

丹江口库区不同土地利用土壤碳氮含量的变化^①

曾伟斌^{1,2}, 邓琦¹, 张全发¹, 程晓莉^{1*}

(1 中国科学院武汉植物园, 中国科学院水生植物与流域生态重点实验室, 武汉 430074; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:应用土壤物理分馏方法和同位素技术,对丹江口库区清塘河小流域林地、灌木地和农田的土壤颗粒组成(>2 mm、0.25~2 mm、0.053~0.25 mm 和 <0.053 mm)和其有机碳、全氮含量以及碳氮同位素值进行了研究。结果表明:不同土地利用下土壤颗粒组成、有机碳和全氮含量,以及碳氮同位素值均有明显差异。林地和灌木地 0~10 cm 土层>2 mm 土壤颗粒所占百分比显著高于农田($P<0.05$), 0.053~0.25 mm 土壤颗粒则显著低于农田($P<0.05$)。林地和灌木地 0~10 cm 土层 0.25~2 mm 和<0.053 mm 土壤颗粒的有机碳含量显著高于农田($P<0.05$)。灌木地 0~10 cm 土层>2 mm、0.25~2 mm 和<0.053 mm 土壤颗粒,以及 10~30 cm 土层>2 mm 土壤颗粒的全氮含量显著高于林地和农田($P<0.05$)。同位素分析显示,3 种土地利用类型土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值在各粒径中大小顺序均为:农田>灌木地>林地。研究结果表明,土地利用类型的变化会改变植物碳的输入和土壤分解速率,进而会影响到土壤颗粒组成、土壤碳氮含量及其同位素值的变化。

关键词:土壤颗粒组成;有机碳;全氮;土地利用;稳定碳氮同位素

中图分类号:S158.3

土壤有机碳和全氮含量是土壤质量的重要指标,对土壤生产力和土地可持续利用以及环境保护有重要作用和意义^[1-2]。同时,由于其储量巨大^[3],即使其发生细微的改变也有可能引起大气中含碳、氮等温室气体浓度较大变化,进而影响未来的全球气候变化^[4]。所以,土壤有机碳和全氮含量的变化一直是陆地生态系统碳、氮循环研究的热点^[5-6]。

土地利用变化是影响陆地生态系统碳氮循环的最大因素之一,也是仅次于化石燃烧而使大气 CO_2 浓度急剧增加的最主要人为活动^[7]。人为活动引起的土地利用变化可能会通过与生境扰动相结合影响土壤微生物活性,以及改变进入土壤的植物残体数量与种类来间接影响土壤有机质的累积和分解速率,最终造成土壤总有机碳和全氮含量的变化^[5,8-9]。有研究表明,土地利用变化还会影响不同粒径土壤颗粒之间的转化和再分布,而土壤有机碳和全氮含量的变化在不同粒径土壤中对土地利用变化的响应也会有所差异^[10-11]。这是由于土壤颗粒是分散体系,不同粒径的土壤颗粒对有机碳的吸附力和黏着性存在明显

的差异,对微生物所表现出的活性也不同,从而使各粒径土壤颗粒中有机质矿化存在差异^[12-13]。因此,仅对土壤中有机碳和全氮进行测定显然很难及时、准确反映不同土地利用类型下土壤质量的内在差异。比较不同土地利用类型下土壤颗粒有机碳和全氮含量变化,对于表征因土壤管理措施引起的土壤质量改变将更具有意义^[14-15]。另外,土壤有机质稳定碳氮同位素组成($\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值)能有效地阐明土壤有机碳和氮的迁移与转化以及评估土壤有机质分解程度,是研究土壤碳氮循环的有力工具^[6,16-19]。因此,比较各粒径土壤中 $\delta^{13}\text{C}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的变化,有助于加深对不同土地利用类型下土壤碳氮循环过程的理解。

丹江口库区作为我国南水北调中线工程的水源地,其库区内土地利用变化对区域生态环境的潜在影响备受关注^[20]。本文以丹江口库区清塘河小流域为例,以流域内林地、灌木地和农田的土壤为研究对象,使用物理分馏的方法测定不同粒径土壤颗粒组成及其有机碳和全氮含量,探讨不同土地利用类型下土壤有机碳和全氮含量的内在变化规律;同时,应用

①基金项目:国家自然科学基金项目(31070417;31000061),“十一五”国家科技支撑(攻关)计划课题项目(132009BADC6B00123)和中国科学院战略性先导科技专项项目(XDA05060500)资助。

* 通讯作者(xlcheng@fudan.edu.cn)

作者简介:曾伟斌(1986—),男,广东佛山人,硕士研究生,主要从事土壤生态学和生态系统生态学研究。E-mail: zengweibin haojin@126.com

