

中亚热带退化林地土壤有机碳及不同粒径土壤颗粒有机碳的变化

王娜¹, 朱小叶¹, 方晰^{1,2}, 辜翔¹, 陈金磊¹

(1. 中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 410004;

2. 湖南会同杉木林生态系统国家野外科学观测研究站, 湖南 会同 438107)

摘要: 采用土壤颗粒分级方法, 以湘中丘陵区地域相邻、环境条件基本一致的 4 种林地: 櫟木—南烛—满山红灌草丛(LVR)、櫟木—杉木—白栎灌木林(LCQ)、马尾松—石栎—櫟木针阔混交林(PLL)和石栎—红淡比—青冈常绿阔叶林(LAG)为对象, 研究土壤有机碳(SOC)及不同粒径土壤颗粒有机碳含量随着林地退化的变化特征, 剖析林地退化对中亚热带森林 SOC 库的影响机制。结果表明: 随着林地退化, $>2 \mu\text{m}$ 砂粉粒百分含量增高, 而 $<2 \mu\text{m}$ 黏粒百分含量下降, 土壤质地粗砂化; 林地 SOC 含量呈负指数函数下降, LAG 林地 SOC 库以粉粒、黏粒有机碳为分配主体, PLL、LCQ、LVR 林地以粉粒、砂粒有机碳为分配主体; 随着林地退化, 同一土层同一粒径有机碳含量呈下降趋势, 砂粒有机碳含量的分配比例明显增加, 黏粒有机碳含量的分配比例明显下降, 同一土层颗粒有机碳(POC)/矿物结合有机碳(MOC)值增加, SOC 固持和保护作用减弱, SOC 稳定性下降。群落物种组成、生物量和土壤颗粒组成随着林地退化的变化是导致林地 SOC 含量和稳定性下降的主要因素。

关键词: 林地退化; 土壤有机碳; POC/MOC; 湘中丘陵区

中图分类号: S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)03-0218-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.03.034

The Variation of Soil Organic Carbon and Soil Particle-Sizes in Different Degraded Forests in the Subtropical Region

WANG Na¹, ZHU Xiaoye¹, FANG Xi^{1,2}, GU Xiang¹, CHENG Jinlei¹

(1. School of Life Science and Technology, Central South University of

Forestry and Technology, Changsha 410004; 2. Huitong National Field Station for Scientific

Observation and Research of Chinese Fir Plantations Ecosystem in Hunan Province, Huitong, Hunan 438107)

Abstract: Four different forest lands were chosen in the hill region of central Hunan, China. They were: *Loropetalum chinense* — *Vaccinium bracteatum*. — *Rhododendron mariesii* scrub-grass-land (LVR), *L. chinense*—*Cunninghamia lanceolata* — *Quercus fabri* shrubbery (LCQ), *Pinus massoniana* — *Lithocarpus glaber* — *L. chinense* coniferous-broad leaved mixed forest (PLL) and *L. glaber* — *Cleyera japonica* — *Cyclobalanopsis glauca* evergreen broad-leaved forest (LAG). In order to elucidate the effects of forest degradation on soil organic carbon, the soil partial-size fractionation method was adopted to study the changes of soil organic carbon (SOC) concentrations and their distributions in different particle-size fractions in the mid-subtropical zone of China. The result showed that the percentage of $> 2 \mu\text{m}$ particles (sand, silt) increased, while that of $< 2 \mu\text{m}$ clay particles decreased, and soil texture was coarse sand with the degradation of forest land. SOC concentration had the negative exponential function decreasing trend with the degradation of forest land. SOC pool was mainly composed of silt-C and clay-C in LAG, while those were dominated by silt-C and sand-C in PLL, LCQ and LVR. With the degradation of forest land, Concentrations of SOC in three partial-sized fractions were decline, the distribution proportion of sand-C concentrations increased obviously, but that of clay-C decreased obviously, and the ratio of POC/MOC increased, the SOC fixation, protective effect, stability decreased in the same layer. The changes of community species composition, biomass and soil particles composition with the degradation of forest land were the main factors leading to the decrease of SOC contents and stability of forestlands.

收稿日期: 2018-01-17

资助项目: 国家林业公益性行业科研专项(201504411); 国家林业局林业软科学研究项目(2014-R11)

第一作者: 王娜(1993—), 女, 硕士研究生, 主要从事恢复生态研究。E-mail: 1183611245@qq.com

通信作者: 方晰(1968—), 女, 博士, 教授, 主要从事森林生态和恢复生态研究。E-mail: fangxizhang@sina.com

Keywords: forest degradation; soil organic carbon; the ratio of POC/MOC; hilly region of central Hunan Province

土壤有机碳(Soil organic carbon, SOC)库是陆地生态系统最重要和活跃的碳库,其微小的变化将会影响大气碳平衡,在全球碳循环中起着关键的作用^[1]。此外, SOC 与土壤特性密切相关^[2]。因此, SOC 也是衡量土壤质量与土壤持续能力的一个重要指标。由于 SOC 是由活性、功能、周转速率不同组分构成的复合体,其总量的变化难以准确反映 SOC 库对环境变化的响应机制^[3],因而 SOC 分组成为了当前认知 SOC 库累积与变化过程的研究热点^[4]。随着对 SOC 研究不断深入,研究^[5]发现,土壤中约有 50%~90% 的 SOC 与土壤颗粒相结合,为此不同粒径土壤颗粒有机碳的动态变化逐渐成为 SOC 研究领域的热点^[6]。

研究不同粒径土壤颗粒物理、化学和生物学特性的变化,探讨 SOC 的变化过程,被认为是一个很好的方法^[7]。近年来,一些研究者将 SOC 分组与土壤颗粒联系在一起^[8],按 SOC 与砂粒($>53\ \mu\text{m}$)、粉粒($2\sim53\ \mu\text{m}$)、黏粒($<2\ \mu\text{m}$)等不同粒径土壤颗粒结合形式分组^[3],并基于颗粒有机碳的分离,将 SOC 分成颗粒有机碳(Particulate organic carbon, POC)和矿物结合有机碳(Mineral associated organic carbon, MOC)。研究^[9]表明, SOC 稳定性与土壤砂粒、粉粒和黏粒含量存在一定的联系。粉粒、黏粒是影响和控制土壤团聚体形成及稳定性的重要因素。POC/MOC 值在一定程度上反映 SOC 的质量和稳定程度^[10-11]。尽管国内外对 SOC 和粒径组分有机碳含量进行了一些研究,但大多主要研究土地利用变化和经营措施(如施肥、耕作和轮作、垦殖、人工造林等)对土壤碳库中不同组分的影响及碳稳定机制^[8,11-12],有关森林演替(恢复或退化)对不同粒径土壤颗粒有机碳含量及其分布影响的研究仍少见报道,对揭示林地恢复或退化对森林 SOC 库的影响机制尚缺乏足够的数据库。

