

# 广西典型喀斯特地区深层土壤有机碳矿化及其影响因素<sup>\*</sup>

肖伟<sup>1,2,4</sup> 苏以荣<sup>1,4</sup> 梁士楚<sup>2</sup> 冯书珍<sup>1,2,4</sup> 葛云辉<sup>1,3,4</sup> 陈香碧<sup>1,4</sup> 李扬<sup>1,4</sup> 何寻阳<sup>1,4\*\*</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; <sup>2</sup>广西师范大学生命科学学院, 广西桂林 541004; <sup>3</sup>湖南农业大学, 长沙 410125; <sup>4</sup>中国科学院环江喀斯特农业生态试验站, 广西环江 547100)

**摘要** 以广西典型峰丛洼地草地和原生林深层土壤(70~100 cm)为对象,利用微生物交叉接种培养试验,研究不同土地利用类型、土壤微生物群落和通气条件对深层土壤有机碳矿化的影响。在124 d的培养期内,微生物接种改变了0~28 d原生林和0~81 d草地深层土壤有机碳矿化速率,而通气条件变化对这一过程没有明显影响。3因素方差分析结果显示,深层土壤有机碳累积矿化率受土地利用类型、微生物群落和通气条件的影响显著( $P < 0.01$ ),且存在3因素间交互效应。研究结果对于深入认识喀斯特深层土壤有机碳稳定机制和评估碳储量及其周转具有重要意义。

**关键词** 深层土壤; 有机碳矿化; 土地利用类型; 微生物群落; 通气条件

**中图分类号** S154.1 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2012)4-0981-06

**Organic carbon mineralization in deep soil layers in typical karst region of Guangxi, South China and related affecting factors.** XIAO Wei<sup>1,2,4</sup>, SU Yi-rong<sup>1,4</sup>, LIANG Shi-chu<sup>2</sup>, FENG Shu-zhen<sup>1,2,4</sup>, GE Yun-hui<sup>1,3,4</sup>, CHEN Xiang-bi<sup>1,4</sup>, LI Yang<sup>1,4</sup>, HE Xun-yang<sup>1,4\*\*</sup>

(<sup>1</sup>Laboratory for Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; <sup>2</sup>Guangxi Normal University, Guilin 541004, Guangxi, China; <sup>3</sup>Agricultural University of Hunan, Changsha 410125, China; <sup>4</sup>Huanjiang Observation and Research Station for Karst Ecosystems, Chinese Academy of Sciences, Huanjiang 547100, Guangxi, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(4): 981–986.

**Abstract:** Organic carbon in deep soil layer is a component of soil carbon pool, and its mineralization contributes to the carbon cycle of the whole soil ecosystem. Taking the deep soil layers (70–100 cm) in the grassland and primary forest in typical karst peak-cluster depression area of Guangxi as test objects, and by the method of microbial cross-inoculation and incubation, this paper studied the effects of land use type, soil microbial community, and aeration condition on the organic carbon mineralization in deep soil layer. Within the incubation period of 124 days, microbial inoculation altered the mineralization rate of the organic carbon in deep soil layer of primary forest in 0–28 days and that of grassland in 0–81 days, but aeration condition had little effects. The ANOVA analysis showed that land use type, soil microbial community, and aeration condition had significant effects on the accumulative organic carbon mineralization rate in deep soil layer, and there existed interactions among the three factors. These findings would be helpful to the further understanding on the stability mechanism and turnover of deep soil organic carbon in karst region.

**Key words:** deep soil layer; organic carbon mineralization; land use type; microbial community; aeration condition.

<sup>\*</sup> 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05070403)、中国科学院知识创新重大项目(KZCX2-XB3-10)、国家自然科学基金项目(30970538, 30800162, 41171246)和中国科学院亚热带农业生态研究所青年人才领域前沿项目(ISACX-LYQY-QN-1101)资助。

