DOI：10.11766/trxb202312010505 **CSTR：32215.14.trxb202312010505**

汪若瑶，李媛媛，夏彬，高子惠，赵允格，许明祥. 高浓度 CO_2 对土壤有机碳矿化的影响[J]. 土壤学报，2025，62（2）：484–494.

WANG Ruoyao，LI Yuanyuan，XIA Bin，GAO Zihui，Zhao Yunge，XU Mingxiang. Effects of High CO_2 Concentration on Soil Organic Carbon Mineralization[J]. Acta Pedologica Sinica，2025，62（2）：484–494.

高浓度 CO_2 对土壤有机碳矿化的影响*

汪若瑶[1]，李媛媛[2]，夏　彬[2]，高子惠[1]，赵允格[1, 2]，许明祥[1, 2†]

（1. 西北农林科技大学水土保持科学与工程学院，陕西杨凌 712100；2. 中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心/黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室，陕西杨凌 712100）

摘　要：土壤气体 CO_2 浓度常高于大气，目前土壤有机碳矿化相关研究多在大气或模拟大气 CO_2 浓度增加条件下展开，可能导致研究结果与土壤剖面实际有机碳矿化过程有所偏差，土壤中高浓度 CO_2 如何影响有机碳矿化尚不清楚。采用室内培养试验，设置 CK（400 μmol·mol^{-1}，大气水平）、800、2 000、4 000、6 000 和 8 000 μmol·mol^{-1} 6 个 CO_2 浓度梯度，研究不同浓度 CO_2 对土壤有机碳矿化的影响。结果表明：1）土壤中高浓度 CO_2（2 000 ～8 000 μmol·mol^{-1}）显著抑制土壤有机碳矿化，矿化速率降低 6.27%～45.61%，累积矿化量降低 1.72%～40.82%；2）土壤中较低浓度的 CO_2（800 μmol·mol^{-1}）显著促进土壤有机碳矿化，矿化速率增加 4.26%～16.75%，累积矿化量增加了 17.37%～48.43%；3）土壤中 CO_2 浓度影响了活性有机碳组分的含量，在一定 CO_2 浓度范围内，土壤微生物生物量碳（MBC）含量较 CK 显著增加，可溶性有机碳（DOC）含量较 CK 显著降低，易氧化有机碳（EOC）含量变化不显著；4）CO_2 浓度与有机碳矿化特征、EOC 显著负相关，与 DOC 显著正相关，与 MBC 无显著相关性；5）在温湿度适宜条件下，CO_2 浓度对土壤有机碳累积矿化量贡献率达 22.93%。综上，高浓度 CO_2 通过影响土壤有机碳易利用性碳源，显著抑制了土壤有机碳矿化，可能是维持土壤有机碳稳定的重要因素之一。

关键词：高浓度 CO_2；土壤有机碳；有机碳矿化；活性有机碳组分；有机碳稳定性

中图分类号：S153.6　　**文献标志码：**A

Effects of High CO_2 Concentration on Soil Organic Carbon Mineralization

WANG Ruoyao[1], LI Yuanyuan[2], XIA Bin[2], GAO Zihui[1], ZHAO Yunge[1, 2], XU Mingxiang[1, 2†]

(1. *College of Soil and Water Conservation Science and Engineering*, *Northwest A&F University*, *Yangling*, *Shaanxi* 712100, *China*; 2. *State Key Laboratory of Soil Erosion and Dry Land Farming on the Loess Plateau*, *Institute of Soil and Water Conservation*/*Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resource*, *Yangling*, *Shaanxi* 712100, *China*)

Abstract:【Objective】Soil CO_2 concentration is often higher than that of the atmosphere. Current studies on soil organic carbon mineralization are mostly conducted under conditions of increasing atmospheric or simulated atmospheric CO_2 concentration. This may lead to deviation of the results from the actual organic carbon mineralization process in the soil profile or impose some bias on indoor mineralization incubation experiments towards the “mineralization potential” rather than the actual mineralization rate. How and to what extent soil organic carbon mineralization is affected by high CO_2 concentrations in the soil profile? The

* 国家自然科学基金项目（42177345）资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China（No. 42177345）

† 通讯作者 Corresponding author，E-mail：xumx@nwafu.edu.cn

作者简介：汪若瑶（1999—），女，陕西安康人，硕士研究生，主要从事土壤碳排放相关研究。E-mail：wang_ruoyao@163.com

收稿日期：2023–12–01；收到修改稿日期：2024–04–04；网络首发日期（www.cnki.net）：2024–06–30

lack of a clear answer to this question limits the comprehensive understanding of soil organic carbon stability.【Method】In this paper, an indoor mineralization incubation test was conducted with six CO_2 concentration gradients of CK (400 μmol·mol^{-1}, atmospheric level), 800, 2 000, 4 000, 6 000, and 8 000 μmol·mol^{-1}, and three replicates were set for each treatment. The effects of different concentrations of CO_2 on the rate of soil organic carbon mineralization, cumulative mineralization, and active organic carbon fractions were investigated, and the extent to which CO_2 concentration and other influencing factors explained the cumulative mineralization was analyzed.【Result】The results showed that: 1) High concentration of CO_2 (2 000-8 000 μmol·mol^{-1}) in soil significantly inhibited the mineralization of soil organic carbon, with the mineralization rate decreasing by 6.27%-45.61%, and the cumulative amount of mineralization decreased by 1.72%-40.82%; 2) Lower concentration of CO_2 (800 μmol·mol^{-1}) in soil significantly promoted the mineralization of soil organic carbon, the mineralization rate increased by 4.38%-12.65%, and the cumulative mineralized amount increased by 17.37%-48.43%; 3) The CO_2 concentration in the soil effected the content of active organic carbon fractions. At a range of CO_2 concentrations, soil microbial biomass carbon (MBC) content increased significantly and dissolved organic carbon (DOC) content decreased significantly compared to CK. However, the content of easily oxidizable organic carbon (EOC) was not significantly changed; 4) The mineralization characteristics of organic carbon showed a significant negative correlation with CO_2 concentration, a significant positive correlation with DOC, a negative correlation with EOC, and no significant correlation with MBC; 5) Under the appropriate conditions of temperature and humidity, the contribution of CO_2 concentration to the cumulative mineralization of soil organic carbon reached 22.93%.【Conclusion】High CO_2 concentration significantly inhibited soil organic carbon mineralization by affecting the soil organic carbon readily available carbon source, which may be one of the important factors to maintain soil organic carbon stability.

