

杨海征, 胡红青, 黄巧云, 等. 2009 堆肥对重金属污染土壤 Cu、Cd 形态变化的影响 [J]. 环境科学学报, 29(9): 1842– 1848
Yang H Z, Hu H Q, Huang Q Y, *et al*. 2009. Effects of compost on the fractions of copper and cadmium in heavy metal contaminated soil [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(9): 1842– 1848

堆肥对重金属污染土壤 Cu、Cd 形态变化的影响

杨海征¹, 胡红青^{1*}, 黄巧云¹, 黄丽¹, 张喆¹, 刘永红^{1, 2}

1 华中农业大学农业部亚热带农业资源与环境重点实验室, 武汉 430070
2 华中农业大学理学院, 武汉 430070
收稿日期: 2008-12-08 修回日期: 2009-03-27 录用日期: 2009-06-24

摘要: 通过盆栽茼蒿试验研究了不同堆肥用量对重金属 Cu、Cd 污染土壤根际土和非根际土中 Cu、Cd 形态变化的影响. 结果表明, 随着堆肥用量的增加, 非根际土和根际土交换态 (含水溶态) Cu 含量显著增加, 最大值是对照的 6.0 倍; 有机结合态 Cu 含量在非根际土中显著升高, 而在根际土中则先显著升高后降低, 两者最大值是对照处理的 1.1 倍; 非根际土中无机结合态 Cu 含量先降低后升高; 非根际土和根际土残渣态 Cu 含量都先显著增加后基本不变. 随着堆肥用量增加, 非根际土中交换态 (含水溶态) Cd 含量显著降低, 有机结合态和残渣态 Cd 含量显著升高, 无机结合态 Cd 含量变化不明显; 根际土中, 交换态 (含水溶态) Cd 含量先降低后升高, 有机结合态 Cd 含量显著上升, 无机结合态和残渣态 Cd 先上升后下降. 因此, 供试堆肥可作为修复剂减弱 Cd 的危害, 但长期施用会造成 Cu 的累积, 应慎重考虑.
关键词: 堆肥; 重金属; 形态分析

文章编号: 0253-2468 (2009) 09-1842-07 中图分类号: X705, X53 文献标识码: A

Effects of compost on the fractions of copper and cadmium in heavy metal contaminated soil

YANG Haizheng¹, HU Hongqing^{1*}, HUANG Qiaoyun¹, HUANG Li¹, ZHANG Zhe¹, LIU Yonghong^{1, 2}
1 Key Laboratory of Subtropical Agriculture Resource and Environment Ministry of Agriculture, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070
2 College of Science, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070
Received 8 December 2008 **received in revised form** 27 March 2009; **accepted** 24 June 2009

Abstract A pot experiment was conducted to investigate the effect of applying different amounts of compost on the speciation of copper (Cu) and cadmium (Cd) in non-rhizosphere and rhizosphere soil around chrysanthemums. With an increase of compost, the content of exchangeable Cu (including soluble Cu) in non-rhizosphere and rhizosphere soil increased 6.0 times over the control. The content of organic-bound Cu increased significantly in non-rhizosphere soil. However, in rhizosphere soil, the organic-bound Cu first increased and later decreased. The highest increment was 1.1 times as much as that of the control treatment. Precipitated Cu decreased at first and then increased in non-rhizosphere soil. Residual Cu increased at first and then stabilized in both non-rhizosphere and rhizosphere soil. For Cd, in non-rhizosphere soil, exchangeable Cd (including soluble Cd) decreased significantly, organic-bound and residual Cd increased significantly, and precipitated Cd varied slightly with the increase of compost. In rhizosphere soil, exchangeable Cd decreased at first and increased afterward, and organic-bound Cd increased significantly, but precipitated and residual Cd increased at first and then decreased. These results suggest that compost can be used as a soil conditioner to prevent Cd toxicity. However, the long-term effects of the accumulation of Cu in soils after repeated compost applications need to be carefully considered.
Keywords compost; heavy metal; speciation

1 引言 (Introduction)

重金属污染是土壤污染的主要类型之一. 据统计, 全世界平均每年排放的 Hg 约 1.5×10^4 t, Cu 3.4×10^6 t, Pb 5.0×10^6 t, Mn 1.5×10^7 t, Ni 1.0×10^6 t (李法云等, 2005). 我国很多省份土壤受重金属污染较严重, 受污染耕地面积约 2.0×10^7 hm², 约占全国耕地面积的 1/5 (韦朝阳等, 2001). 同时, 重金属

