

汪海燕,王 辉. 不同施肥处理对番茄根际土壤铜形态变化及生物有效性的影响[J]. 江苏农业科学,2014,42(5):245-249.

不同施肥处理对番茄根际土壤铜形态变化及生物有效性的影响

汪海燕^{1,2}, 王 辉^{1,2}

(1. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 2. 中国科学院南京土壤研究所环境与污染修复重点实验室, 江苏南京 210008)

摘要:采用根袋法,通过番茄盆栽试验,研究了有机肥、无机肥单施与配施对番茄根际土壤铜形态变化及有效性的影响。结果表明,Cu 在土壤中由土体向根际迁移,在根际土壤中 Cu 主要以残渣态存在,而在非根际土壤中主要以可迁移的形态存在。与不施肥对照相比,施入有机肥使土壤 pH 值升高,施入化肥使 pH 值降低。有机肥、无机肥单施与配施几乎均能增加土壤的电导率和有机质含量。根际有效态 Cu 含量与 pH 值呈显著负相关,与电导率呈显著正相关,而与有机质含量关系不明显。有机肥、无机肥均能提高番茄地上生物量及根际 Cu 的有效性,其中有机肥、无机肥配施效果最好,并且番茄地下部 Cu 含量随根际土壤中有效态 Cu 含量增加而有上升的趋势。因此,在有机肥、无机肥配施向下向根际迁移的 Cu 量小于番茄收获带走的 Cu 量,从而根际总 Cu 含量减少。

关键词:有机肥;无机肥;番茄;根际;铜;形态;生物有效性

中图分类号: X53;S641.206 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2014)05-0245-05

铜是植物正常生物活动所必需的微量矿质元素,同时也是可以引起环境污染的重金属元素之一^[1],过量的铜会引起植物的毒害,甚至是死亡。Cao 等发现水稻受铜胁迫时根系发黑,分蘖减少,产量大幅度下降^[2]。土壤中铜的生物有效性受诸多因素的影响,如土壤 pH 值、氧化还原电位、铜含量、有机质含量和植物根系等^[3]。由于根系存在,根际土壤的理化性质和生物学性质明显不同于非根际土壤,这些差异可能导致 Cu 在土壤-植物系统中的形态发生变化,进而影响其迁移能力和被植物吸收能力。在研究根际 pH 值对作物铜的有效性的影响时发现,在 pH 值较低时有效铜含量随 pH 值的升高而急剧降低^[4]。pH 值是影响重金属形态的最重要因素,可以直接或间接地影响重金属在土壤中的固定和活化。众所周知,畜禽粪等有机肥不仅为植物的生长提供了丰富的营养元素,同时还增加了土壤有机质的含量。许多研究表明,土壤有机质的加入会显著降低重金属元素的有效性^[5-6];也有研究表明土壤有机质能活化重金属,增强植物对重金属元素的吸收^[7]。之所以会得出这 2 个相矛盾的结论,是因为可溶性有机物能和重金属形成络合物,增加重金属的移动性和生物有效性,但大分子固相有机物能吸附重金属,限制了其移动性^[8]。无机化肥对土壤 Cu 的形态和有效性也会产生较大的影响,Naidu 等研究表明,施入磷肥后,土壤颗粒表面吸附的 H_2PO_4^- 增加使得颗粒表面阴离子电性增加从而对 Cu 的吸附

增大,降低了其对植物的毒害作用^[9]。此外,无机氮肥的施入一般会增加土壤 Cu 的活性,这是因为氮肥中的阳离子与吸附在土壤颗粒上的 Cu 发生交换以及施用氮肥后土壤 pH 值会缓慢降低从而增加了 Cu 的溶解性^[10]。

目前,虽然国内外有关畜禽粪等有机肥及化肥的施用对土壤和作物中重金属的积累的研究有不少报道,但多数报道主要研究土壤中重金属的总量和作物吸收之间的关系,对有机肥、无机肥施入土壤后重金属在土体-根际-植物系统中的形态分布的研究鲜见报道。本研究采用番茄盆栽试验,通过对施入含铜鸡粪有机肥和化肥的土壤中 Cu 的形态分布及番茄对其吸收的研究,阐明不同施肥对 Cu 在土壤-植物系统中的迁移转化的影响机制,为畜禽粪等有机肥和化肥的合理施用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料