<sup>\*\*</sup> 通讯作者 E-mail: hbbpjhn@163.com

收稿日期: 2011-10-10 接受日期: 2011-12-19

深层土壤通常是指表土面 20 cm 以下的土壤,其土壤有机碳是局部和区域碳循环的重要组成部分 (Jobbagy & Jackson, 2000)。在我国, 50 ~ 100 cm 土层深度的土壤有机碳储量占 0 ~ 100 cm 土壤总有机碳储量的 26% (Wang *et al.*, 2004)。深层土壤有机碳组成及含量由其来源决定 (Rumpel & Kögel-Knabner, 2010), 如不同土地利用类型的植被类型差异导致了有机碳特征差异 (Merilä *et al.*, 2010), 且深层土壤有机碳矿化速率要显著低于表层 (Gill *et al.*, 2002)。Rumpel 等 (2010) 认为这些差异是由于深层土壤特殊的环境条件以及有机碳与微生物间的物理隔离所致, 而 Fontaine 等 (2007) 则认为是深层土壤缺乏外源新鲜有机碳, 导致微生物新陈代谢受限制。这 2 种解释都涉及了微生物群落对深层有机碳矿化的影响。另外, 微生物的数量及其活性随着土壤的深度而降低 (Eklund *et al.*, 2001), 这可能受到深层土壤低的氧气浓度限制 (Rumpel & Kögel-Knabner, 2010)。虽然陆续有研究者 (Jobbagy & Jackson, 2000; Fontaine *et al.*, 2007; 王征等, 2010; Salomé *et al.*, 2010) 对深层土壤有机碳周转速率的影响因素及稳定性机制进行了研究, 但目前综合土地利用类型、微生物群落和通气条件等因子对深层土壤有机碳矿化影响的研究还未见报道, 而这是全面评价土壤有机碳积累和周转等碳循环过程的重要组成部分。因此, 为了探索和完善土壤有机碳的周转与积累规律, 加深对深层土壤有机碳矿化、降解机制的认识显得尤为重要。

本研究以典型喀斯特区的原生林和草地深层土壤为研究对象, 探讨土地利用类型、微生物群落和通气条件 3 个影响因子对深层土壤有机碳矿化的影响, 为深化对土壤有机碳关键生态过程的认识和精确评估区域土壤碳储量提供理论依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 自然概况

研究区位于广西壮族自治区环江毛南族自治县下南乡西南部生态移民区的古周村 (107°55' E, 24°50' N) 及木论国家级自然保护区 (107°53' E—108°05' E, 25°06' N—25°12' N)。古周属于典型喀斯特峰丛洼地景观, 最低海拔 376 m, 最高海拔 816 m, 属亚热带季风气候, 多年平均气温 16.5 ~ 20.5 °C, 年平均降雨量为 1389.1 mm, 降水丰富但季节分布不均, 4—8 月的降雨量占全年降雨量的 70% 以上, 成

土母质主要为石灰岩, 土壤阳离子交换量高, 土体与基岩面过度清晰。自然植被以灌木群落和草丛群落为主, 主要为喜钙、耐旱、耐瘠的先锋树种和草类, 广泛分布在岩石裸露、土层浅薄的坡地。木论国家级自然保护区与古周研究区相距 30 km, 气候条件与古周研究区大致相同, 年降雨量为 530 ~ 1820 mm, 雨季 (4—8 月) 占全年降雨量的 73.7%, 旱季 (9 月—次年 3 月) 占 26.3%。地形以峰丛-洼地为主, 海拔 400 ~ 1000 m。区内石山裸露面达 80% ~ 90%, 土被面积不足 20%, 且土壤仅分布于岩石缝隙间, 只有洼地或谷地才有成片土壤。林区土壤类型简单, 主要为石灰土和零星分布的硅质土, 均属非地带性土壤。木论喀斯特林区属中亚热带石灰岩常绿落叶阔叶混交林, 是隐域性的石灰岩森林植被顶极群落, 几乎未受人类干扰。

### 1.2 野外取样

在古周草丛 (T) 和木论原生林 (PF) 研究区分别选取 3 条从山脚到山顶的样带 (1 条主样带和 2 条辅助样带)。主样带中, 从山脚到山顶等距选取 5 到 6 个大样方 (20 m × 30 m), 辅助样带则等距选取 3 个大样方。每个大样平均分成 4 个小样方, 每个大样方采集一个土壤剖面, 按 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30、30 ~ 50、50 ~ 70、70 ~ 100 cm 分层采集土样, 并测定各土层土壤容重 (环刀法)。将采集的土样用封口袋 (2 kg) 封装带回实验室, 部分样品保存在 4 °C 冰箱中供土壤微生物指标分析。余下土壤样品过 2 mm 筛, 并风干, 用于土壤理化性质分析。

