

不同土壤条件下镉对番茄根系的毒害效应及其毒害临界值研究

余淑娟, 高树芳, 屈应明, 陈炎辉, 王 果*

(福建农林大学资源与环境学院, 福州 350002)

摘 要:采用盆栽试验研究了在 8 种土壤上外源添加镉($0\sim 16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)对番茄根系的毒害效应以及影响镉对番茄根系毒害临界值的主要土壤性质。结果表明,随着土壤镉添加量的增加,不同土壤上镉对番茄根长和根鲜重的影响存在较大差异。不同土壤上番茄根长降低 20%时的毒害效应浓度(EC_{20} , $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ CaCl}_2$ 提取的土壤有效镉)介于 $0.26\sim 11.61\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,而不同土壤上番茄根系生物量的 EC_{20} 值介于 $0.01\sim 5.07\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间。土壤 pH 值是影响番茄根长 EC_{20} 的主要土壤性质,随着土壤 pH 值的升高,土壤镉的毒害效应降低, EC_{20} 值升高。土壤有机质含量是影响番茄根系生物量 EC_{20} 的主要土壤性质,土壤镉的毒害效应随土壤有机质含量的增加而减弱, EC_{20} 值随之升高。

关键词: 镉; 番茄根系; 土壤性质; 毒害临界值

中图分类号: X171.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2014)04-0640-07 doi:10.11654/jaes.2014.04.004

Toxicity and Its Threshold of Cadmium to Tomato Roots in Different Soils

YU Shu-juan, GAO Shu-fang, QU Ying-ming, CHEN Yan-hui, WANG Guo*

(College of Resources and Environment, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to study the toxic effects of different addition levels of Cd ($0\sim 16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) on tomato roots and the soil properties affecting Cd toxicity thresholds at which tomato root length or biomass reduced by 20% (expressed as EC_{20}) in 8 different soils. The effects of Cd on the length and biomass of tomato roots showed great differences among various soils. The thresholds for root length were between $0.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $11.61\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ of available soil Cd ($0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ CaCl}_2$ -extractable Cd) and from $0.01\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ to $5.07\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for root biomass. Soil pH was a key factor affecting the EC_{20} values for root length, which increased with soil pH. However, the EC_{20} for root biomass was primarily influenced by soil organic matter (SOM) contents, with EC_{20} increased with soil SOM.

Keywords: cadmium; tomato roots; soil properties; toxicity threshold

镉是生物毒性最强的元素之一,非人体和植物必需元素,且在环境中的化学活性强,移动性大,毒性持久,容易通过食物链的富集而危及人体健康。目前已有的关于镉胁迫对植物影响的报道,大多集中于镉对植物生理生化影响的研究,如研究发现镉毒害会抑制植物种子的萌发^[1]、植物生物量下降^[2-3]以及植物各种生理生化指标的改变^[3-7](如植物叶绿素含量、呼吸作

用、根系活力下降等),从而影响植物的正常生长。植物幼苗的根长、株高和干物重等性状在重金属胁迫下的改变常作为评价植物受害程度的重要指标^[6,8-9]。根系作为植物的主要吸收器官,可从土壤中吸收各种污染物质,导致植物的生长受阻甚至死亡^[10]。目前已有不少关于重金属对植物根系的毒害效应的研究^[11-13],但关于土壤镉对植物根系的毒害临界值的研究较少。番茄属于对镉毒害较敏感的作物^[14],ISO(International Standard Organization)也将其列为研究化学污染物对高等植物生长影响的测试植物之一^[15]。因此研究镉对番茄幼苗根系的毒害临界值具有一定代表性。

近年来,国内外已有不少关于土壤性质对重金属

收稿日期:2013-10-18

基金项目:国家自然科学基金项目(41071218)