中国亚热带地区水热条件优越,孕育着生物多样性丰富的常绿阔叶林,是我国“两屏三带”的重要组成部分和重要的生态屏障区之一。但由于人类长期的经营活动,该地区的常绿阔叶林多已退化为针阔混交林甚至为灌木林或灌草丛,树种组成、结构趋向于简单,生态功能下降。近年来,有不少学者对该地区不同林分土壤活性有机碳库^[13]进行了研究,但主要集中在转化快、易损失的活性有机碳组分,反映 SOC 库数量的变化,但不能全面反映 SOC 库的稳定性和固碳过程。为此,本研究以湘中丘陵区地域相邻,环境(土壤、气候)条件基本一致的 4 种林地:石栎(*Lithocarpus glaber*)—红淡比(*Cleyera japonica*)—青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)常绿阔叶林,马

尾松(*Pinus massoniana*)—石栎—欆木(*Loropetalum chinense*)针阔混交林,欆木—杉木(*Cunninghamia lanceolata*)—白栎(*Quercus fabri*)灌木林,欆木—南烛(*Vaccinium bracteatum*)—满山红(*Rhododendron mariesii*)灌草丛为对象,采用土壤颗粒分级法(也称为物理分组法),研究不同退化林地 SOC 和不同粒径土壤颗粒有机碳含量及分布特征,探讨退化林地微环境变化对 SOC 含量、结构和稳定性的影响,旨在阐明中亚热带森林演替过程中对土壤碳库和环境质量的影响机理。

1 研究区概况

研究地设置在湖南省长沙县($113^{\circ}17'\sim113^{\circ}27'\ \text{E}$, $28^{\circ}23'\sim28^{\circ}24'\ \text{N}$),地处幕连九山脉中支连云山山脉的余脉,地形起伏较大,海拔 100~550 m,坡度 $20^{\circ}\sim30^{\circ}$,属于典型的低山丘陵地貌。该区年平均气温 $17.0\ ^{\circ}\text{C}$, 7—8 月极端高温 $40\ ^{\circ}\text{C}$, 1 月极端低温 $-11\ ^{\circ}\text{C}$,雨量充沛,相对湿度较大,年降水量 1 412~1 559 mm,降雨集中在 4—7 月,为中亚热带东南季风湿润气候。土壤以板岩和页岩发育而成的红壤为主,地带性植被为亚热带常绿阔叶林。但由于该区人为干扰(采伐、火烧)频繁,强度各异,原生天然植被常绿阔叶林破坏比较严重,形成了多种处于不同退化程度植物群落。

2 研究方法

2.1 样地的设置

在地域相邻,海拔、坡度、坡向、土壤、气候条件基本一致的 4 种林地:欆木—南烛—满山红灌草丛、欆木—杉木—白栎灌木林、马尾松—石栎—欆木针阔混交林和石栎—红淡比—青冈常绿阔叶林内设置长期定位观测样地(分别简称为 LVR、LCQ、PLL 和 LAG,下同)。LVR 群落设置 4 个 $20\ \text{m}\times20\ \text{m}$ 样地,LCQ 群落设置 3 个 $20\ \text{m}\times20\ \text{m}$ 样地;PLL、LAG 群落均设置 3 个 $30\ \text{m}\times30\ \text{m}$ 样地。

(1)LVR 群落(重度退化):1965 年天然常绿阔叶林采伐后,炼山、人工整地,1966 年营造马尾松人工林,无施肥历史,1990 年马尾松人工林皆伐。多年来不断受到砍杂、火烧、放牧等人为干扰,2012 年停止人为干扰,自然恢复为灌草丛群落。

(2)LCQ 群落(中度退化):1965 年天然常绿阔叶林采伐后,炼山、人工整地,1966 年营造杉木人工林,无施肥历史,1988—1989 年杉木人工林皆伐。之后每隔 3~5 年对群落择伐 1 次,2004 年停止择伐,自然恢复为灌木林群落。

(3)PLL 群落(轻度退化):20 世纪 70 年代初,天

然常绿阔叶林采伐后,自然恢复为马尾松针阔混交林群落。

(4)LAG 群落(对照林地):无明显人为干扰,保存比较完好的常绿阔叶林群落,群落结构相对稳定,林龄约 80~90 年。

2.2 样地植物群落调查

2016 年 10—11 月落叶树种落叶前完成,采用样方调查法进行群落调查,所有植物均鉴定到种。(1)在 LVR 样地,沿对角线均匀设置 4 个 $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ 样方调查灌木层、草本层植物,记录植物名称、株数、多度、盖度、平均高度和生活型等。(2)在 LCQ 样地,沿对角线均匀设置 4 个 $5\text{ m} \times 5\text{ m}$ 样方调查灌木层植物,

记录植物名称、株数、多度、盖度、树高和生活型,对树高高于 1.5 m 的灌木,按照一定顺序编号挂牌,测定胸径(DBH)、树高、冠幅、枝下高、健康状态;对树高低于 1.5 m 的灌木,测定地径、树高;草本层植物调查与 LVR 草本层植物的调查相同。(3)在 PLL、LAG 样地,对树高高于 1.5 m 的木本植物,按照一定顺序编号挂牌,记录植物名称及其所在层次,测定胸径、树高、冠幅、活枝下高、健康状态;灌木层、草本层植物调查与 LCQ 样地灌木层、草本层植物的调查相同。计算 4 种植物群落木本植物的密度、平均胸径、平均树高,Shannon-Wiener 多样性指数等特征指标。4 种林地的基本特征及其主要树种组成见表 1。

