#### DOI: 10.20103/j.stxb.202403250614

黎俊,杜馨如,莫小亮,张婷,黄婧,贺同鑫,裴广廷,宋立全,孙立飞,孙建飞,胡宝清,张伟东.喀斯特不同土地利用方式土壤有机碳矿化特征及其 影响因素.生态学报,2025,45(2):730-742.

Li J, Du X R, Mo X L, Zhang T, Huang J, He T X, Pei G T, Song L Q, Sun L F, Sun J F, Hu B Q, Zhang W D.Characteristics of soil organic carbon mineralization and its influencing factors under different land use types in karst areas. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(2):730-742.

# 喀斯特不同土地利用方式土壤有机碳矿化特征及其影 响因素

# 

1 南宁师范大学北部湾环境演变与资源利用教育部重点实验室,广西地表过程与智能模拟重点实验室,南宁 530001

2 南宁师范大学地理科学与规划学院,南宁 530001

3 弄岗喀斯特生态系统广西野外科学观测研究站,崇左 532499

4 中国科学院会同森林生态实验站,亚热带森林生态系统结构与服务功能湖南省重点实验室,会同 418307

摘要:土壤有机碳(SOC)矿化直接影响土壤养分循环和大气 CO<sub>2</sub>浓度,对维持土壤肥力和全球碳循环具有不容忽视的影响。探 究喀斯特地区不同土地利用方式土壤有机碳矿化的特征及其影响因素,对深入理解喀斯特地区碳循环和石漠化生态恢复有重 要意义。在广西马山县选取 5 种不同土地利用方式(玉米地、草地、金银花、人工林和灌木林),通过为期 30 d 的矿化培养,结合 土壤性质、微生物群落结构等指标变化,探究不同土地利用方式 SOC 矿化特征及其调控机制。结果表明:(1)相较于玉米地而 言,灌木林和人工林的 SOC 矿化显著提高,而金银花和草地无显著差异。由于人工林 SOC 矿化潜力大且碳存留能力相对较弱, 在人为干扰或全球变化背景下更容易发生碳流失。而灌木林、草地和金银花具有较高的固碳能力,能存留更多的 SOC,因此可 作为石漠化区退耕还林的优选模式。(2)表层土壤的有机碳矿化高于深层土壤,但其高的碳输入、较低的有机碳矿化常数和相 当的固碳能力促进表层 SOC 存留。(3)冗余分析结果表明,土壤理化性质解释了 SOC 矿化特征的 65.50%,其中 SOC 微生物 碳、可溶性碳和 Ca<sup>2+</sup>是解释喀斯特 SOC 矿化的重要土壤因子。细菌和真菌群落结构分别解释了有 SOC 矿化特征的 66.50%和 19.80%,其中拟杆菌门细菌、放线菌门细菌和被孢霉门真菌是调控 SOC 矿化的主要微生物类群;而细菌多样性和真菌多样性对 土壤有机碳矿化特征的变化均无显著影响。综上,土地利用方式不同导致土壤碳底物和 Ca<sup>2+</sup>的变化影响微生物群落结构,特别 是特定微生物组群,进而调控 SOC 矿化。

关键词:喀斯特;土地利用方式;有机碳矿化;有机碳累积矿化率;土壤微生物

# Characteristics of soil organic carbon mineralization and its influencing factors under different land use types in karst areas

LI Jun<sup>1,2</sup>, DU Xinru<sup>1,2</sup>, MO Xiaoliang<sup>2</sup>, ZHANG Ting<sup>2</sup>, HUANG Jing<sup>2</sup>, HE Tongxin<sup>1,3,\*</sup>, PEI Guangting<sup>1,3</sup>, SONG Liquan<sup>2</sup>, SUN Lifei<sup>1</sup>, SUN Jianfei<sup>1,3</sup>, HU Baoqing<sup>1,3</sup>, ZHANG Weidong<sup>4</sup>

1 Key Laboratory of Environment Change and Resources Use in Beibu Gulf, Ministry of Education, Guangxi Key Laboratory of Earth Surface Processes and Intelligent Simulation Nanning Normal University, Nanning 530001, China

2 School of Geography and Planning, Nanning Normal University, Nanning 530001, China

3 Nonggang Karst Ecosystem Observation and Research Station of Guangxi, Chongzuo 532499, China

4 Huitong Experimental Station of Forest Ecology, Chinese Academy of Sciences, Huitong 418307, China

基金项目:广西重点基金(2020GXNSFDA238010);弄岗喀斯特生态系统广西野外科学观测研究站科研能力建设项目(桂科 23-026-273);国家自然科学基金(42061009)

收稿日期:2024-03-25; 网络出版日期:2024-10-11

\* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: htx@ nnnu.edu.cn

Abstract: Soil organic carbon mineralization is the main way of carbon output, which directly affects soil nutrient cycling and atmospheric CO<sub>2</sub> concentration, and plays an important role in maintaining soil fertility and global carbon cycling. It is of great significance to explore the characteristics of soil organic carbon mineralization and influencing factors under different land use types, which is beneficial to understand the carbon cycling and ecological restoration in karst areas. Five land use types (corn field, grassland, Lonicera Japonica, planted forest and shrubland) were selected in Mashan County, Guangxi. The mineralization culture was carried out for 30 days, and the changes in soil and microbial properties were measured, which were used to analyze characteristics of soil organic carbon mineralization and its influencing factors under different land use types in karst areas. The results showed that: (1) Soil organic carbon mineralization significantly increased in the shrubland and planted forest compared with corn field, while there was no difference in grassland and Lonicera Japonica. However, the carbon mineralization potential of planted forest was larger and the carbon retention capacity was relatively weaker compared to other land use types, indicating that the high carbon loss potential in planted forest under human disturbance and global changes. High carbon sequestration capacity occurred in shrubland, grassland and Lonicera Japonica, indicating that the three land use types can retain more soil organic carbon. Thus, these can be used as the optimized model for Grain for Green in rocky desertification areas. (2) soil organic carbon mineralization in surface soil was higher than that in deep soil, but the higher carbon input, the lower soil organic carbon mineralization constant and the same carbon sequestration capacity promoted the retention of soil organic carbon in surface soil. (3) Redundancy analysis results showed that soil properties explained 65.50% of the changes in soil organic carbon mineralization characteristics, and SOC, MBC, DOC and Ca<sup>2+</sup> were important soil factors in regulating soil organic carbon mineralization. The community structure of bacteria and fungi explained 66.50% and 19.80% of the changes in soil organic carbon mineralization characteristics, respectively. Moreover, Bacteroidetes, Actinobacteria and Mortierella were the main microbial groups regulating soil organic carbon mineralization. However, diversity of bacteria and fungi had no significant effect on the changes of soil organic carbon mineralization characteristics. In summary, land use types resulted in the changes in soil carbon substrates and Ca<sup>2+</sup> content, which affected microbial community structure, especially, some specific microbial phyla, thereby regulating soil organic carbon mineralization.