可通过多种途径进入人体,影响人类健康,目前已成为环境污染治理的重点。

重金属常根据提取的试剂来定义成几种形态 (Huang *et al* , 2004)。水溶态金属不稳定,易被植物吸收,并且易随雨水等渗滤迁移而污染地下水;交换态金属位于粘粒矿物或腐殖质等活性组分的交换位上,对植物的有效性或活性影响较大;有机结合态通常不参与对植物的供给;而无机结合态金属或被吸持于碳酸盐表面,或以共沉淀存在 (Alva *et al* , 2000)。研究表明,重金属化学形态分级法中的交换态含量比重金属总量能更好地反映土壤重金属的生物有效性和移动性 (章明奎等, 2006)。通过分析不同条件下土壤中 Cd 有效态含量与全量的相关性,发现土壤中 Cd 有效态含量与全量之间存在显著相关性,这表明土壤重金属的生物有效性和移动性因形态不同而存在差异 (高怀友等, 2005)。Cu 是植物生长必需微量元素,但当土壤中 Cu 含量超过一定限度时,也会对土壤造成污染,进而影响作物的正常生长和品质 (任顺荣等, 2005)。

如何减少土壤重金属含量或降低植物对土壤中有毒重金属的吸收,已成为当今土壤环境领域研究的热点。研究发现,在堆肥和生物固废修复过的土壤中, Cu 比 Zn 有更高的吸附力 (Zheljzkov *et al* , 2004)。施用猪粪、家禽等堆肥可促进土壤对

铜的吸附和络合,这些堆肥降低 Cu 的植物有效性的效果在 Cu 添加水平较高的处理中更为明显 (Bolan *et al* , 2003a)。同时,堆肥可减少土壤中的可交换态金属含量,使其转化为有机结合态 (O'Dell *et al* , 2007)。而关于堆肥应用研究方面,目前国内主要集中在如何固定堆肥本身的重金属,以减少其作为有机肥施用给土壤-植物系统造成的重金属污染。国外已较多地将重金属含量较少或经处理的堆肥作为土壤修复剂来固定土壤重金属 (Bolan *et al* , 2003b; Clemente *et al* , 2003)。但是,现在堆肥对重金属的固定研究一般是人为污染土壤之后再行修复,对实际重金属污染土壤修复研究比较少。因此本文在相关研究基础上,在重金属 Cu、Cd 污染的土壤中,通过施用堆肥种植茼蒿,分析根际和非根际土中 Cu、Cd 形态的变化,以期经济、有效地治理土壤重金属污染提供科学依据。

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 试验材料

供试土壤采自湖北大冶下陆有色金属公司铜矿区,采集旱地表层 0~20 cm 土壤。堆肥来自武汉裕中生物工程有限公司,由鸡粪和稻壳混合堆腐制成。供试土壤和堆肥的基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤和堆肥的基本理化性质

Table 1 Some chemical properties of the tested soil and compost

试验材料	pH	有机质 / (g kg ⁻¹)	CEC / (cmol kg ⁻¹)	全 N / (g kg ⁻¹)	碱解氮 / (mg kg ⁻¹)	速效 P / (mg kg ⁻¹)	速效 K / (mg kg ⁻¹)
供试土壤	6.19	37.7	15.0	1.5	103.6	22.3	151.3
堆肥	8.14	272.7	41.6	15.9	3818.2	1313.2	20638.5

注: CEC 表示阳离子交换量。Note: CEC means cation exchange capacity

供试土壤和堆肥中 Cu、Cd 各形态含量见表 2。由表 2 可知,供试土壤重金属 Cu、Cd 总量与国家标准 (GB 15618-1995) 相比均已超过三级标准 (Cu、Cd 含量分别为 400 mg·kg⁻¹、1.0 mg·kg⁻¹), 而堆肥明

显低于此标准。供试土壤中的交换态 (含水溶态) Cu、有机结合态 Cu、残渣态 Cu、有机结合态 Cd、残渣态 Cd 含量比堆肥中的低,其余形态的 Cu、Cd 含量比堆肥中的高。

表 2 供试土壤和堆肥中 Cu、Cd 不同形态的含量

Table 2 Cu and Cd forms of soils tested and compost

试验材料	重金属	交换态 (含水溶态)	有机结合态	无机结合态	残渣态	总量
土壤	Cu	0.42 (0.1%)	120.93 (30.4%)	135.69 (34.1%)	140.56 (35.4%)	521.48
	Cd	0.09 (2.7%)	0.15 (4.4%)	2.87 (84.9%)	0.27 (8.0%)	3.15
堆肥	Cu	6.60 (6.5%)	41.71 (41.2%)	10.93 (10.8%)	41.96 (41.5%)	106.79
	Cd	0 (0)	0.19 (41.3%)	0.17 (37.0%)	0.10 (21.7%)	0.42