同位素技术分析上述土壤样品的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值, 进一步探讨不同土地利用类型下土壤碳氮的循环过程, 从而为库区的生态恢复工作提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究区位于丹江口市习家店镇五龙池村, 属于丹江口清塘河小流域示范区, 海拔为 325 ~ 385 m。清塘河流域在整个丹江口库区很具有代表性, 该区地处 $32^{\circ}44'30'' \sim 32^{\circ}46'13'' \text{ N}$, $111^{\circ}13'09'' \sim 111^{\circ}13'32'' \text{ E}$ ^[21]。气候属于北亚热带半湿润季风气候, 冬夏温差大, 年平均气温为 15.6℃, 无霜期为 248 天, 年降水量为 749.3 mm。

在本次取样的样地中, 林地主要为人工种植侧柏 (*Platycladus orientalis*), 林龄为 20 ~ 30 年; 灌木层物种丰富, 优势种为白刺花 (*Sophora davidii*) 和酸枣 (*Ziziphus jujuba* var. *spinosa*), 此外还有构树 (*Brassonetia papyrifera*) 和牡荆 (*Vitex negundo*) 等; 农田则主要种植经济作物, 包括油菜 (*Brassica napus* L.) 和花生 (*Arachis hypogaea*)。地貌属于汉江北岸丘陵山岗地, 坡地一般较陡, 土壤以黄棕壤为主, 土层较薄^[22]。

1.2 室外采样

2011 年 9 月分别在侧柏人工林、灌木和农田样地中各选取 3 条 15 m × 30 m 的样带, 在每条样带内随机选取 6 个取样点, 共 54 个样点。3 种土地类型的取样点环境条件大体相似, 即样地均选择在较为平缓的地段, 且坡向和土壤类型基本相似。用取土环刀分别采集每个样点下 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 30 cm 土层的土壤。所取的土样除去表面的土壤动物和植物残体、石砾后, 分别装入自封袋内保存好。

与此同时, 采用土柱法采集每个取样点的根系生物量, 即用无缝钢管 (内径为 10 cm) 分别钻取 0 ~ 30 cm 土层的土样, 然后从采集到的土样中分离出细根、小根和中根 3 个不同径级根系, 分别清理干净后称其鲜重, 并从中提取部分作为测定含水量的样品。另外, 使用 0.33 m × 0.33 m 的标准框采集每个取样点的凋落物, 然后清除掉表面上的泥土和石砾, 分别装入自封袋内保存好。

1.3 室内工作

土壤颗粒组成分析采用 Cambardella 和 Elliott^[13] 首创的湿筛法 (即用湿筛的方法对土壤样品进行物理分馏)。具体操作如下: 所采集的土壤样品经自然风干后, 各提取一个 100 g 的子样品, 将其放入由孔径

分别为 2、0.25 和 0.053 mm 组成的自动振荡套筛的最上层, 套筛下放置水桶, 调整桶内水面高度, 使筛子移动到最高点时, 最上层筛子中的土样刚好被水淹没。在室温条件下用蒸馏水浸润 5 min 后, 以 30 次/min 的速度在蒸馏水中振荡 2 min, 上下振幅为 3 cm。筛分结束后, 将每层筛上的土壤颗粒冲洗到烧杯中, <0.053 mm 土壤颗粒则需在水桶内沉降 48 h, 弃去上清液后再将其转移至烧杯中。将盛有各粒径土壤颗粒的烧杯, 置于 50℃ 条件下烘干, 并冷却至室温称重, 计算各土壤粒组的质量分数, 从而得出土壤颗粒组成^[23]。然后从每个土样中各取 1 g 左右的子样品, 用 0.1 mol/L 的 HCl 去除土壤样品中的碳酸盐, 再用蒸馏水洗掉残留在样品中的 HCl, 烘干, 最后用同位素仪器 (Thermo Finnigen, Delta-Plus, Flash, EA, 1112 Series, USA) 测定各粒径下土壤颗粒中的有机碳、总氮以及 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值。

将所采集的植物根系样品带回实验室后, 在 65℃ 恒温下烘干至恒量, 测定各样品的含水率, 然后计算出各径级根系的生物量, 从而得到总的根系生物量。所采集的凋落物用清水冲洗干净并烘干至恒重, 再用天平称重, 得出其生物量。最后用上述同位素仪器测定样品根系与凋落物的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值。

1.4 数据处理与分析

实验数据经过 Excel 2007 整理后, 采用 SPSS13.0 软件进行统计分析, 所有数据均进行了正态分布检验, 结果表示为平均值 ± 标准误。处理间的差异显著性采用单因素方差分析检验, 多重比较时采用 LSD 检验法。