试验采用的番茄品种为合作 903。试验用土采自江苏省苏州市相城区新埂村湖相沉积物发育的表层菜园土(0~20 cm)。试验用有机肥为鸡粪有机肥。供试材料采集后自然风干,研磨过 2 mm 筛备用。供试土壤和有机肥的理化性质见表 1。

试验设置 7 个处理,方案如表 2。其中 CK 为空白,C1 无机 N、P、K 与有机肥 M1 中 N、P、K 含量相等,C2 无机 N、P、K 与 M2 中 N、P、K 含量相等。根据土壤和有机肥中 Cu 的本底值以及各处理有机肥的比例向有机肥中添加相应浓度的 CuSO_4 溶液,空白和单化肥处理将其加入土壤中,使各处理最终总 Cu 浓度达 100 mg/kg。培养 2 周后,用塑料盆(22 cm × 17 cm)每盆装土 1.5 kg,按照表 2 进行混合,其中 300 g 土肥混合物装入事先用 300 目尼龙网缝制的根袋(7 cm × 13 cm)内,将根袋埋入塑料盆中央,保持根袋内外土面相平,每个根袋内移栽长势相同的番茄幼苗 1 株,每个处理 4 次重复,随机

收稿日期:2013-09-17

基金项目:国家自然科学基金(41371319);国家公益性行业科研专项(编号:2013467036,200903011)。

作者简介:汪海燕(1989—),女,江西上饶人,硕士研究生,主要从事污染环境风险评估与修复方面的研究。E-mail:18652932705@163.com。

通信作者:王 辉,博士,硕士生导师,主要从事污染环境风险评估与修复方面的研究。E-mail:hwang@issas.ac.cn。

表 1 供试土壤和鸡粪有机肥的理化性质

样品	pH 值	有机质 (g/kg)	全 N (g/kg)	全 P (g/kg)	全 K (g/kg)	Cu 含量 (mg/kg)				
						总量	酸提取态	氧化物结合态	有机物结合态	残渣态
土壤	5.60	28.60	2.54	1.05	13.05	71.98	2.29	23.29	10.34	36.06
有机肥	8.85	219.7	16.56	18.12	18.20	93.41	6.06	17.31	35.21	34.83

注:水土比为 5 : 1。

排列。所有盆栽试验在中国科学院南京土壤研究所温室中进行,生长期间各处理均保持相同的温度和光照,并加去离子水保持其含水量为田间持水量的 70%。

表 2 有机肥与化肥配施试验方案

处理	施肥量 (kg/hm ²)			
	鸡粪有机肥 M	N	P	K
CK	0	0	0	0
C1	0	124.14	135.90	136.50
M1	7 500	0	0	0
C1 + M1	7 500	124.14	135.90	136.50
C2	0	248.28	271.80	273.00
M2	15 000	0	0	0
M3	30 000	0	0	0

1.2 采样与分析

在番茄生长的苗期、开花期、成熟期分别采集根袋内外的土壤,风干,研磨,分别过 1、0.149 mm 筛待测;植物样在成熟期分地上、地下分别收获,量株高,在 80 ℃ 下烘干至恒重,用不锈钢粉碎机粉碎,过 60 目筛待测。

土壤样品中 Cu 的形态分析采用改进的 BCR 三步连续提取法^[11],总 Cu 含量参照 GB/T 17138—1997《土壤质量 铜、锌的测定 火焰原子吸收分光光度法》原子吸收分光光度法测定,残渣态为全量减去 BCR 提取的 3 种形态之和。Cu 有效态(植物可以吸收利用的形态)的分析采用 0.1 mol/L 盐酸浸提法^[12],植物样中的 Cu 含量分析采用 HNO₃ - H₂O₂ 高压

消解法,浸提液和消解液用原子吸收分光光度法测定。pH 值用 pH 计测定(水土比为 5 : 1);土壤有机质含量用重铬酸钾水合热法测定;电导率用电导仪测定^[12]。

