

# 生物有机肥对土壤—水稻系统中 Cd 形态及迁移特征的影响

刘巍, 陈效民, 景峰, 胡世民, 温馨, 李恋卿

(南京农业大学 资源与环境科学学院, 江苏 南京 210095)

**摘要:** [目的] 探究稻田土壤中 Cd 形态转化与生物有机肥施用量之间的关系, 及水稻植株体内各器官 Cd 的累积分配特征, 以期为研究区提供经济安全的水稻生产指导方案。[方法] 在湖南省长沙市红壤稻田进行了 2 a 的田间定位试验, 期间设置了 0, 10, 20, 30 与 40 t/hm<sup>2</sup> 共 5 个生物有机肥施用量处理, 在水稻成熟期采集土壤和水稻样品, 分析了生物有机肥对 Cd 在土壤中形态变化、水稻器官中的分配以及持续效应的影响。[结果] ①生物有机肥施用后可将土壤中酸溶态 Cd 钝化为可还原态 Cd, 降低了水稻体内 Cd 的累积、土壤—根系间富集系数和茎秆—籽粒间转运系数。②高施用量生物有机肥处理下 2017 和 2018 年土壤酸溶态 Cd 较 CK 均显著降低, 最大减少幅度分别为 22.42% 和 7.05%, Cd 在水稻不同器官含量的分布为: 根系 > 茎秆 > 叶片 > 籽粒。③水稻籽粒 Cd 含量受土壤酸溶态 Cd 的直接影响, 且酸溶态 Cd 受 pH 值、土壤有机质和阳离子交换量的调控。[结论] 施用生物有机肥可以提高 Cd 污染稻田土壤肥力和稻谷产量, 降低土壤酸溶态 Cd 的生物有效性。综合总体表现, 当施用量为 30 t/hm<sup>2</sup> 时, 有机质含量为 255.32 mg/kg 的秸秆生物有机肥可以发挥出较好的修复作用。

**关键词:** 生物有机肥; 原位修复; 化学形态; 水稻; Cd 污染

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2020)01-0078-07

**中图分类号:** X53, S153

**文献参数:** 刘巍, 陈效民, 景峰, 等. 生物有机肥对土壤—水稻系统中 Cd 形态及迁移特征的影响[J]. 水土保持通报, 2020, 40(1): 78-84. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2020.01.012; Liu Wei, Chen Xiaomin, Jing Feng, et al. Effects of applying bioorganic fertilizer on chemical form and transport characteristics of Cd in soil-rice system[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(1): 78-84.

## Effects of Applying Bioorganic Fertilizer on Chemical Form and Transport Characteristics of Cd in Soil-Rice System

Liu Wei, Chen Xiaomin, Jing Feng, Hu Shimin, Wen Xin, Li Lianqing

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing, Jiangsu 210095, China)

**Abstract:** [Objective] The relationship between Cd morphologic transformation and bioorganic fertilizer application in paddy soil and the accumulation and distribution characteristics of Cd in rice plant were analyzed in order to provide an economical, safe, and a scientific basis for rice production in polluted areas. [Methods] A two-year field experiment for the red paddy soil was conducted in Changsha City, which was situated in the Hu'nan Province. The soil and rice samples were collected from five disposals (0, 10, 20, 30 and 40 t/hm<sup>2</sup>) in their maturation period. The morphologic change, distribution of Cd in rice, and continuous influence of bioorganic fertilizer were analyzed. [Results] ① The application of bioorganic fertilizer can change the acid-soluble Cd into its reducible form in the soil, thus reducing the accumulation of Cd in rice and transferring the coefficients of the soil-root and stem-grain. ② On employing a high concentration of a bioorganic fertilizer, the concentration of acid-soluble Cd was significantly reduced in 2017 and 2018; the maximum range of decrease was observed by 22.42% and 7.05%, respectively. The amount of Cd in different parts of

收稿日期: 2019-10-17

修回日期: 2019-10-20

资助项目: 国家重点研发计划“农田和农产品重金属源解析与污染特征研究”项目(2016YFD0800306)

第一作者: 刘巍(1993—), 男(汉族), 内蒙古自治区乌海市人, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染修复研究。Email: 494398903@qq.com.

通讯作者: 陈效民(1957—), 男(汉族), 江苏省张家港市人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事水土资源与环境物理过程研究。Email: xmchen@njau.edu.cn.

the rice was observed to vary in the following order: roots > stems > leaves > grains. ③ The bioorganic fertilizer had an impact on the Cd content in the rice grains by regulating the factors (pH value, soil organic matter, and cation exchange capacity) that affect the acid-soluble Cd. [Conclusion] The application of bio-organic fertilizer can facilitate an improvement in the soil fertility and rice yields by reducing the biological availability of acid-soluble Cd in Cd-polluted paddy fields. In conclusion, when the applied amount was 30 t/hm<sup>2</sup>, the straw bioorganic fertilizer with an organic matter of 255.32 mg/kg could play a better repairing role.