Key Words: karst; land use; SOC mineralization; cumulative mineralization rates of SOC; soil microorganisms

有机碳(SOC)是土壤最为重要的物质基础,不仅影响着土壤结构的形成与稳定,土壤养分有效性和生物 多样性,对缓解土壤退化和调节土壤生产力发挥重要作用;而且 SOC 是土壤生物地球化学循环的主要成分之 一,对全球气候变化具有重要的反馈影响<sup>[1]</sup>。SOC 含量由输入和输出过程共同决定<sup>[2-4]</sup>,SOC 矿化是碳输出 的主要方式。SOC 矿化是土壤微生物分解和利用土壤有机质并释放 CO<sub>2</sub>的过程<sup>[5]</sup>,受土壤有机碳、可溶性碳 (DOC)、氮素有效性、pH、土壤水分、温度和微生物等多种因素调控<sup>[6-11]</sup>。土地利用方式转变通过影响底物 有效性、土壤环境和微生物等,调控土壤有机碳矿化<sup>[12-13]</sup>。但是,不同土地利用方式对土壤碳源汇转变的影 响存在很大差异<sup>[14-16]</sup>,其关键调控因素存在区域特征<sup>[17]</sup>。

喀斯特生态系统发育于特殊的碳酸盐岩地质,具有强烈的岩溶作用,生态系统极为脆弱,其发育的土壤土 层浅薄,富钙偏碱<sup>[18]</sup>,土壤放线菌比例高<sup>[19]</sup>。特殊的土壤条件可能导致喀斯特地区 SOC 矿化过程有别于其 它生态系统。历史上,西南喀斯特区曾经历严重的石漠化。自 20 世纪 90 年代以来,国家采取退耕还林还草 等一系列生态工程措施促进石漠化恢复<sup>[18]</sup>,形成了草灌乔等不同的土地利用方式。基于此,本研究选取广西 马山县 5 种代表性土地利用方式(玉米地、草地、金银花、人工林和灌木林),分析不同土地利用方式 SOC 矿化 特征,揭示调控 SOC 矿化的土壤性质和微生物类群,以期优化喀斯特区土地利用方式,增加土壤肥力和固碳 潜力。

## 1 材料与方法

#### 1.1 研究区概况

研究区位于广西壮族自治区南宁市马山县(107°42′—108°30′E, 23°24′—24°02′N),属亚热带季风性气 候区,年平均气温为18.2—21.7℃,年降雨量为1249—1673 mm。该区地貌为典型的喀斯特峰丛洼地,土壤类 型以石灰土为主。研究区曾经历严重的石漠化,在近30年实施了退耕还林还草等一系列石漠化恢复生态工 程。因此,在旱作玉米退耕之后形成草灌乔等土地利用方式。在气候条件,地质背景和土地利用史相类似的 区域内选择草地、金银花、人工林和灌木林4种不同土地利用方式为研究对象,4种土地利用方式均是马山县 石漠化恢复代表性生态工程基地,以玉米地作为对照(图1、表1)。



图 1 研究区位置 Fig.1 The location of the study area

# 1.2 样品采集与处理

2018 年7月在广西壮族自治区南宁市马山县选择上述5种土地利用方式。玉米地作为对照,草地为玉 米地弃耕后自然演替而成;金银花种植园位于古朗屯,人工林位于石漠化适生树种造林示范基地;灌木林位于 弄拉自然保护区,是退化土地自然恢复而成。为保证样地间的可比性,研究区空间尺度选择较为适中(图1), 基本满足以下条件:(1)土地利用历史均为玉米地;(2)各样地均位于中下坡位,坡向为南坡;(3)各样地气候 因素基本一致;(4)土壤均为碳酸盐岩发育的石灰土(表2,10—20 cm 土壤 pH 均>7,呈碱性)。样地植被状况 详见表 1。

		Table 1	Basic information about the site
土地利用方式	经度	纬度	优势种
Type of land use	Longitude	Latitude	Dominant species
玉米地 Corn field	$108^{\circ}15'E$	23°40'N	玉米 Zea mays
草地 Grassland	108°17′E	23°37′N	斑茅、荩草、鬼针草、黄茅 Saccharum arundinaceum, Arthraxon hispidus, Bidens pilosa, Heteropogon contortus
金银花 Lonicera Japonica	108°17′E	23°41′N	金银花 Lonicera Japonica
人工林 Planted forest	108°18'E	23°38′N	任豆、光皮树、肥牛树、顶果树 Zenia insignis, Swida wilsoniana, Cephalomappa sinensis, Acrocarpus fraxinifolius
灌木林 Shrubland	108°19′E	23°39'N	黄荆、红背山麻秆、箬竹、苦楝、化香树、青冈栎 Vitex negundo, Alchornea trewioides, Indocalamus tessellatus, Melia azedarach, Platycarya strobilacea, Cyclobalanopsis glauca

表1 样地概况

每种土地利用方式根据实际情况设置 3 个 10 m × 10 m 样方,样方间相距约 20 m。每个样方内按 S 形取 样法用土钻采集 0—10 cm 和 10—20 cm 两个土层的土壤,将同一样方的土样分土层充分混合成两份土壤样 品,最终共获取 30 份土壤样品(5 种土地利用方式×2 个土层×3 个重复)。

采集的土壤样品挑除其中的石块、凋落物等杂质后过2 mm 筛,分成3 份。一份用于 SOC 矿化培养实验 和微生物碳(MBC)、可溶性有机碳(DOC)、铵态氮(NH₄-N)等指标的测定;一份保存于-80℃条件下,用于高 通量测序分析;一份自然风干,用于测定 SOC、总氮(TN)、交换性钙离子(Ca<sup>2+</sup>)含量和 pH 等。

1.3 土壤理化性质测定

土壤 SOC 含量测定时需要先用 0.5 mol/L 盐酸进行酸洗处理,去除土壤中无机碳,磨碎,元素分析仪 (Isoprime vario MACRO cube, Elementar, Germany)测定。TN 含量采用元素分析仪测定。土壤 MBC 采用氯仿 熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提法测定,具体为分别称取 20 g 新鲜土壤样品进行氯仿熏蒸和未熏蒸处理,用 0.5 mol/L K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液浸提,过滤,TOC 分析仪(Vario TOC select, Elementar, Germany)测定。未熏蒸 K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提液测定 DOC 含量。土壤 NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N 含量的测定方法为:称取 20 g 鲜土,加入 100 mL 浓度为 2 mol/L 的 KCI 溶液浸提,置于摇床 ( $25^{\circ}$ ,250 rpm)振荡 1 h,过滤后,连续流动分析仪(AA3,Bran-Luebbe Inc.,Germany)测定。交换性 Ca<sup>2+</sup>含量 的测定方法为:称取 5 g 风干土至慢速滤纸中,用 200 mL 1 mol/L 的乙酸铵溶液冲洗,定容至 250 mL,最后使 用火焰原子吸收光谱仪(240 AA,agilent,America)测定。土壤 pH 采用电极电位法(水土比为 2.5:1)测定。