Key words: High CO_2 concentration; Soil organic carbon; Organic carbon mineralization; Active organic carbon components; Organic carbon stability

土壤碳库作为陆地生态系统最大的碳库，每年向大气贡献的 CO_2 可达 68～75 Pg，约占大气碳库总量的 10%[1]。土壤有机碳（Soil organic carbon，SOC）矿化是由微生物驱动主导的生物化学过程，与土壤水热条件、SOC 底物有效性、微生物、土壤通气性等因素有关，对环境因素变化非常敏感[2]。SOC 矿化深刻影响土壤碳周转、排放和固存等过程，探明 SOC 矿化过程及其影响因素对精准预测碳排放、提升土壤碳汇功能具有重要意义。

CO_2 浓度是影响 SOC 矿化的因素之一，已有研究报道了大气 CO_2 浓度倍增和 CO_2 封存泄漏（超高浓度）对 SOC 矿化的影响。多数大气 CO_2 浓度倍增（800～1 200 μmol·mol^{-1}）的研究表明，CO_2 浓度升高增加了 SOC 的输入，为土壤微生物提供了丰富底物，引起土壤呼吸作用增强，从而提高 SOC 矿化[3]。有关 CO_2 封存泄漏的研究结果表示，48 000 μmol·mol^{-1} CO_2 浓度条件会改变碳循环相关的微生物活性，从而抑制 SOC 矿化[4-5]。Šantrůčková 和 Šimek[6]对比分析了环境 CO_2 浓度（400 μmol·mol^{-1}）与模拟 CO_2 泄漏（40 000 μmol·mol^{-1}）条件下的 SOC 矿化过程，结果表明，SOC 矿化量在 40 000 μmol·mol^{-1} 时下降了 7%～78%。而王莎[7]的研究表明，CO_2 浓度为 20 000 μmol·mol^{-1} 及以上时，微生物活性减弱，SOC 矿化相应降低。上述研究一定程度上揭示了超高浓度 CO_2 对 SOC 矿化的影响，但其抑制 SOC 矿化发生的 CO_2 浓度有所不同。因此，虽然前人的研究结果表明土壤 CO_2 浓度可影响 SOC 矿化，但结果尚不清晰，仍有待深入研究。

众所周知，CO_2 是土壤气体的重要组成部分，主要来源于土壤呼吸，并受土壤微生物和根系生命活动的影响，在土壤剖面上表现出随土层深度增大的梯度特性[8]。研究表明，在 0～60 cm 土壤剖面中，CO_2 浓度通常变化于 500～7 000 μmol·mol^{-1} 之间[9]，更有研究指出，土层下部（60 cm）局部 CO_2 浓度最高可达 15 000 μmol·mol^{-1}[10-11]，土壤剖面中不同 CO_2 浓度可能影响 SOC 矿化过程，但目前鲜有研究报道。上述大气 CO_2 浓度倍增和 CO_2 封存泄漏对 SOC 矿化影响的研究，为理解土壤中高浓度 CO_2 对 SOC 矿化的影响奠定了一定基础，但与实际土壤所处的“高二氧化碳”环境不同，尚不能解释土壤系

统中不同浓度 CO_2 对 SOC 矿化的影响，无法明确回答土壤剖面中高浓度 CO_2 对土壤有机碳矿化影响方式与程度，限制了人们对土壤有机碳稳定性的全面认识。另一方面，目前有关 SOC 矿化的研究多在大气水平（400 μmol·mol^{-1}）或模拟大气 CO_2 增加（500～2 000 μmol·mol^{-1}）下展开，可能使研究结果偏向于“矿化潜力”而非实际矿化率[12-14]，高浓度 CO_2 条件下土壤有机碳的实际矿化速率尚具有很大不确定性，可能影响陆地碳排放估算精准度。

为此，本研究采用室内培养试验，通过模拟土壤剖面高浓度 CO_2 下 SOC 矿化过程，探究土壤气体中不同 CO_2 浓度下 SOC 矿化和活性有机碳组分变化特征，解析土壤 CO_2 浓度与 SOC 矿化特征的关系，以期明确土壤表层与亚表层中高浓度 CO_2 对土壤有机碳矿化的影响方式和程度，为理解高浓度 CO_2 在土壤有机碳稳定性维持中的作用提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤样品于 2022 年 11 月采自陕西省延安市安塞区（36° 47′ 30.50″ N，109° 15′ 57″ E）。该区为典型的黄土丘陵沟壑区，属暖温带半干旱季风气候。年均气温 8.8 ℃，多年平均降水量 505 mm。土壤类型以黄绵土（钙质干润雏形土）和新成土为主。研究区内植被主要包括以玉米（*Zea may* Linn）为主的人工种植作物以及柠条（*Caragana korshinskii*）和沙棘（*Hippophae rhamnoides* Linn）为主的人工林灌丛。

在研究区选择有机碳含量较高的 40 年淤地坝地（面积大于 3 hm^2）作为样地，在样地内随机设置 3 个大小为 10 m × 10 m 的样方（各样方间距大于 20 m）。每个样方采用五点法，利用直径 5 cm 的土钻分别采取 0～5 cm 与 5～20 cm 土壤样品并同层混合，挑去根系、石块后分为两份。一份置于装有冰袋保温袋中，运回实验室后置于 4 ℃冰箱保存，用于矿化培养试验；一份风干过筛，用于测定土壤基本理化性质，包括土壤 pH、颗粒组成、全氮、总有机碳等（表 1）。

土壤样品采集的同时，采用经典气体井法，获取 0～20 cm 土层 CO_2 气体样品后，测得采样区表层（0～5 cm）土壤 CO_2 浓度最高为 1 100 μmol·mol^{-1}，亚表层（5～20 cm）浓度最高达 7 800 μmol·mol^{-1}，不同土层间差异大。因此，本试验分层采集表层和亚表层土壤样品，更真实地模拟自然土壤环境，以期明晰 SOC 矿化过程。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of experimental soils

SL/cm	pH	黏粒 Clay/（g·kg^{-1}）	粉粒 Silt/（g·kg^{-1}）	砂粒 Sand/（g·kg^{-1}）	BD/（g·cm^{-3}）
0～5	8.56±0.02	37.14±1.39	59.17±0.15	3.69±0.47	1.33±0.04
5～20	8.65±0.02	26.49±0.77	58.33±1.03	15.18±0.26	1.42±0.02
SL/cm	TN/（g·kg^{-1}）	SOC/（g·kg^{-1}）	MBC/（mg·kg^{-1}）	DOC/（mg·kg^{-1}）	EOC/（mg·kg^{-1}）
0～5	0.65±0.01	7.35±0.17	149.22±6.15	98.26±0.02	616.28±4.77
5～20	0.43±0.01	5.23±0.14	61.89±2.73	70.28±4.21	374.28±21.6

注：SL，土层；BD，土壤容重；TN，全氮；SOC，土壤有机碳；MBC，微生物生物量碳；DOC，可溶性有机碳；EOC，易氧化有机碳。下同。Note：SL，Soil layer；BD，Bulk density；TN，Total nitrogen；SOC，Soil organic carbon；MBC，Microbial biomass carbon；DOC，Dissolved organic carbon；EOC，Easily oxidized organic carbon. The same as below.