**Keywords: bioorganic fertilizer; in-situ remediation; chemical form; rice; Cd pollution**

中国经济长期处于高速发展之中,特别是进入新世纪后农村城镇化和工矿业的兴起为乡村经济振兴插上了腾飞的翅膀,但随着工矿业“三废”和农业废弃物的无序排放,农田重金属污染问题日益凸显<sup>[1]</sup>。水稻作为中国主要粮食作物之一,在稳定粮食价格和支持国民经济发展等方面均扮演着重要的角色。湖南省由于其得天独厚的地理优势,自古以来就是中国重要的“稻米之乡”和“矿产之乡”,同时由于矿冶区和稻田犬牙交错,导致周边稻田直接受到重金属的污染,其中 Cd 污染尤为严重。稻米中 Cd 含量是否超标直接关系到主产区周边农民的饮食健康和经济来源<sup>[2]</sup>。若长期食用 Cd 污染的稻米会造成 Cd 在人体脏器内过量积累,严重危害人民群众的身体健康。当前矿冶区周边稻田因 Cd 污染产生的粮食安全问题,已经严重的影响了部分地区的农业可持续发展。如何经济有效的修复稻田土壤 Cd 污染,减少 Cd<sup>2+</sup> 在土壤—水稻系统中的迁移分配,推进耕地资源的可持续利用,已经成为当前亟待解决的问题之一。

面对中国耕地面积储备不足的巨大压力,化学钝化修复作为原位修复技术中的一种,因其效果长久、操作简便、费用合理等优点成为修复重金属污染土壤的优选,通过外源添加钝化剂改变土壤有机质、CEC 和 pH 值等理化性质,改变土壤中重金属形态比例,进而达到减少植物对重金属的富集,保障粮食安全的目的。秸秆腐熟发酵后添加多种功能菌制作而成的生物有机肥,富含有机质及磷、钾等元素,可减少化肥施用量,改善土壤理化性状,促进作物增产,提高作物品质,对实现农业可再生有机资源的利用方面具有重要意义。

生物有机肥施入土壤后可以调节土壤酸碱平衡、增加土壤有机质含量、络合重金属离子等,在培肥地力的同时还为土壤微生物提供了良好的生存环境,促进有害物质的变性降解。减少植物根系对重金属离子吸收的关键在于降低土壤中重金属离子的生物有效性<sup>[3]</sup>。王琼瑶等<sup>[4]</sup>研究表明,猪粪与秸秆还田配施下可以减少旱地小麦籽粒中的 Cu 和 Zn 含量;鲁洪娟等<sup>[5]</sup>发现,设施农田施用禽畜有机肥能够提高番茄产量维持土壤重金属输入输出平衡。近年来,生物有机

肥的应用研究多集中于对农作物产量与品质改善的影响,但在探究生物有机肥对土壤—水稻系统中 Cd 迁移转化机制以及为 Cd 污染稻田提供经济安全的生产指导,保障农业可持续发展方面有待进一步深入。

为此,本研究通过对红壤 Cd 污染稻田连续 2 a 开展田间试验,探究稻田土壤中 Cd 形态转化与生物有机肥用量之间的关系,水稻植株体内各器官 Cd 的累积分配特征,以期达到为研究区稻田土壤提供经济安全的生产指导方案的目的,为生物有机肥在 Cd 污染稻田土壤修复治理方面提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

本试验于 2017 和 2018 年 5—9 月在湖南省长沙市北山镇(113°03′33″E,28°26′12″N)进行,该试验区农业开发较早,长期种植水稻。研究区处于亚热带季风气候区,雨热同期,年均气温 16.8~17.5℃,降水量 1361.6~1563.2 mm,全年无霜期 275 d。研究区内红壤是由第四纪红色黏土母质发育而来,周边农田村镇均沿河流分布,该区域于 20 世纪 90 年代曾建有小型工厂,后废弃拆除,农户以水稻种植为主。

### 1.2 试验设计与供试材料

本试验设置 5 个生物有机肥等量施用处理,分别为:0,10,20,30,40 t/hm<sup>2</sup>,分别记为 CK, Y<sub>10</sub>, Y<sub>20</sub>, Y<sub>30</sub>, Y<sub>40</sub>。每个处理设置 3 次重复,每个试验小区面积为 3 m×4 m=12 m<sup>2</sup>,各个小区随机排列,采用泥埂覆膜的方式将小区隔开并在周围设置保护行,每年水稻移栽前向试验地施入基肥 375 kg/hm<sup>2</sup>,生物有机肥与首年基肥一同施入小区,人工翻耕混匀,后期不再继续追施生物有机肥。5 月中旬育苗,苗期 28 d,6 月上旬插秧,9 月下旬收获,全生育期 138 d,水稻生育期内采用与当地农户一致的田间管理模式。

试验区土壤耕作层土壤有机质(SOM)、全磷、全氮含量分别为 16.76,0.61,1.12 g/kg,土壤容重 1.27 g/cm<sup>3</sup>,pH 值为 4.61,土壤阳离子交换量(CEC)7.82 cmol/kg,土壤总 Cd 含量 0.76 mg/kg, Hg,As,Pb,Cr 等重金属含量均低于农用地土壤污染

风险筛选值(GB15618-2018)<sup>[6]</sup>。本研究使用市售的“饕餮王”牌生物有机肥,该肥料主要成分为作物秸秆,其中总 N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O 含量分别为 41.93, 12.02, 26.14 g/kg。有机质含量为 255.32 g/kg,每克有效活菌数 2.00×10<sup>7</sup> 个。供试水稻属于三系籼型杂交中稻,品种为深优 9519,栽培方式为一年一季。

### 1.3 样品采集与测定

1.3.1 样品采集 在水稻的成熟期,采集各个小区耕作层土壤和具有代表性的水稻样品并封装带回。土壤样品经由自然风干后去除有机碎片研磨过筛,分别用于土壤基本理化性质和重金属含量的测定。此外,水稻植株样品分离为根系、茎秆、叶片和籽粒 4 个部分,经杀青、烘干和粉碎后过筛备用。

