土壤中外源锌对不同植物毒性的敏感性分布*

魏 威[1,2] 梁东丽[1] 陈世宝[2**]

([1]西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌 712100; [2]农业部植物营养与施肥重点实验室/中国农业科学研究院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

摘 要 采用逻辑斯蒂克分布(log-logistic distribution)模型结合物种敏感性分布方程 Burr-III 分析,研究了 2 种不同土壤中添加不同水平的外源 Zn 后对 8 种不同植物毒性的剂量-效应关系及不同植物对外源 Zn 毒害的敏感性差异。结果表明,土壤中添加低浓度(<100 mg·kg^{-1})Zn 能对植物生长产生刺激效应,而过量的 Zn 则产生明显毒害作用。土壤中 Zn 毒性的阈值浓度(ECx)在不同植物间有较大差异,这主要与植物种类及土壤性质差异有关。不同土壤中 Zn 植物毒性的敏感性分布结果表明,不同植物对 Zn 毒性的敏感性频次分布有明显差异,其中叶菜类植物对土壤中 Zn 的毒害较为敏感,而禾本科类植物(如玉米)对 Zn 具有较强的抗性,不同类型植物对土壤中 Zn 毒害的敏感性分布频次顺序与土壤性质无关。

关键词 Zn; 毒性; 物种敏感性分布; 剂量-效应

中图分类号 X503.23 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2012)3-0538-06

Plant species sensitivity distribution to the phytotoxicity of soil exogenous zinc. WEI Wei[1], LIANG Dong-li[1], CHEN Shi-bao[2**] ([1] *College of Resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling* 712100, *Shaanxi, China*; [2] *Ministry of Agriculture Key Laboratory of Crop Nutrition and Fertilization, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing* 100081, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(3): 538-543.

Abstract: A pot experiment with two different soils was conducted to study the dose-response curves of 8 plant species after applying different concentration Zn and the differences in the sensitivity of the species to the applied Zn. The threshold values of the zinc phytotoxicity to the plant species were analyzed by using log-logistic distribution model, and the species sensitivity distribution was performed with BurrIII model. All the test plant species had hormesis when the zinc was applied with low level (<100 mg·kg^{-1}), but the phytotoxicity of zinc was observed when the zinc was added with high levels. There existed greater differences in the threshold values of zinc among the plant species due to the difference of plant species and soil properties. The accumulated frequency of the threshold values of zinc varied markedly among the plant species. In general, leaf vegetables (*e.g.*, Chinese cabbage and mustard) were more sensitive to the toxicity of zinc than the plants of Poaceae family (*e.g.*, maize). The species sensitivity distribution had no relationships with soil properties.

Key words: zinc; phytotoxicity; species sensitivity distribution (SSD); dose-response curve.

Zn 是植物生长发育所必需的微量元素,土壤中缺 Zn 将直接影响植物的代谢活动,但 Zn 过量时,则又会导致土壤退化、作物产量和品质降低(杨红飞等,2007)。近年来,随着铅锌矿的开采冶炼、畜禽粪便及化肥农药等农业源重金属污染范围的扩大,我国农田土壤 Zn 污染正在以不同尺度呈现蔓延趋势。近年来,我国针对土壤重金属污染防治研究中,有关污染土壤生态修复基本原理及技术研究已经取得了长足的发展(周启星等,2007; Luo, 2009),而对土壤重金属污染生态风险评价的理论与技术研究相

