

六盘山林区几种土地利用方式下土壤 活性有机碳的比较

吴建国¹ 张小全² 徐德应²

(1 国家环保总局气候变化影响研究中心, 北京 100012) (2 中国林业科学研究院森林生态与环境研究所, 北京 100091)

摘要 应用 KMnO_4 氧化法测定分析了六盘山林区天然次生林(杂灌林、山杨(*Populus davidiana*)和辽东栎(*Quercus liaotungensis*)林)、农田、草地和人工林(13、18和25年华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*))土壤活性有机碳含量及分配比例的差异。结果表明:农田和草地土壤活性有机碳含量比天然次生林分别低60%和36%,差异主要在0~70 cm土层;人工林比农田和草地分别高129%和29%,差异主要在0~50 cm土层。农田和草地土壤活性有机碳分配比例比天然次生林分别低11%和4%以上,差异主要在0~20 cm与70~110 cm土层;人工林比农田和草地分别高13.3%和5.3%,差异主要在0~110 cm土层。土壤活性有机碳含量和分配比例随土层加深而递减,其中天然次生林和人工林土壤活性有机碳含量随土层加深而递减的幅度比农田和草地中大,农田土壤活性有机碳分配比例随土层加深而递减幅度较大。不同土地利用方式间土壤活性有机碳含量的差异比活性有机碳分配比例的差异大,土壤活性有机碳含量随土层加深而递减的幅度比分配比例随土层加深而递减的幅度大。这可能由土壤有机碳的输入、稳定性、质量和根系分布等差异所致。结果说明土壤活性有机碳含量和分配比例随天然次生林变成农田或草地而降低,随农田或草地中造林而增加,且土壤活性有机碳含量的变化幅度比分配比例大。另外,土壤活性有机碳含量和分配比例在土壤剖面的分布也随土地利用变化而改变,其中活性有机碳含量的变化幅度比分配比例大。

关键词 土壤有机碳 土壤活性有机碳 土地利用变化

CHANGES IN SOIL LABILE ORGANIC CARBON UNDER DIFFERENT LAND USE IN THE LIUPAN MOUNTAIN FOREST ZONE

WU Jian-Guo¹ ZHANG Xiao-Quan² and XU De-Ying²

(1 Research Center of Impact of Climate Change of Chinese State Environmental Protection Administration, Beijing 100012, China)

(2 Institute of Forest Ecology and Protection, Chinese Academy of Forestry Science, Beijing 100091, China)

Abstract Soil carbon is a large component of the global carbon cycle, and the influence of land-use changes on soil carbon pools can significantly affect atmospheric CO_2 concentrations. Labile soil organic carbon (LSC) is the fraction of soil organic matter that is most sensitive to changes in land-use. Over the last several centuries, extensive areas of native vegetation in the Liupan Mountain Forest Zone have been converted to croplands and rangelands and, in last several decades, some of these former croplands and rangelands have returned to forests. The impacts of these land-use changes on soil organic carbon (SOC) are unclear. In order to assess the impacts of land-use change on LSC, we compared the LSC concentrations in adjacent plots of secondary forest (*i. e.* dominated by *Quercus liaotungensis*, *Populus davidiana*, or brushwood), cropland, rangeland, and 13, 18, and 25-year old larch (*Larix principis-rupprechtii*) plantations that were planted on former croplands and rangelands. All plots were the same elevation, exposure and soil type. The LSC concentrations were determined using a KMnO_4 (333 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) oxidation technique. It was found that the mean content of LSC in 0–110 cm deep soil layer was 60% lower under cropland (0.605 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$) and 36% lower in rangeland (0.973 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$) than under the secondary forest (1.612, 1.68 and 1.325 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$ for the brushwood, *Populus davidiana* and *Quercus liaotungensis* forests, respectively). LSC was 129% and 29% higher under the plantations (1.127, 1.520 and 1.523 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$ for the 13, 18 and 25-year old *Larix principis-rupprechtii* plantations, respectively) than under the cropland and rangeland respectively. The change of LSC content with soil depth was greater under the secondary forest and plantation than under the cropland or rangeland. The difference of LSC content between secondary forest and rangeland or cropland was greater in the 0–70 cm depth than in the 70–90 cm deep soil layer, whereas differences in LSC content between the plantations and rangeland or cropland was greater in the 0–50 cm than 50–110 cm soil layer. The mean fraction of

LSC in the 0 – 110 cm soil layer was 11% lower under cropland (0.087) and 4% lower under rangeland (0.094) than under the secondary forest (0.098 , 0.099 and 0.099 for brushwood , *Populus davidiana* and *Quercus liaotungensis* forests , respectively). The mean LSC fraction was 13.3% and 5.3% higher under the plantations (0.103% , 0.093% and 0.101% for the 13 , 18 and 25-year old *Larix principis-rupprechtii* plantations , respectively) than under the cropland and rangeland , respectively . The change in the LSC fraction with soil depth under cropland was greater than for all other land use types . The difference in the LSC fraction between secondary forests and rangeland or cropland was greater in the 0 – 20 cm and 70 – 110 cm than the 20 – 70 cm soil layer , whereas the difference in the LSC fraction between the plantation and rangeland or cropland was greater in the 0 – 110 cm soil layer . In general , the differences in LSC among the different land use types and changes with depth were greater for the content of LSC than the LSC fraction . Differences in LSC among the different land use types are attributed to differences in the inputs , stabilization and quality of soil organic matter , and the distribution of roots among the different land uses . The results of this study indicate that the LSC content and fraction will decline if natural secondary forest are converted to cropland or rangeland but will increase with afforestation of croplands or rangelands . In addition , the distribution of the content or fraction of LSC within the soil profile will change with changes in land use , but the change in the LSC fraction is smaller than the change of the LSC content .

