

DOI: 10.5846/stxb201608041609

黄荣珍, 朱丽琴, 王赫, 贾龙, 刘勇, 段洪浪, 吴建平, 刘文飞. 红壤退化地森林恢复后土壤有机碳对土壤水库库容的影响. 生态学报, 2017, 37(1):

Huang R Z, Zhu L Q, Wang H, Jia L, Liu Y, Duan H L, Wu J P, Liu W F. Effects of soil organic carbon on soil reservoir capacity after forest restoration in degraded red soil. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1):

红壤退化地森林恢复后土壤有机碳对土壤水库库容的影响

黄荣珍*, 朱丽琴, 王赫, 贾龙, 刘勇, 段洪浪, 吴建平, 刘文飞

南昌工程学院, 江西省退化生态系统修复与流域生态水文重点实验室, 南昌 330099

摘要: 亚热带红壤侵蚀退化地实施生态恢复后生物生产力恢复迅速, 但土壤尤其是土壤水库的功能并未获得同步恢复, 导致土壤水库对于降水和地表径流的调节能力低下, 区域性洪涝灾害和季节性干旱依然突出。本文采用野外调查和室内分析相结合的方式, 研究了南方红壤侵蚀退化地典型植被恢复类型(马尾松与阔叶树复层林、木荷与马尾松混交林、阔叶混交林) 0—60 cm 土层土壤水库各种库容差异, 以及土壤总有机碳和活性有机碳密度分布特征, 采用典型相关分析方法对土壤水库库容与土壤有机碳密度两组指标进行相关分析。结果表明: 随着土层深度的增加, 各森林恢复类型死库容呈上升趋势, 兴利库容和最大有效库容呈下降趋势, 防洪库容变化趋势不明显, 木荷与马尾松混交林兴利库容略高。不同植被恢复类型同一土层土壤总有机碳密度均表现为马尾松与阔叶树复层林 > 木荷与马尾松混交林 > 阔叶混交林, 而活性有机碳密度则以阔叶混交林最大。典型相关分析表明, 土壤有机碳水平对土壤水库库容的增加具有显著的因果影响关系 ($P=0.01$), 其中对有机碳水平起到主导性贡献作用的是水溶性有机碳。因此, 对于退化红壤地植被恢复初期, 可通过适当密植和立体种植, 提高林地生物量和土壤碳密度, 并在马尾松等先锋树种针叶林分中补植阔叶乔灌木, 以增加土壤活性有机碳含量, 增大土壤水库容量, 从而有利于土壤水库结构和功能以及退化生态系统的快速恢复。

关键词: 土壤水库; 库容; 土壤有机碳; 典型相关分析; 森林恢复; 红壤

Effects of soil organic carbon on soil reservoir capacity after forest restoration in degraded red soil

HUANG Rongzhen, ZHU Liqin, WANG He, JIA Long, LIU Yong, DUAN Honglang, WU Jianping, LIU Wenfei
Nanchang Institute of Technology/Jiangxi Key Laboratory of Degraded Ecosystem Restoration and Watershed Eco-Hydrology, Nanchang 330099, China

Abstract: In a degraded red soil in subtropical China, the soil reservoir did not show a synchronized recovery with the rapid increase of biomass, resulting in frequent floods and droughts at the regional scale. The aim of this study was to determine the changes in soil organic carbon and soil reservoir capacity and their relationship following afforestation. Based on field investigations and lab assays, the differences of soil reservoir capacity in the 0—60 cm soil layer and the distribution characteristics of total organic carbon density and active organic carbon density were studied in three typical types of forest restoration in southern degraded red soil, i.e. *Pinus massoniana* and broad-leaved tree multiple layer forest (PB), *Schima superba*-*Pinus massoniana* mixed forest (SP), and broad-leaved mixed forest (BF). The correlation between soil reservoir capacity and soil organic carbon density was also analyzed using a canonical correlation analysis model. The results showed that with increased soil depth, all three forest restoration types exhibited growth trends in soil invalid capacity, while the

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31160179); 江西省自然科学基金项目 (20151BAB204033); 江西省水利厅科技项目 (KT201546); 江西省高等学校“十二五”水土保持与荒漠化防治重点学科培育基金

收稿日期: 2016-08-04; 修订日期: 2016-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huangrz@nit.edu.cn

storage capacity and the flood control capacity showed downward trends. However, the trend of flood control capacity was not obvious. Additionally, the storage capacity in the *SP* was higher than that in other forests. The total organic carbon density in the same layers was ranked as follows: *PB* > *SP* > *BF*. The active organic carbon density was largest in *BF*, suggesting that *BF* was propitious to the accumulation of active organic carbon. The soil organic carbon was positively correlated with soil reservoir capacity ($P = 0.01$), and soil dissolved organic carbon played the dominant role for the increase of organic carbon levels. As a result, we could develop close-planting and stereoscopic planting appropriately to improve plant biomass and soil carbon density, and then interplant broad-leaved species with pioneer coniferous tree species such as *Pinus massoniana* at the early stage of forest restoration in degraded red soil. This strategy can increase the active soil organic carbon content and enhance soil reservoir capacity, which is conducive to the rapid recovery of the eroded soil and ecosystem.

Key Words: soil reservoir ; reservoir capacity; soil organic carbon; canonical correlation analysis; forest restoration; red soil

植被恢复过程是与土壤环境相适应的过程^[1],其显著特征表现在凋落物腐化后归还土壤、植被根系生长穿插及土壤微生物活动等,不仅能够向土壤提供新的碳源,而且能够改变土壤的孔隙状况,增加土壤的通气性能及透水性能,从而改善土壤环境,提高土壤肥力^[2];土壤结构和功能的改善反过来将促进生物多样性的形成、植被的加速生长。然而在我国南方红壤侵蚀区,侵蚀退化恢复地虽然植被覆盖率和多样性有了很大的提升,在暴雨季节依然面临山洪频发的威胁,这在 2016 年夏季得到充分体现。究其原因,很多侵蚀地虽然植被得以快速恢复,但土壤包括土壤水库的生态功能未能得到同步的恢复。加上降雨量大而集中,且暴雨频繁,降雨无法及时入渗,从而形成超渗地表径流、造成强烈土壤冲刷。与华北潮土、东北黑土、西北黄土相比,红壤由于本身黏粒含量较高,其防洪库容和有效库容大约仅为它们的一半,使红壤更容易受到干旱威胁^[3]。已有研究发现土壤有机碳含量的提高可改善土壤的持水性能^[4],土壤有机质的积累构成了土壤水分环境恢复和改善的主导因素^[1]。通过植被恢复,土壤有机碳增加,土壤结构及其水力特性得到改善,土壤水库蓄水供水调水及抗侵蚀功能得到提高。