作者简介:余淑娟(1987—),女,福建尤溪人,硕士研究生,主要研究方向为环境生态学。E-mail: yshuj4024yqs@gmail.com

* 通信作者:王 果 E-mail: zyyhjwg572003@gmail.com

毒害临界值影响的研究, Li 等^[16]的研究表明, 土壤 pH 值、有机碳含量和有效阳离子交换量可作为建立大麦根系铜毒性模型的主要参数; 李波等^[17]证实土壤 pH 值是影响西红柿铜毒性阈值最重要的因子; Warne 等^[18]发现 CEC 和土壤 pH 值(或 EC)是建立铜毒性模型的最好参数, 而 CEC 是建立锌 EC₅₀ 和 EC₂₀ 毒性模型的最好参数, 但锌的 EC₁₀ 毒性模型的最好参数则是土壤 pH 值和土壤有机碳。Mico 等^[19]发现阳离子交换量和交换性钙是预测钴 EC₅₀ 的关键土壤学因子。Rooney 等^[20]发现土壤 CEC 和交换性钙是预测镍对大麦和西红柿毒害临界值的重要指标, 而 Li 等^[21]则发现土壤 pH 值是影响大麦根系镍毒害临界值的重要土壤因子, CEC 对其影响并不大; 相似地, 张洪涛等^[22]也发现土壤 pH 值是土壤中镍对西红柿生长毒性的主控因子。综上可知, 在不同重金属、不同受试植物以及不同的测试终点下, 影响毒害临界值的主要土壤性质有所不同。在已有的研究中, 关于土壤性质对镉毒害临界值影响的报道甚少。鉴于镉是土壤中备受关注的重金属元素, 本文研究了在不同土壤条件下、不同浓度的外源镉对番茄幼苗根系的毒害效应、以及影响土壤镉对番茄根系毒害临界值的主要土壤性质, 以期为建立土壤重金属环境质量基准提供依据。

1 材料与方法

1.1 材料

供试蔬菜: 选用番茄(*Lycopersicon esculentum*)作为测试物, 品种为合作 903。

供试土壤: 供试的 8 种土壤分别采集于福州市郊、长乐市、连江县和尤溪县不同土壤的表层, 其中尤

溪洋中和连江丹阳的土壤均在田间试验地附近采集, 无法在地点上加以区分, 但土壤性状各不相同。供试土壤的基本理化性质见表 1。

供试试剂: CdCl₂·2.5H₂O(分析纯), 为国药集团化学试剂有限公司的产品。

1.2 试验方法

野外采回的土壤自然风干后剔除石块和植物根茎, 压碎后过 5 mm 的尼龙筛备用。每种土壤均设置 8 个镉添加水平, 分别为 0(CK 对照)、0.25、0.50、1.00、2.00、4.00、8.00、16.00 mg·kg⁻¹。每个处理重复 4 次。每盆(盆高 9 cm, 上口直径 10 cm, 下底直径 6.5 cm)装土 1 kg。每千克土壤施有机肥 1.5 g 作为底肥, 氯化镉配制成水溶液施入土中, 混匀, 并加水至田间持水量的 60%, 平衡 30 d 后种植第一季作物。供试土壤处理后共连续种植了四季蔬菜, 番茄是第二季。前季蔬菜收获后, 将土壤倒出翻松, 再添加有机肥 1.5 g(每千克土壤)作为底肥, 混匀, 放置至后季蔬菜种植。

盆栽按照 ISO 11269-2-2005 推荐的植物毒性测试方法进行^[15]。每盆播 10 粒饱满的番茄种子。出苗后间苗, 每盆留下 5 株。待对照出苗 50% 时算起 21 d 收获。收获时将整盆土倒出, 小心挑拣根系, 测定根长(根与芽节点处开始到最大根尖长度)、根鲜重(尽可能从土壤中收集所有根系, 用去离子水洗净后, 用滤纸将根系表面水分吸干, 即刻称鲜重), 植物样品经洗净处理后留作化学分析用, 同时采集土壤样品, 经处理后备用。

1.3 测定方法

土壤颗粒组成采用比重计法测定; 土壤 pH 值采用电位法测定, 水土比 2.5:1; 土壤阳离子交换量(CEC)采用 pH 值为 7.0 的 1 mol·L⁻¹ 乙酸铵法测定;

表 1 供试土壤的理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of soils

土壤编号	B	C	D	E	F	G	H	I
采集地点	尤溪洋中	尤溪洋中	连江丹阳	连江丹阳	连江丹阳	长乐江田	长乐鹤上	福州仓山
土壤类型	水稻土	水稻土	水稻土	水稻土	水稻土	风沙土	赤土	菜园土
pH	8.16	5.91	6.05	5.28	4.85	5.97	5.11	5.22
*pH	8.16	5.09	5.77	4.96	5.05	5.94	5.57	5.43
有机质/g·kg ⁻¹	11.84	19.32	13.34	15.89	10.26	4.10	12.20	44.40
*有机质/g·kg ⁻¹	13.35	21.20	12.74	19.42	12.78	5.46	16.28	38.52
CEC/cmole(+)·kg ⁻¹	9.73	5.61	11.25	15.55	14.67	3.20	17.85	16.94
黏粒(<0.002 mm, %)	9.90	19.30	13.90	1.30	12.20	7.60	48.00	36.00
游离氧化铁/g·kg ⁻¹	3.23	3.28	10.73	15.61	11.74	4.58	18.13	16.31
全镉/mg·kg ⁻¹	0.11	0.10	0.13	0.09	0.22	0.06	0.08	0.50
有效镉/mg·kg ⁻¹	0.014	0.021	0.029	0.044	0.056	0.006	0.023	0.089