Key words Soil organic carbon , Labile soil organic carbon , Land use change

全球气候变暖及其影响是当前人类所面临的最为严重的环境问题之一(Houghton *et al.* , 2001)。准确确定土地利用变化对土壤有机碳的影响机制是关键(Watson *et al.* , 2000)。土壤有机碳是由不同稳定性的组分组成 ,其概念性库包括活跃(Active)、慢性(Slow)和惰性(Passive)库(Parton *et al.* , 1993)。土壤有机碳不同组分对土地利用变化的响应和敏感度不同 ,其中易被生物直接利用的活性土壤有机碳(Labile soil organic carbon , LSC)最活跃、周转最快、对土地利用变化最敏感。这些组分是土壤有机质中对物理或化学等干扰因素反应最敏感的部分 ,也是养分循环中具有重要作用的部分(Khanna *et al.* , 2001)。另外 ,这些组分在没有被分解完之前 ,对土壤结构临时起稳定作用(Tisdall & Oades , 1982 ; Loginow *et al.* , 1987)。土壤活性有机碳组分包括土壤中微生物生物量和其它一些在土壤中易于氧化分解的游离有机质部分 ,这些碳的活性(Lability)主要与其化学组成(Skjemstad *et al.* , 1996)或土壤团聚体的保护性有关(Christensen , 1996)。许多研究证明易分解土壤有机质如果在分子或团聚体水平上被结合在土壤团聚体内部则会使其分解受阻而变成非活性部分(Piccolo , 1996)。土壤活性有机碳组分主要位于土壤微团聚体的表面或大团聚体之间或处于游离状态(Tisdall , 1996)。基于它活跃的性质和重要作用 ,确定土壤活性有机碳组分对土地利用变化的响应规律成为当前土壤碳和养分循环方面研究的一个热点(Post & Kwon , 2000)。

测定土壤活性有机碳组分方面 ,提出过许多方法 ,如物理组分、化学氧化和生物活性测定法等

(Khanna *et al.* , 2001 ; Blair *et al.* , 2001)。这些方法中 ,KMnO₄ 氧化法被认为是简单易行而被广泛用来研究土地利用变化对土壤活性有机碳的影响(Blair *et al.* , 1995)。这个方法最早由 Loginow 等(1987)提出 ,他根据高锰酸钾氧化强度(即 33 ~ 333 mmol · L⁻¹ KMnO₄)来确定土壤有机碳的活性部分。这个方法假设中性条件下高锰酸钾对土壤有机质的氧化相当于土壤微生物酶对土壤有机质的氧化 ,土壤有机质中那些在中性条件下被高锰酸钾氧化的部分是最不稳定的部分 ,即活性有机碳部分。Blair 等(1995)对这个方法进行了修改并提出标准的测试程序 ,即以 333 mmol · L⁻¹ KMnO₄ 为氧化剂在中性条件下通过直接氧化土壤有机碳部分来确定其中的活性和非活性有机碳部分 ,并在此基础上提出了表示土壤活性碳的一些相关概念。这些概念为 :碳库指数(CPI) = (农田或草地中的有机碳含量) / (参考的森林或草地的土壤有机碳含量) ; 活性度(α L) = (被高锰酸钾氧化的有机碳) / (没有被高锰酸钾氧化的有机碳) ; LI(活性指数) = 农田或草地(α L) / 参考的森林或草地(α L) ; 管理指数 CMI = (CPI × LI × 100)。国外在这方面的研究已经不少(Conteh *et al.* , 1997a ; 1997b ; Conteh & Blair , 1998) ,而我国的研究还不多(沈宏等 , 2000)。

我国是土地利用变化巨大的国家 ,尤其在西北的黄土高原区 ,几千年的人类活动使这里土地利用方式发生了很大变化 ,近些年来又在这些地区开展大规模的退耕还林还草工作 ,无疑这些活动对土壤有机碳都将产生一定的影响 ,但这些影响目前还并不清楚。本文选择土地利用变化典型的宁夏六盘山

林区为研究地点,应用 KMnO_4 氧化法,测定分析典型天然次生林及由它们转变的农田或牧草地和由农田或牧草地转变的人工林中土壤活性有机碳的差异,希望能够为深入研究和评价这个地区土地利用变化对土壤有机碳的影响提供一些依据。

1 研究地区概况

研究地点在宁夏固原县的赵千户林场,位于六盘山自然保护区与农牧业活动区的交错地带($106^{\circ}09' \sim 106^{\circ}30' \text{ E}$ 、 $35^{\circ}15' \sim 35^{\circ}41' \text{ N}$)。气候类型属于暖温带半湿润区向半干旱区的过渡地带。地形以石质山地为主,海拔 $1\,800 \sim 2\,100 \text{ m}$ 。土壤类型以灰褐土为主。地带性植被为草甸草原和落叶阔叶林,植被区系具有明显的过渡特征。年均气温为 $5.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、年降水量为 $400 \sim 676 \text{ mm}$ 。本区天然植被的破坏始于春秋战国时期,经几千年人类活动,目前形成了落叶阔叶次生林、杂灌木、人工林、农田和牧草地等多种土地利用方式镶嵌的格局(宁夏森林编辑委员会, 1990)现在又是退耕还林和天然林保护的示范区。

2 研究方法

2.1 样地选择

为减少样地间地形及气候差异,在平缓的中上坡地段,选择邻近、坡向和土壤类型相同的 13、18 和 25 年的华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)人工林各 8 块,每块 200 m^2 ;辽东栎(*Quercus liaotungensis*)和山杨(*Populus davidiana*)为主的天然次生林各 2 块,每块 400 m^2 ;虎榛子(*Ostypsis davidiana*)和栒子(*Cotoneaster acutifolius*)为主的杂灌木 8 块,每块 100 m^2 ;

牧草地和农田各 8 块,每块 100 m^2 。选择的天然林都是原始林反复破坏经保护后形成的次生林,牧草地和农田是天然林破坏后形成的,而人工林又是农田或草地中营造的。

