

添加 ^{14}C 标记稻草对喀斯特典型土壤有机碳矿化的影响

胡乐宁^{1,2,3}, 苏以荣^{1,3*}, 何寻阳^{1,3}, 李 杨^{1,2,3}, 王媛华^{1,2}, 吴金水¹

(1.中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态重点实验室, 长沙 410125; 2.中国科学院研究生院, 北京 100039; 3.中国科学院环江喀斯特农业生态试验站, 广西 环江 547100)

摘 要:为了研究有机物质对喀斯特地区典型土壤有机碳积累与转化的影响,采集两种喀斯特典型土壤(棕色石灰土、黑色石灰土)和一种对照土壤(红壤)的表层土壤(0~15 cm),设置不添加外源物质(CK)和添加 ^{14}C 标记的稻草(T1)的处理,进行为期 100 d 的土壤培养试验及矿化试验。测定并分析了这 3 种典型土壤类型的微生物生物量碳(MBC)表观周转时间和田间周转时间、外源有机物质对土壤原有有机碳的激发效应以及 CO_2 释放量。结果表明:MBC 表观周转时间和田间周转时间依次分别为(71±2)d、(243±20)d、(254±45)d 和 0.29、1.0、1.04 a。添加标记的 ^{14}C 有机物质后,土壤原有有机质的激发效应大小依次为红壤>棕色石灰土>黑色石灰土。在相同条件下,红壤不利于土壤有机质的累积,而棕色石灰土和黑色石灰土有利于土壤有机质的累积。

关键词:喀斯特;土壤; ^{14}C 标记;MBC 表观周转时间;激发效应

中图分类号:S153.6 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2011)11-2368-06

Effect to the Turnover of Soil Organic Carbon in Three Typical Soils in Karst Area by Adding ^{14}C -labelled Organic Matter

HU Le-ning^{1,2,3}, SU Yi-rong^{1,3*}, HE Xun-yang^{1,3}, LI Yang^{1,2,3}, WANG Ai-hua^{1,2}, WU Jin-shui¹

(1.Key Laboratory of Subtropical Agriculture Ecology, Institute of Subtropical Agriculture, the Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 2.Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 3.Huanjiang Observation and Research Station for Karst Eco-systems, Huanjiang 547100, China)

Abstract: In order to indicate the effect of organic matter on soil organic carbon(SOC) turnover, two Karst soils(terra fusca and rendzina) and a contrast soil(red soil) were chosen(0~15 cm) for a study. Three typical soil samples were selected and a 100 d incubation experiment was conduct with no added(CK) and ^{14}C -straw added(T1) treatment. Mineralization of SOC, microbial biomass C and field turnover time of microbial biomass were measured and analyzed in 100d- soil incubation experiments. The result showed that gross and field turnover time of microbial biomass were(71±2)d,(243±20)d,(254±45)d and 0.29 a, 1.00 a, 1.04 a. Adding exogenous organic matter had positive excitation in red soil, negative excitation in terra fusca, no excitation in rendzina. This showed that in the same condition, rendzina and terra fusca are more likely to accumulation of organic carbon than red soil.

Keywords: Karst; soil; ^{14}C -labelled; MBC-turnover time; priming effect

土壤有机碳的主要来源为植物凋落物、根际分泌物和根系^[1],而其中植物凋落物是非常重要的一个来源^[2]。通常凋落物一部分转化成土壤有机碳,一部分被

分解释放。研究表明,环境因子、凋落物性质和分解者群落组成与结构等是影响森林凋落物分解的主要因素^[3-7]。而有机碳矿化是土壤重要的生物化学过程,直接关系到土壤中养分元素的释放与供应、温室气体的形成以及土壤质量的保持等。揭示土壤有机碳矿化的规律对养分的科学管理和全球气候变暖的有效控制等具有十分重要的意义^[8-10]。