注: 括号中为各形态重金属含量占相应重金属总量的百分数。Note: the percentage of each form of heavy metal relative to the total is given in parentheses

2 2 试验方法

盆栽试验设 6 个处理: 堆肥用量 (湿基, 含水率 7.02%) 分别为 0 (CK)、20 40 60 80 100 g kg^{-1} . 每盆装土 2kg, 按比例加入堆肥后, 充分混匀. 为防止重金属淋失, 将土放在塑料袋后装盆, 重复 4 次, 随机排列. 茼蒿品种为普通花叶茼蒿, 播种前用水 (25°C) 浸泡, 并放入 25°C 培养箱内过夜, 捞出后将种子平铺于湿润的纱布上并放入 25°C 培养箱, 露白时播种.

盆栽试验在华中农业大学盆栽大棚中进行, 1~2d 浇蒸馏水 1 次, 每次每盆浇水量相同, 适时进行间苗、除草, 每盆留苗 9 棵, 不施用化学肥料. 茼蒿生

长 45d 后收获, 根际土和非根际土分别取样. 根际土取样采用抖动法抖落根系上多余的土壤, 附着于根系上的为根际土; 取非根际土时, 先将盆中的土混匀再取土. 将取回的土样风干, 研磨后密封待测.

2 3 测定方法

供试土壤和堆肥中重金属总量的测定采用 $\text{HCHNO}_3\text{-HCl}$ 消化, 火焰原子吸收分光光度法 (FAAS-240) 测定 (鲍士旦, 2000). 土壤重金属连续提取法采用 Sposito 法 (Sposito *et al*, 1982), 具体步骤见表 3 各种形态的 Cu Cd 测定采用 FAAS-240 测定. 所有试验数据均采用 SAS 分析软件进行处理.

表 3 土壤中 Cu Cd 形态的连续提取方法
Table 3 Sequential extraction of Cu and Cd in soil

Cu Cd形态	提取剂	土/水 (m/V)	试验条件
交换态 (含水溶态)	0.5 mol L ⁻¹ KNO ₃	1:10	20°C 振荡 16 h, 4000 r min ⁻¹ 离心 10 min
有机结合态	0.5 mol L ⁻¹ NaOH	1:10	20°C 振荡 16 h, 4000 r min ⁻¹ 离心 10 min
无机结合态	0.05 mol L ⁻¹ Na ₂ EDTA	1:10	20°C 振荡 6 h, 4000 r min ⁻¹ 离心 10 min
残渣态	4 mol L ⁻¹ HNO ₃	1:10	89°C 水浴 16 h, 4000 r min ⁻¹ 离心 10 min

注: 土/水 是土壤质量 (g) 与水体积 (mL) 的比例.

3 结果 (Results)

3 1 不同堆肥用量对土壤 Cu 形态的影响

3 1 1 不同堆肥用量下非根际土 Cu 各种形态的变化 图 1 为非根际土各种形态 Cu 含量的变化. 从图 1 可以看出, 未施加堆肥时, 交换态 (含水溶

态) Cu 含量为 0.34 mg kg^{-1} ; 堆肥用量为 20 g kg^{-1} 时, 交换态 (含水溶态) Cu 含量为 0.72 mg kg^{-1} , 是对照的 2.11 倍, 并显著高于对照; 堆肥量继续增加时, 交换态 (含水溶态) Cu 含量也显著升高, 堆肥量为 100 g kg^{-1} 时达 2.03 mg kg^{-1} , 是对照的 5.97 倍. 对照处理中有机结合态 Cu 含量为 115.38

