

DOI: 10.11766/trxb202105210059

陈鲜妮, 吴姗姗, 寇太记, 徐鹏飞, 谭晓华, 郭大勇. 秸秆源性碳在黑土和褐土中的转运及其对氮肥的响应[J]. 土壤学报, 2022, 59(5): 1248–1257.
CHEN Xianni, WU Shanwei, KOU Taiji, XU Pengfei, TAN Xiaohua, GUO Dayong. Transport of Straw-derived Carbon in Black Soil and Cinnamon Soil and its Response to Nitrogen Fertilization [J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(5): 1248–1257.

秸秆源性碳在黑土和褐土中的转运及其对氮肥的响应*

陈鲜妮¹, 吴姗姗¹, 寇太记¹, 徐鹏飞², 谭晓华³, 郭大勇^{1†}

(1. 河南科技大学农学院, 河南洛阳 471000; 2. 中国烟草总公司重庆市公司烟叶分公司, 重庆 404100; 3. 重庆中烟工业有限责任公司, 重庆 404100)

摘要: 采用室内培养结合同位素 ¹³C 标记技术, 探讨了添加小麦秸秆和氮肥后黑土和褐土的碳素矿化特征, 分析了土壤原有碳 (C_s) 和秸秆源性碳 (C_{str}) 在土壤不同有机碳组分 (轻组、闭蓄态组分、重组) 中的转运特征。结果表明: 土壤培养过程是碳矿化损失的过程, 施氮肥对黑土和褐土中碳矿化均有一定的抑制效应, 褐土中该抑制效应在施秸秆时较不施秸秆时更显著。土壤有机碳组分中 C_s 损失率表现为由高到低依次为重组、闭蓄态组分、轻组, 施秸秆使黑土重组 C_s 损失率由 2.83% 增加至 5.53% ($P < 0.05$), 使褐土闭蓄态组分中 C_s 损失率由 1.86% 减少至 0.82% ($P < 0.01$)。随培养时间的进行, 土壤轻组中 C_{str} 经降解逐渐向闭蓄态组分和重组中转移, 180 d 后转移缓慢; 至培养结束 (300 d) 时, C_{str} 总残留率在黑土与褐土之间无显著差异, 轻组中 C_{str} 残留率为褐土 (4.98%~8.52%) 显著高于黑土 (1.71%~2.47%)。与不施氮相比, 施氮处理使褐土轻组的 C_{str} 残留率增加了近一倍。综上, 施氮肥对黑土和褐土中碳矿化均有一定的抑制效应, 重组是土壤碳损失的主要来源, 添加秸秆对黑土重组的碳矿化有激发效应, 而对褐土闭蓄态组分的碳矿化有抑制作用。褐土轻组中外源秸秆的降解程度低于黑土, 并且施氮肥抑制其降解。

关键词: 碳矿化; 秸秆碳残留率; 土壤原有碳; 闭蓄态组分; 重组

中图分类号: S158 文献标志码: A

Transport of Straw-derived Carbon in Black Soil and Cinnamon Soil and Its Response to Nitrogen Fertilization

CHEN Xianni¹, WU Shanwei¹, KOU Taiji¹, XU Pengfei², TAN Xiaohua³, GUO Dayong^{1†}

(1. College of Agriculture, Henan University of Science and Technology, Luoyang, Henan 471000, China; 2. Chongqing Branch of China Tobacco Corporation, Chongqing 404100, China; 3. China Tobacco Chongqing Industrial Co., Ltd., Chongqing 404100, China)

Abstract: 【Objective】 A laboratory incubation was conducted to study the transport characteristics of soil native carbon (C_s) and straw-derived carbon (C_{str}) after adding wheat straw and nitrogen fertilizer in black soil and cinnamon soil. 【Method】 There are four treatments: Control (soil only, no straw or nitrogen added), N (soil with nitrogen fertilization, 170 kg·hm⁻²), R (soil with straw addition, 8 580 kg·hm⁻²), RN (soil with nitrogen fertilizer 170 kg·hm⁻² and straw addition 8 580 kg·hm⁻²). The wheat straw used

* 国家自然科学基金项目 (41601309) 和河南省自然科学基金项目 (182300410163) 共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41601309) and the Natural Science Foundation of Henan Province of China (No. 182300410163)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: pancywang@163.com

作者简介: 陈鲜妮 (1986—), 女, 河南滎池人, 博士, 主要从事农田土壤碳氮循环研究。E-mail: xnchen0701@126.com

收稿日期: 2021-05-21; 收到修改稿日期: 2021-09-11; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2021-10-25

was isotope ^{13}C labeled. Soil samples were collected and fractionated into three different soil organic carbon fractions(light fraction-LF, occluded particulate organic carbon-OPOC, heavy fraction-HF)at 0, 180, 300 days. 【Result】 The results showed that the soil incubation was a carbon loss process of soil carbon mineralization. Nitrogen fertilization showed an inhibitory effect on carbon mineralization in both soils, and the effect in cinnamon soil was more significant in straw-added treatments compared to no straw-added treatments. The percentages of C_s loss in the two soils were ranked as HF>OPOC>LF. Straw application increased the percentage of C_s loss in HF from 2.83% to 5.53%($P<0.05$)in black soil and decreased the percentage of C_s loss in OPOC from 1.86% to 0.82%($P<0.01$)in cinnamon soil. Importantly, the C_{str} in LF was gradually transferred to OPOC and HF, and the transfer became slower after 180 days. By the end of incubation(300 days), the total residual rate of C_{str} in cinnamon soil showed no significant difference compared to that in black soil. The residual rate of C_{str} in LF was 4.98%-8.52% in cinnamon soil and was significantly higher than that in black soil(1.71%-2.47%). Compared to R treatment, RN treatment almost doubled the residual rate of C_{str} in LF of cinnamon soil. 【Conclusion】 The HF was the main source of C_s loss. Nitrogen fertilization inhibited carbon mineralization in the two soils. Straw addition exhibited a positive priming effect on the carbon mineralization of HF in black soil and an inhibitory effect on the mineralization of OPOC in cinnamon soil. The degradation degree of LF- C_{str} in cinnamon soil was lower than that in black soil and could be limited by nitrogen application.