2.2 土壤有机碳测定

秋末,在每样地内采用 S 形方法布设 25 个点。除去凋落层后,挖土壤剖面,按 $0 \sim 10$ 、 $10 \sim 20$ 、 $20 \sim 30$ 、 $30 \sim 40$ 、 $40 \sim 50$ 、 $50 \sim 70$ 、 $70 \sim 90$ 、 $90 \sim 110 \text{ cm}$ 分层采集,采后分层混合土样,用四分法取足样品,自然风干后过 2 mm 土壤筛,以 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (外加热法)测有机碳含量(每块样地测定 3 次),单位为 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.3 土壤活性有机碳测定

称量处理过约含 15 mg 有机碳的土样,放在塑料瓶(100 ml)内,用 $333 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ KMnO}_4$ 溶液 25 ml 震荡处理 1 h ,震荡后离心 5 min ($4\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$) ,取上清液,用去离子水按 $1:250$ 比例稀释,然后用分光光度计 565 nm 比色测定,根据 KMnO_4 浓度的变化(重复 3 次)计算活性有机碳含量(每块样地测定 3 次),单位 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$ (即每 kg 干土中含活性有机碳量) ,再根据对应样地土壤有机碳的含量计算其分配比例(即活性有机碳含量比有机碳总含量) (Blair *et al.* , 1995 ; Conteh *et al.* , 1997a ; 1997b ; 沈宏等, 2000)。不同土地利用方式 $0 \sim 110 \text{ cm}$ 土层土壤活性有机碳含量和分配比例(表 1、表 3)先按同一样地不同土层加权平均,再按同一土地利用方式不同样地算术平均。不同土层活性有机碳含量和分配比例(表 2、表 4)按同一土地利用方式不同样地同一土层算术平均。比较差异检验用 t 检验法($p = 0.05$)。

表 1 不同土地利用方式土壤活性有机碳含量
Table 1 The mean concentration of labile SOC in 0 ~ 110 cm soil layer under different land use

土地利用 Land use type	加权平均 Weighted mean ($\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1}$)	变异系数 Coefficients of variation (%)	标准差 Standard deviation	样本数 Sample size
杂灌木 Brushwood	1.612 ^a	55.431	0.894	8 × 3
山杨林 Natural secondary forest dominated by <i>Populus davidiana</i>	1.682 ^a	56.011	0.942	2 × 3
辽东栎林 Natural secondary forest dominated by <i>Quercus liaotungensis</i>	1.325 ^b	87.533	1.159	2 × 3
农田 Cropland	0.605 ^c	18.510	0.112	8 × 3
牧草地 Rangeland	0.973 ^d	42.248	0.411	8 × 3
13 年落叶松 13-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	1.127 ^b	53.029	0.598	8 × 3
18 年落叶松 18-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	1.520 ^a	50.590	0.769	8 × 3
25 年落叶松 25-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	1.523 ^a	64.127	0.977	8 × 3

列中相同字母表示差异不显著($p = 0.05$) The same alphabetic within each vertical column indicate no significant difference for the concentration of labile SOC under different land use ($p = 0.05$) 样本数为样地数 × 重复数 Sample size is equal to the plot sampling size × duplicate

表 2 不同土地利用方式不同土层土壤活性有机碳含量
Table 2 The concentration of labile SOC in different soil depth under different land uses (gC·kg⁻¹)

土层深度 Soil depth (cm)	AA	BB	CC	DD	EE	FF	GG	HH	样本数 Sample size (n)
0.0 ~ 10.0	3.474 ^{Aa}	3.589 ^{Aa}	4.237 ^{Ab}	0.761 ^{Ac}	1.156 ^{Ad}	2.348 ^{Ae}	2.661 ^{Ae}	3.375 ^{Aa}	8 × 3
10.0 ~ 20.0	2.619 ^{Ba}	2.791 ^{Ba}	1.557 ^{Bb}	0.498 ^{Be}	1.959 ^{Bd}	1.808 ^{Bd}	2.508 ^{Aa}	2.563 ^{Ba}	2 × 3
20.0 ~ 30.0	2.206 ^{Ba}	2.143 ^{Ca}	1.528 ^{Bb}	0.731 ^{Ac}	1.166 ^{Ad}	1.475 ^{Cb}	2.608 ^{Ae}	2.382 ^{Ba}	2 × 3
30.0 ~ 40.0	1.297 ^{Ca}	2.045 ^{Cb}	1.561 ^{Bc}	0.690 ^{Ad}	0.867 ^{Cd}	0.997 ^{Dd}	1.218 ^{Ba}	2.122 ^{Bb}	8 × 3
40.0 ~ 50.0	1.446 ^{Ca}	1.956 ^{Cb}	1.207 ^{Cc}	0.680 ^{Ad}	0.978 ^{Cc}	1.108 ^{Dc}	1.455 ^{Ba}	1.042 ^{Cc}	8 × 3
50.0 ~ 70.0	1.420 ^{Ca}	1.157 ^{Db}	1.050 ^{Cb}	0.650 ^{Ac}	0.923 ^{Cb}	1.060 ^{Db}	1.311 ^{Ba}	0.997 ^{Cb}	8 × 3
70.0 ~ 90.0	1.085 ^{Da}	1.000 ^{Da}	0.620 ^{Db}	0.538 ^{Bb}	0.744 ^{Db}	0.808 ^{Eb}	1.064 ^{Ca}	0.954 ^{Cb}	8 × 3
90.0 ~ 110.0	0.841 ^{Da}	0.834 ^{Da}	0.572 ^{Db}	0.462 ^{Bb}	0.622 ^{Db}	0.463 ^{Fc}	0.757 ^{Db}	0.684 ^{Db}	8 × 3