1.3.2 测定项目与方法 土壤和生物有机肥中有机质含量,CEC,pH 值等基本理化性质的测定方法参考《土壤农化分析》<sup>[7]</sup>;土壤全量 Cd 采用 HCl-HNO<sub>3</sub>-HF 消煮法消解<sup>[7]</sup>;采用 BCR 法连续提取土壤样品中 Cd 的不同形态<sup>[8]</sup>,水稻植株样品经 HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 消解<sup>[7]</sup>,土壤和水稻植株 Cd 含量用 ICP-MS 测定。重金属样品测定过程中添加土壤标准样品 GBW07401(GSS-1)和水稻标准样品 GBW10045(GSB-23),土壤和水稻标准样品 Cd 回收率分别为 97.34%和 102.37%。

### 1.4 数据分析

生物富集系数(BCF)用来表示水稻根系对土壤 Cd 的富集能力,富集系数越大,根系吸收能力越强<sup>[9]</sup>,土壤—根系(BCF)间富集系数计算公式为:

$BCF = C_{\text{根}} / C_{\text{土壤}}$ 。重金属浓度 C 的单位为 mg/kg。

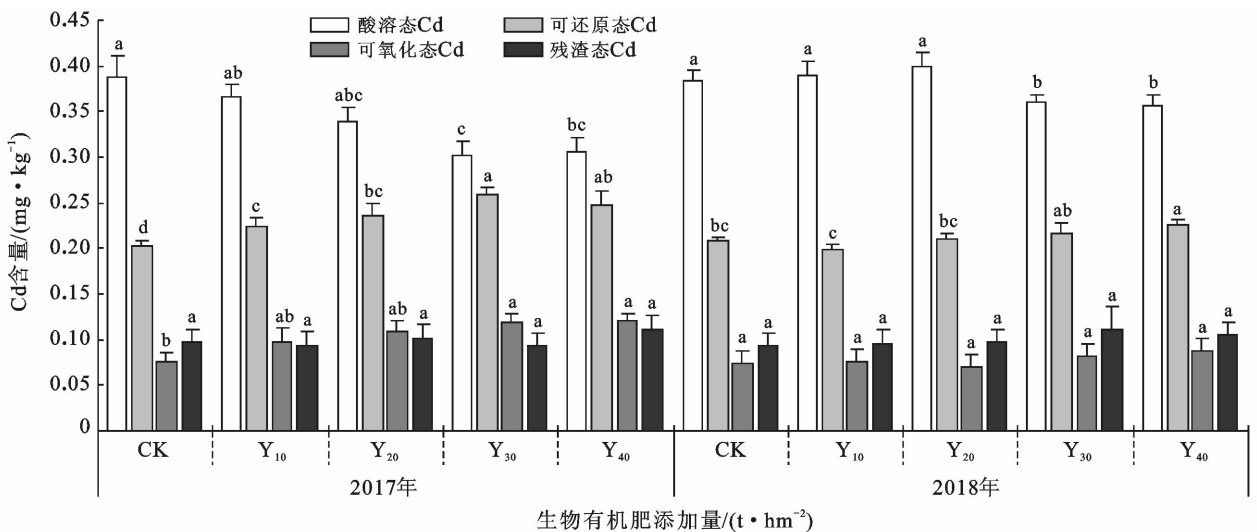
转运系数(BTF)用来表示 Cd 在水稻器官中转运能力的强弱,转运系数越大则表示 Cd 在水稻体内转运能力越强<sup>[10]</sup>,水稻根系—茎秆(BTF<sub>1</sub>)、茎秆—叶片(BTF<sub>2</sub>)、茎秆—籽粒(BTF<sub>3</sub>)间的转运系数计算公式分别为:  $BTF_1 = C_{\text{茎}} / C_{\text{根}}$ ,  $BTF_2 = C_{\text{叶}} / C_{\text{茎}}$ ,  $BTF_3 = C_{\text{籽粒}} / C_{\text{茎}}$ 。

利用 Excel 2016 进行数据图表的处理,在 SPSS 19.0 软件中进行途径分析,Duncan 法进行差异性检验( $p < 0.05$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 生物有机肥对稻田土壤 Cd 形态转化的影响

连续 2 a 试验期间生物有机肥对土壤 Cd 形态的影响如图 1 所示,2017 年试验地经过一季的水稻种植,随着生物有机肥施用量的增加,耕作层土壤酸溶态 Cd 含量逐渐降低,可还原态和可氧化态 Cd 含量显著提高( $p < 0.05$ ),各处理中酸溶态 Cd 较对照降低了 6.33%~22.42%,而可还原态和可氧化态 Cd 分别上升了 10.40%~28.21%和 27.63%~55.26%,残渣态 Cd 含量无显著变化( $p > 0.05$ )。2018 年 30 t/hm<sup>2</sup> 处理的土壤中酸溶态 Cd 含量较对照降低了 6.01%,40 t/hm<sup>2</sup> 处理下酸溶态 Cd 含量较对照降低了 7.05%,可还原态 Cd 提高了 7.66%,可氧化态与残渣态 Cd 无显著变化( $p > 0.05$ ),经过 2 a 的水稻种植各处理中土壤重金属总量无显著增加( $p > 0.05$ )。



