

基于不同终点测定土壤中 Zn 的毒性阈值及其田间验证

林 蕾¹, 陈世宝^{1*}, 程旺大², 张红梅², 王伯仁¹, 刘继芳¹, 马义兵¹

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/农业部植物营养与肥料重点实验室, 北京 100081; 2. 嘉兴市农业科学院, 浙江 嘉兴 314016)

摘 要: 利用 Log-logistic 剂量-效应函数模型, 在实验室条件下分别利用大麦根伸长、西红柿及小白菜生长毒性及基质诱导硝化毒性测试方法, 测定了 16 种不同性质土壤中 Zn 的毒性阈值, 在此基础上建立了基于土壤性质主控因子的 Zn 的毒性预测模型, 同时选取湖南祁阳酸性土和浙江嘉兴中性土验证了田间条件下土壤中 Zn 毒性阈值。结果表明: 田间条件下, 湖南祁阳土壤中 Zn 对玉米不同生长指标的 EC_{10} 范围为 $37\sim 51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, EC_{50} 为 $127\sim 312\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 不同测试指标的敏感性顺序为苗期叶面积>秸秆生物量>苗期株高>籽粒产量; 浙江嘉兴水稻土中 Zn 的毒性阈值 EC_{10} 为 $213\sim 332\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, EC_{50} 为 $682\sim 922\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 不同测定指标间的敏感性顺序为孕穗期叶绿素含量>秸秆生物量>苗期株高>籽粒产量。土壤中 Zn 的毒性阈值田间验证结果表明, 实验室条件下基于不同评价终点测定的土壤中 Zn 的毒性阈值与田间条件下的吻合性在不同土壤间存在一定差异, 相比而言, 实验室条件下对偏中性的浙江嘉兴水稻土中 Zn 的毒性阈值测定结果与田间验证结果更接近; 基于实验室条件下不同测试指标所测定的土壤中 Zn 毒性阈值与土壤主控因子间的预测模型能较好预测浙江嘉兴水稻土中 Zn 的毒性阈值, 田间条件下所测定的 $EC_x(x=10, 50)$ 值均在模型预测值的两倍的预测区间内; 而对于偏酸性的湖南祁阳土壤, 预测模型则低估了土壤中 Zn 的生态风险。

关键词: 锌; 毒性阈值; 预测模型; 田间验证

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2013)03-0548-08 doi:10.11654/jaes.2013.03.021

Toxicity Thresholds(EC_x) of Zn in Soils as Determined by Different Endpoints and Its Validations in Fields

LIN Lei¹, CHEN Shi-bao^{1*}, CHENG Wang-da², ZHANG Hong-mei², WANG Bo-ren¹, LIU Ji-fang¹, MA Yi-bing¹

(1. Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer, Ministry of Agriculture/Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2. Jiaxing Academy of Agricultural Sciences, Jiaxing 314016, China)

Abstract: Sixteen soils were selected to obtain the toxicity thresholds of Zn in soils based on four different bioassay toxicity endpoints (i.e. the barley root elongation, tomato biomass and bok choy growth, potential nitrification rate (PNR)) by using Log-logistic dose-response models, and the predicted models of soil Zn toxicity thresholds were established in laboratory condition. In order to validate the toxicity thresholds of Zn determined in lab condition, two sites were selected for tests under field condition, i.e. the acid red soil located in Qiyang, Hunan province and the neutral paddy soil located in Jiaxing, Zhejiang province. The results indicated that the 10% (EC_{10}) and half inhibition (EC_{50}) concentration of toxicity thresholds of Zn in the acid red soil fall in the range of $37\sim 51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $127\sim 312\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively, as determined by different maize growth indexes, the sensitivity of the test endpoints follows order of: leaf area>straw dry weight>plant height>grain dry weight; however, the 10% (EC_{10}) and half inhibition (EC_{50}) concentration of toxicity thresholds of Zn in the paddy soil were $213\sim 332\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $682\sim 922\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively, as determined by different rice growth indexes, the sequence of the sensitive of the test endpoints follows the order of: SPAD values>straw dry weight>plant height>grain dry weight. The field validation result showed the coincidences between the toxicity thresholds of Zn obtained in lab and field conditions varies in different tested soils, the closer EC_{10} and EC_{50} were observed in the paddy soil than those in the red soil. The predictive models of Zn toxicity thresholds established based on the lab test data can predict well the toxicity values of Zn to rice in paddy soil in field condition, e.g. the determined toxicity thresholds of Zn in the paddy soil in field condition fall in the two folds of the prediction interval, however, in terms of acid red soil, the predictive model underestimated the ecological risk of Zn in the soil.

Keywords: zinc; toxicity thresholds; predictive models; validation

收稿日期: 2012-12-09

基金项目: 国家自然科学基金项目(21077131, 41271490); 农业部农业公益性行业专项(200903015, 201103007)

作者简介: 林 蕾(1988—), 女, 硕士, 研究方向: 土壤重金属污染与防治。E-mail: linlei8822@163.com

* 通信作者: 陈世宝 E-mail: sbchen@mail.caas.net.cn

污染土壤中重金属毒理数据的科学性对合理评价重金属的生态风险及我国土壤环境质量的修订尤为重要。目前,我国土壤重金属环境质量标准是基于20世纪80年代实验室条件下通过添加金属盐的短期盆栽试验结果提出的,忽视了短期盆栽试验和长期田间试验的差别。有资料表明,对土壤中铜而言,田间测定的半有效浓度(EC_{50})是实验室测定的2~4倍,说明实验室条件下测定的重金属生物毒性高于田间测定的毒性值^[1],根据实验室条件下测定的毒理数据往往容易产生过度保护的临界毒性基准值和环境管理执法中的艰难性。因此,田间条件下测定的土壤中重金属毒理数据及其对实验室优化条件下测定的毒理数据的验证研究具有十分重要的意义。

