六盘山林区几种土地利用方式对土壤有机碳矿化影响的比较

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 应用土壤培养法, 比较分析了六盘山林区天然次生林(杂灌林、山杨(*Populus davidanda*)和辽东栎(*Quercus liaotungensis*)林)、农田、草地和人工林(13 a、18 a 和 25 a 华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*))土壤在 30℃ 和 60% 田间饱和含水量条件下培养 180 d 有机碳矿化速率的差异(以 180 d 累计释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 计)。结果显示: 农田和草地土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量(180 d 释放的 $\text{gCO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$ 干土)分别比天然次生林低 65% 和 23%, 差异主要在 0~40 cm 土层; 人工林比农田和草地分别高 155% 和 17%, 差异主要在 0~70 cm 土层。农田土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例(即 180 d 释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ /土壤 C)比天然次生林平均低 12%, 草地比天然次生林平均高 18%, 差异主要在 0~40 cm 土层; 人工林比农田平均高 29%, 草地比人工林平均高 9%, 差异主要在 0~50 cm 土层。不同土地利用方式土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量的差异比其分配比例的差异大。土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量和分配比例总体上随土层加深而递减。分配比例随土层加深而递减的幅度方面, 不同土地利用方式间的差异不大; 含量随土层加深而递减的幅度方面, 天然次生林和人工林比农田和草地中大, 随土层递减的幅度方面, 土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量比其分配比例大。这主要由不同土地利用方式土壤碳输入和稳定性等差异所致。结果说明土壤碳矿化速率随天然次生林变成农田或草地而下降, 随在农田或草地上造林而增加, 矿化速率变化幅度比分配比例的变化幅度大。另外, 土地利用变化也使不同土层土壤碳矿化速率和分配比例差异改变, 其中速率改变的幅度比分配比例改变的幅度大。

关键词 土地利用变化 土壤有机碳矿化 有机碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$

THE MINERALIZATION OF SOIL ORGANIC CARBON UNDER DIFFERENT LAND USES 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, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract Soil organic carbon (SOC) is a large component of the global carbon cycle and the influence of land-use changes on SOC pools can significantly affect atmospheric CO_2 concentrations. The response of soil carbon mineralization rates to changes in land-use type is the crux for understanding the influence of land-use changes on SOC. Over the last several centuries, extensive areas of the native vegetation of the Liupan Mountain forest zone has been converted to cropland or rangeland and, over the last several decades, some of these former croplands and rangelands have returned to forests. However, the impacts of these land-use changes on the SOC are unclear. In order to assess the impacts of land-use change on LSC, we compared the LSC concentrations in adjacent plots of natural 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. To determine the rate of SOC mineralization, soils were collected from each of these land use types, incubated in the laboratory at 30 °C with a constant moisture of 60% field water capacity over 180 days and the amount of cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ released over 180 days was compared among the different land use types. It was found that the mean concentration ($\text{g CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ soil}\cdot 180\text{ d}^{-1}$) of SOC mineralization in the 0–110 cm soil layer was 155% and 17% higher under the plantation than under cropland and rangeland, respectively, and was 65% lower under cropland and 23% lower under rangeland as compared to the natural secondary forest. The change in the concentration of cumula-

tive $\text{CO}_2\text{-C}$ released by SOC mineralization with soil depth under the natural secondary forest and plantation was greater than under the cropland or rangeland. The difference in the cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ released by SOC mineralization between natural secondary forest and cropland or rangeland was greater in 0–40 cm depth than the 50–110 cm soil layer, but the difference between the plantation and cropland or rangeland was greater in 0–70 cm than 70–110 cm soil layer. The fraction of cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ mineralized as a percent of total SOC in the 0–110 cm soil layer was 12% lower under cropland than under the natural secondary forest, 29% higher under plantation than cropland, 18% and 9% higher under rangeland than natural secondary forest and plantation, respectively. There were no significant differences in the change of the fraction of cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ released by SOC mineralization with soil depth among the different land uses. The difference between the fraction of cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ released by SOC mineralization from the natural secondary forest and cropland or rangeland was greatest in the 0–40 cm soil layer, whereas this difference between plantation and cropland or rangeland was greatest in the 0–50 cm soil layer. In general, the concentration of cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ released by SOC mineralization was greater than the fraction among different land uses as well with changes with soil depth. These differences were attributed to differences in the inputs of SOC, stabilization, and quality of soil organic matter among different land uses. Overall, our results suggest that the rate of SOC mineralization will decline with conversion from natural forests to cropland or rangeland and will increase following afforestation of former croplands or rangelands. In addition, the distribution of cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ released by SOC mineralization in different soil layers will also change with the magnitude of change greater in concentration than the fraction following changes in land use.

Key words Land use change, Soil organic carbon, Mineralization, $\text{CO}_2\text{-C}$ released

土壤有机碳的动态是当前气候变化研究中的一个热点问题(Watson *et al.*, 2000)。土地利用变化对土壤有机碳动态的影响是其中一个关键(Houghton *et al.*, 2001)。土壤有机碳动态过程主要包括两方面,一方面是土壤有机碳通过矿化变成 CO_2 ,另一方面是通过腐质化过程变成更加稳定的部分。在土壤有机碳组分中,易变成 CO_2 的部分被认为是土壤微生物的有效碳(Available carbon)或易被生物活化(Mobilization)部分,也是土壤微生物有效能源和有机碳组分中不稳定部分(Robertson *et al.*, 1999)。土壤碳矿化释放的 CO_2 是土壤活跃碳库(Active carbon pool)和慢性碳库(Slow carbon pool)被微生物分解的产物,也是微生物代谢过程中作为能源基质的有机碳被利用后转化的产物(Davidson *et al.*, 1987; Robertson *et al.*, 1999)。许多文献中把土壤有机碳中被转化为 CO_2 的部分称为土壤潜在矿化碳(Potentially mineralizable carbon),把土壤有机碳经分解释放的 CO_2 称为矿化碳(Mineralizable or mineral or mineralized carbon or mineralizable soil C),把土壤有机碳分解释放 CO_2 的过程称为碳矿化(Mineralization of organic carbon)(Khanna *et al.*, 2001; Paul *et al.*, 2001; Feller & Beare, 1997; Feller *et al.*, 2001; Robertson *et al.*, 1999; Hernández-Hernández & López-Hernández, 2002; Collins *et al.*, 1997; Carter & Gregorich, 1996; Reichstein *et al.*, 2000)。与此相关,把土壤中易矿化碳或氮(Easily mineralizable carbon or nitrogen, 简写 C_m , N_m)土壤微生物固持氮和酶活性称为土壤有