注:①图中不同小写字母表示同时间,不同处理下 Cd 形态差异显著, $p < 0.05$ ; ②CK, Y<sub>10</sub>, Y<sub>20</sub>, Y<sub>30</sub>, Y<sub>40</sub> 表示生物有机肥施用量分别 0, 10, 20, 30, 40 t/hm<sup>2</sup>。下同。

图 1 生物有机肥对供试土壤 Cd 形态的影响

图 1 表明,稻田土壤中施入生物有机肥可以降低土壤中生物有效性强的酸溶态 Cd,使之转化为生物有效性弱的可还原态和可氧化态。残渣态则因存在于土壤矿物晶格中而不会轻易发生形态上的变化,同时随着生物有机肥施入时间的延长,其逐渐因土壤动植物的活动而被分解,对土壤酸溶态 Cd 的钝化效果逐渐减弱。当生物有机肥施用量为 10 t/hm<sup>2</sup> 和 20 t/hm<sup>2</sup> 时,生物有机肥在施入稻田的第二年对酸溶态 Cd 的钝化作用减弱,各形态与 CK 比较变化不显著 ( $p>0.05$ ),当生物有机肥施用量大于 30 t/hm<sup>2</sup> 时,可以在 2 a 内维持对土壤酸溶态 Cd 的固定作用。

## 2.2 施用生物有机肥对水稻根、茎、叶和籽粒 Cd 含量的影响

由表 1 可知,2 个试验年份 CK 中水稻籽粒 Cd 含量分别为 0.25,0.26 mg/kg,均高于国家食品安全标准(GB2762-2017)中 0.20 mg/kg 的谷物限量标准<sup>[11]</sup>。由此可见,在当地 Cd 污染稻田中采取常规的农艺措施,并不能保证粮食的安全。2017 年各处理

中水稻器官 Cd 含量大小为:根>茎>叶>籽粒,Cd 在水稻体内的分布规律表现为在新陈代谢旺盛的器官中累积较多,在营养器官中少,而随着生物有机肥施用量的增加,根系、茎秆和籽粒中 Cd 含量较 CK 分别降低了 7.37%~18.72%,7.89%~30.99%和 7.54%~32.14%。随着生物有机肥施入时间的延长,2018 年水稻器官中 Cd 含量较 CK 下降幅度也相应减弱,当生物有机肥施用量为 20 t/hm<sup>2</sup> 时,根系和茎秆中的 Cd 含量较 CK 降低效果不显著( $p>0.05$ ),这可能是由于生物有机肥被土壤动物和微生物分解,导致其钝化效果减弱,土壤 Cd 的生物有效性比第一年有所上升,从而提高了水稻对土壤溶液中 Cd 的累积;当生物有机肥施用量超过 30 t/hm<sup>2</sup> 时,2018 年水稻根、茎和籽粒中 Cd 含量较 CK 的降低效果仍旧保持显著( $p<0.05$ )。总体来说,在本试验的生物有机肥施用量范围内,水稻器官中 Cd 含量总体随生物有机肥施用量增加而降低,且施用量为 30 t/hm<sup>2</sup> 和 40 t/hm<sup>2</sup> 生物有机肥的持续效果较好。

表 1 生物有机肥对水稻器官中 Cd 含量的影响

mg/kg

处理	2017 年 Cd 含量				2018 年 Cd 含量			
	根系	茎秆	叶片	籽粒	根系	茎秆	叶片	籽粒
CK	2.03±0.08 <sup>a</sup>	1.07±0.15 <sup>a</sup>	0.48±0.07 <sup>a</sup>	0.25±0.02 <sup>a</sup>	2.01±0.09 <sup>a</sup>	1.09±0.08 <sup>a</sup>	0.49±0.06 <sup>a</sup>	0.26±0.04 <sup>a</sup>
Y <sub>10</sub>	1.89±0.12 <sup>ab</sup>	0.98±0.05 <sup>ab</sup>	0.48±0.04 <sup>a</sup>	0.23±0.04 <sup>ab</sup>	1.99±0.13 <sup>a</sup>	1.08±0.06 <sup>a</sup>	0.50±0.03 <sup>a</sup>	0.27±0.04 <sup>a</sup>
Y <sub>20</sub>	1.75±0.12 <sup>bc</sup>	0.84±0.19 <sup>ab</sup>	0.43±0.02 <sup>a</sup>	0.19±0.04 <sup>bc</sup>	1.98±0.10 <sup>a</sup>	1.08±0.10 <sup>a</sup>	0.51±0.05 <sup>a</sup>	0.24±0.03 <sup>a</sup>
Y <sub>30</sub>	1.67±0.14 <sup>c</sup>	0.74±0.18 <sup>b</sup>	0.43±0.05 <sup>a</sup>	0.17±0.02 <sup>c</sup>	1.83±0.10 <sup>ab</sup>	0.96±0.12 <sup>ab</sup>	0.49±0.05 <sup>a</sup>	0.19±0.02 <sup>b</sup>
Y <sub>40</sub>	1.87±0.11 <sup>ab</sup>	0.73±0.02 <sup>b</sup>	0.46±0.04 <sup>a</sup>	0.18±0.04 <sup>bc</sup>	1.78±0.09 <sup>b</sup>	0.82±0.04 <sup>b</sup>	0.46±0.05 <sup>a</sup>	0.19±0.02 <sup>b</sup>

