

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20170113003

姜蓉, 王美娥, 陈卫平. 环草隆与重金属复合污染对黄瓜及小麦的毒性效应评估[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(3): 544-555

Jiang R, Wang M E, Chen W P. Joint toxicity assessment of siduron and heavy metals on cucumber and wheat seed germination and seedling growth [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(3): 544-555 (in Chinese)

环草隆与重金属复合污染对黄瓜及小麦的毒性效应评估

姜蓉^{1,2}, 王美娥^{1,*}, 陈卫平¹

1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2. 中国科学院大学, 北京 100049

收稿日期: 2017-01-13 录用日期: 2017-04-12

摘要: 为探究草坪除草剂与重金属复合污染对高等植物的生态毒性效应, 以小麦与黄瓜为敏感受试植物, 采用滤纸发芽试验法, 研究了典型草坪除草剂环草隆与4种重金属(Cu/Zn/Pb/Cd)单一及复合污染条件下, 对2种植物种子萌发与幼苗生长的毒性效应并进行评估。在此基础上采用评估因子法外推环草隆在土壤中的预测无效应浓度(PNEC_{soil})。结果表明, 2种植物的根长及小麦的芽长对环草隆与重金属非常敏感($P < 0.01$), 且存在明显的剂量-效应关系。黄瓜根长对环草隆最敏感, 根长半抑制浓度(RI₅₀)为0.281 mg·L⁻¹。小麦根长对Cu、Pb、Cd比黄瓜根长更敏感。环草隆与重金属复合污染时, 黄瓜根长表现得最为敏感, 可作为敏感生物标记物。环草隆与重金属复合污染对小麦及黄瓜根长抑制具有协同作用, 并且随着重金属浓度的增大, 黄瓜和小麦根生长对环草隆的敏感性增加。环草隆与重金属复合污染对小麦芽长的联合效应主要与重金属种类及其暴露浓度有关。以黄瓜的根伸长抑制率为急性毒性终点, 利用外推法计算得环草隆在土壤中的PNEC_{soil}为1.90 μg·kg⁻¹, 远远低于环草隆田间推荐使用量1.5~9 mg·kg⁻¹。与重金属复合污染时, 环草隆的PNEC_{soil}明显降低, 导致其生态风险提高。上述研究结果能够为草坪除草剂环草隆与重金属复合污染的生态风险评价提供数据支持。

关键词: 环草隆; 重金属; 小麦; 黄瓜; 根伸长; 毒性效应; 复合污染

文章编号: 1673-5897(2017)3-544-12 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Joint Toxicity Assessment of Siduron and Heavy Metals on Cucumber and Wheat Seed Germination and Seedling Growth

Jiang Rong^{1,2}, Wang Meie^{1,*}, Chen Weiping¹

1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. University of China Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Received 13 January 2017 accepted 12 April 2017

Abstract: In order to reveal the joint toxicity of typical lawn herbicide siduron and heavy metals on terrestrial plants, wheat and cucumber were exposed to single and combined treatment of siduron and four heavy metals. The germination rates, biomass and the elongation of root and shoot of tested plants were detected. The predicted no effect concentration (PNEC_{soil}) for siduron in soil was calculated using assessment factors. Results showed that si-

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41271503)

作者简介: 姜蓉(1989-), 女, 博士研究生, 研究方向为土壤污染生态风险评价, E-mail: jrongo15@163.com

* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: mewang@rcees.ac.cn

siduron and heavy metals had significant single and joint effects on root elongation of both plants and shoot elongation of wheat ($P < 0.01$). Apparent dose-effect relationships were demonstrated. Cucumber was more sensitive to siduron than wheat. RI_{50} of cucumber in root elongation was $0.281 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Wheat was more sensitive to Cu, Cd, Pb than cucumber. When we combined siduron and those four heavy metals, cucumber root elongation was the most sensitive parameter, which thus could be selected as biomarker. Siduron and those four heavy metals had a synergic effects on the inhibition of wheat and cucumber root elongation. Compared to single treatment of siduron, root elongation of both plants were more sensitive to siduron with the addition of heavy metals. Joint toxicity of siduron and those four heavy metals to wheat shoot depended more on individual heavy metal and exposing concentration. PNEC of siduron in the soil ($PNEC_{\text{soil}}$) derived from the acute toxicity data of cucumber root elongation inhibition using equilibrium partitioning was about $1.90 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, which was far below the recommended application dose of $1.5\text{-}9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ siduron in field. When combined with heavy metals, the $PNEC_{\text{soil}}$ of siduron significantly decreased, which may lead to increased ecological risk. Results presented in this study can provide basic data for ecological risk assessment of combined pollution of siduron and heavy metals.

Keywords: siduron; heavy metal; wheat; cucumber; root elongation; toxic effect; combined pollution

随着城市化和工业化进程的加快,在高强度工业活动、大规模的工程建设、大量废弃物的排放和频繁的交通运输等多种因素的综合作用下,城市土壤遭受了剧烈影响,土壤质量明显退化,污染严重^[1]。而作为城市人群集中的主要休闲娱乐活动场所,草坪绿地的土壤污染问题显得尤为关键,也最为敏感^[2]。

重金属污染已经成为城市绿地土壤的重要特征之一^[3-6]。前期对北京市城市土壤重金属污染的调查研究结果表明,Cu、Zn、Pb、Cd为主要重金属污染物^[7],其中市中心公园以及建成百年的古典公园土壤中重金属Cu与Pb最高浓度达到 457.5 、 $207.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[8-9]。天津、西安等北方较发达城市土壤也出现明显的重金属污染,其中主要污染元素也是Cu、Zn、Pb、Cd^[10-11]。沈阳和长春等北方工业城市表层土壤中Cu、Zn、Pb、Cd等元素的富集更为明显,最高浓度达到 437.3 、 $1\ 107$ 、 377.5 、 $11.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[12-13]。