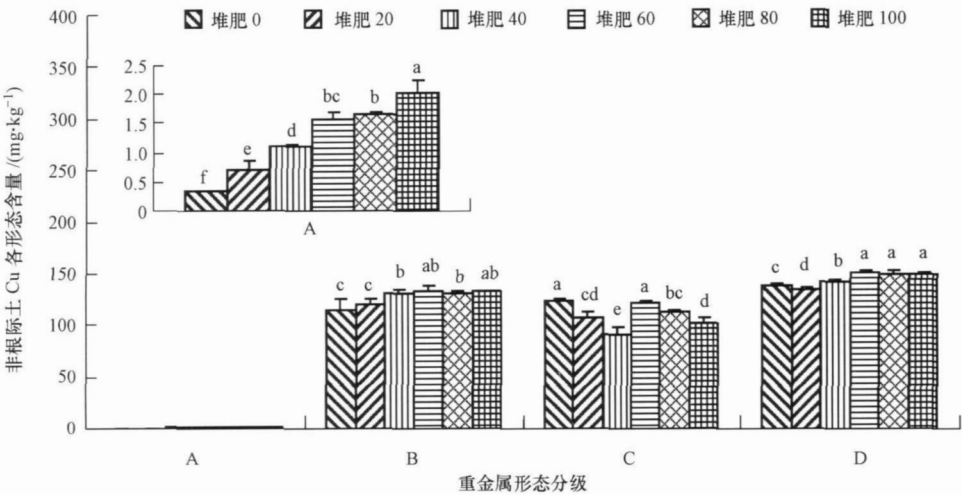


图 1 非根际土 Cu 各种形态变化 (同一种形态不同字母表示差异达 5% 显著水平; A、B、C、D 分别表示重金属的水溶态和交换态、有机结合态、无机结合态、残渣态; 小图是第一种形态的放大图; 下同)
Fig 1 Cu forms in non-rhizosphere soil (Different letters in the same form mean significant at 5% level; A, B, C, D mean soluble and exchangeable, organie-bound, precipitate, residual respectively. Smallmap is enlargement of the first form; same as follow)
© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

mg kg^{-1} ,堆肥量为 20 g kg^{-1} 时,有机结合态 Cu含量为 $120.07 \text{ mg kg}^{-1}$,是对照的 1.04倍;堆肥量为 60 g kg^{-1} 时,有机结合态 Cu含量达 $134.21 \text{ mg kg}^{-1}$,是对照的 1.16倍;堆肥量继续增加时,有机结合态 Cu含量变化不大.无机结合态 Cu含量随堆肥量的增加先减小后增加,堆肥量为 40 g kg^{-1} 时最小,比对照处理的降低了 26.2%.残渣态 Cu含量在未施加堆肥时为 $138.41 \text{ mg kg}^{-1}$,并随堆肥量的增加而增加,在堆肥量为 60 g kg^{-1} 时达 $151.74 \text{ mg kg}^{-1}$,比对照升高了 9.6%;堆肥量继续增加,残渣态 Cu含量基本不变.

3.1.2 不同堆肥用量下根际土各形态 Cu含量的变化 根际土中各形态 Cu含量的变化趋势与非根际土相似(图 2).从图 2可以看出,随着堆肥用量的增加,交换态(含水溶态)Cu含量显著增加,由对照的 0.34 mg kg^{-1} 增加到堆肥量为 100 g kg^{-1} 时的最

大值 2.05 mg kg^{-1} ,是对照的 6.03倍.有机结合态 Cu含量先显著升高后降低,在堆肥量为 40 g kg^{-1} 时达最大值 $132.19 \text{ mg kg}^{-1}$,是对照处理有机结合态 Cu含量的 1.13倍.无机结合态 Cu含量在堆肥量为 $0, 20, 40$ 和 60 g kg^{-1} 之间差异不显著,堆肥量为 40 g kg^{-1} 时达最大值(128.0 mg kg^{-1});堆肥量继续增加,无机结合态 Cu含量显著降低.残渣态 Cu含量呈现显著增加的趋势,对照中残渣态 Cu含量只有 $137.12 \text{ mg kg}^{-1}$,堆肥量为 20 g kg^{-1} 时,残渣态 Cu含量与对照处理相比没有显著变化;堆肥量继续增加,残渣态 Cu含量也增加,在堆肥量为 80 g kg^{-1} 时达 $144.92 \text{ mg kg}^{-1}$,比对照高 6%;堆肥量在 $60, 80$ 和 100 g kg^{-1} 之间残渣态 Cu含量差异不显著.本试验中非根际土和根际土中重金属各种形态之间的差异可能是堆肥和茼蒿根分泌物共同作用的结果.