注:表中 CK, Y<sub>10</sub>, Y<sub>20</sub>, Y<sub>30</sub>, Y<sub>40</sub> 表示生物有机肥施用量分别 0, 10, 20, 30, 40 t/hm<sup>2</sup>; 数据为平均值±标准误差; 同列数据后不同小写英文字母分别表示不同生物有机肥施用量处理下水稻器官重金属含量差异显著,  $p<0.05$ 。下同。

## 2.3 施用生物有机肥对水稻转运系数的影响

作物根系富集系数和器官间转运系数的引入,为量化 Cd 在土壤—水稻系统中的富集和探究其转运规律提供了科学依据<sup>[9-10]</sup>。由表 2 可知,2017 年土壤—根系的富集系数 BCF 随着生物有机肥施用量的增加而降低,当生物有机肥施用量为 30 t/hm<sup>2</sup> 时,水稻根系富集系数比 CK 降低了 18.97%;水稻植株体内转运系数为揭示 Cd<sup>2+</sup> 的迁移再分配规律提供了依据,CK 中器官间转运系数由大到小分别为 BTF<sub>1</sub>>BTF<sub>2</sub>>BTF<sub>3</sub>,即在水稻体内根系向茎秆转运 Cd 的能力大于茎秆向叶片,大于茎秆向籽粒中的转运能力。在 4 个生物有机肥施用量处理中,根系—茎秆间转运系数随着生物有机肥施用量的增加而减小,相反茎秆—叶片间转运系数则随生物有机肥施用量的增加而显著增加,这说明 Cd 在水稻茎秆中转运是向叶片为主,土

壤溶液中的 Cd<sup>2+</sup> 被根系富集后进入水稻体内,在蒸腾作用下 Cd<sup>2+</sup> 和水分经由木质部向上运输并累积在叶片。2018 年各处理中,土壤—根系间富集系数和根系—茎秆间转运系数较 2017 年同处理下有所提升,可能是由于生物有机肥经过一年的分解有机质含量减少,对稻田土壤中 Cd 固定作用减弱,导致土壤 Cd 生物有效性提高。

## 2.4 籽粒 Cd 含量与各影响因子间的通径分析

生物有机肥在提高土壤肥力的同时,也会相应的改变土壤的化学性质,如表 3 所示,当生物有机肥施用量大于 30 t/hm<sup>2</sup> 时,2 a 间耕作层土壤中阳离子交换量(CEC),土壤有机质(SOM)和 pH 值较 CK 均有显著增加( $p<0.05$ ),说明生物有机肥施用量高的处理下,生物有机肥在 2 a 间能够显著改变并维持土壤耕作层的化学性状。

表 2 生物有机肥对水稻器官 Cd 富集和转运系数的影响

处理	2017 年				2018 年			
	BCF	BTF <sub>1</sub>	BTF <sub>2</sub>	BTF <sub>3</sub>	BCF	BTF <sub>1</sub>	BTF <sub>2</sub>	BTF <sub>3</sub>
CK	2.668	0.524	0.449	0.236	2.644	0.544	0.454	0.241
Y <sub>10</sub>	2.413	0.520	0.489	0.238	2.619	0.542	0.467	0.252
Y <sub>20</sub>	2.226	0.480	0.508	0.226	2.527	0.545	0.487	0.224
Y <sub>30</sub>	2.162	0.459	0.565	0.225	2.343	0.528	0.507	0.199
Y <sub>40</sub>	2.377	0.393	0.631	0.240	2.293	0.462	0.565	0.248

注:BCF 为土壤—根系间富集系数;BTF<sub>1</sub> 为根系—茎秆间转运系数;BTF<sub>2</sub> 为茎秆—叶片间转运系数;BTF<sub>3</sub> 为茎秆—籽粒间转运系数。

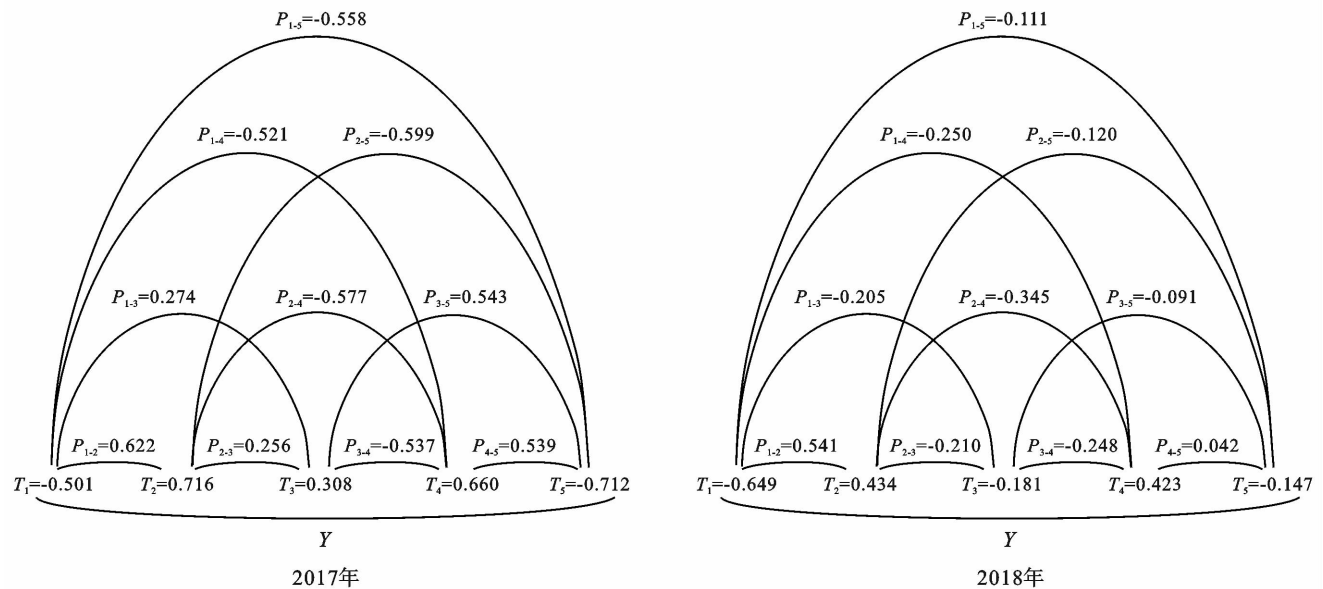
施用生物有机肥后,土壤的理化性质会发生改变,而土壤中 pH 值,SOM,CEC 等指标的变化则直接影响土壤 Cd 的生物有效性,进而决定了水稻籽粒中的 Cd 含量是否超标,为此通过对 2017 和 2018 年土壤 pH 值( $X_1$ ),SOM( $X_2$ ),CEC( $X_3$ ),酸溶态 Cd( $X_4$ ),可还原态 Cd( $X_5$ ),可氧化态 Cd( $X_6$ ),残渣态 Cd( $X_7$ )这 7 个影响因子与籽粒中 Cd 含量(Y)间的通径分析,并绘制出其中与籽粒 Cd 含量显著相关( $p < 0.05$ )的 5 个主要因子( $X_1—X_5$ )与籽粒 Cd 含量(Y)