测得结果用 Excel 2010 和 SPSS 17.0 进行数据分析。不同处理土壤间样品分析数据的显著性差异采用 LSD 法进行多重比较检验。

2 结果与分析

2.1 不同处理对根际与非根际土壤 Cu 形态变化的影响

各处理土壤中 Cu 的形态分布在不同时期差异较大。从图 1 可以看出,在苗期各处理根际土壤 Cu 主要以氧化物结合态存在,在非根际土壤中主要以残渣态存在。与 CK 相比,几乎所有处理的根际活性态(酸提取态、氧化物结合态、有机物结合态)Cu 所占百分比均增加,说明有机肥、无机肥对根际土壤 Cu 有活化作用。在开花期,无论是根际还是非根际土壤中残渣态 Cu 所占百分比均最大,活性态 Cu 的百分数均较苗期时小,这有可能是因为在开花期时番茄植株生长较旺盛,所吸收的 Cu 量比土壤中由非活性态转化的活性态 Cu 量高。在成熟期,根际土壤 Cu 仍然以残渣态为主要形态,而非根际土壤中主要以氧化物结合态存在,其次是酸提取态,残渣态 Cu 含量相对较少,仅占 9.13% ~ 27.31%。因此,在苗期时活性态 Cu 有可能由非根际土壤向根际土壤迁移,而在根际土壤中以残渣态沉积下来,之后非根际土壤中残渣态 Cu 向 3 种活性态 Cu 转化,又增加了其移动性,使根际活性态 Cu 含量

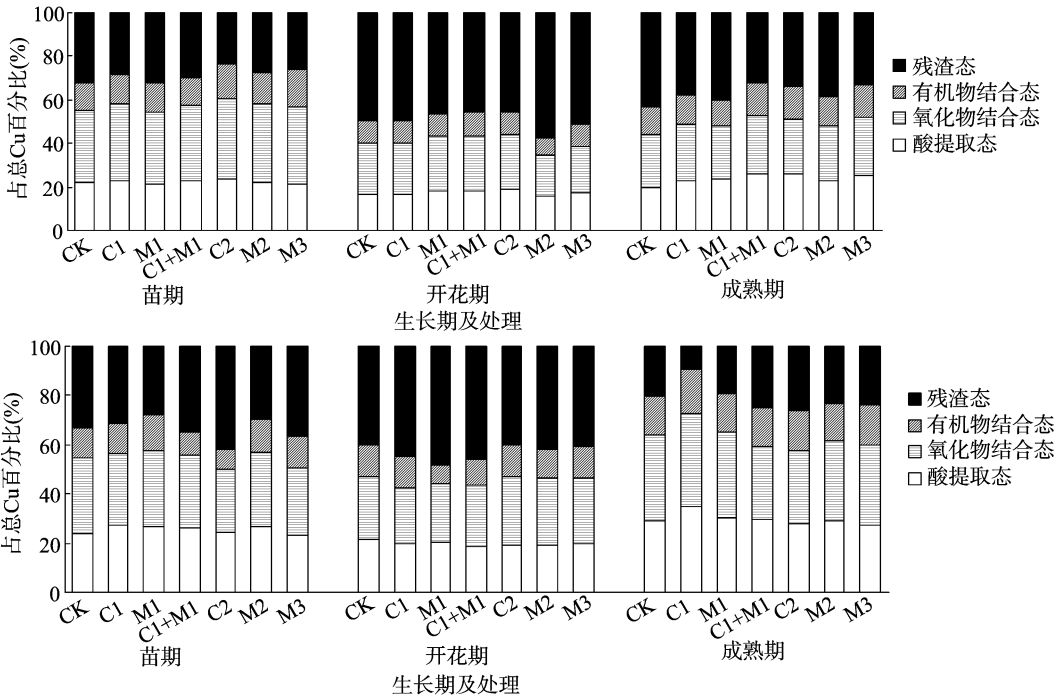


图 1 不同时期根际(上)与非根际(下)土壤 Cu 各形态占总 Cu 含量的百分比

相应增加,但残渣态 Cu 含量始终最高。Cacador 等也发现,由于根系的存在,Cu 在不同的地球化学相中的含量明显不同,在非根际沉积物中主要以可迁移的化学形态存在,而在根际土壤中主要以残渣态存在^[13]。

不同施肥处理对 Cu 的形态也有较大的影响。与 CK 相比,成熟期各施肥处理均提高了根际酸提取态 Cu 和氧化物结合态 Cu 的百分比,降低了残渣态 Cu 的百分比,有机结合态 Cu 所占百分比变化较小,其中 C1 + M1 处理的根际土壤中 3 种活性态之和占总量的百分比增加最显著。说明有机肥、无机肥配施能促进根际残渣态 Cu 向活性较高的酸提取态和氧化物结合态 Cu 转化,从而提高了 Cu 的生物有效性。而在非根际土壤中,除 C1 和 M1 处理转化规律与根际土中一致外,其他处理均表现为氧化物结合态向残渣态转化。