2 结果与分析

2.1 根系和凋落物的生物量及其碳氮同位素值

从表 1 可以看出, 不同土地利用类型下植物根系和凋落物的生物量均以林地最高, 其次是灌木地, 最低是农田, 并呈现出显著性差异 ($P < 0.05$)。各土地利用类型下凋落物量均显著高于根系生物量 ($P < 0.05$)。此外, 不同土地利用类型下植物根系和凋落物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值均没有显著差异 ($P > 0.05$), 而 $\delta^{15}\text{N}$ 值的大小顺序则为: 灌木地 > 林地 > 农田。

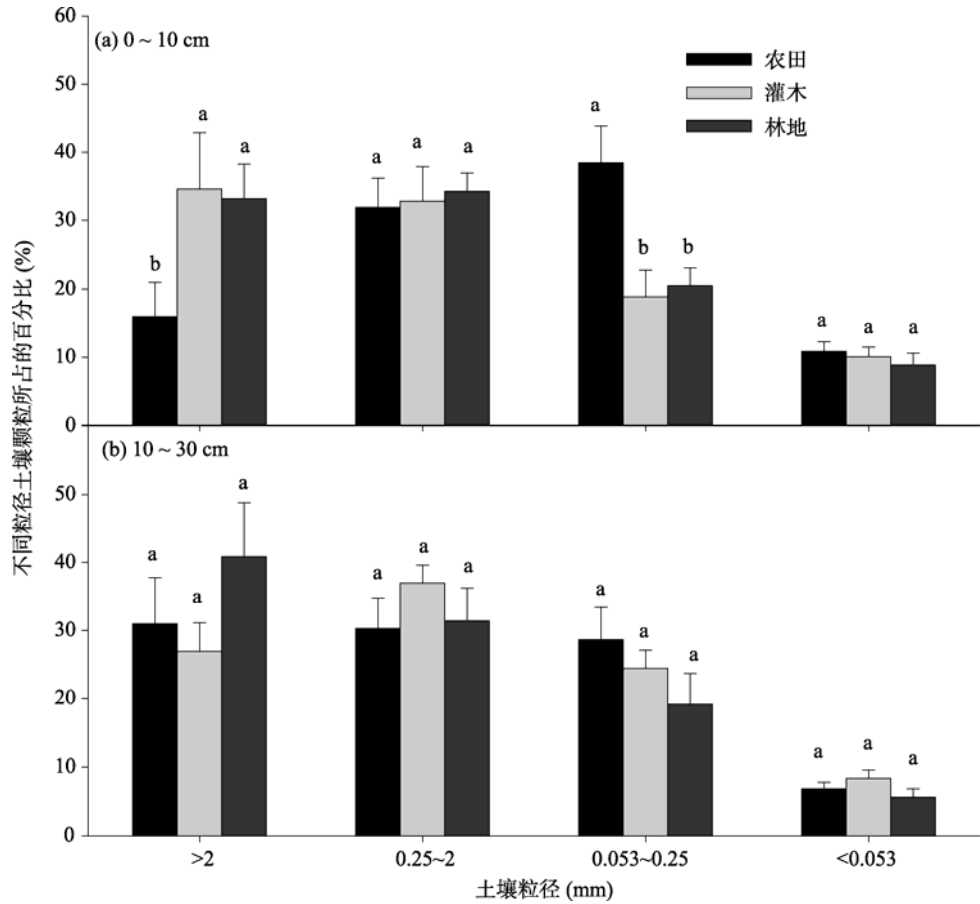
2.2 土壤颗粒组成

Manna 等^[24]利用湿筛方法对表层土壤进行物理分馏发现不同粒径土壤颗粒含量存在差异, 其中以 <0.053 mm 土壤颗粒的含量最小。Bongiovanni 和 Lobartini^[25]的研究结果也表明 <0.053 mm 土壤颗粒的

表 1 不同土地利用类型下根系生物量(0~30 cm)、凋落物量及其 $\delta^{13}\text{C}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值
Table 1 Root biomass, litter fall mass (0~30 cm) and their values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ under different land use types

土地利用类型	根系			凋落物		
	生物量 (g/m ²)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	生物量 (g/m ²)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
农田	6.83 ± 1.3	-26.32 ± 1.2	-7.26 ± 0.6	23.21 ± 4.7	-26.17 ± 0.7	-6.22 ± 0.8
灌木地	57.46 ± 6.7	-25.90 ± 2.2	-2.34 ± 1.1	75.64 ± 12.0	-26.5 ± 0.8	-0.36 ± 1.1
林地	110.58 ± 12.93	-26.94 ± 1.4	-4.24 ± 1.2	169.51 ± 32.11	-25.92 ± 0.6	-1.52 ± 0.3