机质生物功能,把土壤培养 28 d 矿化累积释放的 CO_2 称为 C_m (Easily mineralizable carbon)(Feller *et al.*, 2001)。事实上,土壤有机碳矿化和矿化碳的概念与土壤有机氮矿化和矿化氮的概念类似,都反映了土壤有机碳或氮等有机物变成无机物(如 $\text{CO}_2\text{-C}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 等)的过程(Robertson *et al.*, 1999)。但需要指出的是,土壤潜在矿化碳是能够矿化的土壤有机碳部分,而土壤矿化碳则是已经矿化的土壤有机碳部分,它通常用矿化释放的 CO_2 或 CH_4 表示。另外,由于土壤有机碳中活跃和慢性碳库通过分解变成 CO_2 ,微生物体组成成分和稳定土壤有机碳部分(Robertson *et al.*, 1999),而潜在矿化碳仅是能够变成 CO_2 的那部分有机碳,所以潜在矿化碳只是活跃和慢性碳库中的一部分(Paul *et al.*, 2001)。由于土壤碳矿化和有氧呼吸过程都与土壤有机碳分解相关,而且也都释放 CO_2 ,所以土壤碳矿化与有氧呼吸过程又存在密切联系。土壤呼吸是土壤动物、微生物和根呼吸与土壤有机质的分解的综合过程,土壤碳矿化仅是土壤有机质分解变成 CO_2 的过程,所以土壤碳矿化只是土壤呼吸与土壤有机质分解的分支过程,土壤呼吸不完全反映土壤碳矿化释放 CO_2 的趋势(Collins *et al.*, 1997)。由于土壤碳矿化与土壤碳分解过程密切相关,根据有机碳矿化释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的数量与强度可以评价环境因素或土地利用变化对土壤有机碳分解的影响(Motavalli *et al.*, 1994; Collins *et al.*, 1997)。

基于土壤碳矿化过程与其它过程相关且受温度湿度等因素的影响,土壤碳矿化释放的碳在测定方面指控制温度、湿度和没有土壤碳输入与淋溶等输出条件下一段时间土壤有机碳矿化释放的 CO_2 或 CH_4 部分(Robertson *et al.*, 1999; Hassink, 1995)。测定土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的主要方法是室内土壤需氧培养法(Aerobic incubation)(Collins *et al.*, 1997; Paul *et al.*, 2001)。这种方法培养土壤没有有机碳输入和淋溶输出、土壤温度、湿度也得以有效控制,所以培养过程中 CO_2 释放的趋势和强度可以反映一定温度、湿度条件下的土壤有机碳动态(Robertson *et al.*, 1999)。另外,把不同类型土壤在相同的条件下培养, CO_2 的释放量和速率能够反映不同类型土壤中有机碳的稳定性和周转速率的差异。当然,培养土壤的条件和时间长短不同,土壤碳矿化释放的 CO_2 数量将不同。但是,把不同土地利用方式下土壤在相同条件和时段培养,则可以根据土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 数量对不同土地利用方式土壤碳的稳定性及土地利用变化对土壤有机碳的影响评价。在国外,这方面已有大量的研究报道,如土壤碳矿化的长期过程(Dalias *et al.*, 2001)、温度、湿度对土壤碳矿化的影响(Leirós *et al.*, 1999)等。在我国,土壤有机碳方面虽有不少的研究报道(李凌浩, 1998),但土壤碳矿化方面的研究报道还不多见。

我国西北黄土高原区,几千年的人类活动使土地利用方式发生了很大变化,近些年来在这些地区又开展大规模的退耕还林还草工作,这些活动对土壤碳都将产生一定的影响,目前对这些影响并不清楚。本文选择土地利用变化典型的宁夏六盘山林区,应用土壤培养法,比较分析典型天然次生林和由这些类型转变的农田、草地及农田或草地转变的人工林土壤碳在矿化中释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 数量差异,希望为深入研究土地利用变化对土壤有机碳影响提供一些依据。

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频繁区的交错地带($106^{\circ}09' \sim 106^{\circ}30'\text{E}$, $35^{\circ}15' \sim 35^{\circ}41'\text{N}$)。气候类型为暖温带半湿润区向半干旱区过渡的边缘地带。地形以石质山地为主,海拔 1 800 ~ 2 100 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,植被区系具有明显过渡特征。年均气温为 5.8

$^{\circ}\text{C}$ 、年降水量为 400 ~ 676 mm。本区天然植被的破坏始于春秋战国时期,经几千年的人类活动,目前已经形成了落叶阔叶次生林、杂灌林、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)。现在又被确定为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、坡向和土壤类型均相同的 13、18 和 25 年华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)人工林各 8 块,每块 200 m^2 ;辽东栎(*Quercus liaotungensis*)和山杨(*Populus davidiana*)天然次生林各 2 块,每块 400 m^2 ;虎榛子(*Ostypsis davidiana*)和栒子(*Cotoned-ster acutifolius*)为主的杂灌林 8 块,每块 100 m^2 ;牧草地和农田各 8 块,每块 100 m^2 。这些天然林是原始林反复破坏经保护后的次生林,牧草地和农田是天然林破坏形成的,人工林又是在农田或草地中营造的。