西南喀斯特区域是特殊地质背景制约的脆弱生态带^[11]。该区域可溶岩成土速率缓慢,土层薄,容许土壤流失量低,水土流失危险度高,环境容量小、抗干扰

收稿日期:2011-05-14

基金项目:中国科学院知识创新重要方向项目(KSCX2-YW-436);中国科学院战略性先导科技专项(XDA05070403);国家自然科学基金面上项目(40671104);亚热带农业生态研究所青年人才领域前沿项目(ISACX-LYQY-QN-1101)

作者简介:胡乐宁(1980—),女,河北保定人,博士研究生,主要研究方向为喀斯特土壤环境。E-mail:hulening@126.com

* 通讯作者:苏以荣 E-mail:yrsu@isa.ac.cn

能力弱、稳定性低、自我调节能力差^[12]。由于喀斯特地区的特殊性,对该地区的土壤有机碳研究就显得尤为重要,相关的研究一直是人们关心和研究的热点^[13-16],但有关对喀斯特地区土壤添加有机物质的研究还较少^[17]。

本研究在西南喀斯特地区广西环江县选取红壤、棕色石灰土、黑色石灰土3种土壤代表类型表层土壤(0~15 cm),通过添加¹⁴C标记稻草的方法^[18],在100 d室内土壤培养试验和矿化试验中,示踪土壤有机碳分解转化过程,以期从微生物生物量碳周转、外源有机物质引起的激发效应和土壤有机碳分解动态的角度,为喀斯特地区土壤碳平衡和减缓温室气体排放提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

环江毛南族自治县属亚热带季风气候区,气候温和,雨水充沛、日照充足、冬无严寒、夏无酷暑、雨热同季、无霜期长。年均气温南丘陵一带为19.9℃,北部山区为15.7℃;1月平均气温10.1℃,7月平均气温是28℃;历年最低气温为-5.2℃,无霜期290 d,年均日照时数145.1 h,全年太阳辐射量为98.89 kcal·cm⁻²。年平均降雨量北部为1750 mm,南部为1389.1 mm,集中于4—9月份,占全年降雨量的70%,历年最小降雨量922.8 mm,蒸发量1571.1 mm,空气平均相对湿度79%。

于2009年4月分别在广西环江县肯福环境移民开发示范区、国家级自然保护区木论和明伦分别采取红壤(第四纪红土)、棕色石灰土(白云岩和石灰岩)、黑色石灰土(白云岩和石灰岩)3个土壤类型,每种土壤类型各选取一个代表性土样进行矿化培养试验。培养试验所用红壤、棕色石灰土和黑色石灰土分别采自N24°51′ E108°15′、N25°09′ E108°03′、N25°16′ E108°22′,海拔220、442、727 m的多年生灌丛地。采集的新鲜土壤去除可见动植物残体和根系后,风干至约45%

WHC,过2 mm筛,装袋4℃下保存。供试土壤基本理化性质见表1。

1.2 试验设计与方法

试验共设2个处理,每个处理4次重复,共24个培养器,水分及温度分别保持在45%WHC(田间饱和持水量),25℃。培养试验处理设计如下:(1)对照(CK),不加任何外源添加物;(2)添加¹⁴C稻草500 μgC·g⁻¹干土(T1)。试验土壤在水分45%WHC,温度25℃黑暗条件下,恒温培养100 d。

矿化试验方法:取各处理土壤50 g(干重)于50 mL烧杯中,使其置于1000 mL的广口瓶中(底部加10 mL水,以维持空气的饱和湿度),并且在广口瓶内放一个盛有20 mL 1 mol·L⁻¹ NaOH的80 mL集气瓶,密封广口瓶。整个装置在25℃恒温培养。在培养1、5、10、15、20、30、40、60、80、100 d取出集气瓶,同时放入1 mol·L⁻¹新的NaOH吸收液的集气瓶,立即封口,继续培养。取出来的收集过CO₂的NaOH集气瓶用于测定吸收液中的C-CO₂和¹⁴C-CO₂。在整个培养过程中,每5 d打开广口瓶换一次气。