注:表中数据为平均值±标准误,下同。



(图中误差线代表标准误;柱形图上方不同小写字母表示同一粒级土壤颗粒所占百分比在不同土地利用类型之间差异在 $P<0.05$ 水平显著。下同。)

图 1 不同土地利用类型下土壤颗粒组成

Fig. 1 Soil particle compositions under different land use types

含量最小。与上述结果相似,本研究中各粒径土壤颗粒所占的百分比存在一定差异,其中最小百分比均为最小粒径(<0.053 mm)土壤颗粒(图 1)。

林地和灌木地 0~10 cm 土层>2 mm 土壤颗粒百分比显著高于农田,0.053~0.25 mm 土壤颗粒百分比则显著低于农田($P<0.05$)。其他两个粒径土壤颗粒的百分比在 3 个土地类型间则没有显著差异($P>0.05$)。何淑勤和郑子成^[11]也发现各粒径土壤颗粒百分比在林地、园地、撂荒地和耕地之间的大小顺序表现各异。可见,土地利用变化对土壤颗粒间的转化和再分布具有一定的影响。

2.3 土壤颗粒中有机碳含量及其 $\delta^{13}\text{C}$ 值

方差分析表明,不同土地利用类型土壤颗粒有机碳含量差异显著($P<0.05$) (表 2)。其中,灌木地和林地 0~10 cm 土层 0.25~2 mm 和<0.053 mm 土壤颗粒有机碳含量显著高于农田($P<0.05$)(图 2),表明有林地能有效地促进土壤碳积累。这与前人的研究结果基本一致。如 Davidson 和 Ackerman^[26]研究表明,农田造林后土壤有机碳储量增加了一倍以上。王小利等^[5]研究则发现黄土丘陵区小流域内林地的土壤有机碳含量相对农田高约 117.7%。Zhang 等^[27]通过使用土地利用变化前有机碳储量、样地年限、年降雨量、年

均温等参数进行估算,发现我国退耕还林还草后土壤有机碳以 $36.67\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 的速度积累。本研究林地和灌木地具有较高的土壤有机碳含量,可能是由于这两个土地利用类型内的植物生物量较高,相对于农田回归了更多的枯枝落叶和地下根系(表 1),从而使得土壤积累了一定量的有机碳。农田不利于土壤有机碳的积累,主要首先是由于其土地经营方式属于掠夺式,农作物往往在其成熟后会被完全或部分收割,以致土壤得不到有效的地上凋落物的输入^[28];其次是由于缺乏凋落物覆盖的农田中有机物质充分暴露在空气中,加之由于农业活动季节性地对土壤进行翻动,使得其土壤有机碳矿化速率加快^[29]。

表 2 土壤有机碳和全氮含量及其碳氮同位素值的方差分析结果

因素	有机碳	$\delta^{13}\text{C}$	全氮	$\delta^{15}\text{N}$
粒径	5.15**	0.35	2.90*	4.31**
土地利用	3.25*	5.66**	17.38**	5.81**
土层	0.00	8.97**	21.82**	13.57**
土地利用×粒径	0.48	0.03	0.68	0.70
土地利用×土层	5.05*	0.11	0.90	0.75
粒径×土层	0.02	0.31	4.98	0.87
土地利用×粒径×土层	0.16	0.06	0.38	1.03