Key words: Carbon mineralization; Residual rate of straw carbon; Soil native carbon; Occluded particulate organic carbon; Heavy fraction

秸秆还田是农业废弃物资源化利用的重要途径，配施化肥是保证农田肥力可持续而广泛采用的措施之一。秸秆施入土壤后，除了发生自身有机碳的矿化，也会激发或抑制土壤原有碳的矿化。无论在田间^[1-2]或室内培养^[3-4]条件下，不同土壤中秸秆还田后的碳素转化及土壤固碳效应不尽相同。Zhang等^[5]研究发现，土壤质地越细、碳氮比越高，激发效应越显著。施氮肥在不同土壤中对秸秆的转化影响差异较大，王维敏^[6]发现增施氮肥减缓了小麦秸秆的降解，而Tang等^[7]认为施氮肥可以促进秸秆降解。因此，氮肥对秸秆碳在土壤中矿化和固定的影响可能与土壤质地、土壤有机碳水平等有关，但目前缺乏系统的研究。氮肥对秸秆碳或土壤有机碳的影响还与时间尺度有关。朱培立等^[8]研究指出，氮肥在培养一个月时促进土壤碳矿化，之后抑制土壤碳矿化、促进秸秆碳固持，但长期意义上施氮在不同土壤中对土壤碳矿化和秸秆碳固持的影响规律尚有待研究。

土壤有机碳可根据物理形态分为游离态颗粒有机碳（轻组）、闭蓄态颗粒有机碳（闭蓄态组分）和矿物结合态有机碳（重组），土壤不同有机碳组分的稳定性以及与土壤颗粒或矿物结合的牢固程度、存在方式等方面均存在差异^[9]。有不少研究指出，向土壤中添加秸秆可增加土壤轻组碳^[10-11]、颗粒有机碳^[10-11]和重组碳^[11]的累积。刘哲等^[12]研究发

现，外源新碳主要分配在 53~250 μm 和大于 2000 μm 粒级团聚体中，且添加外源新碳可促进土壤原有碳的分解。有研究借助 C4 植物的秸秆还田和 ^{13}C 自然丰度发现秸秆还田能够增加轻组和重组中源自于秸秆的碳的比例以及重组中碳的矿化，进而加快轻组和重组有机碳的周转^[13]。为了进一步定量化分析土壤原有碳和秸秆源性碳的变化规律，揭示氮肥对土壤有机碳库影响的关键途径，本文采用同位素 ^{13}C 标记技术，在室内培养条件下研究了氮肥对两种不同质地、不同有机碳水平的土壤有机碳矿化的影响，以及秸秆源性碳在土壤不同组分之间的转运特征，将二氧化碳释放特征与土壤有机碳组分相联系，以揭示秸秆源性碳在不同土壤、不同碳组分中的转运过程及其受氮肥影响的规律。

1 材料与方法

1.1 试验地概况及土样采集

土壤样品分别采自吉林公主岭中层黑土肥力长期试验站附近农田（43°30'N, 124°48'E）的黑土和河南洛阳紫桂园农业生态基地（34°83'N, 112°43'E）的褐土。黑土采样地有着 10 年以上的大豆-玉米轮作的耕作史，该地区处于温带半湿润区，年降水量 450~600 mm，年均气温 4~5℃，土壤 pH 为 7.1，土壤有机碳含量 25.8 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，碳氮比 12.7，土壤颗

粒组成: 砂粒 $476 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 黏粒 $237 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 粉粒 $238 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。褐土采样地有着 10 年以上的玉米/小麦一年两熟耕作史, 年降水量约 650 mm , 年均温约 13.7°C , 土壤 pH 为 7.6, 土壤有机碳含量 $11.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 碳氮比 11.1, 土壤颗粒组成: 砂粒 $563 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 黏粒 $110 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 粉粒 $282 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。两个采样地均采用苗式犁耕作, 配施无机氮磷钾肥。对于黑土而言, 土壤轻组、闭蓄态组分、重组中的有机碳, 即土壤原有碳 (C_s) 含量分别为 $0.12 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $1.85 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $23.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 褐土中则分别为 $0.28 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $2.36 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $9.16 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土样于 2018 年 6 月种植玉米之前采集, 采样深度为 $0\sim 20 \text{ cm}$, 直径 $3\sim 4 \text{ cm}$, 每个采样地均多点采样, 混匀后自然风干, 研磨过 2 mm 筛, 室温用塑封袋保存。

1.2 ^{13}C 标记秸秆培养实验

小麦 (辽春 10 号) 经催芽后移入人工气候室进行砂培, 营养供给选择霍格兰营养液。出苗后, 每周使用 $^{13}\text{CO}_2$ (纯度 99%) 气体对小麦植株进行脉冲标记, 每次标记 $20\sim 25 \text{ min}$, 至小麦抽穗共标记 6 次。待小麦成熟后, 收获小麦秸秆 (包括地上和地下部), 去除麦穗, 自然风干。所有麦秸全部剪碎混匀, 在研钵中研磨后过 1 mm 筛, 4°C 冷藏保存。麦秸含碳量 $395 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 含氮量 $127 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, $\delta^{13}\text{C}=180.7\%$ ($n=3$)。

1.3 室内培养实验

称取 40 g 风干土置于底部铺有滤纸的圆形平底带孔培养盒中, 将培养盒置于顶部有直径 3 mm 小孔的 800 mL 玻璃瓶中。试验设置 4 个处理: 对照 (CK, 仅培养土壤), 施氮肥处理 (N), 施秸秆处理 (R), 施氮肥+秸秆处理 (RN)。氮肥为硫酸铵, 以溶液形式施入, 施氮量为 $76 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (以 N 计, 下同), 相当于 $170 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。添加麦秸量为 $3.825 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 相当于田间秸秆还田量 $8580 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。首先在处理 R 和 RN 中加入秸秆, 与土壤混匀; 然后所有处理均先各自加入一定量水使土壤湿度达到其田间持水量 (WHC) 的 50%, 置于 4°C 冰箱中预培养 2 d 以平衡水分并恢复土壤微生物活性。之后取出, 向 N 和 RN 处理中施加氮肥溶液, 其他处理中加入水, 使所有样品的土壤含水量达 WHC 的 60%。所有玻璃瓶放置于通风、避光、恒温 (25°C)、恒湿的培养箱中, 每 5 d 用称重法调节土壤含水量使之维持在培养初始水平, 培养时间为 300 d。

1.4 CO_2 释放测定

在培养第 $0\sim 3 \text{ d}$ 的每天、 $4\sim 9 \text{ d}$ 的每隔一天、 $10\sim 30 \text{ d}$ 的每隔两天、之后 2 个月每 10 天和剩余 7 个月的每 30 天分别用便携式气体分析仪 (LI-800, LI-COR, 美国) 测定玻璃瓶中二氧化碳 (CO_2) 浓度。所得 CO_2 累积释放数据使用双库指数模型^[14]进行拟合 ($R^2>0.99$):

$$C_t = C_{ap} (1 - e^{-k_{ap}t}) + C_{sp} (1 - e^{-k_{sp}t}) \quad (1)$$

式中, C_t 是时间 t 时 CO_2 累积释放量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_{ap} 和 C_{sp} 分别代表活性和相对稳定的慢性可矿化碳库大小, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; k_{ap} 和 k_{sp} 分别是两个碳库的降解速率, d^{-1} ; 总和 ($C_{ap}+C_{sp}$) 代表土壤潜在可矿化碳量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