### 1.3 样品分析及其培养实验

**1.3.1 供试土壤** 选择草地和原生林土壤剖面 (上、中和下坡各一个) 的 70 ~ 100 cm 为供试土壤, 编号分别记为 STD<sub>1-3</sub> 和 SPFD<sub>1-3</sub>。考虑实验强度和实验目的等因素, 将同一植被类型的上、中和下坡同一层位的 3 个土壤按容重比例充分混合成一个混合样品, 共计 2 个混合样品 (编号分别记为 STD 和 SPFD), 相应 2 个微生物群落 (与 STD<sub>1-3</sub> 和 SPFD<sub>1-3</sub> 相对应, 低温保存、按容重比例充分混合的混合样, 编号记为 MTD 和 MPFD)。土壤基本理化性质见表 1。

**1.3.2 交叉接种好氧培养实验** 将待接种的土壤样品在灭菌锅 (120 °C, 30 min) 中连续灭菌 3 d (1 天 1 次), 调节含水量至田间持水量的 60%, 每种土壤分成 9 份, 其中 3 份每份 200 g (干重) 设为对照 (不接种微生物), 另外 6 份每份 195 g (干重), 分别接种 5 g (干重) 未灭菌的原生林和草地深层土壤各

表 1 供试土壤主要理化性质  
Table 1 Several characteristics of the two experimental soils

土地利用 类型	有机质 OM (g · kg <sup>-1</sup> )	全氮 TN (g · kg <sup>-1</sup> )	全磷 TP (g · kg <sup>-1</sup> )	全钾 TK (g · kg <sup>-1</sup> )	pH	微生物量碳 MBC (mg · kg <sup>-1</sup> )
原生林	27.80±3.37 a	1.97±0.25 a	0.60±0.12 a	0.75±0.01 a	6.97±0.46 a	204.05±39.03 a
草地	17.90±4.92 b	0.69±0.27 b	0.36±0.03 b	1.25±0.17 b	6.46±0.37 a	22.37±4.66 b

同列不同字母表示 2 种土壤间该性质差异显著 ( $P<0.05$ )。

3 份,并充分混合,共计 18 份,即 2 种土壤×3 个接种水平(不接种、接 MTD、接 MPFD)×3 个重复,同时设置 5 个空白,用石英砂代替土壤。在培养前取出 150 g(干重)土壤分装保存,备用。

每份样品分别置于 1 个密闭的 1 L 广口瓶中(内置一盛有 1 M NaOH 溶液 20 ml 小广口瓶),广口瓶底部有 10 ml 的去离子水,以维持瓶内的空气饱和湿度。放置在 25 °C ± 0.5 °C 的恒温箱中培养,于试验开始第 1、3、7、14、28、49、81 和 124 d 检测并计算土壤呼吸放出 CO<sub>2</sub> 的量(每隔 5 d 换气一次,无菌操作台上进行)。

**1.3.3 交叉接种厌氧培养实验** 在好气培养装置的基础上,再在广口硅橡胶塞的两边打 2 个孔,插入玻璃管,一根较长,距瓶底 5 cm,作为氮气进口,一根较短,稍稍插入培养瓶即可,作为氮气出口。每次放入 NaOH 瓶后,立即通过氮气进口用高纯氮气冲洗 15 min,驱尽瓶内原有气体,然后将管口所接橡皮管夹紧,造成充分的厌氧培养条件。其他操作与好氧培养实验相同。