由于国内城市绿地的管理缺乏相应的规范和标准,近年来,随着城市草坪绿地面积与日俱增,在养护过程中大量化肥农药的使用,对大气、水体和土壤产生的农药面源污染问题日显突出^[14-17],却没有引起足够的重视。环草隆是北方城市应用较为广泛的一种典型草坪除草剂,对草坪种子的萌发无不良影响,可有效地控制狗尾草、止血马唐、毛雀麦和稗草等杂草。由于环草隆性质相对稳定,在水体及土壤前半衰期较长,而且移动性高,易随水迁移,尤其是雨水径流^[18],近年来环草隆在水体中时有检出^[19-20]。Whittemore等^[21]在美国堪萨斯州城市住宅区低凹水坑中检测到环草隆,Chau等^[22]在越南多个城市地表

水中检测到环草隆,且浓度最高达到 $1 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,Kong等^[23]对天津市20个地表水样进行监测,发现20个水样均含有环草隆,最高浓度为 $0.21 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,这说明环草隆在城市绿地中的使用相当广泛。因此,在北方城市土壤中重金属和除草剂复合污染普遍存在。

城市土壤(尤其草坪土壤)生态风险评估是保护和维持健康的土壤环境和生态功能的重要步骤。当今对化学品污染的生态风险评估方法大多基于单一污染物的毒性数据,然而,随着越来越多的科学家意识到土壤复合污染的普遍性,发展复合污染生态风险评估方法逐渐引起了关注。此外,有研究表明,已经受到了某些胁迫的生态系统(如旱涝、污染等)对外界不良环境的响应明显不同于正常生态系统^[24]。因此,本研究选择城市土壤中普遍存在的4种重金属污染物(Cu/Zn/Pb/Cd)与北方草坪常用除草剂环草隆为研究污染物,研究两者复合污染下对高等植物的生态毒性效应,旨在筛选敏感生物标记物,并通过建立敏感生物标记物与污染物浓度之间的剂量-效应关系,推算预测无效应浓度(PNEC),为城市重金属污染土壤中除草剂施用的生态风险评价提供基础数据。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 供试材料

供试小麦品种为轮选987,黄瓜品种为中农8号,供种单位为中国农业科学院。环草隆为48.5%可湿性粉剂,其他试剂为分析纯。

1.2 试验设计与方法

1.2.1 预实验

铺二层滤纸于直径9 cm烧杯中,将消毒后的黄

瓜和小麦种子均匀摆放在于烧杯中滤纸上,每个烧杯20粒。分别向烧杯中加入5 mL不同几何级数浓度的环草隆、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的污染物溶液,封口后,放在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 的培养箱中,黑暗下培养。当对照根芽长大于20 mm时,培养结束,分别计算各个处理的发芽率、芽长、根长、幼苗鲜重及干重,发芽的标准为芽长大于等于3 mm,每个处理设3个重复。

1.2.2 单效应实验

根据预实验结果,在种子发芽和根伸长抑制浓度达到抑制率20%~80%范围内,设置不同处理浓度(见表1),在与预试验相同条件下,进行种子发芽与幼苗生长培养试验,实验结束时,测定各处理浓度的种子发芽率和根长、芽长、幼苗鲜重及干重。

1.2.3 复合污染实验

根据单效应实验结果,环草隆的实验浓度分别对应于单效应实验根长抑制率的0%、25%、30%、40%、50%、60%,重金属的实验浓度对应于单效应实验根长抑制率的0%、20%、60%,对小麦及黄瓜的

复合污染试验处理浓度见表2。

1.3 统计分析

所有试验数据采用SPSS13.0和Excel等进行处理,测量数据进行单因子及双因子方差分析,绘图软件为Sigma plot 18.0。

抑制率按下式计算:

$$\text{抑制率} = (\text{对照} - \text{处理}) / \text{对照} \times 100\% \quad (1)$$

采用评估因子法^[25],对PNEC进行外推,即用最敏感生物的毒性数据除以适当的评价因子(AF)即得到PNEC(见公式2)。本实验用PNEC评价环草隆与重金属溶液对黄瓜及小麦的生态毒理效应。由于环境中有机污染物在土壤与水相之间存在平衡作用,考虑到污染物在土壤中的生物有效性,因此通过平衡分配方法(equilibrium partitioning method, EPM)^[26],可以将土壤中污染物的浓度转化为孔隙水中的浓度,那么污染物在孔隙水中的浓度即可采用水体的PNEC值进行生态风险评价。土壤中环草隆的无效应浓度($\text{PNEC}_{\text{soil}}$)可以按照公式(3)进行推导。

表1 环草隆与重金属对黄瓜和小麦单效应试验处理浓度

Table 1 Single treatment concentration of siduron and heavy metals to wheat and cucumber

	小麦 Wheat						黄瓜 Cucumber						
	0	10	20	30	50	70	0	0.1	0.2	0.4	0.5	0.7	1
环草隆 Siduron/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0	10	20	30	50	70	0	0.1	0.2	0.4	0.5	0.7	1
Cd^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0	10	20	30	40	50	0	10	20	30	40	40	50
Cu^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0	2.5	5	10	20	50	0	5	10	20	40	40	80
Zn^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0	50	100	200	300	400	0	40	80	120	200	200	300
Pb^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0	100	200	400	800	1 000	0	100	200	300	400	400	500

表2 环草隆与重金属对黄瓜和小麦复合污染试验处理浓度

Table 2 Experiment design and combined treatment concentration of siduron and heavy metals to wheat and cucumber