表中行内相同小写字母表示不同土地利用方式在同一土层土壤活性有机碳含量差异不显著,列中相同大写字母表示同一土地利用方式不同土层土壤活性有机碳含量差异不显著($p = 0.05$) The same small alphabetic within each row indicate no significantly difference for concentration of labile SOC in the same soil layer under different land use , the same capital alphabetic within each vertical column indicate no significant difference for fraction of labile SOC in different soil layer under the same land use pattern ($p = 0.05$) AA : 灌木林 Brushwood BB : 山杨林 Natural secondary forest dominated by *Populus davidiana* CC : 辽东栎林 Natural secondary forest dominated by *Quercus liaotungensis* DD : 农田 Cropland EE : 牧草地 Rangeland FF : 13 年落叶松 13-year-old plantation of *Larix principis-rupprechtii* GG : 18 年落叶松 18-year-old plantation of *Larix principis-rupprechtii* HH : 25 年落叶松 25-year-old plantation of *Larix principis-rupprechtii* 样本数为样地数 × 重复数 Sample size is equal to the plot sampling size × duplicate

表 3 不同土地利用方式中活性有机碳分配比例
Table 3 The frication of labile SOC under different land use in 0 – 110 cm soil layer

土地利用 Land use type	加权平均 Weighted mean	变异系数 Coefficients of variation (%)	标准差 Standard deviation
杂灌木林 Brushwood	0.098 ^a	1.813	0.002
山杨林 Natural secondary forest dominated by <i>Populus davidiana</i>	0.099 ^a	8.149	0.008
辽东栎林 Natural secondary forest dominated by <i>Quercus liaotungensis</i>	0.099 ^a	17.322	0.017
农田 Cropland	0.087 ^b	11.073	0.010
牧草地 Rangeland	0.094 ^a	7.316	0.007
13 年落叶松 13-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	0.103 ^a	2.934	0.003
18 年落叶松 18-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	0.093 ^a	13.591	0.013
25 年落叶松 25-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	0.101 ^a	5.846	0.006

列中相同字母表示差异不显著($p = 0.05$) The same alphabetic within each vertical column indicate no significant difference for fraction of labile SOC under different land use ($p = 0.05$) 样本数与表 1 所示样本数相同 Sample size is the same as Table 1

表 4 不同土地利用方式不同土层土壤活性有机碳含量
Table 4 The fraction of labile SOC under different land use in different soil depth

土层深度 Soil depth (cm)	AA	BB	CC	DD	EE	FF	GG	HH
0.0 ~ 10.0	0.100 ^{Aa}	0.113 ^{Aa}	0.125 ^{Ab}	0.101 ^{Aa}	0.103 ^{Aa}	0.100 ^{Aa}	0.110 ^{Aa}	0.107 ^{Aa}
10.0 ~ 20.0	0.098 ^{Aa}	0.110 ^{Aa}	0.129 ^{Ab}	0.101 ^{Aa}	0.101 ^{Aa}	0.103 ^{Ba}	0.105 ^{Ba}	0.110 ^{Aa}
20.0 ~ 30.0	0.098 ^{Aa}	0.096 ^{Aa}	0.111 ^{Ba}	0.100 ^{Aa}	0.092 ^{Aa}	0.105 ^{Ba}	0.096 ^{Ba}	0.108 ^{Aa}
30.0 ~ 40.0	0.099 ^{Aa}	0.101 ^{Aa}	0.096 ^{Ba}	0.089 ^{Bb}	0.102 ^{Aa}	0.104 ^{Ba}	0.107 ^{Ba}	0.096 ^{Ba}
40.0 ~ 50.0	0.099 ^{Aa}	0.101 ^{Aa}	0.102 ^{Ba}	0.087 ^{Bb}	0.101 ^{Aa}	0.106 ^{Ba}	0.104 ^{Ba}	0.101 ^{Ba}
50.0 ~ 70.0	0.094 ^{Aa}	0.101 ^{Aa}	0.084 ^{Cb}	0.086 ^{Bb}	0.097 ^{Aa}	0.105 ^{Ba}	0.094 ^{Ba}	0.100 ^{Ba}
70.0 ~ 90.0	0.100 ^{Aa}	0.096 ^{Ba}	0.087 ^{Cb}	0.079 ^{Cc}	0.087 ^{Bb}	0.104 ^{Ba}	0.077 ^{Cc}	0.095 ^{Ba}
90.0 ~ 110.0	0.098 ^{Aa}	0.087 ^{Bb}	0.092 ^{Ca}	0.077 ^{Cc}	0.085 ^{Bb}	0.097 ^{Ca}	0.079 ^{Cc}	0.098 ^{Ba}

表中行内相同小写字母表示不同土地利用方式在同一土层土壤活性有机碳分配比例差异不显著,列中相同大写字母表示同一土地利用方式不同土层土壤活性有机碳分配比例差异不显著($p = 0.05$) The same small alphabetic within each row indicate no significant difference for fraction of labile SOC in the same soil layer under different land use , the same capital alphabetic within each vertical column indicate no significant difference for fraction of labile SOC ($p = 0.05$) AA、BB、CC、DD、EE、FF、GG、HH 同表 2 See Table 2 样本数与表 2 相同 Sample size is the same as Table 2

3 研究结果

3.1 土壤活性有机碳含量

土壤活性有机碳含量表示单位质量土壤中的活性有机碳质量。表 1 显示,不同土地利用方式土壤

活性有机碳含量在 0.60 ~ 1.69 gC·kg⁻¹,其中天然次生林在 1.325 ~ 1.682 gC·kg⁻¹,大小顺序为辽东栎林 < 杂灌木林 < 山杨林;人工林中的在 1.127 ~ 1.523 gC·kg⁻¹,不同林龄间差异较小。就 0 ~ 110 cm 土层的土壤活性有机碳平均含量方面,农田比灌木林、山