*国家自然科学基金项目(21077131)和农业部农业公益性行业专项(200903015,201103007)资助。

**通讯作者 E-mail: sbchen@caas.ac.cn

收稿日期: 2011-07-28 接受日期: 2011-11-19

对薄弱。土壤重金属的生态风险阈值取决于土壤的性质、不同植物类型及植物品种间差异等。大量研究表明,重金属的生态毒害与不同作物类型及土壤pH等因素有直接关系(Markich *et al.*,2003;Wang *et al.*,2003;Singh *et al.*,2005)。植物种类的差异直接决定了吸收重金属能力的差异,不同种类植物及同一植物的不同品种对同一重金属的吸收富集能力不同,而同一种植物对不同的重金属的吸收富集能力也不同(Singh *et al.*,2005),因此,研究不同土壤中外源Zn的植物毒性剂量-效应关系及不同植物对Zn毒性的物种敏感性分布,对污染土壤中Zn的生态风险评估及Zn的生态阈值确定具有非常重要的意义。目前,欧盟重金属风险评估报告的重金属环境阈值中(European Commission,2003),不同土壤性质归一化后重金属植物毒性的敏感性分布数据在毒性阈值(ECx或NOEC)的导出起到了很大作用。本文利用我国不同性质的土壤,通过研究不同植物对土壤中外源Zn的毒性剂量-效应关系,推导不同植物对不同土壤中外源Zn毒性的敏感性分布,以期为我国Zn污染土壤生态风险评价及土壤环境质量标准的修订提供依据。

1　材料与方法

1.1　试验材料

供试土壤为浙江水稻土和山东潮土。土壤利用多点取样法分别采自浙江杭州(30°26′N,120°25′E)和山东德州(37°20′N,116°29′E)的耕层土壤(0~20 cm)。将采集的土样风干,剔去残茬、碎砾后,过2 mm筛,储存备用。另取少许土样过0.25 mm和0.147 mm筛,分别用于土壤常规分析和Zn含量测定。土壤理化性质及Zn含量测定方法参见《土壤农化分析》(鲁如坤,2000),土壤基本理化性状见表1。

1.2　试验设计

土壤处理:风干土过2 mm筛,每个土壤添加8个Zn的浓度,Zn为分析纯$ZnCl_2$,以溶液加入。根据不同土壤pH值及前期预备实验结果,杭州水稻土添加剂量为:0、20、50、100、200、400、800、1600 mg·kg^{-1};德州潮土添加剂量为:0、50、100、200、400、800、1600、2400 mg·kg^{-1}。土壤加水为田间最大持水量的70%,在室温(25±2 ℃)条件下平衡14 d后备用。

盆栽试验:将未包衣的预发芽的不同种子播种在大约700 g干土的钵盆里(12 cm高,10 cm直径)。根据种子的大小决定投放多少粒的种子。出苗3 d后,根据不同植物的生长状况定植幼苗。每盆定植玉米3颗,西红柿、青椒、菠菜幼苗为4颗,小白菜、芥菜、生菜5颗,大麦6颗,每个处理3次重复。植物在温室中(白天室温25±2 ℃和夜间温度20±2 ℃)生长6周。为防止植物营养匮乏,浓度为0.429 g $CO(NH_2)_2$·kg^{-1}土,0.263 g KH_2PO_4·kg^{-1}土,0.420 g KCl·kg^{-1}土的营养液在生长过程中随水浇灌到钵盆里。利用称重法保持整个过程中土壤水分含量为70%田间持水量(WHC)。6周后收获植物地上部分,收获方法为距土面1 cm处进行刈割后,以去离子水冲洗3遍,在65 ℃烘箱中风干48 h至恒重,并记录干重。同时使用原子吸收光谱(AAS/FAAS:Varian AA 240FS+GTA)测量植物体内的Zn的含量,以及每个处理土壤中Zn实际含量,以国家标准土壤(GSS-6)作为标准物质进行测定质量控制。

1.3　试验方法

1.3.1　土壤重金属(Zn)含量测量　不同处理的土壤总Zn浓度使用硝酸-氢氟酸微波消煮以及原子吸收光谱(AAS/FAAS:Varian AA 240FS+GTA)测量(鲁如坤,2000)。

1.3.2　植物重金属含量测量　不同处理的土壤总Zn浓度使用硝酸-氢氟酸微波消煮以及原子吸收光谱(AAS)测量(GB/T 5009.17-2003)。

1.3.3　剂量-效应曲线拟合　土壤中Zn植物毒性的剂量-效应关系曲线采用逻辑斯蒂克分布模型(log-logistic distribution)进行拟合(Schabenberger *et al.*,1999):

