

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.06.048.

张辉, 栗现文, 宋媛, 等. 泥沙沉积层次对有机碳矿化和 CO₂ 排放影响的模拟研究[J]. 水土保持研究, 2023, 30(6): 151-159.

ZHANG Hui, LI Xianwen, SONG Yuan, et al. Simulation Study on the Influence of Sedimentary Layers on Organic Carbon Mineralization and CO₂ Emissions[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(6): 151-159.

泥沙沉积层次对有机碳矿化和 CO₂ 排放影响的模拟研究

张辉^{1,2}, 栗现文³, 宋媛⁴, 胡亚鲜^{1,2,4}

(1.中国科学院 水利部 水土保持研究所, 杨凌 712100; 2.中国科学院大学, 北京 100049;

3.西北农林科技大学 水利与建筑工程学院, 陕西 杨凌 712100; 4.西北农林科技大学 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

摘要: [目的] 探讨沉积区不同掩埋层位对 CO₂ 在沉积剖面中产生和传输的影响, 为定量评估黄土高原地区侵蚀-沉积环境下碳源/汇强度和功能提供理论依据。 [方法] 通过土柱回填控制性试验模拟沉积土层, 在 12 cm 高土柱的顶部 (2 cm)、中部 (5 cm) 和底部 (9 cm) 分别添加 ¹³C 标记的葡萄糖溶液, 并设置 3 种 ¹³C 葡萄糖溶液浓度 (26, 52, 104 mg C/kg), 对比分析 20℃ 恒温培养 10 d 期间, 不同添加位置和葡萄糖溶液浓度对土柱表观 CO₂ 释放速率的影响, 并结合稳定性同位素示踪法, 解析不同有机碳来源对表观 CO₂ 的贡献, 进而探讨不同掩埋层位对外源输入有机碳矿化的影响。 [结果] (1) 低浓度葡萄糖添加处理下, 外源添加葡萄糖的矿化程度在顶、中、底部分别为 38.6%, 65.1%, 50.9%, 存在显著性差异; 而随着葡萄糖添加浓度的升高, 各层位间的矿化程度趋于一致。 (2) 顶部添加葡萄糖后, 表观 CO₂ 中 ¹³C 峰值最大 (376‰, 1527‰, 3176‰), 出现最早 (第 1 天), 而添加葡萄糖位置越靠近底部, CO₂ 排放中 ¹³C 峰值越小 (131‰, 236‰, 645‰), 时间滞后 (第 2 天), 且添加层位对 CO₂ 传输和排放的影响主要在低浓度葡萄糖添加处理时比较明显, 高浓度时差异不大。 [结论] 沉积区掩埋层位可显著影响有机碳的矿化和 CO₂ 的传输与排放, 黄土高原地区碳源/汇强度的定量评估应明确侵蚀径流外源碳输入的层位和浓度的影响。

关键词: 外源碳输入; 沉积层位; 葡萄糖浓度; 有机碳矿化; 气体传输效率; 稳定性同位素

中图分类号: S152.4

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2023)06-0151-09

Simulation Study on the Influence of Sedimentary Layers on Organic Carbon Mineralization and CO₂ Emissions

Zhang Hui^{1,2}, Li Xianwen³, Song Yuan⁴, Hu Yaxian^{1,2,4}

(1. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water

Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

3. College of Water Resources and Architectural Engineering, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100,

China; 4. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: [Objective] The aim of this study is to explore the effects of different sedimentary layers on the CO₂ production and transport in soil depositional profile, and to provide a theoretical basis for quantitative assessment of the intensity and function of carbon source/sink in the erosion-sedimentary environment in the Loess Plateau. [Methods] Soil columns were filled with sieved soil to simulate the depositional soil layer. Three concentrations of ¹³C-labeled glucose solution (26, 52, 104 mg C/kg) were added to the top (2 cm), middle (5 cm) and bottom (9 cm) of the 12 cm high soil columns. During the incubation period of 10 days at 20℃, the effects of different adding positions and glucose solution concentrations on the apparent CO₂ emission rates were compared and analyzed. The individual contributions from different organic carbon sources to apparent CO₂ were analyzed by comparing the stable isotopic signature of the CO₂ and soil, with the attempts

收稿日期: 2022-12-03

修回日期: 2023-02-21

资助项目: 中国科学院“西部之光”人才培养计划“西部青年学者”项目(XAB2020YN03); 陕西省引进高层次人才专项(F202221001)

第一作者: 张辉(1998—), 男, 河南南阳人, 硕士, 主要从事土壤侵蚀与碳循环研究。E-mail: huizhanghg@163.com

通信作者: 胡亚鲜(1986—), 女, 河南郑州人, 博士, 副研究员, 主要从事土壤侵蚀与碳循环研究。E-mail: huyaxian@nwfau.edu.cn

<http://stbcyj.paperonce.org>

to explore the effect of exogenous carbon input at different layers on the mineralization of sedimentary organic carbon. [Results] (1) By adding low-concentration glucose, the mineralization degree of exogenous glucose was 38.6%, 65.1% and 50.9% at the top, middle and bottom, respectively, with significant difference. However, with the increase of glucose concentration, the mineralization degree of each layer tended to be consistent. (2) When the glucose was added at the top layer, the peak value of the $\delta^{13}\text{C}$ in the apparent CO_2 appeared the earliest on day 1 with the highest values (376‰, 1527‰, 3176‰). When the glucose was added to the bottom layer, smaller peaks of $\delta^{13}\text{C}$ in CO_2 emissions (131‰, 236‰, 645‰) were observed and consistently with a time lag on day 2. Moreover, the effects of different buried layer on CO_2 transport and emission were more evident when the glucose concentration was low, whereas little difference was observed when the glucose concentration was high. [Conclusion] The sedimentary layers in depositional sites can significantly affect the mineralization of organic carbon and the transport and emission of CO_2 . The quantitative evaluation of carbon source/sink intensity in the Loess Plateau should clarify the influence of the sedimentary layers and concentration of exogenous carbon input from erosion runoff.

