

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.02.017

应多, 赵熙君, 张旭辉, 等. 添加玉米秸秆重金属污染对水稻土有机碳矿化的影响. 土壤, 2020, 52(2): 340–347.

添加玉米秸秆重金属污染对水稻土有机碳矿化的影响^①

应多, 赵熙君, 张旭辉*, 徐子银, 闫华, 张玉娇, 郑聚锋, 刘晓雨, 李恋卿, 潘根兴

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘要: 为研究重金属污染环境胁迫下新碳的添加对水稻土有机碳矿化的影响, 以苏南地区不同程度 Cd/Pb 污染的水稻土为研究对象, 通过室内培养法, 研究了添加玉米秸秆(新碳)条件下重金属污染对水稻土有机碳(老碳)矿化的影响。试验通过测定土壤 CO₂-C 排放动态及其 δ¹³C 值、总有机碳和活性碳库组分含量, 计算了相对激发效应, 探讨了不同程度重金属污染对水稻土新老有机碳矿化的影响。结果表明: 新鲜有机碳的添加均提高了土壤有机碳的矿化速率和累计矿化量, 添加玉米秸秆后不同程度重金属污染的水稻土有机碳累积矿化量分别提高了 120%(轻度污染土壤, P0)、540%(较高程度污染土壤, P1)和 360%(高度污染土壤, P2)。添加玉米秸秆同时促进了不同程度重金属污染水稻土中原有有机碳的矿化速率, 相对于 P0 与 P1 土壤, P2 土壤更能促进水稻土老碳的矿化, 并降低了可溶性有机碳含量, 且在培养的不同阶段 P2 土壤相对激发效应显著高于 P0 与 P1 土壤, 在培养第 30 天时相对激发效应值达到最高, 分别为 47.3%(P0)、148.2%(P1)、189.2%(P2)。

关键词: 重金属污染; 玉米秸秆; 有机碳矿化; 激发效应

中图分类号: S153.6 **文献标志码:** A

Effects of Different Gradients of Heavy Metal Contamination on Soil Organic Carbon Mineralization of Paddy Soil with Addition of Corn Straw

YING Duo, ZHAO Xijun, ZHANG Xuhui*, XU Ziyin, YAN Hua, ZHANG Yujiao, ZHENG Jufeng, LIU Xiaoyu, LI Lianqing, PAN Genxing

(Institute of Resource, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Paddy soil samples with different degrees of Cd/Pb contamination in south Jiangsu were collected, and an incubation experiment was conducted to study the effects of corn straw addition (fresh carbon) on the mineralization of soil organic carbon (SOC, old carbon). CO₂ fluxes, δ¹³C abundance, contents of total organic carbon and labile organic carbon fractions were measured, and the priming effect after corn straw addition was calculated. The results showed that the corn straw addition increased the mineralization rate and cumulative mineralization of SOC, and the cumulative mineralization of SOC increased by 120% for light pollution (P0), 540% for moderate pollution (P1), and 360% for heavy pollution (P2), respectively. Moreover, corn straw addition also promoted the mineralization rate of the original SOC. Compared with P0 and P1, P2 could further promote the mineralization of old carbon in paddy soil and reduce the content of dissolved organic carbon, and its relative priming effect was significantly higher than those of P0 and P1 in different incubation stages. The relative priming effects reached the highest at the 30th day, which were 47.3% for P0, 148.2% for P1, and 189.2% for P2, respectively.

Key words: Heavy metal pollution; Corn stalk; Organic matter mineralization; Priming effect

由于大气 CO₂ 等温室气体浓度增加而导致的全球变暖效应受到越来越多的关注^[1]。土壤是陆地系统最大的碳储库^[2], 其对固碳减排和缓解温室效应具有重要意义^[3-5]。水稻土是我国重要的农田土壤类型,

其有机碳含量一般较高, 在我国粮食安全、农田土壤碳库保持及农业的可持续发展中占有重要地位^[6-8]。

近 20 年来, 随着我国工业化的快速发展, 我国南方水稻土重金属污染状况日益加剧^[9-11]。重金属污

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41471193, 41501353)和江苏高校品牌专业建设工程项目(PPZY2015A061)资助。

* 通讯作者(xuhuizhang@njau.edu.cn)

作者简介: 应多(1993—), 女, 浙江金华人, 硕士研究生, 研究方向为土壤碳氮循环与温室气体排放。E-mail: 2015103093@njau.edu.cn

染可对土壤酶活性、土壤微生物生物量及微生物群落结构等产生不同的影响,从而改变土壤有机碳的矿化和周转等过程^[12]。不同程度的重金属污染对土壤有机碳的转化过程影响不同,如低浓度的重金属可刺激土壤呼吸和土壤碳代谢作用,增加土壤的矿化速率,而高浓度的重金属则会抑制微生物的分解活动从而导致土壤有机碳矿化速率降低^[13]。这可能是因为在不同污染程度下分解有机碳的微生物群落响应不同,如在重度污染条件下,真菌的响应比细菌更为敏感,随着污染程度的增加,抗逆真菌的数量会显著增加而敏感真菌的数量会急剧减少^[12]。