表1　试验土壤基本理化性质

Table 1　Basic physic-chemical properties of the tested soils

土壤类型	pH (1∶5)	电导率 (μS·cm^{-1})	Zn (mg·kg^{-1})	阳离子交换量 (cmol$^+$·kg^{-1})	有机碳 (g·kg^{-1})	碳酸钙 (g·kg^{-1})	总氮 (g·kg^{-1})	<2 μm粘粒含量(%)
浙江水稻土	6.8	203	64.35	12.8	24.6	–	2.5	41
山东潮土	8.9	112	42.91	8.33	6.9	61.7	0.8	18

供试植物品种包括:大麦(*Hordeum vulgare*)、水稻(*Oryza sativa*)、西红柿(*Lycopersicon esculentum*)、青椒(*Capsicum frutescens*)、小白菜(*Brassica chinensis*)、芥菜(*Brassica campestris*)、玉米(*Zea mays*)以及生菜(*Lactuca sativa*)。

log-logistic 曲线：$y=\frac{y_0}{1+e^{[(b(x-M)]}}$

式中，y 为各处理水平的植物干重与对照处理的植物干重的比值，即相对植物干重(%)，y_0、b 为拟合的参数，x 为添加的 Zn 浓度值(mg · kg^{-1})；M 为 ECx 的自然对数值。当低剂量毒物刺激效应发生时，采用 Schabenberger 等(1999)的低剂量毒物刺激效应(hormesis)曲线拟合，通过 Tablecurve 2D V5.01 软件来完成。当土壤中低浓度 Zn 对植物产生刺激效应时，采用低剂量刺激效应拟合方程(Hormesis dose-response data fitting)进行毒性效应的拟合，方程如下：

$$Y=\frac{a+bX}{1+\left\{\frac{k}{100-k}+\left(\frac{100}{100-k}\right)\frac{bc}{a}\right\}\exp[d\ln X/c]}$$

式中，Y 为水稻 Zn 相对含量或相对生物量(%)，X 为 Zn 的浓度(mg · kg^{-1})，a、b、c、d 为方程参数。当 k 为 10、50 时，参数 c 定义为 EC_{10} 及 EC_{50}。

1.3.4 Zn 植物毒性的物种敏感性分布(SSD)测定

本实验采用 BurrIII 型分布作为不同土壤中植物 Zn 毒性的敏感性分布(SSD)拟合曲线。澳大利亚联邦科学和工业研究组织(http//www.csiro.au/products/BurrIII.html)提供了该方法的说明以及相关的计算软件 BurrlizO。

BurrIII 型函数的参数方程为：

$$F(x)=\frac{1}{[1+(\frac{b}{x})^{c}]^{k}}$$

式中，x 为土壤中 Zn 的浓度(mg · kg^{-1})，b、c、k 为函数的 3 个参数。

1.4 数据处理

所有实验数据均采用 Excel 和 SPSS 分析软件(v16.0)进行处理，不同土壤不同浓度 Zn 处理间进行单因素方差分析，利用新复极差法(Duncan 法)进行差异显著性分析(显著性水平设为 0.05)。

2 结果与分析

2.1 土壤 Zn 浓度变化对植物生物量的影响

从图 1 可以看出，在浙江水稻土和山东潮土 2 种土壤中，添加不同浓度的 Zn 对 8 种不同的植物生物量影响有较大的差异，这种差异与土壤性质的变化及植物品种的不同有很大关系。在浙江水稻土中，当添加的 Zn 的浓度较低(<100 mg · kg^{-1})时，芥菜、生菜及大麦的生物量显著增加，其中大麦在添加浓度 800 mg · kg^{-1}时生物量仍大于对照，这与 Zn 在低浓度条件下对植物生长的刺激效应有关。随着土壤中 Zn 浓度的逐渐增加，Zn 的植物毒性也逐渐增加，不同植物的生物量显著降低，在水稻土中添加的最高浓度 1600 mg · kg^{-1}时，除了玉米能正常生长外，其他 7 种植物的生长明显受到抑制。与偏酸性的水稻土不同，在碱性(pH=8.9)的山东德州潮土中，当添加的 Zn 的浓度为 200 mg · kg^{-1}时，除了水