1.5 土壤基本性质测定和样品处理

培养之前用 pH 计测定土壤酸碱度 (水:土=2.5:1), 用比重计法^[15]测定土壤颗粒组成, 用外加热法测定土壤有机碳含量^[16], 用凯氏定氮法测定土壤全氮含量^[16]。

培养开始后分别在初始、180 d 和 300 d 采集土壤样品, 自然风干后进行土壤有机碳的分组^[9]。具体操作为: 取 20 g 土壤样品置于 100 mL 离心管中, 加入 $1.60 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 钨酸钠 (分析纯, 天津市科密欧) 重液 50 mL , 振荡 30 min ($200 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$) 后, 在 $3000 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 转速下离心 15 min , 抽滤 (聚碳酸酯滤膜, 亲水, $0.2 \mu\text{m} \times 50 \text{ mm}$) 得到滤膜上的组分即为轻组 (游离的不受土壤团聚结构保护的轻质有机碳组分, LF); 离心后的沉淀物中加 50 mL 蒸馏水, 振荡 40 min ($300 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$), 借助孔径 $53 \mu\text{m}$ 的尼龙网筛筛分得到筛上的组分为闭蓄态组分 (即受土壤水稳性团聚体保护的颗粒有机碳, OPOM); 通过 $53 \mu\text{m}$ 筛的收集液, 先静置 24 h , 之后用虹吸法去掉上层清液, 将剩余沉淀物烘干即为重组 (矿物结合态的、生物化学性质相对稳定的重质有机碳组分, HF)。三个土壤组分均在 80°C 烘箱中烘至恒重, 经球磨仪 (F-VC100, 弗卡斯仪器, 湖北) 磨细, 用盐酸熏蒸法去除无机碳, 之后用碳同位素分析仪 (iTOC-CRDS, Picarro, 美国) 测定土壤及各组分有机碳含量及同位素富集特征值 $\delta^{13}\text{C}$ 。

1.6 土壤原有碳 (C_s) 损失率与秸秆源性碳 (C_{str}) 残留率的计算

土壤原有碳 (C_s) 损失率指的是培养 300 d 与

培养 0 d 相比, C_s 的损失量占培养前土壤中有有机碳含量的百分比。土壤各组分中 C_{str} 含量及有机碳含量均以未分组的全土质量为基数进行计算。

土壤各组分中秸秆源性碳 (C_{str}) 的含量^[17] ($mg \cdot kg^{-1}$):

$$C_{str} = SOC \times (\delta^{13}C_{smp} - \delta^{13}C_{na}) / (\delta^{13}C_{str} - \delta^{13}C_{na}) \times 1000 \quad (2)$$

式中, SOC 为土壤各组分中的总有机碳含量, $g \cdot kg^{-1}$; $\delta^{13}C_{smp}$ 为加秸秆处理的土壤样品 $\delta^{13}C$ 值, ‰; $\delta^{13}C_{na}$ 为不添加秸秆处理的土样 $\delta^{13}C$ 值, ‰; $\delta^{13}C_{str}$ 为小麦秸秆的 $\delta^{13}C$, ‰。

土壤各组分中 C_s 损失率 (%):

$$C_s \text{ 损失率} = [(SOC_0 - C_{str0}) - (SOC_{300} - C_{str300})] / SOC_T \times 100 \quad (3)$$

式中, SOC_0 为培养 0 d 时各组分有机碳含量, $g \cdot kg^{-1}$; C_{str0} 为培养 0 d 时各组分 C_{str} 含量, $g \cdot kg^{-1}$; SOC_{300} 为培养 300 d 时各组分有机碳含量, $g \cdot kg^{-1}$; C_{str300} 为培养 300 d 时各组分 C_{str} 含量, $g \cdot kg^{-1}$; SOC_T 为培养前土壤中有有机碳含量, $g \cdot kg^{-1}$ 。

土壤各组分中 C_{str} 残留率 (%) 为培养 300 d 时, 各组分中 C_{str} 的含量占所投入的秸秆源性碳总量(以未分组的全土的质量为基数进行计算)的百分比。

1.7 数据分析

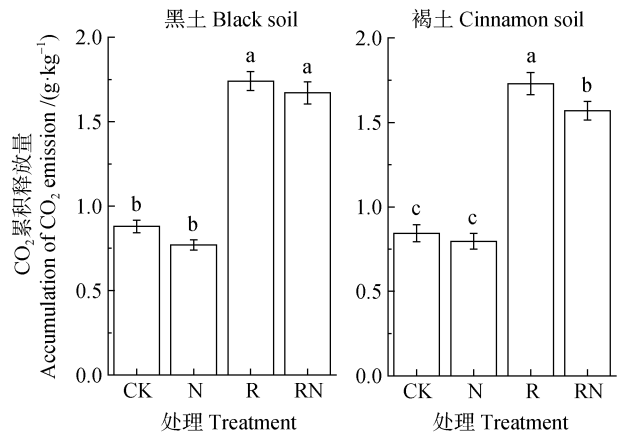
在 SAS9.2 中将 CO_2 累积释放数据用非线性回归 (PROC NLIN) 进行曲线拟合, 所得的参数经正态分布检验后进行方差分析、多重比较 (最小显著差异 LSD 法); 用 Mixed 程序对土壤不同有机碳组分中含碳量受施氮肥、施秸秆、培养时间的影响进行了定性及定量分析。试验数据通过 Origin 9.0 软件作图。

2 结果

2.1 氮肥对碳矿化的抑制效应及 CO_2 累积释放的双库模型参数特征

经过 300 d 的培养, 在供试的两种土壤中, 施秸秆均使培养体系中 CO_2 的累积释放量翻倍 ($P < 0.05$); 无论是否施秸秆, 施氮均使碳的累积矿

化量有所降低 (图 1)。黑土的对照 (CK) 和施秸秆 (R) 处理中以 CO_2 形式累计释放的总碳量 (CO_2-C) 分别为 0.88 和 $1.74 g \cdot kg^{-1}$, 施氮使之分别降低了 12.5% (N 和 CK 相比) 和 4.38% (RN 和 R 相比); 褐土中 CK 和 R 处理的 CO_2-C 累积释放量分别为 0.84 和 $1.73 g \cdot kg^{-1}$, 施氮使之分别降低了 5.65% (N 和 CK 相比) 和 9.28% (RN 和 R 相比)。施氮肥对碳矿化的抑制仅仅在褐土的施秸秆处理中作用显著 ($P < 0.05$)。