Keywords: exogenous carbon input; sedimentary layer; glucose concentration; organic carbon mineralization; gas transport efficiency; stable isotope

土壤侵蚀是影响有机碳迁移和矿化的主要过程之一,但土壤侵蚀的碳源碳汇净效应仍存在较大争议^[1-2]。其中一个主要原因是目前研究多关注侵蚀区有机碳的迁移转化,并未探明沉积区泥沙堆积对有机碳矿化的影响^[3]。黄土高原作为土壤侵蚀最严重的地区之一^[4],侵蚀—沉积过程剧烈地影响着区域碳循环。尤其考虑到黄土高原地区存在大量沉积区(如沟道、淤地坝等),拦蓄淤积了大量泥沙^[5-6],年平均碳累积量为 1~30 Mg/km^2 ^[7],形成了一个巨大的土壤有机碳库^[8]。因此,明确沉积区有机碳稳定性对定量评估区域碳源碳汇功能具有重大意义。

现有研究多因沉积泥沙细密质地及掩埋作用而将沉积区视为碳汇^[9-10],但事实上,在反复的侵蚀沉积事件中,径流泥沙不断携带新鲜有机碳在沉积区汇聚^[11]。而沉积掩埋不仅影响了沉积土层剖面粒级组成和孔隙结构^[12],也决定了微生物氧气供应和有机碳分解条件^[13]。如,Blume 等^[14]结合 ^{14}C 测年方法发现地表排放的 CO_2 中 90% 来自于地表 22.5 cm 范围内;而 Wiaux 等^[15]则发现,虽然坡脚沉积区有机碳富集,但表层细颗粒沉积显著降低土壤孔隙度,制约深层土壤氧气含量,并限制 CO_2 扩散效率,致使表层 10 cm 对表观 CO_2 的贡献超过 90%,而更深层土壤对整体 CO_2 通量贡献非常有限。尤其在反复侵蚀沉积过程中,根据降雨事件大小以及泥沙颗粒的迁移沉降特征,泥沙有机碳可在沉积区浅表层形成多个不同的掩埋层次^[16],生理化特性与天然成土剖面截然不同^[17]。因此泥沙有机碳在不同层次的矿化特征、 CO_2 传输效率以及对表观 CO_2 的贡献等机理亟待研究。

本研究通过土柱回填控制性试验,模拟沉积土

层,对比分析不同葡萄糖溶液添加位置和浓度对土柱表观 CO_2 释放速率的影响,解析不同有机碳来源对表观 CO_2 的贡献,进而探讨不同掩埋层位对外源碳矿化和 CO_2 排放的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区概况与样品采集

本研究土壤采自于陕西省咸阳市长武县王东沟小流域(35°13′—35°16′N, 107°40′—107°42′E),属于黄土高原南部典型的高塬沟壑区。流域内主要地貌类型分为塬面、沟坡和沟道 3 种,分别占流域面积的 26.5%, 41.0% 和 32.6%^[18]。降水主要集中在 7—9 月(占年总量的 60% 左右),多暴雨。剖面土层深厚,土质较为疏松,雨季常造成强烈的水土流失,侵蚀速率达 6 000~10 000 $\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,造成大量泥沙在沟道沉积^[19]。土壤采集于易遭受土壤侵蚀的农田表层(0—20 cm),土壤类型为黏壤质黑垆土,有机碳含量 6.50 g/kg,全氮含量 0.62 g/kg,土壤黏粒含量(< 0.002 mm) 14%,饱和含水量 46%,土壤凋萎含水量 9.0%,pH 8.4。人工剔除所有可见植物根系等杂物,自然风干,并过 0.5 mm 筛,模拟沉积土细密质地。

1.2 土柱模拟控制性试验

黄土高原地区经过良好的治理,单次降雨在沉积区(如淤地坝)沉积的土层厚度已由 1960 年代高达 50 cm 降至平均 2—5 cm 左右^[20-21]。据此本试验设置了 3 种 ^{13}C 葡萄糖添加层位:土柱上部 2 cm、中部 5 cm 与底部 9 cm;和 3 种 ^{13}C 葡萄糖添加浓度^[22]:200%微生物量 C, 100%微生物量 C, 50%微生物量 C;另设有不添加葡萄糖的对照组。每种处理各设置 3 个重复。

对于沉积区而言,其深层有机碳因为掩埋效应而被封存,但是沉积区表层因为反复汇水汇沙从而一直处于动态变化过程中,因此表层才是碳排放的主要来源。参照 Wiaux 等^[15]得出的沉积区有效碳排放深度,我们将风干筛分后的土壤样品分层润湿回填至容量为 1 L 的丁基锂瓶中(直径为 10 cm),形成 12 cm 高土柱,以模拟有机碳矿化最活跃且对地表 CO₂ 贡献最大的浅表土层^[14-15]。回填过程中,为了更好地控制含水率并保证葡萄糖添加均匀,葡萄糖均以溶液的形式进行添加,并润湿至 20% 含水量^[12](参考雨季淤地坝表层土壤平均含水率)。同时,为了保证各土柱容重的一致性,将总量相同的土均分为 16 份依次分层回填到土柱中,且每回填一层,量取一次土柱高度,保证各土柱回填高度一致,以此来保证各土柱容重的一致性(图 1)。土柱回填完成后,置于 20℃ 条件下的恒温恒湿培养箱中进行培养(HWS-150, 普朗特,中国)。培养期间,于每天 9:00—10:00, 15:00—16:00, 21:00—22:00 三个时间段,使用 CO₂/H₂O 分析仪(LI-850, Licor, 美国)测量并计算排放速率。随后,将土柱继续密闭 1 h, 抽取土柱顶空气体样本,并通过二氧化碳同位素分析仪(PICARRO G2131-i)分析 CO₂ 中的¹³C 含量。培养十天后,CO₂ 排放已经完全稳定,同时排放 CO₂ 中¹³C 相对丰度也降低至大气 CO₂ 水平,说明不同掩埋层位对碳排放的影响在 10 d 后已经不明显了。培养结束后,对不同的处理进行破坏性取样,测定培养后的土壤中¹³C 余量。整个培养试验期间,每晚根据重量差值进行补水,保持土柱含水率一致。

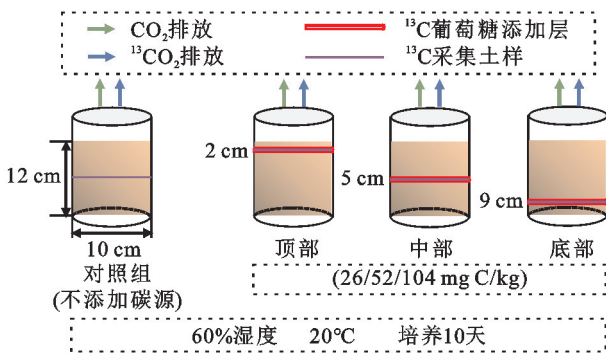


图 1 土柱模拟控制性试验设计图

Fig. 1 Soil column simulation control experiment design.