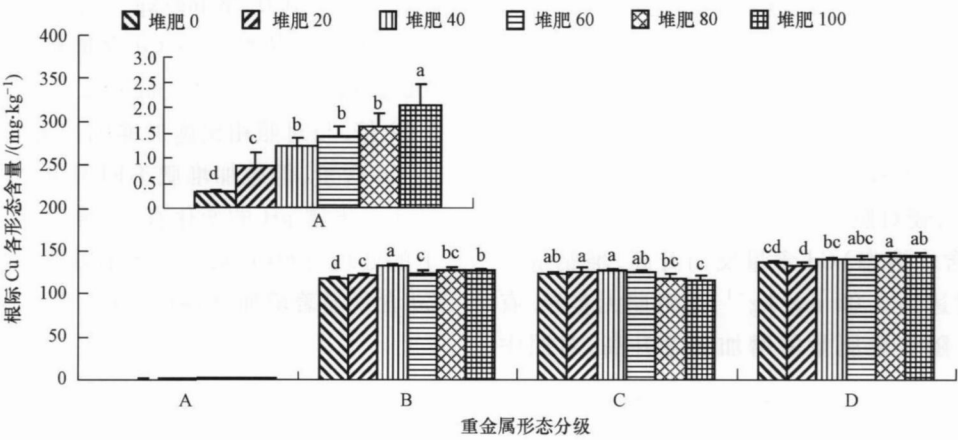


图 2 根际土 Cu各种形态变化

Fig.2 Cu forms in rhizosphere soil

3.2 不同堆肥用量对土壤 Cd形态的影响

3.2.1 不同堆肥用量对非根际土 Cd形态的影响

图 3为非根际土各形态 Cd含量的变化.从图 3中可以看出,随着堆肥用量的增加,交换态(含水溶态)Cd含量显著降低.未施加堆肥处理的交换态(含水溶态)Cd含量为 0.12 mg kg^{-1} ,堆肥量为 20 g kg^{-1} 时降低为 0.05 mg kg^{-1} ,显著低于对照.堆肥处理之间有差异,但变化趋势不明显,施肥量为 100 g kg^{-1} 时,交换态(含水溶态)Cd含量达到最低值为 0.02 mg kg^{-1} ,较对照处理降低了 83.3%.对照中有机结合态 Cd含量为 0.17 mg kg^{-1} ,堆肥量为 20

g kg^{-1} 时升高为 0.31 mg kg^{-1} ,显著高于对照;堆肥量继续增加,有机结合态 Cd含量继续升高,堆肥量为 100 g kg^{-1} 时达到最大值 0.39 mg kg^{-1} ,是未施用堆肥的 2.29倍.无机结合态 Cd含量在堆肥量为 60 g kg^{-1} 时达到最大值(2.65 mg kg^{-1}),但与对照相比差异不显著.残渣态 Cd含量呈现显著增加的趋势,未施堆肥时残渣态 Cd含量为 0.71 mg kg^{-1} ,堆肥量为 20 g kg^{-1} 时升高为 0.77 mg kg^{-1} ,高于对照;堆肥量继续增加,残渣态 Cd含量继续升高,堆肥量为 100 g kg^{-1} 时达到最大值 0.90 mg kg^{-1} ,是未施用堆肥的 1.27倍.

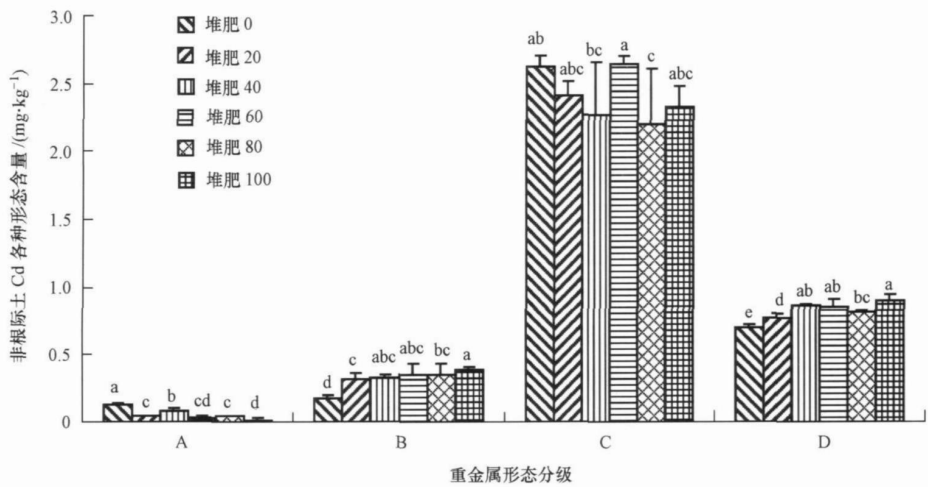


图 3 非根际土 Cd 各种形态变化
Fig 3 Cd forms in non-rhizosphere soil

3 2 2 不同堆肥用量对根际土 Cd 形态变化的影响 图 4 为根际土各形态 Cd 含量的变化. 从图 4 可以看出, 交换态 (含水溶态) Cd 含量随着堆肥量的增加呈现先显著降低后升高的趋势. 未施堆肥时交换态 (含水溶态) Cd 含量为 $0.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 堆肥量为 $20 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 交换态 (含水溶态) Cd 含量降低为 $0.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 较对照降低 85.7%; 堆肥量继续升高时, 交换态 (含水溶态) Cd 含量反而升高, 堆肥量为 $100 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达到 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 与对照无差异. 有机结合态 Cd 随着堆肥量的增加显著升高, 对照中

有机结合态 Cd 含量只 $0.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 堆肥量为 $20 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达到 $0.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 显著高于对照; 堆肥量继续增加, 有机结合态 Cd 含量显著增加, 堆肥量为 $100 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达 $0.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是未施加堆肥的 2.29 倍. 与对照相比施加堆肥显著增加了无机结合态 Cd 含量, 但施加堆肥不同用量之间变化不大, 这可能与土壤 pH 的变化有关. 堆肥量为 $40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以下的处理与 $60 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上的处理相比, 后者残渣态 Cd 含量显著增加, 但两组内差异不显著.