新鲜有机碳加入到土壤中会在短时间内刺激土壤微生物的生命活动,从而改变土壤中原有有机碳的分解速率,这种激发效应会影响土壤有机碳的分解及转化过程^[14],而这种影响又与土壤养分含量和活性有机碳库组分密切相关^[15-16]。土壤活性有机碳库是土壤碳库中周转较快的活跃组分,影响着土壤生态系统中有有机碳的迁移、固持和转化^[17-19]。在农田土壤中,作物通过每季的根系分泌物或残茬输入保持着土壤有机碳的更新,这种新碳的输入也一直在持续影响土壤中原有有机碳的分解转化,但这种影响在不同程度重金属污染胁迫下如何表现目前研究较少,而明晰这种表现则成为探讨环境污染胁迫下农田土壤有机碳转化行为的关键,这对于进一步了解环境变化下水稻土的固碳减排效应具有重要意义。

稳定性碳同位素示踪技术一直是研究土壤有机

碳循环和周转的重要手段^[20-21]。利用 C3 和 C4 作物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的不同可研究土壤中有有机碳矿化所释放 CO_2 的来源。本研究将玉米(C4 作物)秸秆添加到长期种植水稻(C3 作物)并受不同程度重金属污染(距离污染源下风向不同距离)的水稻土样品中,探究不同重金属污染程度对土壤中新老有机碳矿化的影响,并通过分析培养过程中活性有机碳库组分及激发效应强度的变化,为重金属污染环境下农田土壤有机碳的稳定性研究提供参考。

1 材料与方 法

1.1 供试土壤

供试土壤采自江苏省宜兴市宜丰桥(31°24' N, 119°41' E)地形和农业管理措施相同的非污染和污染两个稻田,土壤类型为太湖地区第四纪湖积物发育的典型脱潜型水稻土——乌泥土。当地年均气温 15.7 °C, 年均降水量 1 177 mm。2017 年水稻收获后,在污染源的下风向分别选取距污染源 60 m(P1)和 10 m(P2)的土样代表不同污染程度的土壤样品,并选取邻近农作相同的未靠近污染源的田块作为对照土壤(P0)。用土钻取样法分别在距污染源相同距离的土壤中取 3 个重复,每个重复分别随机采取 3 个样品,野外混匀,采用四分法获得混合样,取样深度为 0~15 cm。各样品用塑料自封袋装好带回实验室,剔除植物根系等残体后自然风干备用。供试土壤的基本性质见表 1。

表 1 供试土壤样品的基本性质
Table 1 Basic characteristics of tested soils

土样	pH	有机碳(g/kg)	全氮(g/kg)	CEC(cmol/kg)	全磷(mg/kg)	全钾(mg/kg)
P0	6.07	30.10	0.6	19.95	0.44	14.45
P1	6.17	28.70	0.6	21.30	0.61	15.58
P2	6.00	27.30	0.63	18.70	0.36	15.38

1.2 土壤有机碳矿化培养试验

将不同程度重金属污染土样风干过 2 mm 筛,称重 100.00 g 于 500 ml 广口培养瓶中,设置两种处理:①添加玉米秸秆处理组(C1):土壤中加入过 20 目筛的 1 g 玉米秸秆,并充分混匀;②对照组(C0):土壤中不加玉米秸秆。之后向培养瓶中准确加入一定量去离子水,同时以不加土壤的培养瓶作为空白对照,调节土壤含水量为田间持水量的 60%,25 °C 条件下进行 7~10 d 预培养。供试玉米秸秆的有机碳含量为 423.62 g/kg,全氮含量为 5.60 g/kg。培养瓶可密封,在瓶盖处插入两根直径分别为 16 cm 和 7 cm 的橡胶小管(长管用于气体采样,短管用于换气),橡胶管上

方套有一个三通阀作为气体样采集口。将培养瓶放入恒温箱中,于黑暗条件下培养 60 d。土壤有机碳矿化产生的气体样品采集按事前预定的时间表进行,分别在培养的第 1、2、3、4、5、6、7、9、12、15、19、23、30、45 和 60 天采集气体样品,采用 Agilent 公司 GC.4890D 气相色谱仪测定。每次抽完气样后,打开三通阀,充入标准空气 5 min 以排除瓶内原有气体,并将培养瓶重新放入培养箱继续进行耗氧培养。培养过程中用称量法调节土壤含水量。

1.3 测定项目及方法

土壤重金属全量采用王水-高氯酸消化^[22],有效态含量采用 CaCl_2 溶液浸提,其中 Cu 和 Zn 采用火焰

原子吸收分光光度法测定, Cd、Pb 采用石墨炉原子吸收分光光度法测。测定过程中所用试剂均为优级纯, 标准样品测定结果在允许误差范围之内。

采用内梅罗污染指数^[23]评价土壤重金属污染水平。内梅罗污染指数的计算参照 GB15618—2008《土壤环境质量标准》^[24]。内梅罗污染指数的计算公式为

$$P_{\text{综}} = \sqrt{(P_{i\text{均}}^2 + P_{i\text{最大}}^2)}/2 \quad (1)$$

式中: $P_{i\text{均}}$ 和 $P_{i\text{最大}}$ 分别是平均单项污染指数和最大单项污染指数。

将培养 30 d 后土壤进行破坏性取样, 测定其土壤有机碳含量和活性碳库组分的变化。土壤有机碳采用重铬酸钾氧化法测定^[25]; 微生物生物量碳(MBC)采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提^[26], 德国耶拿公司的 N/C1000 TOC 分析仪测定; 可溶性有机碳(DOC)采用 0.5 mol/L K₂SO₄ 提取, TOC/TN 自动分析仪测定^[27-28]; 颗粒态有机碳(POC)采用 5 g/L 六偏磷酸钠提取法分散土壤样品, 计算其占整个土壤样品的百分比并测定烘干样品中的有机碳含量, 将烘干样品中的土壤有机碳含量换算成整个土壤样品对应的颗粒有机碳组分含量^[29-30]; 易氧化有机碳(EOC)采用 0.333 mol/L KMnO₄ 氧化法测定^[31]。