土壤培养实验方法:取各处理土壤800 g(干重)于1 L的塑料杯中,置于50 L密封塑料桶中(桶底加入少量的水以维持空气的饱和湿度),在桶中置1瓶盛有200 mL 1 mol·L⁻¹NaOH溶液的塑料瓶,密封塑料桶。整个装置在25℃黑暗条件下恒温培养,每个处理做4个重复。在培养的1、5、10、15、20、30、40、60、80、100 d分析测定C-MBC和¹⁴C-MBC。在整个培养过程中,每5 d打开塑料桶换一次气,并及时补充桶内水分以保证桶中湿度。每10 d更换1次NaOH吸收液。

土壤微生物生物量碳的测定采用熏蒸提取^[19]-TOC自动分析仪(Phoenix 8000)测定,¹⁴C-CO₂采用LS6500液体闪烁仪测定^[20],DOC采用碳自动分析仪测定,土壤矿化量采用氢氧化钠吸收-TOC自动分析仪(Phoenix 8000)测定,钙的不同形态采用连续浸提法测定^[21]。其余指标(土壤有机碳、CEC、pH、Ca、Fe、Mn矿质全量等)采用常规方法测定^[22]。

表1 土壤样品基本理化性质

Table 1 Basic properties of the soils

土壤类型	pH	CEC/mmol·kg ⁻¹	有机碳/g·kg ⁻¹	矿质全量%			MBC/mg·kg ⁻¹
				Ca	Fe	Mn	
红壤	4.06	105.30	14.54	0.02	2.41	0.01	107
棕色石灰土	6.25	184.74	26.08	0.71	4.41	0.15	268
黑色石灰土	7.09	341.18	57.92	1.76	5.86	0.21	2.45×10 ³

注:CEC为阳离子交换量。

1.3 土壤微生物生物量碳周转时间

土壤微生物生物量碳的周转时间是指更新与土壤微生物生物量碳库等量碳理论上所需要的时间。土壤微生物生物量碳的周转速率是整个土壤微生物生物量碳库的更新速度,即指单位时间通过(进入或输出)的碳量。土壤微生物生物量碳周转对土壤有机质循环起着决定性作用。通常认为土壤微生物生物量碳的降解遵循一级热力学方程^[23]。假设 $t=0$ 时,土壤微生物生物量碳为 Y_0 ,那么,经过一段时期(t)代谢后土壤微生物生物量碳(Y_t)为:

$$Y_t = Y_0 \times e^{-kt} \quad (1)$$

式中: k 为土壤微生物生物量碳周转速率常数。

单位时间内土壤微生物生物量碳的周转量(Rt)为:

$$-Rt = -\frac{dY_t}{dt} = -k \times Y_t \quad (2)$$

在稳定状态下土壤微生物生物量碳分解和合成速率相等,因此其周转时间(T)可表示为:

$$T = \frac{Y_t}{R_t} \quad (3)$$

根据方程(2)和(3),周转时间可表示为:

$$T = \frac{1}{k} \quad (4)$$

由于自然状态下土壤微生物生物量碳库的输入或输出碳量不能直接测定,因此需要对土壤微生物生物量碳库进行标记,通常采用 ^{14}C 标记技术。假定 ^{14}C 标记微生物生物量碳的降解速率与其碳库中原有的碳(包括未标记部分)的降解速率一致,就可以用 ^{14}C 标记微生物生物量碳的降解速率反映土壤微生物生物量碳的周转速率。

由方程(5)可得知标准条件下($25\text{ }^{\circ}\text{C}$, 100%)与田间条件下转换系数^[24]:

$$A_t = \frac{47.9}{1 + e^{\frac{106}{t+18.3}}} \quad (5)$$

式中: A_t 为实验室表观周转时间与田间实际周转时间转换系数; t 为田间实际年平均温度。

1.4 激发效应计算方法

土壤中加入新鲜有机质后引起土壤原有有机质

分解速率发生改变的现象称为激发效应。加快土壤原有有机质的分解为正激发,减缓土壤原有有机质的分解为负激发。

由于喀斯特土壤中含有大量碳酸钙,培养过程中释放的 CO_2 可能部分来自碳酸钙的分解,为了确定碳酸钙分解释放的 CO_2 量,本研究借用 Isabelle 等^[25]的实验结果进行拟合,以公式 $y=a(1-e^{-kt})$ 对数据进行处理,计算得出土壤碳酸钙的无机矿化量变化,从而得出土壤 SOC 累积矿化量。所以本试验中的激发效应结果为去除碳酸钙分解释放的 CO_2 量。