注:表中数字为 F 值;* 表示在 $P<0.05$ 水平显著;** 表示在 $P<0.01$ 水平显著。

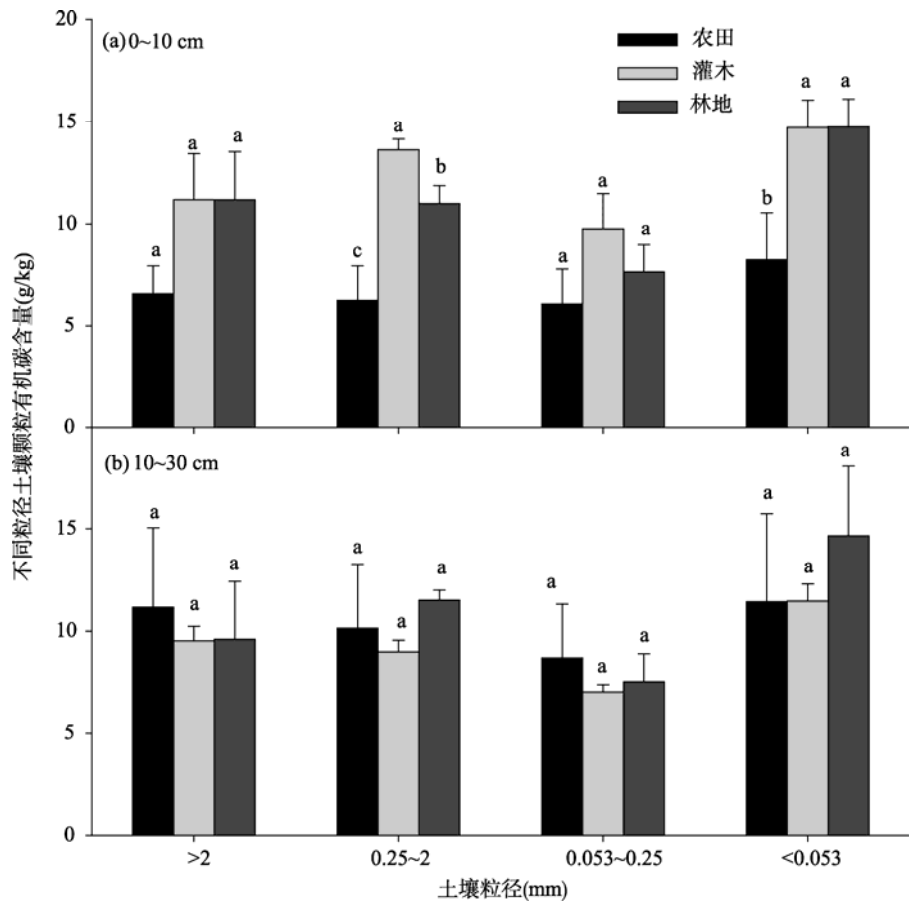


图 2 不同土地利用类型下土壤颗粒中的有机碳含量
Fig. 2 Soil organic carbon contents of soil particles under different land use types

通过分析不同土地利用类型下土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 值发现,其大小顺序在各粒径中均为:农田>灌木地>林地,且三者差值随粒径变小呈减少趋势(表 3)。这是由于样地植物无论是农田还是林地和灌木地,其根系和凋落物的叶片具有负的 $\delta^{13}\text{C}$ 值(表 1),根系和地上凋落物的输入将会降低土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 值。林地和灌木地具有更高根系生物量和凋落物输入(表 1),因此土

壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 值相比于农田更小。这进一步说明了有林地能有效地促进土壤碳积累,其主要通过更多的枯枝落叶和地下根系回归到其土壤中。
3 种土地利用类型下各粒径土壤有机碳含量在 10 ~ 30 cm 土层没有显著差异($P>0.05$),说明地上凋落物输入对有林地土壤碳积累相对重要。刘梦云等^[28]研究也发现退耕还林后乔灌混交林、灌木林地、乔木

林地和天然草地 0 ~ 5 cm 土层有机碳含量与耕地相比分别高出约 107%、100%、70% 和 70%,但在 20 cm 土层以下则没有显著差异。确实,由表 1 也可以看出,本研究中各土地利用类型下地上凋落物量均大于其根系生物量。相应地,具有负的 $\delta^{13}\text{C}$ 值的地上凋落物输入也使得各粒径土壤中 $\delta^{13}\text{C}$ 值在 0 ~ 10 cm 土层中均低于 10 ~ 30 cm 土层(表 3)。这与前人的研究结果也基本一致^[30]。朱书法等^[17]研究结果发现喀斯特地区土壤有机质的 $\delta^{13}\text{C}$ 值随着剖面深度的增加而升高,升幅在 1‰ ~ 3‰ 之间。

本研究不同粒径土壤颗粒有机碳含量各异。3 种土地利用类型下土壤有机碳含量均以 <0.053 mm 土壤颗粒最高(图 2),这与 Arrouays 等^[31]的研究结果相一致。这是由于不同粒径的土壤颗粒对有机碳的吸附力和黏着性等存在着明显的差异,小粒径土壤颗粒中相联系的有机碳相比大粒径土壤颗粒中的有机碳往

往更难以矿化,不易为微生物所分解释放^[13]。

2.4 土壤颗粒中全氮含量及其 $\delta^{15}\text{N}$ 值

方差分析表明,不同土地利用类型下土壤颗粒中全氮含量差异极显著($P<0.01$) (表 2)。灌木地 0 ~ 10 cm 土层>2 mm、0.25 ~ 2mm 和<0.053 mm 土壤颗粒,以及 10 ~ 30 cm 土层>2 mm 土壤颗粒的全氮含量显著高于林地和农田($P<0.05$),而后两者则没有显著差异($P>0.05$) (图 3)。王小利等^[5]研究也发现黄土陵区小流域内灌木地土壤全氮含量均高于林地和农田。这可能是由于农田虽然施用氮肥,但相对于其他两个土地利用类型,其氮流失也更严重。林地土壤的全氮含量较低可能是由于其植物生长最快(表 1),相对灌木地增加了对土壤氮素额外的吸收,从而减少了土壤中的氮储量。