1.3 土壤呼吸与激发效应计算

(1) CO₂ 排放速率。向土壤中加入葡萄糖后,土壤中二氧化碳释放速率(mg CO₂-C·h)的计算公式如下:

$$F = \frac{M(C_2 - C_1)}{22.4} \cdot V_{\text{顶}} \cdot \omega \quad (1)$$

式中: F 为二氧化碳排放速率(mg CO₂-C/h); M : 二氧化碳的分子质量; C_1, C_2 表示小时内测得的空气中

二氧化碳初始体积分数与最终体积分数; $V_{\text{顶}}$ 表示培养瓶内的顶部留空空间体积(m³); ω 表示二氧化碳中碳的相对分子质量(%)。

土壤碳累积矿化量(mg CO₂-C/g)通过以下公式计算:

$$Q = \sum_{i=1}^n \frac{24 F_i}{560} \quad (n=1, 2, \dots, 10) \quad (2)$$

(2) 土壤排放的总 CO₂ 中来自添加葡萄糖以及原土有机碳的比例分别由以下公式计算得出^[23]:

来自外源添加有机碳的 CO₂ 释放比例(f_{add}):

$$f_{\text{add}} = \frac{(^{13}\text{C}_{\text{CO}_2, \text{add}} - ^{13}\text{C}_{\text{CO}_2, \text{control}})}{(^{13}\text{C}_{\text{add}} - ^{13}\text{C}_{\text{soil}})} \quad (3)$$

式中: $^{13}\text{C}_{\text{CO}_2, \text{add}}$ 和 $^{13}\text{C}_{\text{CO}_2, \text{control}}$ 分别代表添加和未添加葡萄糖的丁基锂瓶所释放 CO₂ 中¹³C 相对丰度; $^{13}\text{C}_{\text{add}}$ 和 $^{13}\text{C}_{\text{soil}}$ 分别为外源碳和原土的¹³C 相对丰度。

而来自原土有机碳的 CO₂ 释放比例(f)为:

$$f = 1 - f_{\text{add}} \quad (4)$$

(3) 培养结束后,葡萄糖添加对原土有机碳矿化的相对激发效应采用下式计算^[23]:

$$\text{PE} = \frac{(F_{\text{Total}} - F_{\text{RSC}} - F_{\text{SOC CON}})}{F_{\text{SOC CON}}} \times 100\% \quad (5)$$

式中: F_{Total} 为添加葡萄糖处理的总 CO₂ 排放速率; F_{RSC} 为葡萄糖来源的 CO₂ 排放速率; $F_{\text{SOC CON}}$ 为对照组不添加葡萄糖的 CO₂ 排放速率。

土壤累积激发效应则由下式计算得出:

$$\text{PE}_c = \sum_{i=1}^n (\text{PE}_i) \quad (n=1, 2, \dots, 10) \quad (6)$$

1.4 数据处理与分析

采用 Excel2018 和 SPSS25 软件对数据进行统计分析,利用 Origin2021 软件作图,图表中数据为平均值±标准误,采用 LSD 检验比较各处理之间的差异。

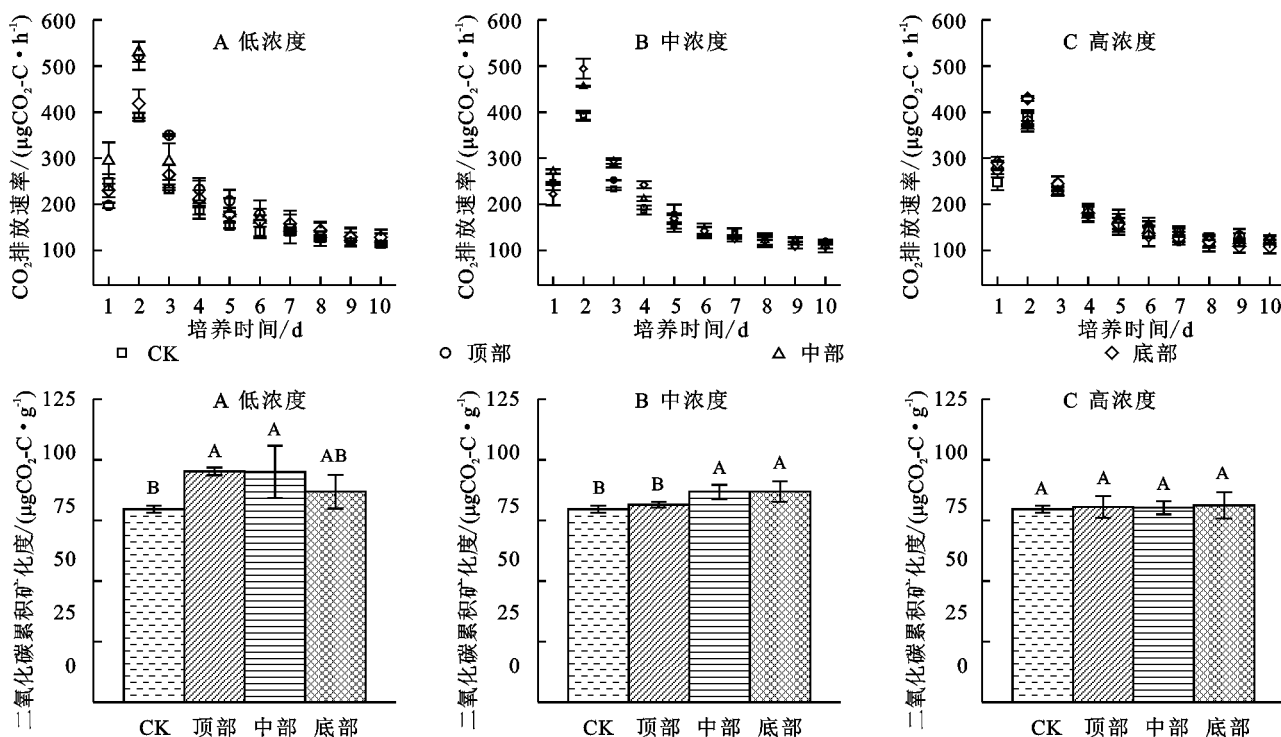
2 结果与分析

2.1 不同葡萄糖添加浓度与添加层位下的土壤 CO₂ 排放

与未添加葡萄糖的土柱相比,葡萄糖添加可提高土壤 CO₂ 排放速率,且均在第二天达到峰值(图 2)。不同葡萄糖添加浓度主要影响 CO₂ 日排放速率的峰值大小,且添加葡萄糖浓度越低,CO₂ 日排放速率的峰值越高。低、中、高 3 个浓度下 CO₂ 排放速率最大值分别为:530.7, 494.2, 429.4 μg CO₂-C/h(图 2)。随着培养时间延长,各处理 CO₂ 日排放速率逐渐下降,并在 7 d 后趋于平稳,均在 108.0~128.4 μg CO₂-C/h 之间变化(图 2)。低、中、高 3 种葡萄糖添加浓度的土柱在培养期间 CO₂ 总排放量为:86.8~95.3, 81.5~86.9, 80.3~81.3 μg CO₂-C/g。相对于未添加葡萄糖

处理的 CO_2 总排放量 $79.6 \mu\text{g CO}_2\text{-C/g}$, 低浓度葡萄糖添加显著增加了 CO_2 总排放量 ($p < 0.05$), 而高浓度葡萄糖添加的 CO_2 总排放量则没有显著差异 (图 2A, 2C)。就不同添加层位而言, 随着添加浓度的升高, 各添加层位之间、不同添加层位与对照组之间的差异明显削弱。低、中、高浓度下, 不同层位之间的