本试验采集了我国具有代表性的16个不同性质的土壤样品,外源添加不同浓度梯度的Zn,结合Log-logistic剂量-效应函数模型,在实验室条件下测定了大麦根伸长抑制、西红柿及小白菜生长毒害的毒性阈值(EC_{10} 、 EC_{50}),同时利用基质诱导硝化测试方法(PNR)对土壤中Zn的微生物毒性进行了测定,在此基础上,建立基于土壤性质主控因子(pH、CEC、OC)的Zn的毒性预测模型。为了对实验室条件下测定的Zn毒性阈值及其预测模型的科学性进行验证,在16个不同土壤中选择两个性质差异较大的湖南祁阳酸性土和浙江嘉兴中性土进行Zn毒性阈值的验证,实验结果为正确评价污染土壤中Zn的生态风险及土壤中Zn的标准值的修订提供了参考依据。

1 材料与方法

1.1 土壤中Zn的毒性阈值(EC_{10} 、 EC_{50})测定

1.1.1 土样采集和制备

2010年5月,根据全国土壤pH值及有机质分布特点,在全国范围内选取了包括本田间试验点在内的16个不同地区的土壤样品,土样风干后过2 mm尼龙筛进行土壤理化性质测定^[2],土壤的基本理化性质见文献^[3]。每种土样取风干土5 kg,按照土壤pH的不同,每种土壤添加8个不同浓度的锌($mg \cdot kg^{-1}$)烘干

土),具体添加方法见文献^[4],保持最大持水量的70%平衡2周后备用。

1.1.2 土壤Zn的毒性阈值测试

本试验分别采用植物和微生物毒性测试方法进行污染土壤中Zn的毒性阈值测定。其中植物毒性测试方法包括:大麦(*Hordeum vulgare* cv.)根伸长抑制毒性测试、西红柿(*Lycopersicon esculentum* cv.)及小白菜(*Brassica rapa* var. *chinensis* cv.)生长毒性测试(ISO 11269-2(2005))。土壤微生物毒性测试采用基质诱导硝化测试方法(PNR)(ISO 14238-1(1993))。相关测试方法见文献^[3]。

1.2 土壤中Zn毒性阈值的田间验证

1.2.1 田间试验区概况

2011年5月—2012年10月,分别在中国农业科学院湖南祁阳红壤试验站(小麦-玉米轮作)和浙江嘉兴农科院(水稻-油菜轮作)进行土壤中Zn毒性阈值的田间验证试验。祁阳试验站地处湖南省祁阳县文富市官山坪村,属于典型中亚热带地区,丘陵地形,年均温度为18.1℃,有效积温约为3259℃,无霜期为300 d,年均降雨量为1407.5 mm。嘉兴试验站属于亚热带季风气候,平原地形,年平均气温为15.9℃,无霜期为230 d,年均降雨量为1169 mm。田间试验土壤的理化性质见表1。

1.2.2 田间试验处理

两个地点的田间试验分别在32个裂区进行,每个裂区面积为6 m²(长3 m×宽2 m),每个裂区以水泥墙进行隔离,水泥墙高度为40 cm,地上20 cm,地下20 cm,每个裂区间隔60 cm,小区布置采用随机排列。田间试验土壤外源Zn的添加浓度参考室内毒性试验的结果进行添加,使用化学纯的ZnCl₂进行添加。湖南祁阳土壤Zn添加浓度为0、12.5、25、50、100、200、400、800 $mg \cdot kg^{-1}$ 土壤,浙江嘉兴水稻土为0、25、50、100、200、400、800、1600 $mg \cdot kg^{-1}$ 土壤,每个处理2次重复。肥料在播种前作基肥施用,其中祁阳:氮肥(尿素N)210 $kg \cdot hm^{-2}$,磷肥(P₂O₅计)84 $kg \cdot hm^{-2}$,钾肥(K₂O计)84 $kg \cdot hm^{-2}$;嘉兴:氮肥(尿素N)202.5 $kg \cdot hm^{-2}$,

表1 土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the soils

土壤	pH ¹⁾ (H ₂ O)	CEC ²⁾ /cmol ⁺ ·kg ⁻¹	EC/ μ S·cm ⁻¹	OC ³⁾ /%	CaCO ₃ /%	氧化铁 ⁵⁾ /mg·kg ⁻¹	粘粒/% ⁶⁾	Zn/mg·kg ⁻¹
祁阳红壤	4.94	7.47	74.1	0.87	0.09	1146	46.1	75.6
嘉兴水稻土	6.90	19.33	158.8	1.42	0.15	6212	41.2	90.6

注:1)土壤pH用为土/水比1:5的条件下测定;2)有效阳离子交换量,用无缓冲银-硫脲法测定;3)用总碳与无机碳之差获得;4)草酸盐提取态铁;5)<2 μ m/2~20 μ m/20 μ m~2 mm,通过沉降法测定^[5-6]。

磷肥(P_2O_5)72.1 kg·hm⁻²,钾肥(K_2O)195 kg·hm⁻²。

1.2.3 田间管理

湖南祁阳种植玉米品种为渝单7号,2011年5月9日播种,每小区播种48穴,每穴3粒种子,玉米5月14日出苗,在3叶期定苗48株。各小区在苗期灌水抗旱1次,小区灌水时间相同,每次灌水时间为5 min。玉米2011年7月2日抽雄,玉米8月15日成熟。