目前,国内外学者对退化地有机碳恢复、土壤水分物理性状的研究不少^[5,6],且有一些影响深远的研究成果,但是,对于退化地有机碳与土壤水库容的相关关系研究很少,尤其是有机碳不同组分和土壤水库各种库容之间的实证定量研究更少。由于土壤水库容和退化地有机碳均表现为多个维度因素,应用简单相关分析方法无法满足多维度变量之间相关分析的要求,而典型相关分析模型却能分析两组变量之间的相关性。基于此点,本文分别选取死库容、兴利库容和防洪库容作为土壤水库容的变量,土壤总有机碳、微生物量碳、水溶性有机碳和易氧化有机碳作为土壤有机碳的变量,应用 SAS 分析软件通过典型相关分析模型来分析退化地森林恢复后土壤有机碳和土壤水库容之间的相关性,为从土壤有机碳—土壤结构—土壤回复力角度理解土壤结构与功能相互作用提供新的认识,从而有助于植被—土壤—水分环境互动关系及演变机理的深入研究和探讨,并为南方严重红壤侵蚀退化区植被恢复树种选择、搭配和水土保持生态恢复实践提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地设在中国科学院江西省千烟洲红壤丘陵综合开发试验站(115°04'13"E, 26°44'48"N),属典型红壤丘陵地貌,海拔高度在 100 m 左右,相对高差在 20—50m。土壤类型为红壤,成土母质为红色砂岩。该区年平均气温为 17.9℃,年均降水量为 1489mm,年均日照为 1406h,无霜期为 323d,属典型亚热带湿润季风气候。该站的原生植被以中亚热带常绿阔叶林为主,由于人类长期开发和破坏,原生植被遭到严重破坏,在建站初期已退化为灌草丛,且多处出现不同程度的水土流失,现土地利用类型以人工林为主。各试验地基本情况见

表 1。

阔叶混交林(BF,对照):主要乔木树种为樟树(*Cinnamomum camphora*)、枫香(*Liquidambar formosana*)、鹅掌楸(*Liriodendron chinense*)、厚朴(*Magnolia officinalis*)、青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)。林下植被主要有黄瑞木(*Adinandra millettii*)、石斑木(*Rhaphiolepis indica*)、香椿(*Toona sinensis*)、秤星树(*Llex asprella*)、三叶赤楠(*Syzygium grijsii*)、深山含笑(*Michelia maudiae*)、桂花(*Osmanthus fragrans*)、欒木(*Loropetalum Chinese*)、朱砂根(*Ardisia crenata*)、麦冬(*Ophiopogon japonicus*)、淡竹叶(*Lophatherum gracile Brongn*)、芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)、狗脊蕨(*Woodwardia japonica*)、鳞毛蕨(*Dryopteris*)、铁线蕨(*Adiantum capillus-veneris*)等。

木荷与马尾松混交林(SP):主要乔木树种为木荷(*Schima superba*)和马尾松(*Pinus massoniana*)。林下植被主要有黄瑞木、青冈栎、白栎(*Quercus fabri*)、欒木、深山含笑、六月雪(*Serissa japonica*)、淡竹叶、麦冬、海金沙(*Lygodium japonicum*)、

马尾松与阔叶树复层林(PB):主要乔木树种为马尾松、黄瑞木、枫香、三角槭(*Acer buergerianum*)、白栎。林下植被主要有三叶赤楠、乌饭树(*Vaccinium bracteatum*)、欒木、秤星树、淡竹叶、芒萁、菝葜(*Smilacis Chinae Rhizoma*)、狗脊蕨等。

表 1 试验地概况
Table 1 General information of the experimental sites

森林恢复类型 Forest restoration type	栽植时间 Planting time/a	坡度 Slop/(°)	坡向 Aspect	保留密度 Reserved density /(株/hm ²)	平均树高/ 平均胸径 Average tree height/m /Average DBH/cm	乔木郁闭度 Tree crown density/%	灌木层盖度 Shrub coverage/%
阔叶混交林(BF)	1984	20	北向	889	18.9/15.8	90	45
木荷与马尾松混交林(SP)	1984	15	西北向	1027(木荷) 753(马尾松)	20.2/15.6(木荷) 22.0/19.8(马尾松)	85	15
马尾松与阔叶复层林(PB)	1984	15	南向	1025(马尾松) 850(阔叶乔木)	18.9/18.0(马尾松) 10.4/8.0(阔叶乔木)	75	60

1.2 土壤采集与测定方法

1.2.1 土壤采集

2014 年 4 月,在 BF、SP 和 PB 三种林地分别设立 3 块 20m×20m 固定标准地,共 9 块。在每个标准地内按“S”型布设 5 个取样点,每个取样点开挖土壤剖面,用环刀按 0—10 cm、10—20 cm、20—40 cm、40—60 cm 四个层次采集原状土样(分析时取 0—10 cm 与 10—20 cm 平均值作为 0—20 cm 的数值,有机碳的数据类同),每个层次分别用环刀取 3 个样,用来测定土壤饱和持水量、毛管持水量和土壤容重。另用自封袋采集对应土壤层次土样,用孔径 2mm 的土壤筛分离出直径大于 2mm 的石砾,小于 2mm 的土样用四分法分成两份,其中一份鲜土保存在 4℃ 冰箱中,用于微生物量碳、水溶性有机碳测定使用,另一份风干研磨过筛,作为凋萎持水量、总有机碳、易氧化有机碳测定使用。

