

刘高云, 柏宏成, 叶碧莹, 等. 三种有机物料组成性质及其对土壤Cd形态与水稻Cd含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1844–1854.
LIU Gao-yun, BAI Hong-cheng, YE Bi-ying, et al. Composition and properties of three organic materials and their effects on soil Cd speciation and Cd content in rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8): 1844–1854.

三种有机物料组成性质及其对土壤Cd形态与水稻Cd含量的影响

刘高云^{1,2}, 柏宏成^{1,2}, 叶碧莹^{1,2}, 魏世强^{1,2*}

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 重庆市农业资源与环境研究重点实验室, 重庆 400716)

摘要:为探讨有机物料对土壤Cd形态和水稻Cd含量的影响,于2017年5月至2017年9月在温室大棚进行水稻盆栽试验,在不同外源Cd浓度处理下,通过分析对照组(CK)及施加猪粪堆肥(PM)、腐殖土(HM)、污泥堆肥(CS)对水稻Cd含量的影响,探究有机物料活性组分差异与水稻Cd含量的关联性。结果表明:三种有机物料含氧官能团含量和极性大小顺序均为HM>CS>PM。施加三种有机物料都有利于缓解土壤Cd污染对水稻的生长毒害作用。外源Cd浓度为 $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,施用PM、HM和CS后的水稻籽粒Cd浓度较对照分别降低17.24%、32.41%和17.93%。且施用HM后,水稻籽粒Cd最高浓度为 $0.19\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,满足《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)要求。而在外源Cd浓度达到 $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,仅施加PM可使水稻籽粒Cd浓度降低,但仍不能达到食品安全标准要求。水稻籽粒Cd含量与土壤可交换态Cd及铁锰氧化物结合态Cd含量呈显著正相关关系,与水稻根Cd含量呈极显著正相关,含氧官能团丰富、极性大的HM降低土壤可交换态镉含量效果最好。有机物料主要通过改变土壤Cd赋存形态,降低水稻根系对土壤Cd的吸收富集,抑制Cd向籽粒转运,进而影响Cd在水稻体内含量。

关键词:有机物料;土壤;Cd;水稻;Cd赋存形态

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)08-1844-11 doi:10.11654/jaes.2018-1461

Composition and properties of three organic materials and their effects on soil Cd speciation and Cd content in rice

LIU Gao-yun^{1,2}, BAI Hong-cheng^{1,2}, YE Bi-ying^{1,2}, WEI Shi-qiang^{1,2*}

(1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2. Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Chongqing 400716, China)

Abstract: A pot experiment was conducted in a greenhouse from May 2017 to September 2017 to investigate the effects of organic materials on cadmium (Cd) fractionation in soil and Cd content in rice grains. For this experiment, bulk soil with a Cd content of $0.11\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and soils with Cd contents artificially adjusted to 2.12 and $10.12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ were supplemented with $2.5\text{ g C}\cdot\text{kg}^{-1}$ (based on C content of the materials) of pig manure (PM), sludge compost (CS), and humus soil (HM), respectively. The Cd content in rice grains and the fractionation of Cd in soils were compared, and the effects of these organic materials were analyzed with respect to their properties. The main results were as follows: The polarities and contents of oxygen-containing functional groups in the organic material followed the order HM>CS>PM. The application of the three organic materials helped alleviate the toxic effect of soil Cd on rice growth. PM, HM, and CS reduced the Cd content in rice grains by 17.24%, 32.41%, and 17.93%, respectively at a soil Cd concentration of $2.12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. The maximum Cd content in rice

收稿日期:2018-11-23 录用日期:2019-04-10

作者简介:刘高云(1993—),男,湖北天门人,硕士研究生,从事土壤修复研究。E-mail:liugaoyun1993@163.com

*通信作者:魏世强 E-mail:sqwei@swu.edu.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFD0800600);国家自然科学基金项目(41771347);重庆市科学技术委员会重点研发计划项目(cstc2017shms-zdyfX0008)

Project supported: The National Key R&D Program of China (2018YFD0800600); The National Natural Science Foundation of China (41771347); The Key Research and Development Program of Chongqing Committee of Science and Technology (cstc2017shms-zdyfX0008)

grains was $0.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ after HM application, which met the criteria of China National Food Safety Standard (GB 2762—2017). However, when the soil Cd concentration reached to $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, only PM showed any Cd accumulation reduction effect in rice grains; at this concentration, the requirement of the food safety standard could not be met even with PM application. Significant positive correlations existed between the Cd content in rice grains and the contents of soil exchangeable Cd, Cd bound by Fe–Mn oxides, and Cd content in rice roots. This suggested that organic materials worked mainly by altering the soil Cd fractionation and by inhibiting soil Cd uptake by rice roots and its transfer to the grains. The organic substance that was rich in oxygen-containing functional groups and had high polarity showed better results in terms of the reduction in Cd accumulation in rice grains.

Keywords: organic materials; soil; Cd; rice; Cd fractionation

随着快速工业化和经济高速增长,我国农田重金属污染问题日趋严重。首次《全国土壤污染状况调查公报》表明,我国土壤Cd的点位超标率为7%,受Cd污染农田面积约为 $2 \times 10^5 \text{ km}^{2[1]}$ 。Cd因其生物活性高,毒性强,对人体危害尤为突出,会造成骨质疏松、高血压等疾病。水稻是中国乃至全世界最重要的粮食作物^[2],具有Cd易累积特性^[3],食用稻米成为人群Cd暴露的主要途径,土壤Cd污染修复与水稻Cd累积的控制成为研究热点^[4]。

水稻对Cd的吸收转运受土壤Cd污染程度和Cd有效性的制约。施用重金属钝化剂是控制水稻Cd积累、实现污染稻田土壤安全利用的简便、经济有效的技术手段之一。重金属活性钝化剂种类多样、品种繁多。其中,有机物料因其来源广泛、富含有机质及作物所需营养元素,兼具改良土壤、营养作物和重金属活性调控等多种效用而受到广泛关注。许多研究表明添加有机物料可以抑制土壤Cd的有效性,降低水稻对Cd的生物累积^[5–6],但也有不少研究获得了相反的结果。例如王果等^[7]研究指出,有机物料分解产生的水溶性有机质可能会促进土壤重金属转化及水稻养分的吸收,反而会增加水稻对Cd的吸收,且施加畜禽粪便可能会造成农田土壤Cd污染^[8–9]。产生这种差异的原因与有机物料组成和性质差异密切相关。

目前国内外对有机物料影响土壤Cd形态及作物Cd积累的表观效应已有较多研究,但对有机物料的组分差异与其土壤、作物效应的内在联系研究较为薄弱。有机物料对土壤Cd活性和作物吸收累积影响的机制十分复杂,现有的研究一般认为有机物料中的腐殖质组分,因其含有大量氨基、羟基、醌基、羰基和甲氧基等多种活性功能基团,是影响土壤重金属活性的主要组分^[10–11]。腐殖质中的腐植酸(HA)和富里酸(FA)组分在结构、分子大小、功能基团种类和数量等方面存在很大差异,对土壤Cd活性与作物Cd累积亦不同。有研究表明低分子量的FA组分可以提高土壤

Cd的有效性,而高分子量的HA可降低土壤中Cd的溶出^[12];FA能比HA结合更多的Cd离子,且结合后更易释放出来,对生物有更大的有效性^[13];HA和FA的不同影响可能与其含氧官能团和芳香度密切相关,且土壤Cd形态转化受HA、FA用量及HA/FA的制约^[14–15]。此外,有机物料组成及养分均可能影响其土壤、作物效应^[16]。