的通径分析网络。由图 2 可知,2017 和 2018 年土壤酸溶态 Cd 与籽粒 Cd 含量直接通径系数为 0.660 和 0.423,且直接通径系数远大于间接通径系数,这表明土壤酸溶态 Cd 对籽粒 Cd 含量起着直接正作用;其它影响因子的间接通径系数总和大于直接通径系数,且酸溶态 Cd 对其它因子的间接通径系数总和和贡献率较高,说明 CEC,SOM 和 pH 值主要通过调控土壤酸溶态 Cd 形态转化降低了 Cd 生物有效性,进而间接的影响水稻籽粒中 Cd 含量的高低。

表 3 生物有机肥对土壤化学因子的影响

处理	2017 年			2018 年		
	pH 值	SOM/ (g · kg <sup>-1</sup> )	CEC/ (cmol · kg <sup>-1</sup> )	pH 值	SOM/ (g · kg <sup>-1</sup> )	CEC/ (cmol · kg <sup>-1</sup> )
CK	4.66 ± 0.06 <sup>c</sup>	17.89 ± 0.69 <sup>d</sup>	8.01 ± 0.39 <sup>d</sup>	4.65 ± 0.08 <sup>c</sup>	17.94 ± 1.01 <sup>b</sup>	7.98 ± 0.36 <sup>b</sup>
Y <sub>10</sub>	4.92 ± 0.13 <sup>bc</sup>	19.84 ± 0.84 <sup>c</sup>	8.47 ± 0.27 <sup>cd</sup>	4.78 ± 0.12 <sup>c</sup>	16.93 ± 1.29 <sup>b</sup>	8.16 ± 0.30 <sup>b</sup>
Y <sub>20</sub>	5.17 ± 0.20 <sup>b</sup>	22.26 ± 0.51 <sup>b</sup>	9.00 ± 0.33 <sup>bc</sup>	5.13 ± 0.14 <sup>b</sup>	19.16 ± 0.70 <sup>b</sup>	8.44 ± 0.32 <sup>ab</sup>
Y <sub>30</sub>	5.54 ± 0.26 <sup>a</sup>	24.22 ± 1.03 <sup>a</sup>	9.53 ± 0.42 <sup>b</sup>	5.30 ± 0.10 <sup>ab</sup>	22.51 ± 0.67 <sup>a</sup>	8.89 ± 0.42 <sup>a</sup>
Y <sub>40</sub>	5.76 ± 0.14 <sup>a</sup>	25.10 ± 1.18 <sup>a</sup>	10.22 ± 0.46 <sup>a</sup>	5.47 ± 0.05 <sup>a</sup>	22.14 ± 0.26 <sup>a</sup>	9.14 ± 0.44 <sup>a</sup>