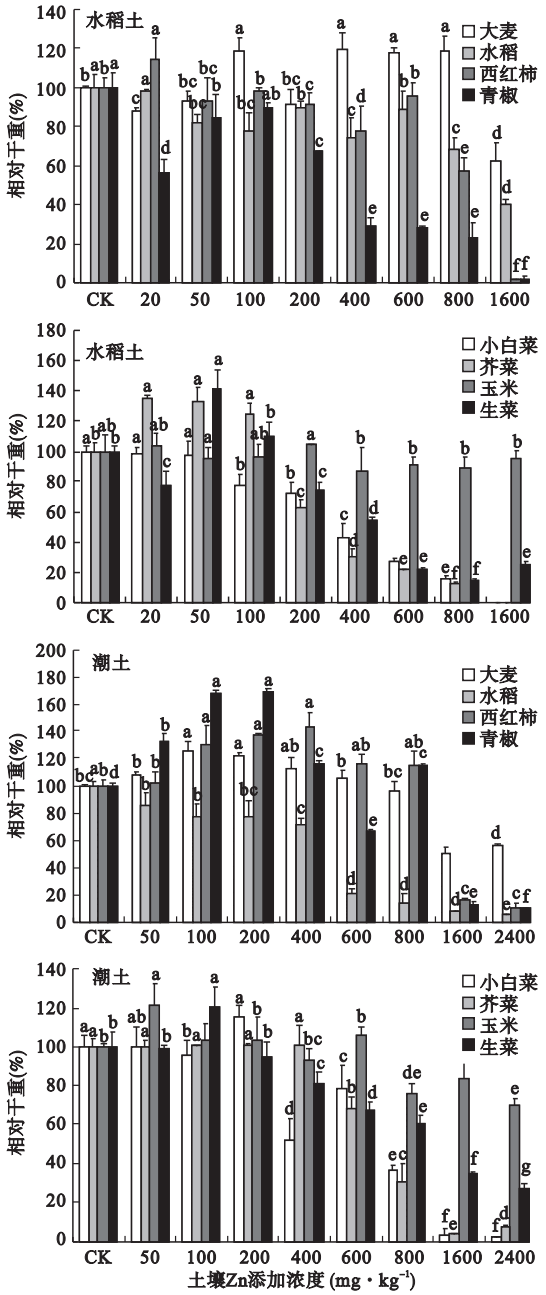


图 1 土壤中不同锌浓度变化对植物生物量的影响

Fig. 1 Effect of added Zn in soils on biomass of different plant species

相同植物不同字母表示不同 Zn 浓度差异显著。

稻外其他植物的生长没有受到影响,相反,大麦、西红柿及青椒的生物量与对照相比有显著增加,随着添加浓度的逐渐增加,植物生物量逐渐降低。

2.2　土壤外源 Zn 对不同植物毒性的剂量-效应关系

为了测定在不同土壤中 Zn 植物毒性的剂量-效应关系,采用逻辑斯蒂克分布模型(log-logistic distribution)对土壤中 Zn 植物毒性的剂量-效应关系曲线进行了拟合。由于在低浓度条件下,添加 Zn 对植物生长有一定的刺激效应,因此,利用 Schabenberger 等(1999)的低剂量毒物刺激效应曲线模型对刺激效应条件下的参数进行了修正,得到上述不同条件下的 Zn 植物毒性效应的剂量阈值(EC_{50})。从图 2 可以看出,Zn 在不同土壤中相同浓度条件下产生的植物毒性有很大的差异,而在相同土壤中,Zn 植物毒性阈值在不同植物间也有很大差异(表 2)。

