不同退耕措施后,过氧化氢酶和多酚氧化酶活性亦有较大幅度的提高,如模式Ⅳ过氧化氢酶和多酚氧化酶活性分别是对照Ⅱ的 6.6 倍和 5.9 倍,表明不同退耕模式土壤氧化还原能力增强,从而有利于土壤中某些有毒物质转化和土壤腐殖质形成.

表 3 不同退耕模式土壤酶活性

Table 3 Enzymes activities in surface soil of different improving patterns

退耕模式 Improving patterns	A	B	C	D	E	F	G
模式Ⅰ Pattern I	2.953	1.64	32.617	1.024	0.35	3.97	0.089
对照Ⅰ CK I	1.517	0.83	15.542	0.321	0.10	1.05	0.023
模式Ⅱ Pattern II	3.412	1.87	30.626	0.986	0.47	4.28	0.132
对照Ⅱ CK II	2.263	0.90	18.851	0.257	0.11	1.13	0.024
模式Ⅲ Pattern III	3.828	2.21	38.216	1.158	0.53	5.42	0.175
对照Ⅲ CK III	1.211	1.05	21.323	0.377	0.15	1.20	0.021
模式Ⅳ Pattern IV	7.627	8.54	73.675	1.625	0.73	6.71	0.473
对照Ⅳ CK IV	1.520	1.03	12.538	0.365	0.16	1.25	0.025

A:脲酶 Urease($\text{NH}_3\text{-N mg}\cdot\text{g}^{-1}$);B:蔗糖酶 Sucrase($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$);C:蛋白酶 Proteinase($\text{NH}_2\text{-N mg}\cdot100\text{ g}^{-1}$);D:碱性磷酸酶 Phosphatase ($\text{phenol mg}\cdot100\text{ g}^{-1}$);E:过氧化氢酶 Peroxidase ($0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{KMnO}_4\text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$);F:多酚氧化酶 Polyphenol oxidase ($0.01\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{I}_2\text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$);G:土壤呼吸作用强度 Respiration($\text{mg CO}_2\cdot20\text{ g}^{-1}\cdot24\text{ h}^{-1}$).

土壤呼吸主要是由于土壤微生物、植物根系活动及土壤动物活动来进行的^[19,22].从表 3 可见,治理后土壤呼吸作用强度均有明显增强,其中模式Ⅳ呼吸作用强度最大,其次为模式Ⅲ,模式Ⅰ最小.模式Ⅳ土壤呼吸作用强度是其对照Ⅳ的 18.9 倍,模式Ⅲ是对照Ⅲ的 8.3 倍.从以上分析可以看出,严重退化喀斯特地区采取有效退耕措施后,土壤酶活性和土壤呼吸作用强度明显提高,氧化代谢能力得到一

定程度改善.

3.3 不同退耕模式土壤化学性质

喀斯特地区严重退化地(对照Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ)土层裸露,土壤有机质、全 N 和全 P 含量均较低,速效养分含量更是贫乏(表 4),立地条件严重恶化,侵蚀地寸草不生(土地石漠化),土壤抗侵蚀性能很差,生境处于恶性循环阶段,土壤质量日趋下降,单纯采取生物措施进行治理相当困难.分析结果表明(表 4),采用不同退耕措施 10 年后,林地土壤有机质、全 N、全 P 含量均有明显增加,其中模式Ⅳ的土壤有机质、全 N 和全 P 含量分别是对照Ⅰ的 6.1 倍、6.2 倍和 7.8 倍,模式Ⅲ的土壤有机质、全 N 和全 P 含量分别是对照Ⅲ的 5.1 倍、5.0 倍和 3.7 倍;土壤速效养分亦有明显增加,其中模式Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ 土壤速效 N 含量分别是相对对照的 2.3 倍、3.0 倍和 3.1 倍,土壤速效 P 和 K 亦有此趋势(表 4),表明采用不同退耕模式后,土壤营养元素供应容量和供应强度有一定程度的改善.从表 4 可见,退耕后土壤阳离子交换量均有不同程度提高,其中模式Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ 土壤阳离子交换量分别是相对对照的 1.5 倍、1.7 倍和 2.2 倍,模式Ⅳ的则是模式Ⅰ的 1.4 倍,说明采用不同退耕措施后,土壤保肥性能得到一定的改善.