注:CEC 代表阳离子交换量,SOM 代表土壤有机质。同列不同小写字母表示不同生物有机肥施用量处理下差异显著, $p < 0.05$ 。



注:T 代表直接通径系数;P 代表间接通径系数;Y 代表籽粒中 Cd 含量。

图 2 籽粒 Cd 含量与相关因子间通径分析网络

## 3 讨论

### 3.1 生物有机肥对土壤 Cd 形态的影响

土壤重金属形态特征是揭示重金属迁移转化规律和生物有效性的关键指标,施用土壤钝化剂是降低土壤重金属生物有效性和减少作物吸收量的有效手段之一<sup>[12]</sup>。本研究中,生物有机肥施用后土壤中 CEC, SOM, pH 值与土壤酸溶态 Cd 均呈显著负相关关系( $p < 0.05$ ),这表明施用生物有机肥可以提高土壤 CEC, SOM 和 pH 值,进而促进酸溶态 Cd 向可还原态转化,降低酸溶态 Cd 占总形态的比例,减少了 Cd 在水稻籽粒中的累积。这与袁兴超等<sup>[13]</sup>向铅锌矿区农田添加不同钝化剂提高土壤 pH 值和 CEC 后,导致土壤铅锌有效态含量减少的研究结果相似。其机理为:①生物有机肥提高了研究区稻田土壤的 pH 值,导致供试土壤有机质和黏土矿物表面负电荷增加,增强了对土壤溶液中  $Cd^{2+}$  的吸附能力,同时,土壤 pH 值升高会促进酸溶态 Cd 向可氧化态转化,降低土壤 Cd 生物有效性;②生物有机肥的施用会直接提高土壤有机质含量,有机质表面含有较多酚羟基和羧基等含氧官能团,能够提高  $Cd^{2+}$  与官能团间离子交换概率,通过络合和螯合作用生成难溶性沉淀,使  $Cd^{2+}$  的移动性降低;再者,生物有机肥中的有机质能够与土壤颗粒形成土壤团聚体,提高土壤 CEC 含量和土壤的缓冲性能,增强土壤对金属阳离子的吸附作用,从而表现出供试土壤对酸溶态 Cd 的固持作用,随着生物有机肥施入时间的延长,有机质逐渐被分解消耗,这种固持作用也逐渐减弱。

### 3.2 生物有机肥对水稻 Cd 富集和迁移分配的影响

水稻是一种对重金属 Cd 敏感的作物,根系对 Cd 富集能力较强( $BCF > 1$ ),且根系富集的 Cd 易被转运至地上部,即便在低污染土壤中,水稻籽粒中的 Cd 含量也易超过国家食品安全标准范围<sup>[14]</sup>。王沛裴等<sup>[15]</sup>对铅镉污染土地施用有机肥后发现,有机肥施用后能够有效减少马铃薯块茎对铅镉的富集。本研究表明,水稻器官中 Cd 含量自下而上呈递减趋势,即根系  $>$  茎秆  $>$  叶片  $>$  籽粒,该结果与陈秀玲等<sup>[16]</sup>对旱地小麦器官中 Cd 含量分配的研究结果相似。在水稻地下部分中,根系 Cd 含量高于土壤中 Cd 含量,且根系的 Cd 的吸收控制着 Cd 在整个植株体中的富集量,这是由于水稻在生长发育过程中需要从土壤中吸收 Ca, Fe, Zn 等金属元素,而  $Cd^{2+}$  可以以自由态通过根表锌铁通道进入根系或者与  $Ca^{2+}$  竞争结合位点的方式进入根系,一部分  $Cd^{2+}$  在水稻蒸腾和根压的作用的影响下,与水分一起通过木质部向上运输,另一部分

则是以离子与蛋白结合的方式随植株内的蒸腾流经由茎秆木质部转运到叶尖及周缘并逐渐累积<sup>[17]</sup>。而施用生物有机肥后土壤酸溶态 Cd 含量和水稻各器官中 Cd 含量均降低,同时影响了水稻根系对地上部器官内 Cd 的分配比例,提高了水稻茎秆—叶片间的转运系数,减少了 Cd 向籽粒中的运输。一方面是由于土壤 pH 值和 CEC 的升高会降低土壤中生物有效性高的重金属形态含量,使之转化为生物有效性低的形态,减少根系对土壤重金属离子的吸收量,从而降低水稻器官中 Cd 含量;另一方面,有机质比表面积较大,且疏松多孔,表面官能团与  $Cd^{2+}$  发生络合、螯合作用生成稳定产物,促进 Cd 向惰性形态转化,进一步削弱土壤中 Cd 向水稻籽粒转运累积的能力<sup>[18]</sup>。

## 4 结论

(1) Cd 污染稻田施用生物有机肥可以显著提高土壤 SOM, CEC 和 pH 值含量,改善土壤性状,促进土壤中酸溶态 Cd 向溶解度较低的可氧化态转化,进而降低其生物有效性,是生物有机肥降低土壤 Cd 向水稻植株器官迁移的主要机制。

(2) 生物有机肥对 Cd 在土壤—水稻系统中迁移有较好的阻控作用,施用生物有机肥能显著降低水稻器官对 Cd 的累积,同时降低根系的富集系数和根系—茎秆、茎秆—籽粒间转运系数。

(3) 一次施用 30 t/hm<sup>2</sup> 有机质含量为 255.32 mg/kg 的秸秆生物有机肥,可使研究区稻米 Cd 含量连续 2 a 低于国家食品安全标准(GB2762-2017),可以作为指导研究区 Cd 污染土壤农业安全生产的参考标准。

### [参 考 文 献]

- [1] 潘芳慧, 张晓玮, 王友保. 施磷对吊兰修复镉污染土壤及土壤酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(3): 346-351.
- [2] Chen Hongping, Yang Xinping, Wang Peng, et al. Dietary cadmium intake from rice and vegetables and potential health risk: A case study in Xiangtan, southern China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 639: 271-277.
- [3] Li Rui, Tao Rui, Ling Ning, et al. Chemical, organic and bio-fertilizer management practices effect on soil physicochemical property and antagonistic Bacteria abundance of a cotton field: Implications for soil biological quality[J]. Soil and Tillage Research, 2017, 167: 30-38.
- [4] 王琼瑶, 李森, 周玲, 等. 猪粪—秸秆还田对土壤、作物重金属铜锌积累及环境容量影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9): 1764-1772.
- [5] 鲁洪娟, 李江遐, 陈海燕, 等. 畜禽有机肥对土壤—番茄