CO_2 总排放量最大差值分别为: $8.4, 5.4, 1.0 \mu\text{g CO}_2\text{-C/g}$; 各层位与对照组之间则分别为: $15.6, 7.2, 1.6 \mu\text{g CO}_2\text{-C/g}$ 。另一方面, 添加浓度的升高也明显增强了底部位置的二氧化碳排放。低浓度葡萄糖下, 培养期间 CO_2 总排放量顶部 $>$ 中部 $>$ 底部, 而中高浓度下则表现为底部最大 (图 2)。



注: 平均值 \pm 标准误, $n=3$, 下同; 不同大写字母表示葡萄糖添加处理和对照组累积矿化释放的 CO_2 量在 $p < 0.05$ 水平下存在显著差异。

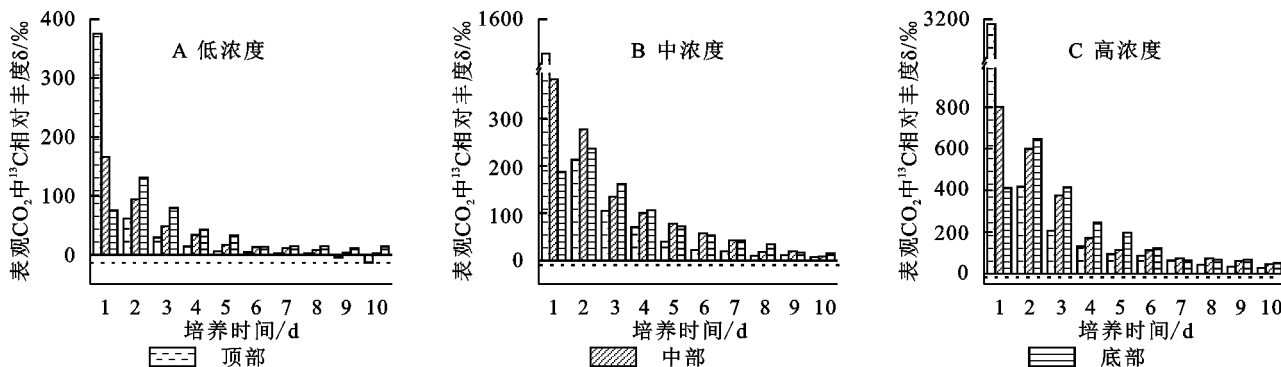
图 2 不同浓度和层位葡萄糖添加后表现 CO_2 释放速率的时间变化特征

Fig. 2 Temporal variation of apparent CO_2 release rate after glucose addition at different concentrations and horizons

2.2 不同葡萄糖添加浓度与添加层位下的表现气体 $\delta^{13}\text{C}$

不同葡萄糖添加浓度对表现气体 ^{13}C 相对丰度影响明显, 各浓度均在第 1 天便出现峰值, 且添加浓度越高, ^{13}C 相对丰度峰值越大 (图 3)。具体而言, 添加高浓度的葡萄糖后, 土柱表现气体 ^{13}C 相对丰度峰值为 3176.1‰ , 约为添加低浓度葡萄糖的 8 倍、和添加中浓度葡萄糖的 2 倍 (图 3A, 3C)。不同添加层位不仅影响峰值大小, 也决定峰

值出现时间。具体而言, 如高添加浓度下, 顶、中、底部的 ^{13}C 相对丰度峰值分别为 3176.1‰ , 802.1‰ , 和 645.5‰ (图 3C)。顶部与中部 ^{13}C 相对丰度往往在第 1 天就达到峰值, 而底部峰值多在第 2 天才出现。随着培养时间的延长, 不同添加位置的 ^{13}C 相对丰度逐渐降低, 且顶部降低速率显著大于中部和底部, 致使培养后期 3 个添加层位的 ^{13}C 相对丰度均表现为: 底部 $>$ 中部 $>$ 顶部 (图 3)。



注: 低、中、高表示 3 种葡萄糖添加浓度, 下同; 图中虚线为对照组排放 CO_2 中 ^{13}C 相对丰度, 与试验地空气 ^{13}C 相对丰度相似, 稳定在 -17‰ 左右。

图 3 不同浓度和层位葡萄糖添加后表现 CO_2 中 $\delta^{13}\text{C}$ 的时间变化特征

Fig. 3 Temporal variation characteristics of $\delta^{13}\text{C}$ in apparent CO_2 after glucose addition at different concentrations and horizons

2.3 不同葡萄糖添加浓度与添加层位下培养前后的土壤 δ¹³C

低、中、高 3 种添加浓度下,向不同层位添加等量的葡萄糖后,培养前后土壤 δ¹³C 的相对差值比例也不一样。具体而言,添加葡萄糖浓度越高,培养前后土壤¹³C 相对丰度的相对差别越大:低、中、高浓度下,培养前后土壤 δ¹³C 相对差别平均为:51.6%,63.9%,72.4%(图 4)。另一方面,就不同添加层位而言,随着添加浓度的升高,虽然培养前后土壤 δ¹³C 相对差别变大,但各添加层位的相对差别反而趋于一致:低添加浓度下,顶、中、底部各层位的相对差别分别为 38.6%,65.1%,50.9%,存在显著性差异($p < 0.05$);而高添加浓度下则分别为 73.5%,70.9%,72.7%,趋于一致(图 4)。且低、中浓度下培养前后土壤 δ¹³C 相对差别往往表现为顶部位置小于中部和底部。

2.4 葡萄糖来源和原土来源有机碳对表观 CO₂ 的贡献分析

葡萄糖来源和原土来源有机碳排放的 CO₂ 均在培养第二天达到峰值,随后降低并逐渐稳定(图 5)。添加高浓度葡萄糖后,原土有机碳来源的 CO₂ 达到峰值时间较晚,且随后并未明显下降而是趋于稳定(图 5F)。添加葡萄糖浓度越高,葡萄糖来源的有机碳对表观 CO₂ 的贡献越大,也即原土有机碳的贡献越小(图 6)。具体而言,

低、中、高 3 种葡萄糖添加浓度下,总 CO₂ 排放量中分别有 14.1%~14.8%,28.9%~34.5%,46.7%~60.3%是来自于葡萄糖的分解。添加高浓度的葡萄糖后,葡萄糖来源的 CO₂ 排放量约是低添加浓度下的 3~4 倍(图 6A,6C)。与此同时,与未添加葡萄糖的土柱相比,低、中、高添加浓度下,原土有机碳量分别减少:3.77%,36.07%和 56.63%(图 6)。就不同添加层位而言,添加葡萄糖浓度越高,土柱表观 CO₂ 的葡萄糖有机碳来源比例在 3 个添加层位间差异越明显(图 6):高浓度葡萄糖下顶、中、低部葡萄糖有机碳来源比例分别为:46.7%,56.4%,60.3%,存在显著性差异($p < 0.05$);而低浓度下则分别为:14.1%,14.8%,14.8%(图 6A,6C)。