由表 3 可以看出,番茄收获后,除处理 C1 + M1 和 C2 外,其他处理根际土壤中总 Cu 含量均超过试验设定的总 Cu 浓度(100 mg/kg),而非根际土壤中总 Cu 含量均低于该设定值。这进一步验证了上述 Cu 由非根际向根际迁移的推断,并且由于 C1 + M1 和 C2 处理的植株长势较好,向根际迁移的 Cu 量小于植株吸收的 Cu。与 CK 相比,处理 C1 + M1 和 C2 根际土中酸提取态 Cu 含量显著增加,分别增加了 13.4% 和 12.5%;非根际土中 C1 + M1 处理的酸提取态 Cu 含量显著增加,比 CK 增加了 14.0%。其他各处理酸提取态 Cu 含量也较 CK 有所增加(M3 处理非根际土除外),但增加不显著。各处理的根际与非根际土的酸提取态 Cu 含量之间无明显差异。无论是根际还是非根际土中,氧化物结合态 Cu 含量在 C2 处理下达到最低值,分别为 24.50、26.35 mg/kg,并且除 M2 处理的根际土和 M1 处理的非根际土外,其他土中的氧化物结合态 Cu 含量均比 CK 中氧化物结合态 Cu 含量低。过去大多数研究者如 Hsu 等认为有机物结合态 Cu 在土壤总 Cu 含量中所占比例较大^[14];王慧萍等在研究德兴铜矿尾砂库周边农田土壤中重金属的形态分布特征时也发现有机物结合态 Cu 含量最高^[15]。但在本研究中结果相反,根际与非根际土中有有机物结合态 Cu 含量均最低,分别占总 Cu 含量的 11.9% ~ 15.6% 和 15.2% ~ 17.9%。这可能与土壤本身含有机质较低的性质有关。除 M1 处理的根际有机物结合态 Cu 含量比 CK 处理低外,其他有机肥处理组均比 CK 处理含量高,且随着有机肥用量增加,有机结合态 Cu 含量增高,主要是因为有机肥中含有大量的腐殖酸类化合物,这些化合物中的各种官能团如—OH 和—COOH 等可为 Cu 离子结合提供很多配位点,与 Cu 离子形成稳定的络合物^[16]。有机物结合态 Cu 含量在各处理间几乎呈现根际 > 非根际的规律,这可能与植物根系分泌的有机物有关,在重金属胁迫下,某些植物可以通过自身调节其根系分泌物,改变根际环境中的理化及生物学性质,从而影响重金属的活性^[17]。各施肥处理与 CK 相比,根际残渣态 Cu 含量均显著降低,具有随施肥量增加而下降的规律,且单施化肥比单施有机肥处理含量下降幅度要大。由于施用化肥后,根际 pH 值降低增加了 Cu 在土壤溶液中的溶解,使 Cu 由较稳定的形态向可迁移的形态转化。

2.2 番茄收获后土壤理化性质及其与 Cu 的有效性的关系

表 4 列出了番茄收获后土壤的一些基本理化性质。有机肥处理组根际的 pH 值范围在 5.34 ~ 5.86 之间,非根际 pH

表 3 番茄收获后根际与非根际土壤中各形态 Cu 的含量

处理	部位	Cu 含量 (mg/kg)					
		酸提取态	氧化物结合态	有机物结合态	残渣态	有效态	总量
CK	根际	23.13	27.97	14.14	50.04	34.08	118.29
	非根际	23.33	28.00	12.67	16.43	34.69	80.42
C1	根际	25.20	27.56	13.61	39.51	38.06	105.88
	非根际	25.10	27.63	12.95	6.60	34.35	72.27
M1	根际	24.51	26.81	13.10	46.00	38.92	110.42
	非根际	25.01	28.52	12.73	15.73	35.22	81.98
C1 + M1	根际	26.23	26.52	14.54	23.32	40.48	90.60
	非根际	26.59	27.12	14.07	21.64	39.29	89.42
C2	根际	26.03	24.50	14.15	35.02	40.32	99.70
	非根际	25.07	26.35	14.34	24.71	32.78	90.47
M2	根际	24.97	28.15	14.61	42.94	35.53	110.67
	非根际	23.98	27.10	12.65	19.51	35.18	83.25
M3	根际	25.19	27.15	15.17	33.04	34.08	100.55
	非根际	22.62	27.27	13.53	20.01	31.92	83.43