1.4 土壤有机碳矿化测定

土壤有机碳矿化采用室内恒温碱液吸收法测定。称取过 2 mm 筛风干土样 100 g 于 1 L 塑料瓶中,去离 子水调节土壤湿度至田间持水量的 60%。在 25℃恒温培养箱内预培养 10 天,以恢复微生物活性。预培养结 束后,精确量取 10 mL 0.1 mol/L 的 NaOH 溶液置于 50 mL 广口瓶中,将装有 NaOH 溶液的广口瓶放入盛有土 样的 1 L 塑料瓶,并将塑料瓶密封,于 25℃培养箱避光培养。同时,设置空白对照组,即在本应装土样的 1 L 塑料瓶中不放入土样,其他试验条件均相同。培养期间定期补充水分,维持土壤湿度。培养实验的第 1、3、8、 14、21、30 d 更换盛放 NaOH 溶液广口瓶,并放入新的装有 10 mL 0.1 mol/L NaOH 溶液的广口瓶。更换出的 NaOH 溶液用 0.05 mol/L 的盐酸溶液进行滴定,计算土壤 CO<sub>2</sub>释放量。根据室内恒温培养 30 d 期间土壤释放 CO<sub>2</sub>的量来计算土壤有机碳的累积矿化量和矿化速率。

1.5 高通量测序分析

土壤微生物群落测序过程包括土壤样品 DNA 提取、目标区域 PCR 扩增、扩增产物回收与定量、构建文库 和上机测序等流程,由北京诺禾致源科技股份有限公司(www.novogene.com)完成。采用 SDS 或 CTAB 方法进 行土壤样品 DNA 提取,用 1%琼脂糖凝胶电泳检测 DNA 的提取质量,用 NanoDrop 2000 测定 DNA 浓度和纯 度。采用引物 515F(5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3')和 806R(5'-GGACTACNVGGGTWTCTAAT-3')对细菌 16S V4 区序列扩增,采用引物 ITS1F(5'-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3')和 ITS2R(5'-GCTGCGTTCTT CATCGATGC-3')对真菌 ITS1 区序列扩增。使用 Phusion@ High-Fidelity PCR Master Mix with GC Buffer 缓冲 液进行 PCR,确保扩增率和准确性。PCR 反应体系(30 µL):Phusion Master Mix(2×)15 µL, Primer(2 µM)3 µL(6 µM), gDNA(1 ng/µL) 10 µL(5—10 ng), H<sub>2</sub>O 2 µL。反应程序为 98 ℃预变性 1 min, 30 个循环(98 ℃,10 s;50 ℃,30 s;72 ℃,30 s), 72℃,5 min。对 PCR 产物进行等浓度混样后,使用 GeneJEF 试剂盒进行纯 化。最后使用 TruSeq@ DNA PCR-Free Sample Preparation Kit 建库试剂库进行文件库的构建,合格后使用 HiSeq 上机测序。测序得到原始序列,经过拼接和过滤得到有效数据,根据 97%相似水平有效数据进行聚类 和物种分类分析,得到每个样品的 OTUs(Operational taxonomic units)。

1.6 数据计算与分析

土壤微生物量碳:

$$C_{\rm mic} = E_c \times 2.22$$

(1)

式中, C<sub>mic</sub>为土壤 MBC 含量(mg/kg), E<sub>c</sub>为熏蒸与未熏蒸土样浸提液中有机碳差值(mg/kg), 2.22 为校正

系数。

土壤有机碳矿化量:

$$C_m = (V_0 - V) \times c \times 44/2 \times m \tag{2}$$

式中, $C_m$ 表示 SOC 矿化量(mg CO<sub>2</sub>/kg soil), $V_0$ 表示空白对照滴定时所消耗盐酸的体积(mL),V表示样品滴定 时消耗盐酸的体积(mL),c表示盐酸的浓度(mol/L);m表示干土质量(kg)。

采用一级动力学方程模型对土壤有机碳矿化作用进行拟合。

$$C_t = C_0 (1 - e^{-kt}) \tag{3}$$

式中, $C_t$ 为t时刻土壤有机碳累积矿化量(mg/kg), $C_0$ 为土壤有机碳潜在矿化量,t为室内培养时间,k为土壤 有机碳矿化常数(d<sup>-1</sup>)。

用 Excel 2013 软件对数据进行统计和预处理。采用 SPSS 17.0 进行双因素方差分析、单因素方差分析、配 对样本 T 检验、相关性分析和一级动力学方程拟合。用 Origin 2021 作图, Canoco 5.0 软件进行土壤性质、微生 物多样性和群落组成对土壤有机碳矿化的冗余分析。

# 2 结果与分析

2.1 不同土地利用方式土壤理化性质变化

土地利用方式显著改变了土壤理化性质,且 SOC、TN、MBC、DOC 和 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 在土层间存在显著差异(表 2)。5 种土地利用方式 0—10 cm 的 SOC 含量均显著高于 10—20 cm。0—10 cm 土层,SOC 含量灌木林、人工 林>金银花>草地和玉米地;10—20 cm 土层,灌木林>人工林、金银花>草地和玉米地。5 种土地利用方式 0—10 cm 的 TN 含量均显著高于 10—20 cm。0—10 cm 土层,TN 含量灌木林>人工林>金银花>草地和玉米地,但 人工林与灌木林和金银花差异不显著;10—20 cm 土层,灌木林显著高于草地,其他土地利用方式间无显著差

	表 2	不同土地利用方式土壤理化性质
Table 2	Soil physi	cal and chemical properties of different land use