	小麦 Wheat						黄瓜 Cucumber						
	0	10	15	30	45	60	0	0.1	0.15	0.2	0.35	0.55	
环草隆 Siduron/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0	10	15	30	45	60	0	0.1	0.15	0.2	0.35	0.55	
	0	WT1	WT2	WT3	WT4	WT5	0	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5	
Cd^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	10	WT6	WT7	WT8	WT9	WT10	10	CT6	CT7	CT8	CT9	CT10	
	25	WT11	WT12	WT13	WT14	WT15	40	CT11	CT12	CT13	CT14	CT15	
Cu^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	2	WT16	WT17	WT18	WT19	WT20	6	CT16	CT17	CT18	CT19	CT20	
	20	WT21	WT22	WT23	WT24	WT25	20	CT21	CT22	CT23	CT24	CT25	
Zn^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	150	WT26	WT27	WT28	WT29	WT30	40	CT26	CT27	CT28	CT29	CT30	
	450	WT31	WT32	WT33	WT34	WT35	120	CT31	CT32	CT33	CT34	CT35	
Pb^{2+} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	60	WT36	WT37	WT38	WT39	WT40	90	CT36	CT37	CT38	CT39	CT40	
	300	WT41	WT42	WT43	WT44	WT45	320	CT41	CT42	CT43	CT44	CT45	

注:WT为小麦复合污染实验处理,CT为黄瓜复合污染实验处理。

Note: WT means the treatment of combined pollution of wheat, CT means the treatment of combined pollution of cucumber.

$$PNEC_{water} = \frac{EC_{50}}{1000} \quad (2)$$

式中:EC₅₀选择根长半抑制浓度;

$$PNEC_{soil} = \frac{K_{soil-water}}{RHO_{soil}} \times PNEC_{water} \times 1000 \quad (3)$$

式中:K_{soil-water}为环草隆在土壤和水中分配系数(m³·m⁻³),RHO_{soil}为土壤容重(kg·m⁻³);

$$K_{soil-water} = FC_{water} + FC_{solid\ soil} \times \frac{K_{psoil}}{1000} \times RHO_{solid} \quad (4)$$

式中:FC_{water}为田间持水量(%),F_{solid soil}为土壤中固体颗粒的含量(%),K_{psoil}为环草隆在土壤中固-水分配系数(L·kg⁻¹),RHO_{solid}为土壤密度(kg·m⁻³);

$$K_{psoil} = K_{oc} \times f_{oc} \quad (5)$$

式中:K_{oc}为环草隆在土壤中的有机碳分配系数,f_{oc}为土壤有机碳含量(%)。

根据文献中数据,环草隆在土壤中的有机碳分配系数(K_{oc})一般为 330~420^[27-28],取平均值 375,北京市公园绿地土壤偏砂,容重约为 1.39 g·cm⁻³,田间持水量约为 35%,有机碳含量平均约为 1.4%^[29-31],土壤密度统一为 2.65 g·cm⁻³。

2 结果与分析 (Results and analysis)

2.1 环草隆与重金属单一、复合污染对黄瓜和小麦种子萌发及幼苗生长影响的方差分析

环草隆和重金属单一、复合污染对黄瓜和小麦种子发芽及幼苗生长的抑制效应的方差分析发现

(见表 3),在本试验浓度范围内(黄瓜 0.1~1 mg·L⁻¹;小麦 0~70 mg·L⁻¹),环草隆对黄瓜和小麦种子萌发及幼苗生物量无明显影响(P>0.05),但是显著抑制了幼苗根长及芽长(P<0.01)。重金属 Cu 和 Pb 对黄瓜的发芽率、根和芽伸长的效应均为显著(P<0.01),而重金属 Zn 和 Cd 对黄瓜的发芽率和幼苗生物量没有显著效应,对根和芽伸长有显著的效应(P<0.01)。对小麦的试验结果表明,只有 Pb 对小麦发芽率和幼苗干重有显著的效应(P<0.01);其他 3 种重金属对发芽率及幼苗生物量的效应不显著;与对黄瓜发芽试验类似,4 种重金属对小麦的根长和芽长都表现为显著的效应(P<0.01)。

环草隆与 4 种重金属复合污染的联合效应的分析结果表明,除了环草隆与 Cu 复合污染对黄瓜的发芽率有显著效应以外(P<0.01),环草隆与其他重金属复合污染对黄瓜与小麦种子发芽率及幼苗干重的联合效应均不显著(P>0.05),而对根长和芽长的联合效应显著(P<0.01)(表 3)。

以上结果表明,环草隆与重金属单一及复合污染胁迫对 2 种受试植物根长、芽长都有显著的影响,并且对黄瓜和小麦幼苗生长的效应较种子发芽更明显,这是因为种子发芽过程除了受外界污染物含量及有效性的影响外,主要还受胚内养分供应的影响^[32]。

2.2 环草隆处理浓度与小麦及黄瓜幼苗生长的剂量-效应关系

如图 1 所示,小麦根长和芽长抑制率与环草隆

表 3 环草隆与重金属单一、复合污染对黄瓜和小麦种子萌发及幼苗生长情况的方差分析

Table 3 Variance analysis of single and joint effect of siduron and heavy metals to cucumber and wheat seed germination and seedling growth