浙江嘉兴种植水稻品种为秀水-128,2011年5月下旬播种,28 d后将2~3叶期秧苗移种在已经处理好的田间试验小区,水稻在10月底收获。

1.2.4 田间土壤与植物样品的采集

在每个小区内进行5个点取样,每个点取土壤1000 g并混匀,每个小区土壤样品1次共5000 g。将土壤样品风干、研磨全部过2 mm尼龙筛,装入密封袋中备用。在庄稼收获时,从5个位点采5株植物,采集点与土壤样品保持一致,并统计每个小区的生物产量。地上部分分为籽粒和秸秆,水稻的籽粒(先从水稻植株上人工分离出来,脱壳后的糙米),样品经去离子水洗净后,在70℃下烘干,再用不锈钢粉碎机磨碎后过100目筛。

1.3 测定方法

1.3.1 土壤与植株样品 Zn 含量测定

土壤和植株样品均采用美国国家环保局推荐的EPA3050方法消解,利用微波消解炉对样品进行消化处理^[7],然后用火焰原子吸收分光光度法测定Zn含量。整个分析过程所用试剂均为优级纯,并采用国家标准土壤样品(GSS-6)作为标准物质控制测定质量。

1.3.2 活体法叶绿素相对含量(SPAD值)测定^[8]

在水稻不同的生育期用SPAD-502叶绿素测定仪测定水稻剑叶SPAD值,测样时间为晴天9:00—10:00,定株定叶(用棉绒线固定标记)对不同时期叶绿素相对含量进行跟踪测定。每个小区选取6株,每株2片剑叶,共12片,测定剑叶中部1个点,3次重复,测定时避开主脉,各处理不同生育期的叶绿素含量均以测定的平均值表示。

1.3.3 苗期株高的测定

每个小区选10株具有代表性幼苗,用直尺测量每株从土壤表面至茎顶端的距离即株高,求其平均值。

1.3.4 苗期叶面积测定^[9]

每个小区选10株具有代表性幼苗,求每株玉米总叶面积的平均值。叶面积用系数法计算:叶面积=叶长×最大叶宽×0.8(叶面积系数)。

1.3.5 生物量测定

玉米与水稻收获后,称量每个小区玉米和水稻和秸秆的风干重。风干样品在70℃烘干48 h,通过考种,计算每个小区玉米和水稻籽粒的产量。

1.4 土壤中 Zn 的毒性阈值计算

常用的剂量-效应拟合曲线有Log-normal、Weibull、Gamma等,其中Log-logistic函数因为其拟合参数均与实际生物效应有关而被广泛采用^[10]:

$$Y = \frac{Y_0}{1 + e^{[b(x-M)]}}$$

式中:Y代表评价终点(如生物量、根伸长、硝化速率等)相对于对照的百分比(%);x为Log₁₀(测定的污染物添加浓度);Y₀为对照的生态反应率(%);M为Log₁₀(EC₅₀),EC₅₀为与对照相比,各评价终点受到50%抑制时锌的添加剂量。

具体拟合采用M.Barnes(CSIRO, Adelaide, Australia)编制的软件。

2 结果与分析

2.1 实验室中土壤 Zn 毒性阈值及其预测模型的建立

对采集的16种不同性质的土壤,通过人工添加外源Zn的方法,分别利用大麦根伸长、西红柿及小白菜生长毒害及土壤微生物硝化作用抑制作为测试终点获得不同土壤中Zn的毒性阈值(EC₁₀、EC₅₀)见文献^[3-4]。在此基础上,建立了基于土壤性质主控因子(pH、CEC、有机碳含量)的土壤中Zn毒性阈值的预测模型见表2。

2.2 田间条件下土壤中 Zn 对玉米生长的毒性阈值

在湖南祁阳田间试验结果表明,随着土壤中Zn浓度的增加,对玉米生长的影响越来越明显。在浓度为400、800 mg·kg⁻¹的Zn处理中,玉米出苗后逐步黄化枯死。基于玉米秸秆、籽粒产量、相对株高和相对叶面积与土壤中Zn浓度的剂量-效应关系见图1。随着土壤添加Zn剂量的增加,Zn毒害对玉米苗期株高和叶面积的抑制以及对秸秆和籽粒产量的降低作用明显增加。

用Log-logistic剂量-效应函数对不同测试指标数据的毒性阈值测定拟合结果见表3。不同指标对土壤中Zn毒性阈值测定结果表明,不同的评价指标得到的阈值有明显差异,其中测定的半抑制浓度(EC₅₀)范围为127~312 mg·kg⁻¹,而10%抑制浓度(EC₁₀)为37~51 mg·kg⁻¹。基于不同测定指标的毒性阈值EC_x(x=10、50)可以看出,玉米生长的不同指标对土壤中

表 2 基于不同生物评价终点的锌毒害预测模型^[3,4]