表 1 4 种林地样地的基本特征

林地类型	优势植物	组成比例/%	木本植物密度/(株·hm ⁻²)	多样性指数	平均胸径/cm	平均树高/m	海拔/m	坡向	坡度/(°)
灌木—南烛— 满山红灌草丛	灌木 <i>Loropetalum chinense</i>	34.48	18125	0.87	—	0.85 (0.3~1.8)	120~131	东南	18
	南烛 <i>Vaccinium bracteatum</i> Thunb.	21.55							
	满山红 <i>Rhododendron mariesii</i> Hemsl. et Wils.	12.07							
	白栎 <i>Quercus fabri</i> Hance	7.76							
	板栗 <i>Castanea mollissima</i>	5.17							
	其他(8种)	18.97							
灌木—杉木— 白栎灌木林	灌木 <i>Loropetalum chinense</i>	17.47	7633	1.06	2.74 (1.0~9.8)	3.37 (1.5~6.5)	120~135	西北	22
	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	14.85							
	白栎 <i>Quercus fabri</i> Hance	12.66							
	南烛 <i>Vaccinium bracteatum</i> Thunb.	12.66							
	木姜子 <i>Litsea pungens</i> Hemsl.	11.35							
	其他(16种)	31.01							
马尾松—石栎— 灌木针阔混交林	马尾松 <i>Pinus massoniana</i>	39.69	17629	1.91	5.70 (1.0~28.0)	6.54 (1.5~20.0)	135~160	西南	20
	石栎 <i>Lithocarpus glaber</i>	25.52							
	灌木 <i>Loropetalum chinense</i>	11.06							
	红淡比 <i>Cleyera japonica</i>	3.59							
	连蕊茶 <i>Camellia fraterna</i> Hance	3.11							
	其他(22种)	17.03							
石栎—红淡比— 青冈常绿阔叶林	石栎 <i>Lithocarpus glaber</i>	38.78	19970	2.29	5.63 (1.0~40.0)	5.75 (1.5~20.0)	200~260	东南	22
	红淡比 <i>Cleyera japonica</i>	18.70							
	青冈 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	5.82							
	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	5.36							
	格药桉 <i>Eurya muricata</i> Dunn	5.06							
	其他(31种)	26.28							

注:括号内的数据为林木胸径或树高的变化范围。

2.3 群落生物量的测定

在样地群落调查基础上,采用收获法和建立主要树种各器官生物量相对生长方程,2016 年 10—11 月落叶树种落叶前完成样地群落生物量的测定。在 LVR 的 3 个样地分别设置 3 个 $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ 样方,收割样方内的全部植物,将同种灌木植物分为果、叶、枝、茎、根,同种藤本植物分为果、叶、茎和根,同种草本植物分为地上部分和地下部分,称鲜重后分别采集分析样品,回到室内烘干计算样品含水率,计算各样方干物质重量,估算样地单位面积群落的生物量。在 LCQ、PLL、LAG 的 3 个样地:根据群落调查数据,在每个样地内对每种优

势树种选择 3 株平均标准木,采用收获法测定各组分(果、叶、枝、茎、根)鲜重和采集分析样品,计算各树种各分组的生物量,并建立生相对生长方程;LCQ、PLL、LAG 样地林下灌木层、草本层生物量的测定与 LVR 样地相同,计算森林群落各层次的平均生物量,估算样地单位面积植被层的生物量。

同时,在每一样地分别沿着对角线均匀布置 3 个 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 样方,全部收集样方内的凋落物,称湿重后采集分析样品,带回实验室 85 °C 烘干,称干重后,根据分析样品湿重与烘干重的比例估算各样地凋落物层现存量。4 种林地的生物量见表 2。

表2 不同林地植物群落生物量的空间分配

单位: kg/hm²

林地类型	地上部分	地下部分			合计
		根	凋落物层	小计	
LVR	2014.14±1153.83	2029.55±1515.70	911.38±653.89	2940.93±1570.90	4955.07±2702.53
LCQ	10273.78±7143.16	5422.01±3467.51	4801.84±1030.28	10223.85±2967.94	20497.64±9728.92
PLL	107684.94±16361.57	16331.69±3047.56	5087.17±1246.08	21418.86±3352.95	129103.79±19713.49
LAG	120695.16±13647.69	24400.39±5134.80	3879.80±1171.53	28280.19±1566.81	148975.35±43906.43

注:表中数据为平均值±标准误差。下同。

2.4 土壤样品的采集、处理

于2016年4月底采集土壤样品,在每一样地对角线均匀设置3个采样点。采样时清理采样点附近地表植物和死地被物后,挖掘土壤剖面,按0—10,10—20,20—30,30—40 cm分层,从下至上采集土壤样品。在室内,除去样品中的动植物残体、石砾,将同一样地3个采样点同一土层样品等量混合为1个样品(约取2 kg),自然风干后分别过2 000,250 μm土壤筛,保存于样品瓶中备用。过2 000 μm土壤筛的土壤样品用于测定土壤颗粒组成和不同粒径土壤颗粒有机碳含量,过250 μm土壤筛的用于测定土壤有机碳含量。

2.5 分析方法

不同粒径土壤颗粒有机碳组分的测定采用超声波发生器清洗槽中超声分散^[11]方法测定:(1)称取经2 mm土壤筛土壤样品20.00 g置于300 mL三角瓶,加入150 mL蒸馏水,超声分散30 min,用蒸馏水反复淋洗过50 μm的湿筛,留在50 μm湿筛上的土粒即为粒径大于50 μm的砂粒和部分轻组有机质,收集到已称重的烧杯中,烘干称重,计算出20.00 g土壤中50~2 000 μm粒径土壤颗粒百分含量。(2)将土壤淋洗液收集到1 000 mL的量筒中,加蒸馏水到刻度线,用虹吸法测定2~50 μm、<2 μm粒径土壤颗粒百分含量。(3)各级粒径土壤颗粒烘干、称重,计算出20.00 g土壤中2~50 μm、<2 μm粒径土壤颗粒百分含量,研磨,测定不同粒径土壤有机碳含量。(4)土壤有机碳和不同粒径土壤有机碳含量用重铬酸钾—浓硫酸水合加热法测定。每项指标取3~4个固定样地的算术平均值作为每一种林地的最终测定结果。

2.6 数据处理

不同粒径土壤颗粒有机碳含量及其分配比例计算公式为^[11]:

(1)不同粒径土壤有机碳含量(g/kg)=不同粒径土壤颗粒中有机碳含量(g/kg)×不同粒径颗粒百分含量(%);

(2)不同粒径土壤有机碳分配比例(%)=不同粒径土壤有机碳含量(g/kg)×100/SOC含量(g/kg);

(3)MOC含量(g/kg)=粉粒土壤有机碳含量(g/kg)+黏粒土壤有机碳含量(g/kg);

(4)POC/MOC=POC含量(g/kg)/MOC含量(g/kg)。

运用Excel 2003软件统计平均值、标准差,运用SPSS 22.0软件中单因素方差分析(One-way ANOVA)的LSD多重比较法检验分析不同林地之间、不同土层之间土壤有机碳和不同粒径土壤颗粒有机碳含量及其比例的差异显著性($P<0.05$),Pearson相关分析方法分析SOC与群落植物多样性指数、群落生物量和土壤颗粒组成的相关性。运用Excel 2003软件绘图。