土壤腐殖质化度(胡敏酸总量/土壤全 C 量)是衡量土壤腐殖品质优劣的标志之一^[21].从表 4 可见,对照地土壤胡敏酸含量极少(痕量),经过治理后,腐殖化度均有一定程度的提高(表 4),其大小顺序为模式Ⅳ>模式Ⅲ>模式Ⅱ>模式Ⅰ>对照Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ,治理后土壤 HA/FA 比值亦变大,说明治理后,提高了土壤腐殖品质.

3.4 不同退耕模式土壤物理性质

土壤颗粒组成是构成土壤结构体的基本单元,并与成土母质及其理化性状和侵蚀强度密切相关^[17].分析结果表明(表 5),喀斯特严重退化地(对照Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ)土壤具有典型的粗骨性土壤特征,

表 4 不同退耕模式表层土壤化学性质

Table 4 Chemical properties of surface soils under different improving patterns

退耕模式 Improving patterns	pH (1:2.5)	有机质 O.M ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全 N Total N ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全 P Total P ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效 N Available N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效 P Available P ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效 K Available K ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	CEC (cmol· kg ⁻¹)	腐殖质组成($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 占土壤总有机碳量) Humic composition($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ in total O.C.)		
									HA	FA	HA/FA
模式Ⅰ Pattern I	7.42	44.72	4.02	0.188	132.5	2.7	72.5	19.25	33.2	285.2	1.1
对照Ⅰ CK I	7.16	12.38	1.21	0.045	58.2	1.0	58.3	13.24	0.1	311.3	0.0
模式Ⅱ Pattern II	6.90	54.57	5.53	0.202	143.3	3.8	63.1	21.28	55.4	425.7	1.3
对照Ⅱ CK II	7.39	16.31	1.27	0.078	47.6	1.4	55.2	12.52	0.1	370.6	0.0
模式Ⅲ Pattern III	7.20	68.35	6.10	0.284	265.8	4.8	71.1	25.45	52.7	362.0	1.4
对照Ⅲ CK III	7.02	13.44	1.22	0.077	85.2	1.7	47.5	11.74	0.1	309.5	0.0
模式Ⅳ Pattern IV	7.26	75.58	7.56	0.350	276.7	5.5	109.0	27.36	91.2	241.3	4.2
对照Ⅳ CK IV	7.05	15.42	1.29	0.067	92.8	1.6	87.3	15.90	0.1	323.8	0.0

<0.001 mm 粘粒含量很少, 0.05~0.001 mm 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, 说明土壤矿质胶体缺乏, 土壤颗粒粗大紧实, 影响土壤团粒结构的形成。经过 10 年治理后, 退耕模式 I、II、III、IV 的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。

表 5 不同退耕模式表层土壤物理性质

Table 5 Physical properties of surface soils under different improving patterns

退耕模式 Improving patterns	颗粒组成 Particle size distribution(%)			水稳定性团聚体含量 Content of water stable aggregates(%)			团聚体 破坏率 Percent of aggregate destruction (%)
	1~0.05 mm	0.05~0.001 mm	<0.001 mm	>5 mm	>2 mm	>0.25 mm	
模式 I Pattern I	32.65	54.25	13.10	16.5	33.4	75.7	13.3
对照 I CK I	43.45	49.39	7.16	4.3	13.5	59.5	32.7
模式 II Pattern II	27.44	54.17	18.39	21.5	35.6	78.3	12.6
对照 II CK II	40.24	50.22	9.54	8.6	11.2	69.5	20.4
模式 III Pattern III	32.21	53.64	14.15	27.8	56.4	74.2	11.3
对照 III CK III	41.43	50.04	8.53	14.3	45.1	70.6	24.2
模式 IV Pattern IV	30.16	52.49	17.35	17.6	45.8	77.3	8.4
对照 IV CK IV	39.23	50.45	10.32	12.3	43.7	72.0	16.7

由表 5 还可看出, 模式 I、II、III、IV 各级水稳定性团聚体含量较高, 大小团聚体所占比例较为适宜, 其中以 >2 mm 团聚体占的比例最高, 土壤结构性好; 而对照 I、II、III 各级水稳定性团聚体含量较低, 大小团聚体的分配不合理, 以 >0.25 mm 团聚体所占比例最大, 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 >0.25 mm 的水稳定性团聚体, 而较大团聚体遇水后几乎完全分散。这证明土壤正在砂化(土地石质荒漠化), 因为这类土壤中 >0.25 mm 水稳定性结构体有很大一部分是由颗粒组成中的粗砂粒构成的。土壤水稳定性团聚体数量表现为模式 IV > 模式 III > 模式 II > 模式 I > 对照 I、II、III, 表明喀斯特地区退耕还林还草措施明显提高了水稳定性团聚体含量, 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。