值在 5.36 ~ 5.92 之间,均比 CK 处理显著升高,且随有机肥用量增加而升高,这主要是因为有机肥的 pH 值比原土的 pH 值高。另外有机肥的施入增加了土壤有机质含量,有报道指出,一些碱性有机质也会增加土壤的 pH 值^[18-19]。化肥处理组与 CK 相比,pH 值显著降低。有研究表明,在 Cu 污染的土壤上施用氮肥显著降低了土壤的 pH 值^[20]。从表 3 中可以看出,各处理均具有根际 pH 值小于非根际 pH 值的规律。由此可推断,根系分泌的某些有机物(如糖类、小分子有机酸和氨基酸等)降低了根际的 pH 值^[21]。这也解释了为什么根际有机质含量总体比非根际有机质含量高。但根际有机质含量在各处理间差异不显著,非根际土壤中除 M3 处理有机质含量显著高于 CK、C1、M1 和 C1 + M1 处理外,其他处理间差异不显著。电导率同样遵循根际大于非根际,且无论是在根际还是非根际,各施肥处理均比 CK 处理电导率大,主要是因为化肥溶解过程中盐基离子增加,有机肥在腐解过程中产生了大量的可溶性盐离子,如 Mg²⁺、Ca²⁺、Cl⁻ 和 HCO₃⁻ 等^[22]。

为了进一步探求影响 Cu 有效性的因素,对有效态 Cu 与上述土壤的基本理化性质之间的关系进行逐步回归分析。结果显示,在根际环境中有效态 Cu 与土壤 pH 值呈显著负相关,与电导率呈显著正相关,其回归方程为 $y = 47.52 + 11.81x_1 - 4.95x_2$ ($R = 0.948, P < 0.05$),其中 x_1 代表电导率, x_2 代表 pH 值;在非根际土壤中有有效态 Cu 与土壤有机质呈显著负相关,其回归方程为 $y = 60.56 - 0.82x_3$ ($r = -0.796, P < 0.05$), x_3 代表有机质含量。由此可见,在根际环境中 pH 值和电导率是影响 Cu 有效性的主要因素,而在非根际环境中 Cu 的有效性主要受有机质的影响,可能是因为非根际土壤中,有机质大部分以大分子的有机颗粒存在,与 Cu 有较高的亲和力,形成稳定的络合物,同时因为有机质与土壤黏粒组成的有机无机复合体,增加了土壤表面积,从而增强了土壤对 Cu 的吸附作用,降低了 Cu 的生物有效性。

2.3 不同施肥处理对番茄生物量的影响

对番茄地上和地下部分进行单因素方差分析,不同施肥处理对番茄地上部分生物量有显著影响($P < 0.05$),而对番茄根系生长的影响不显著。从表 5 可以看出,与 CK 相比各

表 4 番茄收获后土壤的 pH 值、有机质含量和电导率

处理	根际			非根际		
	pH 值	有机质含量 (g/kg)	电导率 (dS/m)	pH 值	有机质含量 (g/kg)	电导率 (dS/m)
CK	5.29 ± 0.53a	33.06 ± 3.35a	1.17 ± 0.11a	5.30 ± 0.11ab	30.50 ± 1.31a	0.59 ± 0.09a
C1	5.20 ± 0.03b	33.23 ± 0.81a	1.45 ± 0.22b	5.24 ± 0.07b	30.69 ± 1.64a	0.96 ± 0.21b
M1	5.34 ± 0.06a	34.16 ± 4.44a	1.41 ± 0.21ab	5.36 ± 0.08a	30.42 ± 1.26a	0.87 ± 0.18b
C1 + M1	5.25 ± 0.09ab	34.99 ± 6.92a	1.54 ± 0.16b	5.29 ± 0.05b	28.74 ± 3.74a	1.07 ± 0.14bc
C2	5.10 ± 0.03c	33.82 ± 0.62a	1.58 ± 0.13b	5.13 ± 0.05c	31.99 ± 0.91ab	1.25 ± 0.21c
M2	5.57 ± 0.10d	35.11 ± 1.97a	1.28 ± 0.15ab	5.57 ± 0.07d	32.62 ± 1.25ab	1.26 ± 0.30c
M3	5.86 ± 0.18e	35.42 ± 1.35a	1.37 ± 0.13ab	5.92 ± 0.04e	35.91 ± 1.61b	0.92 ± 0.19b