由表 4 也可以看出,农田土壤颗粒中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值显著高于灌木地和林地($P<0.05$)。与土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值的情

表 3 不同土地利用类型下土壤颗粒中的 $\delta^{13}\text{C}$ 值(‰)
Table 3 $\delta^{13}\text{C}$ values of soil particles under different land use types

土层 (cm)	土地利用类型	土壤颗粒组成 (mm)			
		>2	0.25 ~ 2	0.053 ~ 0.25	<0.053
0 ~ 10	农田	-15.73 ± 1.37	-15.91 ± 1.58	-14.54 ± 0.47	-15.07 ± 0.88
	灌木地	-16.72 ± 0.41	-15.94 ± 0.63	-16.26 ± 0.94	-16.58 ± 0.73
	林地	-20.14 ± 2.39	-19.26 ± 2.71	-18.89 ± 3.04	-18.19 ± 2.37
10 ~ 30	农田	-14.57 ± 1.74	-12.87 ± 0.59	-13.12 ± 0.23	-14.19 ± 0.55
	灌木地	-14.77 ± 0.89	-13.89 ± 0.74	-13.62 ± 0.55	-14.31 ± 0.99
	林地	-16.59 ± 3.48	-15.52 ± 3.19	-15.75 ± 3.26	-16.18 ± 3.43

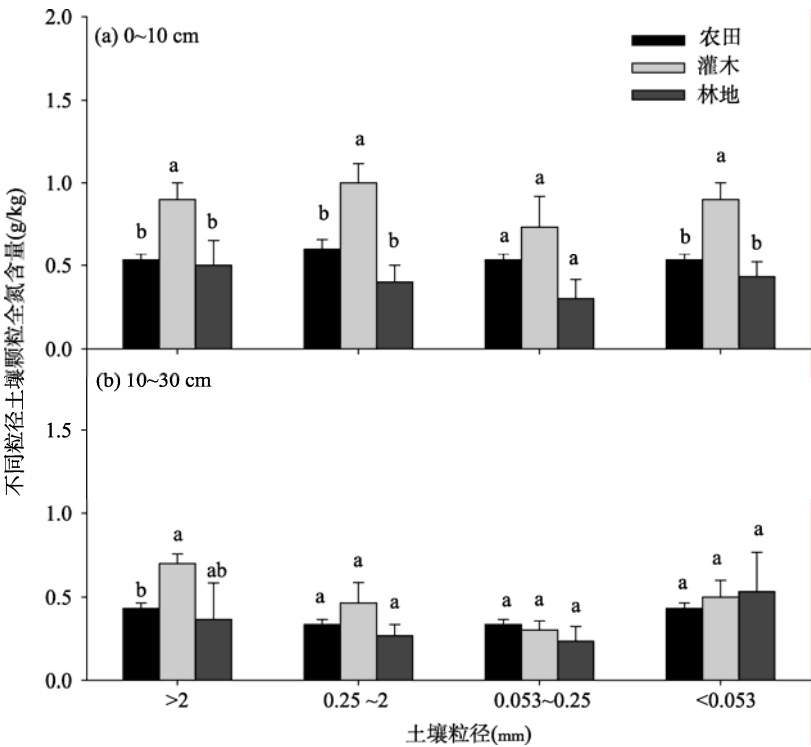


图 3 不同土地利用类型下土壤颗粒中的全氮含量

Fig. 3 Total nitrogen contents of soil particles under different land use types

表 4 不同土地利用类型下土壤颗粒中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值(‰)
Table 4 $\delta^{15}\text{N}$ values of soil particles under different land use types

土层(cm)	土地利用类型	土壤颗粒组成(mm)			
		>2	0.25 ~ 2	0.053 ~ 0.25	<0.053
0 ~ 10	农田	2.05 ± 1.28	1.86 ± 1.11	2.91 ± 0.64	2.23 ± 0.77
	灌木地	0.93 ± 2.00	0.86 ± 1.82	2.59 ± 1.29	1.74 ± 1.14
	林地	-0.44 ± 0.49	-0.19 ± 0.39	-0.51 ± 0.12	0.52 ± 0.93
10 ~ 30	农田	3.18 ± 1.69	2.86 ± 1.37	3.22 ± 0.52	2.72 ± 1.17
	灌木地	-0.12 ± 0.45	0.42 ± 0.19	3.83 ± 0.21	3.25 ± 0.34
	林地	-0.13 ± 1.23	0.55 ± 0.40	2.13 ± 0.32	2.64 ± 0.66