Table 2 Predicted models of zinc toxicity based on different bioassay endpoints

不同物种锌毒害预测模型		
基质诱导硝化(PNR)模型	$\text{LogEC}_{10}=0.174\text{pH}+0.180\text{rg}-\text{C}+0.003\text{CEC}+0.84$	$r^2=0.721, n=16, P<0.01$
	$\text{LogEC}_{50}=0.166\text{pH}+0.1680\text{rg}-\text{C}+1.42$	$r^2=0.893, n=16, P<0.01$
大麦根伸长模型	$\text{LogEC}_{10}=0.154\text{pH}+0.0850\text{rg}-\text{C}+0.007\text{CEC}+1.21$	$r^2=0.904, n=16, P<0.01$
	$\text{LogEC}_{50}=0.16\text{pH}+0.0470\text{rg}-\text{C}+1.96$	$r^2=0.922, n=16, P<0.01$
西红柿生长模型	$\text{LogEC}_{10}=1.171\text{pH}+0.0230\text{rg}-\text{C}+0.007\text{CEC}+1.71$	$r^2=0.835, n=16, P<0.01$
	$\text{LogEC}_{50}=0.184\text{pH}+0.0810\text{rg}-\text{C}+0.002\text{CEC}+1.05$	$r^2=0.848, n=16, P<0.01$
小白菜生长模型	$\text{LogEC}_{10}=0.211\text{pH}+0.0630\text{rg}-\text{C}+0.012\text{CEC}+0.718$	$r^2=0.793, n=16, P<0.01$
	$\text{LogEC}_{50}=0.134\text{pH}+0.1030\text{rg}-\text{C}+0.002\text{CEC}+1.78$	$r^2=0.864, n=16, P<0.01$

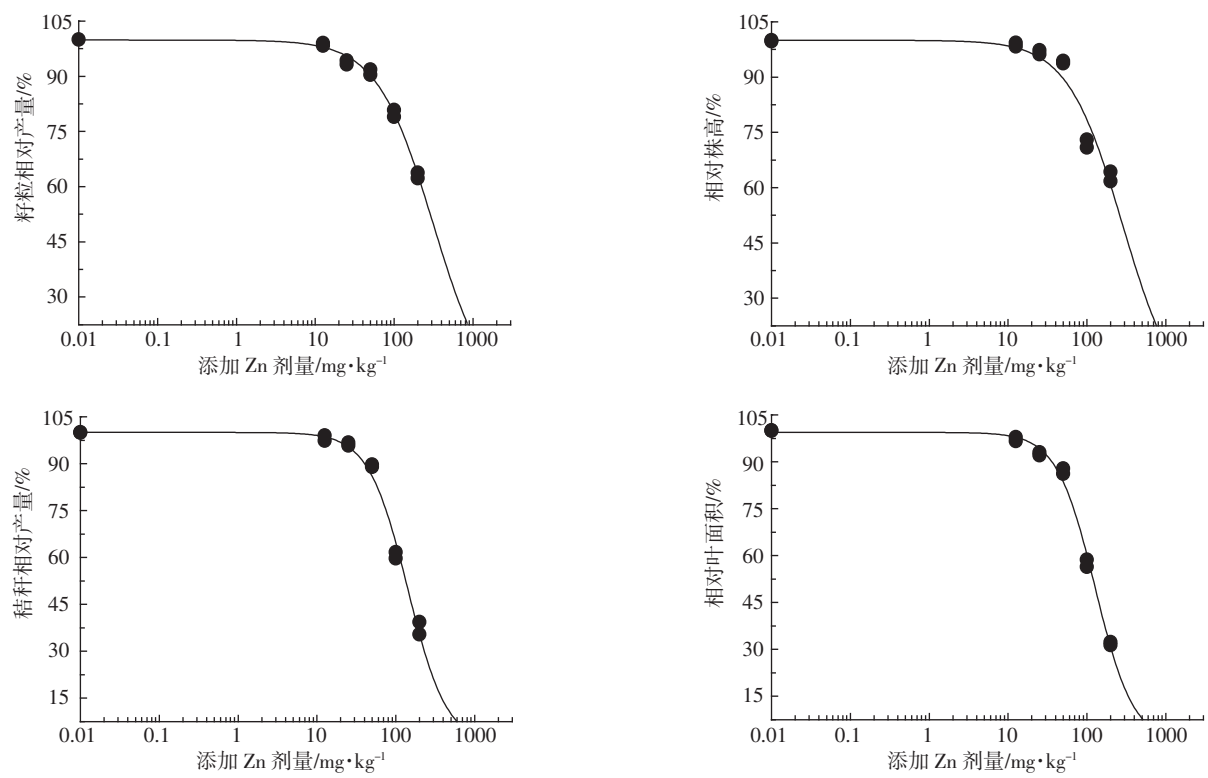


图 1 田间条件下土壤中 Zn 对玉米生长指标毒性的剂量-效应关系曲线

Figure 1 The dose-response curves of Zn toxicity to maize growth in field condition

Zn 毒害的敏感性顺序为: 苗期叶面积>秸秆产量>苗期株高>籽粒产量,其中叶面积为最敏感的评价指标。这与文献报道的结果一致^[11],可解释为 Zn 主要富集于代谢旺盛的器官中,而叶片是植物光合作用和蒸腾作用的主要器官,叶面积减小引起光合和蒸腾能力降低,从而导致植株矮小、作物减产等症^[11]。

2.3 田间条件下土壤中 Zn 对水稻生长的毒性阈值

浙江嘉兴水稻土田间实验结果表明,土壤中添加低剂量 Zn 可以促进水稻生长,而高浓度 (>200 mg·kg⁻¹)Zn 则产生明显毒害效应。水稻四项规律性变化的生长指标与土壤中 Zn 含量的剂量-效应关系对数模型拟合见图 2。结果显示,当 Zn 添加量为 25 mg·

表 3 基于玉米不同生长指标测定的土壤中 Zn 的毒性阈值 (mg·kg⁻¹)及其 95%的置信区间

Table 3 Toxicity thresholds(EC_{10} and EC_{50} in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) of Zn in soil derived from maize growth indexes and its'95% confidence intervals