1.2.2 测定方法

土壤饱和持水量、毛管持水量和土壤容重采用环刀法测定:将装有湿土的环刀,揭去上底盖,保留一垫有滤纸的带网眼底盖,放入平底盆中,注入并保持盆中水层高度至环刀上沿不淹没为止,使其吸水 12h,水平取出,立即称重;接着放置在铺有干砂的平底盘中 2h,再次称重;然后将环刀土样放在 105℃ 烘箱内烘干至恒重,称量烘干土及环刀重量,从而分别计算土壤饱和持水量、毛管持水量和土壤容重。土壤凋萎持水量采用饱和 K₂SO₄法测定^[7]。土壤总有机碳(SOC)采用 K₂Cr₂O₇氧化-外加热法测定。土壤微生物量碳(MBC)采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提^[8],并用碳氮分析仪(multi N/C 3100)测定浸提液有机碳浓度。土壤水溶性有机碳(WSOC)根据 Chantigny^[9]等方法,稍作修改:首先称取鲜土 10g(过 2mm 筛),按土水比 1:10 加入 100ml 去离子水,封口后在 25℃ 恒温振荡器上以 200 r min⁻¹ 振荡 30min,然后用中速定量滤纸过滤,滤液以 4000 r/min 离心

10min,取上清液用 0.45 μ m 滤膜进行抽滤,最后用碳氮分析仪(multi N/C 3100)测定滤液相应浓度。土壤易氧化有机碳(ROC)采用 KMnO_4 氧化比色法测定^[10]。

1.3 数据计算

(1) 土壤水库各库容计算^[11]

$$\text{死库容} = 0.1 \sum_{i=1}^n (WL_i \times r_i \times H_i) \quad (1)$$

$$\text{兴利库容} = 0.1 \sum_{i=1}^n [(C_i - WL_i) \times r_i \times H_i] \quad (2)$$

$$\text{防洪库容} = 0.1 \sum_{i=1}^n [(S_i - C_i) \times r_i \times H_i] \quad (3)$$

$$\text{总库容} = 0.1 \sum_{i=1}^n (S_i \times r_i \times H_i) \quad (4)$$

式中, WL_i 为第 i 层土壤凋萎持水量(%); r_i 为第 i 层土壤容重(g/cm^3); H_i 为第 i 层土壤厚度(cm); C_i 为第 i 层土壤毛管持水量(%); S_i 为第 i 层土壤饱和持水量(%); n 为土壤层次。

(2) 土壤有机碳密度计算^[12]

$$\text{SOC}_i = \sum_{i=1}^n T_i \times r_i \times H_i (1 - D_i) / 100 \quad (5)$$

式中, SOC_i 为第 i 层土壤有机碳密度(kg/m^2); T_i 为第 i 层的土壤有机碳含量(g/kg); r_i 为第 i 层的土壤容重(g/cm^3); H_i 为第 i 层的土壤厚度(cm); D_i 为直径大于 2mm 的石砾所占的体积百分比(%); n 为土壤层次。

1.4 数据处理

所有数据为各重复实测值的平均值,数据统计及分析采用 Microsoft Excel(2003)进行,典型相关分析采用 SAS (8.1) 软件进行,制图采用 PowerPoint(2003)进行。

2 结果与分析

2.1 土壤水库各库容状况

土壤水库死库容即土壤凋萎持水量所对应的库容,其蓄持的水分无法被植物吸收利用,也不能从土壤中释放,保持相对稳定,对径流调节不起作用。由表 2 可见,三种森林恢复类型土壤水库死库容均随土层深度的增加而增大,其中 BF、SP 20—40cm、40—60cm 的死库容显著大于表层 0—20cm ($P < 0.05$),但两类型的 20—40cm 与 40—60cm 之间,以及 PB 的各个土壤层次之间的死库容不存在显著性差异 ($P > 0.05$)。BF 剖面 0—60cm 总死库容显著大于 PB ($P < 0.05$)。

土壤水库兴利库容是对应于毛管持水量与凋萎持水量之间的贮水库容,表征土壤较长时间贮存水分的能力,其大小在中小尺度上对消减洪峰流量具有重要意义。三种森林恢复类型 0—60cm 土层兴利库容大小顺序依次为 $\text{SP} > \text{BF} > \text{PB}$,三者之间不存在显著性差异(表 2),表明 SP 土壤所能贮存的水量更多,调节洪峰流量的潜力更大。三种类型土壤水库兴利库容均以 0—20cm 土层最大,随土层深度的增加而降低,其中 BF、SP 表层 0—20cm 兴利库容显著大于 20—40cm、40—60cm ($P < 0.05$)。

土壤水库防洪库容是指土壤剖面中非毛管孔隙的容量,表征土壤暂时贮存水分的能力,也是雨水进入土壤并补充地下水的主要通道^[11]。三种恢复类型 0—60cm 土层防洪库容以 PB 最大(表 1),显著大于 SP 和 BF ($P < 0.05$),防洪库容在土壤剖面不同层次中的变化规律不明显,但每个层次 PB 的防洪库容显著大于 SP、BF 的 ($P < 0.05$)。

土壤水库总库容是指土壤剖面中所有孔隙的容量,表征土壤所能容蓄水分的总量,由死库容、兴利库容和防洪库容组成。0—60cm 土层总库容表现 $\text{SP} > \text{BF} > \text{PB}$,但相互之间没有显著差异 ($P > 0.05$)。从土壤剖面不同层次看,BF、SP 表层 0—20cm 总库容显著大于 20—40cm、40—60cm ($P < 0.05$),但 PB 的不同层次之间不存在

显著差异。

表 2 土壤水库各库容值

Table 2 The capacity values of soil reservoir

森林恢复类型 Forest restoration type	土层深度/cm Soil depth	死库容/mm Invalid	兴利库容/mm Storage capacity	防洪库容/mm Flood control capacity	总库容/mm Total capacity
阔叶混交林 (BF)	0—20	11.70±1.41Ba	51.82±1.19Aab	6.32±3.29Ab	69.84±2.40Aa
	20—40	14.60±1.44Aa	41.80±3.24Ba	6.74±1.34Ab	63.14±1.86Ba
	40—60	16.83±0.41Aa	39.27±2.78Ba	6.32±2.35Ab	62.42±1.12Ba
	0—60	43.13±1.51a	132.89±3.41a	19.39±6.45b	195.41a
木荷与马尾松	0—20	7.58±1.60Bb	54.03±2.41Aa	9.63±2.57Aab	71.24±0.96Aa
混交林 (SP)	20—40	13.00±1.15ABab	45.22±2.05Ba	6.96±1.47Ab	65.18±0.60Ba
	40—60	15.29±4.33Aa	40.72±2.77Ba	7.27±2.56Ab	63.28±0.92Ba
	0—60	35.87±5.52ab	139.97±5.26a	23.86±6.39b	199.70a
马尾松与阔叶树	0—20	8.79±1.75Aab	43.82±7.43Ab	12.72±2.26Aa	65.33±2.01Ab
复层林 (PB)	20—40	10.12±2.28Ab	41.50±5.74Aa	13.69±1.74Aa	65.31±2.10Aa
	40—60	11.57±3.44Aa	38.60±8.22Aa	14.44±2.66Aa	64.61±1.22Aa
	0—60	30.48±7.46b	123.93±21.19a	40.86±1.04a	195.27a