	黄瓜 Cucumber				小麦 Wheat			
	发芽率 Germination rate	根长 Root elongation	芽长 Shoot elongation	干重 Dry weight	发芽率 Germination rate	根长 Root elongation	芽长 Shoot elongation	干重 Dry weight
环草隆(sid)								
Siduron (sid)	0.771	0.000**	0.000**	0.604	0.206	0.000**	0.000**	0.694
Cu ²⁺	0.004**	0.000**	0.000**	0.007**	0.088	0.000**	0.000**	0.158
Zn ²⁺	0.558	0.000**	0.000**	0.325	0.964	0.000**	0.000**	0.687
Pb ²⁺	0.005**	0.000**	0.004**	0.269	0.000**	0.000**	0.000**	0.014*
Cd ²⁺	0.993	0.000**	0.005**	0.048*	0.668	0.000**	0.000**	0.547
Sid×Cd	0.852	0.000**	0.000**	0.344	0.272	0.000**	0.007**	0.872
Sid×Cu	0.024*	0.000**	0.000**	0.137	0.394	0.000**	0.000**	0.272
Sid×Zn	0.450	0.000**	0.000**	0.080	0.831	0.000**	0.000**	0.043
Sid×Pb	0.071	0.000**	0.000**	0.100	0.356	0.000**	0.000**	0.384

注:** P<0.01, * P<0.05 表示不同处理浓度间有显著差异。

Note: **, * stand for significant differences in different concentration treatments at P=0.01 and 0.05 level respectively.

浓度成显著线性正相关,回归方程分别为 $RI_{sid} = 0.671X + 19.8 (P < 0.01)$, $SI_{sid} = 0.793X - 4.71 (P < 0.01)$, 根据回归方程计算得到,环草隆对小麦根长、芽长的半抑制浓度分别为 45.0 和 $69.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,小麦根长比芽长对环草隆胁迫更为敏感。

黄瓜芽长抑制率与环草隆浓度之间没有显著的剂量-效应关系 ($P > 0.05$), 而黄瓜根长抑制率与环草隆浓度表现为显著的对数相关关系(图2), 回归方程为 $RI_{sid} = 21.6 \ln X + 77.4 (P < 0.01)$, 环草隆对黄瓜根长的半抑制浓度为 $0.281 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

以上结果表明,黄瓜根长抑制率对环草隆的敏感性较高,是小麦幼苗芽长及根长的150倍以上。这是因为环草隆本身针对多数一年生阔叶杂草,尤其是对小粒种子的阔叶杂草效果显著,黄瓜属于双子叶植物而且种子细小,因此黄瓜根长对环草隆非常敏感。

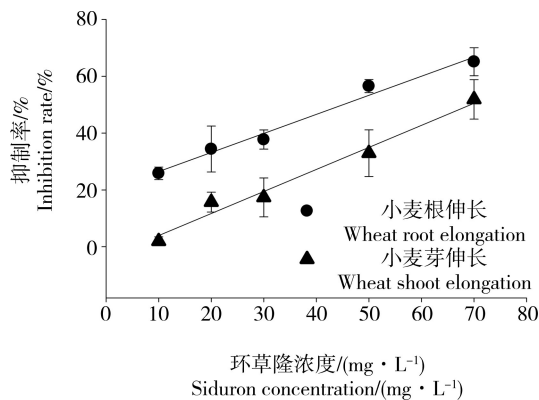


图1 环草隆对小麦幼苗生长的影响

Fig. 1 Effect of siduron on the root and shoot elongation of wheat

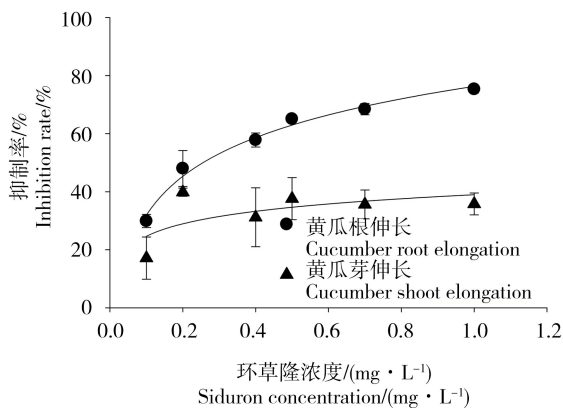


图2 环草隆对黄瓜幼苗生长的影响

Fig. 2 Effect of siduron on the root and shoot elongation of cucumber

根据美国 EPA 关于环草隆的登记资料中的数据,环草隆对双子叶植物大豆和单子叶植物洋葱的无可见有害作用水平(NOAE)分别为 $0.143 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[33],与本研究结果相似。环草隆属于苯胺类除草剂,Song 等^[34]的研究表明,绿麦隆对小麦幼苗的生长有明显抑制作用,在 $5 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度范围内,幼苗根长、芽长及鲜重受到明显抑制,而且根部受到抑制作用更明显;Yin 等^[35]研究了异丙隆对小麦的毒性效应,结果表明在 $3.5 \sim 20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 浓度下,异丙隆对小麦的根长也产生明显抑制作用。

2.3 重金属处理浓度与黄瓜及小麦幼苗生长的剂量-效应关系

根据方差分析结果(表3),对重金属 Cu 和 Pb 处理浓度与黄瓜的发芽率、根长、芽长、及其幼苗干物质质量,以及 Zn 和 Cd 处理浓度与黄瓜根长芽长进行了剂量-效应分析;同时对重金属 Cu、Zn、Cd 与小麦根长、芽长以及 Pb 与小麦发芽率、根长、芽长以及幼苗干物质进行了剂量-效应关系分析。结果表明,只有黄瓜根长及小麦根长和芽长与重金属浓度之间有显著的剂量-效应关系。重金属 Zn 处理浓度与小麦根长及芽长抑制率呈显著的线性正相关关系 ($P < 0.01$),其余重金属处理浓度与2种植物根伸长抑制率和小麦芽伸长抑制率呈显著的对数正相关 ($P < 0.01$),回归方程见表4。