评价指标	EC_{10}	(±95%的置信区间)	EC_{50}	(±95%的置信区间)
籽粒产量	51	(42~62)	312	(282~345)
苗期株高	48	(28~82)	293	(218~395)
秸秆产量	40	(32~51)	141	(129~155)
叶面积	37	(30~45)	127	(118~137)

kg⁻¹ 时,水稻籽粒生物量为对照的 104%,表明了低剂量 Zn 对水稻生长产生了一定刺激作用;随着土壤中

Zn 浓度的增加($>200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),Zn 对水稻生长的毒性逐渐增加,水稻开始出现中毒症状,如叶片失绿黄化,生长障碍,植株矮小,分蘖减少,生物量下降;当外源 Zn 添加量为 $1200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,水稻无法正常生长。这是由于土壤中过量的 Zn 对水稻代谢过程产生影响,从而影响水稻正常生长^[12]。

基于水稻四项规律性变化的生长指标(籽粒、秸秆、株高及叶绿素相对含量)与土壤中所测定的添加 Zn 剂量对水稻毒性阈值见表 4。测定结果表明,基于上述 4 种测定指标所测定 Zn 对水稻毒性阈值 EC_{50} 为 $682\sim922\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, EC_{10} 为 $213\sim332\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,不同评价指标对 Zn 毒性反应的敏感性顺序为:叶绿素(孕穗期) $>$ 秸秆产量 $>$ 苗期株高 $>$ 籽粒产量,其中最敏感的指标为叶绿素。相关研究结果表明^[13-17],高 Zn 胁迫对水稻产生毒害的机制可能包括:首先是根细胞质膜的损伤使得根系活力降低,抑制养分的吸收,影响营养元素的运输,进而表现为叶片生长受抑制;其次,叶片中产生大量的含氧自由基,致使叶绿体膜脂过氧化而受到损伤,破坏作物的细胞结构,都造成了叶绿素含量减少。此外,籽粒的 EC_{50} 显著大于其他 3 项指标的 EC_{50} 值($P<0.05$),可能的原因是水稻存在调节锌在籽粒中过量积累的防御机制^[17],使得籽粒对锌的耐受性

表 4 基于水稻不同生长指标测定的土壤中 Zn 的毒性阈值 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)及其 95%的置信区间

Table 4 Toxicity thresholds(EC_{10} and EC_{50} in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)of Zn in soil derived from rice growth indexes and its' 95% confidence intervals

评价指标	EC_{10} ($\pm 95\%$ 的置信区间)		EC_{50} ($\pm 95\%$ 的置信区间)	
籽粒产量	332	(260~426)	922	(834~1019)
苗期株高	310	(264~366)	771	(729~815)
秸秆产量	252	(219~289)	724	(687~762)
叶绿素(SPAD)	213	(183~249)	682	(646~720)

较高。

2.4 实验室与田间条件下土壤中 Zn 的毒性阈值比较

实验室条件下,基于大麦根伸长抑制毒性测试、西红柿及小白菜生长毒性及土壤微生物毒性测试终点获得的湖南祁阳和浙江嘉兴土壤中 Zn 的毒性阈值见文献^[3-4]。田间条件下,基于不同生长指标测定的土壤中 Zn 对玉米和水稻生长毒害阈值与实验室测定阈值间的关系见图 3。可以看出,实验室条件下,4 种不同评价终点所得出的 Zn 毒性阈值(EC_{10} 、 EC_{50})与田间条件下 Zn 对水稻的毒性阈值较吻合,所有评价指标的阈值都在两倍的误差内。对于湖南祁阳玉米的毒性阈值而言,室内诱导硝化测试与田间试验结果最为接近,其次是小白菜生长毒性阈值,玉米叶面积指标的