从表 2 可以看出,在酸性(pH = 6.8)的水稻土中,Zn 对上述不同植物的毒性阈值浓度(EC_{50},mg·kg^{-1})变化范围为 226 ~ 3460 mg·kg^{-1},最低的毒性阈值是芥菜,而最高浓度是玉米,差异 15.3 倍;而在碱性的山东潮土上 EC_{50} 的变化范围为 735 ~ 2570 mg·kg^{-1}(3.5 倍差异)。通过比较相同植物在不同土壤中 Zn 的毒性阈值发现,即使相同植物在不同土壤中的阈值浓度有很大差异,在本实验所测定的 2 种土壤中,外源 Zn 毒性在杭州水稻土和德州潮土上品种之间的差异为 17.8 ~ 538.5 倍。从表 2 还可以看出,在酸性土壤中外源 Zn 的毒性高于碱性土壤,这可能与低 pH 条件下 Zn 的较高的迁移转化特性有关。从图 2 的剂量-效应关系曲线可以看出,在低浓度条件下,添加 Zn 对植物产生不同的生长刺激效应(图2),尤其是在杭州水稻土及德州潮土的部分植物(大麦、小白菜等),这与本文 **2.1** 部分对植物生物量影响的结果相吻合。

表 2　基于植物生物量的不同土壤中外源锌植物毒性阈值及范围(EC_{50},mg·kg^{-1})

Table 2　Phytotoxicity thresholds of Zn added to soil derived from biomass of plant species in the two soils

植物种类	水稻土	潮土
大麦	1730(1362 ~ 2017)	2470(1976 ~ 2722)
小白菜	335(289 ~ 406)	735(643 ~ 961)
青椒	357(311 ~ 462)	891(772 ~ 1012)
水稻	1520(1441 ~ 1689)	1350(1172 ~ 1560)
西红柿	730(562 ~ 897)	1270(1106 ~ 1421)
芥菜	226(189 ~ 288)	689(602 ~ 779)
玉米	3460(2791 ~ 3963)	2570(2109 ~ 3011)
生菜	301(266 ~ 382)	698(579 ~ 738)