1.2 试验设计

为了探明不同 CO_2 浓度对 SOC 矿化的影响，试验以大气 CO_2 浓度（400 μmol·mol^{-1}）作为对照（CK），设置 800、2 000、4 000、6 000 及 8 000 μmol·mol^{-1}，

共 6 个 CO_2 浓度处理，每处理设 3 个重复。

1.3　研究方法

1.3.1　培养试验　　称取过 2 mm 筛的鲜土 50 g 置于 250 mL 广口玻璃瓶中，调节含水量至 14%（65% 田间持水率），在 25 ℃恒温培养箱内预培养 7 d，以恢复土壤微生物活性。为消除培养瓶内可能存在的 CO_2 浓度差对试验产生影响，通过向空白培养瓶内注入 1.80～18.00 mL CO_2 气体（陕西易蓝气体有限公司）后对其进行浓度测定，以拟合一条标准曲线，表达式为：y=3 447x+416.0（R^2=0.999 5）。根据拟合标准曲线，首先按照需补充的 CO_2 气体体积数抽出培养瓶内原有气体后，及时注入相应体积的 CO_2 气体（99.9%）以调节培养瓶内 CO_2 浓度并保持瓶内气压，此时，800、2 000、4 000、6 000、8 000 μmol·mol^{-1} 培养瓶内 O_2 占比分别为 20.91%、20.77%、20.56%、20.34%、20.12%。同时，每个浓度梯度设置石英砂空白对照，用以校正 CO_2 逃逸值。土壤样品均放置在带有针头和三通阀的橡皮塞密封的广口玻璃瓶中（图 1），置于 25 ℃恒温培养，连续密封培养 90 d，分别于培养后第 0、1、2、3、4、7、10、16、30、60 和 90 天采集气体样品。

采集气体样品具体操作如下：于采气前充分摇晃培养瓶以保证瓶内气体混合均匀，采气时将带有三通阀的注射器与瓶塞上的三通阀连接，来回抽吸 3 次后抽取 10 mL 气体。每次采气结束后，向培养瓶内补充 10 mL 空气以维持瓶内气压，通过该种方式保持气压稳定造成的最大浓度误差为 6.83%。整个培养期间，由于各处理样品置于密闭培养瓶内，湿度恒定[15]。

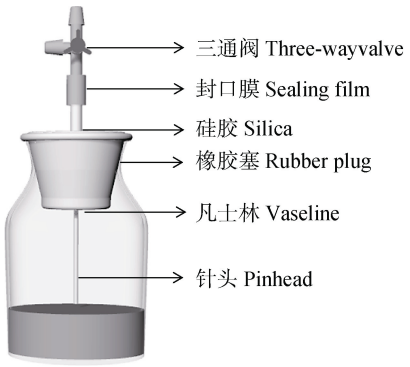


图 1　培养装置示意图

Fig. 1　Culture device diagram

1.3.2　活性有机碳组分取样　　培养试验结束后，混合同一处理的土壤样品，用于测定其活性有机碳组分，包括微生物生物量碳（MBC）、可溶性有机碳（DOC）及易氧化有机碳（EOC）。

1.3.3　测定指标与方法　　CO_2 浓度：气相色谱仪（GC 7890B，Agilent，美国）测定。

MBC 采用氯仿熏蒸浸提（转换系数取 0.45）；DOC 采用 K_2SO_4 浸提，浸提液均用 TOC 仪（TOC-VWP，岛津，日本）分析测定，EOC 采用 33 mmol·L^{-1} 高锰酸钾氧化法测定[16]。

1.4　数据计算与统计分析

SOC 矿化速率及累积矿化量计算公式如下[17]：

$$F=\frac{\left(P_i-P_{i-1}\right)\times V\times M\times 1000}{24.5\times W\times \Delta t} \qquad (1)$$

式中，F 为 SOC 矿化速率，mg·kg^{-1}·d^{-1}；P_i 为第 i 次采样的 CO_2 气体浓度，μmol·mol^{-1}；V 代表气体的总体积（L，本研究中未装土培养瓶容积为 0.29 L）；M 为 CO_2 的摩尔质量（44 g·mol^{-1}）；24.5 为标准大气压、25 ℃下气体摩尔常数，L·mol^{-1}；W 为瓶内土壤干物质量，kg；Δt 为相邻两次采气间隔天数，d。

$$C=\frac{\left(P_i-P_0\right)\times V\times M\times 1000}{24.5\times W} \qquad (2)$$

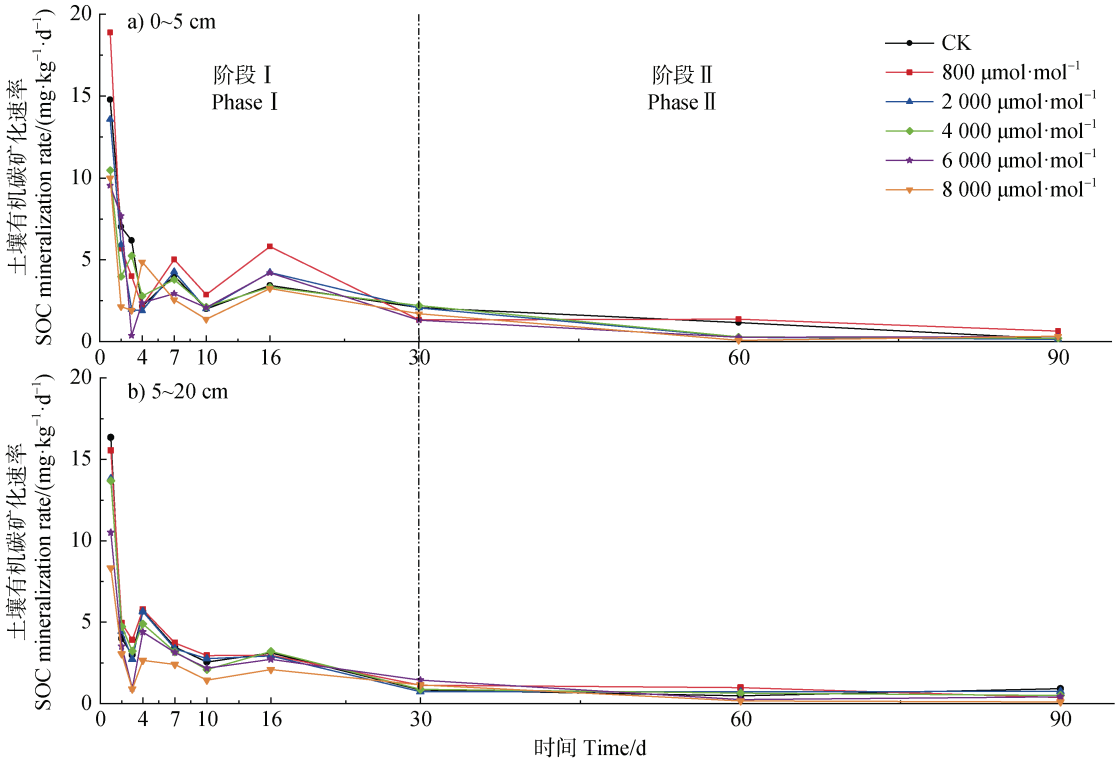
式中，C 为 SOC 累积矿化量，mg·kg^{-1}；P_0 为瓶内初始 CO_2 气体浓度，μmol·mol^{-1}。

通过 SPSS 26.0 对数据进行正态分布检验后进行单因素方差分析（ANOVA）和邓肯多重比较（Duncan），分析不同 CO_2 浓度处理对土壤有机碳累积矿化量、平均矿化速率和活性有机碳组分的影响以及不同土层间有机碳累计矿化量的差异（P<0.05 为显著差异，P<0.01 为极显著差异）。采用皮尔森（Pearson）相关性分析 CO_2 浓度与有机碳矿化累积矿化量、平均矿化速率及活性有机碳组分间的相关关系。通过随机森林模型（R 4.1.0 中“Random Forest”包）对影响土壤有机碳累积矿化量的重要因子进行相对重要性排序。绘图采用 Origin 2021 完成。

2　结　果

2.1　CO_2 浓度对 SOC 矿化速率的影响

不同 CO_2 浓度下两个土层 SOC 矿化速率呈现相似的变化规律，阶段特征明显，可分为两个矿化阶段（图 2）。培养第一阶段（0～30 d），SOC 矿化速



注：CK 为大气水平 CO_2 浓度处理（400 μmol·mol^{-1}）。下同。Note：CK，atmospheric levels of CO_2 concentration（400 μmol·mol^{-1}）. The same as below.