如表4所示,从半抑制效应浓度 EC_{50} 可以看出,除 Zn 外,Cu、Pb、Cd 3种重金属对小麦根伸长的半抑制浓度(RI_{50})都小于芽伸长的半抑制浓度(SI_{50}),因此小麦根长比芽长对重金属胁迫更为敏感。与小麦相比,Zn 对黄瓜根长的半抑制浓度($89.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)明显低于小麦根长半抑制浓度($382 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),说明黄瓜根长对 Zn 的敏感性比小麦高;而 Cu、Pb、Cd 3种重金属对小麦根伸长的半抑制浓度都小于黄瓜的根长半抑制浓度,说明小麦根长对 Cu、Pb、Cd 的敏感性比黄瓜更高。

因此,Zn 的敏感生物标记物是黄瓜根长,而 Cu、Pb、Cd 的敏感生物标记物是小麦根长。大部分研究表明重金属污染胁迫对种子萌发影响较小,但对植物根伸长抑制效应显著,与本实验研究结果一致^[36-38]。

2.4 环草隆-重金属复合处理与小麦幼苗生长的剂量-效应关系

在环草隆与 Cu、Zn、Pb、Cd 这4种不同浓度重金属复合污染条件下,根据方差分析结果(表3),对环草

隆处理浓度与小麦的根长、芽长进行了剂量-效应分析。结果表明当重金属浓度一定时,小麦根长、芽长抑制率与环草隆浓度之间存在显著的剂量-效应关系

($P < 0.01$)。如图 2 所示,当重金属浓度一定时,随着环草隆浓度升高,小麦根长抑制率增大,呈显著的线性正相关关系,回归方程及半抑制效应浓度见表 5。

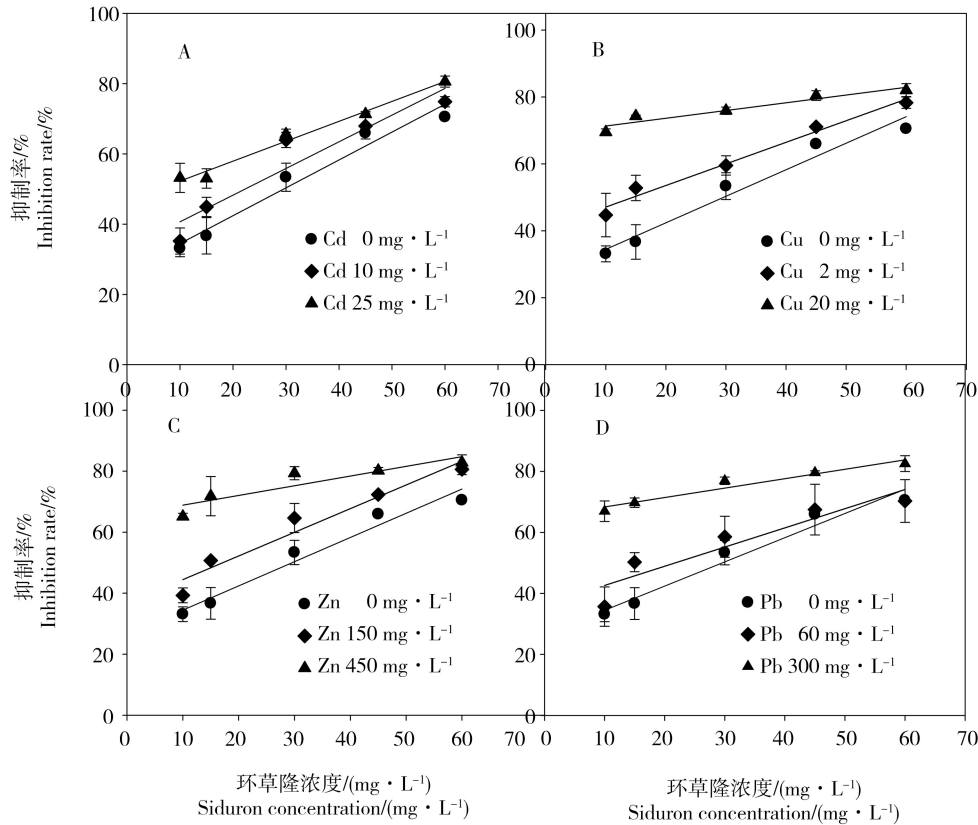


图 3 环草隆-重金属复合处理对小麦根长的联合毒性

Fig. 3 Joint toxicity effect of siduron and heavy metals on the root elongation of wheat

表 4 黄瓜与小麦根长及芽长抑制率与重金属离子浓度 (X) 的相关性

Table 4 Relationships between inhibition rate of root elongation (RI) and shoot elongation (SI) and concentration of added heavy metals (X)

		回归方程 Regression equation	R^2	P	$RI_{50}/(mg \cdot L^{-1})$	$SI_{50}/(mg \cdot L^{-1})$
Cd^{2+}	黄瓜 Cucumber	$RI_{Cd^{2+}} = 38.6 \ln X - 74.8$	0.984	<0.01	25.4	
	小麦 Wheat	$RI_{Cd^{2+}} = 31.7 \ln X - 38.1$	0.888	<0.01	16.1	24.2
		$SI_{Cd^{2+}} = 26.9 \ln X - 35.8$	0.951	<0.01		
Cu^{2+}	黄瓜 Cucumber	$RI_{Cu^{2+}} = 31.6 \ln X - 37.3$	0.939	<0.01	15.8	
	小麦 Wheat	$RI_{Cu^{2+}} = 17.8 \ln X + 4.87$	0.943	<0.01	12.6	25.6
		$SI_{Cu^{2+}} = 12.6 \ln X + 9.26$	0.916	<0.01		
Zn^{2+}	黄瓜 Cucumber	$RI_{Zn^{2+}} = 35.7 \ln X - 110$	0.999	<0.01	89.0	
	小麦 Wheat	$RI_{Zn^{2+}} = 0.141 X - 3.88$	0.986	<0.01	382	362
		$SI_{Zn^{2+}} = 0.123 X + 5.48$	0.906	<0.01		
Pb^{2+}	黄瓜 Cucumber	$RI_{Pb^{2+}} = 37.5 \ln X - 155$	0.910	<0.01	238	
	小麦 Wheat	$RI_{Pb^{2+}} = 23.7 \ln X - 78.0$	0.988	<0.01	220	546
		$SI_{Pb^{2+}} = 18.1 \ln X - 63.9$	0.961	<0.01		

注: $P < 0.01$ 表示可决系数显著水平为 0.01, 下同。

Note: $P < 0.01$ stands for markedly positive relationships at $P = 0.01$ level, the same below.