				土地利用方式			双目	因素方差分析	「P值	
上極快氏	正日		Type of land use					P-values of two-way ANOVAs		
土環性與 Soil properties	土层 Layer/cm	玉米地 Corn field	草地 Grassland	金银花 Lonicera japonica	人工林 Planted forest	灌木林 Shrubland	Т	L	T×L	
有机碳 SOC/(g/kg)	0—10	19.28±1.37Ca	20.03±1.51Ca	26.05±2.06Ba	32.10±3.11Aa	36.28±1.58Aa	* *	* *	0.05	
	10—20	$15.37{\pm}0.89{\rm Cb}$	$16.63{\pm}0.90{\rm Cb}$	$19.16{\pm}0.86{\rm Bb}$	$22.01{\pm}0.95\mathrm{Bb}$	$38.79{\pm}3.82\mathrm{Ab}$				
总氮 TN/(g/kg)	0—10	2.60±0.17BCa	2.30±0.09Ca	3.19±0.34Ba	3.39±0.25ABa	4.02±0.29Aa	* *	* *	0.61	
	10—20	2.24±0.11ABb	$1.99 \pm 0.04 \mathrm{Bb}$	2.35±0.45ABb	2.60±0.15ABb	2.99±0.44Ab				
微生物量碳 MBC/(mg/kg)	0—10	114.81±12.85Ca	149.90±15.52Ca	202.75±16.39Ba	173.63±12.76Ba	312.38±6.54Aa	* *	* *	*	
	10—20	$56.50{\pm}4.16{\rm Cb}$	88.64±11.41Bb	$79.86{\pm}10.23\mathrm{Bb}$	$89.65{\pm}2.83\mathrm{Bb}$	$263.94{\pm}13.05{\rm Ab}$				
可溶性有机碳 DOC/(mg/kg)	0—10	59.90±3.73C	65.20±5.94C	67.07±5.89C	$166.20 \pm 7.04 \text{A}$	140.52±4.55B	* *	* *	* *	
	10—20	41.13±6.81C	59.45±5.10B	50.30±0.81B	65.43±6.16B	98.93±6.90A				
铵态氮 NH <sub>4</sub> -N/(mg/kg)	0—10	1.31±0.21B	1.31±0.18B	1.97±0.41AB	$2.74 \pm 0.52 A$	1.38±0.11B	* *	* *	* *	
	10—20	0.93±0.03B	0.33±0.01B	3.11±0.34AB	$4.42 \pm 0.07 A$	2.14±0.31AB				
交换性钙 Ca <sup>2+</sup> /(g/kg)	0—10	$3.20 \pm 0.25$ C	2.98±0.13C	$3.69 \pm 0.49 B$	4.42±0.15A	$4.77 \pm 0.09 A$	* *	0.15	0.85	
	10—20	$2.82 \pm 0.24 B$	2.71±0.17B	$3.78 \pm 0.54 \mathrm{A}$	3.81±0.44A	4.51±0.09A				
pH	0—10	$7.32 \pm 0.04 B$	6.73±0.16C	6.94±0.30C	$7.82 \pm 0.07 \mathrm{A}$	$7.52 \pm 0.17 A$	* *	0.17	0.56	
	10—20	7.36±0.06B	7.23±0.03B	7.03±0.25C	7.85±0.06A	7.57±0.21A				

不同大写字母表示不同土地利用方式间差异显著(P<0.05),不同小写字母表示不同土层之间差异显著(P<0.05);\*\*表示在P<0.01水平上影响显著,\*表示

在 P<0.05 水平上影响显著;T:土地利用方式 Type of land use;L:土层 Layer;SOC:土壤有机碳 Soil organic carbon;TN:总氮 Total nitrogen content;MBC:微生物量碳 Microbial biomass carbon;DOC:可溶性有机碳 Dissolved organic carbon;NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N:铵态氮 Ammonium nitrogen;Ca<sup>2+</sup>;交换性钙 Soil exchangeable calcium

异。5种不同土地利用方式 0—10 cm 的 MBC 含量均显著高于 10—20 cm。0—10 cm 土层, MBC 含量灌木林 >人工林、金银花>草地和玉米地;10—20 cm 土层,灌木林>人工林、金银花、草地>玉米地。整体而言,0—10 cm 的 DOC 含量高于 10—20 cm。0—10 cm 土层, DOC 含量人工林>灌木林>金银花、草地、玉米地;10—20 cm 土层,灌木林>人工林、金银花、草地、玉米地;0—20 cm 土层,灌木林>人工林、金银花、草地>玉米地。0—10 cm 土层,人工林 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 含量显著高于灌木林、草地和玉米地,金银花与其它 4种土地利用方式无显著差异;10—20 cm 土层,人工林显著高于草地和玉米地,灌木林和金银花与其它 3种土地利用方式无显著差异。0—10 cm 土层,Ca<sup>2+</sup>含量灌木林、人工林>金银花>草地和玉米地;10—20 cm 土层,灌木林、人工林>金银花>草地和玉米地;10—20 cm 土层,花a<sup>2+</sup>含量灌木林、人工林>金银花>草地和玉米地;10—20 cm 土层,灌木林、人工林>金银花>草地和玉

喀斯特不同土地利用方式土壤细菌群落主要以变形菌门、放线菌门和酸杆菌门为主,其相对丰度分别为 30.17%—48.95%、15.47%—26.96%和13.92%—22.67%。0—10 cm 土层,玉米地的变形菌门相对丰度显著低 于草地;玉米地的放线菌门相对丰度显著高于草地,略高于金银花、人工林和灌木林;10—20 cm 土层,玉米地 的酸杆菌门相对丰度显著高于灌木林(图 2)。



**Fig.2** Soil microbial community composition in different land use 不同小写字母表示不同土地利用方式间差异显著(*P*<0.05)

真菌群落主要以被孢霉门和子囊菌门为主,其相对丰度分别为 32.87%—66.81% 和 12.18%—31.60%。 0—10 cm 土层,相较玉米地而言,其他 4 种土地利用方式被孢霉门相对丰度降低,其中灌木林显著降低 (图 2)。

双因素方差分析结果表明,土地利用方式和土层间细菌 Simpson 指数和细菌 Shannon 指数发生变化,土层间细菌 AEC 存在显著差异;整体而言,0—10 cm 细菌多样性高于 10—20 cm。真菌多样性在土地利用方式间

		Table 3	Soil microbi	al diversity in o	lifferent land u	ise			
土地利用方式 双因素方差分析 P 值   御史 触々せせ Type of land use P-values of two-way ANOV								FP值 ANOVAs	
阈生初多杆性 Soil microbial diversity	⊥./云 Layer∕cm	玉米地 Corn field	草地 Grassland	金银花 Lonicera japonica	人工林 Planted forest	灌木林 Shrubland	Т	L	T×L
细菌 ACE 指数 Bacterial ACE index	0—10	3070.91± 48.07A	2958.90± 37.05AB	2965.81± 54.77AB	2706.89± 119.97B	2838.58± 7.01AB	0.17	* *	*
	10—20	2439.38± 94.72B	2789.01± 32.64A	2654.61± 69.19AB	2565.89± 116.70AB	2797.98± 70.91A			
细菌 simpson 指数 Bacterial simpson index	0—10	0.997± 0.000A	0.969± 0.022B	0.995± 0.000A	0.993± 0.000A	0.994± 0.000A	* *	* *	0.30
	10—20	0.994± 0.001A	0.994± 0.001A	0.994± 0.000A	0.990± 0.002B	0.994± 0.001A			
细菌 shannon 指数 Bacterial shannon index	0—10	9.62± 0.03A	8.35± 0.94AB	9.34± 0.05AB	8.99± 0.19B	9.23± 0.04AB	* *	* *	0.31
	10—20	8.96± 0.11AB	9.10± 0.10A	8.98± 0.08AB	8.66± 0.15B	9.11± 0.18A			
真菌 ACE 指数 Fungal ACE index	0—10	1088.11± 91.05Aa	1004.90± 54.22Aa	1115.75± 36.68Aa	1062.99± 50.64Aa	1111.31± 68.64Aa	0.36	* *	0.78
	10—20	912.50± 42.01Ab	882.34± 21.76Ab	955.41± 29.04Ab	789.68± 100.09Ab	903.17± 48.26Ab			
真菌 simpson 指数 Fungal simpson index	0—10	0.858± 0.028A	0.917± 0.020A	0.906± 0.009A	0.886± 0.070A	0.930± 0.017A	0.85	0.43	0.68
	10—20	0.880± 0.026A	0.881± 0.040A	0.864± 0.030A	$0.907 \pm 0.040 A$	0.877± 0.011A			
真菌 Shannon 指数 Fungal shannon index	0—10	5.01± 0.37A	5.46± 0.28A	5.33± 0.34A	5.17± 0.67A	5.90± 0.38A	0.89	0.22	0.59
	10—20	5.00± 0.37A	5.03± 0.34A	5.05± 0.35A	5.35± 0.44A	4.90±0.08A			