注: 带有 * 的数据为番茄种植前土壤的测定数据, 其余均为原始供试土壤的测定数据。

土壤有机质含量采用 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 外加热法测定;土壤游离氧化铁采用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-碳酸氢钠浸提、原子吸收分光光度法测定^[23-24]。土壤全镉采用 $\text{HNO}_3\text{-HCl-HClO}_4\text{-HF}$ 消解,石墨炉原子吸收分光光度法测定^[25];土壤有效镉采用 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 浸提[液土比=5:1,振荡 1 h,转速为 $(210\pm 10)\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$],石墨炉原子吸收分光光度法测定^[26]。土壤全镉测定时采用国家标准土壤样品(GSS-6)控制测定质量,对国家标准土壤样品镉含量的测定结果均在其保证值范围内。

1.4 统计方法

本文的数据均采用 Excel 2003 和 SPSS 18.0 进行相关统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同土壤中有有效镉含量

番茄种植后不同浓度镉处理土壤中有有效镉的浓度见表 2。从表 2 可见,镉添加量相同的条件下,不同土壤中有有效镉浓度差异较大,如添加镉 $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,B 土有效镉最低,仅 $0.25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,F 土最高,达 $1.56\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,二者相差 6.2 倍。将同一镉添加浓度条件下各土壤的有效镉含量与土壤理化性状(表 1,其中土壤 pH 值、有机质数据采用番茄种植前对照土壤样的测定值)进行相关分析(表 3,未列出没有显著相关的结果)发现,无论是哪一种镉添加量,土壤有效镉与土壤 pH 值均存在显著($P<0.05$)负相关,而与其他土壤理化性状之间不存在显著相关,说明在供试土壤中,土壤 pH 值是影响土壤镉有效性的主要因素。

2.2 镉对番茄根长的影响

不同土壤上镉处理后番茄幼苗根长生长状况见图 1。从图 1 可知,不同土壤上镉对番茄根长的影响

表 3 不同土壤有效镉含量与土壤性质相关分析

Table 3 Correlations between soil available Cd and soil properties

土壤镉添加浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	土壤 pH 值	
	Pearson 相关性	显著性(双侧)
0.25	-0.873**	0.005
0.50	-0.917**	0.001
1.00	-0.826*	0.012
2.00	-0.881**	0.004
4.00	-0.847**	0.008
8.00	-0.875**	0.004
16.00	-0.847**	0.008

注:* 为 5%水平显著,** 为 1%水平显著。

不同。当镉添加量为 $0.25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,镉提高了 D 土上番茄的根长,其根长比对照增加了 4.69%;而其余土壤上的根长均受到不同程度抑制,其中镉对 H 土壤番茄根长的抑制最强,根长比对照降低了 24.19%。当镉添加量为 $1\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,镉对不同土壤上的番茄根长的抑制程度差异加大,其中对 G 土上番茄根长的抑制程度最大,根长比对照降低了 42.10%;对 C 土上番茄根长的抑制程度最低,仅降低 7.28%;对其余土壤上根长的抑制率介于 11.00%~27.17%之间。随着镉添加量的增加,C、D、E、F 和 I 土上番茄根长持续下降,而 B、G 和 H 土番茄根长的下降则渐趋平缓。以上结果表明,在同一镉添加量时,不同土壤上镉对番茄根长的影响程度差异明显,主要可归因于不同土壤中镉有效性的差异,但不同土壤理化性质的不同也可能对镉胁迫条件下番茄的根长产生间接影响,从而加重或减轻镉的毒害效应。

2.3 镉对番茄根生物量的影响

不同土壤上镉处理后番茄根系生物量见图 2。从图 2 可以看出,随着土壤镉添加量的增加,番茄根系

表 2 不同浓度镉处理后土壤中有有效镉的浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 2 Available Cd in soils after different Cd addition($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

土壤编号	土壤镉添加浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$						
	0.25	0.50	1.00	2.00	4.00	8.00	16.00
B	0.03±0.00a	0.06±0.02a	0.12±0.02ab	0.25±0.04b	0.44±0.02c	0.69±0.17d	1.58±0.17e
C	0.20±0.02a	0.39±0.02a	0.55±0.04a	1.07±0.06b	2.16±0.06c	4.37±0.22d	8.77±0.75e
D	0.20±0.01a	0.35±0.03a	0.60±0.03a	1.17±0.05b	1.91±0.37c	5.00±0.47d	8.84±0.53e
E	0.22±0.03a	0.39±0.05a	0.56±0.01ab	1.24±0.17b	2.12±0.26c	4.87±0.54d	8.50±1.09e
F	0.21±0.04a	0.36±0.04a	0.85±0.04ab	1.56±0.12b	3.34±0.12c	5.85±0.38d	13.12±1.83e
G	0.25±0.01a	0.42±0.03a	0.65±0.03ab	1.19±0.11b	2.25±0.09c	4.81±0.93d	9.37±0.99e
H	0.22±0.01a	0.37±0.00ab	0.58±0.05b	1.17±0.05c	2.60±0.05d	4.69±0.41e	9.44±0.22f
I	0.19±0.05a	0.36±0.04a	0.50±0.05a	0.95±0.05b	2.09±0.12c	3.47±0.10d	7.42±0.73e