2.2 土样采集和有机碳测定

秋末,在所选样地内采用 S 形方法布设 25 个点。除去凋落层后,挖土壤剖面,按 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm、20 ~ 30 cm、30 ~ 40 cm、40 ~ 50 cm、50 ~ 70 cm、70 ~ 90 cm 和 90 ~ 110 cm 分层采集土样,采后分层混合,用四分法取足样品,自然风干过 2 mm 土壤筛,以 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (外加加热法)测有机碳含量,单位 $\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ soil}$ 。

2.3 土壤培养和有机碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的测定

把不同土地利用方式 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm、20 ~ 30 cm、30 ~ 40 cm、40 ~ 50 cm、50 ~ 70 cm、70 ~ 90 cm 和 90 ~ 110 cm 的风干土 100.0 g,调整含水量为其田间饱和含水量的 60%,装在 1 000 ml 广口瓶密封(图 1)后放入人工气候箱内(重复两次),控制温度 30 $^{\circ}\text{C}$,用 0.1 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液吸收释放的 CO_2 。在放置 1、2、4、8、18、28、38、48、68、88、130、150 和 180 d 后,取出碱液加入 BaCl_2 (1 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 溶液 3 ml,用 HCl 滴定法测定释放的 CO_2 ,把 CO_2 累积释放量换算为碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量(或矿化速率),单位 ($\text{gC} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot (180 \text{ d})^{-1}$) 即 180 d 每 kg 干土释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ (g),用称重法校正水分含量(文启效, 1984; Robertson *et al.*, 1999; Motavalli *et al.*, 1994)。由碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量和相应有机碳含量计算 180 d 释放的

图1 吸收CO₂的培养瓶示意图
Fig.1 The diagram of bottles for absorbing CO₂ released by mineralization of SOC

CO₂-C 占总有机碳含量的分配比例。不同土地利用方式 0~110 cm 土层碳矿化释放的 CO₂-C 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。不同土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 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。差异比较用 *t* 检验法($p=0.05$)。

3 研究结果

3.1 土壤有机碳矿化释放的 CO₂-C 含量

土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量是一段时间土壤碳矿化释放的 CO₂ 数量(以释放 gCO₂-C·kg⁻¹干土

表 1 不同土地利用方式 0~110 cm 土层有机碳矿化 180 d 累积释放的 CO₂-C 含量
Table 1 The mean concentration of cumulative CO₂-C released (g CO₂-C·kg⁻¹ soil·(180 d)⁻¹) by SOC mineralization under different land use in 0~110 cm soil layer

土地利用 Land use	加权平均 Weighted mean (gC·kg ⁻¹)	变异系数 Coefficients of variation (%)	标准差 Standard deviation	样本数 Sample size
灌木林 Brushwood	1.817 ^a	88.883	1.615	8×2
山杨林 Natural secondary forest dominated by <i>Populus davidiana</i>	1.459 ^b	62.306	0.909	2×2
辽东栎 Natural secondary forest dominated by <i>Quercus liaotungensis</i>	1.515 ^b	115.41	1.749	2×2
农田 Cropland	0.555 ^e	152.271	0.29	8×2
草地 Rangeland	1.211 ^d	53.639	0.649	8×2
13 年落叶松 13-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	1.318 ^d	88.395	1.165	8×2
18 年落叶松 18-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	1.578 ^b	82.647	1.304	8×2
25 年落叶松 25-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	1.358 ^b	74.001	1.005	8×2

表中相同字母表示不同土地利用方式土壤碳矿化累积释放的 CO₂-C 含量差异不显著($p=0.05$) The same alphabetic within first vertical column indicate no significant difference for the concentration of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization under different land use($p=0.05$) 样本量为样地数×重复数 Sample size is equal to the plot sampling size×duplicate

表 2 不同土地利用方式土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量随土层深度的变化趋势
Table 2 The concentration of cumulative CO₂-C released(gCO₂-C·kg⁻¹ soil·(180 d)⁻¹) by SOC mineralization in different soil depth under different land use

土层深度 Soil depth(cm)	AA	BB	CC	DD	EE	FF	GG	HH	样本数 Sample size
0.0~10.0	5.618 ^{Aa}	3.394 ^{Ab}	5.909 ^{Aa}	1.203 ^{Ac}	1.969 ^{Ad}	3.986 ^{Ae}	4.094 ^{Ae}	3.120 ^{Ab}	8×2
10.0~20.0	3.017 ^{Ba}	2.374 ^{Bb}	1.805 ^{Bc}	0.661 ^{Bd}	2.565 ^{Bb}	2.468 ^{Bb}	3.667 ^{Be}	2.929 ^{Aa}	2×2
20.0~30.0	2.545 ^{Ba}	1.954 ^{Cb}	1.881 ^{Bb}	0.852 ^{Cc}	1.616 ^{Cb}	1.676 ^{Cb}	1.543 ^{Cd}	1.942 ^{Bb}	2×2
30.0~40.0	1.330 ^{Ca}	1.758 ^{Cb}	1.988 ^{Bb}	0.566 ^{Bc}	1.020 ^{Dd}	1.119 ^{Dd}	1.511 ^{Ce}	1.702 ^{Bb}	8×2
40.0~50.0	1.510 ^{Ca}	1.675 ^{Ca}	1.013 ^{Cb}	0.522 ^{Bc}	1.206 ^{Db}	1.081 ^{Db}	1.346 ^{Db}	1.467 ^{Ca}	8×2
50.0~70.0	1.350 ^{Ca}	0.970 ^{Db}	0.915 ^{Cb}	0.466 ^{Bc}	1.001 ^{Db}	0.929 ^{Db}	1.205 ^{Da}	0.769 ^{Dd}	8×2
70.0~90.0	0.959 ^{Da}	0.822 ^{Ea}	0.586 ^{Db}	0.368 ^{Dc}	0.816 ^{Ea}	0.713 ^{Ea}	0.804 ^{Ea}	0.570 ^{Eb}	8×2
90.0~110.0	0.673 ^{Ea}	0.656 ^{Ea}	0.533 ^{Db}	0.315 ^{Dc}	0.654 ^{Ea}	0.444 ^{Fb}	0.588 ^{Fb}	0.550 ^{Eb}	8×2