注:表中数据表示平均值±标准差,不同大写字母表示土壤层次间差异达显著水平 ($P < 0.05$),不同小写字母表示森林恢复类型之间差异达显著水平 ($P < 0.05$)

2.2 土壤有机碳和活性有机碳密度分布

不同森林恢复类型下,同一土层土壤总有机碳 (SOC) 密度均表现出 $PB > SP > BF$ (表 3); 在 0—20 cm 土层, BF 略小于 SP 且显著小于 PB ($P < 0.05$); 在 20—40 cm 土层, BF 和 SP、PB 土壤 SOC 密度相互之间存在显著性差异 ($P < 0.05$), 在 40—60 cm 土层, 表现为 SP、PB 显著大于 BF ($P < 0.05$)、SP 与 PB 之间无显著差异 ($P > 0.05$)。在 0—60 cm 整个土壤厚度, 三种恢复类型 SOC 密度在 5.794—8.717 kg/m² 之间, BF 显著小于 SP 和 PB ($P < 0.05$)。随着土层深度的增加, 各类型土壤 SOC 密度均呈下降趋势, BF、SP 和 PB 均呈现出 0—20 cm 土层土壤 SOC 密度显著大于 20—40 cm、40—60 cm 土层 ($P < 0.05$); 同时, 除 SP 外, BF 和 PB 20—40 cm 土壤 SOC 密度都显著大于 40—60 cm 土层, 显示出土壤 SOC 密度在 >20 cm 土壤深度急剧缩小, 且在 20—60 cm 深度变化幅度减小。

表 3 土壤有机碳密度分布

Table 3 Distribution of SOC density under different forest restoration types

森林恢复类型 Forest restoration type	土层深度 Soil depth/cm	SOC 密度 Density of SOC/ (kg/m ²)	MBC 密度 Density of MBC/ (kg m ²)	WSOC 密度 Density of WSOC/ (kg m ²)	ROC 密度 Density of ROC/ (kg m ²)
阔叶混交林 (BF)	0—20	3.189±0.324Ab	0.060±0.020Aa	0.195±0.022Ab	1.853±0.343Aa
	20—40	1.504±0.227Bc	0.024±0.008Ba	0.186±0.003Ab	0.717±0.254Ba
	40—60	1.102±0.301Cb	0.018±0.006Ba	0.176±0.014Ab	0.374±0.141Ca
	0—60	5.794±0.349c	0.103±0.032a	0.557±0.037b	2.944±0.720a
木荷与马尾松	0—20	3.697±0.266Ab	0.031±0.008Ab	0.242±0.016Aa	1.010±0.066Ab
混交林 (SP)	20—40	2.105±0.255Bb	0.014±0.003Bb	0.245±0.005Aa	0.470±0.087Bb
	40—60	1.753±0.204Ba	0.012±0.05Bb	0.244±0.020Aa	0.352±0.060Ca
	0—60	7.554±0.575b	0.058±0.016b	0.731±0.037a	1.832±0.200b
马尾松与阔叶	0—20	4.278±0.366Aa	0.033±0.004Ab	0.178±0.014Ab	0.852±0.068Ab
树复层林 (PB)	20—40	2.584±0.063Ba	0.016±0.003Bb	0.172±0.029Ab	0.423±0.105Bb
	40—60	1.856±0.115Ca	0.017±0.003Bab	0.173±0.037Ab	0.293±0.065Ca
	0—60	8.717±0.539a	0.066±0.009ab	0.523±0.074b	1.569±0.215b

注:表中数据表示平均值±标准差,不同大写字母表示土壤层次间差异达显著水平 ($P < 0.05$),不同小写字母表示森林恢复类型间差异达显著水平 ($P < 0.05$)

土壤微生物量碳(MBC)是反映土壤微生物活性强弱和有机质分解过程的重要生物学指标,表征土壤质量的总体状况。由表3可以看出,三种类型同一土层土壤MBC密度大小顺序均表现为BF>PB>SP,BF在0—20、20—40土层均显著大于SP和PB($P<0.05$)。随着土层深度的增大,各类型土壤MBC密度总体成下降趋势,下降的幅度在上层土壤较为明显;BF、SP和PB 20—40cm土层MBC含量分别比0—20cm土层下降了59.57%、54.70%和49.98%。

土壤水溶性有机碳(WSOC)是微生物自身生长及生物分解过程中的主要物质和能量来源^[13],三种森林恢复类型同一土层土壤WSOC密度大小顺序均表现为SP>BF>PB(表3),SP显著高于BF、PB($P<0.05$),BF与PB之间无显著性差异($P>0.05$)。随着土层深度的增加,土壤WSOC密度变化趋势不明显,各层之间变化幅度不大。BF 0—60 cm土层土壤WSOC密度显著小于SP($P<0.05$),而略微大于PB。

易氧化有机碳(ROC)可反映土壤有机碳库的微小变化,其与土壤有机碳呈显著正相关^[14]。在同一土层深度下,BF土壤ROC密度最高(表2),在0—20、20—40 cm土层显著大于SP、PB($P<0.05$)。随着土层深度的增加,各类型土壤ROC密度均呈逐渐降低的趋势,相邻土层均存在显著差异($P<0.05$)。BF 0—60 cm土层ROC密度显著大于SP、PB($P<0.05$)。

2.3 土壤水库库容与土壤有机碳的典型相关分析

本文将土壤SOC(x_1)、MBC(x_2)、WSOC(x_3)和ROC密度(x_4)作为原因组,将土壤水库的死库容(y_1)、兴利库容(y_2)和防洪库容(y_3)作为4个有机碳密度综合作用的结果组,然后将两组指标做典型相关分析。土壤区分0—10cm、10—20cm、20—40cm、40—60cm四个层次对上述7个指标进行原因组和结果组的对应分析。