1.5 ^{14}C 在土壤中的分解动态特征

由于稻草在土壤中的矿化符合一级反应动力学方程,可以根据方程(6)计算出稻草在不同阶段的矿化速率常数 k 值及其残留碳的半衰期(表 2)。

$$k = -\ln \frac{(^{14}\text{C}_{\text{resid}})_{t_2}}{(^{14}\text{C}_{\text{resid}})_{t_1}} / (t_2 - t_1) \quad (6)$$

式中: k 为矿化速率常数, $(^{14}\text{C}_{\text{resid}})_{t_1}$ 和 $(^{14}\text{C}_{\text{resid}})_{t_2}$ 分别是 t_1 和 t_2 时刻土壤中残留 ^{14}C 的量,残留碳的半衰期 $T_{1/2} = \ln 2/k$ ^[26]。由此可以计算出 ^{14}C 有机质在不同阶段的矿化速率常数及其残留碳的半衰期。

2 结果

2.1 土壤有机碳的矿化

3 种不同土壤类型在矿化试验中,由于加入了外源稻草,其累积矿化量发生了不同的变化(图 1)。由于外源稻草的加入,土壤有机碳累积矿化量由黑色石灰土>棕色石灰土>红壤,变为黑色石灰土>棕色石灰土=红壤。只有红壤的有机碳累积矿化量显著增加,棕色石灰土和黑色石灰土中土壤有机碳累积矿化量没有发生显著变化。

2.2 ^{14}C 标记的土壤微生物生物量碳周转时间

应用培养第 20~100 d 的 ^{14}C -MBC 数据,采用一级动力学方程拟合得到红壤、棕色石灰土、黑色石灰土微生物生物量碳的表观周转时间,由公式(5)和当地年均温度计算得到田间周转时间(表 2)。表明在相同温度和相同含水量的条件下,红壤中微生物生物量碳的周转显著快于棕色石灰土和黑色石灰土。

表 2 3 种典型土壤表观周转时间和田间周转时间($P<0.05$)

Table 2 The gross turnover time, the turnover time and rate of biomass C under the field conditions

土壤类型	表观速率常数 $k/$ $\times 10^{-3} \text{d}^{-1}$	相关系数	实验室条件下生物量 周转时间/d	田间条件下生物量 周转时间/a	田间条件下生物量年 周转速率/%
红壤	14.1 ± 0.41	-0.87	71 ± 2	0.29a	345
棕色石灰土	4.1 ± 0.36	-0.88	243 ± 20	1.00b	100
黑色石灰土	3.9 ± 0.39	-0.87	254 ± 45	1.04b	96