3 结果与分析

3.1 不同林地土壤颗粒组成

土壤质地或颗粒组成对土壤物理、化学和生物学特性具有重要的影响,决定着土壤养分状况以及土壤对养分的吸附能力。由表3可知,4种林地0—40 cm土层土壤颗粒百分含量均以砂粒(>50 μm)和粉粒(2~50 μm)为主,黏粒(<2 μm)最低,分别为22.37%~62.23%,26.33%~58.59%和3.39%~19.04%,同一林地同一土层不同粒径土壤颗粒百分含量差异显著($P<0.05$),LAG、LVR林地以粉粒最高,其次是砂粒,黏粒最低,LAG林地粉粒与砂粒、黏粒差异显著($P<0.05$),砂粒与黏粒差异不显著($P>0.05$),而LVR林地砂粒、粉粒与黏粒差异显著($P<0.05$),砂粒与粉粒差异不显著($P>0.05$);PLL、LCQ林地以砂粒最高,其次是粉粒,黏粒最低。不同林地同一土层同一粒径含量差异显著($P<0.05$),随着林地退化,砂粒含量先增高再下降,而粉粒先下降后增高,>2 μm颗粒(砂粒、粉粒)的含量呈增高趋势,<2 μm黏粒呈下降趋势。表明林地退化导致土壤质地粗砂化,土壤保肥保水能力下降。随着土壤深度增加,同一林地不同粒径土壤颗粒含量的变化不明显。

3.2 不同林地土壤有机碳(SOC)含量的变化

由图1可知,4种林地0—10,10—20,20—30,30—40 cm土层SOC含量分别为13.25~42.65,7.45~16.47,3.47~11.88,3.93~10.12 g/kg,同一土层SOC含量随着林地退化呈负指数函数下降趋势(R^2 为0.627~0.951),且不同林地之间差异显著($P<0.05$),但随着土层深度增加,不同林地之间的

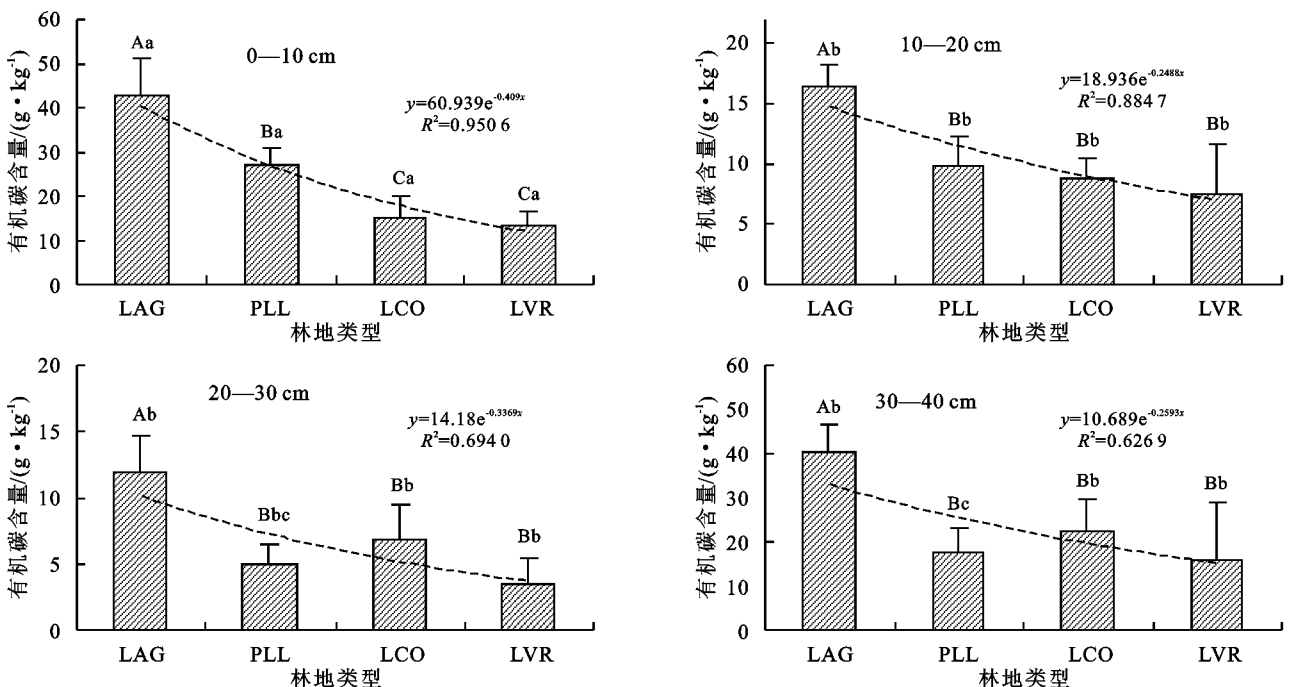
差异逐渐减弱。其中 0—10 cm 土层, LAG 与 LVR、LCQ、PLL, PLL 与 LVR、LCQ 差异显著 ($P < 0.05$), 而 LVR、LCQ 之间差异不显著 ($P > 0.05$); 10—20, 20—30, 30—40 cm 土层, 仅 LAG 与 LVR、LCQ、PLL 差异显著 ($P < 0.05$), 其他 3 种林地两两之间差异不显著 ($P > 0.05$)。与对照林地 LAG 相比, PLL、LCQ、LVR 林地 0—40 cm 土层 SOC 含量分别减少了 8.72, 11.19, 13.25

g/kg, 分别下降了 47.95%, 49.53%, 63.91%, 随着土壤深度增加, SOC 含量下降百分率没有明显的变化。表明随着林地退化, SOC 损失量增加, 不仅是林地 0—10 cm 土层 SOC 含量下降百分率达 68.93%, 深土层 SOC 含量也受到了明显的影响。同一林地 SOC 含量均随着土壤深度增加而下降, 0—10 cm 土层 SOC 含量均显著高于其他 3 个土层 ($P < 0.05$) (图 1)。