图 2 不同 CO_2 浓度下土壤有机碳矿化速率的动态变化

Fig. 2 Changes of mineralization rate for soil organic carbon in response to different CO_2 concentrations

率在前 3 天迅速降低，随后呈波动下降，表层与亚表层矿化速率分别达 1.37～18.88 和 0.89～16.33 mg·kg^{-1}·d^{-1}。第二阶段（30～90 d）矿化速率基本趋于稳定，两个土层分别降至 0.23～5.80、0.15～3.12 mg·kg^{-1}·d^{-1}。

CO_2 浓度显著影响 SOC 平均矿化速率（图 3）。整个培养期间平均矿化速率为 2.17～4.81 mg·kg^{-1}·d^{-1}（图 3c）。800 μmol·mol^{-1} 处理下，表层和亚表层平均矿化速率较 CK 分别提高 16.75%和 4.26%，2 000～8 000 μmol·mol^{-1} CO_2 浓度下，表层与亚表层 SOC 平均矿化速率较 CK 均有不同程度的下降，分别降低 16.26%～34.47%、6.27%～45.61%。2 个土层间，CO_2 浓度对表层平均矿化速率的影响较亚表层大。

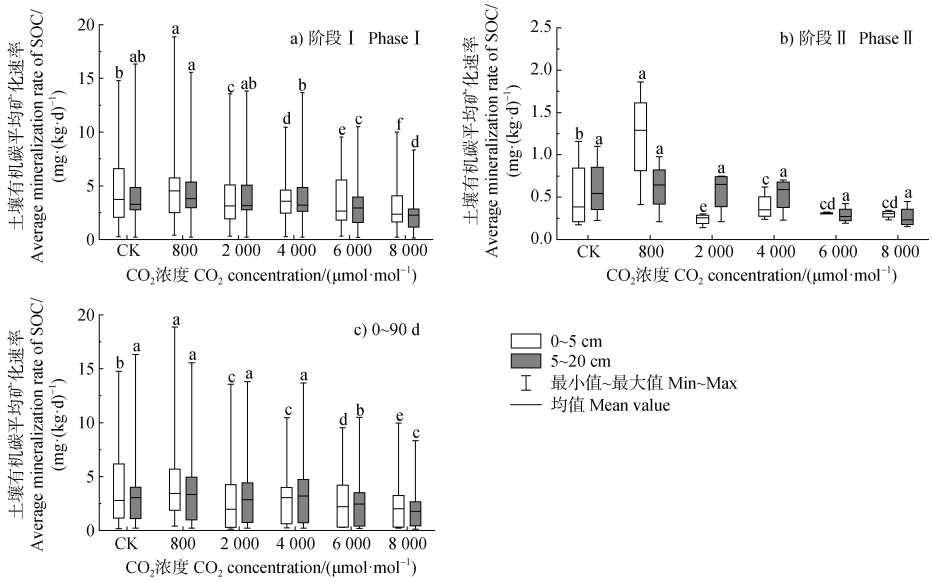
2.2 CO_2 浓度对 SOC 累积矿化量的影响

不同 CO_2 浓度下，两个土层 SOC 累积矿化量呈现相似的矿化过程，阶段特征明显（图 4）。第一阶段累积矿化量较大且增加迅速，第二阶段累积矿化量缓慢增加。

CO_2 浓度显著影响土壤 SOC 累积矿化量（图 5）。与 CK 相比，800 μmol·mol^{-1} 显著提高了 SOC 累积矿化量，表层与亚表层分别增加 48.43%、17.37%。当 CO_2 浓度增至 4 000 μmol·mol^{-1} 时，SOC 累积矿化量与 CK 差异不显著（表层：–23.04 %；亚表层：–8.79%，P>0.05）。CO_2 浓度继续增至 6 000 μmol·mol^{-1} 时，SOC 累积矿化量显著下降（P<0.05），并于 8 000 μmol·mol^{-1} 处理下降幅最大，表层与亚表层分别降低 40.82%、38.84%。2 个土层间，仅 800 μmol·mol^{-1} 条件下累积矿化量差异显著，亚表层较表层减少了 31.06%。

2.3 CO_2 浓度对活性 SOC 组分含量的影响

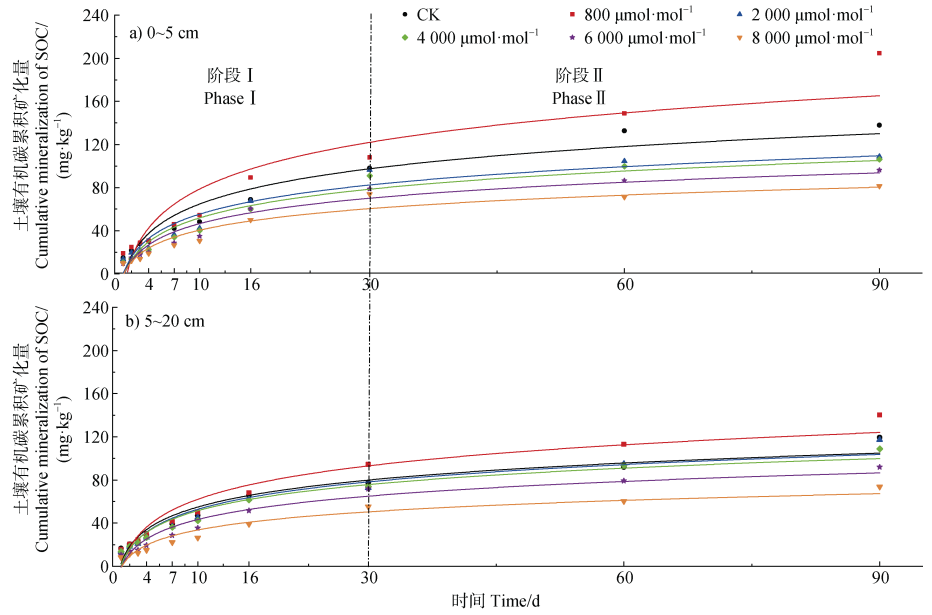
土壤活性有机碳组分是土壤中活性较高、易分解矿化的有机碳，可及时、准确地反映 SOC 对环境变化的响应。本研究不同处理下，土壤各活性 SOC 组分原始背景值（BK）均表现为表层大于亚表层。至培养结束，MBC 与 EOC 含量较 BK 均显著下降，其中 MBC 减少 9.16%～44.72%，EOC 减少 9.58%～19.76%，而 DOC 含量显著增加 3.12%～28.92%。



注：图 a. 阶段 I，0～30 天；图 b. 阶段 II，30～60 天；图 c. 整个培养期间 0～90 天。不同小写字母表示在同一土层、不同 CO_2 浓度处理下差异显著（$P<0.05$）。下同。Note：Fig. a. Phase I，0 to 30 days；Fig. b. Phase II，30 to 60 days；Fig. c. Throughout the incubation period，0～90 days. Different lowercase letters mean there is a significant difference（$P<0.05$）between different CO_2 concentration treatments at the same soil layer. The same as below.