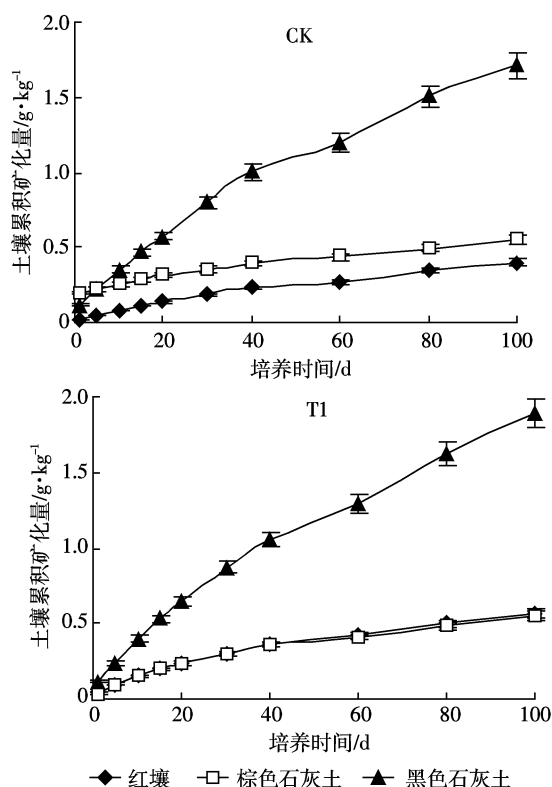


图1 不同培养处理中有机碳累积矿化量的变化趋势

Figure 1 Soil accumulate mineralization of two different treatments

田间条件下生物量周转时间在红壤、棕色石灰土和黑色石灰土中的田间周转时间经过计算分别为0.29 a(a)、1.00 a(b)、1.04 a(b)($P<0.05$)。红壤中周转时间明显短于棕色石灰土和黑色石灰土。

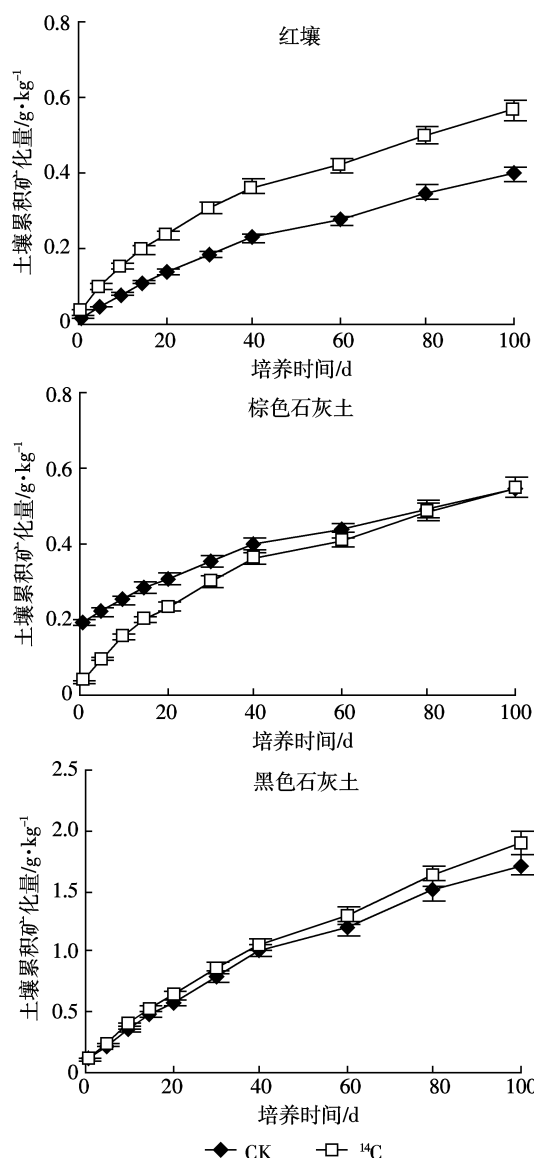
2.3 外源 ^{14}C 稻草对土壤有机质矿化的激发效应

在添加标记的 ^{14}C 稻草后,黑色石灰土原有有机碳的矿化未发生激发效应,棕色石灰土发生了明显的负激发效应,红壤发生了显著正激发效应(图2)。红壤的原土有机碳矿化量增量变化随培养时间的延长,呈增加趋势;棕色石灰土原土有机碳矿化量增量变化随培养时间的延长,呈减小趋势;黑色石灰土中无显著变化。

2.4 外源 ^{14}C 稻草在土壤中的分解动态

为了探求 ^{14}C 标记的有机碳在不同土壤中的分解动态,根据不同的 SOC 矿化速率,把矿化过程分成两部分(表3):0~15 d 和 16~100 d。土壤中 ^{14}C 有机碳残留率分别为:棕色石灰土 88.52%、黑色石灰土 88.40%,红壤 92.26%。

0~15 d: 在表3中发现,0~15 d 的有机碳矿化量远大于 16~100 d。最剧烈的矿化过程都发生在 0~15 d。这是原土对外源有机物质的一个适应过程。16~100