**1.3.4 测定指标及方法** 土壤基本性质的测定:pH 值采用 pH 计测定(土水比为 1 : 2.5);有机质用重铬酸钾容量法;全 N 用半微量凯氏法;含水量采用 105 °C 烘干法。

微生物量碳测定采用氯仿熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 法(Wu *et al.*, 1990):提取液中 C 采用总有机碳自动分析仪(Shimazu TOC2500,日本购置)测定,土壤微生物量碳的计算:

$$MBC = EC / k_{EC}$$

式中,EC=熏蒸土壤浸提的有机碳-不熏蒸土壤浸提的有机碳,k<sub>EC</sub>为转换系数,取值 0.45。

土壤有机碳矿化土壤的 CO<sub>2</sub> 采用 Phoenix 8000 碳-自动分析仪(TOC)测定,有机碳的矿化量(mg · kg<sup>-1</sup>)= TOC 测定值×吸收液稀释倍数×吸收液体积/土样干重;矿化速率(mg · kg<sup>-1</sup> · d<sup>-1</sup>)= 矿化量/培养时间。累积矿化量(mg · kg<sup>-1</sup>)为从培养开始到某个时间点释放的 CO<sub>2</sub> 之和;累积矿化率为累积矿

化量占土壤总有机碳量的百分比。

**1.3.5 数据处理** 用 SPSS 16.0 和 Excel 2007 做统计分析和制图。以土地利用类型、微生物群落和通气条件作为处理因子对有机碳累积矿化率进行多因素方差分析,处理间的多重比较用 S-N-K 法 ( $P<0.05$ ),单因素采用独立样本 *t* 检验进行比较。

2 结果与分析

2.1 深层土壤有机碳矿化过程对接种微生物群落和通气条件的响应

总体上,2 深层土壤在微生物接种处理后,不同通气条件下有机碳矿化速率变化过程趋于一致。土壤培养前期(28 d),不同微生物接种处理后的有机碳矿化速率变化差异显著,接种原生林底层微生物群落(MPFD)后 2 深层土壤有机碳矿化速率最快达到峰值。培养中期(28 ~ 81 d),除草地底层土壤不

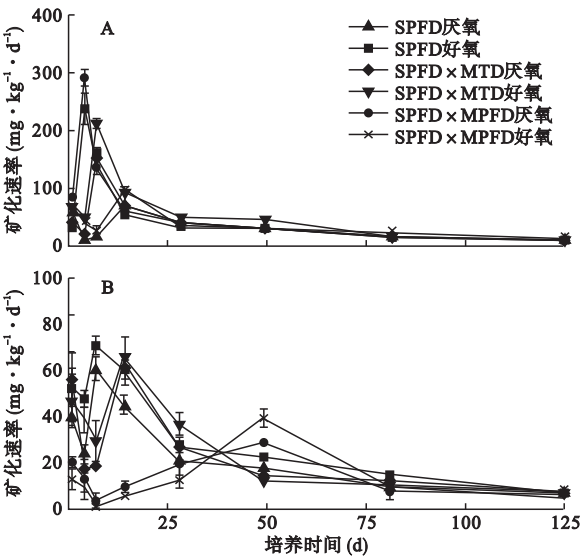


图 1 原生林(A)和草地(B)土壤有机碳在不同通气条件和微生物群落接种条件下矿化速率变化

Fig.1 Dynamics of the mineralization rate of soil organic carbon in primary forest (A) and tussock (B) ecosystem under different microbial community inoculation and different oxygen concentration

STD、SPFD 代表草地、原生林深层土壤;MTD、MPFD 代表草地、原生林深层微生物群落。



表 2 不同因素对土壤有机碳累积矿化率影响的方差分析  
Table 2 Results of three factors and their interaction on accumulative mineralization rate of soil organic carbon by ANOVA

项目	土地利用类型	微生物群落	通气条件
土地利用类型	28.191 **		
微生物群落	2.407	24.132 **	
通气条件	2.161	2.320	11.856 **

\*\*  $P<0.01$ 。

接种处理外,土壤有机碳矿化速率均呈缓慢下降趋势。在 81 d 后,土壤有机碳矿化速率均趋于平稳。

2.2 土地利用类型、微生物群落和通气条件对土壤累积矿化率的交互作用

3 因素方差分析(表 2)结果表明,在培养 124 d 时,土壤利用类型、微生物群落和通气条件对有机碳累积矿化率的影响都达到了极显著水平( $P<0.01$ ), 3 因素两两交互作用对有机碳累积矿化率影响不显著( $P>0.05$ ),而 3 个因素交互作用明显( $F=10.236, P<0.01$ )。