有机物料因其来源、堆腐条件等的不同,其组分特征必然有很大的不同,从而对土壤性质、Cd形态转化及水稻积累产生不同的表观效应。最新颁布实施的《土壤环境质量标准 农用地土壤污染风险管控》(GB 15618—2018)规定了土壤风险筛选值和管控值。显然,有机物料对土壤–作物系统的Cd的调控能力会因土壤Cd污染不同而异,当土壤Cd含量超过风险筛选值或管控值时,施用不同类型有机物料能否满足水稻安全生产和风险管控需求尚不清楚。为此,本研究以组分、性质差异较大的猪粪肥、腐殖土、污泥堆肥为对象,探讨三种有机物料对不同程度Cd污染土壤性质及水稻Cd含量的影响,揭示有机物料对土壤和水稻Cd污染修复效应与其组分和性质特征的关联规律,为稻田Cd污染土壤修复中有机物料的合理施用及水稻安全生产提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

水稻:品种为缙恢10号(西农优1号,品种权申请公告CNA001545E)。

试验土壤:侏罗系沙溪庙组紫色砂泥岩母质发育的灰棕紫泥水稻土,采自于重庆市西南大学实验农场稻田($29^{\circ}48'37'' \text{ N}$, $106^{\circ}24'54'' \text{ E}$),采样深度均为0~20 cm(表层土壤)。土壤样品除去草根、石块等杂物后,自然风干,磨细过2 mm筛备用。土壤基本理化性质见表1。

有机物料:包括猪粪堆肥(Pig manure, PM)、污泥

堆肥 (Sludge composting, CS) 和腐殖土 (Humus soil, HM) 三种来源不同的有机物料, 其中 PM 原料取自重庆某养猪场; CS 原料取自重庆某污水处理厂, 经过实验室好氧堆肥制得; HM 取自重庆市缙云山自然保护区森林土壤腐殖质层。样品经自然风干后, 粉碎过 1 mm 筛备用。供试有机物料的 pH、养分及 Cd 含量均列于表 1。

1.2 试验方法

1.2.1 模拟 Cd 污染土壤的制备

供试稻田土壤 pH 为 7.41, 按照《国家土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 15618—2018), 土壤 Cd 的风险筛选值为 $0.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 风险管制值为 $3.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。据此, 设置 $0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (对照)、 $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (中度污染, 约三倍筛选值, 低于管制值)、 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (重度污染, 约三倍管制值) 三个添加水平, 编号记为 T0、T2、T10。取前述风干稻田土壤, 按照设置的 Cd 浓度水平, 加入相应量的 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 溶液, 充分混合均匀后, 维持温度在 $25 \sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$, 保持土壤水分 20%, 陈化培养 3 个月备用。陈化后不同处理土壤总 Cd 浓度的实际测定结果分别为: T0 为 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, T2 为 $2.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, T10 为 $10.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2.2 盆栽试验

盆栽试验于 2017 年 5 月—2017 年 9 月在温室大棚进行。有机物料处理包括对照组 (CK)、PM、HM 和 CS 四个处理。分别取前述不同 Cd 污染程度土壤 6 kg, 按等量有机碳 (每 1 kg 土添加 2.5 g 有机碳) 施入相应有机物料, 再加入适量的尿素、磷酸二氢铵和氯化钾, 保证外源基础养分 (氮、磷、钾) 添加量一致, 并充分混合均匀, 各处理有机物料与化肥添加量如表 2 所示。将其中 2 kg 土壤装入预先洗净晾干的尼龙网根际袋, 其余 4 kg 装入 PVC 塑料盆钵, 使根际袋位于盆钵中央, 非根际土壤均匀分布于根际袋周边, 而且根际土壤与非根际土壤保持同一水平, 根际袋表面面积约占盆内土面面积的 1/3。然后加入去离子水至土壤饱和, 淹水深度保持 3 cm 状态, 维持盆内土壤高度

表 2 每个盆栽各处理有机物料和化肥添加量 (g)

Table 2 Addition amount of organic materials and fertilizer per pot (g)

处理 Treatments	有机物料 Organic materials	磷酸二氢铵 $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$	尿素 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	氯化钾 KCl
CK	0	8.78	2.25	2.94
PM	57.63	0	1.63	0
HM	78.81	3.89	0	1.43
CS	70.05	2.41	1.24	0.13

一致, 平衡两周后移栽水稻秧苗。

精选颗粒饱满的水稻种子, 用 0.1% 次氯酸钠溶液浸泡 24 h, 再于 $37 \text{ }^\circ\text{C}$ 蒸馏水中催芽, 于培养箱育苗到两叶一心时, 挑选大小长势相近的水稻秧苗, 按每盆两株秧苗一起移栽至根际袋中心。水稻生长期间通过温室大棚恒温调节装置, 保证温室温度与当地温度条件一致, 采用自来水进行灌溉, 每日下午 6 点, 用 500 mL 烧杯向各个盆钵内浇灌等量的水, 保持淹水深度 3~5 cm, 同时每周随机交换盆栽位置, 保证采光和高度一致, 每个处理设三个重复。水稻成熟时一次性收获。采集水稻根际土 (Rhizosphere, R) 与非根际土 (Non-rhizosphere, NR) 土壤样品, 保留部分鲜样待测, 剩下的土样经风干后, 磨细过筛待测。水稻植株样品分为根、茎、叶和籽粒四部分采集, 用去离子水洗净, 吸水纸吸干表面水, 测定鲜质量, $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 杀青 30 min, 置于 $70 \text{ }^\circ\text{C}$ 下烘干至恒质量, 测定根茎叶生物量及水稻千粒重与单株产量, 同时留取分析样品。水稻植株根、茎叶用玛瑙研钵磨碎, 过 20 目筛, 供分析测定水稻植株 Cd 含量, 水稻籽粒用微型脱壳机脱壳, 磨碎过筛后测定糙米 Cd 含量。

1.3 分析方法

供试土壤及有机物料基本性质测定参照《土壤农化常规分析方法》^[17], 土壤 Cd 含量采用王水-高氯酸法消解, 有机物料 Cd 含量采用反王水消解法消解, 土壤 Cd 形态采用 Tessier 五步提取法, 将土壤镉分为可交换态 Cd (EXC-Cd), 碳酸盐结合态 Cd (CA-Cd)、铁

表 1 供试材料 Cd 含量及基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties and Cd contents in the test materials

试验材料 Experiment materials	pH	有机碳 Organic carbon/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	全氮 Total N/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	全磷 Total P/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	全钾 Total K/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	总 Cd Total Cd/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
土壤 Soil	7.41	12.09	3.65	0.88	8.21	0.12
PM	6.91	260.28	23.70	41.14	26.72	0.23
HM	7.60	190.33	20.97	16.73	9.99	0.18
CS	6.77	214.12	17.78	24.53	21.04	0.56

锰氧化物结合态Cd(Fe-Mn-Cd)及有机物结合态Cd(OM-Cd)和残渣态Cd(RES-Cd)五种形态^[18]。水稻根、茎、叶和籽粒样品Cd含量采用硝酸-高氯酸消解,消解液和提取液中的Cd含量使用石墨炉原子吸收分光光度计(TAS-990)测定。水稻成熟期土壤鲜样加去离子水(土水比1:5, V:V)180 r·min⁻¹振荡2 h,离心15 min,过滤留取上清液,用碳氮分析仪(multi N/C 2100)测定DOC含量。