注:同列中不同字母表示差异显著($P < 0.05$)。表 4 同。

施肥处理均提高了番茄地上生物量,其中 C1 + M1 和 M3 处理能显著提高番茄产量,分别达 0.01 和 0.05 的显著水平,比 CK 分别增加了 25.6%、22.6%。无论是单施有机肥还是单施化肥,番茄地上生物量均随施肥量的增加而增加。单化肥处理组比单有机肥处理组番茄地上生物量要大,但是相差不大。这主要是因为相同养分含量的有机肥中有效养分含量比化肥中有效养分含量低,且有机肥中养分被植物吸收过程缓慢。由于有机肥、无机肥配施有利于稻田土壤活性有机碳的积累,使土壤变疏松,透气性和保水保肥能力增强^[23],因此有机肥、无机肥配施比单施无机肥和单施有机肥更能促进植物生长。然而,各施肥处理对根系生长无明显影响可能是因为受根袋的限制。

表 5 不同施肥处理下的番茄生物量统计

处理	株高 (cm)	地上干重 (g/盆)	地下干重 (g/盆)
CK	40.18 ± 0.63a	5.36 ± 0.48a	1.29 ± 0.06a
C1	45.07 ± 5.07ab	5.83 ± 0.39ab	1.51 ± 0.23a
M1	41.64 ± 0.29ab	5.53 ± 0.94a	1.31 ± 0.21a
C1 + M1	46.83 ± 1.39b	6.73 ± 0.35bc	1.57 ± 0.24a
C2	44.99 ± 3.19ab	5.90 ± 0.90abc	1.35 ± 0.05a
M2	40.82 ± 7.82a	5.67 ± 0.37ad	1.34 ± 0.31a
M3	45.58 ± 0.87ab	6.57 ± 0.71bcd	1.53 ± 0.20a

番茄株高在不同施肥处理间也表现出显著差异,由 CK 的 40.18 cm 增加到 C1 + M1 的 46.83 cm。通过相关分析可以发现,番茄株高与根际土壤总 Cu 含量呈显著负相关($r = -0.811, P < 0.05$)。这说明随着番茄的生长,植株吸收带走的 Cu 增加,从而导致土壤中的 Cu 含量减少。

2.4 不同施肥处理下番茄植株中 Cu 的含量

不同施肥处理对番茄地上和地下 Cu 含量有显著影响,地下部 Cu 含量均高于地上部(图 2),这与以往的研究结果相一致^[24]。从图 2 可以看出,番茄地下部分 Cu 含量除 M3 处理的比 CK 处理低外,其他处理均较 CK 高,且在有机肥、无机肥配施下,达到最大值 61.14 mg/kg。从单施化肥处理看,番茄地下 Cu 含量有随化肥用量增加而升高的趋势。而单施有机肥组随施肥量的增加地下 Cu 含量降低。由此可见,化肥的施用促进了番茄根系对 Cu 的吸收,且与有机肥配施效果最明显,而有机肥在较低施用量下对番茄根系吸收 Cu 有促进作用,在较高施用量下则抑制了其对 Cu 的吸收。尽管除 M3 外,施肥处理比不施肥处理地下部 Cu 含量要高,但各施肥处理地上部 Cu 含量几乎都不比不施肥处理 CK 的要低。与 CK 相比,除 M2 处理没有显著差异,其他处理均显著降低了

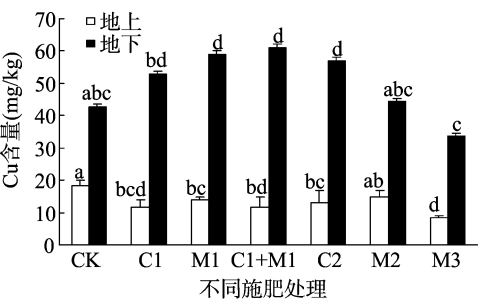


图 2 番茄地上、地下部 Cu 含量

番茄地上 Cu 含量,其中 M3 的地上 Cu 含量最低,为 8.43 mg/kg,比 CK 降低了 53.8%。说明番茄根部对 Cu 有固定作用,使较少的 Cu 向地上转移。同时,由于施肥提高了番茄地上生物量,在一定程度上稀释了其 Cu 含量。