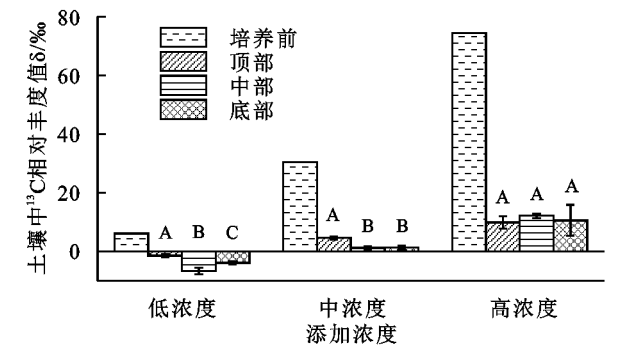


图 4 不同浓度和层位葡萄糖添加培养前后土壤中 δ¹³C 的变化
Fig. 4 Changes of δ¹³C in soil before and after incubation with glucose addition at different concentrations and horizons

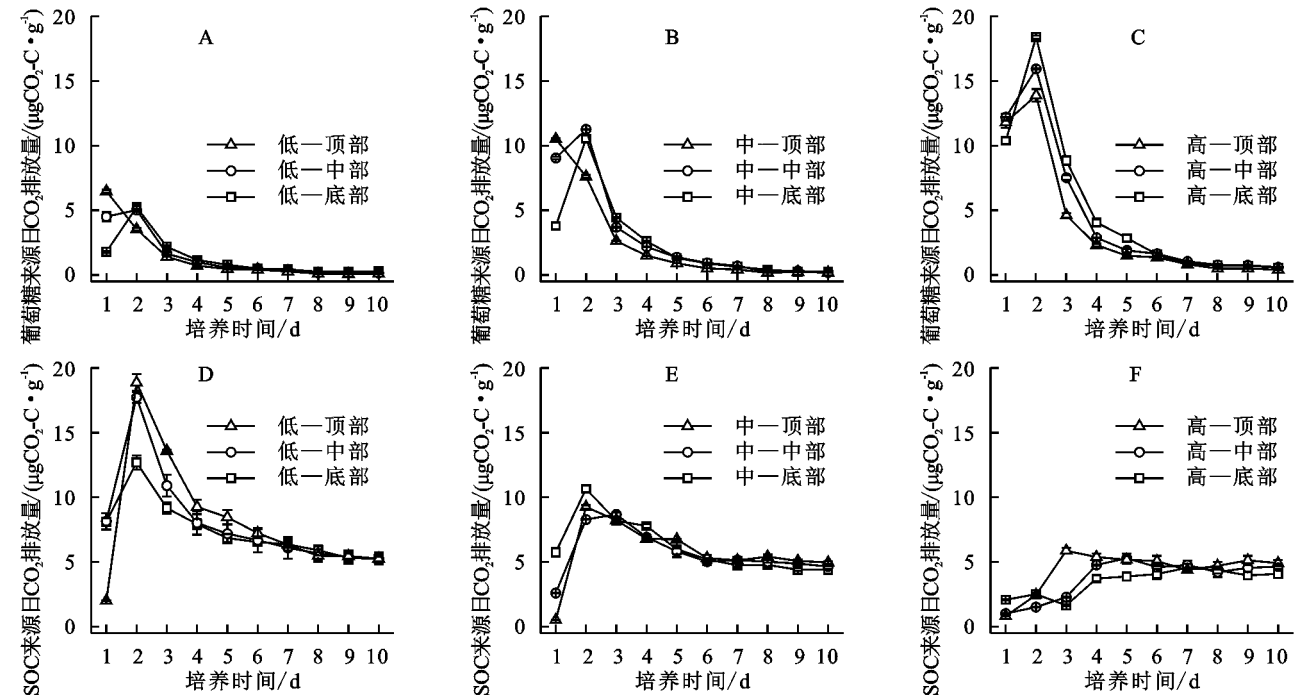


图 5 不同浓度和层位葡萄糖添加表观 CO₂ 中葡萄糖来源与原土有机碳(SOC)来源的日排放量变化
Fig. 5 Changes of daily emissions from glucose sources and soil organic carbon (SOC) sources in apparent CO₂ with glucose addition at different concentrations and horizons

2.5 激发效应

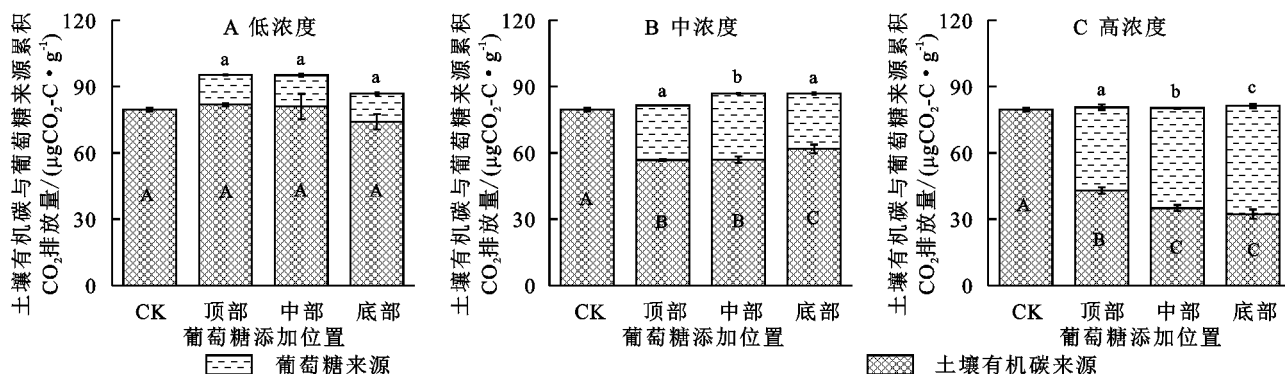
葡萄糖的添加对原土有机碳的矿化产生了明显

的激发效应,但不同添加浓度与添加层位下的激发效应强度和净效应不同。培养初期,所有处理均呈现负

激发效应,不同处理基本在第一天负激发效应强度就达到最大值,随培养时间的延长(第2天至第5天),负激发效应强度迅速下降,而后逐渐稳定(图7A,7B,7C)。然而,添加低浓度的葡萄糖后,对原土有机碳的激发效应,由前期的负激发(抑制原土有机碳分解)转为正激发(促进原土有机碳分解),且添加位置越靠近土壤表面,正激发效应越早,强度也越大(图7A)。添加中、高浓度的葡萄糖后,对原土有机碳矿化的累积负激发效应随培养时间增加一直增强,最大强度可达-217%和-478%,且高浓度下的累积增强