抽取的气体样品保存一份于同位素样品瓶中用于 CO₂ 中的 $\delta^{13}\text{C}$ 值的测定, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 比值用质谱仪测定 (MAT-253/SC-040075), 分析方法遵循质谱方法准则^[32]。

温室气体产生速率的计算公式^[33]为

$$F = \rho \times V/W \times \Delta C/\Delta t \times 273/(273 \pm T) \times \alpha \quad (2)$$

式中: F 为气体(CO₂、CH₄ 和 N₂O)产生速率, 单位为 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; ρ 为标准状况下的气体的密度, CO₂ 密度为 1.98 kg/m³; V 为培养瓶内气体体积(L); W 为土样质量(g); $\Delta C/\Delta t$ 为在一定时间内气体浓度的变化速率; T 为培养温度(°C); α 为气体换算到碳或氮的转化因子, CO₂ 为 12/44。

添加秸秆后相对激发效应 PE(%)的计算:

$$\text{RES}(\%) = (\delta_s - \delta_{C3}) / (\delta_{C4} - \delta_{C3}) \times 100 \quad (3)$$

$$\text{CO}_2\text{-C}_{\text{treatment}} = (1 - \text{RES}) \times \text{CO}_2\text{-C} \quad (4)$$

$$\text{PE}(\%) = 100 \times (\text{CO}_2\text{-C}_{\text{treatment}} - \text{CO}_2\text{-C}_{\text{control}}) / \text{CO}_2\text{-C}_{\text{control}} \quad (5)$$

式中: RES 为加入的玉米秸秆矿化量占总有机碳的比例; δ_s 为加入玉米秸秆土壤释放 CO₂ 的 $\delta^{13}\text{C}$ (‰); δ_{C3} 为对照土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ (‰); δ_{C4} 为玉米秸秆的 $\delta^{13}\text{C}$ (‰); CO₂-C 为土壤有机碳释放的总 CO₂-C; CO₂-C_{treatment} 为添加秸秆处理土壤有机碳释放的 CO₂-C, CO₂-C_{control} 为未添加玉米秸秆对照处理土壤有机碳释放的 CO₂-C 量^[34]。

1.4 数据处理

试验所得数据采用 Microsoft Excel 2013 处理, 采用 SPSS 18.0 软件对处理间的差异进行方差分析及多重比较, 差异显著性水平为 $P < 0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 供试水稻土重金属含量及内梅罗污染指数

不同程度污染土壤样品中的重金属含量水平如表 2 所示, 土壤中全 Cd 含量在无污染源土壤(P0)中最低, 平均为 2.26 mg/kg; 在距离污染源 60 m 土壤(P1)中含量略高, 平均为 4.19 mg/kg; 在污染源附近土壤(P2)中含量最高, 平均为 36.68 mg/kg。全 Pb 含量在不同土壤中也存在显著差异, 在 P0 土壤中平均为 37.17 mg/kg, 在 P1 和 P2 土壤中平均含量为 232.01 ~ 251.67 mg/kg。全 Cu 含量在不同土壤中也存在着显著性差异, 在 P0 土壤中平均含量为 51.36 mg/kg, 在 P1 土壤中平均含量为 69.1 mg/kg, 在 P2 土壤中平均含量为 121.42 mg/kg。土壤全 Zn 含量在 P0 和 P1 土壤中无显著差异, 其含量介于 113.33 ~ 133.33 mg/kg, 而在 P2 土壤中平均含量为 328.5 mg/kg。内梅罗污染指数计算结果表明, P0 土壤的内梅罗污染指数最低, 而距污染源越近的土壤, 内梅罗污染指数越高。P0 土壤内梅罗污染指数为 1.78, 属于轻度污染, 记为轻度污染; P1 土壤内梅罗污染指数为 3.38, 属重度污染, 记为较高程度污染; 而 P2 土壤内梅罗污染指数最大值高于 20, 根据 GB15618—2008《土壤环境质量标准》, 其污染等级已超过第五级, 属于重度污染, 记为高度污染, 且主要污染因子为 Cd 和 Pb。

表 2 供试水稻土重金属含量及内梅罗污染指数

Table 2 Concentrations of heavy metals and Nemer index in different soils tested

土壤	重金属全量(mg/kg)				CaCl ₂ 浸提有效态重金属(mg/kg)		内梅罗指数
	Cu	Zn	Cd	Pb	Cd	Pb	
P0	51.36 ± 4.75 c	113.33 ± 8.02 b	2.26 ± 0.26 c	37.17 ± 8.47 b	0.22 ± 0.03 b	0.00	1.78
P1	69.1 ± 0.48 b	133.33 ± 20.11 b	4.19 ± 0.048 b	232.01 ± 29.85 a	1.31 ± 0.30 b	0.570 ± 0.070 b	3.38
P2	121.42 ± 1.45 a	328.5 ± 3.53 a	36.68 ± 3.62 a	251.67 ± 19.46 a	20.43 ± 3.76 a	1.292 ± 0.36 a	27.46