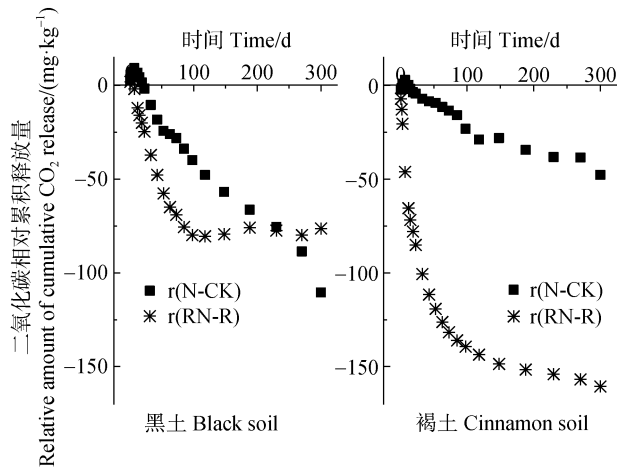
注: CK, 只培养土壤; N, 施氮肥处理; R, 施秸秆处理; RN, 施氮肥+秸秆处理。图中数据为平均值 \pm 标准误。不同字母代表同一类型土壤的不同处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)。下同。Note: CK, soil only; N, soil with nitrogen fertilization; R, soil with straw addition; RN, soil with nitrogen and straw addition. The data in the figure are means \pm standard deviation. Different letters represent significant differences among different treatments within the same type of soil ($P < 0.05$). The same below.

图 1 培养过程中不同处理下黑土和褐土的二氧化碳累积释放量

Fig.1 Accumulation of CO_2 release in different treatments in black soil and cinnamon soil during incubation

培养初期, 施氮肥对土壤中 CO_2 累积释放量有非常微弱的促进作用, 之后则主要表现为抑制效应 (图 2)。例如, 在无秸秆添加条件下, 对于黑土而言, N 处理与对照处理的 CO_2 累积释放量的差值 r (N-CK) 在培养的第 1~19 d 为正值, 褐土中该值在第 3~12 d 为正值, 但在之后的培养过程中, 两种土壤中该值均为负值。整体而言, 以不施氮处理 CK 和 R 为参照, 施氮对黑土和褐土中 CO_2 累积释放量均产生了一定的抑制效应, 该抑制效应在施秸秆条件下表现为黑土小于褐土, 且主要体现在培养的前 100 d, 之后趋于平缓; 不施秸秆条件下则是褐

土小于黑土。在黑土中, 氮肥的抑制效应在施秸秆与不施秸秆处理间相差较小, 而褐土中该抑制效应在施秸秆条件下较为显著。



注: $r(N-CK)$ 是处理 N 与对照 CK 的二氧化碳累积释放量的差值, $r(RN-R)$ 是处理 RN 与处理 R 的二氧化碳累积释放量的差值, 分别代表培养过程中施氮肥在不施秸秆条件下、施秸秆条件下对二氧化碳累积释放量产生的抑制效应。图中每个点均为四个重复的平均值。Note: $r(N-CK)$ is the difference of the cumulative CO_2 release between N treatment and Control, $r(RN-R)$ is the difference of the cumulative CO_2 release between RN and R treatments, which represent the inhibition effect of nitrogen application on the cumulative CO_2 release under no straw application and straw application conditions, respectively, during incubation. Each point in the figure is the average of four repetitions.

图2 施氮对二氧化碳累积释放动态的抑制效应

Fig. 2 Inhibition effect of nitrogen fertilization on dynamics of cumulative CO_2 release

两种土壤的 CO_2 累积释放特征可用 $C_t = C_{ap}(1 - e^{-k_{ap}t}) + C_{sp}(1 - e^{-k_{sp}t})$ 双库指数模型来描述, 该模型的优势在于能够将土壤碳库划分为活性 (C_{ap}) 和相对稳定的慢性可矿化碳库 (C_{sp}), 两者之和代表土壤潜在可矿化碳量, 而且还可得到不同碳库的降解速率 (k_{ap} , k_{sp}) [14]。模型参数 (表 1) 显示, 在无秸秆添加时, 两土壤的活性碳库 (C_{ap}) 表现为黑土 ($0.14 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 低于褐土 ($0.23 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 添加秸秆后, 两种土壤之间无显著差异。施秸秆后, 黑土的活性碳库 (C_{ap}) 平均增加了 4.19 倍, 慢性碳库 (C_{sp}) 也显著增加 ($P < 0.05$), 活性碳库降解速率 (k_{ap}) 显著降低 ($P < 0.05$), 慢性碳库降解速率 (k_{sp}) 无显著变化; 施秸秆使褐土的 C_{ap} 平均增加了 2.43 倍, 对 k_{ap} 、 C_{sp} 均无显著影响, 但提高了 k_{sp} ($P < 0.05$)。在

黑土中, 施氮使 k_{ap} 在不施秸秆条件下提高了 32.2% (N 和 CK 相比), 在施秸秆条件下提高了 9.33% (RN 和 R 相比); 施氮对 C_{ap} 、 C_{sp} 和 k_{sp} 无显著影响。对于褐土而言, 在施秸秆条件下, 施氮肥使 C_{ap} 、 C_{sp} 均有一定程度减小, 因此也相应降低了 RN 处理的 ($C_{ap} + C_{sp}$) 值 ($P < 0.05$); 施氮对 k_{ap} 、 k_{sp} 均无显著影响。

2.2 土壤总有机碳量受施氮肥和秸秆的影响

两种土壤在培养过程中总有机碳含量均减少 (图 3), 至培养结束时, 黑土的不施秸秆处理 (CK, N) 与施秸秆处理 (R, RN) 的总有机碳含量与培养初始相比, 平均下降幅度分别为 7.31% 和 12.8%, 褐土中则分别为 10.3% 和 13.9%。培养结束时, 黑土的施秸秆处理与不施秸秆处理的土壤总有机碳含量趋于一致, 而褐土中施秸秆处理的土壤总有机碳含量较不施秸秆处理提高了 5.35% ($P < 0.05$), 说明经 300 d 的培养, 秸秆添加对褐土有增碳效应但对黑土效应不显著。无论施秸秆与否, 氮肥对黑土与褐土总有机碳含量变化影响较小。

2.3 土壤原有碳 (C_s) 的损失和秸秆源性碳 (C_{str}) 的固定

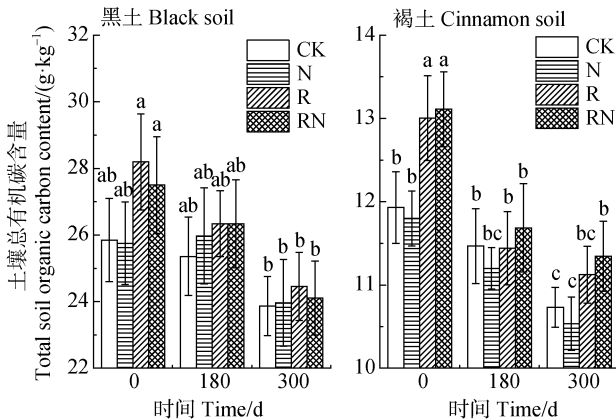
在两种土壤中, C_s 损失率均表现为由高到低依次为重组、闭蓄态组分、轻组 (表 2)。在黑土中, 施秸秆将重组 C_s 的损失率由 2.83% 增加至 5.53% ($P < 0.05$), 对轻组和闭蓄态组分影响较小; 施氮肥对轻组、闭蓄态组分和重组 C_s 的损失率无显著影响。在褐土中, 与不施秸秆处理相比, 施秸秆将闭蓄态组分中 C_s 的损失率从 1.86% 减少至 0.82% ($P < 0.01$), 并在施氮条件下使重组中 C_s 的损失率由 3.40% 增加至 8.70% ($P < 0.05$); 施氮肥仅在不施秸秆条件下降低了褐土闭蓄态组分中 C_s 的损失率 ($P < 0.05$)。