图2 3种土壤添加 ^{14}C 后的激发效应Figure 2 Priming effect on adding ^{14}C in soil mineralization test

d:在这个时期土壤有机碳矿化变得缓慢,趋于平稳。红壤的残留碳半衰期长于棕色石灰土和黑色石灰土。

3 讨论

在整个培养期内,添加的稻草在红壤中明显增强了土壤有机碳的矿化作用,而在棕色石灰土和黑色石灰土中几乎无变化。这可能是因为红壤有机碳的含量较低,其土壤微生物能够充分利用稻草提供的能源,而使其活性增强,从而加速稻草的分解。而棕色石灰土和黑色石灰土有机碳含量较高,矿化量变化没有红壤显著。3种土壤的矿化量增量变化的不同,说明了红壤土壤有机碳累积矿化量较棕色石灰土和黑色石

表 3 添加 ¹⁴C 标记的稻草在红壤、棕色石灰土、黑色石灰土中的分解动态特征

Table 3 Dynamic features of the decomposition of ¹⁴ C-labelled rice straw in red soil, terra fusca and rendzina					
土壤类型	矿化时间/d	矿化速率	残留碳半衰期/d	矿化百分比/%	残留量/%
红壤	0 ~ 15	2.78×10 ⁻²	249	4.09	95.91
	16 ~ 100	0.09×10 ⁻²	731	3.65	92.26
棕色石灰土	0 ~ 15	5.02×10 ⁻²	138	7.25	92.75
	16 ~ 100	0.15×10 ⁻²	478	4.34	88.40
黑色石灰土	0 ~ 15	4.21×10 ⁻²	165	6.12	93.88
	16 ~ 100	0.14×10 ⁻²	483	5.36	88.52

灰土,更易受外源有机物质的影响。而棕色石灰土和黑色石灰土则较稳定,不易受外源物质的影响。

由试验结果得出,红壤、棕色石灰土、黑色石灰土的微生物生物量碳的表现周转时间分别为 (71±2)d、(243±20)d、(254±45)d;经换算后的田间周转时间依次为 0.29、1.00、1.04 a。吴金水等^[27]认为土壤微生物生物量碳的周转时间很好地反映了土壤微生物生物量周转状况及其与土壤有机质周转与积累的关系。微生物生物量碳是土壤有机碳中最活跃的一个组成部分, MBC 在黑色石灰土和棕色石灰土中的周转时间较长,红壤中周转时间较短,这很可能说明黑色石灰土和棕色石灰土比红壤利于有机碳的积累。

在 100 d 的培养实验中,最剧烈的矿化过程发生在前 15 d,这与土壤对外源有机物质的适应程度有关。王志明等^[2]的研究结果表明,在 112 d 的培养期内,稻草碳在土壤中的分解率为 54.2%~55.4%,而本研究结果明显低于其结果。这也许是与培养温度有关,本研究的培养温度为 25 ℃,而王志明等的培养温度为 30 ℃。研究表明,高温可以促进土壤有机质的分解^[28-29]。

添加标记的 ¹⁴C 稻草后,黑色石灰土原有有机碳未发生激发效应,棕色石灰土发生了明显的负激发效应,红壤发生了正激发效应。上述结果表明,有机底物的加入较为明显地促进了红壤原有有机物的分解,说明在添加有机物质条件下,红壤不利于原有土壤有机碳的累积,而棕色石灰土和黑色石灰土有利于原有土壤有机碳的累积。Wu 等^[30]把 ¹⁴C 标记的葡萄糖和黑麦草添加到土壤中进行培养试验,结果表明在试验初期,葡萄糖的分解速率大于黑麦草,培养 100 d 时,二者的分解速率很接近。添加大量葡萄糖和黑麦草增加了非标记 CO₂ 的释放,说明对土壤原有有机碳的矿化存在正激发效应。Broadbent 等^[31]将标记的苏丹草施入土壤后,发现原有腐殖质的分解增强了 10 倍,这是已有记录中最大的激发效应;王德光等^[32]研究表明激