根据表5可以看出,与单一环草隆污染相比,环草隆与重金属复合污染对小麦根长的半抑制效应浓度明显降低,对小麦根长抑制具有一定协同作用。随着Cd浓度的增大,半抑制效应浓度降低,协同作用增强。在与高浓度的Cu($20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Zn($450 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Pb($300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)复合污染时,所有环草隆处理浓度下,小麦根长的抑制率都大于50%,说明随着重金属浓度的升高,小麦根长对环草隆更加敏感。

如图4所示,当重金属浓度一定时,小麦芽长抑制率与环草隆浓度呈显著线性回归关系,回归方程及计算得到的半抑制浓度见表6。根据表6可以看出4种重金属与环草隆复合污染对小麦芽长的半抑制效应浓度均大于根长的半抑制效应浓度,因此,环草隆与重金属复合污染条件下,小麦的根长相对比芽长更敏感。与单一环草隆污染相比,Cu和环草隆复合污染对小麦芽长的半抑制浓度都升高,表现为拮抗作用;Zn和环草隆复合污染时,对小麦的芽长半抑制浓度都降低,具有明显的协同作用;高浓度的Cd($25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和Pb($300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)与环草隆复合污染时,小麦芽长半抑制浓度降低,表现为协同作用,而低浓度的Cd($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和Pb($60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)与环草隆复合污染时,小麦芽长半抑制浓度升高,表现出拮抗作用,这可能是因为环草隆与Cu及低浓度的Cd和Pb发生络合作用,在短时间内会阻止污染物进一步进入植物体内,由此产生拮抗作用。

2.5 环草隆-重金属复合处理与黄瓜幼苗生长的剂量-效应关系

与小麦的发芽实验类似,分析了在环草隆与

Cu、Zn、Pb、Cd 4种不同浓度重金属复合污染条件下,环草隆处理浓度与黄瓜的根长、芽长的剂量-效应关系。结果表明当重金属浓度一定时,黄瓜芽长与环草隆浓度之间没有明显的剂量-效应关系,黄瓜根长抑制率与环草隆浓度呈显著的对数正相关(图5),回归方程及半抑制效应浓度见表7。

根据表7,环草隆与重金属复合污染时,对黄瓜根长的半抑制效应浓度也明显降低,说明环草隆与重金属复合污染对黄瓜根长抑制也具有一定协同作用,并且随着Zn、Pb浓度的增大,半抑制效应浓度降低,协同作用增强。而在与高浓度的Cd($40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Cu($40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)复合污染时,在所有环草隆处理浓度下,黄瓜根长的抑制率都大于50%,黄瓜根长对环草隆的敏感性增加。

比较黄瓜与小麦的根长半抑制浓度(表5和7),发现环草隆与重金属复合污染对黄瓜及小麦根长抑制均表现出协同作用,但黄瓜根长对环草隆与重金属复合污染的胁迫比小麦更加敏感,而且随着重金属浓度的增加,黄瓜和小麦根生长对环草隆的敏感性都增加;环草隆与重金属复合污染的对小麦芽生长联合效应主要与重金属种类及其暴露浓度有直接关系,这与其他学者获得的有机物与重金属复合污染对植物生态毒性效应的研究结果相似^[39-40]。符博敏等^[41]的研究也表明恩诺沙星与Cu复合污染对小白菜和西红柿根和芽伸长表现出明显的协同作用,金彩霞等^[42]研究磺胺嘧啶与重金属铜复合污染对小白菜和西红柿根和芽伸长的联合作用与暴露浓度有直接关系。

表5 不同重金属处理下小麦幼苗根长抑制率(RI)与环草隆浓度(X)的相关性
Table 5 Relationships between inhibition rate of wheat root elongation (RI) and concentration of added siduron (X)

		回归方程 Regression equation	R^2	P	$RI_{50}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
0		$RI_{\text{sid}} = 0.793X + 26.5$	0.964	<0.01	29.6
$\text{Cd}^{2+}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	10	$RI_{\text{sid}+\text{Cd}10} = 0.760X + 33.1$	0.900	<0.01	22.8
	25	$RI_{\text{sid}+\text{Cd}25} = 0.567X + 46.6$	0.964	<0.01	6.01
$\text{Cu}^{2+}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	2	$RI_{\text{sid}+\text{Cu}2} = 0.645X + 40.7$	0.979	<0.01	14.5
	20	$RI_{\text{sid}+\text{Cu}20} = 0.231X + 69.0$	0.917	<0.01	-
$\text{Zn}^{2+}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	150	$RI_{\text{sid}+\text{Zn}150} = 0.776X + 36.7$	0.944	<0.01	17.1
	450	$RI_{\text{sid}+\text{Zn}450} = 0.428X + 57.3$	0.913	<0.01	-
$\text{Pb}^{2+}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	60	$RI_{\text{sid}+\text{Pb}60} = 0.629X + 36.3$	0.870	<0.01	21.8
	300	$RI_{\text{sid}+\text{Pb}300} = 0.308X + 65.3$	0.945	<0.01	-

注:—表示当前重金属浓度下,在任何环草隆浓度下根长抑制率大于50%。

Note: - denotes that when the added concentration of copper, zinc, lead were $20, 450, 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively, the inhibition rate of root elongation was always higher than 50% at any concentration of siduron.