在0—60 cm土层,第一对典型变量解释了86.61%的信息量,第二对典型变量解释了11.55%的信息量,根据对该两对典型变量进行Wilks' Lambda、Pillai's Trace、Hotelling-Lawler和Trace Roy's Greatest Root等四种典型相关分析的总体检验,显著性都小于0.001,因此,有机碳组与库容组之间存在着典型相关关系,能够用有机碳数据解释库容数据。

2.3.1 相关系数矩阵

原因组的 x_1 、 x_2 、 x_3 和 x_4 4个指标两两之间的相关系数在-0.2131—0.4693之间(见表4),结果组的 y_1 、 y_2 和 y_3 3个变量间的相关系数在0.1885—0.6233之间,说明原因组4个变量之间、结果组的3个指标之间的相关程度均不高,组内变量相互之间的信息重叠性不高,因此,典型相关分析可以将其一起分别作为原因组、结果组。

从有机碳组和库容组两两之间的相关系数来看, x_3 与 y_1 、 y_2 间的相关系数分别为0.6917和0.7867,说明土壤WSOC密度的增加对土壤水库的死库容和兴利库容的增长具有明显的影响。对于土壤水库防洪库容来说,土壤SOC密度影响最大,相关系数为0.2516。

表4 不同因子间的相关系数矩阵

Table 4 Correlation coefficient matrix between different factors

因子 Factor	x_1	x_2	x_3	x_4	y_1	y_2	y_3
x_1	1.0000	0.1524	0.0294	0.2565	-0.1864	-0.0125	0.2516
x_2	0.1524	1.0000	-0.2131	0.4693	-0.0585	-0.1845	-0.0768
x_3	0.0294	-0.2131	1.0000	-0.1910	0.6917	0.7867	0.2301
x_4	0.2565	0.4693	-0.1910	1.0000	-0.1419	-0.1665	-0.3198
y_1	-0.1864	-0.0585	0.6917	-0.1419	1.0000	0.6233	0.1885
y_2	-0.0125	-0.1845	0.7867	-0.1665	0.6233	1.0000	0.3234
y_3	0.2516	-0.0768	0.2301	-0.3198	0.1885	0.3234	1.0000

2.3.2 典型相关系数及检验

由表5可知,第一对典型变量的典型相关系数为0.840,通过显著性检验($P=0.01$);第二对典型变量的

典型相关系数为 0.492,通过显著性检验($P = 0.01$),可利用其进行补充分析;第三对典型变量的典型相关系数为 0.220,没有通过显著性检验($P = 0.01$)。因此,有机碳组与库容组之间存在典型相关关系,能够用有机碳数据来解释库容数据,可以用第一对和第二对典型变量来进行典型相关关系分析。

表 5 典型相关系数及检验

Table 5 Canonical correlation coefficient and test

序号 Serial number	典型关系系数 Canonical correlation coefficient	相关系数的卡方统计值 Chi-SQ	自由度 DF	显著性 Sig.
1	0.840	458.010	12.000	0.000
2	0.492	348.000	6.000	0.000
3	0.220	175.000	2.000	0.013

2.3.3 典型变量系数

为了分析两组因子形成典型变量时相对作用的大小,来自有机碳的原因组第一对典型变量为:

$$M_1 = 0.196x_1 + 0.052x_2 + 1.000x_3 + 0.049x_4$$

对于有机碳原因组的第一对典型变量, x_3 的系数最大,为 1.000,因此可近似代表土壤有机碳水平。来自库容的结果组第一典型变量为:

$$N_1 = 0.463y_1 + 0.673y_2 + 0.111y_3$$

对于库容结果组的第一对典型变量,兴利库容和死库容的系数相对较大,两者联合可表示土壤水库库容状况。

第二对典型变量的典型相关系数为 0.4918,可利用其进行补充分析,来自有机碳的原因组第二对典型变量为:

$$M_2 = 0.833x_1 + 0.114x_2 - 0.003x_3 - 0.848x_4$$

对于有机碳原因组的第二对典型变量, x_1 的系数最大,为 0.833,表明其对土壤有机碳水平具有显著性影响; x_4 的系数的绝对值为 0.848,显示其反向即不易氧化的有机碳对土壤有机碳水平具有重要的影响。

$$N_2 = 0.346y_1 + 0.116y_2 + 0.986y_3$$

对于库容结果组的第二对典型变量,防洪库容的系数高达 0.986,表明其对土壤水库库容状况具有极显著的影响。

2.3.4 典型结构分析

结构分析基于因子在典型变量上的负载系数展开,在第一对典型变量中(图 1), y_1 、 y_2 、 y_3 在库容结果组 N_1 上的负载系数都是正数,且 y_1 和 y_2 的负载系数较高,分别为 0.861 和 0.926,因此,3 个库容变量与结果组第一对典型变量 N_1 是正相关的,且与 y_1 、 y_2 的相关程度很高。 x_3 在原因组的第一对典型变量 M_1 上的负载系数很高,达 0.981,而 x_1 、 x_2 和 x_4 的负载系数不高,说明原因组第一对典型变量 M_1 反映土壤的有机碳水平。

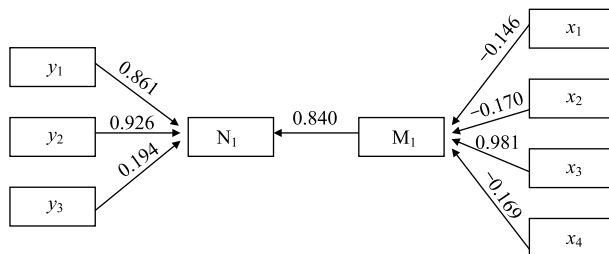


图 1 第一对典型变量的结构关系图

Fig.1 Structure relation of the first pair of canonical variables

利用第二对典型变量进行补充分析发现(图 2), y_2 、 y_3 在库容结果组 N_2 上的负载系数都是正数,且 y_3 的负

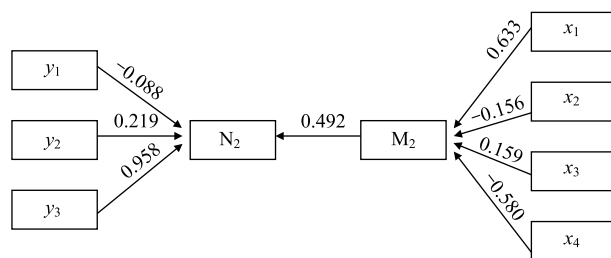


图2 第二对典型变量的结构关系图

Fig.2 Structure relation of the second pair of canonical variables

载系数高达 0.958,因此,这 2 个库容变量与结果组第二对典型变量 N_2 是正相关的,且与 y_3 相关程度高。 x_1 在原因组的第二对典型变量 M_2 上的负载系数高达 0.633,而在 x_2 、 x_3 和 x_4 上的负载系数不高,说明原因组第二对典型变量 M_2 也能一定程度上反映土壤的有机碳水平。