- 体系作物产量和重金属平衡的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(4): 237-242.
- [6] 邵金秋, 刘楚琛, 阎秀兰, 等. 河北省典型污灌区农田镉污染特征及环境风险评价[J]. 环境科学学报, 2019, 39(3): 917-927.
- [7] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 1999: 42-50.
- [8] Yun S W, Baveye P C, Kim D H, et al. Analysis of metal(loid)s contamination and their continuous input in soils around a zinc smelter: Development of methodology and a case study in South Korea[J]. Environmental Pollution, 2018, 238: 140-149.
- [9] Torralba-Sanchez T L, Kuo D T F, Allen H E, et al. Bioconcentration factors and plant-water partition coefficients of munitions compounds in barley[J]. Chemosphere, 2017, 189: 538-546.
- [10] 谢晓梅, 方至萍, 廖敏, 等. 低积累水稻品种联合腐殖酸、海泡石保障重镉污染稻田安全生产的潜力[J]. 环境科学, 2018, 39(9): 4348-4358.
- [11] 景若瑶, 崔二革, 樊向阳, 等. 不同钾肥对再生水灌溉条件下土壤—作物系统 Cd 的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(1): 328-333, 339.
- [12] 司友斌, 王娟. 异化铁还原对土壤中重金属形态转化及其有效性影响[J]. 环境科学, 2015, 36(9): 3533-3542.
- [13] 袁兴超, 李博, 朱仁凤, 等. 不同钝化剂对铅锌矿区周边农田镉铅污染钝化修复研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(4): 807-817.
- [14] 和君强, 贺前锋, 刘代欢, 等. 土壤镉食品卫生安全阈值影响因素及预测模型: 以长沙某地水稻土为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(5): 1181-1194.
- [15] 王沛裴, 郑顺林, 万年鑫, 等. 有机肥对 Pb、Cd 污染下马铃薯生长及土壤酶活性的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(4): 659-663.
- [16] 陈秀玲, 张磊, 王凯荣. 不同铁营养状况下间作小麦对花生吸收 Cd 的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(1): 257-261, 265.
- [17] Liang Chuangzhou, Xiao Haijun, Hu Ziqi, et al. Uptake, transportation, and accumulation of C60 fullerene and heavy metal ions (Cd, Cu, and Pb) in rice plants grown in an agricultural soil[J]. Environmental Pollution, 2018, 235: 330-338.
- [18] Wang Zhenghai, Qin Haoyang, Liu Xinyun. Health risk assessment of heavy metals in the soil-water-rice system around the Xiazhuang uranium mine, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(6): 5904-5912.

(上接第 77 页)

- [16] 王合云, 郭建英, 李红丽, 等. 短花针茅荒漠草原不同退化程度的植被特征[J]. 中国草地学报, 2015, 37(3): 76-81.
- [17] 王安琪, 刘桂香, 李小娟. 基于 TM 影像的内蒙古达茂旗草地景观格局动态分析[J]. 中国草地学报, 2009, 31(5): 30-36.
- [18] 刘华琳, 焦瑞, 徐晓民. 干旱草原区达茂旗天然植被生态需水量研究[J]. 科技传播, 2014, 6(22): 154-155.
- [19] 姚淑霞, 张铜会, 赵传成, 等. 科尔沁地区不同类型沙地土壤水分的时空异质性[J]. 水土保持学报, 2012, 26(1): 253-256, 260.
- [20] Yao Shuxia, Zhao Chuancheng, Zhang Tonghui, et al. Response of the soil water content of mobile dunes to precipitation patterns in Inner Mongolia, northern China[J]. Journal of Arid Environments, 2013, 97: 92-98.
- [21] 刘冰, 赵文智, 常学向, 等. 黑河流域荒漠区土壤水分对降水脉动响应[J]. 中国沙漠, 2011, 31(3): 716-722.
- [22] 何志斌, 赵文智. 半干旱地区流动沙地土壤湿度变异及其对降水的依赖[J]. 中国沙漠, 2002, 22(4): 359-362.
- [23] 陈娟, 陈林, 宋乃平, 等. 荒漠草原不同土壤类型水分入渗特征[J]. 水土保持学报, 2018, 32(4): 20-25.
- [24] 刘汗, 雷廷武, 赵军. 土壤初始含水率和降雨强度对黏黄土入渗性能的影响[J]. 中国水土保持科学, 2009, 7(2): 4-9.
- [25] 刘华琳, 徐晓民, 焦瑞, 等. 达茂旗草原植被生态与地下水覆盖量风险研究[J]. 水利科技与经济, 2015, 21(4): 44-46.
- [26] 刘华琳, 徐晓民, 焦瑞. 基于 GIS 的地下水及其环境问题分析[J]. 科技创新论坛, 2013(14): 144-145.
- [27] 王明明, 刘新平, 李玉霖, 等. 不同植被盖度沙质草地生长季土壤水分动态[J]. 中国沙漠, 2019, 39(5): 54-61.
- [28] 殷建华. 南方红壤丘陵区不同植被类型土壤不同土层水分对降水的响应[J]. 东北林业大学学报, 2017, 45(11): 74-79.
- [29] 常昌明, 牛建明, 王海, 等. 小针茅荒漠草原土壤水分动态及其对降雨的响应[J]. 干旱区研究, 2016, 33(2): 260-265.
- [30] 张凯, 冯起, 吕永清, 等. 民勤绿洲荒漠带土壤水分的空间分异研究[J]. 中国沙漠, 2011, 31(5): 1149-1155.