杨林和辽东栎林分别低 62%、64% 和 54% ,比天然次生林平均低 60% ;草地比杂灌木、山杨林和辽东栎林分别低 40%、42% 和 27% ,比天然次生林平均低 36% ;13、18 和 25 年落叶松人工林比农田分别高 86%、151% 和 151% ,人工林平均比农田高 129% ;13、18 和 25 年落叶松人工林比草地分别高 16%、36% 和 36% ,人工林平均比草地高 29%(表 1)。这可能与土壤有机碳输入和稳定性等有关 (Mendham *et al.* , 2002a ; 2002b)。

土壤活性有机碳含量在土壤剖面上的分布也受土地利用方式影响。表 2 显示 ,不同土地利用方式土壤活性有机碳含量总体上随土层加深而递减 ,其中天然次生林与人工林中递减的幅度(天然次生林和人工林 0~10 cm 与 90~110 cm 土层活性有机碳含量差最小分别是 2.633 和 1.904 gC·kg⁻¹以上)比农田和牧草地中大(农田和草地 0~10 cm 与 90~110 cm 土层活性有机碳含量差分别是 0.299 gC·kg⁻¹和 0.534 gC·kg⁻¹)。天然次生林、人工林和草地中递减幅度最大的土层主要在 0~40 cm 范围 ,农田中递减幅度不明显。

相同土层 ,不同土地利用方式的土壤活性有机碳含量也不同。表 2 显示 ,农田、草地与天然次生林土壤活性碳的含量差异主要在 0~70 cm 土层(天然次生林土壤活性有机碳含量比农田高约 89%~372% ,比草地高约 23%~267%)。其中差异最大的土层是 0~10 cm(天然次生林比农田和草地分别高约 357%和 201%)。人工林与农田和牧草地间土壤活性有机碳含量的差异主要在 0~50 cm 土层(人工林土壤活性有机碳含量比农田高 53%~208%、比草地高 13%~192%) ,其中差异最大的土层在 0~10 cm(人工林比农田和草地分别高 208%和 103%)。

3.2 土壤活性有机碳分配比例

土壤活性有机碳的分配比例是土壤活性有机碳含量与土壤有机碳含量的比值。表 3 显示 ,不同土地利用方式土壤活性有机碳分配比例在 0.081~0.100 ,其中天然次生林在 0.098~0.099 ,不同类型间差异较小 ;人工林在 0.093~0.103 ,不同林龄间差异也较小。农田土壤活性有机碳分配比例比杂灌木、山杨林和辽东栎林分别低 11%、11%和 11% ,比天然次生林平均低 11% ;草地比杂灌木、山杨林和辽东栎林分别低 4%、4%和 4% ,比天然次生林平均低 4% ;13、18 和 25 年落叶松人工林比农田分别高 18%、6%和 16% ,人工林平均比农田高 13.3% ;13 和 25 年落叶松比草地分别高 9.6%和 7.4% ,18 年

落叶松比草地低 1.1% ,人工林平均比草地高 5.3%。总体上 ,不同土地利用方式土壤活性有机碳分配比例间的差异比土壤活性有机碳含量的差异小。

不同土地利用方式下 ,由于植物根系分布和土壤有机碳含量等的差异 ,土壤活性有机碳分配比例在土壤剖面上的分布也不同。表 4 显示 ,不同土地利用方式土壤活性有机碳的分配比例总体上随土层加深而递减 ,其中农田中递减的幅度相对较大。另外 ,土壤活性有机碳的分配比例随土层加深而递减的幅度比活性有机碳含量随土层加深而递减的幅度小。

在相同土层 ,由于不同土地利用方式土壤有机碳含量及活性有机碳含量的差异 ,土壤活性有机碳分配比例也不同。表 4 显示 ,土壤活性有机碳的分配比例方面 ,农田、草地与天然次生林在 0~20 cm 与 70~110 cm 土层的差异较大 ,而人工林与农田、草地间在 0~110 cm 土层差异较大。这种趋势与上述土壤活性有机碳含量在土壤剖面的分布趋势不同。

4 讨 论

土壤活性有机碳组分占土壤有机碳含量的比例总体上不高 ,但对维持土壤肥力及土壤碳储量变化方面具有重要的作用(Blair *et al.* ,1997)。土地利用及土地利用变化对土壤有机碳含量有较大的影响(Post & Kwon 2000) ,土壤活性有机碳是对土地利用变化较为敏感的部分(Mendham *et al.* , 2002a) ,而土壤有机碳含量在活性和非活性组分间的分配比例受许多因素的影响 ,天然植被变成农田进行耕作(如耕作类型和耕作长度)是影响土壤活性碳的最主要的因素之一(Camberdella & Elliott ,1994)。本研究结果显示 ,农田和草地土壤活性有机碳含量比天然次生林分别低 60%和 36% ,人工林土壤活性有机碳平均含量比农田和草地分别高 129%和 29%。这表明天然次生林变成农田或草地后土壤活性有机碳含量下降 ,而农田或草地中造林后土壤活性有机碳含量将有所增加。这种趋势与国外许多研究的结果基本一致 ,如 Blair 等(1997)发现新南威尔士地区的天然植被土壤进行耕作后 ,土壤有机碳、活性有机碳和非活性有机碳含量都有不同程度地下降 ,而这些农田再连续两年种植紫花苜蓿(*Medicago sativa*)后 ,碳含量又增加 ,Conteh 等(1997b)也发现同样趋势 ;Conteh 等(1998)发现把棉花秆残体还田 ,3 年后土壤活性