3 讨论

3.1 森林恢复对土壤水库库容的影响

本研究三种森林恢复类型 0—20、0—60 cm 土层的总库容分别为 65—71 mm 和 195—199 mm,远小于东北黑土的 120 mm 和 330 mm、华北潮土的 108 mm 和 300 mm^[15]、红壤区中龄林地的 103—106 mm 和 307—347 mm、亚热带常绿阔叶天然林的 126—130 mm 和 345—351 mm^[16]。本研究的三种恢复林地前身水土流失严重,表层原生疏松土壤遭受冲刷,土壤有机碳损耗大,土壤结构遭到严重破坏,导致其土壤水库库容低下,森林恢复后,虽然水土流失和有机碳的矿化得到有效控制,土壤有机碳状况有了大幅度的改善,但恢复的时间相对较短,要达到亚热带地带性常绿森林下的土壤结构和功能还需要漫长的时间。

东北黑土死库容、兴利库容和防洪库容占总库容的比例范围为 30%—42%、40%—42%、17%—28%,华北潮土的分别为 30%—37%、33%—41%、22%—37%,亚热带常绿阔叶天然林的分别为 18%—25%、50%—51%、24%—32%^[15,16]。本研究中三种恢复森林土壤死库容、兴利库容和防洪库容占总库容的比例范围为 13%—27%、61%—75%、7%—21%,表明与黑土、潮土和天然林地红壤相比,红壤恢复林地土壤水库不仅死库容、兴利库容、防洪库容与总库容小,而且死库容和防洪库容占比小、兴利库容占比大。死库容占比较小可能与成土母质为红色砂岩有关,其发育形成的土壤微细黏粒含量较第四纪红土发育的红壤低;防洪库容占比小、兴利库容占比大可能与红壤黏粒、Fe/Al 氧化物含量高,而有机质含量低有关,导致由 Fe、Al 氧化物形成的微团聚体多、有机质形成的微团聚体及大团聚体相对较少。侵蚀退化恢复地土壤水库防洪库容占比较小的特性对于其透水理水、土壤结构与功能的恢复造成巨大的负面影响,一方面不利于雨水的渗透和地表径流的削弱,在雨强较大时无法及时渗透,从而形成较大的地表径流和较强的土壤冲刷;另一方面土壤水分未能得到充分的补充,导致土壤含水量经常处于亏缺状态,影响林木根系水分吸收和土壤微生物活动,不能快速有效培育土壤肥力,同时也延滞恢复地森林生态系统的物质和能量循环,使得土壤结构和功能恢复缓慢。

3.2 森林恢复对不同土壤有机碳的影响

本研究森林恢复 30 年后三种森林 0—20、0—60 cm 土壤总有机碳密度分别达 31.89—42.78 t/hm² 与 57.94—87.17 t/hm²,亚热带红壤严重退化地恢复 24 年马尾松林地(福建长汀)的为 21.10 t/hm²、30.90 t/hm²^[5],亚热带不同演替阶段林地(湖南鹰嘴界自然保护区)的分别可达 31.81—38.84 t/hm²、60.31—71.15 t/hm²^[12],亚热带常绿阔叶林分别可达 61.69 t/hm²—77.27 t/hm²、143.66 t/hm²—180.30 t/hm²^[17],本研究结果大于严重侵蚀退化的马尾松恢复林地,接近于不同演替阶段的马尾松林、马尾松阔叶树混交林,远小于亚热带的地带性常绿阔叶天然林。土壤有机碳增加的幅度和速率取决于气候、土壤类型、植物类型和管理等因素^[18]。本研究所在亚热带区域降雨与光照充沛、夏季高温多雨、雨热基本同季,具备优越的植物生长和凋落物分解的气候条

件,有利于土壤有机碳的积累。三种森林类型选用适用于该区退化土地的水土保持先锋树种马尾松、木荷和枫香等品种,具有成活率高、生长迅速、生产力高、凋落物丰富的特点。在造林过程中实施穴状整地、保留原有的植被,抚育过程中将砍伐的灌木和草本用于林地覆盖,而非传统的全垦、火烧整地和移除采伐剩余物方,减少了土地的干扰^[19]、增加了凋落物对土壤有机碳的补充、降低了原有土壤有机碳的矿化^[20]。

阔叶混交林 MBC、WSOC、ROC 占 SOC 的比例分别为 1.78%、9.61%和 50.81%,木荷与马尾松混交林的分别为 0.77%、9.68%和 24.25%,马尾松与阔叶树复层林的分别为 0.76%、6.00%和 18.00%;除了木荷与马尾松混交林的 WSOC,阔叶混交林其它类型活性有机碳密度及其占总有机碳的比例均大于马尾松与阔叶树复层林、木荷与马尾松混交林,这与不同林分凋落物和细根的数量、性质及空间分布密切相关。土壤 SOC 和 WSOC 的主要来源是凋落物和细根,不同植物类型凋落物、根系数量和质量不同,导致其水溶性有机物、根际分泌物与微生物数量和质量相异^[21],而此三个因素对于土壤团聚体形成与稳定性提高具有显著影响^[6,22],从而进一步对土壤水库的库容和功能发挥产生作用。