注:表中同一行的不同字母表示用 Duncan 法检验时 5%水平上差异显著。

生物量的变化趋势与根长不完全相同。当镉添加量为 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, C 土番茄根生物量增加了 2.66%, 而其余 7 种土壤的番茄根生物量均不同程度下降, 其中 B 土降低程度最大, 达 40.12%; F 土降低程度最低, 仅 9.49%。镉添加量为 $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 镉对不同土壤番茄根生物量影响的差异更大, H 土番茄根生物量降低了 49.17%, 而 I 土仅降低 10.25%。随着镉添加量的增加, F 土和 H 土的根系生物量依然持续下降, 而在其余土壤上根生物量下降速度则趋于平缓。

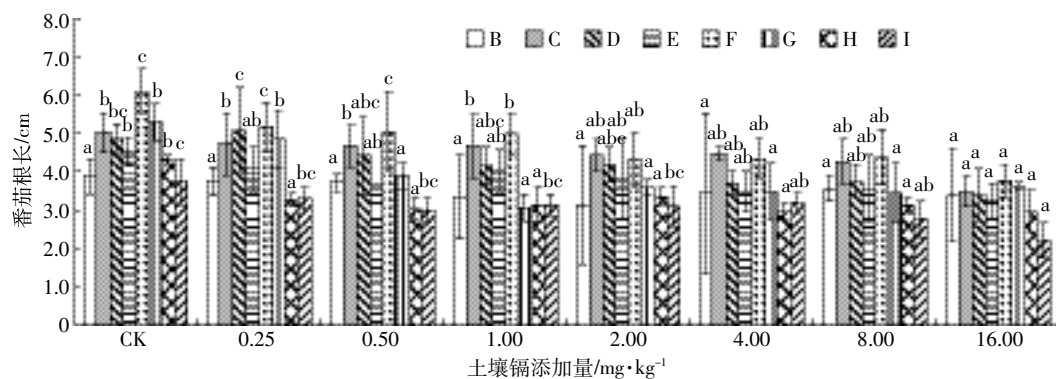
2.4 镉对番茄根部的毒害临界值与土壤条件的关系

我国一般以植物生物量或产量减少 5%~15% 时对应的土壤污染物浓度作为毒害临界值, 但文献中也有以植物的某指标降低 20%、50%、甚至 90% 作为确定毒害临界值的依据^[18,27]。一般认为有效量比总量能更好地反映土壤重金属的生物有效性^[28-29], 故本研究根据番茄根长或番茄根系生物量(y)与土壤有效镉含量(x)之间的回归方程计算镉对番茄根长或番茄根系生物量的 EC_{20} , 见表 4。

由表 4 可知, 不论是根长还是根系生物量, 不同

土壤的 EC_{20} 值差异均较大, 同一土壤不同测试终点的 EC_{20} 值也存在明显的差异。 EC_{20} 值越高, 表明镉在此土壤中的毒性越低。除土壤 F、G 和 I 土外, 其余 5 种土壤上根系生物量的 EC_{20} 值均小于根长的 EC_{20} 值, 表明在这 5 种土壤上根系生物量对镉的毒害更敏感, 而在 F、G、I 这 3 种土壤中则表现出与之相反的情况。8 种土壤中, B 土根长的 EC_{20} 最高 ($EC_{20}=11.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), G 土根长的 EC_{20} 最低 ($EC_{20}=0.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 二者相差 44.7 倍; 不同土壤的根系生物量的 EC_{20} 值则相差更大。

为了探讨土壤性质对镉毒害临界值的可能影响, 我们将不同土壤的镉毒害临界值 (EC_{20}) 与土壤 pH 值、有机质、CEC、游离氧化铁等土壤性质 (其中土壤 pH 值、有机质数据采用番茄种植前土壤样测定值, 其余土壤性质数据均为原始供试土壤的测定数据) 进行双变量和多元回归分析 (表 5)。各个土壤性质与根长 EC_{20} 之间的双变量回归分析表明, 只有土壤 pH 值与根长 EC_{20} 之间达到显著正相关, 多元回归分析结果表明游离氧化铁和 CEC 与根长 EC_{20} 所形成的方程也