况相似,由于林地和灌木地土壤中回归了更多的枯枝落叶和地下根系,而根系和凋落物的叶片具有负的 $\delta^{15}\text{N}$ 值(表 1),因此它们土壤的 $\delta^{15}\text{N}$ 值显著低于农田。

本研究所有土地利用类型下土壤的全氮含量在 0 ~ 10 cm 土层均高于 10 ~ 30 cm 土层(图 3)。这是由于氮素的垂直分布特征主要受制于土壤有机质的分布,表层土壤由于地上凋落物的输入,凋落物分解后使土壤的有机质含量丰富,因此氮素的含量也最高,剖面下层土壤有机质的含量较低,所以其氮素的含量也较少,这与白军红等^[32]对吉林向海沼泽湿地的研究结果一致。赵如金等^[33]对北固山湿地土壤的研究结果也表明土壤中的氮素 90% 以上以有机氮的形式存在于土壤表层。

3 结论

(1) 林地和灌木地 0 ~ 10 cm 土层>2 mm 土壤颗粒所占百分比显著高于农田,0.053 ~ 0.25 mm 土壤颗粒则显著低于农田,表明土地利用类型变化对土壤颗粒间的转化和再分布具有一定的影响。

(2) 灌木地和林地 0 ~ 10 cm 土层 0.25 ~ 2 mm 和<0.053 mm 土壤颗粒有机碳含量显著高于农田,表明有林地能有效地促进土壤碳积累。

(3) 灌木地 0 ~ 10 cm 土层>2 mm、0.25 ~ 2 mm 和<0.053 mm 土壤颗粒,以及 10 ~ 30 cm 土层>2 mm 土壤颗粒的全氮含量显著高于林地和农田。

(4) 农田土壤颗粒的 $\delta^{13}\text{C}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值均高于灌木地和林地,这可能是由于林地和灌木地土壤中回归了更多的枯枝落叶和地下根系所致。

致谢:感谢王治喜、李铭和朱利川在野外采样和室内实验工作中给予的帮助。

参考文献:

[1] 李忠佩,王效举.红壤丘陵区土地利用方式变更后土壤有机碳动态变化的模拟[J].应用生态学报,1998,9(4):365-370

[2] Shaffer MJ, Ma LW, Hansen S. Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management[J]. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 2001: 1-10

[3] Schlesinger W. An Overview of the C Cycle in Soils and Global Change[J]. Florida Raton: CRC Press, 1995: 9-26

[4] Bond-Lamberty B, Thompson A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record[J]. Nature, 2010, 464(7288): 499-500

[5] 王小利,郭胜利,马玉红,黄道友,吴金水.黄土丘陵区小流域土地利用对土壤有机碳和全氮的影响[J].应用生态学报,2007,18(6):1281-1285

[6] Cheng X, Luo Y, Xu X, Sherry R, Zhang Q. Soil organic matter dynamics in a North America tallgrass prairie after 9 yr of experimental warming[J]. Biogeosciences, 2011, 8: 1487-1498

[7] Templer PH, Groffman PM, Flecker AS, Power AG. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37: 215-225

[8] 李菊梅,王朝辉,李生秀.有机质、全氮和可矿化氮在反映土壤供氮能力方面的意义[J].土壤学报,2003,40(2):232-238

[9] 章明奎,郑顺安,王丽平.利用方式对砂质土壤有机碳、氮和磷的形态及其在不同大小团聚体中分布的影响[J].中国农业科学,2007,40(8):1703-1711

[10] 谭文峰,朱志锋,刘凡,胡荣贵,单世杰.江汉平原不同土地利用方式下土壤团聚体中有机碳的分布与积累特点[J].自然资源学报,2006,21(6):973-979

[11] 何淑勤,郑子成.不同土地利用方式下土壤团聚体的分布及其有机碳含量的变化[J].水土保持通报,2010,30(1):7-10

[12] Elliott ET, Cambardella CA. Physical separation of soil organic matter[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1991, 34: 407-419

[13] Camberdella CA, Elliott ET. Carbon and nitrogen dynamics of some fraction from cultivated grassland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58: 123-130