数据为平均值,括号内为范围。

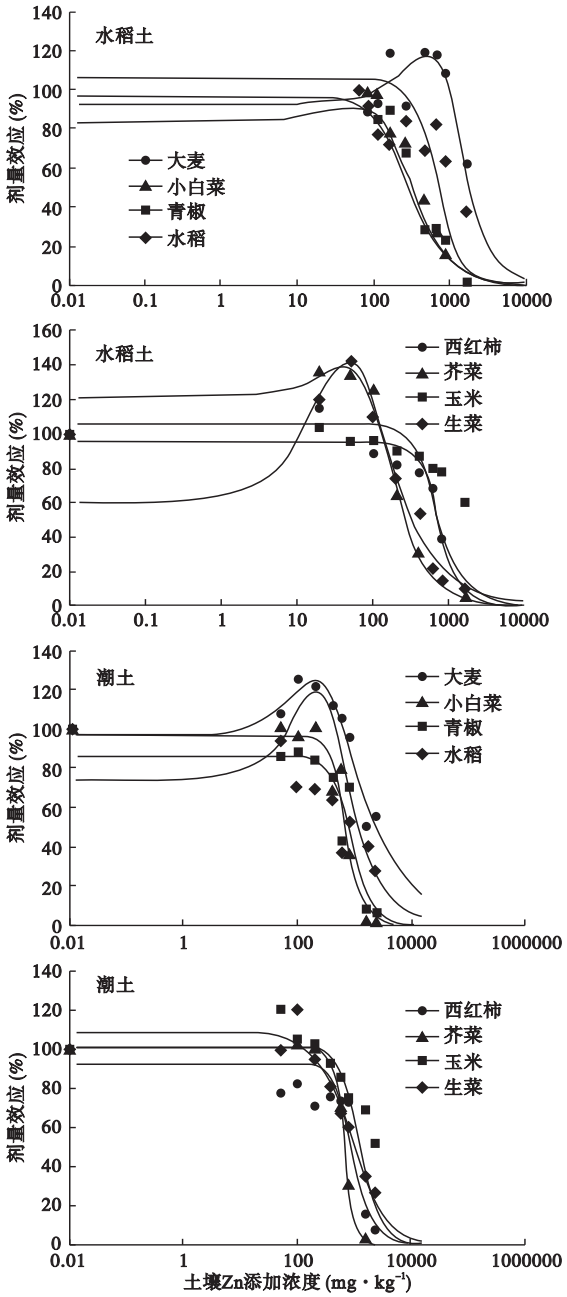


图 2　土壤中外源锌植物毒性的剂量-效应关系曲线

Fig. 2　Dose-response curves of added Zn in soils for different plant species

2.3　基于毒性阈值(EC_{50})的土壤中 Zn 植物毒性的敏感性频次分布

目前,国内外对物种敏感性分布的常用参数拟合模型主要有 BurrIII、log-logistic、log-triangular 以及 log-normal 等(Aldenberg & Slob, 1993;雷炳莉等, 2009),但目前还没有理论研究证明物种敏感性分

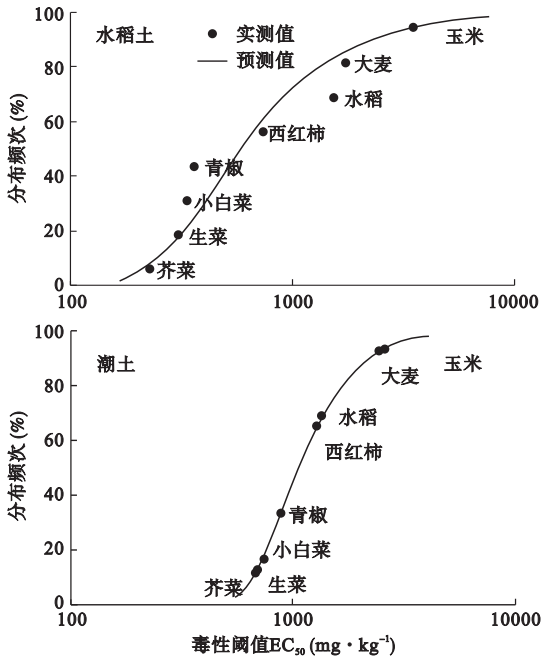


图3 不同植物基于 EC_{50} 的锌毒性阈值累积分布曲线
Fig. 3 Cumulative frequency (%) of the different plant species based on the threshold value EC_{50}

布属于某一特定曲线形式,因此可选择不同的拟合方法。本实验根据上述在不同土壤中 Zn 植物毒性的浓度阈值(ECx 值)进行对数变换后,利用 BurrIII 型分布统计软件的方法进行土壤中 Zn 植物毒性的敏感性分布(species sensitivity distributions,SSD)的曲线拟合。BurrIII 型分布是一种灵活的分布函数,对物种敏感性数据拟合特性较好(雷炳莉等,2009)。

从 BurrIII 模型拟合得到的基于95%概率的土壤中 Zn 植物毒性的敏感性分布曲线(图3)。从图3可见,虽然不同植物品种对不同土壤中 Zn 的毒性阈值有很大差异,但在所测试的不同土壤中,不同植物对土壤中 Zn 毒性的敏感性分布频次的顺序是一致的,即:芥菜>生菜>小白菜>青椒>西红柿>水稻>大麦>玉米。植物毒性的敏感性分布结果表明,在所测试的不同品种植物中,芥菜、生菜和小白菜等叶菜类植物是对土壤中 Zn 毒害比较敏感的品种,其次是青椒和西红柿,相对而言,禾本科植物如水稻、大麦和玉米对土壤中 Zn 的毒害最不敏感,即对土壤中 Zn 的污染胁迫具有较强的抗性。