速度显著大于中浓度(图7F)。

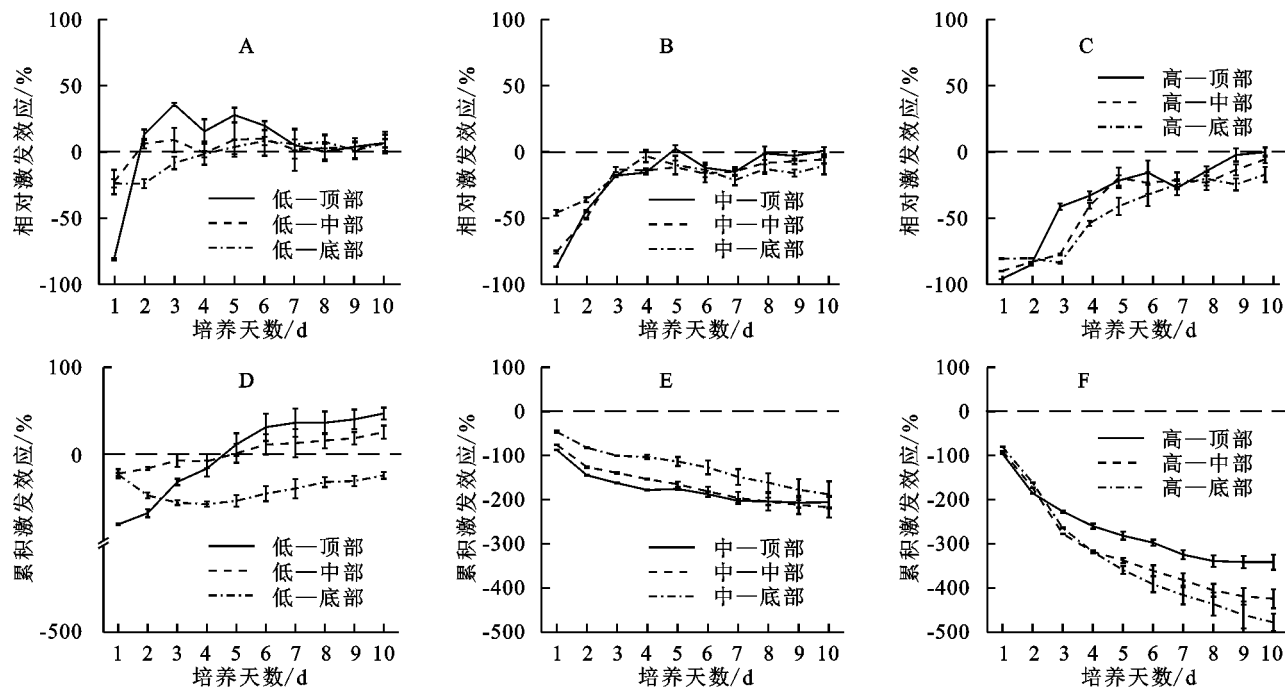
就不同层位而言,添加高浓度葡萄糖后,原土有机碳的累积负激发效应强度表现为底部>中部>顶部,而添加中浓度葡萄糖后,强度趋势则恰好相反(图7E,7F)。低添加浓度下,各添加层位累积负激发效应随培养时间延长而逐渐下降。其中中部和顶部添加葡萄糖的土柱,其原土有机碳矿化的累积激发效应在第5天转为正激发效应,最终累积激发强度分别为25.3%和46.7%,而底部累积激发强度仍为负数,为-24.6%(图7D)。



注:不同大写字母表示葡萄糖添加处理和对照组原土有机碳矿化释放的累积 CO_2 量在 $p < 0.05$ 水平下存在显著差异;不同小写字母表示葡萄糖添加处理和对照组葡萄糖矿化释放的累积 CO_2 量在 $p < 0.05$ 水平下存在显著差异。

图6 不同浓度和层位葡萄糖添加对表观 CO_2 有机碳来源的贡献

Fig. 6 Contribution of glucose additions at different concentrations and horizons to apparent CO_2 organic carbon sources



注:不同大写字母表示同一浓度下不同层位累积激发效应在 $p < 0.05$ 水平下存在显著差异。

图7 不同浓度和层位葡萄糖添加对原土有机碳的激发效应的时间变化特征

Fig. 7 Time variation characteristics of the priming effect at different concentrations and horizons of glucose on soil organic carbon

3 讨论

本研究中,不同葡萄糖添加浓度下,各添加层位

的外源有机碳矿化程度不同。低浓度葡萄糖添加处理下,顶、中、底3个添加层位中葡萄糖的矿化程度分别为38.6%,65.1%,50.9%,存在显著性差异(图4);

而随着葡萄糖添加浓度的升高,各层位间的葡萄糖矿化程度趋于一致(图4)。黄双双等^[24]通过向农田表层和深层土壤添加等量的葡萄糖并经过培养后发现,上层表现为正激发,而下层却为负激发,并认为“底物优先利用”和“微生物共代谢”等多种激发机制可能同时起作用^[25-26]。本试验在培养过程中,低浓度葡萄糖添加处理下的 CO₂ 释放速率峰值主要来自原土有机碳的矿化,且越靠近土壤表层,原土有机碳的贡献比例越大,激发效应也更偏向于正激发(图5D,图7D)。这可能是因为在表层土壤中,一方面,葡萄糖快速大量消耗后(图5A,5D),剩余养分不足以满足微生物生长需求,迫使其转而利用原土有机碳^[27-28],另一方面,微生物利用外源葡萄糖迅速增殖和生长,同时也加快了土壤原有机质的分解,即发生了微生物的共代谢作用^[26],从而产生正激发效应(图7D);在下层土壤中,微生物可能更多地受到氧气条件的限制,在培养前期倾向于大量利用外源葡萄糖,虽然葡萄糖快速大量消耗后,底部位置激发效应也转向正激发,但是最终累积激发效应表现为负激发(图7A,7D),导致低浓度处理下底部位置的外源有机碳矿化程度大于顶部。而高浓度葡萄糖添加处理下的 CO₂ 释放速率峰值则主要取决于葡萄糖自身的分解,整个培养期间激发效应一直为负激发(图5C,图7F)。根据底物优先利用假说,微生物会优先利用易分解的外源添加葡萄糖^[25],这表明在外源葡萄糖充足的情况下,各层位均以外源葡萄糖为主要矿化来源,各层位间的葡萄糖矿化程度反而趋于一致。

本研究中,在顶、中、底添加层位处理下,CO₂ 释放速率、CO₂ 的 $\delta^{13}\text{C}$ 也表现出显著差异(图2,图3)。具体而言,顶部添加葡萄糖后,土表 CO₂ 中 $\delta^{13}\text{C}$ 在第一天达到峰值,且峰值极高,是当天中部添加位置 CO₂ 中 ^{13}C 相对丰度的 2~4 倍,是底部添加位置的 4~8 倍(图3)。这是因为顶部位置氧气充足,葡萄糖矿化分解效率极高,且 CO₂ 扩散通畅,这也就意味着沉积区浅层富集的易分解有机碳碳排放潜力大,可产生较强的碳源效应。而土柱底部添加葡萄糖处理下的土表 CO₂ 中 $\delta^{13}\text{C}$ 均在第2天才达到峰值,存在明显的滞后性(图3),这可能是因为相比顶部位置,底部氧气有效性偏低,且所产生的 CO₂ 须经过相对较长的传输路径才可从土表排出^[29]。这不仅说明沉积层位和掩埋深度可通过氧气有效性和 CO₂ 扩散路径与效率,影响葡萄糖分解和 CO₂ 排放,也从过程模拟角度证实了沉积掩埋对有机碳的封存效应,且浅表层 12 cm 的沉积深度已然可以发挥很好的掩埋封存作用。这与 Wiaux 等^[15]所报道的观察到的沉积剖面