有机物料经风干碾磨,过0.1 mm筛,利用布鲁克傅里叶红外光谱仪对有机物料进行分析表征,扫描范围为0~4000 nm。依据国际腐植酸协会(IHSS)推荐的方法分离制备有机物料的HA与FA^[19],HA与FA的元素分析委托北京中科百测技术服务有限公司,采用vario EL Cube元素分析仪进行测定。

1.4 数据分析方法

采用Excel 2016和Origin 8.0系统进行数据处理和作图,SPSS 21.0进行单因素方差分析、相关性分析,Duncan法进行多重比较($P < 0.05$)。Cd在土壤-水稻系统的富集系数(BCF)与转运系数(TF)的计算公式如下:

富集系数 $BCF_{根/土壤} = \text{水稻根 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) / \text{土壤 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times 100\%$;

转运系数 $TF_{茎/根} = \text{水稻茎 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) / \text{水稻根 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times 100\%$;

转运系数 $TF_{叶/茎} = \text{水稻叶 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) / \text{水稻茎 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times 100\%$;

转运系数 $TF_{籽粒/茎} = \text{水稻籽粒 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) / \text{水稻茎 Cd 含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times 100\%$ 。

2 结果与分析

2.1 有机物料组成差异分析

元素分析可以提供有机物料中HA、FA的组成和结构的基本信息。从表3可知,同种有机物料的HA

中C元素质量占比多于FA,O元素质量占比小于FA,不同有机物料中HA、FA的元素组成存在显著差异。

HA与FA的O/C、H/C、C/N原子比可反映其结构差异,其中O/C原子比可作为羧酸等含氧官能团含量的指标,含氧官能团可通过络合作用改变土壤Cd的存在形态和生物活性^[20]。PM、HM、CS中HA的O/C原子比分别为0.43、0.53、0.5,而FA的O/C原子比高于HA,分别为0.77、0.90、0.87,三种有机物料的主要活性组分HA与FA含氧官能团含量高低顺序一致,均为HM>CS>PM。

H/C原子比可以标志有机质的来源,三种有机物料中HA的芳香基团含量顺序为CS>PM>HM,而有机物料中FA的芳香基团含量顺序为HM>CS>PM。

Hargitai^[21]认为腐植酸的C/N与其腐殖化程度相关,其值越高,则腐殖化程度越低。PM、HM、CS中HA的C/N原子比为8.77、10.36、9.46,说明PM腐化程度最高,CS次之,HM最低。而有机物料的腐殖化差异,会影响其进入土壤的分解和转化速率。

(O+N)/C原子比反映了腐植酸之间的极性差异,PM、HM、CS中HA的(O+N)/C原子比值为0.54、0.62、0.6,FA的(O+N)/C原子比值为0.84、0.98、0.91,有机物料中腐殖质的极性影响其溶解性,而HM中腐殖质的极性最高。

图1为三种有机物料的红外光谱图。由图可见,三种有机物料之间具有相似的特征吸收峰,但不同吸收峰的吸收强度存在显著差异。表明有机物料中的活性功能基团结构相似,但有机物料的种类不同,其含量和比例存在明显差异。首先在3296 cm⁻¹区域,为分子间缔合的O-H的伸缩振动峰,结果表明HM和PM在该区域共振吸收峰更强,这与有机物料HA和FA的O、H元素分析含量高低顺序一致;在2853~2930 cm⁻¹区域,为脂肪族C-H不对称及对称伸展振动峰,PM与CS在此区域吸收峰较强,而HM在相应

表3 有机物料的FA与HA的元素分析及原子比

Table 3 Elemental analysis of FA and HA from organic materials

样品 Samples	元素质量占比 Elemental mass ratio/%					原子比 Atomic ratio			
	C	N	H	O	S	H/C	O/C	C/N	(O+N)/C
PM-HA	52.91	7.04	6.61	30.16	1.01	1.50	0.43	8.77	0.54
HM-HA	45.57	5.13	5.59	32.11	0.48	1.47	0.53	10.36	0.62
CS-HA	48.01	5.92	6.12	31.75	0.95	1.53	0.50	9.46	0.60
PM-FA	43.36	3.44	7.84	44.81	0.50	2.17	0.77	14.71	0.84
HM-FA	37.96	3.84	9.08	45.42	0.42	2.87	0.90	11.53	0.98
CS-FA	39.76	2.08	8.80	46.12	0.46	2.66	0.87	22.30	0.91

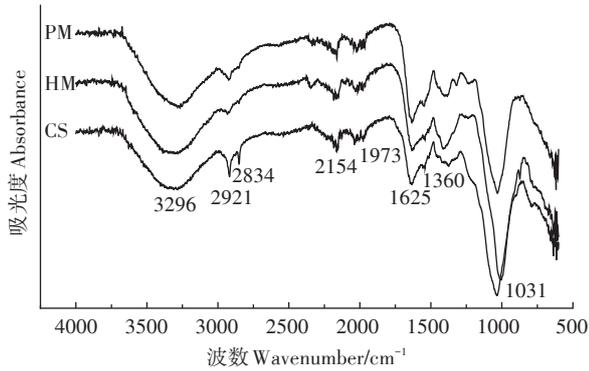


图1 有机物料PM、HM、CS的红外图谱

Figure 1 Infrared spectrum of PM, HM and CS

位置的吸收峰相对较弱;在 1625 cm^{-1} 区域,为芳香烃的骨架振动,共振吸收峰强度顺序为 $\text{HM} > \text{CS} > \text{PM}$,这与有机物料中FA的H、C元素分析含量高低顺序一致;在 1031 cm^{-1} 区域,为伯醇、芳香醚或芳香脂中的C-O伸展振动峰,HM的共振吸收峰强度最大。有机物料的红外光谱分析结果与HA、FA的元素分析结果基本吻合,反映出三种有机物料组成和性质存在较大差异,这些差异势必对土壤-作物系统中Cd的迁移转化产生不同影响。

2.2 有机物料对水稻生长和Cd吸收转运的影响

2.2.1 对水稻生长性状的影响

不同处理水稻成熟期主要生长形态指标如表4所示。可见,随着土壤Cd浓度的增加,水稻株高、有效穗、叶面积、千粒重和单株产量均有显著降低。而施加有机物料可以缓解Cd对水稻的生长毒害作用,

显著增加水稻根茎叶生物量和籽粒产量。无外源添加Cd(T0)时,施用PM、HM、CS的水稻,其单株产量较对照组增加了17.9%、6%、9%,千粒重增加24%、32%、15%;对于T2处理,施用PM、HM、CS水稻的单株产量增加21%、9%、14%,千粒重增加44%、67%、64%;在T10处理时,水稻的单株产量增加25%、53%、69%,千粒重增加64%、82%、92%。表明土壤Cd浓度越高,添加有机物料促进水稻植株株高生长、增加水稻的有效穗、千粒重和单株产量的效果越显著。

2.2.2 有机物料对水稻Cd含量、转运的影响

(1)对水稻Cd含量影响

水稻对土壤Cd的生物累积包括根、茎、叶和籽粒,其中水稻籽粒的Cd含量是食品安全最为关注的问题,按《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017),水稻籽粒的Cd浓度标准为 $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。由图2可知,T0处理时,施用有机物料对水稻Cd含量影响不明显;在土壤Cd浓度低于风险管制值而高于风险筛选值($2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)时,施用PM、HM、CS后较对照组水稻籽粒Cd浓度可分别降低17.24%、32.41%、17.93%,且施用HM后,水稻籽粒Cd浓度最高为 $0.19\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,达到了国家食品安全标准;在土壤Cd浓度为超风险管制值时($10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),仅施加PM可以降低水稻籽粒Cd浓度,但仍达不到国家食品安全标准。