#### 表 3 不同土地利用方式土壤微生物多样性

2.3 不同土地利用方式土壤有机碳矿化特征

5种土地利用方式,2个土层的 SOC 矿化速率均呈现培养初期变化较快,随时间增加逐渐减慢的趋势(图 3)。0—10 cm 土层,相较于玉米地而言,灌木林和人工林 SOC 矿化速率显著增加,而金银花和草地无显著变 化。10—20 cm 土层 SOC 矿化速率的变化与 0—10 cm 相类似。土壤有机碳累积矿化量(C<sub>30</sub>)随时间增加逐 渐累积增加,但变化速率降低。且 0—10 cm 土层 C<sub>30</sub>显著高于 10—20 cm(*P*<0.05)(图 3)。相较于玉米地而 言,灌木林和人工林的 C<sub>30</sub>显著提高,而金银花和草地无显著差异(图 3)。土地利用方式对 C<sub>30</sub>的影响在土层 间的变化相类似。

双因素方差分析结果表明,土地利用方式对土壤有机碳累积矿化率(C<sub>30</sub>/SOC)有显著影响,但是土层间 无显著差异(图4)。在0—10 cm 土层中,与玉米地相比,人工林略高,灌木林无显著差异,而草地和金银花略 低。10—20 cm 土层中,相较于玉米地而言,人工林显著增加,草地、金银花和灌木林无显著变化(图4)。

双因素方差分析结果表明,土壤有机碳潜在矿化量(C<sub>0</sub>)受土地利用方式和土层影响显著(表4)。0—10 cm 土层 C<sub>0</sub>显著高于 10—20 cm。草地、金银花、人工林和灌木林均高于玉米地,且不同土层间的变化相似。不同土地利用类型有机碳矿化常数 k 无显著差异,但是土层间存在变化,0—10 cm 土层有机碳矿化常数 k 低于 10—20 cm。

2.4 土壤有机碳矿化影响因素分析

冗余分析结果表明,土壤SOC、TN、DOC、MBC、NH4-N、Ca2+、pH等7个土壤性质对土壤有机碳矿化特征





变化的解释量达 65.50%(图 5),其中 DOC 占 40.80%(P<0.01),MBC 占 8.60%(P<0.05),NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N 占 8.50% (P<0.01)(表 5)。细菌群落结构对土壤有机碳矿化特征变化的解释量为 66.50%(图 5),其中,拟杆菌门占 33.80%(P<0.01),放线菌门占 10.30%(P<0.05)(表 5)。真菌群落结构对不同土地利用方式的土壤有机碳矿 化特征变化的解释量为 19.80%(图 5),其中被孢霉门占 11.60%(P<0.05)(表 5)。细菌多样性和真菌多样性 对土壤有机碳矿化特征的变化均无显著影响。

The second secon	Table 4	Parameters	of the	first-order	kinetics	for th	e SOC	mineralization
--	---------	------------	--------	-------------	----------	--------	-------	----------------

<u>ユール 4 米r</u>	1 🖻	土地利用方式 Type of land use				双因素方差分析 P 值 P-values of two-way ANOVAs			
动刀字参数 Kinetic equation parameter	土云 Layer/cm	玉米地 Corn field	草地 Grassland	金银花 Lonicera japonica	人工林 Planted forest	灌木林 Shrubland	Т	L	T×L
潜在矿化量 C <sub>0</sub> /(mg/kg)	0—10	276.90	301.08	387.09	610.50	580.68	* *	* *	0.91
	10—20	122.19	139.19	177.69	307.88	378.83			
矿化常数 k/(d <sup>-1</sup> )	0—10	0.06	0.04	0.03	0.04	0.05	0.10	* *	0.08
	10—20	0.19	0.22	0.15	0.10	0.09			
拟合优度 R <sup>2</sup>	0—10	0.82	0.79	0.91	0.95	0.83			
	10—20	0.69	0.65	0.63	0.86	0.9			

Co:潜在矿化量 Potential mineralization of SOC; k:矿化常数 SOC mineralization constant

C<sub>30</sub>、C<sub>0</sub>均与土壤 SOC、TN、DOC、MBC、Ca<sup>2+</sup>和拟杆 菌门呈显著正相关(P<0.01),与被孢霉门呈显著负相 关(P<0.05)(表 6)。C<sub>30</sub>/SOC 与土壤 DOC、NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N 和 pH 呈显著正相关(P<0.05)(表 6)。k 与土壤 SOC、TN、 DOC、MBC 和拟杆菌门呈显著负相关(P<0.05)(表 6)。

#### 3 讨论

3.1 土地利用方式对土壤有机碳矿化的影响

不同土地利用方式对 SOC 矿化产生显著的差异性 影响(图3),相较于玉米地,灌木林和人工林矿化速率 和 C<sub>30</sub>显著增加。土壤有机碳含量由碳输入和输出过程 共同决定<sup>[2-4]</sup>,在达到 SOC 输入和输出的平衡点时,碳 输入会同时增加 SOC 的积累和矿化<sup>[9,20]</sup>。本研究也确 实发现,与玉米地相比,林草地积累更多 SOC,其中灌木 林和人工林 SOC 最高(表 2)。土壤有机碳累积矿化率 (C<sub>30</sub>/SOC)可以反映 SOC 积累与矿化关系,是评价 SOC 固存能力的有效指标<sup>[21]</sup>。相较于玉米地,灌木林的 C<sub>30</sub>/SOC 无显著变化,人工林略高,金银花和草地略低。



图 4 不同土地利用方式土壤有机碳累积矿化率



不同小写字母表示不同土地利用方式间差异显著(P<0.05);F为 分布统计量;P为显著性;T:土地利用方式 Type of land use;L:土 层 Layer

综上结果表明,灌木林、金银花和草地固存碳的能力较高;而人工林碳固存能力相对较弱,其具有最高的碳矿 化潜力(表4),在受到人为干扰或全球变化背景下更容易发生碳流失。前人研究也表明喀斯特人工林受到干 扰之后,导致 SOC 发生快速的流失<sup>[15,22]</sup>。