CO₂ 浓度和通量结果一致,沉积区表层 10 cm 对表观 CO₂ 的贡献超过 90%。王震等^[17]对 8 m 深的淤地坝不同土层进行培养后也发现,埋藏条件下有机碳分解速率仅为有氧条件下的 11.4%。沉积区土壤质地和易分解有机碳富集层位与传统非侵蚀沉积环境下存在显著差异,其细密的土壤质地和孔隙结构改变了气体在剖面垂向分布规律,同时影响剖面不同土层氧气有效性和微生物活性^[13]。或可大幅增加深层 CO₂ 浓度富集,而同时提高表层 CO₂ 通量,将土表 CO₂ 有效贡献深度由传统土层的 22 cm^[14] 提升至 10 cm^[15]。

然而,CO₂ 释放速率、 $\delta^{13}\text{C}$ 和土壤留存 $\delta^{13}\text{C}$ 在顶、中、低3个添加层位之间的差异却随着总葡萄糖浓度的升高而减弱(图2,图3和图4),这可能是因为低浓度葡萄糖添加下,CO₂ 浓度梯度相对较低,扩散驱动力较弱^[29-30],更加凸显了层位间的传输路径差异对表层 CO₂ 贡献的影响;而高浓度添加下各添加层位的葡萄糖来源 CO₂ 浓度均较高(图6C),气体扩散压力较大,传输效率普遍较高,反而削弱了各添加层位间的传输效率差异^[31]。

需要指出的是,本研究仅模拟均质沉积土层条件下,不同掩埋层位对外源输入有机碳矿化的影响,并未考虑泥沙旋回沉积条件下,非均质土层结构和孔隙特性对有机碳矿化和气体传输效率的影响。此外,黄土高原季节性温湿度变化也可改变沉积土层充气孔隙度,充水孔隙度等气体扩散条件,从而影响不同沉积层位的氧气含量和 CO₂ 传输路径,这些均需要在未来研究中进行系统分析。

4 结论

(1) 掩埋层位可显著影响外源有机碳的分解,但与葡萄糖添加浓度密切相关。低浓度处理下,各层位外源添加葡萄糖的矿化程度在 38.6%~65.1%之间;而随着葡萄糖添加浓度的升高,层位间的矿化差异逐渐缩小,至高浓度时,各层位矿化程度范围为 70.9%~73.5%。

(2) 掩埋层位可显著影响 CO₂ 的排放。添加葡萄糖后,顶部层位表观 CO₂ 中 $\delta^{13}\text{C}$ 峰值最大、出现最早,而添加葡萄糖位置越靠近底部,则峰值越小,时间滞后。且添加层位对 CO₂ 传输和排放的影响主要在低浓度葡萄糖添加处理时比较明显,高浓度时各层位 CO₂ 排放量趋于一致。

参考文献:

- [1] 崔利论,袁文平,张海成.土壤侵蚀对陆地生态系统碳源汇的影响[J].北京师范大学学报:自然科学版,2016,52(6): 816-822.
Cui L L, Yuan W P, Zhang H C. Soil erosion effect on

- terrestrial ecosystem carbon source and sink[J]. *Journal of Beijing Normal University: Natural Science*, 2016, 52(6): 816-822.
- [2] Berhe A A, Barnes R T, Six J, et al. Role of soil erosion in biogeochemical cycling of essential elements: carbon, nitrogen, and phosphorus[M]. *State of California Palo Alto: Annual Reviews*, 2018: 521-548.
- [3] 冯棋, 汪亚峰, 杨磊, 等. 土壤侵蚀对陆地碳源汇的作用机制研究进展[J]. *土壤通报*, 2018, 49(6): 1505-1512.
- Feng Q, Wang Y F, Yang L, et al. Research progress on mechanisms of soil erosion on terrestrial carbon source and sink[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, 49(6): 1505-1512.
- [4] 朱冰冰, 霍云霏, 周正朝. 黄土高原坡沟系统植被格局对土壤侵蚀影响研究进展[J]. *中国水土保持科学(中英文)*, 2021, 19(4): 149-156.
- Zhu B B, Huo Y P, Zhou Z C. Research progress in impact of vegetation pattern on soil erosion in the slope-gully system of the Loess Plateau[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2021, 19(4): 149-156.
- [5] 曾茂林, 朱小勇, 康玲玲, 等. 水土流失区淤地坝的拦泥减蚀作用及发展前景[J]. *水土保持研究*, 1999, 6(2): 127-134.
- Zeng M L, Zhu X Y, Kang L L, et al. Effects of sediment reduction and erosion control and development prospects of warping dam in water and soil loss areas[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 1999, 6(2): 127-134.
- [6] 刘蓓蕾. 黄土高原淤地坝建设与地形特征的响应关系研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2021.
- Liu B L. Study on the response of check dam construction and topographic features on the Loess Plateau[D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2021.
- [7] Yao Y F, Song J X, Wei X R. The fate of carbon in check dam sediments[J]. *Earth-Science Reviews*, 2022, 224, doi:10.1016/j.earscirev.2021.103889
- [8] Wang Y F, Chen L D, Gao Y, et al. Carbon sequestration function of check-dams: A case study of the Loess Plateau in China[J]. *AMBIO*, 2014, 43(7): 926-931.
- [9] Li M M, Zhang X C, Pang G W, et al. The estimation of soil organic carbon distribution and storage in a small catchment area of the Loess Plateau [J]. *CATENA*, 2013, 101: 11-16.
- [10] Lü Y H, Sun R H, Fu B J, et al. Carbon retention by check dams: Regional scale estimation[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 44: 139-146.
- [11] Holz M, Augustin J. Erosion effects on soil carbon and nitrogen dynamics on cultivated slopes: A meta-analysis[J]. *Geoderma*, 2021, 397 doi:10.1016/j.geoderma.2021.115045.
- [12] 王云强, 张兴昌, 韩凤朋. 黄土高原淤地坝土壤性质剖面变化规律及其功能探讨[J]. *环境科学*, 2008, 29(4): 1020-1026.
- Wang Y Q, Zhang X C, Han F P. Profile variability of soil properties in check dam on the Loess Plateau and its functions[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(4): 1020-1026.
- [13] 张维俊, 李双异, 徐英德, 等. 土壤孔隙结构与土壤微环境和有机碳周转关系的研究进展[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(4): 1-9.
- Zhang W J, Li S Y, Xu Y D, et al. Advances in research on relationships between soil pore structure and soil microenvironment and organic carbon turnover [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33(4): 1-9.
- [14] Blume O, Guitard E, Crann C, et al. Relationships between carbon age and CO₂ efflux in agricultural and drainage ditch soils using the thermonuclear bomb pulse[J]. *Vadose Zone Journal*, 2022, 21(5). doi:10.1002/vzj2.2020.
- [15] Wiaux F, Vanclooster M, Vanoost K. Vertical partitioning and controlling factors of gradient-based soil carbon dioxide fluxes in two contrasted soil profiles along a loamy hillslope [J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(15): 4637-4649.
- [16] 惠波, 李鹏, 张维, 等. 王茂沟流域淤地坝系土壤颗粒与有机碳分布特征研究[J]. *水土保持研究*, 2015, 22(4): 1-5.
- Hui B, Li P, Zhang W, et al. Distribution characteristics of soil particles and organic carbon on check-dam system in Wangmaogou watershed[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2015, 22(4): 1-5.
- [17] 王震, 刘颖, 杨明义, 等. 坝地剖面泥沙有机碳分解特征及其影响因素[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(10): 2635-2643.
- Wang Z, Liu Y, Yang M Y, et al. Characteristics and factors influencing organic carbon decomposition in sediment in check dams[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(10): 2635-2643.
- [18] 韩书成, 谢永生, 濮励杰. 黄土高原沟壑区小流域土地利用特征变化分析: 以长武王东沟为例[J]. *干旱区资源与环境*, 2006, 20(4): 73-77.
- Han S C, Xie Y S, Pu L J. Analysis on land use characteristic changes in regional gully watershed on Loess Plateau: A case study of Wangdonggou watershed[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2006, 20(4): 73-77.
- [19] 孙棋棋. 侵蚀环境中土壤微生物群落变化特征[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), 2018.
- Sun Q Q. Variations of soil microbial communities under erosion environment [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences(Research Center of Soil and Water Conservation and Ecological Environment,