施用有机物料后,水稻成熟期根、茎、叶Cd浓度如图3所示。可见Cd在水稻各部位的含量存在明显差异。与对照组相比,在T2处理时,施加有机物料

表4 不同处理下水稻的各项生长形态指标($n=3$)

Table 4 Various growth and development indicators of rice under different treatments($n=3$)

处理 Treatments	株高 Plant height/cm	有效穗/个 Effective spike	叶面积 Leaf area/cm ²	茎叶干质量 Stems and leaves weight/g	根干质量 Root weight/g	千粒重 Thousand grains weight/g	单株产量 Yield per plant/g	
T0	CK	80.2±1.0a	12.7±0.6b	52.2±0.2d	15.1±1.1b	17.6±0.6c	17.6±0.7c	6.7±0.1c
	PM	80.1±1.2a	14.3±0.6a	56.3±0.3c	18.2±1.2a	19.1±0.7b	21.9±0.2ab	7.9±0.1a
	HM	74.3±1.1b	12.3±0.6b	60.1±0.3a	13.1±2.2b	19.1±0.7b	23.3±0.2a	7.1±0.2b
	CS	79.3±1.5a	12.3±0.6b	58.1±0.4b	14.8±1.6b	21.7±0.6a	20.3±1.6b	7.3±0.1b
T2	CK	68.2±1.1c	7.3±0.6b	47.2±1.5c	15.1±1.4a	9.2±0.7bc	14.9±1.1c	5.6±0.1c
	PM	74.3±1.5b	11.3±0.6a	53.0±1.6b	14.1±1.2a	8.2±0.6c	21.5±0.3b	6.8±0.2a
	HM	75.3±1.1b	8.0±1.0b	58.2±0.7a	11.2±1.2b	10.3±0.8b	24.9±1.1a	6.1±0.3b
	CS	81.2±1.2a	10.3±0.6a	57.1±1.1a	12.3±0.3b	14.4±1.1a	24.5±0.7a	6.4±0.1b
T10	CK	73.1±1.6c	6.0±1.0c	43.2±0.8c	8.5±0.2c	12.8±0.9b	13.1±1.1c	3.6±0.2d
	PM	84.2±1.3a	12.3±0.6a	52.3±0.7b	13.3±1.3a	15.2±0.5a	21.5±0.2b	4.5±0.1c
	HM	81.3±0.6b	8.3±0.6b	56.8±1.1a	9.1±0.2b	11.4±0.1c	23.8±0.7a	5.5±0.1b
	CS	82.3±1.1ab	8.3±0.6b	55.1±1.2a	9.2±0.3b	13.5±0.8b	25.1±0.8a	6.1±0.1a

注:不同小写字母表示不同处理间的差异显著($P<0.05$),下同。

Note: The different lowercase letters indicate the significant difference among different treatments ($P<0.05$), the same as blew.

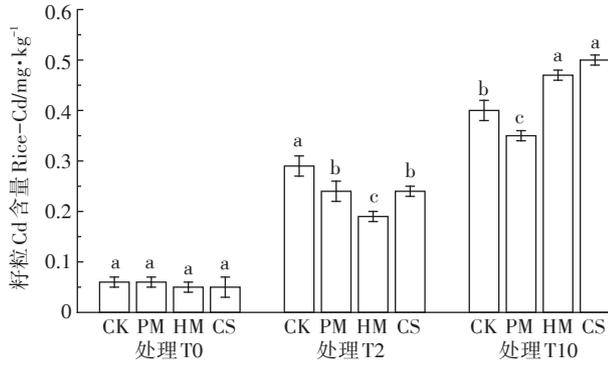


图2 三种有机物料对水稻籽粒Cd含量的影响

Figure 2 Effects of three organic materials on Cd content in rice grain

PM、HM、CS的水稻根部Cd含量比对照组分别降低35.43%、72.86%、44.29%，水稻茎的Cd含量呈增加趋势，而水稻叶的Cd含量呈降低趋势。

(2)对Cd在水稻体内转运的影响

有机物料对Cd在水稻籽粒中的累积与其对水稻Cd的吸收、转运关系密切。其中富集系数(*BCF*, 根部Cd含量与根际土壤Cd含量之比)可反映作物对土壤Cd吸收富集能力;转运系数(*TF*)可评估水稻各部位之间对于Cd的转运能力,转运能力越强,该值越大^[22]。有机物料对Cd在水稻体内转运的影响如表5所示(T0处理时,水稻各部位Cd含量差异不显著),由表5可知,T2处理时,施加三种有机物料较对照组均显著降低了水稻Cd的*BCF*_{根/土壤}、*TF*_{叶/茎}、*TF*_{籽粒/茎},且施加HM降低水稻*BCF*_{根/土壤}效果最显著。这说明施加有机物料可抑制水稻根系从土壤中吸收Cd,降低Cd从水稻茎转运到叶和籽粒,增加了水稻茎部对Cd的滞留率。其中施加PM、HM、CS与对照相比,水稻*TF*_{籽粒/茎}分别降低了60.4%、40.5%、31.9%,而在T10处

表5 添加有机物料对水稻Cd转运的影响

Table 5 Effects of Cd enrichment characteristics in rice by adding organic materials

处理 Treatments		<i>BCF</i> _{根/土壤} <i>BCF</i> _{root/soil}	<i>TF</i> _{茎/根} <i>TF</i> _{stem/root}	<i>TF</i> _{叶/茎} <i>TF</i> _{leaf/stem}	<i>TF</i> _{籽粒/茎} <i>TF</i> _{rice/stem}
T2	CK	1.39±0.03a	0.12±0.01d	2.40±0.01a	2.04±0.01a
	PM	1.31±0.04a	0.34±0.01b	0.43±0.02c	0.81±0.01c
	HM	0.63±0.03c	0.44±0.01a	0.48±0.01c	1.21±0.02b
	CS	1.01±0.02b	0.23±0.01c	1.11±0.02b	1.38±0.01b
T10	CK	0.93±0.01c	0.14±0.02a	0.76±0.01b	0.37±0.01c
	PM	0.95±0.02c	0.17±0.02a	0.76±0.02b	0.35±0.03c
	HM	1.05±0.04b	0.09±0.01b	0.38±0.03c	0.42±0.03b
	CS	1.21±0.03a	0.07±0.01b	1.45±0.01a	0.85±0.02a