2.6 环草隆与重金属单一、复合污染在土壤中对高等植物的毒性浓度 PNEC

通过比较黄瓜和小麦发芽和幼苗生长的毒性数据可知,对环草隆较为敏感的生物标记物为黄瓜根长抑制率,EC₅₀ 值为 0.281 mg·L⁻¹。由此为毒性终点进行推导,利用外推法计算得环草隆在土壤中对高等植物的 PNEC,结果见表 8。环草隆对高等植物

的 PNEC_{soil} 为 1.90 μg·kg⁻¹, 远低于环草隆的普通推荐用量 1.5~9 mg·kg⁻¹, 尤其是在高尔夫球场成坪草坪上环草隆的使用量高达 32.3 mg·kg⁻¹, 且每年喷施次数多达 6 次^[33]。环草隆对高等植物黄瓜存在较大的急性毒性风险。由于环草隆使用时,在土壤中移动性较高,易随水迁移,因此可能会对城市周边农田带来一定的生态风险,不容忽视。

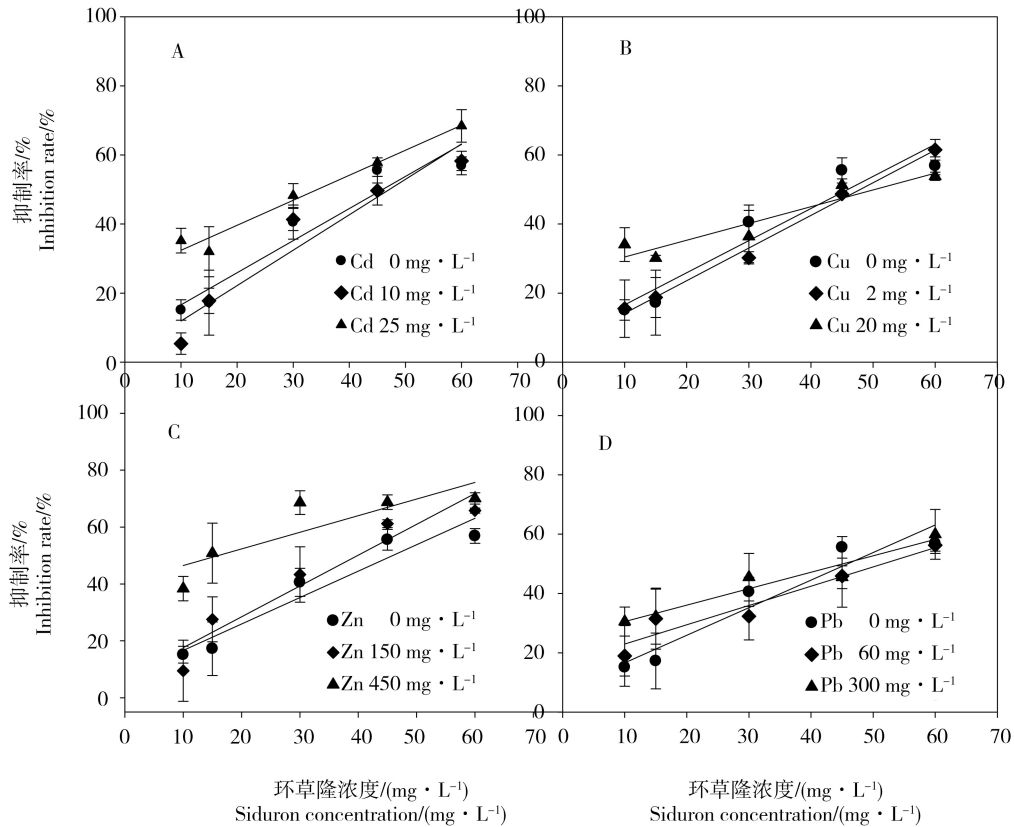


图 4 环草隆-重金属复合处理对小麦芽长的联合毒性

Fig. 4 Joint toxicity effect of siduron and heavy metals on the shoot elongation of wheat

表 6 不同重金属处理下小麦幼苗芽长抑制率(SI)与环草隆浓度(X)的相关性

Table 6 Relationships between inhibition rate of wheat shoot elongation (SI) and concentration of added siduron (X)

		回归方程 Regression equation	R ²	P	SI ₅₀ /(mg·L ⁻¹)
0		SI _{sid} = 0.929X + 7.34	0.922	<0.01	45.9
Cd ²⁺ /(mg·L ⁻¹)	10	SI _{sid+Cd10} = 1.025X + 1.67	0.924	<0.01	47.2
	25	SI _{sid+Cd25} = 0.724X + 25.2	0.972	<0.01	34.3
Cu ²⁺ /(mg·L ⁻¹)	2	SI _{sid+Cu2} = 0.945X + 4.69	0.992	<0.01	48.0
	20	SI _{sid+Cu20} = 0.357X + 24.9	0.707	<0.01	70.3
Zn ²⁺ /(mg·L ⁻¹)	150	SI _{sid+Zn150} = 1.083X + 6.81	0.922	<0.01	39.9
	450	SI _{sid+Zn250} = 0.584X + 40.6	0.736	<0.01	16.0
Pb ²⁺ /(mg·L ⁻¹)	60	SI _{sid+Pb60} = 0.667X + 15.6	0.931	<0.01	51.5
	300	SI _{sid+Pb300} = 0.555X + 25.0	0.932	<0.01	45.1