注: 同列不同小写字母表示不同污染程度土壤间差异显著 ($P < 0.05$); 土壤综合污染程度分级: $P_{\text{综}} \leq 0.7$ 安全; $0.7 < P_{\text{综}} \leq 1.0$ 警戒线; $1.0 < P_{\text{综}} \leq 2.0$ 轻污染; $2.0 < P_{\text{综}} \leq 3.0$ 中污染; $P_{\text{综}} > 3.0$ 重污染。

2.2 添加玉米秸秆不同重金属污染对水稻土有机碳矿化和累计矿化量的影响

添加玉米秸秆后不同重金属污染的水稻土培养过程 $\text{CO}_2\text{-C}$ 释放速率的动态变化如图 1A 所示。土壤的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 释放速率均随培养的进行而呈现下降趋势, 且出现了较为明显的阶段性。第一阶段为 0~7 d, 即在培养前期水稻土 $\text{CO}_2\text{-C}$ 释放速率迅速下降, 在此阶段, 添加秸秆(C1)和不添加秸秆(C0)处理 P0、P1、P2 土壤累计释放量分别占其 $\text{CO}_2\text{-C}$ 总释放量的 30.3%、34.3%、30.2% 和 51.4%、30.0%、38.6%; 第二阶段为 8~20 d, $\text{CO}_2\text{-C}$ 释放速率下降幅度较为缓慢, 累计释放量分别占其 $\text{CO}_2\text{-C}$ 总释放量的 36.3%、29.3%、34.0% 和 21.4%、29.6%、26.9%; 第三阶段

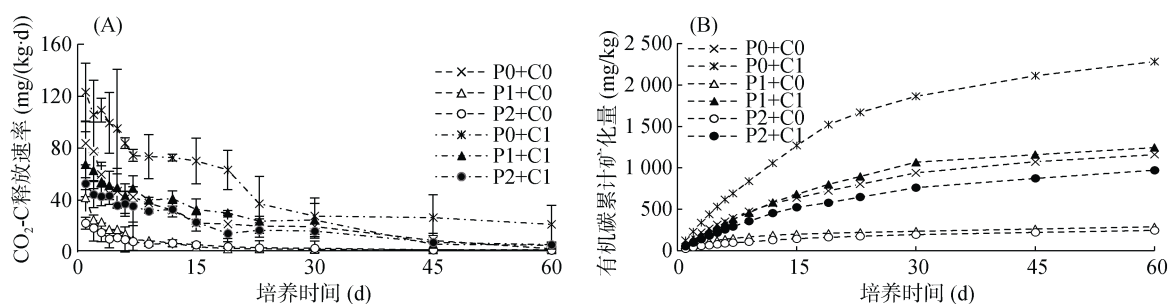
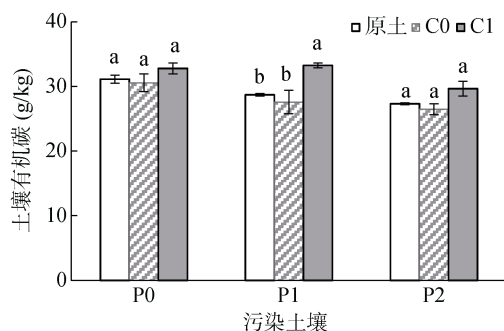


图 1 添加玉米条件下不同程度重金属污染的水稻土 $\text{CO}_2\text{-C}$ 释放速率(A)与有机碳累计矿化量(B)

Fig. 1 Emission rates of $\text{CO}_2\text{-C}$ and cumulative mineralization of organic carbon of paddy soils under different pollution with corn straw addition during incubation

2.3 添加玉米秸秆不同重金属污染对水稻土有机碳组分的影响

在不同程度重金属污染下, 添加玉米秸秆均能够不同程度增加土壤有机碳含量, 且在 P1 土壤中达到显著性差异, 比原土和对照组分别提升了 17.30% 和 20.60%(图 2)。玉米秸秆的添加对不同程度重金属水稻土有机碳含量的影响不同, 且玉米秸秆的添加更利于较高程度重金属污染水稻土中有机碳的积累。



图中不同小写字母表示同一土壤不同处理间差异显著($P < 0.05$), 下同)

图 2 添加玉米秸秆 30 d 后对不同程度重金属污染水稻土有机碳含量变化的影响

Fig. 2 Effects of corn straw addition on organic carbon contents in paddy soils under different pollution after 30d incubation

为 20~60 d, $\text{CO}_2\text{-C}$ 产生速率趋近于平稳, 在这一阶段 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积释放量分别占其总释放量的 33.3%、37.6%、35.6% 和 27.4%、40.3%、34.2%。

不同程度重金属污染的水稻土有机碳累计矿化量显示(图 1B), 添加玉米秸秆与对照组处理中 P0 土壤的累计矿化量一直显著性高于 P1 和 P2 土壤。培养结束后, 添加玉米秸秆和对照组处理中 P0、P1 和 P2 土壤的累计矿化量分别为 2 281 mg/kg 和 1 158 mg/kg 、1 243 mg/kg 和 287 mg/kg 、971 mg/kg 和 244 mg/kg 。与 P1 和 P2 土壤相比, P0 土壤在添加玉米秸秆与对照组处理中累计矿化量分别显著性增加了 273% 和 83%、300% 和 134%。添加玉米秸秆条件下 P0、P1 和 P2 土壤累计矿化量分别比对照处理提高了 120%、540% 和 360%。