至培养结束时, C_{str} 残留率在两种供试土壤中均表现为由高到低依次为闭蓄态、重组、轻组。轻组中 C_{str} 残留率表现为褐土 (4.98%~8.52%) 显著高于黑土 (1.71%~2.47%) ($P < 0.05$) (表 2), 闭蓄态组分或重组的 C_{str} 残留率在两种土壤之间无显著差异, 土壤中 C_{str} 总残留率为褐土 35.0%, 黑土 31.7%, 二者差异不显著。在黑土中施氮肥对 C_{str} 在各个组分的残留率均无显著影响; 在褐土中施氮肥使 C_{str} 在轻组中的残留率增加了 71.1% ($P < 0.05$), 对闭蓄态组分和重组无显著影响。

表 1 可矿化碳库及其矿化速率在两种土壤不同处理间的比较

Table 1 Comparison of mineralizable carbon pools and their decomposition rates in different treatments in two soils						
土壤类型	处理	C_{ap}	k_{ap}	C_{sp}	k_{sp}	$C_{ap}+C_{sp}$
Soil type	Treatment	$/(g \cdot kg^{-1})$	$/d^{-1}$	$/(g \cdot kg^{-1})$	$/(10^{-2} \cdot d^{-1})$	$/(g \cdot kg^{-1})$
黑土 Black soil	CK	$0.13 \pm 0.02b$	$0.18 \pm 0.01b$	$1.15 \pm 0.14b$	$0.35 \pm 0.08a$	$1.28 \pm 0.15b$
	N	$0.14 \pm 0.03b$	$0.23 \pm 0.02a$	$0.95 \pm 0.06b$	$0.38 \pm 0.04a$	$1.09 \pm 0.05b$
	R	$0.72 \pm 0.07a$	$0.07 \pm 0.01d$	$1.43 \pm 0.11a$	$0.47 \pm 0.05a$	$2.15 \pm 0.16a$
	RN	$0.68 \pm 0.03a$	$0.08 \pm 0.01c$	$1.45 \pm 0.21a$	$0.43 \pm 0.06a$	$2.13 \pm 0.24a$
褐土 Cinnamon soil	CK	$0.22 \pm 0.02c$	$0.10 \pm 0.02a$	$1.26 \pm 0.19a$	$0.23 \pm 0.05b$	$1.48 \pm 0.22c$
	N	$0.23 \pm 0.03c$	$0.11 \pm 0.01a$	$1.12 \pm 0.17a$	$0.25 \pm 0.07b$	$1.34 \pm 0.19c$
	R	$0.82 \pm 0.04a$	$0.10 \pm 0.00a$	$1.43 \pm 0.12a$	$0.38 \pm 0.07a$	$2.25 \pm 0.10a$
	RN	$0.73 \pm 0.04b$	$0.11 \pm 0.01a$	$1.20 \pm 0.11a$	$0.36 \pm 0.02a$	$1.93 \pm 0.15b$

注：表中参数是由 0~300 d 的二氧化碳累积释放数据经方程 $C_t = C_{ap}(1 - e^{-k_{ap}t}) + C_{sp}(1 - e^{-k_{sp}t})$ 拟合后得到，分别为易矿化的活性碳库 C_{ap} ($g \cdot kg^{-1}$)、相对稳定的慢性可矿化碳库 C_{sp} ($g \cdot kg^{-1}$) 及各自的矿化速率 k_{ap} (d^{-1})、 k_{sp} (d^{-1})。“ $C_{ap}+C_{sp}$ ”为潜在可矿化碳。表中每个值均为 4 个重复的算术平均值 \pm 标准差。不同字母代表同一类型土壤的不同处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)。Note: The parameters in the table are obtained by fitting the cumulative CO_2 release data of 0-300 days with the equation $C_t = C_{ap}(1 - e^{-k_{ap}t}) + C_{sp}(1 - e^{-k_{sp}t})$, where C_{ap} is the easily mineralized carbon pool, $g \cdot kg^{-1}$, C_{sp} is the relatively stable carbon pool, $g \cdot kg^{-1}$, k_{ap} and k_{sp} are their mineralization rates, respectively. “ $C_{ap}+C_{sp}$ ” represent potentially mineralizable carbon. Each value in the table is the mean \pm standard deviation of 4 repetitions. Different letters represent significant differences among different treatments within the same type of soil ($P < 0.05$).



注：不同字母代表每种土壤在三个采样时间、不同处理之间存在显著差异 ($P < 0.05$)。Note: Different letters represent significant differences among three sampling dates and different treatments ($P < 0.05$).

图 3 土壤总有机碳含量动态变化

Fig. 3 Dynamics of total soil organic carbon (SOC) content during incubation

2.4 秸秆源性碳在不同土壤组分中的动态分布

由图 4 可见，培养开始时，轻组中 C_{str} 含量最高，在闭蓄态组分或土壤重组中存在的较少。培养 180 d 后，在黑土中，轻组中 C_{str} 含量由 $407 mg \cdot kg^{-1}$ 降至 $62.0 mg \cdot kg^{-1}$ ，在闭蓄态和重组中则分别平均增加了 $134 mg \cdot kg^{-1}$ 和 $87.0 mg \cdot kg^{-1}$ ，变化幅度均达到

极显著水平；对于褐土，亦表现为轻组中 C_{str} 含量平均由 $397 mg \cdot kg^{-1}$ 降至 $159 mg \cdot kg^{-1}$ ($P < 0.05$)，在闭蓄态和重组中显著增加，分别平均增加了 $69.0 mg \cdot kg^{-1}$ 和 $68.0 mg \cdot kg^{-1}$ 。从 180 d 到 300 d，两种土壤轻组中 C_{str} 含量有持续降低的趋势，在闭蓄态组分和重组中无显著变化。施氮对黑土各组分中的 C_{str} 转运无显著影响，但于培养后期 (300 d) 在一定程度上增加了 C_{str} 在褐土轻组中的残留。