2.2.1 深层土壤有机碳累积矿化率对微生物群落、通气条件和土地利用类型的响应 无论是好氧还是厌氧条件,2 种土壤对微生物群落的接种具有不同的响应:好氧条件下,原生林深层土壤接种草地微生物群落(MTD)的有机碳累积矿化速率显著高于接种本土微生物群落(MPFD)和对照(图 2),而草地土壤 3 个处理间两两差异显著;厌氧条件下,原生林土壤接种本土微生物的有机碳累积矿化速率明显高于不接种处理,与接种草地微生物群落的累积矿化速率没有显著差异,而草地土壤 3 个处理的累积矿化速率之间没有统计学差异。同时,两深层土壤在接种异源微生物(SPFD×MTD 和 STD×MPFD)后,好氧条件下的有机碳累积矿化率显著高于厌氧培养条件(实线标注),而在不接微生物和接种同源微生物条件下,通气条件改变对于有机碳累积矿化率影响不显著(图 2)。

无论是草地还是原生林,不同通气条件下对微生物群落接种具有不同的响应:好氧情况下,两土壤在接种原生林微生物群落(MPFD)后累积矿化率没有显著差异,另外 2 种微生物群落接种处理下,原生林深层土壤有机碳累积矿化率显著大于草地(虚线标注)。厌氧条件下,接种原生林微生物群落(MPFD)后,原生林深层土壤有机碳累积矿化率显著高于草地土壤(虚线标注),而在接种草地微生物(MTD)和不接种处理下,2 种土壤有机碳累积矿化

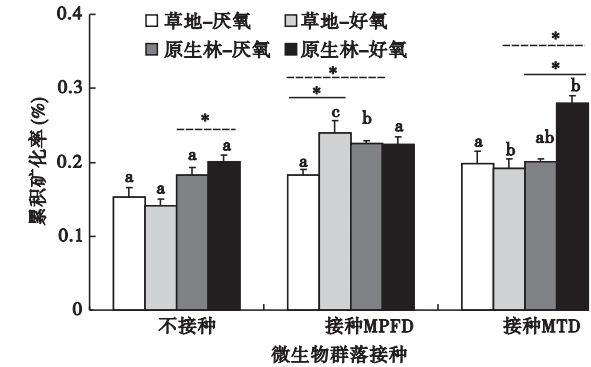


图 2 培养期内不同处理土壤有机碳的累积矿化率比较  
Fig. 2 Comparisons of the accumulative mineralization rate of soil organic carbon in different treatments

STD、SPFD 代表草地、原生林深层土壤,MTD、MPFD 代表草地、原生林深层微生物群落;数值为平均值±标准误;不同字母表示相同土地利用类型和通气条件下各微生物接种处理间的差异显著( $P<0.05$ ); \* 表示累积矿化率差异显著( $P<0.05$ );——表示不同通气条件  $t$ -检验结果;---表示不同土地利用类型  $t$  检验结果。

率没有显著差异。

3 讨论

3.1 微生物对有机碳矿化影响

2 种土壤在接种异源微生物群落后矿化速率均出现了短暂的减小期(图 1),这可能是微生物对基质利用具有选择性(Six *et al.*, 2006),而接种同源微生物群落后两土壤有机碳矿化速率变化不一,原因还有待探索。而随后矿化速率“爆发式”增大的原因则非常复杂。Guerrero 等(2005)和 Xiang 等(2008)认为,土壤湿热灭菌刺激了微生物的生长,同时过筛造成土壤的扰动也增加了微生物的活性(Salomé *et al.*, 2010),导致幸存和外源微生物可以直接利用死的微生物残体而释放出大量  $\text{CO}_2$ 。而 Fontaine 等(2005)则认为,微生物残体的纤维素对深层有机碳矿化具有“启动效应”,直接导致有机物在短期被快速利用释放出大量的  $\text{CO}_2$ 。在后期随着微生物底物被逐渐利用,微生物活性稳定下来,矿化速率趋于平稳(Six *et al.*, 2006)。