表行内相同小写字母表示不同土地利用方式同一土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量差异不显著,各列中相同大写字母表示同一土地利用方式不同土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量差异不显著($p=0.05$) The same small alphabetic within each row indicate no significant difference for concentration of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization in the same soil layer under different land use, the same capital alphabetic within each vertical column indicate no significant difference for concentration of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization for the different soil layer under the same land use pattern($p=0.05$) AA 灌木林 Brushwood BB : 山杨林 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 0 ~ 110 cm 土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 分配比例

Table 3 The mean frication(CO₂-C/SOC) of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization under different land use in 0 – 110 cm soil layer

土地利用 Land use	加权平均 Weighted mean (%)	变异系数 Coefficients of variation(%)	标准差 Standard deviation
灌木林 Brushwood	9.62 ^a	31.32	3.19
天然次生山杨林 Natural secondry forest dominated by <i>Populus davidiana</i>	8.32 ^b	79.02	1.27
天然次生辽东栎林 Natural secondary forest dominated by <i>Quercus liaotungensis</i>	9.81 ^a	22.43	4.46
农田 Cropland	8.07 ^b	24.34	4.11
草地 Rangeland	11.39 ^c	34.63	2.89
13 年落叶松 13-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	10.38 ^a	34.52	3.58
18 年落叶松 18-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	10.23 ^a	34.94	3.57
25 年落叶松 25-year-old plantation of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	10.65 ^a	33.5	2.23

表中相同字母表示不同土地利用方式土壤碳矿化累积释放的 CO₂-C 比例差异不显著(*p* = 0.05) The same alphabetic within first vertical column indicate no significant difference for the fraction of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization under different land use(*p* = 0.05) 样本数与表 1 所示样本相同 Sample size as in Table 1

表 4 不同土地利用方式土壤碳矿化释放的 CO₂-C 分配比例随土层加深的变化的趋势

Table 4 The fraction of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization in different soil depth under different land use

土层深度 Soil depth (cm)	AA	BB	CC	DD	EE	FF	GG	HH
0.0 ~ 10.0	16.84 ^{Aa}	10.81 ^{Ab}	17.98 ^{Aa}	16.10 ^{Aa}	17.82 ^{Aa}	17.84 ^{Aa}	17.53 ^{Aa}	10.23 ^{Ab}
10.0 ~ 20.0	11.63 ^{Ba}	9.41 ^{Aa}	15.08 ^{Bb}	13.20 ^{Bb}	13.51 ^{Bb}	14.56 ^{Bb}	13.82 ^{Bb}	9.59 ^{Aa}
20.0 ~ 30.0	11.59 ^{Ba}	8.91 ^{Bb}	13.86 ^{Bc}	11.69 ^{Ca}	12.91 ^{Bc}	12.15 ^{Cc}	13.56 ^{Bc}	8.44 ^{Bb}
30.0 ~ 40.0	9.79 ^{Ba}	8.73 ^{Bb}	12.55 ^{Bc}	7.42 ^{Dd}	11.82 ^{Bc}	11.49 ^{Cc}	10.67 ^{Ca}	7.73 ^{Bd}
40.0 ~ 50.0	10.16 ^{Ba}	8.72 ^{Bb}	8.09 ^{Cb}	6.79 ^{Dc}	12.50 ^{Bd}	10.04 ^{Ca}	9.50 ^{Ca}	6.64 ^{Cc}
50.0 ~ 70.0	8.68 ^{Ca}	8.36 ^{Ba}	6.89 ^{Cb}	6.23 ^{Db}	10.39 ^{Cc}	8.77 ^{Da}	8.69 ^{Da}	6.75 ^{Cb}
70.0 ~ 90.0	7.96 ^{Ca}	7.65 ^{Ca}	6.71 ^{Cb}	5.42 ^{Eb}	9.37 ^{Cc}	8.24 ^{Da}	7.83 ^{Da}	4.48 ^{Dd}
90.0 ~ 110.0	6.21 ^{Da}	6.45 ^{Ca}	6.59 ^{Ca}	5.14 ^{Eb}	8.58 ^{Dc}	7.03 ^{Da}	7.19 ^{Dc}	4.03 ^{Dd}

表各行内相同小写字母表示不同土地利用方式同一土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 分配比例差异不显著 ,各列中相同大写字母表示同一土地利用方式不同土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 分配比例差异不显著(*p* = 0.05) The same small alphabetic within each row indicate no significant difference(*p* = 0.05) for fraction of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization in the same soil layer under different land use. The same capital alphabetic within each vertical column indicate no significant difference for fraction of cumulative CO₂-C released by SOC mineralization(*p* = 0.05) for the different soil layer under the same land use pattern AA, BB, CC, DD, EE, FF, GG, HH : 同表 2 See Table 2 样本数与表 2 所示样本数相同 Sample size as in Table 2