- Chinese Academy of Sciences and Ministry of Education), 2018.
- [20] 薛凯, 杨明义, 张凤宝, 等. 利用淤地坝泥沙沉积旋回反演小流域侵蚀历史[J]. 核农学报, 2011, 25(1): 115-120.
Xue K, Yang M Y, Zhang F B, et al. Investigating soil erosion history of a small watershed using sediment couplet in a dam[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2011, 25(1): 115-120.
- [21] 李勉, 杨剑锋, 侯建才, 等. 黄土丘陵区小流域淤地坝记录的泥沙沉积过程研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(2): 64-69.
Li M, Yang J F, Hou J C, et al. Sediment deposition process for a silt dam in a small watershed in Loess Hilly Region[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2008, 24(2): 64-69.
- [22] Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review[J]. Biology and Fertility of Soils, 2008, 45(2): 115-131.
- [23] Zhu Z. Stoichiometric regulation of priming effects and soil carbon balance by microbial life strategies[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, 169, doi:10.1016/j.soilbio.2022.108669.
- [24] 黄双双, 霍常富, 解宏图, 等. 表层和下层免耕黑土有机碳矿化速率及激发效应[J]. 应用生态学报, 2019, 30(6): 1877-1884.
Huang S S, Huo C F, Xie H T, et al. Soil organic carbon mineralization and priming effects in the topsoil and subsoil under no-tillage black soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30(6): 1877-1884.
- [25] Lu M K, Xie J S, Wang C, et al. Forest conversion stimulated deep soil C losses and decreased C recalcitrance through priming effect in subtropical China[J]. Biology and Fertility of Soils, 2015, 51(7): 857-867.
- [26] Blagodatskaya, E. V, Blagodatsky, S. A, Anderson, T. H., et al. Priming effects in Chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies[J]. Applied Soil Ecology, 2007, 37(1-2): 95-105.
- [27] Wang H, Boutton T W, Xu W H, et al. Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes[J]. Scientific Reports, 2015, 5(1): 10102.
- [28] 张天霖, 蔡章林, 赵厚本, 等. ¹³C 脉冲标记法研究非正常凋落物对土壤有机碳的激发效应[J]. 生态环境学报, 2021, 30(9): 1797-1804.
Zhang T L, Cai Z L, Zhao H B, et al. Priming effect on soil organic carbon by abnormal litter following ¹³C pulse-labeling[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, 30(9): 1797-1804.
- [29] Maier M, Schack-Kirchner H, Hildebrand E E, et al. Soil CO₂ efflux vs. soil respiration: Implications for flux models[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2011, 151(12): 1723-1730.
- [30] Wordell-Dietrich P, Wotte A, Rethemeyer J, et al. Vertical partitioning of CO₂ production in a forest soil[J]. Biogeosciences, 2020, 17(24): 6341-6356.
- [31] 赵佳玉, 肖薇, 张弥, 等. 通量梯度法在温室气体及同位素通量观测研究中的应用与展望[J]. 植物生态学报, 2020, 44(4): 305-317.
Zhao J Y, Xiao W, Zhang M, et al. Applications and prospect of the flux-gradient method in measuring the greenhouse gases and isotope fluxes[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2020, 44(4): 305-317.

(上接第 150 页)

- [26] Yang R, Su Y, Yang Q. Crop yields and soil nutrients in response to long-term fertilization in a desert oasis[J]. Agronomy Journal, 2015, 107(1): 83-92.
- [27] 李易麟, 南忠仁. 开垦对西北干旱区荒漠土壤养分含量及主要性质的影响: 以甘肃省临泽县为例[J]. 干旱区资源与环境, 2008, 22(10): 147-151.
Li Y L, Nan Z R. Effects of reclamation on Nutrient contents and main properties of desert soil in arid areas of Northwest China: A case study of Linze County, Gansu Province[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2008, 22(10): 147-151.
- [28] Barber S A. Soil Nutrient Bioavailability: A Mechanistic Approach[M]. New York: John Wiley & Sons, 1985.
- [29] 鲁艳红, 廖育林, 聂军, 等. 连续施肥对不同肥力稻田土壤基础地力和土壤养分变化的影响[J]. 中国农业科学, 2016, 49(21): 4169-4178.
Lu Y H, Liao Y L, Nie J, et al. Effects of continuous fertilization on soil basal fertility and soil nutrients in paddy fields with different fertility[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2016, 49(21): 4169-4178.
- [30] 姜小凤, 郭凤霞, 陈垣, 等. 休耕和种植作物对黑麻土壤肥力的影响[J]. 水土保持学报, 2021, 35(1): 229-235.
Jiang X F, Guo F X, Chen Y, et al. Effects of fallow and planting crops on soil fertility of black hemp[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(1): 229-235.