[14] 李江涛,张斌,彭新华,赖涛.施肥对红壤性水稻土颗粒有机物形成及团聚体稳定性的影响[J].土壤学报,2004,41(6):912-917

- [15] 杨长明, 欧阳竹, 杨林章, 董玉红. 农业土地利用方式对华北土壤有机碳组分和团聚体稳定性的影响[J]. 生态学报, 2006, 26(12): 4 148–4 155
- [16] 何红波, 张旭东. 同位素稀释分析在土壤氮素循环利用研究中的应用[J]. 土壤通报, 2006, 37(3): 576–681
- [17] 朱书法, 刘丛强, 陶发祥, 王中良, 朴河春. 喀斯特地区土壤有机质的稳定碳同位素地球化学特征[J]. 地球与环境, 2006, 34(3): 51–58
- [18] 刘微, 吕豪豪, 陈英旭, 吴伟祥. 稳定碳同位素技术在土壤-植物系统碳循环中的应用[J]. 应用生态学报, 2008, 19(3): 674–680
- [19] 程谊, 蔡祖聪, 张金波. ^{15}N 同位素稀释法测定土壤氮素总转化速率研究进展[J]. 土壤, 2009, 41(2): 165–171
- [20] 廖炜, 李璐, 吴宜进, 史志华. 丹江口库区土地利用变化与生态环境脆弱性评价[J]. 自然资源学报, 2011, 26(11): 1 879–1 889
- [21] 陈佳. 小流域土壤水分时空格局与环境因子的关系[D]. 华中农业大学, 2009: 17–19
- [22] 朱明勇, 谭淑端, 顾胜, 张全发. 湖北丹江口水库库区小流域土壤可蚀性特征[J]. 土壤通报, 2010, 41(2): 434–436
- [23] Six J, Elliott ET, Paustian K, Doran JW, USDA ARS. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1998, 62(5): 1 367–1 377
- [24] Manna MC, Swarup A, Wanjari RH, Mishra B, Shahi DK. Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields[J]. Soil & Tillage Research, 2007, 94: 397–409
- [25] Bongiovanni MD, Lobartini JC. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation[J]. Geoderma, 2006, 136: 660–665
- [26] Davidson EA, Ackerman IL. Change in soil carbon inventories following cultivation of previous untilled soils[J]. Biogeochemistry, 1993, 20: 161–193
- [27] Zhang K, Dang H, Tan S, Cheng X, Zhang Q. Change in soil organic carbon following the ‘Grain-for-Green’ programme in China[J]. Land Degradation & Development, 2010, 21: 16–28
- [28] 刘梦云, 常庆瑞, 齐雁冰, 孙宁. 黄土台塬不同土地利用土壤有机碳与颗粒有机碳[J]. 自然资源学报, 2010, 25(2): 218–226
- [29] Stinson G, Freedman B. Potential for carbon sequestration in Canadian forests and agroecosystems[J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2001, 6: 1–23
- [30] Ehleringer JR, Buchmann N, Flanagan LB. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes[J]. Applied Soil Ecology, 2000, 10(2): 412–422
- [31] Arrouays D, Vion I, Kiein JL. Spatial analysis and modeling of topsoil carbon storage in temperate forest humic loamy soils of France[J]. Soil Science, 1995, 159: 191–198
- [32] 白军红, 邓伟, 欧阳华, 王庆改. 吉林向海沼泽湿地土壤氮素的剖面分布[J]. 湖泊科学, 2004, 16(4): 377–380
- [33] 赵如金, 李潜, 吴春笃, 储金宇, 缪红云. 北固山湿地土壤氮磷的空间分布特征[J]. 生态环境, 2008, 17(1): 273–277

Changes in Soil Carbon and Nitrogen Concentration Under Land Use Change in Danjiangkou Reservoir Area, China

ZENG Wei-bin^{1,2}, DENG Qi¹, ZHANG Quan-fa¹, CHENG Xiao-li^{1*}

(1 Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, the Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In this study soil particles (>2mm, 0.25–2 mm, 0.053–0.25 mm and <0.053 mm), soil organic carbon (SOC) and total soil nitrogen (TN) following land use changes (farmland, shrubland and woodland) in the Danjiangkou Reservoir area by soil fractionation and stable C and N isotopes were investigated. Land use change significantly changed soil particles, SOC and TN concentrations, and $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values. In the 0–10cm soil layer, soil particles (>2 mm) in the woodland and shrubland were significantly higher than that in the farmland ($P<0.05$), while particles (0.053–0.25 mm) showed opposite trends ($P<0.05$). SOC concentrations of soil particles (0.25–2 mm and <0.053 mm) in the 0–10 cm soil layer were significantly higher in the woodland and shrubland than in the farmland ($P<0.05$). TN of soil particles (>2 mm, 0.25–2 mm and <0.053 mm) in the 0–10 cm soil layer and particles (>2 mm) in the 10–30cm soil layer were significantly higher in the shrubland than in the woodland and farmland ($P<0.05$). The isotope analysis showed that both $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of soil particles in all three land use types followed the same order: farmland > shrubland > woodland. The results suggested that land use change could change plant carbon input and soil carbon decomposition and hence impact soil particles, soil C and N and the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values.

Key words: Soil particles, SOC, TN, Land use, Stable carbon and nitrogen isotopes