研究证实,微生物群落对有机碳累积矿化率的影响显著( $P<0.01$ ,表 2,图 2)。Addiscott(2010)提出的“监管控制”理论认为,土壤有机质的矿化主要是由 2 个过程同时控制的:1)不稳定物的氧化、水解、解吸和扩散;2)微生物的数量、类群结构和代谢活动(Ekschmitt *et al.*, 2005; Fontaine & Barot, 2005)。前一过程主要是把微生物不能直接利用的物质转变成微生物可直接利用的底物(Kemmitt *et*

*al.*, 2008), 这种转化速度被长期稳定在一定水平上 (Falloon & Smith, 2000), 而后一过程 (生物过程) 主要受制于土壤微生物 (Brookes *et al.*, 2008), 并且微生物群落的丰度和结构决定这一过程的进程 (Kuzakov *et al.*, 2009)。很显然, 由于不同的微生物群落具有不同的底物利用能力和能量转化效率, 再加上深层环境条件的制约 (Blume *et al.*, 2002), 这种差异必然影响土壤有机质的形成和分解 (Blume *et al.*, 2002; Fontaine *et al.*, 2003)。

### 3.2 通气条件对有机碳累积矿化影响

尽管在培养期内, 通气条件的改变并没有影响到草地和原生林土壤有机碳矿化的变化趋势 (图 1), 但显著影响了土壤有机碳累积矿化率 (表 2)。对于氧气浓度对土壤有机碳矿化的影响目前还没有统一结论, Rumpel 等 (2010) 认为, 底层土壤特殊的环境条件会影响微生物对有机质的利用, 且低浓度氧气水平可能是土壤有机碳周转速度慢的影响因子, 但 Salomé 等 (2010) 却认为, 低的氧气浓度不会限制深层土壤有机碳矿化。研究发现, 当草地和原生林土壤接种异源微生物群落时, 通气条件的改变才会对土壤有机碳的累积矿化速率产生显著差异, 而接种同源微生物或不接种微生物时, 通气条件的影响并不显著 (图 2)。因此, 氧气浓度对土壤有机碳矿化的影响应该考虑土壤微生物群落结构, 上述氧气浓度对土壤有机碳矿化影响观点不一的原因可能就在于此。

### 3.3 土地利用类型对有机碳累积矿化的影响

深层土壤有机碳矿化受土地利用类型 (草地和原生林) 的显著影响, 主要原因是深层土壤有机质的特征受到植被的影响。研究表明, 土壤有机质的特征是与土壤植被结构密切相关 (Merilä *et al.*, 2010), 土地利用类型和植被类型的改变直接导致凋落物性质的改变 (苏永中等, 2004; 戴慧等, 2007), 而不同植被凋落物根系残渣和渗出液通过根系通道或干扰作用到达深层土壤 (Rumpel & Kögel-Knabner, 2010), 故原生林底层土壤有机质含量显著高于草地 (表 1)。Fontaine 等 (2007) 认为, 底层有机碳矿化是由新鲜有机碳所控制, 土地利用类型的改变会促进深层土壤新鲜碳的分配从而导致深层碳的流失, 而 Xiang 等 (2008) 认为, 底层土壤有机碳的稳定机制是分解者和基质的物理隔离所致。本研究中, 2 种土地利用类型深层土壤有机碳的矿化动态不同 (图 1), 且对通气条件和微生物接种的

响应不一, 可能主要是土地利用类型造成土壤中有有机碳的质量不同及微生物生长所须养分 (氮磷等) 的显著差异所引起 (表 1)。

## 4 结 论

研究证实了土地利用类型、微生物群落和通气条件会显著影响深层土壤有机碳的矿化, 但喀斯特深层土壤有机碳累积和周转是受多个因子共同影响, 其各个因子的相互作用还有待于深入研究。土地利用类型和微生物群落结构的变化是影响深层土壤有机碳周转的直接因素, 加强对喀斯特深层土壤有机碳稳定机制的认识和了解, 对于综合治理生态环境和评估碳储量提供理论依据是很有必要的。