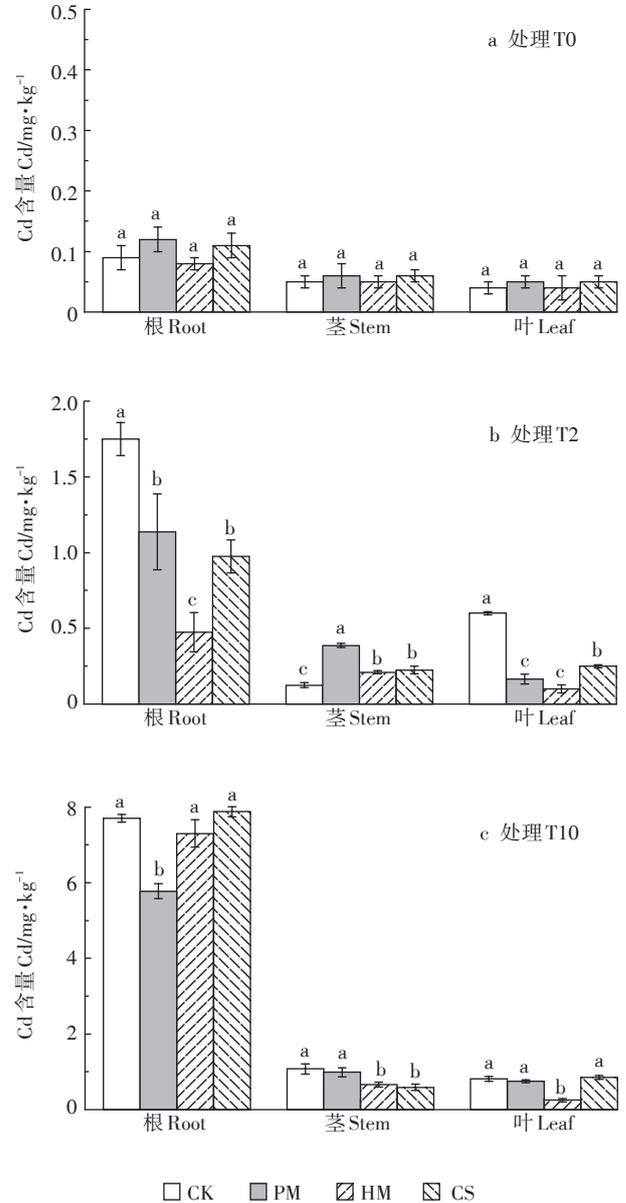


图3 有机物料对水稻根、茎、叶Cd含量的影响

Figure 3 Effect of three organic materials on Cd contents in root, stem and leaf of rice

理时,只有施加PM的*TF*_{籽粒/茎}降低。有研究表明^[23-24],进入植物体内的Cd约有49%~79%富集在根部,潜在移动的Cd约占24%,Cd在植物体内的迁移效率与进入植物体内Cd的含量密切相关。而有机物料对水稻Cd富集和转运的效应,则与其对土壤性质及Cd形态转化影响有关。

2.3 有机物料对土壤理化性质及Cd形态的影响

2.3.1 施加有机物料对土壤pH、有机质和DOC的影响

施用不同有机物料后,水稻成熟期根际和非根际土壤pH如表6所示。由表6可知,施加3种有机物料

均可降低水稻土壤 pH。对照组土壤 pH 为 7.46~7.71, 添加 PM、HM、CS 的土壤 pH 分别为 7.35~7.54、7.32~7.63、7.33~7.49。T2、T10 与 T0 处理相比, 外源 Cd 浓度越高, 土壤根际与非根际 pH 的差值越大。T2 处理时, 与对照组 CK 相比, 添加 HM 后, 根际土壤 pH 降低程度最小, 添加 CS 后, 根际土壤 pH 降低程度最大; T10 处理时, 添加 HM 后, 根际土壤 pH 降低程度最大。

施用不同有机物料后, 水稻成熟期根际与非根际土壤有机质含量如表 6 所示。由表 6 可知, 与 CK 相比, 施加 PM、HM、CS 根际与非根际土壤中有机质含量均显著提高。在 T2 处理时, 添加有机物料 PM、HM、CS 的根际土壤有机质分别提高 82.46%、85.15%、46.12%, 非根际土壤有机质提高 73.77%、64.70%、41.72%, 其中施用 PM 与 HM 提高土壤有机质的幅度更加显著; 在 T10 处理时, 添加有机物料 PM、HM、CS 的根际土壤有机质高于对照组 101.43%、50.08%、49.70%, 施用 PM 提高土壤有机质的幅度最大, 施用 HM 与 CS 提高土壤有机质的幅度相对较小。

施用不同有机物料后, 水稻成熟期根际与非根际土壤溶解性有机碳(DOC)含量如表 6 所示。由表 6 可知, T0 处理时, 只有 HM 处理显著增加根际土壤 DOC 含量($P < 0.05$), T2 与 T10 处理时, 施用有机物料均显著增加土壤 DOC 含量, 且根际土壤 DOC 含量显著大于非根际。T2 处理时, 与对照组相比, PM、HM、CS 处理根际土壤 DOC 含量分别提高 13%、31%、26%, T10 处理时, 与对照组相比, PM、HM、CS 处理根际土壤 DOC 含量分别提高 23%、25%、17%。这表明有机物料对土壤 DOC 的影响不仅与有机物料的组成有关, 还与土壤外源 Cd 浓度有关。

2.3.2 有机物料对土壤 Cd 形态的影响

重金属的赋存形态决定着重金属的环境行为和

生物效应, 直接影响到重金属的生物有效性、迁移及在自然界的循环^[25]。施用有机物料后, 水稻成熟期根际与非根际土壤 Cd 形态分配如图 4 所示(T0 处理时, 土壤 Cd 形态含量低于检出限)。由图 4 可知, 添加有机物料可以显著降低土壤中可交换态和铁锰氧化物结合态 Cd 含量。在 T2 处理时, 添加 PM、HM、CS 后, 根际土壤中可交换态 Cd 分别较对照组降低 25.71%、32.14%、28.01%, 非根际土壤中可交换态 Cd 分别比对照组降低 23.66%、84.73%、38.93%, 土壤碳酸盐结合态 Cd 含量呈上升趋势, 铁锰氧化物结合态 Cd 含量显著降低; T10 处理时, 添加 PM、HM、CS 后, 根际土壤中可交换态 Cd 分别较对照组降低 12.52%、9.41%、14.71%, 非根际土壤中可交换态 Cd 分别比对照组降低 13.57%、0.71%、22.86%, 除施用 PM 的土壤碳酸盐结合态 Cd 含量降低外, 施用 HM、CS 土壤碳酸盐结合态 Cd 变化不显著, 土壤铁锰氧化物结合态 Cd 显著降低。其中, 在 Cd 污染水平较低时, 施加 HM 较对照组降低土壤可交换态 Cd 含量程度最大。

2.4 水稻 Cd 含量与有机物料影响下土壤性质变化及 Cd 形态转化的关联分析

为了进一步探讨有机物料对水稻 Cd 含量的影响, 将施用有机物料后的根际土壤基本理化性质及 Cd 形态, 与水稻 Cd 含量进行相关性分析。由表 7 可知, 水稻叶、籽粒 Cd 含量与水稻根 Cd 含量呈极显著正相关, 且水稻根 Cd 含量与土壤有机质呈显著负相关关系。

表 8 为水稻各部位 Cd 含量与土壤 Cd 形态相关性分析, 由表 8 可知, 水稻根、茎和籽粒的 Cd 含量, 均与土壤可交换态 Cd 及铁锰氧化物结合态 Cd 呈显著正相关关系, 水稻茎 Cd 含量还与碳酸盐结合态 Cd 呈显著正相关关系。这表明, 水稻 Cd 含量主要与土壤高

表 6 有机物料对土壤 pH、有机质及 DOC 的影响($n=3$)

Table 6 Effect of organic materials on pH, organic matter and DOC of soil($n=3$)