图中同种土壤上的不同字母表示用 Duncan 法检验时 5% 水平上差异显著。下同

图 1 不同土壤上镉处理对番茄幼苗根长的影响

Figure 1 Effects of Cd addition on root length of tomato in different soils

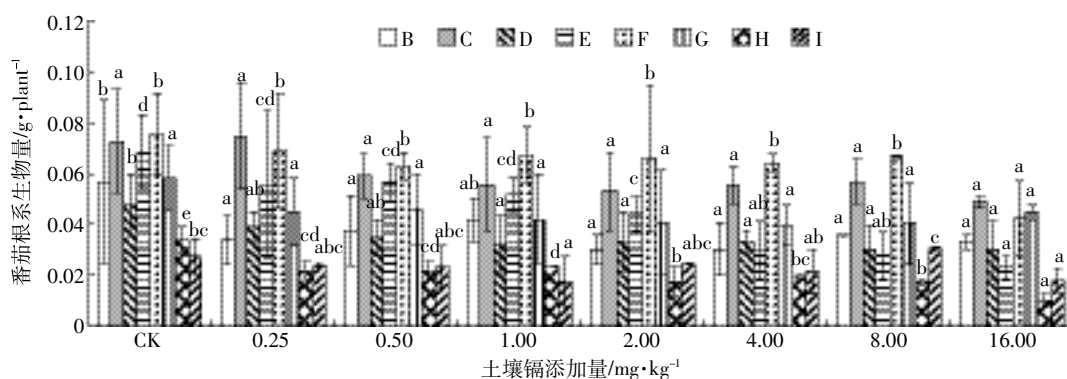


图 2 不同土壤上镉处理对番茄根系生物量的影响

Figure 2 Effects of Cd addition on root biomass of tomato in different soils

表 4 不同土壤中的番茄根系与有效镉之间的相关分析及相应的 EC₂₀

Table 4 Correlations between soil available Cd and length and biomass of tomato roots and EC₂₀ values

土壤编号	根长			根系生物量		
	最优回归方程	可决系数 R ²	EC ₂₀ /mg·kg ⁻¹	最优回归方程	可决系数 R ²	EC ₂₀ /mg·kg ⁻¹
B	$y=3.339\ 3x^{-0.027\ 7}$	0.458	11.61	$y=0.031\ 1x^{-0.085\ 7}$	0.515	0.01
C	$y=4.396\ 7x^{-0.054\ 3}$	0.753	5.71	$y=0.058x^{-0.072\ 6}$	0.719	0.91
D	$y=4.091x^{-0.074\ 6}$	0.860	1.77	$y=0.033\ 8x^{-0.082\ 8}$	0.833	0.21
E	$y=3.751\ 1x^{-0.061\ 6}$	0.860	1.95	$y=0.040\ 6x^{-0.236\ 9}$	0.932	0.29
F	$y=4.761\ 1x^{-0.082\ 9}$	0.929	0.74	$y=0.063\ 9x^{-0.072\ 4}$	0.508	1.99
G	$y=3.817\ 6x^{-0.078}$	0.529	0.26	$y=0.043\ 9x^{-0.052\ 8}$	0.553	0.35
H	$y=3.220\ 7x^{-0.052\ 8}$	0.639	0.29	$y=0.018\ 9x^{-0.17}$	0.805	0.12
I	$y=2.976\ 3x^{-0.090\ 4}$	0.716	0.79	$y=0.022\ 8x^{-0.033\ 3}$	0.061	5.07

表 5 番茄根系 EC₂₀ 与土壤理化性质的相关

Table 5 Correlations between EC₂₀ values of tomato roots and soil properties

测试终点	回归方程	R ² (adj)	Sig.(p)
根长	(1)EC ₂₀ =-13.925+2.926×pH	0.524	0.026
根长	(2)EC ₂₀ =3.284-1.343×游离氧化铁+1.152×CEC	0.748	0.014
根系生物量	(3)EC ₂₀ =-1.393+0.144×有机质	0.608	0.014

具有较好相关性,说明在本研究中土壤 pH 值是影响番茄根长 EC₂₀ 的主要土壤性质,而游离氧化铁和 CEC 对番茄根长 EC₂₀ 也有一定影响。根系生物量 EC₂₀ 与各土壤性质之间的双变量回归分析结果表明,只有土壤有机质含量与根系生物量 EC₂₀ 呈显著正相关,根系生物量 EC₂₀ 与各个土壤性质之间的逐步回归分析也得到相同方程,表明土壤有机质含量是影响根系生物量 EC₂₀ 的主要土壤性质。