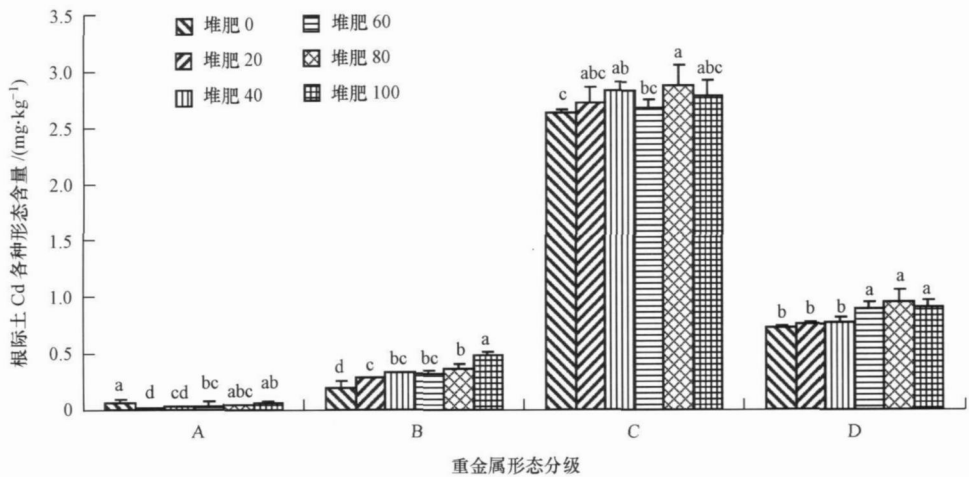


图 4 根际土 Cd 各种形态变化
Fig 4 Cd forms in rhizosphere soil

4 讨论 (Discussion)

4 1 堆肥对重金属 Cu 的影响

研究表明, 随着堆肥用量增加, 根际土和

非根际土中交换态 (含水溶态) Cu 含量均显著增加. 说明堆肥的加入增加了土壤中交换态 Cu 含量, 这与堆肥本身交换态 Cu 含量较高有关. 另外, 堆肥的加入引起土壤性质的改变, 如 pH 升高可以使 Cu

由易溶态向无机结合态(以沉淀等形式)转化,而有机质含量的升高,导致土壤中有机结合态 Cu 含量的升高,从而降低 Cu 的移动性。

从非根际土和根际土 Cu 各种形态的变化(图 1、图 2)可以看出,不同堆肥用量下,交换态(含水溶态) Cu 含量变化在非根际与根际土趋势一致,有机结合态 Cu 含量在低堆肥用量时为根际土 > 非根际土;高堆肥用量时为非根际土 > 根际土;无机结合态 Cu 含量为根际土 > 非根际土,残渣态 Cu 含量为非根际土 > 根际土。非根际土与根际土各种形态 Cu 含量之间的差异与堆肥本身重金属 Cu 的含量(表 2)和茼蒿根系分泌物有关。

根系分泌物与金属形成稳定的金属螯合物可降低金属离子的活性,根系分泌的粘胶状物质与 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 等金属离子竞争性结合,使金属离子在植物根外沉淀,同时也影响其在土壤中的迁移性(李法云等, 2003)。但植物固定可能是植物对重金属毒害抗性的一种表现,不会去除土壤的重金属,环境条件的改变仍可使重金属的生物有效性发生变化(李法云等, 2003)。研究表明,长期有机物还田具有提高土壤微量元素有效性的作用,其机理可能包括: 1) 有机物本身带入土壤的有机结合态微量元素产生生物有效性较强; 2) 有机物腐解过程对强结合态微量元素的活化效应(高明等, 2000)。国外研究发现, Cu 能够与土壤有机质较强地结合,并增加 NaOH 可提取的 Cu 含量(Drozdl *et al.*, 1999; Pare *et al.*, 1999; Wu *et al.*, 1999),所以堆肥施用能增加 Cu 污染土壤中有机结合态 Cu 的含量。同时,研究还证明,有机结合态 Cu 含量高的堆肥施加到土壤中, Cu 不会在最后的果实(薄荷、茼蒿)中累积(Zheljazkov *et al.*, 2004),说明通过堆肥的合理施用来降低土壤重金属 Cu 的毒性是可行的。