2.5 番茄植株 Cu 含量与番茄收获后土壤中 Cu 含量的关系

从图 3 可以看出,番茄地下部 Cu 含量随根际有效态 Cu 含量的增加而增加,而地上部 Cu 含量随根际总 Cu 含量增加而增加。地上部、地下部 Cu 含量与非根际土壤中 Cu 含量关系不大,这里不予讨论。通过数学模型进行模拟发现,地下部 Cu 含量与根际有效态 Cu 含量、地上部 Cu 含量与根际总 Cu 含量均具有较好的线性关系,相关性分别达极显著($P < 0.01$)与显著($P < 0.05$)水平。根际总 Cu 可以有效地表征番茄地上部吸收 Cu 的含量,但土壤中有有效态 Cu 的增加会提高番茄体内 Cu 积累的风险^[25]。Meyer 认为,仅以土壤中重金属总量并不能很好地预测和评估重金属的生物有效性及其环境效应^[26]。Hap 等的研究结果表明,生长在 46 块不同污染程度的土壤中的植物体内的重金属含量与土壤中金属全量之间相关性不显著^[27]。因此,有效态含量比全量能更好地反映重金属对植物的有效性。

3 结论

铜在土壤中由土体向根际迁移,在根际环境中其分布规律为残渣态 > 氧化物结合态 > 酸提取态 > 有机物结合态;在非根际环境中分布规律为氧化物结合态 > 酸提取态 > 残渣态 > 有机物结合态。有机肥、无机肥均能促进根际残渣态 Cu 向活性较强的酸提取态 Cu 转化,提高了 Cu 的有效性,其中有机肥、无机肥配施效果最好。因此,有机肥、无机肥配施下番茄地下部 Cu 含量最高。由于有机肥、无机肥配施,番茄长势旺盛,生物量大,植株收获带走的 Cu 较多,根际土壤总 Cu 含量有所降低。番茄根部对 Cu 的固定作用使较少的 Cu 向

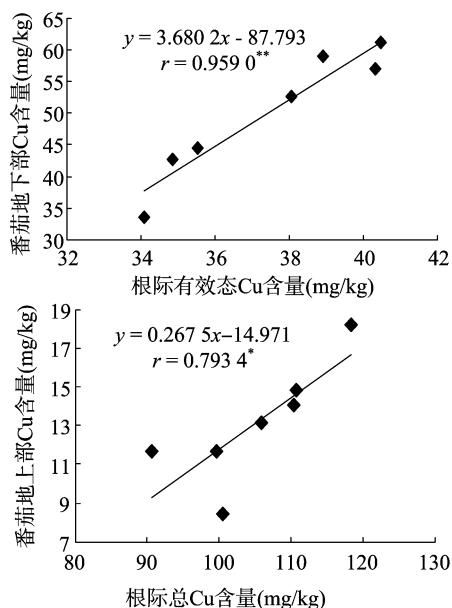


图3 番茄植株Cu含量与根际土壤有效态Cu及总Cu含量的关系

茎叶迁移,从而地上部 Cu 含量显著低于地下部 Cu 含量。有机肥与无机肥的施入都会引起土壤 pH 值、电导率的显著变化,对有机质的影响较小。有机肥的施入使土壤 pH 值升高,化肥则降低了土壤的 pH 值。2 种施肥方式均能提高土壤的电导率。然而,由于根系的存在,根际土壤的理化性质与非根际土壤的理化性质差异较大。根际 pH 值更低,电导率更大,有机质含量更高。

有效态 Cu 含量受土壤理化性质的影响较大,在根际土壤中,有效态 Cu 与 pH 值负相关,与电导率正相关,而与有机质关系不显著。非根际土壤中有效态 Cu 与有机质呈正相关关系。有效态 Cu 比全量 Cu 能更好地反映 Cu 对植物的有效性,番茄根部铜含量随着根际土壤中有效态铜含量的升高而增加的趋势十分明显。

参考文献:

- [1] 彭刚华. 土壤铜污染对水稻生长及产量的影响研究[J]. 福建环境, 2000(6): 31.
- [2] Cao Z H, Hu Z Y. Copper contamination in paddy soils irrigated with wastewater[J]. Chemosphere, 2000, 41(1/2): 3-6.
- [3] 王 果, 陈建斌, 高 山, 等. 稻草和紫云英对土壤外源铜的形态及生态效应的影响[J]. 生态学报, 1999, 19(4): 551-556.
- [4] Chaignon V, Quesnoit M, Hinsinger P. Copper availability and bioavailability are controlled by rhizosphere pH in rape grown in an acidic Cu - contaminated soil [J]. Environment Pollution, 2009, 157(12): 3363-3369.
- [5] 华 路. 浅色草甸土对镉的吸附动力学[J]. 农业工程学报, 1992(8): 41-45.
- [6] Brown G E Jr, Foster A L, Ostergren J D. Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: a molecular - scale perspective[J]. Proc Natl Acad Sci USA, 1999, 96(7): 3388-3395.
- [7] 刘 景, 吕家珑, 徐明岗, 等. 长期不同施肥对红壤 Cu 和 Cd 含量及活化率的影响[J]. 生态环境学报, 2009, 18(3): 914-919.
- [8] Voegelin A, Barmettler K, Kretzschmar R. Heavy metal release from

- contaminated soils; comparison of column leaching and batch extraction results [J]. Journal of Environmental Quality, 2003, 32(3): 865-875.
- [9] Naidu R, Bolan N S, Kookana R S, et al. Ionic - strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils[J]. European Journal of Soil Science, 1994, 45(4): 419-429.
- [10] 曾清如, 周细红, 毛小云. 不同氮肥对铅锌矿尾矿污染土壤中重金属的溶出及水稻苗吸收的影响[J]. 土壤肥料, 1997(3): 7-11.
- [11] Rauret G, López - Sánchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, 1(1): 57-61.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000: 109-110.
- [13] Cacador L, Vale C, Catarino F. Accumulation of Zn, Pb, Cu, Cr and Ni in sediments between roots of the Tagus Estuary salt marshes, Portugal [J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 1996, 42(3): 393-403.
- [14] Hsu J H, Lo S L. Characterization of copper, manganese and zinc in swine manure composts[J]. Journal of Environment Quality, 2000, 29(1): 447-453.
- [15] 王慧萍, 王志楼, 柳建设. 铜尾矿库重金属元素的形态分布及生物有效性[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(29): 16293-16295.
- [16] Guan T X, He H B, Zhang X D, et al. Cu fractions mobility and bioavailability in soil - wheat system after Cu - enriched livestock manure applications[J]. Chemosphere, 2011, 82(2): 215-222.
- [17] 杨仁斌, 曾清如, 周细红, 等. 植物根系分泌物对铅锌尾矿污染土壤中重金属的活化效应[J]. 农业环境保护, 2000, 19(3): 152-155.
- [18] Bradl H B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2004, 277(1): 1-18.
- [19] Diaz - Barrientos E, Madrid L, Maqueda C, et al. Copper and zinc retention by an organically amended soil [J]. Chemosphere, 2003, 50(7): 911-917.
- [20] 徐国明. 氮磷化肥对潮褐土铜铅活性及其植物效应的影响 [D]. 保定: 河北农业大学, 2007: 8-11.
- [21] 王建林, 刘芷宇. 重金属在根际中的化学行为: I. 土壤中铜吸附的根际效应[J]. 环境科学学报, 1991, 11(2): 178-185.
- [22] Wong J W C, Ma K K, Fang K M, et al. Utilization of a manure compost for organic farming in Hong Kong[J]. Bioresource Technology, 1999, 67(1): 43-46.
- [23] 彭 娜, 王升峰, 谢小立, 等. 长期有机无机肥配施对稻田土壤基本理化性状的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2009(2): 6-10.
- [24] Zhou D M, Hao X Z, Wang Y J, et al. Copper and Zn uptake by radish and pakchoi as affected by application of livestock and poultry manures[J]. Chemosphere, 2005, 59: 167-175.
- [25] 张 妍, 罗 维, 崔骁勇, 等. 施用鸡粪对土壤与小白菜中 Cu 和 Zn 累积的影响[J]. 生态学报, 2011, 31(12): 3460-3467.
- [26] Meyer J S. The utility of the terms "bioavailability" and "bioavailable fraction" for metals [J]. Marine Environmental Research, 2002, 53(4): 417-423.
- [27] Haq A U, Bates T E, Soon Y K. Comparison of extractants for plant - available zinc, cadmium, nickel, and copper in contaminated soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1980, 44(4): 772-777.