3 讨 论

作为植物体的微量元素之一,Zn 是植物体内六大类功能酶中不同辅助因子的主要成分之一,可以调节植物体内酶的活性,缺少 Zn 会影响植物 DNA、RNA 聚合酶活性进而影响核酸和蛋白质的合成和生物膜功能的完整性(叶志鸿,1992;张福锁,1992),低剂量的 Zn 可促进植物的生长发育。本研究结果表明,在2种不同的土壤中添加 Zn 的浓度为 100 mg·kg^{-1} 时,明显促进了芥菜、生菜及大麦的生长。

在土壤中,过量的 Zn 可对植物产生毒害,从而影响植物的生长发育。研究表明,当植物 Zn 含量> 50 mg·kg^{-1} 时,就会发生 Zn 中毒现象,抑制光合作用,减少 CO_2 固定,改变细胞膜渗透性等(王俊等,2009),并通过食物链的生物放大作用对人类健康造成危害(Nolan *et al.*,2005)。土壤中过量的 Zn 会对植物产生毒性作用,当重金属进入植物并积累到一定程度,就会产生毒害症状,表现出生长受到抑制、植株矮小、失绿、产量下降等症状,其原因是 Zn^{2+} 对植物内部生理功能造成严重伤害(顾继光等,2003)。研究表明,过量的 Zn^{2+} 对植物体产生毒性的机制可能包括:1)大量的 Zn^{2+} 进入植物体内干扰了离子间原有的平衡系统,造成正常离子的吸收、运输、渗透和调节等方面的障碍,从而使代谢过程紊乱(Krupa *et al.*,1995);2)较多 Zn^{2+} 进入植株体内后,与植物体内某些酶蛋白的非活性基团结合使其变性,或取代某些酶和蛋白质代谢所必需的特定元素等(Chao & Li,1984)。此外,Zn 在土壤中的大量积累也会影响土壤的物理和化学性质以及破坏其中原有有机物或无机物所固有的化学平衡和转化,进而改变植物的根际环境,间接地影响植物的生长发育(江行玉和赵可夫,2001)。Baker 等(1987)认为,植物对重金属胁迫的抗性可通过两种途径产生,即避性和耐性,而抗性是某种特定植物对金属胁迫反应中产生的避性和耐性的综合反应,这与不同植物品种间基因型差异有很大关系。大量研究表明,重金属的生态毒害与不同作物类型等因素有直接关系(Markich *et al.*,2003;Wang *et al.*,2003;Singh *et al.*,2005)。植物种类的差异直接决定了吸收重金属能力的差异,不同种类植物及同一植物的不同品种对同一重金属的吸收富集能力不同,而同种植物对不同的重金属的吸收富集能力也不同(He & Sing,2004)。本研究表明,在不同的土壤中,叶菜类植物如芥菜、生菜、小白菜等对 Zn 的毒害敏感性较强,而禾本科类植物,如水稻、大麦及玉米对土壤中 Zn 的毒害具有较强耐性。

近年来,我国在土壤重金属污染防治研究中,有关污染土壤生态修复基本原理及技术研究已经取得了一定的成绩(周启星等,2007;Luo,2009),而对土壤重金属污染生态风险评价的理论与技术研究相对薄弱。相对而言,国外发达国家在重金属污染土壤的生态风险评价(ecological risk assessment,ERA)研究起步较早,包括在重金属生态危害的量化表征的理论与技术、不同受体的污染浓度阈值或风险值推导、测试植物的生命周期及测试终点研究等(Suter *et al*.,2008;雷炳莉等,2009)。而基于重金属毒性阈值的物种敏感性分布研究对于环境中重金属的生态风险评价及《土壤环境质量标准》的修订具有十分重要的意义。本实验结合了目前国外相关的理论方法,对2种土壤中Zn植物毒性的敏感性分布进行了研究,结果表明,不同基因型植物品种对Zn毒害的敏感性存在很大差异,叶菜类植物(芥菜、生菜、小白菜)相对比较敏感,而禾本科类植物,如大麦、玉米则具有较强的抗性,这一结果对Zn污染土壤的生态风险指示性植物筛选及Zn污染土壤的防治具有一定参考价值。

参考文献

顾继光, 周启星, 王　新. 2003. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展. 应用基础与工程科学学报, **11**(2): 143-151.