计),它是土壤碳矿化速率的表征(Robertson *et al.* , 1999)。在不同土地利用方式下 ,由于土壤有机碳含量、有机质稳定性和质量等的差异 ,土壤碳矿化速率将不同(Bending *et al.* , 2002)。表 1 是不同土地利用方式 0 ~ 110 cm 土层土壤有机碳培养 180 d 矿化累积释放的 CO₂-C 含量。表中显示 ,天然次生林土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量在 1.459 ~ 1.817 gC · kg⁻¹ ,其中杂灌木中最高 ;人工林在 1.318 ~ 1.578 gC · kg⁻¹ ,不同林龄间差异较小。农田土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量比灌木林、山杨林和辽东栎林分别低 69%、62%和 63% ,比天然次生林平均低 65% ;草地比灌木林、山杨林和辽东栎林分别低 33%、17%和 20% ,比天然次生林平均低 23% ;13、18 和 25 年落叶松人工林分别比农田高 137%、184%和 145% ,人工林平均比农田高 155% ;13、18 和 25 年落叶松人工林分别比草地高 9%、30%和 12% ,人工林平均比草地高 17%。这可能因为森林变成农田或草地后生产力降低、残留物被移走和土壤碳输入减少

(Trumbmore *et al.* , 1995) ,而且团聚体被破坏使氧化增加(Batjes ,1999)。而农田或草地上造林后 ,土壤碳的输入增加 ,对土壤扰动也减少(Six *et al.* , 2002)。

土地利用变化也使不同土层的土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量不同。表 2 显示 ,几种土地利用方式土壤碳矿化 180 d 累积释放的 CO₂-C 含量都随土层加深而递减 ,其中天然次生林和人工林中递减的幅度比农田和草地中大。相邻土层土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量递减幅度不同 ,其中天然次生林在 0 ~ 10 cm 到 10 ~ 20 cm 土层差异最大 ,人工林在 0 ~ 20 cm 与 20 ~ 50 cm 土层差异最大。在相同土层 ,不同土地利用方式土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量不同。表 2 显示 ,天然次生林与农田、草地土壤碳矿化释放的 CO₂-C 含量主要在 0 ~ 40 cm 土层差异较大 ,且这些差异随土层加深而递减 ,其中天然次生林与农田间差异最大的土层在 0 ~ 20 cm ,而与草地间差异最大的土层在 0 ~ 10 cm ;人工林与农田在 0 ~ 70 cm 土层

差异较大,这些差异也随土层加深而递减,与农田差异最大的土层在 0~20 cm,与草地差异最大的土层在 0~10 cm。

3.2 土壤有机碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例

土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例表示一段时间土壤有机碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量占土壤有机碳含量的比例,也是土壤碳矿化速率的表征。表 3 显示,天然次生林土壤碳矿化 180 d 累计释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的分配比例在 8.32%~9.81%,其中辽东栎林中最高;人工林在 10.23%~10.65%,不同林龄间差异较小。农田土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 比例比灌木林、山杨林和辽东栎林分别低 16%、3%和 18%,比天然次生林平均低 12%;草地比灌木林、山杨林和辽东栎林分别高 18%、37%和 16%,比天然次生林平均高 18%、13、18 和 25 年落叶松人工林分别比农田高 28%、27%和 32%,人工林平均比农田高 29%;草地比 13、18 和 25 年落叶松人工林分别高 10%、11%和 7%,比人工林平均高 9%。天然次生林与农田及草地土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例差异较小,人工林与农田及草地间差异也较小。总体上,这些差异比土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量的差异小。

不同土地利用方式在不同土层土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例也不同。表 4 显示,几类土地利用方式土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例总体上都随土层加深而递减,但不同土地利用方式间递减的幅度差异不大。在不同土层间,土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例递减幅度不同,递减幅度最大的土层是 0~10 cm 到 10~50 cm。这些变化趋势与土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量的变化趋势不同,分配比例变化幅度比含量变化幅度小。相同土层,不同土地利用方式土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例差异不同。天然次生林与农田、草地土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例差异较大的土层在 0~40 cm,农田和草地与天然次生林间差异最大的土层分别在 30~40 cm 和 30~50 cm;人工林与农田和草地差异较大的土层在 0~50 cm,与农田差异最大的土层是 30~50 cm,与草地差异最大的土层是 40~50 cm。总体上,这些变化幅度比土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量在土壤剖面的变化幅度小。

4 讨 论

土地利用变化对土壤有机碳贮量改变的主要原因之一就是土壤有机碳分解速率的影响(Batjes, 1999)。土壤碳矿化速率是土壤碳分解速率的重要

表征指标,土地利用变化对土壤有机碳分解速率影响的重要体现就是对土壤有机碳矿化速率的改变(Ross *et al.*, 1999)。本研究结果显示,农田和草地土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量分别比天然次生林低 65%和 23%;人工林比农田和草地分别平均高 155%和 17%。这表明天然次生林变成农田或草地后,土壤碳矿化速率下降,而农田或草地造林后,土壤碳矿化速率又增加。这种趋势与国外许多研究结果基本一致,如 Franzluebbers 和 Arshad(1997)发现高粱地土壤碳矿化速率在轮作土壤比连续耕作中高 30%、比休耕地高 16%、比收获后高 4%;Haynes(1999)发现土壤培养 10 d 有机碳矿化速率大小依次是种植大麦草地>长久草地>每年收获的草地>每年种植农田;Dendooven 等(2000)发现每年使用无机肥料样地土壤碳矿化速率比没有使用肥料的样地中高,比使用农家肥样地中约低 3 倍;Motavalli 等(2000)发现热带森林砍伐变成农田 5 年中,土壤活跃性碳最先流失。这些结果说明土壤碳矿化速率对土地利用及其变化的影响较为敏感,这是土地利用变化后,土壤有机碳贮量改变的重要机制,也是土壤有机碳生物活性改变的表现。但也有研究表明土壤碳矿化速率不受土地利用变化的影响,如 Kanda 等(2002)发现在巴西中部以前的森林变成草地后土壤碳含量下降,这些草地耕作后土壤碳矿化速率却没有受到影响。这可能与耕作后的施肥有关或者是其它原因所致,说明土地利用变化对土壤有机碳矿化速率影响效应可能被其它因素所改变。