3 讨论

3.1 土壤性质对镉毒害临界值的影响

土壤理化性质会通过影响重金属在土壤中的转化过程而影响土壤重金属的生物有效性和生物毒性,从而影响土壤重金属对植物的毒害临界值。文献中报道过的对土壤重金属植物毒害临界值有重要影响的土壤性质包括:土壤 pH 值、有机碳含量和有效阳离子交换量(铜毒害临界值)^[16];CEC 和土壤 pH 值(铜毒害临界值)^[18];CEC 和有机碳含量(锌毒害临界值)^[18];CEC 和交换性钙(钴、镍毒害临界值)^[19-20];土壤 pH 值(镍毒害临界值)^[21]。同一土壤性质对不同重金属的影响不同。一般认为,在酸性土壤上提高土壤 pH 值会降低土壤典型金属(如镉、铅、铜、锌、镍等)的生物有效性和毒性,是影响酸性土壤上这一类金属有效性的最主要的土壤性质;对于类金属砷,提高土壤 pH 值不仅不会明显降低土壤砷的生物有效性,反而可能提高其生物有效性和生物毒性,土壤氧化物(氧化铁、氧化

锰)对土壤砷生物有效性和生物毒性的影响更显著^[30]。土壤有机质一般会显著降低土壤汞的生物有效性和生物毒性,而溶解态有机物则可能通过形成可溶性络合物提高重金属的有效性和毒性。同一土壤性质在不同的土壤中可能产生的影响也不同,在酸性较强的土壤中,提高土壤 pH 值对土壤重金属的影响较显著,而在近中性或石灰性的土壤中,提高土壤 pH 值的影响就较弱、甚至起相反的影响。在酸性土壤中,土壤有机质可以通过对重金属离子的络合而降低土壤重金属的有效性,但在碱性土壤中,由于有机质本身的溶解,溶解态有机物与重金属离子形成可溶性络合物,反而提高了土壤重金属的有效性,从而促进其毒害效应。本研究得出土壤 pH 值是番茄根长 EC₂₀ 的主控土壤性质、土壤有机质含量是番茄根系生物量 EC₂₀ 的主控土壤性质,即在供试土壤的 pH 值范围内(4.85~8.16),随着土壤 pH 值的升高,土壤镉的有效性降低,对番茄根长的毒害效应也减弱,因此 EC₂₀ 值升高;根系生物量 EC₂₀ 随着土壤有机质含量的增加而增大,表明在供试土壤中,有机质含量的增加有利于降低土壤镉的毒性,从而使 EC₂₀ 值增大。

3.2 以土壤有效镉为基础的毒害临界值与土壤性质的关系

外源添加的重金属在土壤中通过溶解-沉淀、吸附-解吸、络合等反应后,表现出不同的生物有效性和生物毒性。土壤的肥力状况不同,对作物的生长和抗逆性会产生不同的影响,这也会影响重金属的毒害效

应。虽然采用土壤镉的有效量可以在一定程度上克服不同土壤中外源镉有效性不同所带来的影响,但不能克服由于土壤其他性状不同所产生的影响。因此,在不同的土壤上出现不同的毒害临界值是必然的。从本研究结果来看,土壤有机质是影响根系生物量 EC_{20} 的关键土壤性质,这不仅由于有机质可以直接络合镉而降低其有效性,还可能由于有机质可以调节土壤肥力,间接影响植物的生长状况,增加植物对镉毒害的耐性,从而影响根系生物量的毒害临界值。番茄根长的 EC_{20} 值随土壤 pH 值的变化而发生明显的变化,有两种可能原因:一是化学提取的有效镉对植物而言并非完全有效,至少其中的镉并非是完全等效的;二是土壤镉毒害效应的变化不能完全用土壤镉生物有效性的变化来解释,还存在其他的机理。第一种原因显然存在,因为即便是水溶态的镉,也会由于镉在溶液中存在形态的不同(有机络合态、无机络合态、游离离子态等)而对植物的有效性不同,更不用说用 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 提取的部分。第二种原因也可能存在,例如,当土壤 pH 值降低时,一般认为由于土壤典型金属溶解性的增强会导致镉有效性和毒性增强,但另一方面,溶液中增多的 H^+ 可能与重金属离子竞争根系表面的阳离子吸附点位,阻碍根系对重金属离子的吸收,表现为降低金属的生物有效性,而后一种效应则是化学浸提法无法反映的。Rooney 等^[20]研究表明,以土壤溶液中镍浓度或镍活度为基础的 EC_{50} 的变异低于以镍添加总量为基础的 EC_{50} 值。显然,究竟以土壤中何种单一形态(土壤镉的全量、有效量、水溶态含量等)或不同形态结合来表达镉的植物毒性,以及对土壤性质的影响进行科学的归一化处理还需要进一步研究,以得出更合理、更具有实际应用价值的结论。

4 结论

(1)不同性质的土壤上,添加镉对番茄根系的毒害效应不同。在多数土壤中,低浓度镉对番茄根系生长起抑制作用;随着镉浓度的增大,镉的毒害作用增强。当镉添加量达到一定程度时,番茄根长和根系生物量下降趋势减缓。在少数土壤中,低浓度镉促进了番茄根系的生长。