4.2 堆肥对重金属 Cd 的影响

从研究结果可以明显看出,堆肥的增加有利于降低污染土壤中交换态(含水溶态)等 Cd 的含量,增加土壤中有机结合态和残渣态等植物难利用态 Cd 的含量。Liu 等(2009)研究发现,在不同 Cd 污染土壤中施入鸡粪堆肥可使土壤中有效态 Cd 含量明显降低,水溶态和交换态的含量降低了 70% 以上,而有机结合态和无机结合态 Cd 的含量则明显增加。这是由于堆肥中的有机物分子带有羧基、酚羟基、醇羟基和氨基等活性基团,这些基团之间以氢键结合成网络,形成一定的吸附表面,并成为良好

的吸附载体(曾光明等, 2006),从而影响土壤中 Cd 各种形态的转化。另外,堆肥能够提高土壤的 pH 值,促进 Cd 与土壤不同结合位点的吸附,降低土壤有效态 Cd 的含量(Gibbs *et al.*, 2006a, 2006b),而土壤 Cd 中以生物有效性和移动性高的水溶态和交换态 Cd 毒性最大,所以试验堆肥能够显著降低土壤中 Cd 的毒性。

从图 3 和图 4 可以看出,不同的堆肥用量,非根际土和根际土各形态 Cd 含量存在差异。水溶态和交换态 Cd 含量为非根际土 > 根际土;无机结合态 Cd 含量为根际土 > 非根际土;有机结合态和残渣态 Cd 含量在低堆肥用量时为非根际土 > 根际土,高堆肥用量时为根际土 > 非根际土,这可能与茼蒿生长引起土壤性质变化有关。

非根际土与根际土各形态 Cd 含量的差异可能是因为植物根分泌物改变其根际环境的 pH、 E_h 等理化性质,并通过螯合、沉淀等作用将重金属污染物滞留在根外。同时,通过改变根际微生物的组成、活性而改变根际环境中重金属的数量和活性,降低重金属的有效性,从而减少植物对重金属的吸收(常学秀等, 2000)。

堆肥本身作为一种大量产生的废弃物,不仅能够变废为宝提高作物的产量,而且能够应用于重金属污染的治理,其应用前景十分可观。各种含重金属的饲料添加剂会导致利用动物粪便制成的堆肥重金属含量过高(本实验中 Cu 含量偏高),所以应该合理施用,避免产生新的污染。

5 结论 (Conclusions)

1) 堆肥的增加显著增加了非根际土和根际土中交换态(含水溶态) Cu 的含量;随着堆肥用量增加,非根际土有机结合态 Cu 含量显著升高,根际土有机结合态 Cu 先显著升高后降低;非根际土无机结合态 Cu 含量先降低后升高,根际土为先升高后基本不变;残渣态 Cu 含量随堆肥量的增加非根际土和根际土都先显著增加后基本不变。

2) 堆肥量的增加改变了各形态 Cd 的含量。非根际土中,交换态(含水溶态) Cd 含量显著降低,有机结合态 Cd 含量显著升高,残渣态 Cd 含量显著增加;根际土中,水溶态和交换态 Cd 含量先降低后升高,有机结合态 Cd 含量显著上升,无机结合态和残渣态先上升后下降。

3) 由于堆肥和茼蒿的共同作用,非根际土和根

际土各种形态 Cu、Cd 含量之间存在差异.

责任作者简介: 胡红青 (1966—), 男, 教授, 博士生导师, 教育部新世纪优秀人才支持计划入选者. 主要研究领域为土壤环境化学, E-mail: hqh@mail.hzau.edu.cn

参考文献 (References):