图 3　不同 CO_2 浓度下土壤有机碳平均矿化速率

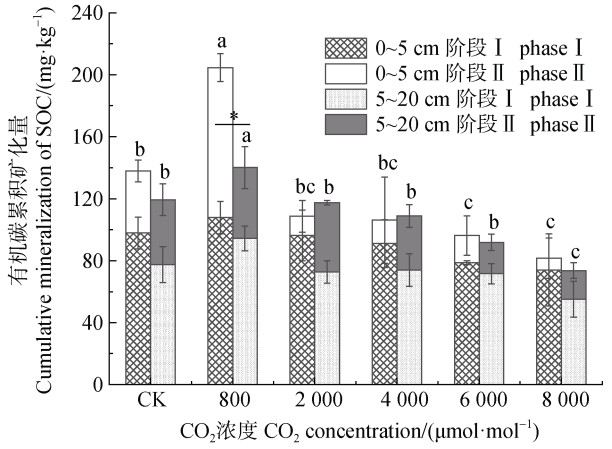
Fig. 3　Average mineralization rate of soil organic carbon in response to different CO_2 concentrations



注：图 a. 中 CK、800、2 000、4 000、6 000、8 000 μmol·mol^{-1} CO_2 浓度下土壤有机碳累积矿化量 R^2 分别为 92.71%、87.18%、92.55%、93.74%、93.55%、91.77%；图 b. 中 CK、800、2 000、4 000、6 000、8 000 μmol·mol^{-1} CO_2 浓度下土壤有机碳累积矿化量 R^2 分别为 93.91%、93.40%、94.01%、94.22%、94.44%、93.36%。Note：Fig. a. The cumulative soil organic carbon mineralization R^2 at CK，800，2 000，4 000，6 000 and 8 000 μmol·mol^{-1} CO_2 concentrations were 92.71%，87.18%，92.55%，93.74%，93.55% and 91.77%，respectively；Fig. b. The cumulative soil organic carbon mineralization R^2 at CK，800，2 000，4 000，6 000 and 8 000 μmol·mol^{-1} CO_2 concentrations were 93.91%，93.40%，94.01%，94.22%，94.44% and 93.36 %，respectively.

图 4　不同 CO_2 浓度下土壤有机碳累积矿化量的动态变化

Fig. 4　Changes of cumulative organic carbon mineralization for soil organic carbon in response to different CO_2 concentrations



注：误差线为标准差（n=4）；*表示土层间差异显著（P<0.05）。Note：The error line is the standard deviation（n=4）; * means P<0.05 between different soil layers.

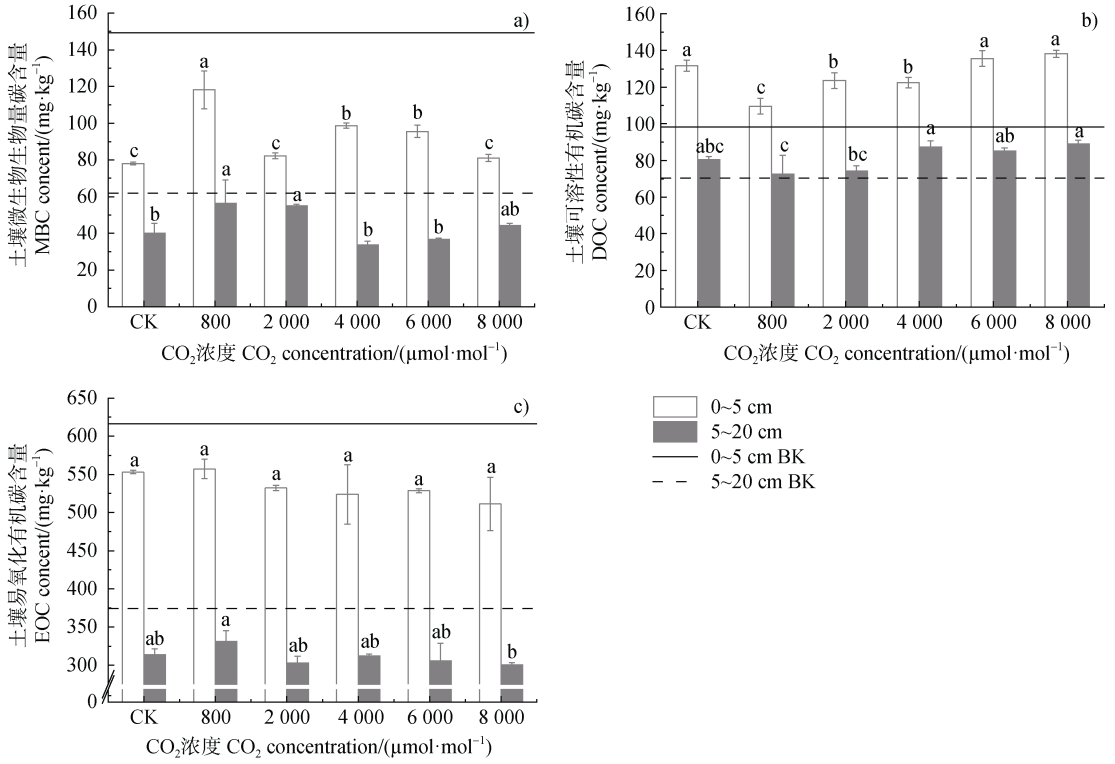
图 5 2 个土层有机碳累积矿化量

Fig. 5 Cumulative organic carbon mineralization in 2 soil layers

CO_2浓度增加对 SOC 各活性组分含量影响不同（图 6）。与 CK 相比，表层与亚表层 MBC 含量分别在 800～6 000、800～2 000 μmol·mol^{-1} CO_2浓度下显著增加（图 6a），其中 800 μmol·mol^{-1} 处理下，表层和亚表层 MBC 含量增幅最大，分别为 33.96%和 28.97%（P<0.05）。与 CK 相比，800～4 000 μmol·mol^{-1} 处理下表层和亚表层 DOC 含量分别下降 6.22%～16.85%和 7.71%～9.84%（P<0.05）；当 CO_2浓度达到 6 000 μmol·mol^{-1} 及以上时，两个土层的 DOC 含量较 CK 无显著变化（图 6b）。与 MBC 和 EOC 相比，不同 CO_2浓度处理下的 EOC 含量无显著差异（图 6c）。