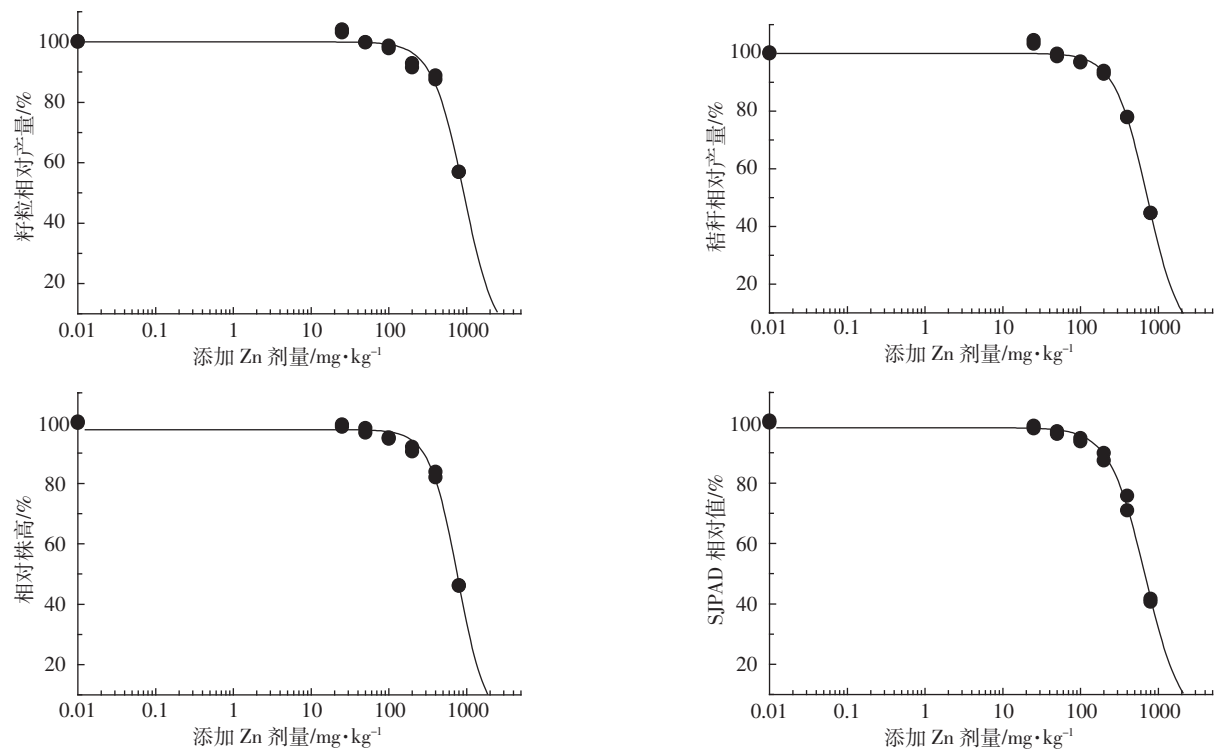


图 2 田间条件下土壤中 Zn 对水稻生长指标毒性的剂量-效应关系曲线
Figure 2 The dose-response curves of Zn toxicity to rice growth in field condition

EC₅₀在两倍预测区间的下方;除了PNR毒性阈值外,与田间条件毒性阈值接近的是西红柿生长毒性和大麦根伸长毒性测定结果(图3),此顺序与前期相关研究结果相吻合^[9]。随着实验室条件下毒性阈值评价终点敏感性的降低,偏差也逐渐增大,表明在田间试验条件下,低估了酸性条件下土壤中Zn对玉米的毒性作用。此外,对于大麦根伸长,祁阳玉米试验结果全都位于1:1直线的下方,表明田间条件下Zn对玉米毒性作用更强,原因可能包括:在酸性土壤上,大麦对污染土壤中Zn的敏感性低于玉米;室内与田间的气候环境不同,导致了外源Zn进入土壤后有效态转化的速率有较大差别^[18];田间条件下,酸性土壤中Al毒的协同作用,导致祁阳土壤着Zn的生态风险加大^[19]。

2.5 土壤中Zn毒性阈值预测模型的田间验证

从表2经验模型中获得的预测值与田间试验得到的EC_x的相关性进行分析结果见图4。可以看出,总体而言,基质诱导硝化PNR模型的预测效果最好。田间条件下,祁阳土壤中Zn毒性阈值的实测值EC₅₀、EC₁₀与预测值的比值分别为1.51~0.62、0.79~0.57,嘉兴水稻土中Zn毒性阈值EC₅₀和EC₁₀的比值分别1.78~1.32

和1.79~1.15。相比而言,4个模型对嘉兴水稻土中Zn毒害的预测效果都较好,田间条件下所测定的EC_x值都在两倍的预测范围内;对于祁阳土壤,基于室内高等植物试验的Zn毒性阈值经验模型对玉米Zn毒害的预测结果大部分偏低,尤其是大麦模型的预测效果较差,田间条件下,土壤中Zn对玉米毒性所测定的EC₁₀都低于其预测值的两倍。在土壤中重金属环境基准值研究中,通常以10%抑制浓度(EC₁₀)为依据来确定土壤重金属毒性的临界值^[3],据此可以推断:在湖南祁阳酸性土壤Zn毒性阈值预测研究中,使用PNR模型较好,实测值与预测值比值为0.79;而在浙江嘉兴水稻土中,则利用大麦根伸长模型预测土壤Zn毒性阈值较准确,实测值与预测值比值为1.17。

3 结论

(1)田间试验条件下,湖南祁阳土壤中Zn对玉米不同生长指标的毒性阈值EC₅₀范围为127~312 mg·kg⁻¹,EC₁₀在37~51 mg·kg⁻¹之间,不同测试指标间的敏感性顺序为:苗期叶面积>秸秆生物量>苗期株高>籽粒产量;浙江嘉兴水稻土中Zn的毒性阈值EC₅₀为