表层(0—10 cm)土壤有机碳矿化显著高于深层(10—20 cm)土壤,这主要归因于植被地上凋落物和地下 根系主要堆积在土壤表层,是土壤碳输入的重要来源,大量的碳输入会促进 SOC 矿化<sup>[23—24]</sup>。但是,表层土壤 具有较低的有机碳矿化常数 k(表 4),以及与深层土壤相当的固碳能力 C<sub>30</sub>/SOC(图 4),因而能够存留更多 SOC(表 2)。

3.2 土壤有机碳矿化的驱动因子分析

底物、土壤环境和微生物是土壤有机碳矿化的三大主要影响因子,共同调控土壤有机碳矿化过 程<sup>[12-13,20]</sup>。土地利用方式显著改变了土壤理化性质(SOC、MBC、DOC、Ca<sup>2+</sup>和 pH)(表 2)和微生物优势种群 丰度(变形菌门细菌、放线菌门细菌、酸杆菌门细菌和被孢霉门真菌)(图 2),影响底物供应、土壤环境和土壤 微生物,进而影响 SOC 矿化(图 5,表 5,表 6)。本研究结果表明,SOC、MBC 和 DOC 含量是解释矿化的重要因 素(图 5),对矿化有显著的促进作用(表 6)。土壤有机碳,特别是活性有机碳,是矿化过程中微生物分解和利 用的底物<sup>[12,25]</sup>。高 SOC 含量为土壤微生物生长提供充足的碳源。DOC 作为活性有机碳重要部分,可以直接 被微生物利用,促进微生物生长,进而促进 SOC 矿化。本研究也发现 SOC 和 DOC 与 MBC 间存在显著的正相 关关系(图 5)。这与大部分研究结果是相一致的<sup>[26-28]</sup>。综上,喀斯特土地利用转变过程中土壤碳底物供应 的变化通过影响微生物进而影响 SOC 矿化。

喀斯特土壤具有富钙偏碱的独特性。研究发现土地利用方式改变了土壤 Ca<sup>2+</sup>(表 2),进而影响 SOC 矿化 (表 6)。前人的研究也表明 Ca<sup>2+</sup>在喀斯特地区 SOC 矿化过程中发挥重要作用<sup>[20,29–30]</sup>。理论上,Ca<sup>2+</sup>是促进 土壤团聚体形成的主要胶结物质和作用力之一<sup>[30]</sup>,可以通过促进有机质和矿物表面之间形成 Ca<sup>2+</sup>桥稳定团 聚体,保护 SOC,从而降低 SOC 的矿化<sup>[30–31]</sup>。而本研究中土壤 Ca<sup>2+</sup>含量较高的灌木林和人工林的 SOC 矿化 能力更强,土壤 Ca<sup>2+</sup>含量和 SOC 矿化显著正相关(表 6),表明土壤 Ca<sup>2+</sup>促进了 SOC 矿化。Ca 作为生命体的 必需元素,对维持细胞代谢过程极为重要<sup>[28,32]</sup>,能够促进微生物生长繁殖。现有研究表明喀斯特地区 Ca<sup>2+</sup>含

739





Prot:变形菌门 Proteobacteria; Acti: 放线菌门 Actinobacteria; Acid: 酸杆菌门 Acidobacteria; Chlo: 绿弯菌门 Chloroflexi; Bact: 拟杆菌门 Bacteroidetes; Firm: 厚壁菌门 Firmicutes; Verr: 疣微菌门 Verrucomicrobia; Roku: 棒状杆菌门 Rokubacteria; Plan: 浮霉菌门 Planctomycetes; Gemm: 芽单胞菌门 Gemmatimonadetes; Mort: 被孢霉门 Mortierellomycota; Asco: 子囊菌门 Ascomycota; Basi: 担子菌门 Bacteroidetes; Zoop: 捕虫酶门 Zoopagomycota

量对细菌等土壤微生物产生积极的影响<sup>[33-35]</sup>。研究发现 Ca<sup>2+</sup>与 MBC 之间存在显著的正相关关系(P<0.01),且本研究中 MBC 和细菌群落组成是解释 SOC 矿化的重要因子(图 5)。因此,喀斯特地区 Ca<sup>2+</sup>含量可能通过影响土壤微生物进而促进有机碳矿化。Yang 等<sup>[20]</sup>的研究也指出在喀斯特石漠化地区高钙促进 SOC 矿化。综上,喀斯特土地利用转变过程中 Ca<sup>2+</sup>的变化可能通过影响土壤微生物,进而调控 SOC 矿化。

土壤微生物作为 SOC 矿化的参与者和驱动者,其数量、多样性和群落组成会影响土壤有机碳的矿化过程<sup>[36-37]</sup>。而本研究发现微生物生物量和群落组成是解释 SOC 矿化的重要因子(图 5、表 5、表 6),但是,微生物多样性对 SOC 矿化无显著影响。这可能是因为不同土地利用方式间土壤微生物多样性不存在显著差异(表 3),而且虽然土壤中大部分微生物类群均参与土壤碳循环过程,但某些优势微生物种群,例如变形菌门、酸杆菌门、放线菌门和拟杆菌门等是 SOC 矿化的主要微生物类群<sup>[38]</sup>。因此,微生物种类多样性的变化对 SOC 矿化影响不显著,而主要微生物群落结构的变化影响较大。本研究中,拟杆菌门细菌、放线菌门细菌和被孢霉门真菌显著影响 SOC 矿化(表 5)。微生物可以利用多种碳源,但是不同微生物类群偏好或优先利用的碳源

表 5 5	冗余分析土壤理化性	质和微生物群落结构对	土壤有机碳矿化的解释率
-------	-----------	------------	-------------

Table 5	Explanation rates of th	e effects of soil property	y and microbial communit	v structure on SOC	mineralization in redundance	v analysis
---------	-------------------------	----------------------------	--------------------------	--------------------	------------------------------	------------

影响因子		土壤有机碳矿化特征			
Impact factors		SOC mineralization cl	haracteristics		
L		解释率 Explanation rate/%	Р		
土壤基本理化性质	有机碳 SOC	3.20	0.114		
Soil properties	总氮 TN	0.20	0.946		
	可溶性有机碳 DOC	40.80	0.002 **		
	微生物量碳 MBC	8.60	0.012 *		
	铵态氮 NH <sub>4</sub> -N	8.50	0.006 **		
	交换性钙 Ca2+	1.20	0.80		
	pH	2.90	0.116		
细菌群落组成	变形菌门 Proteobacteria	2.00	0.356		
Bacterial community composition	放线菌门 Actinobacteria	10.30	0.010 *		
	酸杆菌门 Acidobacteria	4.30	0.074		
	绿弯菌门 Chloroflexi	1.70	0.422		
	拟杆菌门 Bacteroidetes	33.80	0.002 **		
	厚壁菌门 Firmicutes	3.00	0.156		
	疣微菌门 Verrucomicrobia	2.50	0.206		
	棒状杆菌门 Rokubacteria	4.30	0.086		
	浮霉菌门 Planctomycetes	0.70	0.736		
	芽单胞菌门 Gemmatimonadetes	3.90	0.090		
真菌群落组成	被孢霉门 Mortierellomycota	11.60	0.04 *		
Fungal community composition	子囊菌门 Ascomycota	4.60	0.238		
	担子菌门 Bacteroidetes	1.90	0.608		
	捕虫菌门 Zoopagomycota	1.70	0.632		