3 讨论

3.1 施秸秆和氮肥对不同土壤碳矿化和有机碳变化的影响

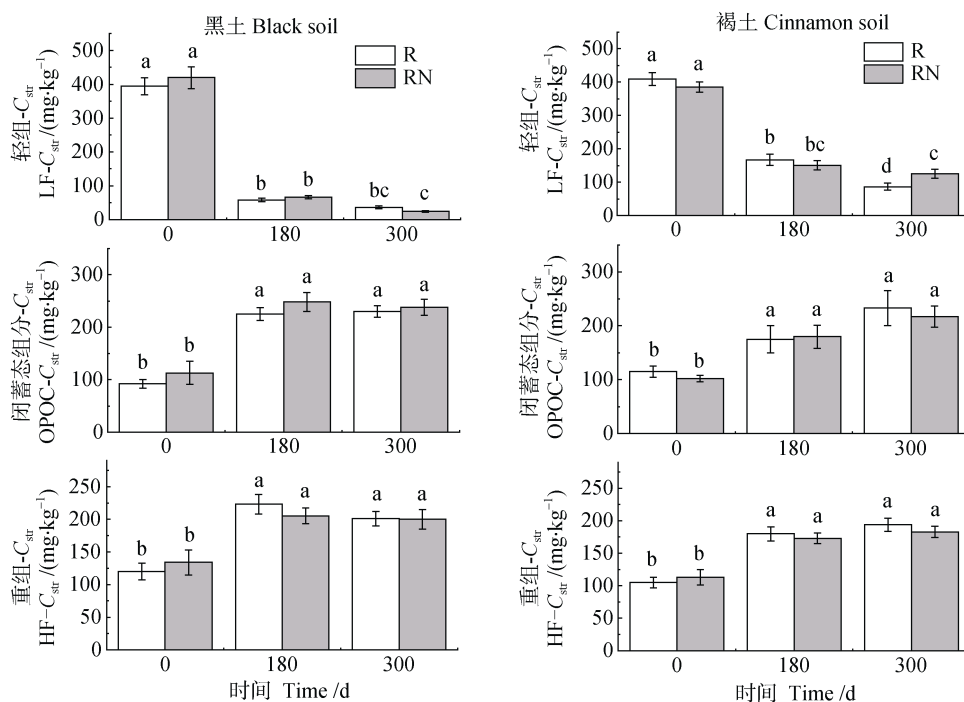
借助 CO_2 累积释放双库指数模型，本研究发现，在两种供试土壤中，不施秸秆时褐土的活性碳库大于黑土 (表 1)，说明褐土中的土壤有机碳较黑土能够更快速地矿化损失；添加秸秆增大了两种供试土壤的潜在可矿化碳库，这是由于秸秆不仅向土壤提供了小分子易降解和大分子难降解的有机物，同时也改变了土壤中微生物的群落结构^[18]。施秸秆显著降低了黑土中活性碳库降解速率 (k_{ap})，且使黑土的 k_{ap} 小于褐土 (表 1)，这可能是因为黑土中黏粒含量

表 2 培养结束时各组分中土壤原有碳的损失及秸秆源性碳的固定

Table 2 Soil native carbon (C_s) loss and straw-derived carbon (C_{str}) incorporation in soil carbon fractions

土壤类型 Soil type	处理 Treatment	土壤原有碳损失率 The percentage of C_s loss/ %			秸秆源性碳残留率 The residual rate of C_{str} / %		
		轻组 LF	闭蓄态 OPOC	重组 HF	轻组 LF	闭蓄态 OPOC	重组 HF
黑土 Black soil	CK	0.26 ± 0.06ab	1.74 ± 0.39a	2.44 ± 0.59b			
	N	0.19 ± 0.03b	2.65 ± 0.92a	3.22 ± 1.24b			
	R	0.34 ± 0.05a	1.65 ± 0.33a	6.36 ± 1.50a	2.47 ± 0.74a	15.82 ± 1.20a	13.81 ± 0.77a
	RN	0.23 ± 0.06ab	1.65 ± 0.46a	4.69 ± 1.93ab	1.71 ± 0.83a	16.31 ± 1.08a	13.72 ± 0.23a
褐土 Cinnamon soil	CK	0.92 ± 0.28a	2.41 ± 0.36a	6.14 ± 2.11ab			
	N	0.54 ± 0.24a	1.30 ± 0.16b	3.40 ± 1.83b			
	R	0.87 ± 0.16a	0.69 ± 0.18c	7.99 ± 0.55a	4.98 ± 1.05b	15.93 ± 2.17a	13.32 ± 0.88a
	RN	0.77 ± 0.14a	0.95 ± 0.05c	8.70 ± 1.91a	8.52 ± 2.18a	14.82 ± 0.80a	12.51 ± 2.13a

注：表中数值为四个实验重复的“平均值 ± 标准差”。不同字母表示每种土壤各组分的四个处理之间存在显著差异 ($P < 0.05$)。Note: Each value in the table is the mean ± standard deviation of 4 repetitions. Different letters represent significant differences among different treatments within each SOC fraction for the same type of soil ($P < 0.05$).



注：不同字母代表各个土壤中同一碳组分中的秸秆源性碳含量在不同处理、不同采样时间 (0, 180, 300 d) 之间存在显著差异 ($P < 0.05$)。Note: Different letters represent significant differences of straw-derived carbon content among different treatments and different sampling dates within each SOC fraction for the same type of soil ($P < 0.05$).

图 4 秸秆源性碳在土壤各有机碳组分中的动态分布

Fig. 4 Dynamics of straw-derived carbon distribution in SOC fractions

较高 ($237 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 且为高活性的蒙脱石 (阳离子交换量 $80\sim 120 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$), 而褐土中黏粒含量较低 ($110 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 且为相对低活性的高岭石 (阳离子交换量 $3\sim 15 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) [19], 在培养过程中, 黑土中的

黏粒对外源有机碳产生了较强的吸附作用^[20], 秸秆与土壤黏粒之间相互团聚^[20-21], 从而加速了碳素在团聚体中的固定、减缓了碳矿化, 且在培养前期添加秸秆对土壤碳降解速率的降低作用更显著(表 1)。培养近一年后, 添加秸秆的黑土土壤有机碳含量相对于不施秸秆处理无显著变化, 但褐土的有机碳含量相对增加(图 3), 可能与褐土本身有机碳含量较低、土壤碳饱和程度^[22]较低、固碳潜力较高有关。