表 3 不同林地土壤颗粒组成

林地类型	土层深度/cm	$>50 \mu\text{m}$	$2\sim50 \mu\text{m}$	$>2 \mu\text{m}$	$<2 \mu\text{m}$
LAG	0—10	29.99±2.51Aa	51.76±0.37Ab	81.75±2.62A	18.25±2.64Ac
	10—20	19.14±2.14Aa	59.34±1.69Ab	78.47±2.07A	21.53±2.07Aa
	20—30	19.66±0.99Aa	63.83±4.76Ab	83.49±3.82A	16.51±3.82Aa
	30—40	20.70±4.13Aa	59.44±4.75Ab	80.14±1.87A	19.86±1.87Aa
	平均值	22.37±2.44	58.59±2.89	80.96±3.02	19.04±2.60
PLL	0—10	55.86±18.59BCa	26.48±9.25Bb	82.35±9.47AB	17.65±9.47Ab
	10—20	53.72±18.01BCa	29.88±5.47Bab	83.60±14.43AB	16.40±14.43Ab
	20—30	51.00±18.07BCa	35.75±13.93Bab	86.75±12.89AB	13.25±12.89Ab
	30—40	50.53±18.07BCa	34.66±13.58Bab	85.19±15.70AB	14.81±15.7Ab
	平均值	52.78±18.19	33.43±10.56	84.47±11.15	15.53±13.12
LCQ	0—10	69.05±2.36Ba	21.29±2.37Bb	90.34±4.16AB	9.66±4.16Bc
	10—20	63.45±1.91Ba	25.53±6.26Bb	88.99±7.02AB	11.01±7.02ABc
	20—30	62.15±3.7Ba	30.82±3.33Bb	92.99±3.66B	7.01±3.66ABc
	30—40	55.86±5.12Ba	27.67±11.03Bb	89.82±6.85B	10.18±6.85ABc
	平均值	62.23±3.27	26.33±5.75	90.53±5.05	9.47±5.42
LVR	0—10	46.25±5.12Ca	48.62±9.05Aa	94.87±5.13B	5.13±5.13Bb
	10—20	43.44±6.81Ca	51.83±11.95Aa	95.27±5.75B	4.73±5.75Bb
	20—30	44.25±8.06Ca	53.83±7.80Aa	98.08±0.64B	1.92±0.64Bb
	30—40	39.40±4.65Ca	58.81±5.19Ab	98.22±0.66B	1.78±0.66Bc
	平均值	43.34±6.16	53.27±8.50	96.61±3.82	3.39±3.05

注: 不同大写字母表示同一土层同一粒径不同林地之间差异显著 ($P < 0.05$); 不同小写字母表示同一林地同一土层不同粒径之间差异显著 ($P < 0.05$)。



注: 不同大写字母表示同一土层不同林地之间差异显著 ($P < 0.05$); 不同小写字母表示同一林地不同土层之间差异显著 ($P < 0.05$)。

图 1 不同林地各土层 SOC 含量

3.3 不同林地各粒径土壤颗粒有机碳含量的分布

由表4可知,4种林地各土层粉粒有机碳含量最高。LAG林地各土层粉粒有机碳含量与相应土层砂粒、黏粒有机碳含量差异显著($P < 0.05$),而砂粒与黏粒差异不显著($P > 0.05$);PLL、LCQ、LVR林地各土层粉粒有机碳含量与相应土层黏粒差异显著($P < 0.05$),但与砂粒差异不显著($P > 0.05$),砂粒有机碳含量普遍高于黏粒。

4种林地 0—10, 10—20, 20—30, 30—40 cm 土

层 POC/MOC 分别在 38.84%~62.43%, 27.19%~62.22%, 35.03%~56.97%, 24.71%~58.03%, 总体上均随着林地退化而增加,同一土层不同林地之间差异显著($P < 0.05$)。随着土层深度增加,POC/MOC 总体上呈下降趋势,但同一林地不同土层 POC/MOC 差异不显著($P > 0.05$);与 LAG 林地相比,PLL、LCQ、LVR 林地 0—40 cm 土层 POC/MOC 分别提高了 66.30%, 71.11%, 96.77%(表4)。

表4 不同林地各土层不同粒径土壤颗粒有机碳含量

林地类型	土层深度/cm	回收率/%	有机碳含量/(g·kg ⁻¹)			POC/MOC
			>50 μm	2~50 μm	<2 μm	
LAG	0—10	98.31±1.85	11.79±4.94Aa	20.30±5.60Ab	10.56±2.84Aa	38.84±15.97Aa
	10—20	97.67±2.57	3.50±0.26Aa	6.95±1.89Ab	6.01±0.88Ab	27.19±2.49Aa
	20—30	98.21±1.49	2.87±0.31Aa	6.15±2.63Ab	2.85±0.86Aa	35.05±13.61Aa
	30—40	98.79±1.04	2.02±0.54Aa	5.11±1.33Ab	2.99±0.32Aa	24.71±3.99Aa
PLL	0—10	98.88±1.27	9.04±0.17ABab	11.91±2.07Ba	6.11±2.06Bb	52.04±12.73ABa
	10—20	98.99±1.04	3.46±1.27Aa	3.78±1.66Ba	2.61±0.45Bb	53.30±10.6Ba
	20—30	97.85±1.82	1.75±0.72ABa	1.93±0.49Ba	1.27±0.45Ba	53.33±9.94Ba
	30—40	98.89±2.01	1.29±0.37Aab	2.21±1.36Ba	0.88±0.19BCb	45.20±16.81ABa
LCQ	0—10	99.14±1.02	5.26±2.19Bab	6.97±2.87Ba	2.85±0.78BCb	50.03±10.14ABa
	10—20	98.87±1.53	3.04±0.88Aa	3.35±0.75Ba	2.44±1.24Ba	51.87±8.33Ba
	20—30	98.05±1.94	2.33±0.61ABab	3.00±1.62Ba	1.48±0.61Bb	55.02±9.77Ba
	30—40	97.99±1.87	1.71±0.43Aa	2.33±0.66Ba	1.57±1.05Ba	50.07±22.56Ba
LVR	0—10	99.17±1.77	4.98±0.90Bab	6.47±3.84Ba	1.80±1.41Cb	62.43±11.59Ba
	10—20	98.38±1.09	3.02±2.28Aa	3.54±1.17Ba	0.88±1.23Cb	62.22±20.77Ba
	20—30	99.22±1.05	1.22±0.71Bab	1.95±1.16Ba	0.31±0.16Cb	56.97±12.83Ba
	30—40	97.99±1.61	1.37±1.17Aa	2.29±2.01Ba	0.27±0.17Cb	58.03±20.10Ba

注:不同大写字母表示不同林地同一粒径之间差异显著($P < 0.05$);不同小写字母表示同一林地不同粒径之间差异显著($P < 0.05$)。

由图2可知,同一林地同一土层不同粒径土壤颗粒有机碳含量的分配比例存在较大的差异。LAG林地各土层粉粒有机碳的分配比例最大,为41.79%~50.26%,其次是黏粒,为24.32%~36.85%,砂粒最小,为19.76%~27.29%,粉粒和黏粒的分配比例之和达72%以上,砂粒不足30%。PLL、LCQ、LVR林地各土层粉粒有机碳的分配比例也最大,为37.24%~56.48%,其次是砂粒,为30.50%~38.21%,黏粒最小,为7.55%~28.21%,粉粒和砂粒的分配比例之和达71%以上,黏粒不足30%。表明林地退化导致SOC在不同粒径中的分布发生了变化,粉粒和黏粒有机碳是LAG林地SOC的分配主体,对SOC具有较强的固持和保护作用,而粉粒和砂粒有机碳则是PLL、LCQ、LVR林地SOC的分配主体,且随着林地退化,粉粒和砂粒有机碳在SOC中的分配主体逐渐增强,对SOC固持和保护作用逐渐减弱。