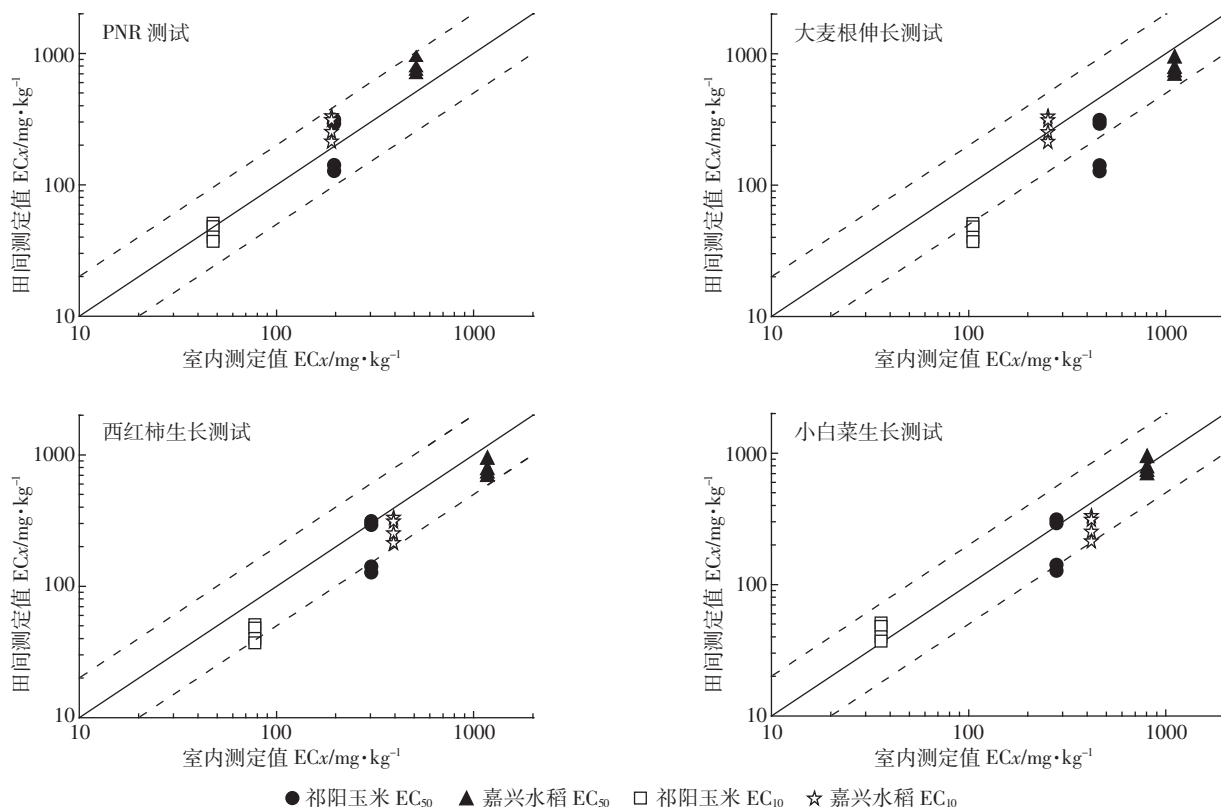


图3 田间与实验室条件下测定的土壤中Zn毒性阈值的比较(实线为1:1线,虚线代表2倍的误差区间)

Figure 3 Comparison of Zn toxicity thresholds between the results derived from field and laboratory conditions in soils of the same sites(the solid lines are 1:1 lines and the dashed lines indicated a twofold error from the solid lines).

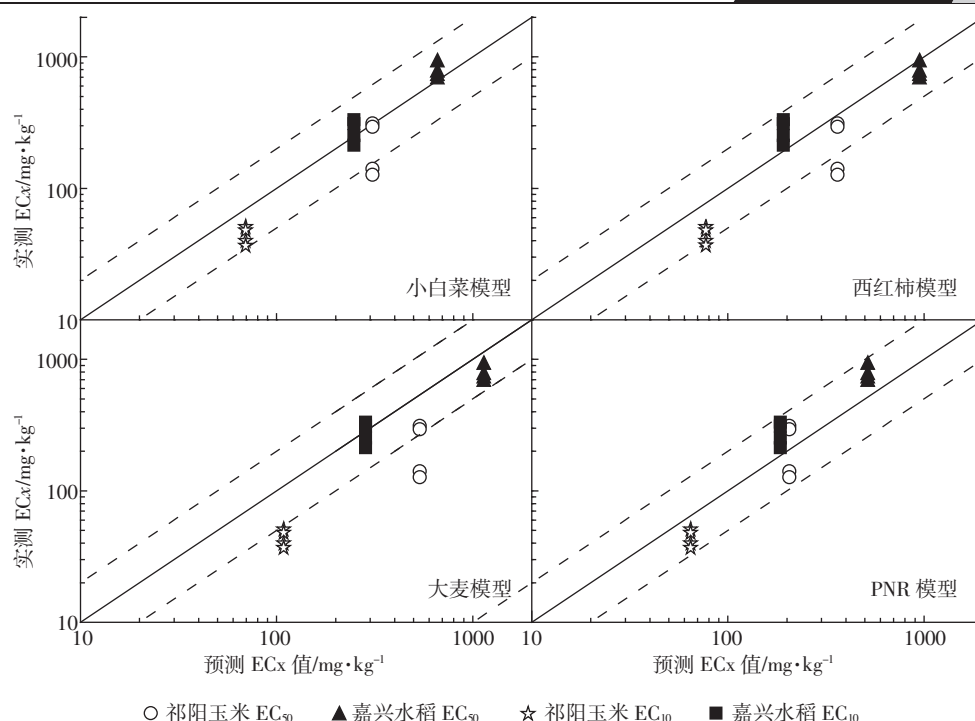


图4 预测值与田间玉米和水稻毒性阈值 EC_{50} 、 EC_{10} 之间的相关性(实线代表 1:1 的直线,虚线代表 2 倍的预测区间)

Figure 4 Relativity between the predicted zinc toxicity threshold values and measured EC_{10} 、 EC_{50} derived from maize and rice tests in two soils in field condition. (The solid lines are 1:1 lines and dashed lines indicated a 2-fold prediction interval between the predicted and measured values)

682~922 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, EC_{10} 为 213~332 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 不同测定指标间的敏感性顺序为: 孕穗期叶绿素含量>秸秆生物量>苗期株高>籽粒产量。

(2)对实验室条件下不同测试的土壤中 Zn 的毒性阈值田间验证结果表明,实验室条件下不同评价终点测定的土壤中 Zn 的毒性阈值与田间条件下的吻合性在不同土壤间存在一定差异。相比而言,实验室与田间条件下偏中性的浙江嘉兴水稻土中 Zn 的毒性阈值测定结果更吻合。

(3)基于实验室条件下不同测试指标的土壤中 Zn 毒性阈值与土壤主控因子间的预测模型能较好预测浙江嘉兴水稻土中 Zn 的毒性阈值,而对于偏酸性的祁阳土壤,实验室条件下所得出的土壤中 Zn 毒性预测模型则低估了土壤中 Zn 的生态风险。

参考文献:

- [1] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2006, 25(3): 726-732.
- [2] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [3] Lu R K. Analytical Methods for soils and agricultural chemistry [M].

Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.

- [3] 陈世宝, 林 蕾, 魏 威. 基于不同测试终点评价我国土壤中锌的毒性阈值(EC_x)及其预测模型[J]. 中国环境科学, 2013(待刊).
- CHEN Shi-bao, LIN Lei, WEI Wei. Comparative study of Zn-toxicity thresholds in 16 Chinese soils as determined by different bioassay end-points and its predicted models[J]. *China Environmental Science*, 2013 (in press).
- [4] 林 蕾, 刘继芳, 陈世宝, 等. 基于基质诱导硝化测定的土壤中锌的毒性阈值、主控因子及预测模型研究[J]. 生态毒理学报, 2012, 6: 647-653.
- LIN Lei, LIU Ji-fang, CHEN Shi-bao, et al. Toxicity threshold of Zn added to soils and the main factors affecting Zn toxicity as determined by substrated induced nitrification, and its predictable models[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2012, 6: 647-653.
- [5] Rayment G E, Higginson F R. In Australian laboratory handbook of soil and water chemical methods[M]. Inkata, Melbourne, VIC, Australia, 1992: 137-194.
- [6] Pleysier J L, Juo A S R. A single-extraction method using silver-thiourea for measuring exchangeable cations and effective CEC in soils with variable charges[J]. *Soil Science*, 1980, 129: 205-211.
- [7] Environmental Protection Agency (EPA). Acid digestion of sediments sludge and soils[S]. USEPA 3050B. <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>.
- [8] 李刚华, 丁艳锋, 薛利红, 等. 利用叶绿素计(SPAD-502)诊断水稻氮素营养和推荐追肥的研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2005,

- 11(3):412-416.
- LI Gang-hua, DING Yan-feng, XUE Li-hong, et al. Research progress on diagnosis of nitrogen and fertilization recommendation for rice by use chlorophyll meter[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2005, 11(3):412-416.
- [9] 冯冬霞, 施生锦. 叶面积测定方法的研究效果初报 [J]. 中国农学通报, 2005, 21(6):150-155.
- FENG Dong-xia, SHI Sheng-jin. Research on night measurement methods of leaf area[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2005, 21(6):150-155.
- [10] Haanstra L, Doelman P, Voshaar J H O. The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological research[J]. *Plant Soil*, 2005, 84(2):293-297.
- [11] 贺玉姣, 刘兴华, 蔡庆生. C4植物甜高粱和玉米幼苗对Zn胁迫的响应差异[J]. 生态环境, 2008, 17(5):1839-1842.
- HE Yu-jiao, LIU Xing-hua, CAI Qing-sheng. Different responses of C4 plants sorghum bicolor and Zea mays to excess Zinc stress during seedling stage[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(5):1839-1842.
- [12] 葛才林, 杨小勇, 朱红霞, 等. 重金属胁迫对水稻叶片过氧化氢酶活性和同工酶表达的影响[J]. 核农学报, 2002, 18(3):197-201.
- GE Cai-lin, YANG Xiao-yong, ZHU Hong-xia, et al. Effects of heavy metal stress on the catalase activity and expression of isoenzymes in the leaves of rice seedling[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Science*, 2002, 18(3):197-201.
- [13] Hossain M A, Jahiruddin M, Islam M R, et al. The requirement of zinc for improvement of crop yield and mineral nutrition in the maize-mungbean-rice system[J]. *Plant Soil*, 2008, 306:13-22.
- [14] Marchner H. Mineral Nutrition in higher plants[M]. London: Academic Press, 1995:347-364.
- [15] FANG Wei-Ching, KAO Ching-huei. Enhanced peroxidase activity in rice leaves in response to excess iron, copper and zinc[J]. *Plant Science*, 2000, 158(1-2):71-76.
- [16] 朱雪梅, 林立金, 邵继荣, 等. 锌镉复合污染对水稻根系抗氧化酶活性的影响[J]. 农业工程学报, 2008, 24(3):203-208.
- ZHU Xue-mei, LIN Li-jin, SHAO Ji-rong, et al. Effects of compound pollution of Zn and Cr on antioxidant enzyme activity of rice (*Oryza sativa* L.) roots[J]. *Transactions of CSAE*, 2008, 24(3):203-208.
- [17] Ishimaru Y, Masuda H Suzuki M, et al. Overexpression of the OsZIP4 zinc transporter confers disarrangement of zinc distribution in rice plants[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2007, 58(11):4263-4274.
- [18] 林 蕾, 陈世宝. 土壤中锌的形态转化、影响因素及有效性研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(2):221-229.
- LIN Lei, CHEN Shi-bao. Transformation and influence factors of speciation of zinc in soils and its effect on zinc bioavailability: A review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(2):221-229.
- [19] 魏 威, 梁东丽, 陈世宝. 土壤中外源锌对不同植物毒性的敏感性分布[J]. 生态学杂志, 2012, 31(3):538-543.
- WEI Wei, LIANG Dong-Li, CHEN Shi-bao. Plant species sensitivity distribution to the phytotoxicity of soil exogenous zinc[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(3):538-543.