在不同土层,有机碳矿化速率受土地利用方式的影响程度不同。本研究显示,土壤碳矿化速率随土层加深而递减,其中天然次生林和人工林递减幅度较大。天然次生林与农田或草地土壤碳矿化速率的差异主要在 0~40 cm 土层,而农田、草地与人工林的差异主要在 0~70 cm 土层。总体上,土地利用变化主要对土壤表层的有机碳矿化速率的影响较大。这些趋势与国外许多研究结果基本一致,如 Ross 等(1999)发现,新西兰几种土地利用方式土壤碳矿化速率随土层加深而下降;在 0~10 cm 土层,草地土壤碳矿化速率最高,而天然林和松树人工林间却没有差异,分配比例也是同样趋势,这可能因为草本根系和凋落物中的非稳定性组分较多;Gajda 等(2001)发现传统耕作下的土壤碳矿化速率比轮作或免耕土壤中低,在 0~7.5 cm 土层轮作比传统耕作高 1.8 倍,且差异随土层加深而下降,而在 7.5~30 cm 土层却没有显著差异;Wang 等(1999)发现天然

植被变成农田后地表土壤碳最先矿化流失;Landgraf 和 Klose(2002)发现 0~5 cm 土层的有效碳含量大小依次是休耕地、经营森林和传统经营农田,在休耕地和经营森林土壤中这些碳含量随土层加深而下降,而在农田 0~30 cm 土层没有差异,这主要因为农田集约经营中使 0~30 cm 土层的有机碳发生上下土层混合。这些结果说明土地利用变化对土壤矿化碳速率的影响程度随土层深度及有机碳含量的不同而有所不同。

土地利用变化后,土壤有机碳含量和土壤碳矿化速率都被改变,但改变的幅度不同,这些差异体现在土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例变化方面。分配比例实际上从有机碳含量比例角度表征了土壤碳的矿化速率。本研究显示,农田土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例比天然次生林低 12%,草地比天然次生林高 18%;人工林比农田平均高 29%,草地比人工林平均高 9%。不同土地利用方式土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例的差异比其含量的差异小。表明土地利用变化后,土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例改变的幅度比含量改变的幅度要小,也表明以土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例表示土壤碳矿化速率时,土地利用变化对土壤碳矿化速率影响的效应要弱。这可能因为天然次生林变成农田或草地后,土壤有机碳输入量减少而使土壤有机碳和土壤碳矿化速率降低,并且土壤受到的扰动增大也使部分稳定性有机碳变成易分解部分。而农田或草地上造林后,人工林中土壤有机碳输入量增加而使有机碳含量和矿化速率都增加,而且部分易分解有机碳变成稳定有机碳组分使矿化速率又有一定程度降低。另外,土地利用变化对土壤微生物的多样性和土壤有机质质量的影响也可能导致其差异(Degens *et al.*, 2000; Bending *et al.*, 2002)。如 Hassink (1994)发现沙质土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 比例与土壤有机质中的 C/N 成反比关系,10 年的草地土壤碳矿化速率比 3 年草地中的高,而且不同土地利用方式土壤碳矿化速率改变的幅度比有机碳含量改变的幅度大;Giardina 等(2001)发现杨树林凋落物质量(C/N、木质素/N)比松树林中高,但松树林土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例却比杨树林中高,且凋落物质量与土壤碳矿化率及微生物生物量碳含量成正相关关系。这些研究表明土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例与土壤有机质质量密切相关。

不同土层的土壤碳矿化释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例受土地利用变化的影响程度不同。本研究显示,土壤

碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例总体上随土层加深而递减,不同土地利用方式间递减幅度差异不大,天然次生林与农田和草地在 0~40 cm 土层差异较大,人工林与农田和草地在 0~50 cm 土层差异较大。另外,土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例随土层加深而改变的幅度也比矿化速率改变的幅度小。这表明土地利用变化后,土壤表层的有机碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例并没有大幅度改变,尽管其含量的改变幅度较大。这可能因为农作物和草本根系分布浅,根系输入的有机碳数量少(Gill & Jackson, 2000; Jackson *et al.*, 2000),树木根系在土壤表层分布多且分布复杂,使表层有机碳的输入较多,有机碳分解慢(Jobbógy & Jackson, 2000)。另外,天然次生林土壤表层受到的扰动少,有利于形成稳定团聚体,而农田和草地表层土壤受到的扰动大,使部分稳定有机碳变成不稳定的部分(Christensen, 1996),且农田耕作中使不同土层的有机碳机械混合的强度大(Johnson *et al.*, 1991)。农田上造林后,尽管土壤碳输入量增加,对土壤扰动减少(Emerson, 1995),但树种单一,不利于形成稳定性组分(吴建国等, 2002)。这些趋势与国外研究结果基本一致,如 Collins 等(2000)研究美国中东部谷物种植区几种土地利用方式后发现,在 0~20 cm 土层碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例比 20 cm 土层以下高;Franzluebbers 等(2000)发现农田和草地中土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例随土层加深而递减,且不同土层碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量都与相应有机碳含量密切相关($R = 0.85$),但不同土地利用方式碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例差异较小;Ross 等(1996)发现森林和草地土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 含量与分配比例都随土层加深而降低,其中分配比例下降的幅度较小;Scheu 和 Parkinson (1995)也发现同样趋势。说明土地利用变化对土壤碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例的影响同样与土层深度和土壤有机碳含量有关。

土地利用变化对土壤碳矿化的影响比较复杂,其机制还处于探索的阶段。一些研究表明土地利用对土壤碳矿化速率影响机制与土壤有机质的稳定性有很大关系。如 Motavalli 等(1994)发现热带森林土壤碳矿化速率与土壤有机碳、溶解性微生物生物量碳和轻组有机碳的含量密切相关;Hassink(1995)发现土壤碳矿化速率与轻组有机质和土壤微生物生物量碳含量成正相关关系,且相关性随土壤有机质稳定性增加而减弱;Whalen 等(2000)发现森林和农田土壤碳矿化速率主要受土壤轻组有机质分解的影