随着林地退化,同一土层同一粒径有机碳含量呈下降趋势,同一土层同一粒径有机碳含量不同林地之间差异显著($P < 0.05$),但随着土层深度增加,不同林地之间差异减弱。其中,同一土层不同林地黏粒有机碳含量的差异最大。从土层剖面来看,各林地不

同粒径有机碳含量的分布规律与SOC含量相似,均随着土层深度增加而降低。与对照林地LAG相比,PLL、LCQ、LVR林地0—40 cm土层砂粒有机碳含量分别下降了24.93%, 25.72%, 40.26%,粉粒分别下降了53.06%, 55.74%, 60.19%,黏粒分别下降了56.25%, 56.98%, 87.13%。各粒径有机碳含量下降百分率随着土层深度增加没有明显的变化规律(表4)。表明随着林地退化,各粒径有机碳含量损失量增大,特别是在0—10 cm土层;林地退化对黏粒、粉粒有机碳库影响明显,不利于土壤有机碳的固持和积累。

由图2可知,各土层砂粒有机碳含量的分配比例均随着林地退化而增加,且同一土层不同林地之间差异显著($P < 0.05$),粉粒有机碳含量的分配比例也随着林地退化而增加,但不同林地之间差异不显著($P > 0.05$),而黏粒有机碳含量则随着林地退化而下降,且同一土层不同林地之间差异显著($P < 0.05$)。与对照林地LAG相比,PLL、LCQ、LVR林地0—40 cm土层砂粒固定的碳占SOC的比例分别增加了42.37%, 44.60%, 57.05%,黏粒固定的碳分别下降了16.07%, 17.99%, 64.24%,LVR林地粉粒固定的碳

增加了 10.89%，而 PLL、LCQ 林地下降了 11.10% 和 11.02%。表明随着林地退化，砂粒有机碳含量的

分配比例明显增加，黏粒明显下降，对土壤有机碳固持和保护作用减弱。

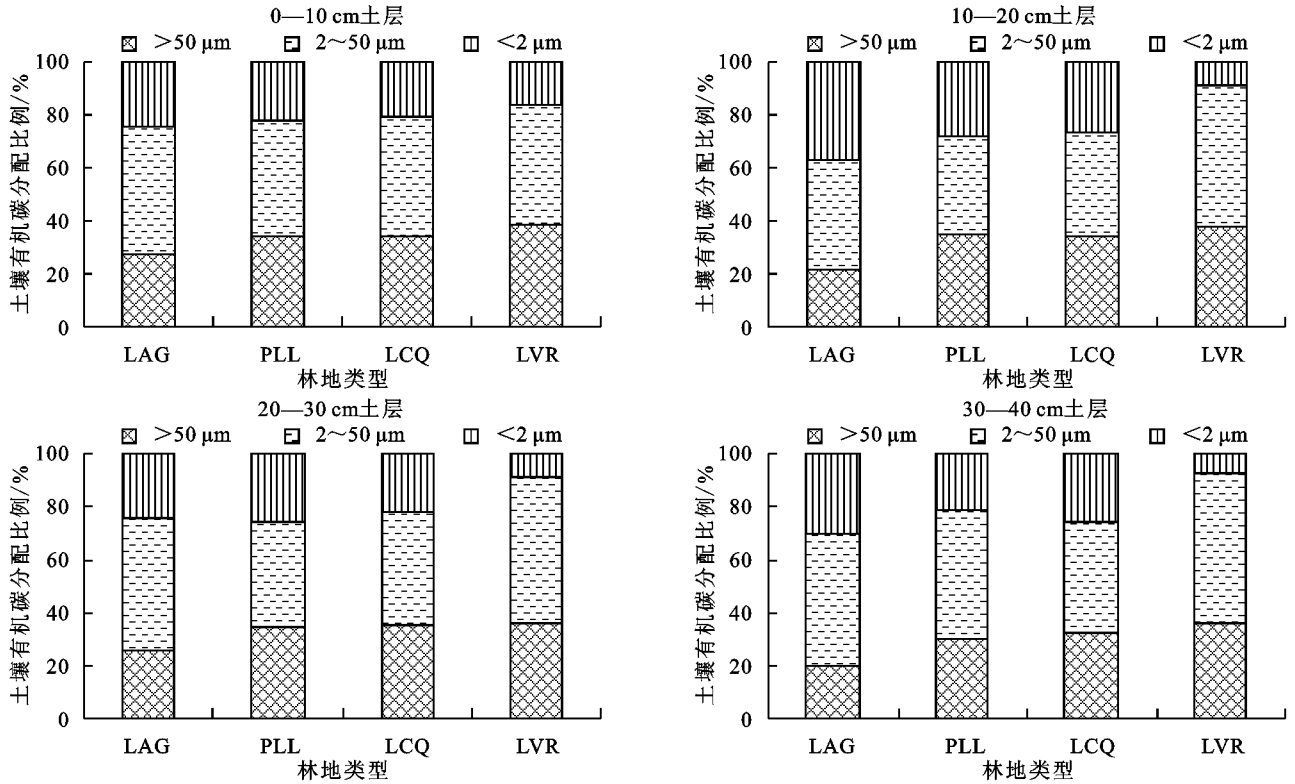
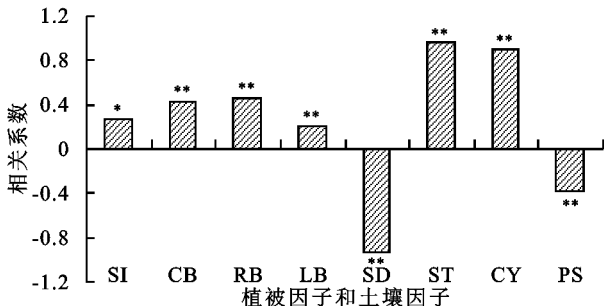


图 2 不同林地各土层不同粒径土壤有机碳含量的分配比例

3.4 SOC 含量与群落植物多样性指数、群落生物量、土壤颗粒组成的相关性分析

由图 3 可知, SOC 含量与群落植物多样性指数、群落生物量、根系生物量、地表凋落物层现存量、土壤粉粒百分含量、黏粒百分含量呈极显著 ($P < 0.01$) 或呈显著 ($P < 0.05$) 正相关, 而与土壤砂粒、 $>2 \mu\text{m}$ 颗粒百分含量呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 与凋落物层现存量不存在显著相关性 ($P > 0.05$)。