有机碳含量明显增加,把这些残体烧掉不还田,土壤活性有机碳的含量则显著降低,与 Blair 和 Crocker (2000) 在新南威尔士和昆士兰地区研究结果一致。另外,Blair 等(2001)总结澳大利亚新南威尔士 1921 年开始的长期实验,发现玉米和燕麦轮作使土壤活性碳含量显著降低,而 3 种作物进行轮作下土壤活性碳含量稍有下降;英国的实验显示长期使用农家肥后土壤活性碳含量增幅比使用化肥后增幅大,使用稻草和牧草残体的土壤活性碳增幅分别是 29% 和 21%;另外一些研究,如棉花生产、澳大利亚和巴西甜菜种植、泰国残体归还和稻田实验也都是同样趋势。这些研究结果说明农田耕作和草地经营过程中,土壤活性有机碳含量比土壤总有机碳含量更易于改变,土壤活性有机碳是对土地利用变化反应较为敏感的指示部分。不过,也有研究发现土地利用变化对土壤活性碳并没有显著影响,如 Mendham 等(2002a)发现澳大利亚西部天然林、草地和桉树人工林中土壤活性有机碳含量没有显著差异,而一些低浓度($33 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) KMnO_4 氧化的土壤有机碳含量却显著不同,而 Blair 等(1997)发现麦凯地区已耕作 90 年的农田中土壤有机碳含量、活性有机碳含量和非活性有机碳含量都比邻近天然植被土壤中低,在维多利亚地区耕作 15 年农田中的这些碳含量却比天然植被土壤中高。这些差异的原因,目前还并不十分清楚,但差异却表明土地利用变化对土壤活性有机碳的影响可能是复杂的过程,在不同土地利用变化及不同的区域可能会有不同的趋势。当然,本研究对天然次生林、人工林、农田和草地土壤活性有机碳含量进行了比较分析,其目的主要在土地利用变化影响碳循环方面,与上述研究的土地利用方式影响不同(如他们主要研究农田耕作及残体归田后土壤肥力问题)。

土壤活性有机碳是土壤有机碳中较活跃的部分,在土地利用变化过程中,土壤有机碳含量和活性有机碳含量都将受到不同程度的影响,由于受到影响的程度不同,这些差异表现在不同土地利用方式下土壤活性有机碳的分配比例方面(Blair & Crocker, 2000)。本研究结果显示,农田和草地土壤活性有机碳分配比例比天然次生林分别低 11% 和 4% 以上,人工林平均比农田和草地分别高 13.3% 和 5.3%。这表明天然次生林变成农田或草地后,土壤活性有机碳分配比例并没有明显下降,而造林后土壤活性有机碳分配比例也没有明显增加。这些变化趋势显然与活性有机碳含量在受到土地利用变化后的改变

程度要小得多。这可能因为土地利用变化后,一方面使土壤有机质数量发生变化而影响土壤活性有机碳和有机碳含量,另一方面也使土壤有机质的稳定性和质量发生变化而使土壤活性有机碳与非活性有机碳发生转变(Six *et al.*, 2002)。天然次生林变成农田或草地后,虽然土壤活性有机碳含量下降,但由于土壤有机质稳定性和质量下降,使一部分非活性有机碳变成活性有机碳(Blair & Crocker, 2000);造林后,尽管土壤活性有机碳含量增加,但一部分活性有机碳可能变成非活性的部分(Nelson *et al.*, 1998)。另外,造林后土壤有机质的质量和微生物的功能多样性也可能发生变化(Khanna *et al.*, 2001; Steenwerth *et al.*, 2002)。同样,Conteh 等(1997a)也发现耕作土壤活性碳含量比天然植被土壤中低,农田土壤活性有机碳分配比例在 9% ~ 19.7%,而天然植被土壤在 20.8% ~ 26.1%,这是由于农田土壤有机碳含量较低、活性碳含量对残体碳的数量增加较敏感;另外,由于土壤活性有机碳含量的变化并不与有机碳含量成比例,土壤活性有机碳分配比例和含量的变化趋势并不一致,而且耕作将使土壤有机碳分解加速,当施肥而没有种植小麦或增加残体输入时,对天然植被土壤活性碳不产生影响,但是当种植小麦施肥时则使土壤活性碳的分配比例增加。这些结果说明土壤活性有机碳和非活性有机碳都受到土地利用变化的影响,而且在土地利用变化过程中部分非活性有机碳可能变成活性有机碳或者部分的活性有机碳可能变成非活性有机碳,这些变化使土壤活性有机碳的比例并没有对土地利用变化有较大的敏感性。当然,这种变化及过程如何还有待于做深入的研究。

不同土层土壤有机碳中活性有机碳含量及其占有机碳含量的比例并不相同,在受到土地利用变化的影响后,变化的幅度将不同(Blair *et al.*, 1998)。本研究结果显示,天然次生林和人工林土壤活性有机碳含量在土壤剖面上分布的层次较为明显;农田、草地和天然次生林土壤活性有机碳含量差异主要在 0 ~ 70 cm 土层;人工林、农田和草地土壤活性有机碳含量差异主要在 0 ~ 50 cm 土层。农田、草地和天然次生林中的活性有机碳分配比例差异主要在 0 ~ 20 cm 与 70 ~ 110 cm 土层;人工林、农田和草地差异主要在 0 ~ 110 cm 土层;农田土壤活性有机碳分配比例随土层加深而递减幅度较大。另外,土壤活性有机碳比例随着土层深度改变的幅度也比活性有机碳含量变化的幅度小。结果表明土地利用变化