添加玉米秸秆对长期不同程度重金属污染土壤的 DOC、MBC、POC 和 EOC 含量都有不同的影响。由图 3A 可以看出, 添加玉米秸秆在不同程度重金属污染的原土中 DOC 含量均显著高于对照组和玉米秸秆处理。与原土相比, 对照组中 P0、P1 和 P2 土壤的 DOC 含量分别减少了 25.25%、48.27% 和 37.50%; 而添加玉米秸秆后 DOC 含量分别降低了 8.60%、50.85% 和 43.82%。玉米秸秆处理与对照相比显著地提高了 P0 土壤的 DOC 含量, 提高幅度为 22.27%; 而 P1 和 P2 土壤的 DOC 含量无显著变化。

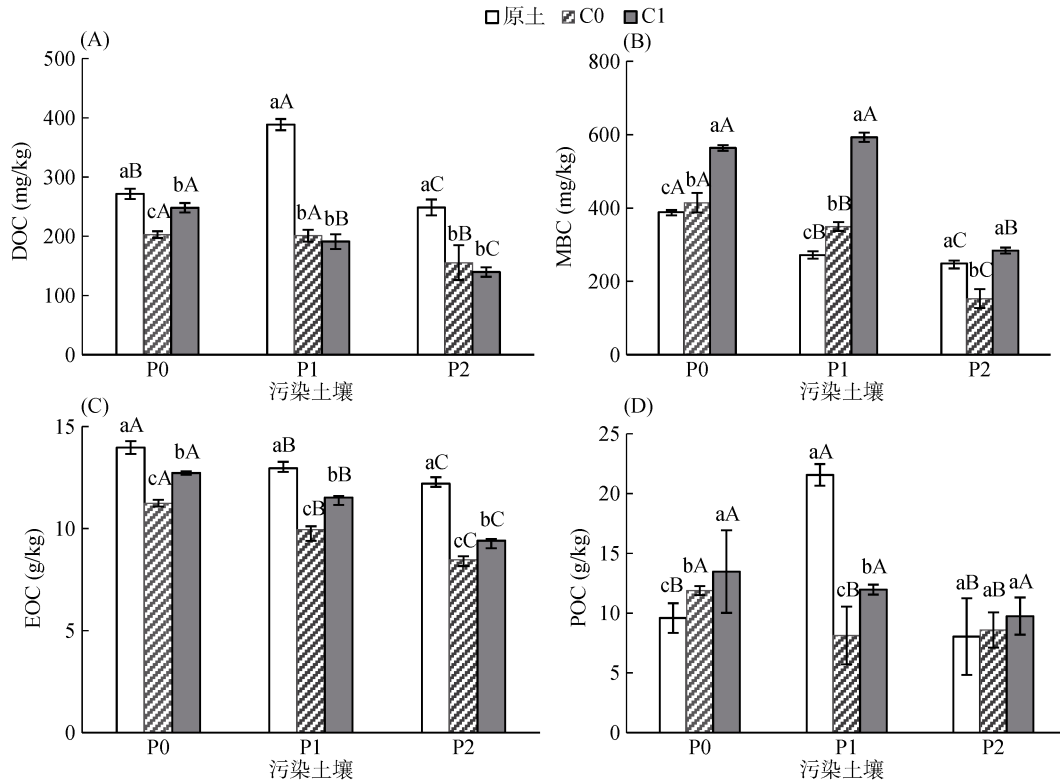
不同处理组中 3 种不同程度重金属污染的水稻土 MBC 含量之间均呈现显著性差异(图 3B)。P0、P1 和 P2 土壤中玉米秸秆处理后 MBC 含量均显著高于原土和对照组, 添加玉米秸秆能够增加不同程度重金属污染的土壤 MBC 碳含量, 比原土分别增加了 45.11%、118.46% 和 14.24%, 与对照组相比, 提升幅度分别为 20.87%、80.80%、90.72%。

添加玉米秸秆条件下, 3 种不同程度重金属污染的水稻土 EOC 含量之间均呈现显著性差异(图 3C)。在 P0、P1 和 P2 土壤中原土中的 EOC 含量均显著高于玉米秸秆处理和对照组; 与原土相比, 对照组中的

EOC 含量分别降低了 19.53%、23.24% 和 30.56%；而添加玉米秸秆处理比原土分别降低了 8.94%、11.11% 和 22.13%。与对照组相比，添加玉米秸秆能够显著增加土壤 EOC 含量，在 P0、P1 和 P2 土壤中提升幅度分别为 18.30%、12.41% 和 9.89%。

对照组和添加玉米秸秆处理组中，3 种不同程度重金属污染水稻土中 POC 含量之间差异不同，原土

中 POC 含量之间呈现显著性差异，P1 土壤中的 POC 含量显著高于 P0 和 P2 土壤(图 3D)。P0 和 P1 土壤中不同处理水稻土 POC 之间呈现显著性差异，P2 土壤中无显著性差异。添加玉米秸秆处理后，P0 土壤中的 POC 含量比原土和对照分别升高了 40.51% 和 13.38%；在 P1 土壤中，添加玉米秸秆和对照处理的 POC 含量与原土相比，分别降低了 62.28% 和 44.46%。