2.4 有机碳矿化特征与 CO_2 浓度及活性有机碳组分的相关性

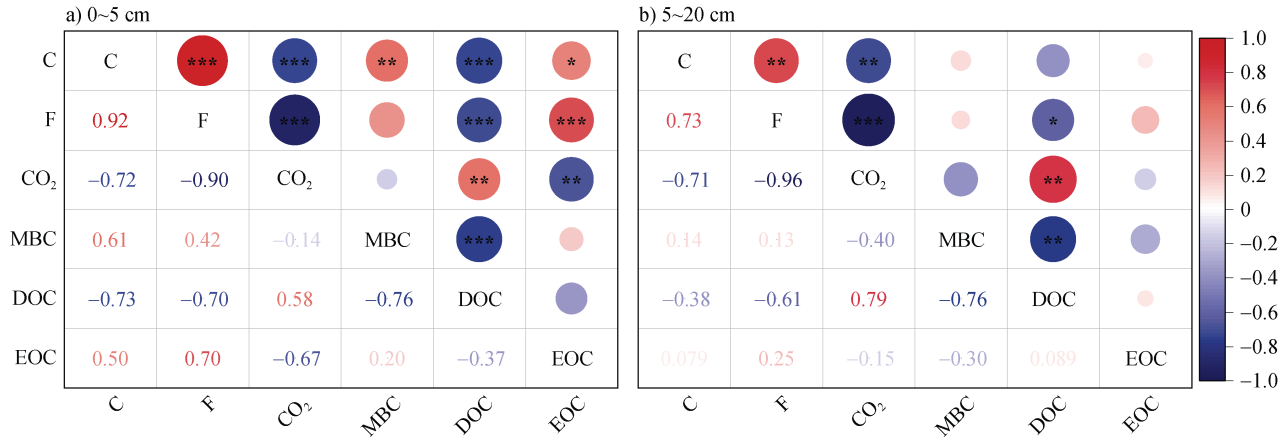
皮尔森相关性分析表明，SOC 矿化特征与 CO_2 浓度及活性 SOC 组分间显著相关（图 7）。SOC 累积矿化量与平均矿化速率、MBC、EOC 显著正相关，与 CO_2 浓度、DOC 呈显著负相关，各相关系数均表现为表层大于亚表层。CO_2 浓度与累积矿化量、平均矿化速率、EOC 呈显著负相关，与 DOC 呈显著正相关，与 MBC 无显著相关性。



注：BK 表示 SOC 矿化培养前原始土壤微生物生物量碳（MBC）、可溶性有机碳（DOC）、易氧化有机碳（EOC）的含量，即背景值。Note：BK means the content of soil microbial biomass carbon（MBC），dissolved organic carbon（DOC），easily oxidizable organic carbon（EOC）of the original soil before SOC mineralization incubation，that is，the background value.

图 6 不同 CO_2 浓度下 MBC（a）、DOC（b）、EOC（c）含量变化特征

Fig. 6 Changes of MBC（a）、DOC（b）、EOC（c）content in response to different CO_2 concentrations



注：C 表示 SOC 累积矿化量；F 表示 SOC 平均矿化速率；*、 **、***分别表示 $P<0.05$、$P<0.01$ 和 $P<0.001$ 的差异显著水平。每个格子的颜色表示对于行与列的相关性，颜色越红表示正相关性越强，越蓝表示负相关性越强。Note：C means SOC cumulative mineralization；F means SOC average mineralization rate. *，**，*** mean significant difference levels of $P<0.05$，$P<0.01$ and $P<0.001$，respectively. The color of each cell indicates the correlation between rows and columns，with redder colors indicating a stronger positive correlation and bluer colors indicating a stronger negative correlation.

图 7　有机碳矿化特征与 CO_2 浓度及活性有机碳组分的相关性

Fig. 7　Correlation between organic carbon mineralization characteristics，CO_2 concentration and soil organic carbon fractions

采用随机森林算法建立模型，量化 CO_2 浓度、土层、SOC 及其活性碳组分对累积矿化量的解释程度，以揭示不同因子与 SOC 矿化间关系（图 8）（R^2=73.34）。CO_2 浓度解释率在所列因子中最高，达到 22.93%。活性有机碳组分 MBC、DOC、EOC 以及有机碳则分别解释了 13.39%、9.26%、8.65%、5.84%。而土层对 SOC 累积矿化量解释度最小，为 1.16 %。

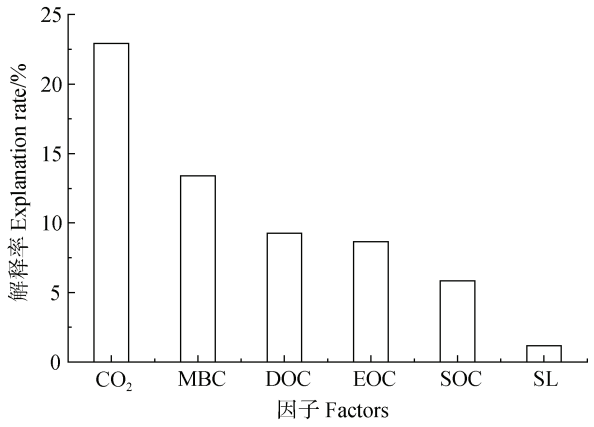


图 8　土壤有机碳累积矿化量影响因子的重要性排序

Fig. 8　Ranking of importance of influencing factors of soil organic carbon mineralization

3　讨　论

有机碳矿化是土壤碳库释放 CO_2 的主要途径，产生大量 CO_2 因无法及时排出而在土体中聚集，导致土体 CO_2 浓度可达大气的几倍至数十倍[18]，可能影响 SOC 矿化。然而现有研究尚不足以明晰土壤中高浓度 CO_2 如何以及多大程度上影响 SOC 矿化，这是准确解析 SOC 稳定性及其影响因素的认识盲点。

3.1　高浓度 CO_2 对土壤有机碳矿化的影响

本研究通过模拟土壤高浓度 CO_2 环境进行室内培养试验，结果表明 CO_2 浓度显著影响 SOC 矿化。当 CO_2 浓度达 6 000 μmol·mol^{-1} 及以上时，显著降低了土壤 SOC 累积矿化量（图 5）。这与 Šantrůčková 和 Šimek[6]及 He 等[19]在 40 000～50 000 μmol·mol^{-1} 条件下进行培养实验所得结论一致。同时，本研究结果还表明，当 CO_2 浓度倍增（<2 000 μmol·mol^{-1}）时，矿化作用显著增强（图 5）。尽管与前人在土壤—植物系统内研究的 CO_2 浓度倍增（500～1 200 μmol·mol^{-1}）对 SOC 矿化的影响机制[20]不同，但均对 SOC 矿化具有正向激发作用。与前人研究相比，本研究探明了接近土壤剖面实际 CO_2 浓度对 SOC 矿化的影响方式与程度。本试验中，导致 SOC 矿化受到抑制的 CO_2 浓度较前人研究更低（图 5），产生该结果的原因除供试土壤本身理化性质具有差异外，还有以下两点原因：一方面，本试验设置的浓度处理较密集，更可能找到产生抑制作用的 CO_2 浓度拐点；另一方面，本试验在前人的研究基础上，