处理 Treatments	pH			有机质 Organic matter/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$			DOC/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$			
	T0	T2	T10	T0	T2	T10	T0	T2	T10	
根际土 R	CK	7.46±0.02b	7.57±0.03a	7.49±0.02a	40.61±2.04b	30.51±1.01c	26.62±0.34c	87.32±0.75b	78.48±0.80c	102.30±3.06c
	PM	7.36±0.02c	7.40±0.01c	7.38±0.02b	50.16±1.35a	55.67±0.50a	53.62±1.01a	82.18±1.06c	88.92±2.04b	125.70±0.17a
	HM	7.55±0.01a	7.45±0.01b	7.33±0.04b	52.21±2.01a	56.49±0.33a	39.95±1.67b	98.43±1.17a	102.85±1.10a	127.75±2.80a
	CS	7.34±0.03c	7.36±0.03c	7.34±0.04b	51.53±2.15a	44.58±2.12b	39.85±0.33b	75.37±1.70d	99.35±1.29a	119.50±1.95b
非根际土 NR	CK	7.71±0.11a	7.70±0.02a	7.64±0.02a	30.36±0.41c	29.77±1.02c	24.99±1.83b	52.27±0.40c	59.93±3.18c	57.83±0.83b
	PM	7.35±0.08b	7.54±0.03b	7.53±0.02b	53.29±0.83a	51.73±0.96a	46.32±1.13a	85.45±2.28a	68.00±3.17b	58.35±1.85b
	HM	7.63±0.06a	7.50±0.02b	7.42±0.01c	52.63±1.50a	49.03±1.55a	44.51±0.16a	70.60±2.95b	72.30±2.25b	61.25±2.31b
	CS	7.41±0.09b	7.44±0.01c	7.49±0.04b	48.76±0.79b	42.19±1.26b	47.37±2.05a	72.45±1.86b	84.65±0.14a	94.95±3.80a

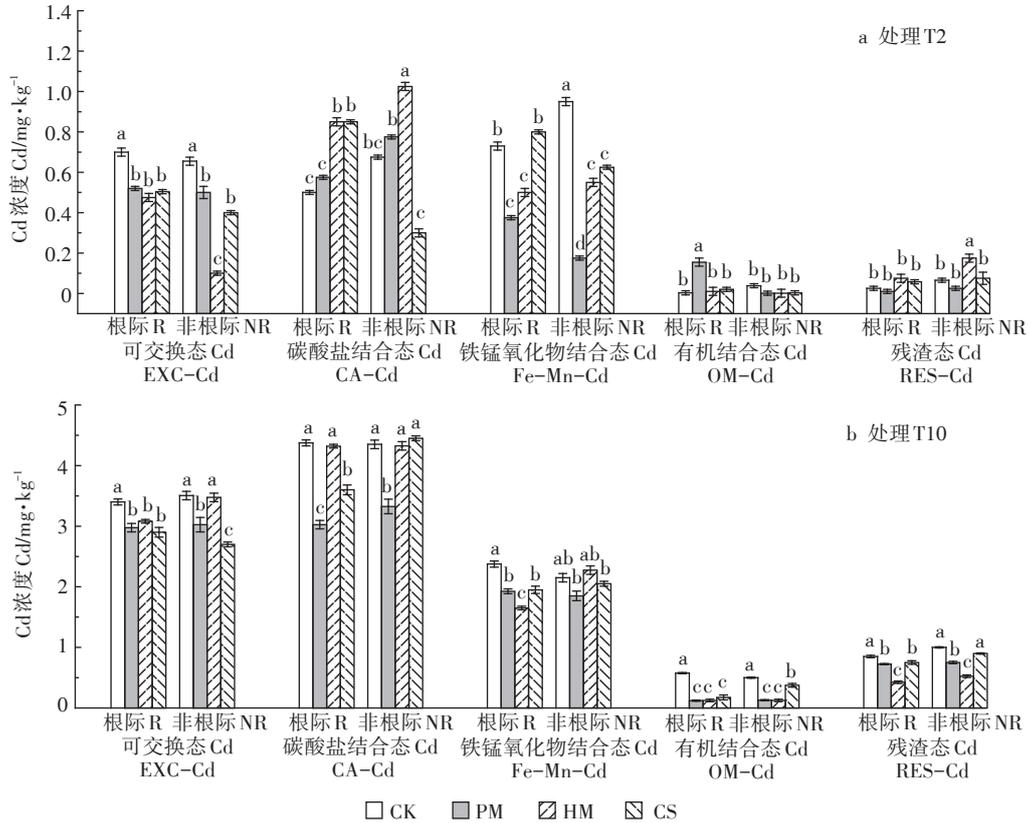


图4 有机物料对水稻土壤中Cd形态分配的影响

Figure 4 Effects of organic materials on Cd fractionation in paddy soil

表7 水稻各部位Cd含量与土壤pH、有机质、DOC的相关性分析(n=8)

Table 7 Correlation between Cd content in various parts of rice and soil pH, organic matter, DOC(n=8)

项目 Items	根 Root Cd	茎 Stem Cd	叶 Leaf Cd	籽粒 Grain Cd	pH	有机质 Organic matter	DOC
根 Root Cd	—	—	—	—	-2.14	-0.571*	0.214
茎 Stem Cd	0.500	—	—	—	-0.286	-0.214	0.429
叶 Leaf Cd	0.764**	0.400	—	—	-0.109	-0.618*	0.109
籽粒 Grain Cd	0.929**	0.429	0.691*	—	-0.286	-0.500	0.286

注:*表示差异显著(P<0.05),**表示差异极显著(P<0.01),下同。

Note:* means the difference is significant at the 0.05 level and ** means the difference is significant at the 0.01 level. The same below.

表8 水稻各部位Cd含量与土壤Cd形态相关性分析(n=8)

Table 8 Correlation between Cd content in various parts of rice and soil Cd morphology(n=8)

项目 Items	可交换态Cd EXC-Cd	碳酸盐结合态Cd CA-Cd	铁锰氧化物结合态Cd Fe-Mn-Cd	有机结合态Cd OM-Cd	残渣态Cd RES-Cd
根 Root Cd	0.643*	0.546	0.643*	0.500	0.500
茎 Stem Cd	0.571*	0.618*	0.571*	0.429	0.571*
叶 Leaf Cd	0.400	0.444	0.691*	0.255	0.618
籽粒 Grain Cd	0.571*	0.473	0.571*	0.429	-0.286

活性态Cd含量密切相关,高活性态Cd会促进水稻各器官Cd含量增加。

3 讨论

本试验中,施加有机物料可以缓解Cd对水稻的生长毒害作用,且随着Cd浓度的增加,添加有机物料对于缓解Cd毒害效果更明显。研究发现,有机物料降解产生的腐殖质带有酚羟基、羧基、氨基等活性基团,可与氢键结合成网络,作为Cd的优良吸附载体,与土壤Cd产生吸附络合作用,降低Cd的生物迁移性,从而保证水稻的正常发育^[25]。本试验表明有机物料的种类和土壤Cd浓度均会对水稻的生长发育造成影响,这一结论与周静等^[26]和Yu等^[27]研究结果一致。