表6 土	壤性质、	、微生物	詳落组成	,与土壤有	ī机碳矿	化相关分析
------	------	------	------	-------	------	-------

Table 6     Pearson correlation a	nalysis between soil j	properties, microbial comn	unity composition and SO	C mineralization
影响因子	累积矿化量	累积矿化率	潜在矿化量	矿化常数
Impact factors	$C_{30}/(mg/kg)$	C <sub>30</sub> /SOC/%	$C_0/(mg/kg)$	$k/(d^{-1})$
有机碳 SOC	0.85 **	0.13	0.72 **	-0.44 *
总氮 TN	0.70 **	0.22	0.64 **	-0.39 *
可溶性有机碳 DOC	0.83 **	0.40 *	0.77 **	-0.44 *
微生物量碳 MBC	0.71 **	0.00	0.71 **	-0.53 **
铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0.36	0.55 **	0.12	-0.21
交换性钙 Ca <sup>2+</sup>	0.80 **	0.35	0.58 **	-0.32
pH	0.48 **	0.49 **	0.12	-0.06
放线菌门 Actinobacteria	0.10	0.29	0.03	-0.03
拟杆菌门 Bacteroidetes	0.60 **	0.30	0.67 **	-0.58 **
被孢霉门 Mortierellomycota	-0.36 *	-0.23	-0.45 *	0.29

C30:累积矿化量 Cumulative mineralization of SOC;C30/SOC:累积矿化率 SOC mineralization constant

存在差异<sup>[39-41]</sup>。其中拟杆菌门细菌主要利用易分解碳<sup>[42-44]</sup>;放线菌门细菌具有较高比例的碳水化合物降解 酶<sup>[45-47]</sup>,被孢霉门真菌能够降解半纤维素、纤维素和木质素<sup>[48-49]</sup>,因此放线菌门细菌和被孢霉门真菌能利用 难分解有机碳。本研究灌木林、人工林、金银花和草地4种土地利用方式因具有较高的植物碳输入,SOC含量 增加,特别是易分解利用的 DOC含量相对较高,因此 SOC 矿化受拟杆菌门细菌影响更大;而玉米地的 DOC含 量相对较低,放线菌门细菌和被孢霉门真菌对玉米地 SOC 矿化产生较大影响(图 2、表 5、表 6)。综上结果表 明,喀斯特土地利用转变过程中土壤微生物群落结构,特别是拟杆菌门细菌、放线菌门细菌和被孢霉门真菌是 影响 SOC 矿化的主要微生物类群。

### 4 结论

喀斯特不同土地利用方式间 SOC 矿化存在显著差异,相较于玉米地,灌木林和人工林 SOC 矿化增加,而 金银花和草地无差异;考虑到灌木林、草地和金银花具有较高的固碳能力,能存留更多的 SOC,因此可作为石 漠化区退耕还林的优选模式。表层土壤的有机碳矿化高于深层土壤,但其高的碳输入、较低的有机碳矿化常 数和相当的固碳能力促进表层 SOC 存留。土地利用转变过程中碳底物和 Ca<sup>2+</sup>的变化影响微生物量和群落结 构,特别是拟杆菌门细菌、放线菌门细菌和被孢霉门真菌,进而调控 SOC 矿化。

#### 参考文献(References):

- [1] 苏永中,赵哈林. 土壤有机碳储量、影响因素及其环境效应的研究进展. 中国沙漠, 2002, 22(3): 220-228.
- [2] 田慎重, 宁堂原, 王瑜, 李洪杰, 仲惟磊, 李增嘉. 不同耕作方式和秸秆还田对麦田土壤有机碳含量的影响. 应用生态学报, 2010, 21 (2): 373-378.
- [3] Bowden R D, Deem L, Plante A F, Peltre C, Nadelhoffer K, Lajtha K. Litter input controls on soil carbon in a temperate deciduous forest. Soil Science Society of America Journal, 2014, 78(S1): S66-S75.
- [4] Pisani O, Lin L H, Lun O O Y, Lajtha K, Nadelhoffer K J, Simpson A J, Simpson M J. Long-term doubling of litter inputs accelerates soil organic matter degradation and reduces soil carbon stocks. Biogeochemistry, 2016, 127(1): 1-14.
- [5] Walker T W N, Kaiser C, Strasser F, Herbold C W, Leblans N I W, Woebken D, Janssens I A, Sigurdsson B D, Richter A. Microbial temperature sensitivity and biomass change explain soil carbon loss with warming. Nature Climate Change, 2018, 8(10): 885-889.
- [6] 张文娟,廖洪凯,龙健,李娟,刘灵飞.贵州喀斯特山区土地利用对土壤有机碳及其周转速率的影响.生态学杂志,2014,33(5): 1297-1303.
- [7] 罗娜娜,盛茂银,王霖娇,石庆龙,何宇.长期植被恢复对中国西南喀斯特石漠化土壤活性有机碳组分含量和酶活性的影响.植物生态学报,2023,47(6):867-881.
- [8] 席颖青,李晓,刘小飞. 模拟氮添加对亚热带杉木人工林土壤有机碳矿化的影响. 土壤, 2023, 55(1): 196-204.
- [9] 张雅蓉, 刘彦伶, 黄兴成, 杨叶华, 朱华清, 熊涵, 李渝. 不同有机肥施用模式下黄壤稻田根际和非根际土壤有机碳的矿化特征. 植物营养与肥料学报, 2023, 29(3): 449-458.
- [10] 王海华,李晓杰,吕茂奎,赵文浩,任寅榜,聂阳意,谢锦升. 氮添加对武夷山不同海拔土壤有机碳矿化的影响. 亚热带资源与环境学报,2018,13(2):28-36.
- [11] 黄耀,刘世梁,沈其荣,宗良纲.环境因子对农业土壤有机碳分解的影响.应用生态学报,2002,13(6):709-714.
- [12] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. Nature Microbiology, 2017, 2: 17105.
- [13] Cayuela M L, Sinicco T, Mondini C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. Applied Soil Ecology, 2009, 41(1): 118-127.
- [14] 吴建国,张小全,徐德应. 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. 植物生态学报, 2004, 28(4): 530-538.
- [15] He T X, Sun J F, Hu B Q, Zhu T B, Zhang W. The importance of fine root protection in topsoil carbon and nitrogen sequestration following landuse changes on sloping Karst ecosystems. CATENA, 2023, 220: 106660.
- [16] 贺同鑫,胡宝清,张建兵,张诗萌,庞榆,裴广廷,胡刚,张伟,孙建飞.植被恢复十年喀斯特坡地细根对土壤碳氮存留与可利用性的影响. 生态学报, 2020, 40(23): 8638-8648.
- [17] 冯晓琳, 闫雨阳, 张欣然, 张楚天, 耿增超, 胡斐南, 许晨阳. 近 30 年陕西土壤有机碳的时空变化特征及影响因素. 环境科学, 2024, 1-13[2024-08-02]. doi:10.13227/j.hjkx.202311169.
- [18] 彭晚霞,王克林,宋同清,曾馥平,王久荣.喀斯特脆弱生态系统复合退化控制与重建模式.生态学报,2008,28(2):811-820.
- [19] 裴广廷,孙建飞,贺同鑫,胡宝清.长期人为干扰对桂西北喀斯特草地土壤微生物多样性及群落结构的影响.植物生态学报,2021,45 (1):74-84.
- [20] Yang H, Mo B Q, Zhou M X, Zhu T B, Cao J H. Effects of plum plantation ages on soil organic carbon mineralization in the Karst rocky desertification ecosystem of southwest China. Forests, 2019, 10(12): 1107.
- [21] Guo Z, Han J C, Xu Y, Lu Y J, Sh C D, Ge L, Cao, T T, Li J. The mineralization characteristics of organic carbon and particle composition analysis in reconstructed soil with different proportions of soft rock and sand. PeerJ, 2019, 7: e7707.