响;Rovira 和 Vallejo(2002)发现土壤碳的矿化速率随土壤有机质颗粒的变小而减弱;Updegraff 等(1995)发现湿地土壤碳矿化速率与土壤活性有机碳含量成正相关关系。另外,也有一些研究表明土壤碳矿化速率与土壤有机质质量和团聚体密切相关。如 Christensen(1996)总结认为土壤碳矿化与团聚体关系密切,影响团聚体的因素都将影响土壤碳的矿化,特别是团聚体粒径的改变将影响土壤有机碳矿化速率;Hernández-Hernández 和 López-Hernández(2002)发现雨季在传统耕作土壤大团聚体中碳矿化速率高,而微团聚体中碳矿化速率变化较大,而且耕作土壤中碳矿化速率比天然植被土壤中高;另外,雨季天然植被土壤大团聚体中碳矿化速率比微团聚体中高,而在旱季却没有差异,而且在传统耕作土壤中碳矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 分配比例比天然植被和免耕地土壤中高;Franzluebbers(1999)发现土壤干燥过程使碳矿化速率在 0~3 d 增加,而在 3~24 d 没有影响,土壤过筛对土壤的扰动也使土壤碳矿化速率在土壤培养的前期增加,而后期没有影响;Nyberg 等(2002)发现高质量土壤有机碳的矿化速率较快。作者尚未开展这方面研究,但不同土地利用方式土壤碳矿化速率的差异可能是同样的机制。

参 考 文 献

- Batjes, N. H. 1999. Management options for reducing CO_2 -concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in soil (NRP) Report No: 410 200 031; ISRIC Technical Paper, **30**: 1~114.
- Bending, G. D., M. K. Turner & J. E. Jones. 2002. Interaction between crop residue and soil organic matter quality and functional diversity of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, **34**: 1073~1082.
- Carter, M. R. & E. G. Gregorich. 1996. Methods to characterize and quantify organic matter storage in soils fractions and aggregates. In: Carter, M. R. & B. A. Stewart eds. *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. 449~466.
- Christensen, B. T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: Carter, M. R. & B. A. Stewart eds. *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. 97~165.
- Collins, H. P., E. A. Paul, K. Paustian & E. T. Elliott. 1997. Characterization of soil organic carbon relative to its stability and turnover. In: Paul, E. A., K. Paustian, E. T. Elliott & C. V. Cole eds. *Soil organic matter in temperate agroecosystems, long-term experiments in North America*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. 51~72.
- Collins, H. P., E. T. Elliott, K. Paustian, L. G. Bundy, W. A. Dick, D. R. Huggins, A. J. M. Smucker & E. A. Paul. 2000. Soil carbon pools and fluxes in long-term Corn Belt agroecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, **32**: 157~168.
- Dalias, P., J. M. Anderson, P. Bottner & M.-M. Coûteaux. 2001. Temperature responses of carbon mineralization in conifer forest soils from different regional climates incubated under standard laboratory conditions. *Global Change Biology*, **6**: 181~192.
- Davidson, E. A., L. F. Galloway & M. K. Strand. 1987. Assessing available carbon: comparison of techniques across selected forest soils. *Communications in Soils Science and Plant Analysis*, **18**: 45~64.
- Degens, B. P., L. A. Schipper, G. P. Spring & M. V. Vukovic. 2000. Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, **32**: 189~196.
- Dendooven, L., E. Murphy & D. S. Powlson. 2000. Failure to simulate C and N mineralization in soil using biomass C-To-N ratios as measured by the fumigation extraction method? *Soil Biology & Biochemistry*, **32**: 659~668.
- 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 Autonomic Region*. Beijing: China Forestry Publishing House. 30~69. (in Chinese)
- Emerson, W. W. 1995. Water retention, organic C and soil texture. *Australian Journal of Soil Research*, **33**: 67~72.
- Feller, C. & M. H. Beare. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, **79**: 69~116.
- Feller, C., J. Balesdent, B. Nicolardot & C. Cerri. 2001. Approaching "functional" soil organic matter pools through particle-size fractionation: examples for tropical soils. In: Lal, R., J. M. Kimble, R. F. Follett & B. A. Stewart eds. *Assessment methods for soil carbon*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 53~67.
- Franzluebbers, A. J. & A. R. Arshad. 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Science Society of American Journal*, **61**: 1382~1386.
- Franzluebbers, A. J. 1999. Potential C and N mineralization and microbial biomass from intact and increasingly disturbed soils of varying texture. *Soil Biology & Biochemistry*, **31**: 1083~1090.
- Franzluebbers, A. J., J. A. Stuedemann, H. H. Schomberg & S. R. Wilkinson. 2000. Soil organic C and N pool under long-term pasture management in the southern piedmont USA. *Soil Biology & Biochemistry*, **32**: 469~478.
- Gajda, A. M., J. W. Doran, T. A. Kettler, B. J. Wienhold, J. L. J. Pikul & C. A. Cambardella. 2001. Soil quality evaluation of alternative and conventional management systems in the great plains. In: Lal, R., J. M. Kimble, R. F. Follett & B. A. Stewart eds. *Assessment methods for soil carbon*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 381~400.
- Giardina, C. P., M. G. Ryan, R. M. Hubbard & D. Binkley. 2001. Tree species and soil textural controls on carbon and nitrogen mineralization rates. *Soil Science Society of American Journal*, **65**: 1272~1279.
- Gill, R. A. & R. B. Jackson. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, **147**: 13~31.
- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry*, **26**: 1221~1231.
- Hassink, J. 1995. Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry*, **27**: 1099~1108.
- Haynes, R. J. 1999. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys. *Soil Biology & Biochemistry*, **31**: 1821~1830.
- Hernández-Hernández, R. M. & D. López-Hernández. 2002. Micro-