本研究中,阔叶混交林的凋落物总量和凋落叶潜在有机碳归还量均显著低于木荷与马尾松混交林、马尾松与阔叶树复层林,且木荷与马尾松混交林低于马尾松与阔叶树复层林(未发表的数据),与 SOC 的变化一致。凋落物通过微生物分解和淋溶等方式归还 SOC 和 WSOC,特别是新近凋落物可将大量 WSOC 释放到土壤中^[23],构成土壤 WSOC 最重要的“源”^[24],在相同气候条件和林龄下,树种组成是影响森林凋落物产量与其有机碳的主要因素^[25],不同树种组成引起的凋落物组分差异即凋落物质量也会造成 C 归还差异,其中落叶是凋落物 C 归还的主要组分,这也使得亚热带森林中阔叶树的 SOC 和 WSOC 含量均比针叶树高^[26]。本研究中阔叶混交林林分密度和生物量低于木荷与马尾松混交林、马尾松与阔叶树复层林,但其落叶中阔叶量大、易于分解,使得其 SOC 只略小于后两者。阔叶易于分解和快速归返的特性可为土壤微生物创造更有利的繁殖条件,促进微生物活性和数量的增加^[27],微生物活动的加强又促进根系的代谢和分泌,从而直接影响 WSOC 的增加^[28]。相比较于 SOC,WSOC 活跃、矿化快,可更快与土壤发生相互作用^[28,29],WSOC 除了依赖于 SOC 含量外,还取决于林地自身的微环境,包括凋落物的数量和质量、根系状况及土壤理化性质等,目前关于侵蚀地森林恢复后 WSOC 规模和动态还缺乏深入了解。

项目组前期研究发现细根生物量与 SOC、WSOC 显著相关,且与 WSOC 相关系数大于 SOC(未发表的数据),Ussiri et al.的研究也表明在矿山草地上恢复的森林细根生物量碳可导致 SOC 62%的差异^[30],显示细根残渣和根际沉积提供的有机碳是 SOC 和 WSOC 的重要来源^[31]。细根不仅影响着 WSOC 和 SOC 的数量,还影响着两者的空间垂直分布。细根碳对 SOC 形成的贡献依赖于其生物量、周转速率、分泌物、菌根分布范围和土壤特征^[32,33]。因前期严重土壤侵蚀造成养分和 SOC 损失,导致侵蚀退化地恢复后植被生产力低下,凋落叶归还少^[19],细根就超过凋落物成为 SOC、WSOC 输入的重要渠道和主要来源^[20],特别是在土壤动物活动难以将源自凋落物叶的 OM 搬运到达的下层土壤中^[21,34],根系不仅通过将土壤颗粒束缚在一起而增加团聚体,同时也增加充当束缚介质作用的微生物^[27]。因此,选择细根生产力丰富的树木品种,对于快速增加侵蚀退化地的土壤团聚体,改善土壤水库库容状况具有至关重要的意义。

3.3 森林恢复后土壤有机碳对土壤水库库容的影响

由图 1 可知,第一对典型变量间的相关系数达 0.840,显示每当土壤有机碳水平提高 1%时,土壤水库库容就会增加 0.84%。这种作用体现了土壤有机碳水平对土壤水库库容的增加有显著的因果影响关系,其中对有机碳水平起到主导性贡献作用的是水溶性有机碳密度。同时,土壤的有机碳水平对土壤水库防洪库容的影响程度明显小于死库容和兴利库容。根据第一对典型变量结构关系,若土壤有机碳水平提高 1%,死库容和兴利库容可分别增加 0.72%和 0.78%,而防洪库容仅增加 0.16%。本研究中第二对典型变量间的相关系数为 0.492,说明每当土壤有机碳水平提高 1%时,土壤水库库容就会增加 0.49%(图 2)。这种作用体现了土壤有机碳水平对土壤水库库容的增加有较好的因果影响关系,其中总有机碳对有机碳水平增加起到主要作用。其中土壤有机碳水平对土壤水库防洪库容的影响程度明显高于死库容和兴利库容。根据第二对典型变量结构关

系,若土壤有机碳水平提高 1%,兴利库容和防洪库容可分别增加 0.11%和 0.47%。

Abbey (2009) 和 Wick (2007) 等人的研究表明,随着植被恢复有机质增加,大团聚体增加、微团聚体下降,即土壤大孔隙增加、小孔隙减少^[6,35]。而 Dexter 等人(2008)则认为随着有机质的增加,微团聚体(小孔隙)也增加^[36]。这可能与有机质的质量有关,但目前对于有机质与团聚体关系的研究中只关注其数量,对于其质量的影响研究不多^[6,36,37]。同时,研究团聚体时,大团聚体得到更多的关注和研究,缺乏对微团聚体比较深入的了解^[6,36]。构成土壤水库库容的孔隙存在于不同大小团聚体之间和内部,依据自然特性,其等级的形成和团聚体等级相对应^[38],要达到促进植被恢复和提高森林理水调水功能的统一目的,需要大、小团聚体都得到增加,方可令防洪库容和兴利库容同时得以改善和提升,达到防洪和蓄水、供水的多重目的。

4 结论

本研究得出水溶性有机碳对于兴利库容、死库容具有显著的促进作用,而总有机碳对于防洪库容具有明显的改善作用。马尾松与阔叶树复层林因林木保留密度大、凋落物量大、土壤有机碳密度大,显现出较大的由大孔隙形成的防洪库容;而阔叶混交林、木荷和马尾松混交林中的阔叶树占比高、凋落物中阔叶比例大、土壤活性有机碳密度高,表现出更高的由小孔隙形成的兴利库容、死库容。因此,对于红壤退化地森林或植被恢复初期,可通过适当密植和立体种植,栽植凋落物量和细根生物量丰富的植物品种,以提高生态系统生物量和土壤碳密度,扩大土壤水库的防洪库容。同时,可在马尾松等先锋树种针叶林分中补植阔叶乔灌木,以增加土壤活性有机碳含量,增大土壤水库兴利库容,从而增强土壤的透水、蓄水、供水性能,这对有效防治侵蚀区水土流失、提高土壤的水源涵养能力和减缓季节性干旱具有重要的实践意义。

参考文献 (References):