- Alva A K, Huang B, Paramasivan S. 2000. Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity [J]. *Soil Sci Soc Am J* 64: 955—962
- 鲍士旦. 2000 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 30—107
- Bao S D. 2000 *Soil Agro-chemistry Analysis* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 30—107 (in Chinese)
- Bolan N, Adriano D, Mani S, *et al*. 2003a Adsorption, complexation, and phytoavailability of Cu as influenced by organic manure [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 450—456
- Bolan N S, Adriano D C, Duraisamy P, *et al*. 2003b Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. III. Effect of biosolid compost addition [J]. *Plant and Soil* 256: 231—241
- 常学秀, 段昌群, 王焕校. 2000 根分泌作用与植物对金属毒害的抗性 [J]. *应用生态学报*, 11(2): 315—320
- Chang X X, Duan C Q, Wang H X. 2000. Root excretion and plant resistance to metal toxicity [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology* 11(2): 315—320 (in Chinese)
- Clemente R, Walker D J, Roig A, *et al*. 2003 Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcollar (Spain) [J]. *Biodegradation*, 14: 199—205
- Drozdz J, Jan rozand E, Lincznar M. 1999. Influence of compost from municipal wastes (MSWC) on the contents of some heavy metals in soil and plant [C]. Vienna: Proc 5th Int Conf Biogeochem Trace Elements, 720—721
- 高怀友, 赵玉杰, 师荣光, 等. 2005. 非连续时空统计条件下土壤中 Cd 有效态含量与全量的相关性分析 [J]. *农业环境科学学报*, 24(增刊): 165—168
- Gao H Y, Zhao Y J, Shi R G, *et al*. 2005. Relationship between available Cd and total Cd concentration in soil under non-continuous spatio-temporal statistic condition [J]. *Journal of Agro-Environment Science (Suppl)*, 24: 165—168 (in Chinese)
- 高明, 车福才, 魏朝富, 等. 2000 长期施有机肥对紫色水稻土铁锰铜锌形态的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 6(1): 11—17
- Gao M, Che F C, Wei C F, *et al*. 2000. Effect of long-term application of manures on forms of Fe, Mn, Cu and Zn in purple paddy soil [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* 6(1): 11—17 (in Chinese)
- Gibbs P A, Chambers B J, Chaudri A M, *et al*. 2006a Initial results from a long-term, multi-site field study of the effects on soil fertility and microbial activity of heavy metal-containing sludge cakes [J]. *Soil Use Manage* 22: 11—21
- Gibbs P A, Chambers B J, Chaudri A M, *et al*. 2006b Initial results from long-term field studies at three sites of the effects on soil fertility and microbial activity of heavy metal amended liquid sludges [J]. *Soil Use Manage* 22: 180—187
- Huang Q Y, Chen W L, Guo X J. 2004. Chemical fractionation of copper, zinc and cadmium in two Chinese soils as influenced by rhizobia [J]. *Commun Soil Sci Plan Anal* 35 (7-8): 947—960
- 李法云, 臧树良, 罗义. 2003 污染土壤生物修复技术研究 [J]. *生态学杂志*, 22(1): 35—39
- Li F Y, Zang S L, Luo Y. 2003. Bioremediation of contaminated soils: A review [J]. *Chinese Journal of Ecology* 22(1): 35—39 (in Chinese)
- 李法云, 曲向荣, 吴龙华. 2005 污染土壤生物修复理论基础与技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 55
- Li F Y, Qu X R, Wu L H. 2005 *Bioremediation Basic Theory and Technology in Contaminated Soil* [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 55
- Liu L, Chen H, Cai P, *et al*. 2009. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost [J]. *Journal of Hazard Mater* 163(2-3): 563—567
- O'Dell R, Sik W, Green P, *et al*. 2007. Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus arinatus* (Hook and Arn) [J]. *Environ Poll* 148(1): 115—124
- Pare T, Dinel H, Schnizer M. 1999. Extractability of trace metals during co-composting of biosolids and municipal solid wastes [J]. *Biol Fertil Soils* 29: 31—37
- 任顺荣, 邵玉翠, 高宝岩, 等. 2005 长期定位施肥对土壤重金属含量的影响 [J]. *水土保持学报*, 19(4): 96—99
- Ren S R, Shao Y C, Gao B Y, *et al*. 2005. Effects of long-term located fertilization on heavy-metal content of soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 19(4): 96—99 (in Chinese)
- Sposito G, Lund L J, Chang A C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases [J]. *Soil Sci Soc Am J* 46: 260—264
- 韦朝阳, 陈同斌. 2001. 重金属超富集植物及植物修复技术进展 [J]. *生态学报*, 21(7): 1197—1203
- Wei C Y, Chen T B. 2001. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: A review of studies in China and abroad [J]. *Acta Ecologica Sinica* 21(7): 1197—1203 (in Chinese)
- Wu J, Laird D A, Thompson M L. 1999. Sorption and desorption of copper on soil clay components [J]. *J Environ Qual* 28: 334—338
- 曾光明, 黄国和, 袁兴中, 等. 2006. 堆肥环境生物与控制 [M]. 北京: 科学出版社, 384—401
- Zeng G M, Huang G H, Yuan X Z, *et al*. 2006. *Environmental Biology and Control of Compost* [M]. Beijing: Science Press, 384—401 (in Chinese)
- 章明奎, 方利平, 周翠. 2006 污染土壤重金属的生物有效性和移动性评价: 四种方法比较 [J]. *应用生态学报*, 17(8): 1501—1504
- Zhang M K, Fang L P, Zhou C. 2006. Evaluation of heavy metals bioavailability and mobility in polluted soils: A comparison of four methods [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17(8): 1501—1504 (in Chinese)
- Zheljaskov D, Waman P R. 2004. Application of high-Cu compost to dill and peppermint [J]. *J Agric Food Chem*, 52: 2615—2622