(图中小写字母表示同一程度污染土壤不同处理间差异在 $P < 0.05$ 水平显著，不同大写字母表示同一处理不同污染程度土壤间差异在 $P < 0.05$ 水平显著)

图 3 添加玉米秸秆 30 d 后对不同程度重金属污染水稻土活性碳库组分的影响

Fig. 3 Effects of corn straw addition on labile organic carbon fractions in paddy soils under different pollution after 30d incubation

2.4 添加玉米秸秆不同重金属污染对水稻土新老碳矿化和激发效应的影响

本研究利用培养过程中释放的 CO_2 中 ^{13}C 丰度值来区分和量化碳源，即自玉米秸秆(新碳)和土壤有机碳(老碳)。不同程度重金属污染对水稻土中新老碳的矿化有显著性差异，低污染水稻土新碳的矿化速率显著高于高污染水稻土(图 4A)。在培养初期(0~7 d)，P0、P1 和 P2 土壤中新碳(玉米秸秆)的矿化速率逐渐升高，第 7 天时比第 2 天时分别增加了 118.7%、23.4% 和 80.2%。在培养第 2 天时，P0、P1 和 P2 土壤中新老碳矿化比值分别为 0.41、1.29、0.58；至第 7 天时，新老碳矿化比值分别为 2.53、4.16、1.89。在培养的中后期(7~30 d)，P0、P1 和 P2 土壤中新碳的矿化速率逐渐下降，第 30 天时比第 7 天时下降了 52.1%、

59.0% 和 79.1%。至培养第 30 天时，P0、P1 和 P2 土壤中新老碳矿化比值分别为 1.15、1.50、0.74。添加玉米秸秆对不同程度重金属污染的水稻土原有有机碳均有正激发效应(图 4B)，在不同时期重金属污染的水稻土激发效应具有显著性差异，高重金属污染水稻土相对激发效应均显著高于低重金属污染水稻土。在培养初期，不同程度重金属污染的水稻土激发效应均呈现升高趋势，培养前期为较低，P0、P1 和 P2 土壤正激发效应值分别为 0.30%、12.38%、11.98%，到培养第 30 天时，正激发效应值升高，分别达到了 47.3%、189.7%、148.2%。

3 讨论

重金属污染通过改变土壤微生物群落结构从而

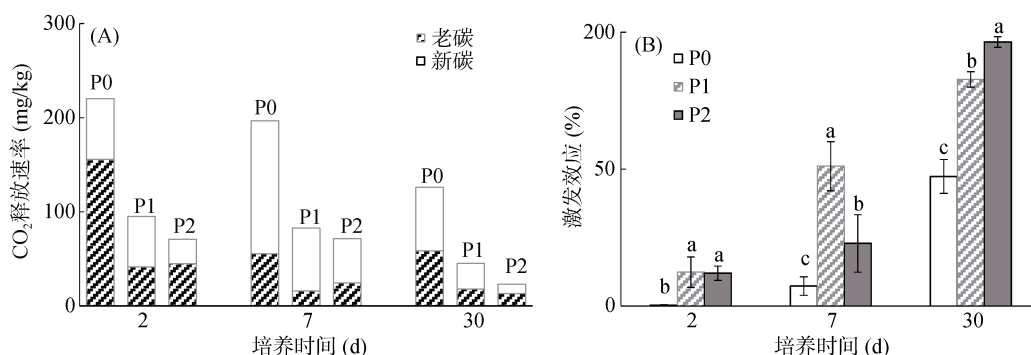


图 4 添加玉米秸秆条件下培养 2、7、30 d 时土壤 CO₂-C 矿化来源(A)与激发效应(B)

Fig. 4 Partitioning of CO₂ evolution (A) and priming effects (B) after the addition corn straw in 2d, 7d and 30d incubation

改变对有机碳的矿化分解。研究表明,长期高浓度重金属污染会降低土壤中 MBC 含量,而低浓度重金属污染可能会促进 MBC 含量的增加^[35]。本研究结果显示,在长期 Pb/Cd 重金属污染的水稻土中,高度污染(P2)会降低有机碳的矿化速率,轻度污染的土壤(P0)有机碳矿化速率显著高于高度污染条件,这主要由于高度污染会对微生物活性产生抑制或毒害作用,从而降低了微生物对有机碳的矿化速率。长期重金属污染不仅降低了土壤微生物生物量,还可能通过影响土壤微生物群落结构及多样性,从而影响土壤有机碳的矿化。不同程度重金属污染可能会对土壤有机碳周转产生不同的影响^[36],这可能是不同程度重金属污染对减少微生物对单一碳底物的利用能力不同,从而改变了微生物对土壤有机碳的可利用性,并通过影响细胞的代谢及功能从而对微生物的生长产生胁迫,降低微生物群落的多样性^[37]。