3.5 不同退耕模式下土壤肥力质量综合评价

根据土壤肥力质量指标与植被生长因子密切相关和对生态系统组成、物质和能量流动变化, 以及管理措施有较强敏感性原则^[4], 从土壤物理、化学和生物学性质角度, 选取土壤肥力综合评价指标, 运用因子分析, 以各主成分特征贡献率为权重, 加权计算各立地土壤肥力综合指标值^[10, 20]。

从图 1 可以看出, 不同退耕还林(草)模式土壤 IFI 不一样。模式 I、II、III、IV 土壤 IFI 为 0.524、0.674、0.706、0.905, 分别是相对对照的 15.0、14.0、13.8、14.1 倍。可见, 退耕后土壤肥力逐渐提

高, 这是由于随着时间的推移, 林(草)生长速度加快, 光照、土壤水分条件得到一定程度改善, 调落物量增加, 土壤养分逐渐积累。同时, 土壤酶活性和微生物数量得到不同程度的恢复, 有利于分解枯枝落叶的真菌数量增加, 导致凋落物分解速率加快。而喀斯特严重退化地(对照 I、II、III、IV)植被稀少, 水土流失严重, 生态条件恶劣, 生物与土壤间物质和能量的交换能力减弱, 自肥能力低, 土壤肥力耗损十分严重, 故土壤肥力 IFI 值下降显著(分别为 0.035、0.048、0.051、0.064)。

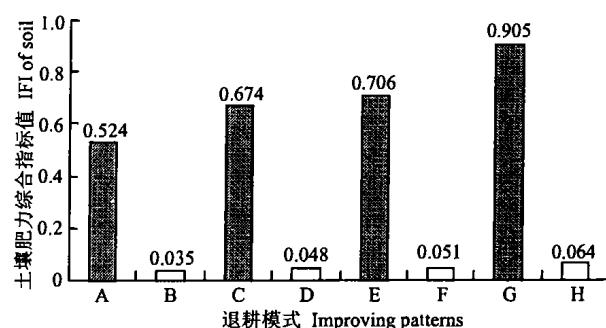


图 1 土壤综合肥力指标值(IFN)

Fig.1 Soil intergrated fertility index(IFI).

A: 模式 I Pattern I ;B: 对照 I CK I ;C: 模式 II Pattern II ;D: 对照 II CK II ;E: 模式 III Pattern III ;F: 对照 III CK III ;G: 模式 IV Pattern IV ;H: 对照 IV CK IV .

4 结语

喀斯特区土壤侵蚀严重, 表层土壤侵蚀殆尽, 生态系统急剧恶化, 土壤肥力质量极差, 植被自然恢复相当困难, 土壤处于逆向演替过程中, 生态系统极为脆弱。采用不同退耕模式后土壤微生物数量、土壤酶活性、土壤理化性质都获得明显改善。采用工程措施和生物措施相结合的方法对严重退化喀斯特生态系统进行治理过程中, 单纯种植牧草, 其早期生长较好, 但基肥耗尽后, 牧草难以继续生长。采用较大规模工程措施种植板栗或在马尾松林下套种胡枝子及紫穗槐, 林地土壤肥力恢复和林木生长较快, 土壤生态系统朝着良性循环方向发展。而在离集镇, 人为干扰少的区域, 采取封山育林, 土壤肥力质量可得到明显恢复。因此, 要根据土壤退化状况, 采取工程和生物措施结合, 乔、灌、草一齐上, 或封山育林, 增加土地覆盖率, 促进植物生长, 使喀斯特区生态环境进入良性循环。

参考文献

- 1 Gan L(甘 露), Wan G-J(万国江), Liang X-B(梁小兵). 2002. Causes of Karst desertification in Guizhou and its controlling countermeasures. *J Desert Res*(中国沙漠), 22(1): 69~74(in Chinese)
- 2 Guo J-X(郭继勋), Jiang S-C(姜世成), Liu H-J(林海茵), et al.