培养初期, 施氮肥对土壤中碳矿化有一定的促进作用, 之后则主要表现为抑制效应(图 2), 朱培立等^[8]的研究也有相似结论。整体而言, 施氮肥在一定程度上抑制了土壤碳矿化。氮肥在施秸秆条件下对褐土中碳矿化的抑制效应较不施秸秆时更大(图 2), 可能是由于该土壤 C:N 比值较低, 相对缺碳富氮, 加之施氮肥可以影响土壤微生物的碳源代谢能力^[23], 添加秸秆后, 微生物更倾向于将秸秆源性碳和外源无机氮用于自身繁殖、增加土壤微生物数量^[24], 从而减少了土壤碳和秸秆碳的矿化降解; 而黑土中氮肥对碳矿化的抑制效应在施秸秆或不施秸秆条件下无显著差异, 可能与该土壤有机碳含量较高且有相对较高的 C:N 值有关。对于褐土而言, 在施秸秆的基础上配施氮肥能减少碳素矿化(图 1), 可能进而相对提高土壤有机碳含量, 这将对氮肥仅仅是通过提高作物或根系生物量来增加土壤有机碳观点^[25]的补充。

3.2 施秸秆和氮肥对不同组分土壤原有碳变化的影响

在两种土壤中, 土壤原有碳损失率均表现为在重组中最高, 轻组中最低(表 2), 这一方面与重组本身含碳量高有关(供试的黑土与褐土重组含碳量占土壤总有机碳含量的比例分别为 92.4%和 77.6%); 同时也说明重组虽然被定义为矿物结合态有机碳^[26], 稳定性较强^[26-27], 但一直处于动态变化中, 且是土壤碳损失的主要来源。在黑土中, 施秸秆增加了重组土壤原有碳的损失(表 2), 这首先可能与原有有机碳含量有关, 黑土中重组有机碳含量为 $23.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 远高于褐土的 $9.16 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 加之所添加的秸秆在微生物等作用下被释放进入土壤重组, 并形成以秸秆碳为胶结核^[21-22]的新团聚体, 从而将土壤原有团聚体中的碳释放出来, 促进了重组土壤原有碳的损失, 即激发效应, 且该激发效应在黑土中较褐土中更为显著。而褐土中加秸秆后, 闭蓄态组分中

土壤原有碳损失减少, 说明施秸秆对褐土闭蓄态组分中土壤原有碳的矿化有一定抑制作用, 其机理有待进一步探讨。施氮肥减少了黑土轻组和褐土闭蓄态组分中土壤原有碳的损失, 进一步揭示了氮肥对碳矿化产生抑制作用的途径。可见, 重组是土壤原有碳损失的主要来源, 添加秸秆可促进黑土的碳素周转, 抑制褐土土壤原有碳的矿化; 施氮肥对土壤原有碳的矿化有一定抑制作用。

3.3 秸秆源性碳在土壤各组分中转运及受氮肥的影响

本试验中, 褐土轻组中秸秆源性碳的残留率高于黑土(表 2), 这反映了褐土中秸秆的降解程度低于黑土, 可能是由于相对于褐土而言, 黑土中有机质含量高、微生物活性强、酶活性高, 更有利于秸秆的降解^[28]; 秸秆残留率的高低还与土壤质地和碳饱和度^[29-30]有关, 本研究中褐土的黏粒含量及有机碳水平均显著低于黑土, 可能是由于黑土的碳饱和度和度较高, 从而抑制了有机碳的进一步固定, 仅表现出了土壤原有碳与秸秆源性碳的更替周转。秸秆源性碳进入土壤后最初主要以轻质有机碳和未腐解的秸秆形式存在, 少数以闭蓄态和重组存在。随培养进行, 轻组中的秸秆碳经矿化逐渐向闭蓄态和重组转移, 且 180 d 后该过程相对缓慢。两种土壤中秸秆源性碳残留率的差异主要来自轻组碳的差异, 说明褐土较黑土对秸秆的降解能力略低, 导致褐土中的碳素周转效率较低。在褐土中, 施氮肥抑制了秸秆碳的矿化, 而这种抑制作用随着培养时间的延长使得处理间呈现出了显著差异(图 2, 图 4), 加之未彻底降解的秸秆主要存在于轻组中, 因此最终表现为施氮增加了褐土轻组中秸秆源性碳的残留; 在黑土中, 施用氮肥与否对秸秆源性碳在各土壤有机组分中的分配无显著影响(表 2), 可能是由于黑土本身氮素含量较高, 或本试验中氮肥的施用量未达到一定标准, 导致秸秆的降解效果并非最佳^[31]。土壤原有碳和外源秸秆碳如何转化以及受氮素的影响尚有待进一步研究。

4 结 论

土壤培养过程是碳损失的过程, 重组是土壤碳损失的主要来源。添加秸秆对黑土重组中土壤原有碳的矿化有正激发效应, 并促进了黑土的碳素周转,

对褐土闭蓄态组分中的土壤原有碳的矿化有抑制作用。在黑土中,施氮肥抑制了轻组中土壤原有碳的矿化损失;在褐土中,施氮肥减少了闭蓄态组分中土壤原有碳的损失、抑制了轻组中秸秆碳的降解。在培养期间,轻组中的秸秆源性碳经降解逐渐向闭蓄态组分和重组转移,180 d后转移过程缓慢;至培养结束时,秸秆源性碳的总残留率在两种土壤之间相似,但褐土轻组中秸秆的降解程度低于黑土,且施氮对其降解有抑制作用。

参考文献 (References)