- [1] 赵世伟. 黄土高原子午岭植被恢复下土壤有机碳-结构-水分环境演变特征[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2012.
- [2] Horn R, Smucker A. Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil and Tillage Research*, 2005, 82(1): 5-14.
- [3] 赵其国. 红壤物质循环及其调控. 北京: 科学出版社, 2002: 203-209.
- [4] 梁向锋. 子午岭次生林区土壤物理特征对植被恢复的响应[D]. 陕西: 中国科学院研究生院, 2008.
- [5] Xie J S, Guo J F, Yang Z J, Huang Z Q, Chen G S, Yang Y S. Rapid accumulation of carbon on severely eroded red soils through afforestation in subtropical China. *Forest Ecology and Management*, 2013, 300: 53-59.
- [6] Wick A F, Ingram L J, Stahl P D. Aggregate and organic matter dynamics in reclaimed soils as indicated by stable carbon isotopes. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(2): 201-209.
- [7] 国家林业局. LY/T 1217-1999 森林土壤稳定凋萎含水量的测定. 19990715
- [8] 李振高, 骆永明, 滕应. 土壤与环境微生物研究法. 北京: 科学出版社, 2008.
- [9] Chantigny M H, Curtin D, Beare M H, Greenfield L G. Influence of temperature on water-extractable organic matter and ammonium production in mineral soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 74(2): 517-524.
- [10] Lefroy R D B, Blair G J, Strong W M. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ¹³C natural isotope abundance. *Plant and Soil*, 1993: 155-156(1): 399-402.
- [11] 黄荣珍, 杨玉盛, 谢锦升, 王维明, 张金池. 福建闽江上游不同林地类型土壤水库“库容”的特性. *中国水土保持科学*, 2005, 3(2): 92-96, 101-101.
- [12] 梁启鹏, 余新晓, 庞卓, 王琛, 吕锡芝. 不同林分土壤有机碳密度研究. *生态环境学报*, 2010, 19(4): 889-893.
- [13] 陈晓琳. 中亚热带红壤丘陵区土地利用方式和景观位置对活性有机碳的影响研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2012.
- [14] 林晓东, 漆智平, 唐树梅, 孟磊. 海南人工林地、人工草地土壤易氧化有机碳和轻组碳含量初探. *热带作物学报*, 2012, 33(1): 171-177.
- [15] 姚贤良. 红壤水问题及其管理. *土壤学报*, 1996, 33(1): 13-20
- [16] 岳永杰. 福建省主要森林水库特性与动态[D]. 福州: 福建农林大学, 2003
- [17] 周玉荣, 于振良, 赵士洞. 我国主要森林生态系统碳贮量和碳平衡. *植物生态学报*, 2000, 24(5): 518-522.
- [18] Lal R. Soil Carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304(5677): 1623-1627.
- [19] Yang Y S, Guo J F, Chen G S, Xie J S, Gao R, Li Z, Jin Z. Carbon and nitrogen pools in Chinese fir and evergreen broadleaved forests and

- changes associated with felling and burning in mid-subtropical China. *Forest Ecology and Management*, 2005, 216(1/3): 216-226.
- [20] Sheng H, Yang Y S, Yang Z J, Chen G S, Xie J S, Guo J F, Zou S G. The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China. *Global Change Biology*, 2010, 16(3): 1107-1121.
- [21] Malmer N, Svensson G, Wallén B. Carbon and mass balance in a south Swedish ombrotrophic bog: processes and variation during recent centuries. *Mires and Peat*, 2011, 8(1): 1-16.
- [22] de las Heras M M. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma*, 2009, 149(3/4): 249-256.
- [23] 王春阳, 周建斌, 夏志敏, 陈兴丽. 黄土高原区不同植物凋落物可溶性有机碳含量及其降解. *应用生态学报*, 2010, 21(12): 3001-3006.
- [24] Leff J W, Wieder W R, Taylor P G, Townsend A R, Nemergut D R, Grandy A S, Cleveland C C. Experimental litterfall manipulation drives large and rapid changes in soil carbon cycling in a wet tropical forest. *Global Change Biology*, 2012, 18(9): 2969-2979.
- [25] 杨智杰, 陈光水, 谢锦升, 杨玉盛. 杉木、木荷纯林及其混交林凋落物量和碳归还量. *应用生态学报*, 2010, 21(9): 2235-2240.
- [26] Wang Q K, Wang S L. Soil organic matter under different forest types in Southern China. *Geoderma*, 2007, 142(3/4): 349-356.
- [27] Rasse D P, Rumpel C, Dignac M F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 2005, 269(1/2): 341-356.
- [28] Laik R, Kumar K, Das D K, Chaturvedi O P. Labile soil organic matter pools in a calciorthent after 18 years of afforestation by different plantations. *Applied Soil Ecology*, 2009, 42(2): 71-78.
- [29] Gough C M, Flower C E, Vogel C S, Dragoni D, Curtis P S. Whole-ecosystem labile carbon production in a north temperate deciduous forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2009, 149(9): 1531-1540.
- [30] Ussiri D A N, Lal R, Jacinthe P A. Soil properties and carbon sequestration of afforested pastures in reclaimed minesoils of Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 2005, 70(5): 1797-1806.
- [31] Dannenmann M, Simon J, Gasche R, Holst J, Naumann P S, Kögel-Knabner I, Knicker H, Mayer H, Schlöter M, Pena R, Polle A, Rennenberg H, Papen H. Tree girdling provides insight on the role of labile carbon in nitrogen partitioning between soil microorganisms and adult European beech. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(8): 1622-1631.
- [32] Yang Y S, Chen G S, Lin P, Xie J S, Guo J F. Fine root distribution, seasonal pattern and production in four plantations compared with a natural forest in subtropical China. *Annals of Forest Science*, 2004, 61(7): 617-627.
- [33] Peichl M, Leava N A, Kiely G. Above-and belowground ecosystem biomass, carbon and nitrogen allocation in recently afforested grassland and adjacent intensively managed grassland. *Plant and Soil*, 2012, 350(1/2): 281-296.
- [34] Aumtong S, Magid J, Bruun S, De Neergaard A. Relating soil carbon fractions to land use in sloping uplands in northern Thailand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 131(3/4): 229-239.
- [35] Wick A F, Stahl P D, Rana S, Ingram L J. Recovery of reclaimed soil structure and function in relation to plant community composition//Barnhisel R I, Ed. 2007 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation. Lexington, KY: ASMR, 2007, 40502: 941-957.
- [36] Dexter A R, Richard G, Arrouays D, Czy E A, Jolivet C, Duval O. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma*, 2008, 144(3/4): 620-627.
- [37] Tang J, Mo Y H, Zhang J Y, Zhang R D. Influence of biological aggregating agents associated with microbial population on soil aggregate stability. *Applied Soil Ecology*, 2011, 47(3): 153-159.
- [38] McCarthy J F, Ilavsky J, Jastrow J D, Mayer L M, Perfect E, Zhuang J. Protection of Organic Carbon in soil microaggregates via restructuring of aggregate porosity and filling of pores with accumulating organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(19): 4725-4744.