试验还表明,在T2处理时,有机物料可以降低水

稻根对土壤Cd的吸收,减少水稻根、叶和籽粒中Cd含量,抑制Cd从茎转运到叶和籽粒。研究发现^[28]有机物料可以抑制水稻根系对土壤Cd的吸收,降低根部中Cd的含量,而水稻根部Cd含量及转运Cd的能力,很大程度决定了水稻籽粒中Cd含量,这与水稻各部位Cd含量的相关性分析结果一致。在T10处理时,只有施加PM水稻根与籽粒Cd含量显著降低,这可能是因为有机物料可以抑制水稻根对土壤Cd的吸收,从而降低水稻籽粒Cd含量,这与有机物料降低水稻籽粒Cd含量结果一致;但在T10处理时,施加有机物料PM、HM显著降低了水稻根、茎叶Cd含量,施加有机物料CS差异不显著。这可能是当外源Cd浓度较高时,有机物料的腐殖质表面官能团可供Cd离子附着点位已经饱和,尽管会降低土壤中Cd离子的有效态,但土壤中Cd离子的有效态仍然足够丰富,处于水稻吸收的饱和量,不是影响水稻对Cd吸收的主要因素^[29]。水稻细胞壁上的重金属结合点位已经饱和,原生质中的重金属被转运至液泡,液泡中有机配位体的性质成为决定Cd迁移转运的决定性因素^[23]。表明不同Cd污染程度土壤对水稻Cd富集与转运存在显著影响,这与周静等^[26]研究结果一致。此外,付铄岚等^[30]研究发现,Cd离子从土壤系统到水稻籽粒累积要经历四个步骤:载体转运土壤有效态Cd、根系吸收Cd和木质部的转载、茎节间转运分配、叶片中的Cd通过韧皮部向籽粒输送转移。这些过程受土壤Cd形态、pH、有机质和水稻品种等多种因素的共同影响^[31]。

本试验显示有机物料进入土壤后,会增加土壤外源有机质和DOC含量,降低了土壤pH值和土壤交换态Cd浓度,且水稻根Cd含量与土壤有机质呈显著正相关关系。土壤pH会影响Cd在土壤中的吸附-解吸、氧化-还原、溶解-沉淀等反应,进而会影响Cd的迁移转化能力^[32]。有机物料可以降低土壤pH,与有机物料的腐殖质进入土壤分解产生小分子有机酸以及水稻根际分泌物有关^[33]。一般认为,土壤pH的降低会促进重金属的活化^[26],本文中施用有机物料尽管降低了土壤pH,但却减少了水稻Cd含量,显然这是由于有机物料对Cd的络合固定和形态转化的影响发挥了主导作用。同时施用有机物料是否导致土壤pH持续降低也值得关注。DOC的分子量小,活性强,易与土壤中Cd吸附结合,提高Cd的迁移性^[34]。土壤有机质含量与不同有机物料的腐殖化程度和分解速度有关,PM的腐殖化程度最高,提高土壤有机质含量效果最显著。通常土壤有机质含量的增加有利于促进

对重金属的吸附固定^[35]。结合相关性分析可知,添加有机物料会增加土壤有机质含量,大分子量的有机质可与Cd形成稳定性更高的络合物,降低土壤可交换态和铁锰氧化物结合态Cd含量,促进低活性态Cd的形成,对土壤Cd起钝化作用,从而降低水稻根对土壤Cd的吸收富集作用,这与郭毅轩等^[36]研究结果一致。

土壤Cd形态是影响Cd在环境系统中迁移转化的重要因素,对Cd的环境化学行为起着决定性作用^[37]。研究表明,降低土壤中高活性态Cd的含量,可以有效减少水稻籽粒Cd含量^[38]。本试验表明,可交换态与铁锰氧化物结合态Cd含量是影响水稻籽粒Cd含量的关键性因素,有机物料可以通过降低土壤可交换态与铁锰氧化物结合态Cd浓度来抑制水稻籽粒Cd含量。在稻田独特的淹水条件下,不仅可交换态Cd会对水稻Cd含量造成影响,碳酸盐结合态Cd也是影响水稻Cd含量的关键性因素,这与陈雪等^[39]研究结果一致。结合有机物料组分差异分析,HM的含氧官能团含量与极性均为最大,有机物料的极性对其溶解性有很大影响,而有机物料的含氧官能团可与土壤Cd产生络合反应,可能会影响土壤Cd的迁移性,从而降低土壤Cd有效性^[9]。另外,有研究表明,有机物料含氧官能团越多,腐殖质表面的官能团含量越丰富,可以提供更多Cd离子吸附点位,形成稳定的络合物,降低土壤可交换态Cd含量,从而降低Cd的迁移转运能力,减少水稻根部对土壤Cd的吸收,进一步降低了水稻籽粒对Cd的累积^[20]。本试验中,在土壤Cd浓度为 $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,施加三种有机物料均可降低水稻籽粒Cd含量,其中,HM的含氧官能团含量最多,极性较大,可以有效降低土壤可交换态Cd含量,降低水稻籽粒的Cd含量效果最明显。

4 结论

(1)三种有机物料均有利于缓解Cd污染对水稻的生长毒害作用、减少水稻籽粒Cd含量,作用效果与有机物料种类和性质及土壤Cd污染程度有关。以含氧官能团丰富、极性大的腐殖土效果最好,在外源Cd浓度为 $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,施加腐殖土可使水稻籽粒Cd含量达到《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)要求。

(2)有机物料可减少水稻根系对Cd的吸收、抑制根系Cd向茎叶的转运以及茎叶向籽粒的转运,从而降低水稻籽粒Cd的含量。相同Cd污染水平下,施用有机物料的处理Cd富集系数、转运系数均明显低于

未施用有机物料的对照处理。

(3)有机物料影响土壤中Cd的形态分配,降低土壤可交换态和铁锰氧化物结合态Cd含量是其影响水稻籽粒Cd含量的重要途径。水稻根、茎和籽粒的Cd含量,均与土壤可交换态Cd及铁锰氧化物结合态Cd呈显著正相关关系,且水稻根Cd含量与水稻籽粒Cd含量呈极显著正相关。

参考文献:

- [1] 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 等. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(9): 1689-1692.
CHEN Neng-chang, ZHENG Yu-ji, HE Xiao-feng, et al. Analysis of the Report on the National General Survey of Soil Contamination[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(9): 1689-1692.
- [2] 史静, 李正文, 龚伟群, 等. 2种常规水稻Cd、Zn吸收与器官分配的生育期变化品种、土壤和Cd处理的影响[J]. 生态毒理学报, 2007, 2(1): 32-40.
SHI Jing, LI Zheng-wen, GONG Wei-qun, et al. Uptake and partitioning of Cd and Zn by two non-hybrid rice cultivars in different growth stages: Effect of cultivars, soil type and Cd spike[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2007, 2(1): 32-40.
- [3] 毛亚西, 符建荣, 马军伟, 等. 不同水稻品种的Cd吸收特性[J]. 浙江农业学报, 2018, 30(5): 695-701.
MAO Ya-xi, FU Jian-rong, MA Jun-wei, et al. Cadmium uptake characteristics of different rice cultivars[J]. *Journal of Zhejiang Agriculture*, 2018, 30(5): 695-701.
- [4] Chaney R L, Reeves P G, Ryan J A, et al. An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks[J]. *Biometals*, 2004, 17(5): 549-553.
- [5] 周利强, 吴龙华, 骆永明, 等. 有机物料对污染土壤上水稻生长和重金属吸收的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(2): 383-388.
ZHOU Li-qiang, WU Long-hua, LUO Yong-ming, et al. Effects of organic amendments on the growth and heavy metal uptake of rice on a contaminated soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(2): 383-388.
- [6] 陕红, 刘荣乐, 李书田. 施用有机物料对土壤Cd形态的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(1): 136-144.
SHAN Hong, LIU Rong-le, LI Shu-tian. Cadmium fractions in soils as influenced by application of organic materials[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2010, 16(1): 136-144.
- [7] 王果, 李建超, 杨佩玉, 等. 有机物料影响下土壤溶液中Cd形态及其有效性研究[J]. 环境科学学报, 2000, 20(5): 621-626.
WANG Guo, LI Jian-chao, YANG Pei-yu, et al. Study on the species in soil solutions and the availability of cadmium as affected by organic materials[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(5): 621-626.
- [8] 许浩, 韩丽媛, 茹淑华, 等. 不同有机肥中Cu、Zn在农田土壤中的有效性与形态归趋[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(4): 998-1009.
XU Hao, HAN Li-yuan, RU Shu-hua, et al. Bioavailability and form tendency of Cu and Zn in farmland soils after application of different organic fertilizers[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2016, 22(4): 998-1009.
- [9] Zhao Y C, Yan Z B, Qin J H, et al. Effects of long-term cattle manure application on soil properties and soil heavy metals in corn seed production in Northwest China[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2014, 21(12): 7586-7595.
- [10] Kipton H, Powell J, Fenton E. Size fractionation of humic substances: Effect protonation and metal binding properties[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1996, 334(1/2): 27-38.
- [11] Barancikova G, Makovnikova J. The influence of humic acid on the sorption and mobility of heavy metals[J]. *Plant Soil & Environment*, 2003, 49(12): 565-571.
- [12] 何雨帆, 刘宝庆, 白厚义, 等. 腐植酸对污染土壤中Cd解吸的影响[J]. 广西农学报, 2006, 21(5): 1-3.
HE Yu-fan, LIU Bao-qing, BAI Hou-yi, et al. Effect of humus on desorption behavior of cadmium in paddy soil[J]. *Journal of Guangxi Agricultural*, 2006, 21(5): 1-3.
- [13] 李光林, 魏世强, 青长乐, 等. Cd在腐植酸上的吸附与解吸特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 34-37.
LI Guang-lin, WEI Shi-qiang, QING Chang-le, et al. Characteristics of adsorption and desorption of cadmium on humic acids[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(1): 34-37.
- [14] 王青清, 蒋珍茂, 魏世强. 腐植酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(5): 2136-2145.
WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WEI Shi-qiang. Effects of the active components of humic acids and their proportions on the dynamics of lead transformation and availability in purple alluvial soil[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(5): 2136-2145.
- [15] 翟莹雪, 魏世强. 土壤富里酸对Cd的吸附特征与影响因素的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1208-1211.
ZHAI Ying-xue, WEI Shi-qiang. Influencing factors and cadmium adsorption by soil fulvic acid[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1208-1211.
- [16] 刘媛媛, 刘超, 陈卓君, 等. 不同有机物料的Cd²⁺吸附特性及其对Cd污染土壤的修复效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(4): 705-710.
LIU Yuan-yuan, LIU Chao, CHEN Zhu, et al. Effects of three organic materials on Cd²⁺ adsorption capacity and remediation of Cd contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(4): 705-710.
- [17] Singh R P, Agrawal M. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants[J]. *Chemosphere*, 2007, 67(11): 2229-2240.
- [18] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(1): 844-851.
- [19] Cieccko Z, Wyzkowski M, Krajewski W, et al. Effect of organic matter and liming on the reduction of cadmium uptake from soil by triticale and spring oilseed rape[J]. *Science of the Total Environment*, 2001,

- 281(1):37-45.
- [20] Stevenson F J. Humus chemistry: Genesis, composition, reaction[J]. *Soil Science*, 1982, 135(2):129-130.
- [21] Hargitai L. Biochemical transformation of humic substances during humification related to their environmental functions[J]. *Environment International*, 1994, 20(1):43-48.
- [22] Yang L, Huang B, Hu W, et al. The impact of greenhouse vegetable farming duration and soil types on phytoavailability of heavy metals and their health risk in eastern China[J]. *Chemosphere*, 2014, 103(5):121-130.
- [23] Nocito F F, Lancilli C, Dendena B, et al. Cadmium retention in rice roots is influenced by cadmium availability, chelation and translocation[J]. *Plant Cell & Environment*, 2011, 34(6):994-1008.
- [24] 汪玉瑛, 计海洋, 吕豪豪, 等. 羊栖菜生物炭对镉污染土壤性质及镉形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6):1132-1140.
WANG Yu-ying, JI Hai-yang, LÜ Hao-hao, et al. Effects of biochar derived from *Sargassum fusiforme* on the properties and cadmium forms of cadmium-contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6):1132-1140.
- [25] Kaiser K, Guggenberger G. Mineral surfaces and soil organic matter [J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 54(2):219-236.
- [26] 周 静, 杨 洋, 孟桂元, 等. 不同镉污染土壤下水稻镉富集与转运效率[J]. 生态学杂志, 2018, 37(1):89-94.
ZHOU Jing, YANG Yang, MENG Gui-yuan, et al. Cadmium accumulation and translocation efficiency of rice under different cadmium-polluted soils[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(1):89-94.
- [27] Yu H, Wang J, Fang W, et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 370(2/3):302-309.
- [28] Uraguchi S, Mori S, Kuramata M, et al. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2009, 60(9):2677-2688.
- [29] Brunetti P, Zanella L, De Paolis A, et al. Cadmium-inducible expression of the ABC-type transporter AtABCC3 increases phytochelatin-mediated cadmium tolerance in Arabidopsis[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2015, 66(13):3815-3829.
- [30] 付砾岚, 王昌全, 李 冰, 等. 外源Cd在不同品种水稻组织中的细胞分布和化学形态特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(6):903-910.
FU Shuo-lan, WANG Chang-quan, LI Bing, et al. Histocyte distribution and cadmium forms in different rice cultivar seedlings with exogenous cadmium supply[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(6):903-910.
- [31] Li H, Luo N, Li Y W, et al. Cadmium in rice: Transport mechanisms, influencing factors, and minimizing measures[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 224:622-630.
- [32] Martínez C E, Motto H L. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 107(1):153-158.
- [33] 白玲玉, 陈世宝, 华 璐, 等. 腐植酸与Cd、Zn的络合特性研究[J]. 核农学报, 2000, 14(1):44-48.
BAI Ling-yu, CHEN Shi-bao, HUA Luo, et al. Study on complexation characteristics of humic acid with Cd and Zn[J]. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2000, 14(1):44-48.
- [34] Giusquiani P L, Gigliotti G, Businelli D. Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1992, 21(3):330-335.
- [35] 宋 波, 曾炜铨. 土壤有机质对Cd污染土壤修复的影响[J]. 土壤通报, 2015, 46(4):1018-1024.
SONG Bo, ZENG Wei-quan. Effect of soil organic matter on soil remediation contaminated by Cd[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2015, 46(4):1018-1024.
- [36] 郭毅轩, 赵秀兰. 颗粒有机质对水稻镉吸收及转运的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(11):5180-5188.
GUO Yi-xuan, ZHAO Xiu-lan. Effect of particulate organic matter on cadmium uptake and transport in rice[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(11):5180-5188.
- [37] 魏树和, 周启星. 重金属污染土壤植物修复基本原理及强化措施探讨[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1):65-72.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing. Discussion on basic principles and strengthening measures for phytoremediation of soils contaminated by heavy metals[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(1):65-72.
- [38] Shao J F, Che J, Yamaji N, et al. Silicon reduces cadmium accumulation by suppressing expression of transporter genes involved in cadmium uptake and translocation in rice[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2017, 68(20):5641-5651.
- [39] 陈 雪, 刘丹青, 王 淑, 等. 不同土壤的还原状况对铁镉形态转化和水稻吸收的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(3):548-555.
CHEN Xue, LIU Dan-qing, WANG Shu, et al. Effects of different soil reducing status on iron and Cd form transformation and rice absorption [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(3):548-555.