- [1] Nguyen-Sy T, Cheng W G, Kimani S M, et al. Stable carbon isotope ratios of water-extractable organic carbon affected by application of rice straw and rice straw compost during a long-term rice experiment in Yamagata, Japan[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2020, 66 (1): 125—132.
- [2] Gao H J, Peng C, Zhang X Z, et al. Effects of corn straw returning amounts on carbon sequestration efficiency and organic carbon change of soil and aggregate in the black soil area[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53 (22): 4613—4622. [高洪军, 彭畅, 张秀芝, 等. 秸秆还田量对黑土区土壤及团聚体有机碳变化特征和固碳效率的影响[J]. *中国农业科学*, 2020, 53 (22): 4613—4622.]
- [3] Niu Y, Zhang R Z, Cai L Q, et al. Dynamic characteristics of fertilized soil with wheat and corn straws under decomposition conditions[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2015, 33 (2): 152—158. [牛怡, 张仁陟, 蔡立群, 等. 促腐条件下小麦玉米秸秆还田土壤养分变化特征研究[J]. *干旱地区农业研究*, 2015, 33 (2): 152—158.]
- [4] Zhang J J, Dou S, Jiang Y, et al. Dynamic changes of organic carbon contents in soil during period of decomposition of corn stalks[J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2000, 22 (3): 67—72. [张晋京, 窦森, 江源, 等. 玉米秸秆分解期间土壤中有机碳数量的动态变化研究[J]. *吉林农业大学学报*, 2000, 22 (3): 67—72.]
- [5] Zhang W, Wang X, Wang S. Addition of external organic carbon and native soil organic carbon decomposition: A meta-analysis[J]. *PLoS one*, 2013, 8: e54779.
- [6] Wang W M. Immobilization and mineralization of nitrogen and decomposition of straw during incubation of soils mixed with wheat straw and nitrogen fertilizer[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1986, 23 (2): 97—105. [王维敏. 麦秸、氮肥与土壤混合培养时氮素的固定、矿化与麦秸的分解[J]. *土壤学报*, 1986, 23 (2): 97—105.]
- [7] Tang J C, Zhang R Y, Li H C, et al. Effect of the applied fertilization method under full straw return on the growth of mechanically transplanted rice[J]. *Plants*, 2020, 9 (3): 399.
- [8] Zhu P L, Wang Z M, Huang D M, et al. Effect of inorganic nitrogen on mineralization of organic carbon ($^{14}\text{C}+^{12}\text{C}$) in soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38 (4): 457—463. [朱培立, 王志明, 黄东迈, 等. 无机氮对土壤中有机碳矿化影响的探讨[J]. *土壤学报*, 2001, 38 (4): 457—463.]
- [9] Yoo G, Wander M M. Tillage effects on aggregate turnover and sequestration of particulate and humified soil organic carbon[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72 (3): 670—676.
- [10] Yu J G, Li H X, Hu F. Indices for changes in organic carbon in soils subject to straw application and earthworm activity[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44 (5): 878—884. [于建光, 李辉信, 胡锋. 秸秆施用及蚯蚓活动下土壤有机碳变化表征指标的筛选[J]. *土壤学报*, 2007, 44 (5): 878—884.]
- [11] Xu J B, Li C L, He Y Q, et al. Effect of fertilization on organic carbon and fractionation of aggregates in upland red soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44 (4): 675—682. [徐江兵, 李成亮, 何园球, 等. 不同施肥处理对旱地红壤团聚体中有机碳含量及其组分的影响[J]. *土壤学报*, 2007, 44 (4): 675—682.]
- [12] Liu Z, Han J C, Sun Z H, et al. Effects of fresh carbon on distribution and stability of aggregates and organic carbon in red soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37 (6): 2351—2359. [刘哲, 韩霁昌, 孙增慧, 等. 外源新碳对红壤团聚体及有机碳分布和稳定性的影响[J]. *环境科学学报*, 2017, 37 (6): 2351—2359.]
- [13] Zhang Q. Effects of long-term plastic film mulching and straw incorporation on soil organic carbon turnover[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2019. [张倩. 长期地膜覆盖和秸秆还田对土壤有机碳周转的影响[D]. 兰州: 兰州大学, 2019.]
- [14] Martín J V, de Imperial R M, Calvo R, et al. Carbon mineralisation kinetics of poultry manure in two soils[J]. *Soil Research*, 2012, 50 (3): 222—228.
- [15] Chen L Q. Research on structure of soil particle by hydrometer method[J]. *Environmental Science Survey*, 2010, 29 (4): 97—99. [陈丽琼. 比重计法测定土壤颗粒组成的研究[J]. *环境科学导刊*, 2010, 29 (4): 97—99.]
- [16] Bao S D. Analysis for soil and agricultural chemistry. 3rd Ed. [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2019. [鲍士旦. 土壤农化分析. 3版[M]. 北京: 中国农业出版社, 2019.]
- [17] Kong A Y, Six J. Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74 (4): 1201—1210.
- [18] Yu D L. Diversity of soil microorganisms and bacterial laccases from a straw-amended field[D]. Beijing: Chinese

- Academy of Agricultural Sciences, 2020. [于大力. 秸秆还田土壤微生物及其细菌漆酶的多样性研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2020.]
- [19] Huang Q Y. Soil science. 2nd Ed. [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2017. [黄巧云. 土壤学. 2 版[M]. 北京: 中国农业出版社, 2017.]
- [20] Jastrow J. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28 (4): 665—676.
- [21] Liu Z L, Yu W T. Review of researches on soil aggregate and soil organic carbon[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19 (2): 447—455. [刘中良, 宇万太. 土壤团聚体中有机碳研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2011, 19 (2): 447—455.]
- [22] Du Z L, Zhang Q Z, Ren T S. Advances of soil carbon saturation mechanisms in agroecosystems[J]. *Soil and Crop*, 2015, 4 (2): 49—56. [杜章留, 张庆忠, 任图生. 农田土壤碳饱和和机制研究进展[J]. *土壤与作物*, 2015, 4 (2): 49—56.]
- [23] Ge S H, Yan H T, Chen Q, et al. Effects of biochar combing with nitrogen fertilizer on functional diversity of microbial communities in tobacco-planting soil [J]. *Soils*, 2019, 51 (4): 708—714. [葛少华, 阎海涛, 陈奇, 等. 生物质炭与化肥氮配施对植烟土壤微生物功能多样性的影响[J]. *土壤*, 2019, 51 (4): 708—714.]
- [24] Miao S J, Qiao Y F, Wang W T, et al. Priming effect of maize straw addition on soil organic matter in yellow-brown soil[J]. *Soils*, 2019, 51 (3): 622—626. [苗淑杰, 乔云发, 王文涛, 等. 添加玉米秸秆对黄棕壤有机质的激发效应[J]. *土壤*, 2019, 51 (3): 622—626.]
- [25] Khan S, Mulvaney R, Ellsworth T, et al. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36 (6): 1821—1832.
- [26] Dou S, Li K, Guan S. A review on organic matter in soil aggregates[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48 (2): 412—418. [窦森, 李凯, 关松. 土壤团聚体中有机质研究进展[J]. *土壤学报*, 2011, 48 (2): 412—418.]
- [27] Jiao H, Li T L, Gao J W, et al. Effects of fertilization on light and heavy fractions[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, 32 (5): 208—213, 221. [焦欢, 李廷亮, 高继伟, 等. 培肥措施对复垦土壤轻重组有机碳氮的影响[J]. *水土保持学报*, 2018, 32 (5): 208—213, 221.]
- [28] Liu M. Nutrient release characteristics of wheat straw and effect of entire wheat straw returning on rice yield and soil fertility[D]. Yangzhou, Jiangsu: Yangzhou University, 2012. [刘萌. 全量还田麦秸秆腐解特征及对土壤理化性质和水稻产量形成的影响[D]. 江苏扬州: 扬州大学, 2012.]
- [29] Six J, Conant R T, Paul E A, et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils[J]. *Plant and Soil*, 2002, 241 (2): 155—176.
- [30] Wang J Z. Soil organic carbon turnover under straw return[D]. Beijing: China Agricultural University, 2015. [王金洲. 秸秆还田的土壤有机碳周转特征[D]. 北京: 中国农业大学, 2015.]
- [31] Chen J Y, Luo C Y, Qiu H Z, et al. Effects of application of different nitrogen levels on decomposition characteristics and nutrient release of returning straw[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2020, 38 (1): 101—106. [陈建英, 罗超越, 邱慧珍, 等. 不同施氮量对半干旱区还田玉米秸秆腐解及养分释放特征的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2020, 38 (1): 101—106.]

(责任编辑: 陈荣府)