注: * 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$, $n = 52$; SI 表示物种多样性指数; CB 表示群落生物量 (kg/hm^2); RB 表示根系生物量 (kg/hm^2); LB 表示凋落物层现存量 (kg/hm^2); SD 表示砂粒含量 (%); ST 表示粉粒含量 (%); CY 表示黏粒含量 (%); PS 表示 $>2 \mu\text{m}$ 颗粒含量 (%)。

图 3 土壤有机碳含量与林分因子、土壤颗粒组成的相关系数

4 讨论

4.1 林地退化对 SOC 含量的影响

SOC 主要来自于枯落物及其根系的分解和周

转。植被类型不同, 枯落物的分解及根系的分布和周转特征不同^[14], 因而植被类型在很大程度上影响着 SOC 库。本研究中, 由于 LAG 物种丰富, 生物量高, SOC 源输入量高, 但随着林地退化, 群落组成物种数量减少, 群落组成结构趋向于单一化, 生物量下降, 如 LVR 主要由矮小的灌木和草本植物组成, 年凋落物少, 地表没有形成凋落物层, SOC 源输入量明显减少。相关性分析结果 (图 3) 也表明, 林地 SOC 含量随着群落植物多样性指数、群落总生物量、根系生物量、凋落物层现存量增加而提高; 另一方面, LAG 林地人为干扰少, 地表枯落物层积累多, 土壤性质相对稳定, 有利土壤微团聚体结构的形成, $<2 \mu\text{m}$ 黏粒含量明显高于其他 3 种不同退化程度林地, 随着林地退化, 地表裸露面积增加, 抗风化能力减弱, 长时间的地表径流侵蚀, 土壤 $>2 \mu\text{m}$ 粉砂粒含量明显增高, 而 $<2 \mu\text{m}$ 黏粒含量下降, 土壤质地逐渐粗砂化, 林地土壤对 SOC 的固持和保护作用减弱, 导致随着林地退化, SOC 含量下降。这已被 SOC 含量与土壤 $>2 \mu\text{m}$ 粉砂粒、 $<2 \mu\text{m}$ 黏粒含量的相关性分析结果 (图 3) 所证实。

4.2 林地退化对不同粒径土壤颗粒有机碳含量分布和稳定性的影响

土壤细小颗粒对 SOC 的吸附能力强于粗颗粒^[15]。本研究中, 随着林地退化, SOC 含量下降的同时, SOC 在不同粒径土壤颗粒中的分布也发生了明

显的变化,与现有的研究结果^[15-16]相似。可能是由于随着林地退化,地表覆盖率下降,土壤侵蚀使轻的(较低密度)和细的(包括黏粒和粉粒)有机组分优先迁移^[17];长期侵蚀导致团聚体破坏和土壤分散,使在此之前受团聚体保护的 SOC 暴露在微生物和酶的作用下,导致 SOC 矿化速率增加^[1]。其次,随着林地退化, SOC 来源减少, SOC 含量显著下降。此外,在测试分析过程中,发现 $<2\ \mu\text{m}$ 黏粒中有机碳含量明显高于砂粒、粉粒,表明土壤颗粒对 SOC 吸附作用随着颗粒粒径减小而增强^[11,15],而由于林地土壤黏粒百分含量明显低于砂粒、粉粒,特别是随着林地退化,土壤砂粒、粉粒含量增加,因而 SOC 固定在黏粒上的数量明显低于固定在砂粒、粉粒上的数量。因此,随着林地退化,导致 SOC 的组成和含量差异明显。

土壤 MOC 约占 SOC 的 70%,是植物残体的最终分解产物,以木质素、腐殖质、多酚为主,腐殖化程度高,转化率较低^[18]。因此微团聚体(黏粉粒)对 SOC 具有保护作用,具有固碳作用^[10]。土壤 POC 稳定性较低,易随着环境发生变化^[19],被认为是 SOC 中的非保护性部分^[20]。POC 的分配比例越高, SOC 中不稳定部分越高,在受到自然因素和人类活动的影响后, SOC 中分解的部分就越多。本研究中,随着林地退化, POC 含量占 SOC 含量的分配比例增加, MOC 的分配比例下降。表明 LAG 林地更有利于碳的存储,碳汇效应较强,随着林地退化,粒径较小的团聚体损失的有机碳增多。

一般来说, POC/MOC 值大, SOC 较易矿化、周转期较短或活性高,稳定性下降, POC/MOC 值小, SOC 较稳定,不易被生物分解和利用,有利于 SOC 储存^[21]。由于随着林地退化, SOC 来源减少, SOC 含量下降,尽管土壤砂粒百分含量增加,但 POC 含量仍表现为下降趋势。而 POC 作为 MOC 的前一级产物, POC 含量下降必然会引起 MOC 输入量的降低;另一方面,由于林地退化土壤侵蚀,黏粒含量下降, MOC 含量下降的幅度相对同一林地 POC 更大,导致 POC/MOC 值增加。表明林地退化既导致 SOC 含量下降,也使 SOC 的稳定性下降。

5 结论

(1)不同退化林地土壤颗粒百分含量均以 $>50\ \mu\text{m}$ 砂粒和 $2\sim 50\ \mu\text{m}$ 粉粒为主, $<2\ \mu\text{m}$ 黏粒最低;随着林地退化, $>2\ \mu\text{m}$ 颗粒含量增高, $<2\ \mu\text{m}$ 黏粒下降,土壤质地粗砂化。

(2)随着林地退化,各土层 SOC 含量呈负指数函数下降,同一土层不同林地之间差异显著, SOC 在不同粒径颗粒中的分布也发生了明显的变化,同一土层同一粒

径有机碳含量呈下降趋势,且不同林地之间差异显著。

(3)随着林地退化,砂粒有机碳含量的分配比例增加,黏粒明显下降,对土壤有机碳固持和保护作用减弱,土壤 POC/MOC 值增高, SOC 稳定性下降。

参考文献:

- [1] Lal R, Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effects [J]. *Progress in Environmental Science*, 1999, 1(4): 307-326.
- [2] Smith O H, Petersen G W, Needelman B A. Environmental indicators of agro ecosystems [J]. *Advances in Agronomy*, 1999, 69(8): 75-97.
- [3] Von Lützow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, et al. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(9): 2183-2207.
- [4] 张丽敏, 徐明岗, 娄翼来, 等. 土壤有机碳分组方法概述 [J]. *中国土壤与肥料*, 2014(4): 1-6.
- [5] Caravaca F, Lax A, Albaladejo J. Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain [J]. *Soil and Tillage Research*, 2004, 78(1): 83-90.
- [6] 安韶山, 张玄, 张扬, 等. 黄土丘陵区植被恢复中不同粒级土壤团聚体有机碳分布特征 [J]. *水土保持学报*, 2007, 21(6): 109-113.
- [7] Mathers N J, Mao X A, Xu Z H, et al. Recent advances in the application of ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy to soil organic matter studies [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2000, 38(4): 769-787.
- [8] Arai H, Tokuchi N. Soil organic carbon accumulation following afforestation in a Japanese coniferous plantation based on particle-size fractionation and stable isotope analysis [J]. *Geoderma*, 2010, 159(3/4): 425-430.
- [9] Janzen H H, Campbell C A, Brandt S A, et al. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(6): 1799-1806.
- [10] Puget P, Chenu C, Balesdent J. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates [J]. *European Journal of Soil Science*, 2000, 51(4): 595-605.
- [11] 唐光木, 徐万里, 盛建东, 等. 新疆绿洲农田不同开垦年限土壤有机碳及不同粒径土壤颗粒有机碳变化 [J]. *土壤学报*, 2010, 47(2): 279-285.
- [12] Lin P S, Ouyang C T, Shang Z H, et al. Red soil aggregate and its organic carbon distribution under different land use in mountain area of northeast Guangdong [J]. *Tropical Geography*, 2011, 31(4): 362-367.
- [13] 孙伟军, 方晰, 项文化, 等. 湘中丘陵区不同演替阶段森林土壤活性有机碳库特征 [J]. *生态学报*, 2013, 33(24): 7765-7773.

- 壤水分及冬小麦产量的影响[J]. 农业工程学报, 2010, 26(1):41-46.
- [10] Chen S Y, Zhang X Y, Sun H Y, et al. Effects of winter wheat row spacing on evapotranspiration, grain yield and water use efficiency [J]. *Agricultural Water Management*, 2010, 97(8): 1126-1132.
- [11] Dong B D, Liu M Y, Jiang J W, et al. Growth, grain yield, and water use efficiency of rain-fed spring hybrid millet (*Setaria italica*) in plastic-mulched and unmulched fields [J]. *Agricultural Water Management*, 2014, 143(9): 93-101.
- [12] Liu C A, Zhou L M, Jia J J, et al. Maize yield and water balance is affected by nitrogen application in a film-mulching ridge-furrow system in a semiarid region of China [J]. *European Journal of Agronomy*, 2014, 52(1): 103-111.
- [13] Zhu L, Liu J L, Luo S S, et al. Soil mulching can mitigate soil water deficiency impacts on rainfed maize production in semiarid environment [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14(1): 58-66.
- [14] Sun Q P, Roland K, Torsten M, et al. Optimization of yield and water-use of different cropping systems for sustainable groundwater use in North China Plain [J]. *Agricultural Water Management*, 2011, 98(5): 808-814.
- [15] Meng Q F, Sun Q P, Chen X P, et al. Alternative cropping systems for sustainable water and nitrogen use in the North China Plain [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 46(1): 93-102.
- [16] 何立谦, 张维宏, 张永升, 等. 土下微膜覆盖与灌水管理对冬小麦水分利用与物质生产效果的影响[J]. *作物学报*, 2014, 40(11):1980-1989.
- [17] 秦欣, 刘克, 周丽丽, 等. 华北地区冬小麦-夏玉米轮作节水体系周年水分利用特征[J]. *中国农业科学*, 2012, 45(19):4014-4024.
- [18] Hu C, Delgado J A, Zhang X, et al. Assessment of groundwater use by wheat (*Triticum aestivum* L.) in the Luancheng Xian Region and potential implications for water conservation in the Northwestern North China Plain [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 60(2): 80-88.
- [19] 刘明, 陶洪斌, 王璞, 等. 华北平原水氮优化条件下不同种植制度的水分效应研究[J]. *水土保持学报*, 2008, 20(2):116-120.
- [20] Sun H Y, Shen Y J, Yu Q, et al. Effect of precipitation change on water balance and WUE of the winter wheat-summer maize rotation in the North China Plain [J]. *Agricultural Water Management*, 2010, 97(8): 1139-1145.
- [21] Liu K, Zhang Y H, Wang Z M, et al. Characteristics of water consumption in water-saving winter wheat and effects on the utilization of subsequent summer rainfall in the North China Plain [J]. *International Journal of Plant Production*, 2011, 5(2): 167-180.
- [22] 赵红梅. 新品种衡观 35 创河北节水小麦亩产新纪录, 只浇一水 [EB/OL]. [2014-06-14]. http://hebei.hebnews.cn/2014-06/14/content_3987563.htm.
- [23] 王晓. 辛集: 麦子根深两米半不浇一水产千斤 [EB/OL]. [2015-6-19]. http://www.he.xinhuanet.com/news/2015-06-19/c_1115666215.htm.
- [24] 陈国平, 高聚林, 赵明, 等. 近年我国玉米超高产田的分布、产量构成及关键技术[J]. *作物学报*, 2012, 38(1): 80-85.
- [25] 张淑芳, 柴守玺, 蔺艳春, 等. 冬小麦地膜覆盖的水分效应[J]. *甘肃农业大学学报*, 2011, 46(2):45-52.

(上接第 225 页)

- [14] Berger T W, Neubauer C, Glatzel G. Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria [J]. *Forest Ecology and Management*, 2002, 159(1/2):3-14.
- [15] 王岩, 杨振明, 沈其荣. 土壤不同粒级中 C、N、P、K 的分配及 N 的有效性研究[J]. *土壤学报*, 2000, 37(1):85-94.
- [16] 李恋卿, 潘根兴, 张旭辉. 退化红壤植被恢复中表层土壤微团聚体及有机碳分布变化[J]. *土壤通报*, 2000, 31(5):193-195.
- [17] Bajacharya R M, Lal R, Kimble J M. Erosion phase effects on CO₂ concentration and CO₂ flux from an Alfisol [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(2):694-700.
- [18] Gregorich E G, Beare M H, Stoklas U, et al. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils [J]. *Geoderma*, 2003, 113(3/4):237-252.
- [19] 王阳, 章明奎. 不同类型林地土壤颗粒态有机碳和黑碳的分布特征[J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2011, 37(2):193-202.
- [20] Gregorich E G, Ellert B H. Light fraction and macro-organic matter in mineral soils. Soil sampling and methods of analysis [M]. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, Canadian Society of Soil Science, 1993.
- [21] Rosell R A, Galantini J A, Suner L G. Long-term crop-rotation effect on organic carbon, nitrogen, and phosphorus in Haplustoll soil fraction [J]. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 2000, 14(4):309-315.