对矿化培养装置做出一定改进，最大限度保证其气密性，降低培养过程中 CO_2 气体逃逸。

在“双碳”背景下，实现陆地碳汇、增加土壤固碳已成为近年来环境领域的研究热点，准确解析 SOC 矿化特征及影响因素、科学预测碳排放对提升土壤碳汇功能具有重要意义[21]。本研究结果表明，以往在大气水平下开展的室内矿化培养试验可能一定程度低估了 SOC 矿化率，且高浓度 CO_2 可能是维持 SOC 稳定性的重要因素之一，为科学全面认识 SOC 转化提供了依据。一般而言，土壤剖面 15～20 cm 处，CO_2 浓度可达 2 000 μmol·mol^{-1}[22]，更有研究表示，土壤剖面 50 cm 处，CO_2 浓度甚至可达 10 000 μmol·mol^{-1}，势必会对 SOC 矿化产生抑制作用[23]。可见，在估算 SOC 矿化量方面，如果未考虑土壤中高浓度 CO_2 对 SOC 矿化的影响，则可能低估土壤固碳总量，进而可能从一方面解释了目前的“碳失汇”现象。

3.2 高浓度 CO_2 对土壤活性有机碳组分的影响

土壤有机碳矿化是一个复杂的生物学过程，受水热条件、矿化底物、通气性、微生物等多种因素影响[2]。本研究结果表明，在温湿度适宜条件下，CO_2 浓度是影响 SOC 矿化的主要因素（图 8），贡献率达 22.93%，且 CO_2 浓度显著影响了土壤活性有机碳组分的含量（图 7）。当 CO_2 浓度增加至 800 μmol·mol^{-1} 时，MBC 含量显著增加（图 6a）。有研究指出 CO_2 浓度倍增显著影响细菌，而更高浓度 CO_2 对真菌影响更大，土壤优势菌群将逐渐由细菌转为真菌[24]，由于二者对基质利用程度及代谢产物的差异，使细菌占优势的微生物群落更有利于有机碳分解[25]。可能是 800 μmol·mol^{-1} 条件下，细菌在碳分解过程中起主导作用并将易利用性碳源分解为糖类物质、淀粉或脂质等，储存在微生物生物量中，使土壤中 MBC 含量增加，进而刺激矿化反应进行，SOC 累积矿化量显著增加[26]。此外，本研究在开展野外样品采集时，测得表层土壤 CO_2 浓度达到 1 089 μmol·mol^{-1}，与实验设计的 800 μmol·mol^{-1} CO_2 浓度处理接近，可能成为供试土壤微生物活动的最佳条件，促进了 SOC 矿化。

多数常见微生物在极端条件下（如高压、高温、低温、强辐射、强酸碱）处于休眠或死亡状态，故 CO_2 浓度过高的环境可能导致微生物活性受到抑制[27]。此外，有研究表明，2 000 μmol·mol^{-1} CO_2 浓度条件下，土壤微生物丰富度指数和香农指数减小，群落多样性和活性均有所降低[28]。故在本试验中，当 CO_2 浓度升至 2 000 μmol·mol^{-1} 以上时，高浓度 CO_2 可能成为土壤微生物的胁迫条件，影响其群落结构及活性，使高浓度 CO_2 条件下 MBC 和 DOC 的利用率下降，表现为较 CK 处理含量更高的趋势（图 6a，图 6b），进而抑制了 SOC 矿化。此外，DOC 主要来自微生物生物量、腐殖质等，并受其含量影响，因此，微生物生物量的增加一定程度上也增加了 DOC 含量（图 6b）。本研究中，EOC 含量随 CO_2 浓度增加无显著差异（图 6c），可能是由于本研究 EOC 含量采用 33 mmol·L^{-1} 高锰酸钾氧化法测定，其结果更偏向于反映 EOC 组分中的高、中氧化活性有机碳，但 CO_2 浓度增加使微生物活性降低，降低了 EOC 各组分间相互转化作用，导致 EOC 含量变化不显著。

需要指出的是，本试验培养结束时培养瓶内 CO_2 浓度虽因采气造成一定程度稀释，但仍达 CK 处理的 1.6 倍～12.4 倍，不影响本研究对高浓度 CO_2 影响 SOC 矿化这一问题的准确认识。未来相关研究仍需进行方法改进，更精确地建立 CO_2 浓度与 SOC 矿化的定量关系。此外，本试验结果是基于室内试验，采用密封培养瓶进行矿化培养得到的，其土气比例与真实情况存在差异，因此可能在一定程度上高估了高浓度 CO_2 对 SOC 矿化的抑制作用。下一步可通过开展野外原位试验与示踪法等进行验证，进一步精确量化高浓度 CO_2 对 SOC 矿化的影响程度。为详尽阐释 SOC 矿化过程中微生物作用的潜在机制，未来有关 SOC 矿化对 CO_2 浓度响应的研究还应关注土壤微生物群落与活性的变化特征。

4 结 论

高浓度 CO_2 显著抑制土壤有机碳矿化作用。在 2 000～8 000 μmol·mol^{-1} 范围内，随着 CO_2 浓度增加，SOC 累积矿化量降低了 38.34%～40.82%。而 CO_2 浓度较低（800 μmol·mol^{-1}）时对土壤有机碳矿化有显著正激发效应，SOC 累积矿化量增加了 17.37%～40.82%。在温湿度适宜条件下，CO_2 浓度是影响土壤有机碳矿化的重要因素，贡献率达 22.93%。土壤高浓度 CO_2 影响了活性有机碳组分含量，在一定 CO_2 浓度范围内，MBC 含量较 CK 显著

增加，DOC 含量较 CK 显著降低，EOC 含量变化不显著。综上，高浓度 CO_2 通过影响土壤易利用性碳源，对土壤有机碳稳定性具有一定积极作用，可能是维持土壤有机碳稳定性的重要因素之一。

参考文献（References）

[1] Piao S L，Wang X H，Park T，et al. Characteristics，drivers and feedbacks of global greening[J]. Nature Reviews Earth & Environment，2020，1（1）：14—27.

[2] Shi F Y，Zhang F B，Yang M Y. Research hotspots and progress of soil organic carbon mineralization based on bibliometrics method[J]. Acta Pedologica Sinica，2022，59（2）：381—392. [史方颖，张风宝，杨明义. 基于文献计量分析的土壤有机碳矿化研究进展与热点[J]. 土壤学报，2022，59（2）：381—392.]

[3] Oishi A C，Palmroth S，Johnsen K H，et al. Sustained effects of atmospheric CO_2 and nitrogen availability on forest soil CO_2 efflux[J]. Global Change Biology，2014，20（4）：1146—1160.

[4] Morales S E，Holben W E. Functional response of a near-surface soil microbial community to a simulated underground CO_2 storage leak[J]. PLoS One，2013，8（11）：e81742.