江行玉, 赵可夫. 2001. 植物重金属伤害及其抗性机理. 应用与环境生物学报, **71**(1): 92-99.

雷炳莉, 黄圣彪, 王子健. 2009. 生态风险评价理论和方法. 化学进展, **21**(2/3): 350-357.

鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社.

王　俊, 郭　颖, 吴　蕊, 等. 2009. 不同种植年限和施肥量对日光温室土壤锌累积的影响. 农业环境科学学报, **28**(1): 89-94.

杨红飞, 严　密, 姚　婧, 等. 2007. 铜、锌污染对油菜生长和土壤酶活性的影响. 应用生态学报, **18**(7): 1484-1490.

叶志鸿. 1992. 锌污染对植物的毒害及植物的忍耐性. 生态学杂志, **11**(5): 42-45.

张福锁. 1992. 锌营养状况对小麦根细胞膜透性的影响. 植物生理与分子生物学学报, **18**(1): 24-28.

周启星, 魏树和, 刁春燕. 2007. 污染土壤生态修复基本原理及研究进展. 农业环境科学学报, **26**(2): 419-424.

Aldenberg T, Slob W. 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **25**: 48-63.

Baker AJM. 1987. Metal tolerance. *New Phytologist*, **106**(suppl): 93-111.

Chao SH, Li J. 1984. Study on the Zinc toxification in the wheat seeds. *Molecular Pharmacology*, **26**: 75.

European Commission. 2003. Final Report on the Ecological Risk Assessment of Chemicals. Adopted by the Scientific Steering Committee at Its Meeting: 11.

He QB, Singh BR. 2004. Crop uptake of cadmium from phosphorus fertilizers. Ⅰ. Yield and cadmium content. *Water, Air, and Soil Pollution*, **74**: 251-265.

Krupa Z, Siedlecka A, Mathis P. 1995. Cd/Fe interaction and its effects on photosynthetic capacity of primary bean leaves// Mathis P, ed. Proceeding of the 10th international photosynthesis congress. Netherlands: Kluwer Academic Publishers: 621-624.

Luo YM. 2009. Trends in soil environmental pollution and the prevention-controlling-remediation strategies in China. *Environmental Pollution & Control*, **12**: 27-31.

Markich SJ, Brown PL, Jeffree RA, *et al*. 2003. The Effects of pH and dissolved organic carbon on the toxicity of cadmium and copper to a freshwater bivalve: Further support for the extended free ion activity model. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **45**: 479-491.

Nolan AL, Zhang H, McLaughlin MJ. 2005. Prediction of zinc, cadmium, lead, and copper availability to wheat in contaminated soils using chemical speciation, diffusive gradients in thin films, extraction, and isotopic dilution techniques. *Journal of Environmental Quality*, **34**: 496-507.

Schabenberger O, Tharp BE, Kells JJ, *et al*. 1999. Statistical test for hormesis and effective dosages in herbicide dose-response. *Agronomy Journal*, **91**: 713-721.

Singh BR, Narwal RP, Jeng AS, *et al*. 2005. Crop uptake and extractability of cadmium of cadmium in soils naturally high in metals at different pH levels. *Soil Science and Plant Analysis*, **26**: 2133-2142.

Suter GW. 2008. Ecological risk assessment in the United States environmental protection agency: A historical overview. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **4**: 285-289.

Wang HY, Arneo S. 2003. Heavy metal pollution in air-water-soil-plant system of Zhuzhou city China. *Water, Air, and Soil Pollution*, **147**: 79-107.

作者简介　魏　威,女,1985年生,硕士,主要从事环境土壤化学研究。E-mail: ww493808125@126.com

责任编辑　魏中青