- [22] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. Global Change Biology, 2000, 6(3): 317-327.
- [23] 史学军, 潘剑君, 陈锦盈, 杨志强, 张黎明, 孙波, 李忠佩. 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响. 环境科学, 2009, 30(6): 1832-1837.
- [24] 苏永中,赵哈林,张铜会,赵学勇.不同退化沙地土壤碳的矿化潜力.生态学报,2004,24(2):372-378.
- [25] He X X, Sheng M Y, Wang L J, Zhang S L, Luo N N. Effects on soil organic carbon accumulation and mineralization of long-term vegetation restoration in Southwest China Karst. Ecological Indicators, 2022, 145: 109622.
- [26] 张穗粒,盛茂银,王霖娇,何娴娴,罗娜娜.西南喀斯特长期植被修复对土壤有机碳组分的影响.生态学报, 2023, 43(20): 8476-8492.
- [27] 郑娇,李东,袁旭东,赵小祥,刘峰,田秋香. 贡嘎山树线过渡带土壤有机碳矿化和温度敏感性. 生态学报, 2023, 43(21): 8704-8715.
- [28] 陈仕奇,吕盛,高明,黄容.缙云山不同林分下土壤有机碳及矿化特征.环境科学,2019,40(2):953-960.
- [29] 付瑞桐,李德军,胡培雷,段鹏鹏,张玉玲. 岩性对森林土壤有机碳矿化的影响. 生态学杂志, 2024, 43(4): 1000-1007.
- [30] Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil and Tillage Research, 2004, 79(1): 7-31.
- [31] Yang S Y, Jansen B, Kalbitz K, Chunga Castro F O, van Hall R L, Cammeraat E L H. Lithology controlled soil organic carbon stabilization in an alpine grassland of the Peruvian Andes. Environmental Earth Sciences, 2020, 79(2): 66.
- [32] 李忠, 孙波, 林心雄. 我国东部土壤有机碳的密度及转化的控制因素. 地理科学, 2001, 21(4): 301-307.
- [33] Xue L, Ren H D, Li S, Leng X H, Yao X H. Soil bacterial community structure and co-occurrence pattern during vegetation restoration in Karst rocky desertification area. Frontiers in Microbiology, 2017, 8: 2377.
- [34] Jensen H L. Actinomycetes in Danish soils. Soil Science, 1930, 30(1): 59.
- [35] 任晓慧, 王胜兰, 文莹, 杨克迁. 细菌中钙信号的作用. 微生物学报, 2009, 49(12): 1564-1570.
- [36] Sun Y F, Liu Z, Zhang Y Q, Lai Z R, She W W, Bai Y X, Feng W, Qin S G. Microbial communities and their genetic repertoire mediate the decomposition of soil organic carbon pools in revegetation shrublands in a desert in Northern China. European Journal of Soil Science, 2020, 71 (1): 93-105.
- [37] Liu Y R, Delgado-Baquerizo M, Wang J T, Hu H W, Yang Z M, He J Z. New insights into the role of microbial community composition in driving soil respiration rates. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 118: 35-41.
- [38] 邓娇娇. 辽东山区不同森林恢复类型土壤有机碳固存的微生物学机理[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2020.
- [39] Javed Z, Tripathi G D, Mishra M, Dashora K. Actinomycetes-The microbial machinery for the organic-cycling, plant growth, and sustainable soil health. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 2021, 31: 101893.
- [40] Banerjee S, Schlaeppi K, van der Heijden M G A. Keystone taxa as drivers of microbiome structure and functioning. Nature Reviews Microbiology, 2018, 16: 567-576.
- [41] Kramer C, Gleixner G. Variable use of plant- and soil-derived carbon by microorganisms in agricultural soils. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(11): 3267-3278.
- [42] 何升然,刘晓静,赵雅姣,汪雪,王静.紫花苜蓿/甜高粱间作对根际土壤特性及微生物群落特征的影响.草业学报,2024,33(5): 92-105.
- [43] 李善家,王福祥,从文倩,魏明,王军强,崔莉娟,王子濠.河西走廊荒漠土壤微生物群落结构及环境响应.土壤学报,2022,59(6): 1718-1728.
- [44] 乔沙沙,周永娜,刘晋仙,景炬辉,贾彤,李毳,杨欣,柴宝峰.关帝山针叶林土壤细菌群落结构特征.林业科学,2017,53(2):89-99.
- [45] 张胜男, 唐凯, 高海燕, 魏一凡, 张雷. 白桦林地土壤细菌群落特征及其驱动作用. 森林工程, 2024, 40(2): 27-35.
- [46] Bao Y Y, Dolfing J, Guo Z Y, Chen R R, Wu M, Li Z P, Lin X G, Feng Y Z. Important ecophysiological roles of non-dominant Actinobacteria in plant residue decomposition, especially in less fertile soils. Microbiome, 2021, 9(1): 84.
- [47] Fu Y Y, Luo Y, Auwal M, Singh B P, Van Zwieten L, Xu J M. Biochar accelerates soil organic carbon mineralization via rhizodeposit-activated Actinobacteria. Biology and Fertility of Soils, 2022, 58(5): 565-577.
- [48] Koechli C, Campbell A N, Pepe-Ranney C, Buckley D H. Assessing fungal contributions to cellulose degradation in soil by using high-throughput stable isotope probing. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 130: 150-158.
- [49] 宁琪,陈林,李芳,张丛志,马东豪,蔡泽江,张佳宝.被孢霉对土壤养分有效性和秸秆降解的影响.土壤学报,2022,59(1):206-217.