后主要是土壤表层的有机碳和活性有机碳含量的变化较大,而且不同土层活性有机碳与非活性有机碳含量的改变程度不同。这主要与植物根系分布、产生凋落物数量和质量及其与土壤活性有机碳的相关程度有关(Jobbey & Jackson, 2000)。树木根系分布比农作物深,土壤表层形成的残体或分泌物多,土壤活性有机碳形成量比农田多(Jackson *et al.*, 1996)。当森林变成农田后,以前土地利用方式下土壤中的活性有机碳很快被分解完,而在农田中只是在土壤表层补充了部分的土壤活性有机碳。草本根系分布虽然没有树木深,但它们比农作物根系分布深。天然次生林变成农田或草地后,不同土层活性有机碳含量都将发生改变,其中土壤表层的活性有机碳输入量相对较多,而底层土壤活性有机碳得不到充分补充(Skjemstad *et al.*, 1999)。草地或农田中造林后,土壤表层活性有机碳输入量较多,但底层土壤活性有机碳含量也有一定程度增加(Silver & Miya, 2001)。另外,凋落物质量与活性碳的形成有直接关系,树木形成的凋落物中木质素含量一般比草本植物和农田作物中高,形成的凋落物残体质量也比农田作物和草本植物高,所以森林中土壤表层较多的凋落物残体,也将影响土壤活性有机碳含量及其分配比例。另外,土地利用过程中对土壤扰动过程引起土壤上下土层的混合也可能改变土壤活性有机碳含量及其比例在不同土层分布的差异及不同土地利用方式间的差异。

对土地利用变化影响土壤有机碳分解的机制,目前还不完全清楚,大致的观点是:土地利用变化主要通过影响土壤有机质的稳定性(物理保护性和非保护性、化学稳定性和生物化学稳定性)(Six *et al.*, 2002)、土壤有机质的质量(C/N、N/木质素等)(Quideau *et al.*, 2001; Mendham *et al.*, 2002b)和土壤微生物的功能多样性等(Steenwerth *et al.*, 2002)而影响土壤有机碳的分解。土地利用变化对土壤活性有机碳影响机理方面的一些主要观点是:土地利用变化后,1)土壤活性有机碳组分快速分解,非活性有机碳含量不变;2)土壤中部分活性有机碳组分转变为非活性有机碳组分;3)土壤中活性有机碳和非活性有机碳含量都增加,而土壤活性碳变成非活性碳的速度更快;4)土壤有机质分解过程中,木质素和一些惰性组分的含量随微生物代谢而增加,土壤活性有机碳的含量降低(Conteh *et al.*, 1997a)。这些观点还只是根据个别研究结果提出的假设,如何解释土地利用方式对土壤活性碳的影响机制,并不十分清

楚。不过,一些研究已经开始了这方面的探索。如Tiessen 等(1982)和 Golchin 等(1995)发现农田耕作使土壤有机质的分解速率加快;Camberdella 和 Elliott (1993)发现耕作主要影响土壤大团聚体内的有机碳;Blair 等(1995)发现耕作使土壤活性有机碳比非活性有机碳部分更易于分解;Bremer 等(1994)发现土壤活性有机碳含量比有机碳含量对土地经营更敏感。另外,土壤活性有机碳、轻组有机碳(Light-Fraction Organic Carbon)和土壤团聚体对土地利用变化的敏感性不同。如Conteh 和 Blair (1998)发现土壤活性有机碳含量随团聚体颗粒粒径的减小而增加,而土壤轻组有机碳含量则随团聚体粒径变小而降低,且大团聚体中活性有机碳含量减幅最大;Blair 等(2001)总结发现在粘粒含量小于 52% 时,土壤活性有机碳含量与土壤团聚体稳定性的关系较密切,而粘粒含量大于 52% 时,相关性很弱,其原因主要认为是在粘粒含量高的土壤中,Ca 离子在粘接团聚体方面比有机化合物所起的作用大,另外 Blair 等(2001)还总结发现土壤活性有机碳与富里酸显著相关,非活性有机碳与胡敏酸相关,土壤活性有机碳与微生物量碳相关,而非活性碳与微生物碳和团聚体关系不明显,且土壤活性有机碳含量比微生物量碳高。一般认为土壤活性有机碳含量与有机碳矿化速率成正相关,但 Khanna 等(2001)发现 6 种类型森林中土壤活性有机碳含量在培养前和培养后与矿化后产生的 CO₂ 数量的关系很不一致;Mendham 等(2002a)也发现天然林、人工林和草地土壤活性碳的含量与土壤有机碳矿化产生的 CO₂ 数量相关性并不显著。总之,土地利用变化对土壤活性有机碳的影响机制还需要进行深入研究。

参 考 文 献

- Blair, G. J., R. D. B. Lefroy & L. Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index. *Australian Journal of Agricultural Research*, **46**: 1459 ~ 1466.
- Blair, G. J., R. D. B. Lefroy, B. P. Singh & A. R. Till. 1997. Development and use of a carbon management index to monitor changes in soil C pool size and turnover rate. In: Cadisch, G. & K. E. Giller eds. *Drive by nature: plant litter quality and decomposition*. Wallingford: CAB International. 273 ~ 281.
- Blair, G. J., L. Chapman, A. M. Whitbread, B. Ball-Coelho, P. Larsen & H. Tiessen. 1998. Soil carbon change resulting from sugarcane trash management at two location in Queensland, Australia, and in North-East Brazil. *Australian Journal of Soil Research*, **36**: 873 ~ 881.
- Blair, G. J. & G. J. Crocker. 2000. Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soils. *Australian Journal of Soil Research*, **38**: 71 ~ 84.
- Blair, G. J., R. Lefroy, A. Whitbread, N. Blair & A. Conteh.