[5] Chen F，Yang B D，Ma J，et al. Effects of underground leakage of high concentration CO_2 on soil microbial community structure[J]. Acta Pedologica Sinica，2017，54（1）：180—190. [陈浮，杨宝丹，马静，等. 高浓度 CO_2 地下泄漏对土壤微生物群落结构的影响[J]. 土壤学报，2017，54（1）：180—190.]

[6] Šantrůčková H，Šimek M. Effect of soil CO_2 concentration on microbial biomass[J]. Biology and Fertility of Soils，1997，25（3）：269—273.

[7] Wang S. Effects of high concentration of CO_2 on soil microorganisms[D]. Xi'an：Northwest University，2014. [王莎. 高浓度 CO_2 对土壤微生物的影响研究[D]. 西安：西北大学，2014.]

[8] Balan S A，Welsh H，Amundson R. Comparative C，N，and S cycling along a Californian grassland chronosequence[J]. Geoderma，2023，439：116682.

[9] Hao W L. Response and modeling of soil CO_2 emission to water erosion in Loess hilly areas[D].Beijing：Research Center for Eco-Environmental Sciences，Chinese Academy of Sciences，2022. [郝旺林. 黄土丘陵区土壤 CO_2 排放对水蚀的响应及模拟研究[D]. 北京：中国科学院大学（中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心），2022.]

[10] Sun Y，Wang C T，Yang J Y，et al. Elevated CO_2 shifts soil microbial communities from K-to r-strategists[J]. Global Ecology and Biogeography，2021，30（5）：961—972.

[11] Yi Z G，Yi W M，Ding M M，et al. Vertical distribution of soil organic carbon，soil microbial biomass and soil CO_2 concentration in Dinghushan Biosphere Reserve[J]. Ecology and Environment，2006，15（3）：611—615. [易志刚，蚁伟民，丁明懋，等. 鼎湖山自然保护区土壤有机碳、微生物生物量碳和土壤 CO_2 浓度垂直分布[J]. 生态环境，2006，15（3）：611—615.]

[12] Rong H，Fang H，Jiang Y J，et al. Effects of loose soil samples，repacked soil columns and compactness on soil organic carbon mineralization[J]. Acta Pedologica Sinica，2022，59（6）：1551—1560. [荣慧，房焕，蒋瑀霁，等. 松散土样和填装土柱及紧实程度对土壤有机碳矿化的影响[J]. 土壤学报，2022，59（6）：1551—1560.]

[13] Yao Y H，Zhang S B，Zhou J S，et al. Effects of nitrogen and phosphorus addition on organic carbon mineralization and priming effect in a moso bamboo plantation soil[J]. Acta Pedologica Sinica，2023，60（4）：1088—1100. [姚易寒，张少博，周家树，等. 氮磷添加对毛竹林土壤有机碳矿化及其激发效应的影响[J]. 土壤学报，2023，60（4）：1088—1100.]

[14] Jat S L，Parihar C M，Dey A，et al. Dynamics and temperature sensitivity of soil organic carbon mineralization under medium-term conservation agriculture as affected by residue and nitrogen management options[J]. Soil and Tillage Research，2019，190：175—185.

[15] Guan S，Dou S. Effect of carbon dioxide concentration to soil microbial biomass carbon during corn stalk decomposition[J]. Journal of Jilin Agricultural Sciences，2006，31（3）：44—47. [关松，窦森. 不同二氧化碳浓度对玉米秸秆分解期间土壤微生物生物量碳的影响[J]. 吉林农业科学，2006，31（3）：44—47.]

[16] Wu J S. Determination method of soil microbial biomass and its application[M]. Beijing：China Meteorological Press，2006. [吴金水. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京：气象出版社，2006.]

[17] Yu Y X，Pei J B，Liu W，et al. Effects of root，stem and leaf of maize enriched by ^{13}C on brown earth's respiration and their priming effects under long-term fertilization conditions[J]. Acta Pedologica Sinica，2023，60（4）：1077—1087. [于雅茜，裴久渤，刘维，等. ^{13}C 富集玉米根、茎、叶添加对长期不施肥和施肥处理棕壤土壤呼吸的影响及其激发效应[J]. 土壤学报，2023，60（4）：1077—1087.]

[18] Tian A，Wang Y H，Webb A A，et al. Water yield variation with elevation，tree age and density of larch plantation in the Liupan Mountains of the Loess Plateau and its forest management implications[J]. Science of the Total Environment，2021，752：141752.

[19] He W M，Kim Y，Ko D，et al. Changes in soil N_2O and CH_4 emissions and related microbial functional groups in an artificial CO_2 gassing experiment[J]. Science of the Total Environment，2019，690：40—49.

[20] Mao W Q，Xia Y H，Ma C，et al. Response of organic carbon mineralization to nitrogen addition in

micro-aerobic and anaerobic layers of paddy soil[J]. Environmental Science，2023，44（11）：6248—6256. [毛婉琼，夏银行，马冲，等. 稻田微氧层和还原层土壤有机碳矿化对氮素添加的响应[J]. 环境科学，2023，44（11）：6248—6256.]

[21] Tong R X，Liang X，Guan Q F，et al. Estimation of soil carbon storage change from land use and management at a high spatial resolution in China during 2000-2020[J]. Acta Geographica Sinica，2023，78（9）：2209—2222. [童荣鑫，梁迅，关庆锋，等. 2000—2020 年中国陆地土壤碳储量及土地管理碳汇核算[J]. 地理学报，2023，78（9）：2209—2222.]

[22] Xu S，Guan L F，Zhang M L，et al. Degassing of deep-sourced CO_2 from Xianshuihe-Anninghe fault zones in the eastern Tibetan Plateau[J]. Science China（Earth Sciences），2022，65（1）：139—155.

[23] Jassal R，Black A，Novak M，et al. Relationship between soil CO_2 concentrations and forest-floor CO_2 effluxes[J]. Agricultural and Forest Meteorology，2005，130（3/4）：176—192.

[24] Wang J Q，Shi X Z，Li L Q，et al. Changes in soil nematodes in rhizosphere and non-rhizosphere soils following combined elevated CO_2 and canopy warming in a winter wheat field[J]. Geoderma，2021，386：114907

[25] Sokol N W，Bradford M A. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input[J]. Nature Geoscience，2019，12（1）：46—53.

[26] Butler O M，Manzoni S，Warren C R. Community composition and physiological plasticity control microbial carbon storage across natural and experimental soil fertility gradients[J]. The ISME Journal，2023，17（12）：2259—2269.

[27] Song Z X，Yan D D，Fang W S，et al. Response of strawberry fruit yield，soil chemical and microbial properties to anaerobic soil disinfestation with biochar and rice bran[J]. Agriculture，2023，13（7）：1466.

[28] Zhang W Y，Zhang S L，Chen F，et al. Short-term effects of simulated underground CO_2 leakage on the soil microbial community[J]. Journal of Agro-Environment Science，2017，36（6）：1167—1176. [张旺园，张绍良，陈浮，等. 模拟地下 CO_2 泄漏对土壤微生物群落的短期影响[J]. 农业环境科学学报，2017，36（6）：1167—1176.]

（责任编辑：陈荣府）