发效应远低于上述结果。Wu^[19]提出激发效应主要有两种机制:一是加速土壤微生物生物量碳的周转;二是底物引起的土壤微生物生物量的大幅度增加,同时提高了土壤微生物活性,从而加速土壤非生物有机质的分解。简单底物(如葡萄糖)产生的激发效应遵循前一机制,且作用时间短,产生的效应较小。复杂底物(如植物残体)产生的激发效应遵循后一机制,作用时间较长(约 1 个月),产生的效应大。

4 结论

添加 ¹⁴C 稻草后,棕色石灰土和黑色石灰土 SOC 累积矿化量增量比红壤小,说明石灰土的稳定性强于红壤,不易受外界影响,利于土壤有机碳的积累。红壤 MBC 年周转速率远大于棕色石灰土和黑色石灰土,不利于活性有机碳的积累;而棕色石灰土和黑色石灰土年周转速率相对较慢,有利于活性有机碳的积累。红壤的正激发效应、棕色石灰土的负激发效应和黑色石灰土的无激发效应说明外源稻草的加入,对石灰土和地带性红壤有机碳矿化的影响有不同的趋势。以上结论均为喀斯特土壤碳汇理论提供了重要依据。

参考文献:

[1] 杨 渺,李贤伟,张 健,等. 植被覆盖变化过程中土壤有机碳库动态及其影响因素研究进展[J]. 草业学报, 2007, 16(4): 126-138.
YANG Miao, LI Xian-wei, ZHANG Jian, et al. Review of soil organic carbon dynamic progress and the impact factors during herbaceous and woody vegetation types conversation[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2007, 16(4): 126-138.

[2] 王志明,朱培立,黄东迈. ¹⁴C 标记秸秆碳素在淹水土壤中的转化与平衡[J]. 江苏农业学报, 1998, 14(2): 112-117.
WANG Zhi-ming, ZHU Pei-li, HUANG Dong-mai. Carbon transformation and balance of ¹⁴C-labelled straw in submerged soils [J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 1998, 14(2): 112-117.

[3] Gartner T B, Cardon Z G. Decomposition dynamics in mixed species leaf litter[J]. *Oikos*, 2004, 104: 230-246.

[4] Hobbie S E, Gouhg L. Litter decomposition in moist acidic and nonacidic tundra with different glacial histories[J]. *Oecologia*, 2004, 140: 113-