- bial biomass, mineral nitrogen and carbon content in savanna soil aggregates under conventional and no-tillage. *Soil Biology & Biochemistry*, **34**:1563 ~ 1570.
- Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell & C. A. Johnson. 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press. 185 ~ 237.
- Jackson, R. B., H. J. Schenk, E. G. Jobbógy, J. Canadell, G. D. Colello, R. E. Dickinson, C. B. Field, P. Friedlingstein, M. Heimann, K. Hibbard, D. W. Kicklighter, A. Kleidon, R. P. Neilson, W. J. Parton, O. E. Sala & M. T. Sykes. 2000. Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models. *Ecological Applications*, **10**:470 ~ 483.
- Jobbógy, E. G. & R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, **10**:423 ~ 436.
- Johnson, C. E., A. H. Johnson, T. G. Huntington & T. G. Siccama. 1991. Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic matter pools. *Soil Science Society of America Journal*, **55**:497 ~ 502.
- Kanda, K., C. H. B. Miranda & C. M. Macedo. 2002. Carbon and nitrogen mineralization in soils under agro-pastoral system in subtropical central Brazil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **48**:179 ~ 184.
- 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.
- Landgraf, D. & S. Klose. 2002. Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **165**:9 ~ 16.
- Leirós, M. C., C. Trasar-Cepeda, S. Seoane & F. Gil-Sotres. 1999. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology & Biochemistry*, **31**:327 ~ 335.
- Li, L. H. (李凌浩). 1998. Effects of land-use change on soil carbon storage in grassland ecosystems. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), **22**:300 ~ 302. (in Chinese with English abstract)
- Motavalli, P. P., C. A. Palm, W. J. Parton, E. T. Elliott & S. D. Frey. 1994. Comparison of laboratory and modeling simulation methods for estimating carbon pools in tropical forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, **26**:935 ~ 944.
- Motavalli, P., P. H. Discekici & J. Kuhn. 2000. The impact of land clearing and agricultural practices on soil organic C fractions and CO₂ efflux in the Northern Guam aquifer. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **79**:17 ~ 27.
- Nyberg, G., A. Ekblad & R. B. P. Högberg. 2002. Short-term patterns of carbon and nitrogen mineralisation in a fallow field amended with green manures from agroforestry trees. *Biology and Fertility of Soils*, **36**:18 ~ 25.
- Paul, E. A., D. Harris, H. P. Collins, U. Schulthess & G. P. Robertson. 1998. The influence of biological management inputs on carbon mineralization in ecosystems. *Applied Soil Ecology*, **11**:53 ~ 75.
- Paul, E. A., S. J. Morris & S. Böhm. 2001. The determination of soil C pool sizes and turnover rates: biophysical fractionation and tracers. In: Lal, R., J. M. Kimble, R. F. Follett & B. A. Stewart eds. Assessment methods for soil carbon. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 193 ~ 206.
- Reichstein, M., F. Bednorz, G. Broll & T. Kätterer. 2000. Temperature dependence of carbon mineralization: conclusions from a long-term incubation of subalpine soil samples. *Soil Biology & Biochemistry*, **32**:947 ~ 958.
- Robertson, G. P., D. Wedin, P. M. Groffman, J. M. Blair, E. Holland, K. J. Nadelhoffer & D. Harris. 1999. Soil carbon and nitrogen availability. In: Robertson, G. P., C. S. Bledsoe, D. C. Coleman & P. Sollins eds. Standard soil methods for long-term ecological research. New York: Oxford University Press, Inc. 258 ~ 271.
- Ross, D. J., K. R. Tate, N. A. Scott & C. W. Feltham. 1999. Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, **31**:803 ~ 813.
- Ross, D. J., K. R. Tate & C. W. Feltham. 1996. Microbial biomass, and C and N mineralization, in litter and mineral soil of adjacent montane ecosystem in a southern beech (nothofagus) forest and a tussock grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, **28**:1613 ~ 1620.
- Rovira, P. & R. Vallejo. 2002. Mineralization of carbon and nitrogen from plant debris, as affected by debris size and depth of burial. *Soil Biology & Biochemistry*, **34**:327 ~ 339.
- Scheu, S. & D. Parkinson. 1995. Successional change in microbial biomass, respiration and nutrient status during litter decomposition in an aspen and pine forest. *Biology and Fertility of Soils*, **19**:327 ~ 332.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul & K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, **241**:155 ~ 176.
- Trumbore, S. E., E. A. Davidson, D. E. Barbosa, P. Camargo, D. C. Nepstad & L. A. Martinelli. 1995. Belowground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonian. *Global Biogeochemical Cycles*, **9**:515 ~ 528.
- Updegraff, K., J. Pastor, S. D. Bridgman & C. A. Johnston. 1995. Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands. *Ecological Applications*, **5**:151 ~ 163.
- Wang, Y., R. Amundson & S. Trumbore. 1999. The impact of land use change on C turnover in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, **13**:47 ~ 57.
- 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.
- Wen, Q. X. (文启孝). 1984. The methods of studying soil organic matter. Beijing: China Agriculture Press. 273 ~ 284. (in Chinese)
- Whalen, J. K., P. J. Bottomley & D. D. Myrold. 2000. Carbon and nitrogen mineralization from light-and heavy-fraction addition to soil. *Soil Biology & Biochemistry*, **32**:1345 ~ 1352.
- Wu, J. G. (吴建国), X. Q. Zhang (张小全), Y. H. Wang (王彦辉) & D. Y. Xu (徐德应). 2002. The effects of land use changes on the distribution of soil organic carbon in physical fraction of soil. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), **38**(4):19 ~ 29. (in Chinese with English abstract)