(2)不同土壤或同一土壤不同的测试终点之间的 EC_{20} 值有较大差异。番茄根长 EC_{20} 的最大值为 $11.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (土壤有效镉),最小值仅 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,二者相差 44.7 倍。以根系生物量作为测试终点时,不同土壤

的 EC_{20} 值相差更大。同一土壤上不同测试终点的 EC_{20} 值在 B 土上相差最大,而在 G 土上相差最小。

(3)土壤 pH 值是影响番茄根长 EC_{20} 主要的土壤性质,较高的土壤 pH 值提高了 Cd 对根长的 EC_{20} ,而游离氧化铁和 CEC 对番茄根长 EC_{20} 也有影响。土壤有机质是影响番茄根系生物量的 EC_{20} 值的主要的土壤性质,土壤有机质的增加提高了根系生物量的 EC_{20} 。

参考文献:

- [1] 丁海东,朱为民,杨少军,等. 镉、锌胁迫对番茄幼苗生长及脯氨酸和谷胱甘肽含量的影响[J]. 江苏农业学报, 2005, 21(3): 191-196.
DING Hai-dong, ZHU Wei-min, YANG Shao-jun, et al. Effects of cadmium and zinc stress on growth and content of proline and glutathione (GSH) in tomato seedlings[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2005, 21(3): 191-196.
- [2] Varalakshmi L R, Ganeshamurthy A N. Phytotoxicity of cadmium in radish and its effects on growth, yield, and cadmium uptake[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2013, 44(9): 1444-1456.
- [3] 张 微,吕金印,柳 玲. 不同基因型番茄幼苗对镉胁迫的生理响应及镉吸收差异[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(6): 1065-1071.
ZHANG Wei, LÜ Jin-yin, LIU Ling. Different of cadmium absorption and physiological responses of different varieties of tomatoes to cadmium stress[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(6): 1065-1071.
- [4] 王 云,陈 尧,钱亚如,等. 镉胁迫对不同品种小麦幼苗生长和生理特性的影响[J]. 生态学杂志, 2008, 27(5): 767-770.
WANG Yun, CHEN Yao, QIAN Ya-ru, et al. Effects of cadmium stress on the seedlings growth and physiological characteristics of different wheat cultivars[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2008, 27(5): 767-770.
- [5] 杜启兰. 镉汞胁迫对花生种子的毒害效应[J]. 中国土壤与肥料, 2012(5): 90-93.
DU Qi-lan. The toxic effects of cadmium and mercury to peanut seed[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2012(5): 90-93.
- [6] 刘建新. 镉胁迫下玉米幼苗生理生态的变化[J]. 生态学杂志, 2005, 24(3): 265-268.
LIU Jian-xin. Physiological and ecological responses of maize seedlings to cadmium stress[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(3): 265-268.
- [7] 王凯荣,曲 伟,刘文龙,等. 镉对花生苗期的毒害效应及其品种间差异[J]. 生态环境学报, 2010, 19(7): 1653-1658.
WANG Kai-rong, QU Wei, LIU Weng-long, et al. Toxic effect of Cd on peanut seedlings and the intra-specific variations[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(7): 1653-1658.
- [8] 杨红超,王素平. 重金属镍胁迫对小麦种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 种子, 2011, 30(12): 18-20.
YANG Hong-chao, WANG Su-ping. Effects of nickel stress on seed germination and seedling growth of wheat[J]. *Seed*, 2011, 30(12): 18-20.