- 124.
- [5] Robinson C H. Controls on decomposition and soil nitrogen availability at high latitudes[J]. *Plant and Soil*, 2002, 242:65–81.
- [6] Laiho R, Laine J, Trettin C C, et al. Scot pine litter decomposition a long drainage succession and soil nutrient gradients in peat land forest sand the effects of inter annual weather variation[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36:1095–1109.
- [7] Hoorens B, Aerts R, Stroeteng M. Dose initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition[J]. *Oecologia*, 2003, 137:578–586.
- [8] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304:1623–1627.
- [9] Schlesinger W H, Andrews J A. Soil respiration and the global carbon cycle[J]. *Biochemistry*, 2000, 48:7–20.
- [10] Smith P. Carbon sequestration in croplands: The potential in European and the global context[J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20:229–236.
- [11] 王克林, 苏以荣, 曾馥平, 等. 西南喀斯特典型生态系统土壤特征与植被适应性恢复研究[J]. 农业现代化研究, 2008, 29(6):641–645.
WANG Ke-lin, SU Yi-rong, ZENG Fu-ping, et al. Ecological process and vegetation restoration in karst region of Southwest China [J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2008, 29(6):641–645.
- [12] 彭晚霞, 王克林, 宋同清, 等. 喀斯特脆弱生态系统复合退化控制与重建模式[J]. 生态学报, 2008, 28(2):811–820.
PENG Wan-xia, WANG Ke-lin, SONG Tong-qing, et al. Controlling and restoration models of complex degradation of vulnerable karst ecosystem[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2):811–820.
- [13] 陈锦盈, 孙波, 李忠佩, 等. 不同土地利用类型土壤有机碳各库大小及分解动态[J]. 水土保持学报, 2008, 22(1):91–95.
CHEN Jin-ying, SUN Bo, LI Zhong-peí. Pool size of soil organic carbon and dynamics under different land use[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(1):91–95.
- [14] 朱书法, 刘丛强, 陶发祥, 等. 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.
ZHU Shu-fa, LIU Cong-qiang, TAO Fa-xiang, et al. Geochemical characteristics of stable carbon isotopes in soil organic matter from karst areas[J]. *Earth and Environment*, 2006, 34(3):51–58.
- [15] 邹军, 崔迎春, 刘延惠, 等. 退化喀斯特植被恢复过程中春季土壤呼吸特征研究[J]. 水土保持学报, 2008, 22(2):195–201.
ZOU Jun, CUI Ying-chun, LIU Yan-hui, et al. Study on soil respiration characteristic of karst degeneration vegetation recovery procedure in spring[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(2):195–201.
- [16] 成永生. 我国喀斯特石漠化研究现状及未来趋势[J]. 地球与环境, 2008, 36(4):356–362.
CHENG Yong-sheng. Current status and development trends of rocky desertification in China[J]. *Earth and Environment*, 2008, 36(4):356–362.
- [17] 刘微, 吕豪豪, 陈英旭, 等. 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.
LIU Wei, LÜ Hao-hao, CHEN Ying-xu, et al. Application of stable carbon isotope technique in the research of carbon cycling in soil-plant system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(3):674–680.
- [18] Wu J. The turnover of organic C in soil[D]. University of Reading, 1990.
- [19] Wu J, Joergensen R G, Birgit Pommerening, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: An automated procedure[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(8):1167–1169.
- [20] Wu J, O'Donnell A G. Procedure for the simultaneous analysis of total and radioactive carbon in soil and plant materials[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29(2):199–202.
- [21] 宋照亮, 刘丛强, 彭渤, 等. 逐级提取(SEE)技术及其在沉积物和土壤元素形态研究中的应用[J]. 地球与环境, 2004, 32(2):70–77.
SONG Zhao-liang, LIU Cong-qiang, PENG Bo, et al. Sequential extraction(SEE) technology and its applications to sediment and soil element speciation studies[J]. *Earth and Environment*. 2004 32(2):70–77.
- [22] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海:上海科学技术出版社, 1978:132–202.
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science. Physical and chemical analysis methods of soils [M]. Shanghai:Shanghai Science and Technology Press, 1978:132–202.
- [23] Jenkinson D S, Ladd J N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover[C]//Paul E A, Ladd J N.eds. *Soil Biochemistry*, 1981:415–471.
- [24] Jenkinson, et al. Soil respiration and the measurement of microbial biomass C by the fumigation technique in fresh and in air-dried soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(2):153–158.
- [25] Isabelle B, Olivier D, Bruno M. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39:276–288.
- [26] Van Veen J A, Ladd J N, Amato M. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with ^{14}C (U) glucose and ^{15}N (NH_4) $_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17:747–756.
- [27] 吴金水, 肖和艾. 土壤微生物生物量碳的表观周转时间测定方法[J]. 土壤学报, 2004, 41(3):401–407.
WU Jin-shui, XIAO He-ai. Measuring the gross turnover time of soil microbial biomass C under incubation[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3):401–407.
- [28] Jenkinson D S, Ayanba A. Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions[J]. *Soil Sci Soc*, 1977, 41:912–915.
- [29] Cooby P N, et al. Kinetics of glucose uptake by soil microorganisms[J]. *Soil Biol Biochem*, 1986, 18:283–289.
- [30] Wu J, Brookes P C, Jenkinson D S. Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 1993, 25(10):1435–1441.
- [31] Broadbent F E, Bartholomew W V. The effect of quantity of plant material added to soil on its rate of decomposition[J]. *Soil Sci Soc*, 1948, 13:271–274.
- [32] 王德光, 赵妙珍, 陈德富. 绿萍的矿化和养分释放动态的研究[J]. 土壤通报, 1985, 16(5):226–229.
WANG De-guang, ZHAO Miao-zhen, CHEN De-fu. Mineralization of duckweed and dynamic of nutrient release [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1985, 16(5):226–229.