1997. Enzyme activity of alkaline meadow soil with different grassland vegetations. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 8(4):412 ~ 416(in Chinese)
- 3 Huang C-Y(黄昌勇). 2000. Soil Science. Beijing: China Agricultural Press. 305 ~ 310(in Chinese)
- 4 Karlen DJ, Mausbac MJ, Doran JW, et al. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci Soc Amer J*, 61:4 ~ 10
- 5 Long J(龙健), Huang C-Y(黄昌勇), Li J(李娟). 2002. Effects of land use on soil quality in Karst hilly area. *J Soil Water Cons*(水土保持学报), 16(1):76 ~ 80(in Chinese)
- 6 Long J(龙健), Huang C-Y(黄昌勇), Teng Y(滕应). 2003. Biological characteristics of soil quality under process of Karst environment's degradation in Guizhou plateau. *J Soil Water Cons*(水土保持学报), 17(1):26 ~ 29(in Chinese)
- 7 Long J(龙健), Huang C-Y(黄昌勇), Teng Y(滕应). 2003. Microbial eco-characteristics of reclaimed mining wasteland in red soil area of Southern China I . Effects on soil microbial activity. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 14(11):1925 ~ 1928(in Chinese)
- 8 Lu L-K(鲁如坤). 2000. Soil Agricultural-Chemical Analysis Way. Beijing: China Agricultural Press. (in Chinese)
- 9 Office of Soil Survey in Guizhou(贵州省土壤普查办公室). 1994. Soil of Guizhou Province. Guiyang: Guizhou Science and Technology Press. (in Chinese)
- 10 Pang X-Y(庞学勇), Liu Q(刘庆), Liu S-Q(刘世全). 2004. Changes of soil fertility quality properties under subalpine spruce plantation in Western Sichuan. *Acta Ecol Sin*(生态学报), 24(2): 261 ~ 267(in Chinese)
- 11 Sweeting MM. 1993. Refections on the development of Karst geomorphology in Europe and a comparision with its development in China. *Z Geomorph*, 37:127 ~ 136
- 12 Su Y-Z(苏永中), Zhao H-L(赵哈林). 2003. Effects of land use and management on soil quality of Heerqin sandy land. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 14(10):1681 ~ 1686(in Chinese)
- 13 Wang XJ, Gong ZT. 1998. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geodema*, 81:229 ~ 355
- 14 Wan J(万军). 2003. Land degradation and ecological rehabilitation in karst areas of Guizhou Provice, southwestern China. *Adv Earth Sci*(地球科学进展), 18(3):447 ~ 453(in Chinese)
- 15 Wei Q-F(韦启藩), Chen H-Z(陈鸿昭), Wu Z-D(吴志东). 1983. The geochemical characteristics of limestone soil in Nonggang area. *Acta Pedol Sin*(土壤学报), 20(1):30 ~ 41(in Chinese)
- 16 Yang M-D(杨明德). 1990. On the fragility of karst environment. *Yunnan Geographic Environ Res*(云南地理环境研究), 2(1):21 ~ 29(in Chinese)
- 17 Yang Y-S(杨玉盛), He Z-M(何宗明), Lin G-Y(林光耀). 1998. Effect of different improving patterns on fertility of severely degraded granitic red soil. *Acta Pedol Sin*(土壤学报), 35(2):276 ~ 282(in Chinese)
- 18 Zhang M(张明), Zhang F-H(张凤海). 1987. The soils of the Maolan karst forest. In: Zhou Z-X(周政贤), ed. Scientific Survey of the Maolan Karst Forest. Guiyang: Guizhou People's Publishing House. 111 ~ 123(in Chinese)
- 19 Zhang P(张萍), Guo H-J(郭辉军), Yang J-X(杨世雄), et al. 1999. Ecological distribution and biochemical properties of soil microorganisms in Gaoligong Mountains. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 10(1):74 ~ 78(in Chinese)
- 20 Zhang Q-F(张庆费), Song Y-C(宋永昌), You W-H(由文辉). 1999. Relationship between plant community secondary succession and soil fertility in Tiantong, Zhejiang Province. *Acta Ecol Sin*(生态学报), 19(2):174 ~ 178(in Chinese)
- 21 Zhao B-J(赵斌军), Wen Q-X(文启孝). 1988. Effect of calcareous parent meterals on the composition characteristics of soil humus. *Acta Pedol Sin*(土壤学报), 25(3):243 ~ 250(in Chinese)
- 22 Zhuang T-C(庄铁诚), Zhang Y-B(张瑜斌), Lin P(林鹏), et al. 1999. Biochemical characters of forest soils at Wuyishan Mountain. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 10(3):283 ~ 285(in Chinese)

作者简介 龙健,男,1974年生,博士,教授。主要从事土壤生态与土壤环境方向研究,发表论文30余篇,参编专著1部。E-mail:longjian22@163.com