- [9] 王春春, 沈振国. 镉在植物体内的积累及其对绿豆幼苗生长的影响[J]. 南京农业大学学报, 2001, 24(4): 9-13.
WANG Chun-chun, SHEN Zhen-guo. Uptake of Cd by three species of plants and response of mung bean to Cd toxicity[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2001, 24(4): 9-13.
- [10] 纳明亮, 徐明岗, 张建新, 等. 我国典型土壤上重金属污染对番茄根伸长的抑制毒性效应[J]. 生态毒理学报, 2008, 3(1): 81-86.
NA Ming-liang, XU Ming-gang, ZHANG Jian-xin, et al. Inhibition effects of Cu, Zn and Pb on root elongation of tomato in three typical contaminated soils of China[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 3(1): 81-86.
- [11] 宋玉芳, 许华夏, 任丽萍, 等. 土壤重金属对白菜种子发芽与根伸长抑制的生态毒性效应[J]. 环境科学, 2000, 21(1): 103-107.
SONG Yu-fang, XU Hua-xia, REN Li-ping, et al. Eco-toxicological effects of heavy metals on the inhibition of seed germination and root elongation of Chinese cabbages in soils[J]. *Environmental Science*, 2000, 21(1): 103-107.
- [12] 宋玉芳, 许华夏, 任丽萍. 重金属对土壤中萝卜种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. 生态学杂志, 2001, 20(3): 4-8.
SONG Yu-fang, XU Hua-xia, REN Li-ping. Eco-toxicology of heavy metals on the inhibition of seed germination and root elongation of turnip in soil[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2001, 20(3): 4-8.
- [13] 宋玉芳, 许华夏, 任丽萍, 等. 重金属对西红柿种子发芽与根伸长的抑制效应[J]. 中国环境科学, 2001, 21(5): 390-394.
SONG Yu-fang, XU Hua-xia, REN Li-ping, et al. Inhibition effect of heavy metals in soil on the inhibition of seed germination and root elongation of tomatoes[J]. *China Environmental Science*, 2001, 21(5): 390-394.
- [14] 丁枫华, 刘术新, 罗丹, 等. 23种常见作物对镉毒害的敏感性差异[J]. 环境科学, 2011, 32(1): 243-249.
DING Feng-hua, LIU Shu-xin, LUO Dan, et al. Different sensitivity of 23 common crop species to cadmium toxicity[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(1): 243-249.
- [15] ISO (International Organization for Standardization). No. 11269-2. Soil quality: Determination of the effects of pollutants on soil flora—Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants[S]. Geneva: ISO, 2005.
- [16] Li B, Ma Y B, McLaughlin M J, et al. Influences of soil properties and leaching on copper toxicity to barley root elongation[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(4): 835-842.
- [17] 李波, 马义兵, 刘继芳, 等. 西红柿铜毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. 土壤学报, 2010, 47(4): 665-672.
LI Bo, MA Yi-bing, LIU Ji-fang, et al. Major soil factors controlling copper toxicity to tomato in a wide range of Chinese soils and the predictable models[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(4): 665-672.
- [18] Warne M S J, Heemsbergen D, Stevens D, et al. Modeling the toxicity of copper and zinc salts to wheat in 14 soils[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008, 27(4): 786-792.
- [19] Mico C, Li H F, Zhao F J, et al. Use of Co speciation and soil properties to explain variation in Co toxicity to root growth of barley (*Hordeum vulgare* L.) in different soils[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3): 883-890.
- [20] Rooney C P, Zhao F, McGrath S P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 596.
- [21] Li B, Zhang H T, Ma Y B, et al. Influences of soil properties and leaching on nickel toxicity to barley root elongation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, 74(3): 459-466.
- [22] 张洪涛, 李波, 刘继芳, 等. 西红柿镍毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(4): 569-576.
ZHANG Hong-tao, LI Bo, LIU Ji-fang, et al. Major soil factors controlling nickel toxicity to tomato in a wide range of Chinese soils and the predictable models[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(4): 569-576.
- [23] 全国农业技术推广服务中心. 土壤分析技术规范[M]. 2版. 北京: 中国农业出版社, 2006.
National Agricultural Technology Extension and Service Center. Soil analysis technology standard[M]. 2nd edition. Beijing: China Agriculture Press, 2006.
- [24] 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.
LU Ru-kun. Analytical methods for soils and agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [25] 国家环境保护局. GB/T 17141—1997. 土壤质量: 铅镉的测定: 石墨炉原子吸收分光光度法[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
National Environmental Protection Agency. GB/T 17141—1997. Soil quality: Determination of lead, cadmium: Graphite furnace atomic absorption spectrophotometry[S]. Beijing: China Standard Press, 1998.
- [26] 福建省质量技术监督局. DB 35/T 859—2008. 福建省农业土壤重金属污染分类标准[S/OL]. (2008-12-31)[2009-01-15]. <http://www.bzxk.com/Soft/DFBZDB/156992.html>.
Fujian Provincial Bureau of Quality and Technical Supervision. DB 35/T 859—2008. Standard for heavy-metal pollution classification for agricultural soils in Fujian Province[S/OL]. (2008-12-31)[2009-01-15]. <http://www.bzxk.com/Soft/DFBZDB/156992.html>.
- [27] 张建新, 纳明亮, 徐明岗. 土壤 Cu Zn Pb 污染对蔬菜根伸长的抑制及毒性效应[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3): 945-949.
ZHANG Jian-xin, NA Ming-liang, XU Ming-gang. Inhibition and toxicity of Cu, Zn, Pb on root elongation of vegetable in contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(3): 945-949.
- [28] Dudka S A, Ilojecka A. Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge-amended soil[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1990, 51: 153-160.
- [29] Rieuwerts J, Thornton L, Farago M, et al. Quantifying the influence of soil properties on the solubility of metals by predictive modeling of secondary data[J]. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 1998, 10: 83-94.
- [30] Song J, Zhao F, Steve P, et al. Influence of soil properties and aging on arsenic phytotoxicity[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2006, 25(6): 1663-1670.