外源有机碳的加入对农田土壤有机碳的稳定性可能会产生影响,如不同秸秆还田处理下土壤有机碳的稳定性存在着差异^[38]。同时,在一定范围内随外源有机碳施用量增加,土壤有机碳转化速率及土壤有机碳含量均呈增加的趋势^[39]。添加外源有机碳也有利于提高土壤酶活性及微生物养分利用率^[40-41]。而在土壤受重金属长期胁迫条件下,土壤微生物生物量及其对基质的利用能力则会受到显著影响^[42],如在重金属污染的土壤中添加生物质炭可显著提高土壤有机碳含量及有机碳矿化速率^[43]。本研究中添加玉米秸秆能提高不同程度重金属污染的水稻土 MBC、POC 和 EOC 含量,而在高度重金属污染的水稻土中添加玉米秸秆则降低了 DOC 含量。

田间条件下,土壤有机质一直都保持着新老碳的更新。外源有机碳的添加会促进土壤微生物的生长和土壤胞外酶的增加,从而促进土壤原有有机碳的分解,产生正激发效应^[44]。在本试验中添加玉米

秸秆后,不同程度重金属污染水稻土有机碳的矿化均表现为正激发效应,且随着培养的进行,激发效应也逐渐增大。在整个培养过程中,高浓度重金属污染水稻土的相对激发效应要显著高于低浓度重金属污染水稻土,显然,与低浓度重金属污染相比,高浓度重金属污染更能促进对老碳的矿化。这一方面可能是由于高浓度重金属污染的水稻土更易发生缺素现象,微生物活动也更易受到抑制,而新碳的添加刺激了微生物对养分的需求,从而加速土壤原有有机碳的分解,而营养元素相对缺乏的土壤受激发效应的影响更大^[45-46]。另一方面,产生激发效应的重要机制是通过增加土壤活性碳或微生物生物量来刺激或阻滞土壤有机质的转化,而微生物则会优先分解活性有机质^[14-15]。由于新碳输入土壤后,易于利用这部分碳源的微生物生物量会率先发生变化,进而会导致微生物群落的变化,而在不同重金属污染程度的水稻土中,土壤中的微生物群落本就有显著性差异,不同微生物群落对碳源利用能力的不同,新碳输入后导致不同微生物群落数量的增加或减少,从而导致对新老碳矿化强度的不同。微生物对碳源利用的选择性影响着微生物的数量、活性及其群落组成^[47],但重金属污染胁迫如何影响碳源可利用性变化的响应方向及响应程度,这将是阐明重金属污染对新老碳在土壤中转化的关键。

4 结论

新鲜有机碳的添加均能促进不同程度重金属污染水稻土中原有有机碳的矿化,同时也能够提高土壤有机碳及其活性碳库组分含量,增加土壤有机碳的周转速率及土壤微生物量。低浓度重金属污染能够促进对水稻土新碳的矿化,而高浓度重金属污染条件下水稻土老碳的矿化速率则显著高于低浓度重金属污染,并降低了可溶性有机碳含量。

参考文献:

- [1] Tett S F B, Stott P A, Allen M R, et al. Causes of twentieth-century temperature change near the Earth's surface[J]. *Nature*, 1999, 399: 572–576.
- [2] 袁红朝, 李春勇, 王久荣, 等. 稳定同位素分析技术在农田生态系统土壤碳循环中的应用[J]. *同位素*, 2014, 27(3): 170–178.
- [3] Olivier J G J, Bouwman A F, Hoek K W V D, et al. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990[J]. *Environmental Pollution*, 1998, 102(1): 135–148.
- [4] Mosier A, Kroeze C. A new approach to estimate emissions of nitrous oxide and its implications to the global N₂O budget[J]. *IGAC Activities Newsletter of the International Global Atmospheric Chemistry Project 12 (1998)*: 17–25.
- [5] Delfine S, Marco G D, Loreto F. Estimation of photorespiratory carbon dioxide recycling during photosynthesis[J]. *Functional Plant Biology*, 1999, 26(8): 733–736.
- [6] 于贵瑞, 王绍强, 陈泮勤, 等. 碳同位素技术在土壤碳循环研究中的应用[J]. *地球科学进展*, 2005, 20(5): 568–577.
- [7] 侯鹏程, 徐向东, 潘根兴. 不同土地利用方式对农田表土有机碳库的影响——以太湖地区吴江市为例[J]. *南京农业大学学报*, 2007, 30(2): 68–72.
- [8] 潘根兴, 赵其国. 我国农田土壤碳库演变研究: 全球变化和国家粮食安全[J]. *地球科学进展*, 2005, 20(4): 384–393.
- [9] 安中华, 董元华, 安琼, 等. 苏南某市农田土壤环境质量评价及其分级[J]. *土壤*, 2004, 36(6): 631–635.
- [10] 马瑾, 潘根兴, 万洪富, 等. 珠江三角洲典型区域土壤重金属污染调查研究[J]. *土壤通报*, 2004, 35(5): 636–638.
- [11] 朱永官, 陈保冬, 林爱军, 等. 珠江三角洲地区土壤重金属污染控制与修复研究的若干思考[J]. *环境科学学报*, 2005, 25(12): 3–7.
- [12] 闫华, 欧阳明, 张旭辉, 等. 不同程度重金属污染对稻田土壤真菌群落结构的影响[J]. *土壤*, 2018, 50(3): 513–521.
- [13] Fließbach A, Martens R, Reber H H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1994, 26(9): 1201–1205.
- [14] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(11): 1485–1498.
- [15] Kuzyakov Y, Bol R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(4): 747–758.
- [16] Qiao N, Xu X, Hu Y, et al. Carbon and nitrogen additions induce distinct priming effects along an organic-matter decay continuum[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(x): 19865.
- [17] Zheng J F, Zhang X H, Li L Q, et al. Effect of long-term fertilization on C mineralization and production of CH₄ and CO₂ under anaerobic incubation from bulk samples and particle size fractions of a typical paddy soil[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 120(2): 129–138.
- [18] Zhao S C, Li K J, Zhou W, et al. Changes in soil microbial community, enzyme activities and organic matter fractions under long-term straw return in north-central China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 216: 82–88.
- [19] Duval M E, Galantini J A, Iglesias J O, et al. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems[J]. *Soil & Tillage Research*, 2013, 131(7): 11–19.
- [20] Bird M, Ascough P. Isotopes in pyrogenic carbon: A review[J]. *Organic Geochemistry*, 2012, 42(12): 1529–1539.
- [21] 刘贤赵, 张勇, 宿庆, 等. 现代陆生植物碳同位素组成对气候变化的响应研究进展[J]. *地球科学进展*, 2014, 29(12): 1341–1354.
- [22] 崔立强, 吴龙华, 李娜, 等. 水分特征对伴矿景天生长和重金属吸收性的影响[J]. *土壤*, 2009, 41(4): 572–576.
- [23] 李小曼, 徐梦洁, 刘勤, 等. 基于内梅罗指数法及其改进方法的小尺度区域土壤重金属污染评价——以苏南地区为例[J]. *江苏农业科学*, 2017, 45(3): 241–245.
- [24] 环境保护部. 国家质量监督检验检疫总局. 土壤环境质量标准: GB15618—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [26] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19: 703–707.
- [27] Wright A L, Provin T L, Hons F M, et al. Dissolved organic carbon in soil from compost-amended bermudagrass turf[J]. *HortScience*, 2005, 40(3): 830–835.
- [28] Jones D L, Willett V B. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38: 991–999.
- [29] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(3): 777–783.
- [30] 吴健利, 刘梦云, 赵国庆, 等. 黄土台塬土地利用方式对土壤有机碳矿化及温室气体排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(5): 1006–1015.
- [31] Blair G J, Leofroy D B, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems[J]. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46: 1495–1466.
- [32] 曹亚澄, 孙国庆, 韩勇, 等. 大气浓度下 N₂O、CH₄ 和 CO₂ 中氮、碳和氧稳定同位素比值的质谱测定[J]. *土壤学报*, 2008, 45(2): 249–258.