**致 谢** 感谢中国科学院亚热带农业生态研究所陈彩艳研究员帮助修改英文摘要!

## 参考文献

- 戴 慧, 王希华, 阎恩荣. 2007. 浙江天童土地利用方式对土壤有机碳矿化的影响. *生态学杂志*, **26**(7): 1021–1026.
- 苏永中, 赵哈林, 张铜会, 等. 2004. 不同退化沙地土壤碳的矿化潜力. *生态学报*, **24**(2): 372–377.
- 王 征, 刘国彬, 许明祥. 2010. 黄土丘陵区植被恢复对深层土壤有机碳的影响. *生态学报*, **30**(14): 3947–3952.
- Addiscott TM. 2010. Soil mineralization: An emergent process? *Geoderma*, **160**: 31–35.
- Blume E, Bischoff M, Reichert J, *et al.* 2002. Surface and subsurface microbial biomass, community structure and metabolic activity as a function of soil depth and season. *Applied Soil Ecology*, **20**: 171–181.
- Brookes PC, Kemmitt SJ, Addiscott TM, *et al.* 2009. Reply to Kuzakov *et al.*'s comments on our paper: 'Kemmitt SJ, Lanyon CV, Waite IS, Wen Q, Addiscott TM, Bird NRA, O'Donnell AG, Brookes PC. 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: A new perspective. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 61–. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**: 440–443.
- Eklund F, Ronn R, Christensen S. 2001. Distribution with depth of protozoa, bacteria and fungi in soil profiles from three Danish forest sites. *Soil Biology and Biochemistry*, **33**: 475–481.
- Ekschmitt K, Liu M, Vetter S, *et al.* 2005. Strategies used by the soil biota to overcome soil organic matter stability: Why is dead organic matter left over in soil? *Geoderma*, **128**: 167–176.
- Falloon PD, Smith P. 2000. Modelling refractory soil organic matter. *Biology and Fertility of Soils*, **30**: 388–398.
- Fontaine S, Barot S, Barré P, *et al.* 2007. Stability of organic

- carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, **450**: 277–281.
- Fontaine S, Barot S. 2005. Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecology Letters*, **8**: 1075–1087.
- Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. 2003. The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, **35**: 837–843.
- Gill RA, Burke IC. 2002. Influence of soil depth on the decomposition of *Bouteloua gracilis* roots in the shortgrass steppe. *Plant and Soil*, **241**: 233–242.
- Guerrero C, Mataix-Solera J, Gómez I, et al. 2005. Microbial recolonization and chemical changes in soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, **14**: 385–400.
- Jobbagy EG, Jackson RB. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, **10**: 423–436.
- Kemmitt SJ, Lanyon CV, Waite IS, et al. 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: A new perspective. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 61–73.
- Kuzyakov Y, Blagodatskaya E, Blagodatsky S. 2009. Comments on the paper by Kemmitt et al. 2008 ‘Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: A new perspective’ [Soil Biology and Biochemistry, 40: 61–73]: The biology of the Regulatory Gate. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**: 435–439.
- Merilä P, Malmivaara-Lämsä M, Spetz P. 2010. Soil organic matter quality as a link between microbial community structure and vegetation composition along a successional gradient in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, **46**: 259–267.
- Rumpel C, Eusterhues K, Kögel-Knabner I. 2010. Noncellulosic neutral sugar contribution to mineral associated organic matter in top and subsoil horizons of two acid forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**: 379–382.
- Rumpel C, Kögel-Knabner I. 2010. Deep soil organic matter: A key but poorly understood component of terrestrial cycle. *Plant and Soil*, **338**: 143–158.
- Six J, Frey SD, Thiet RK, et al. 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society America Journal*, **70**: 555–569.
- Salomé C, Nunan N, Pouteau V, et al. 2010. Carbon dynamics in top soil and in subsoil may be controlled by different regulatory mechanisms. *Global Change Biology*, **16**: 416–426.
- Wang SQ, Huang M, Shao XM, et al. 2004. Vertical distribution of soil organic carbon in China. *Environmental Management*, **33**: 200–209.
- Wu J, Joergensen RG, Pommerening B, et al. 1990. Measurement of soil microbial biomass by fumigation-extraction: An automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry*, **22**: 1167–1169.
- Xiang SR, Doyle A, Holden PA, et al. 2008. Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface California grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 2281–2289.

---

作者简介 肖伟,男,1986年生,硕士,主要从事土壤生态学研究。E-mail: xiaowei9695@163.com

责任编辑 王伟

---