2001. The Development of the KMnO_4 oxidation technique to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index. In: Lal, R., J. M. Kimble, R. F. Follett & B. A. Stewart eds. Assessment methods for soil carbon. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 323 ~ 337.
- Bremer, E., H. H. Janzen & A. M. Johnston. 1994. Sensitivity of total, light fraction and mineralizable organic matter to management practices in a leithbridge soils. *Canadian Journal of Soil Science*, **74**: 131 ~ 138.
- Camberdella, C. A. & E. T. Elliott. 1993. Methods of physical characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, **56**: 449 ~ 457.
- Camberdella, C. A. & E. T. Elliott. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Science Society of American Journal*, **58**: 123 ~ 130.
- Christensen, B. T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: Carter, M. R. & A. B. Stewart eds. Structure and organic matter storage in agricultural soils. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. 97 ~ 165.
- Conteh, A., R. D. B. Lefroy & G. J. Blair. 1997a. Dynamics of organic matter in soils as determined by variations in $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratios and fractionation by ease of oxidation. *Australian Journal of Soil Research*, **35**: 881 ~ 890.
- Conteh, A., G. J. Blair, D. A. Macleod & R. D. B. Lefroy. 1997b. Soil organic carbon change in cracking clay soil under cotton production as studied by carbon fractionation. *Australian Journal of Agricultural Research*, **48**: 1049 ~ 1058.
- Conteh, A. & G. J. Blair. 1998. The distribution and relative losses of soil organic carbon fraction in aggregate size fractions from cracking clay soils (vertisols) under cotton production. *Australian Journal of Soil Research*, **36**: 257 ~ 271.
- Conteh, A., G. J. Blair & I. J. Rochester. 1998. Soil organic carbon fractions in a vertisol under irrigated cotton production as affected by burning and incorporating cotton stubble. *Australian Journal of Soil Research*, **36**: 655 ~ 667.
- Editorial Board of the Forest in Ningxia Hui Autonomy Region (宁夏森林编辑委员会). 1990. The forest in Ningxia Hui Autonomy Region. Beijing: China Forestry Publishing House. 30 ~ 69. (in Chinese)
- Golchin, A., P. Clarke, J. M. Oades & J. O. Skjemstad. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. *Australian Journal of Soil Research*, **33**: 975 ~ 993.
- Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell & C. A. Johnson eds. 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press. 185 ~ 237.
- Jackson, R. B., J. Canadell, J. R. Ehleringer, H. A. Mooney, O. E. Sala & E. D. Schulze. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomass. *Oecologia*, **108**: 389 ~ 411.
- Jobbery, E. G. & R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, **10**: 423 ~ 436.
- Khanna, P. K., B. Ludwig, J. Bauhus & C. O' Hara. 2001. Assessment and significance of labile organic C pools in forest soils. In: Lal, R., J. M. Kimble, R. F. Follett & B. A. Stewart eds. Assessment methods for soil carbon. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 167 ~ 182.
- Loginow, W., W. Wisniewski, S. S. Gonet & B. Ciescinska. 1987. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. *Polish Journal of Soil Science*, **20**: 47 ~ 52.
- Mendham, D. S., A. M. O'Connell & T. S. Grove. 2002a. Organic matter characteristics under native forest, long term pasture, and recent conversion to eucalyptus plantations in western Australia: microbial biomass, soil respiration and permanganate oxidation. *Australian Journal of Soil Research*, **40**: 859 ~ 872.
- Mendham, D. S., N. J. Mathers, A. M. O'Connell, T. S. Grove & P. G. Saffigna. 2002b. Impacts of land use on soil organic matter quality in south-western Australia-characterization with ^{13}C CP/MAS NMR spectroscopy. *Soil Biology & Biochemistry*, **34**: 1669 ~ 1673.
- Nelson, P. N., J. A. Baldock & J. M. Oades. 1998. Change in dispersible clay content, organic carbon contents and electrolyte composition following incubation of sodic soil. *Australian Journal of Soil Research*, **36**: 883 ~ 897.
- Parton, W. J., J. M. O. Scurlock, D. S. Ojima, T. G. Gilmanov, R. J. Scholes, D. S. Schimel, T. Kirchner, J.-C. Menaut, T. Seastedt, E. G. Moya, A. Kamnalrut & J. L. Kinyamario. 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grasslands biome world-wide. *Global Biogeochemistry Cycle*, **7**: 785 ~ 809.
- Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation. In: Piccolo, A. ed. Humic substance in terrestrial ecosystem. Amsterdam: Elsevier Science. 225 ~ 264.
- Post, W. M. & K. C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. *Global Change Biology*, **6**: 317 ~ 327.
- Quideau, S. A., O. A. Chadwick, A. Benesi, R. C. Graham & M. A. Anderson. 2001. A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition. *Geoderma*, **104**: 41 ~ 60.
- Sheng, H. (沈宏), Z. H. Cao (曹志洪) & Z. H. Xu (徐志红). 2000. Effects of fertilization of different carbon fractions and carbon pool management index in soils. *Acta Pedologica Sinica (土壤学报)*, **37**: 166 ~ 173. (in Chinese with English abstract)
- Silver, W. L. & R. K. Miya. 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, **129**: 407 ~ 419.
- Six, J., R. T. Contant, E. A. Paul & K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, **241**: 155 ~ 176.
- Skjemstad, J. O., P. Clarke, J. A. Taylor, J. M. Oades & S. G. Mcclure. 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Australian Journal of Soil Research*, **34**: 251 ~ 271.
- Skjemstad, J. O., J. A. Taylor, L. J. Janik & S. P. Marvanek. 1999. Soil organic carbon dynamics under long-term sugarcane monoculture. *Australian Journal of Soil Research*, **37**: 151 ~ 164.
- Steenwerth, K. L., L. E. Jackson, F. J. Calderón, M. R. Stromberg & K. M. Scow. 2002. Soil microbial community composition and land use history in cultivated and grassland ecosystems of coastal California. *Soil Biology & Biochemistry*, **34**: 1599 ~ 1611.
- Tiessen, H., J. W. B. Stewart & J. R. Bettany. 1982. Cultivation effects on the amount and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in a grassland soil. *Agronomy Journal*, **74**: 831 ~ 835.
- Tisdall, J. M. & J. M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, **33**: 141 ~ 163.
- Tisdall, J. M. 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In: Carter, M. R. & B. A. Stewart eds. Structure and organic matter storage in agricultural soils. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. 57 ~ 96.
- Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo & D. J. Dokken. 2000. Land use, land use change, and forestry: a special report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press. 189 ~ 217.