- [33] 刘志伟, 朱孟涛, 郭文杰, 等. 秸秆直接还田与炭化还田下土壤有机碳稳定性和温室气体排放潜力的对比研究[J]. 土壤通报, 2017, 48(6): 1371-1378.
- [34] 罗煜, 赵小蓉, 李贵桐, 等. 酸性和碱性土壤中芒草生物质炭激发效应的特征与差异[J]. 土壤学报, 2014, 51(1): 90-95.
- [35] 张玉娇, 陈敏瑶, 张旭辉, 等. 不同程度重金属污染对水稻土团聚体组成的影响[J]. 土壤, 2017, 49(2): 337-344.
- [36] Dumat C, Quenea K, Bermond A, et al. Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 142: 521-529.
- [37] Chander K, Brookes P C. Effect of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in sandy loam and silty loam U.K. soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1991, 23 (10): 927-932.
- [38] 陈尚洪, 刘定辉, 朱钟麟, 等. 四川盆地秸秆直接还田免耕对土壤养分及碳库的影响[J]. 中国水土保持科学, 2008, 6(z1): 54-56.
- [39] 王秀丽, 徐建民, 姚槐应, 等. 重金属铜、锌、镉、铅复合污染对土壤环境微生物群落的影响[J]. 环境科学学报, 2003, 23(1): 22-27.
- [40] 王娟, 张丽君, 姚槐应. 添加秸秆和黑炭对水稻土碳氮转化及土壤微生物代谢图谱的影响[J]. 中国水稻科学, 2013, 27(1): 97-104.
- [41] 李硕, 把余玲, 李有兵, 等. 添加作物秸秆对土壤有机碳组分和酶活性的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2015, 43(6): 153-161.
- [42] 刘永卓. 重金属污染稻田土壤温室气体产生相关的微生物群落结构及活性变化[D]. 南京: 南京农业大学, 2012.
- [43] 匡崇婷, 江春玉, 李忠佩, 等. 添加生物质炭对红壤水稻土有机碳矿化和微生物生物量的影响[J]. 土壤, 2012, 44(4): 570-575.
- [44] 袁淑芬, 汪思龙, 张伟东. 外源有机碳和温度对土壤有机碳分解的影响[J]. 土壤通报, 2015, 46(4): 916-922.
- [45] De Nobili M, Contin M, Mondini C, et al. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(9): 1163-1170.
- [46] Falchini L, Naumova N, Kuikman P J, et al. CO₂ evolution and denaturing gradient gel electrophoresis profiles of bacterial communities in soil following addition of low molecular weight substrates to simulate root exudation[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2003, 35(6): 775-782.
- [47] 贺云龙, 齐玉春, 彭琴, 等. 外源碳输入对陆地生态系统碳循环关键过程的影响及其微生物学驱动机制[J]. 生态学报, 2017, 37(2): 358-366