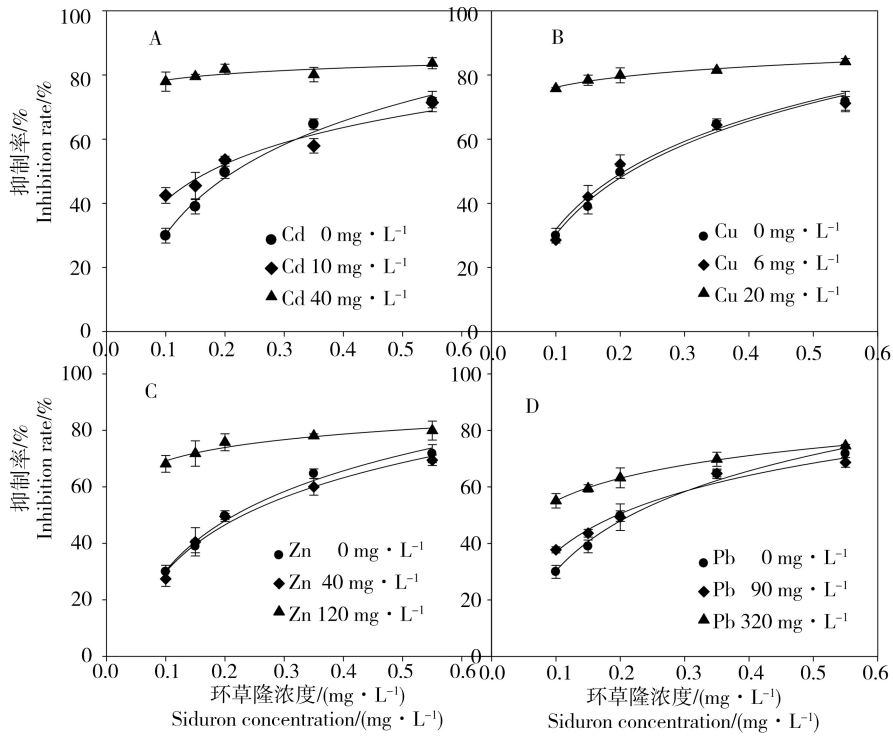


图5 环草隆-重金属复合处理对黄瓜根长的联合毒性

Fig. 5 Joint toxicity effect of siduron and heavy metals on the root elongation of cucumber

表7 不同重金属浓度下黄瓜幼苗根长抑制率(RI)与环草隆浓度(X)的相关性

Table 7 Relationships between inhibition rate of cucumber root elongation (RI) and concentration of added siduron (X)

		回归方程 Regression equation	R^2	P	$RI_{50}/(mg \cdot L^{-1})$
0		$RI_{sid} = 21.6 \ln X + 77.4$	0.987	<0.01	0.281
$Cd^{2+}/(mg \cdot L^{-1})$	10	$RI_{sid+Cd10} = 16.5 \ln X + 78.7$	0.948	<0.01	0.175
	40	$RI_{sid+Cd40} = 2.73 \ln X + 84.7$	0.703	0.01	-
$Cu^{2+}/(mg \cdot L^{-1})$	6	$RI_{sid+Cu6} = 24.9 \ln X + 88.9$	0.973	<0.01	0.210
	20	$RI_{sid+Cu20} = 4.63 \ln X + 86.8$	0.979	<0.01	-
$Zn^{2+}/(mg \cdot L^{-1})$	40	$RI_{sid+Zn40} = 24.0 \ln X + 85.2$	0.984	<0.01	0.231
	120	$RI_{sid+Zn120} = 6.84 \ln X + 84.9$	0.939	<0.01	0.006
$Pb^{2+}/(mg \cdot L^{-1})$	90	$RI_{sid+Pb90} = 19.6 \ln X + 82.0$	0.976	<0.01	0.195
	320	$RI_{sid+Pb320} = 11.6 \ln X + 81.7$	0.999	<0.01	0.065

注: -表示当前重金属浓度下,在任何环草隆浓度下根长抑制率大于50%。

Note: - denotes that when the added concentration of cadmium, copper were 40, 20 $mg \cdot L^{-1}$ respectively, the inhibition rate of root elongation was always higher than 50% at any concentration of siduron.

表8 推导环草隆预测无效应浓度的急性毒性数据

Table 8 Acute toxicity date used to estimate PNEC of siduron

	黄瓜 Cucumber		
	$EC_{50}/(mg \cdot L^{-1})$	$PNEC_{water}/(\mu g \cdot L^{-1})$	$PNEC_{soil}/(\mu g \cdot kg^{-1})$
环草隆(sid)	0.281	0.281	1.90
Sid×Cu	0.210	0.210	1.42
Sid×Zn	0.231	0.231	1.56
Sid×Pb	0.195	0.195	1.32
Sid×Cd	0.175	0.175	1.18

与重金属 Cu($6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Zn($40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Pb($90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Cd($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)复合污染下,环草隆在土壤中的 $\text{PNEC}_{\text{soil}}$ 值分别降低 25.3%、17.8%、30.6% 和 37.8%,环草隆在土壤中的安全阈值降低,污染可能导致的风险将大大提高。而与更高浓度的 Cu($20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Zn($120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Pb($300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、Cd($40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)复合污染下,由于环草隆的 EC_{50} 值接近 0 或者不存在,无法计算在土壤中的 PNEC 值。

综上所述:

本文采用滤纸发芽试验法研究了典型草坪除草剂环草隆与 4 种重金属单一及复合污染对小麦和黄瓜种子萌发及幼苗生长的毒性效应,筛选敏感的生物标记物,建立剂量-效应关系,并在此基础上外推环草隆在土壤中的预测无效应浓度(PNEC),为环草隆的生态风险评价提供数据支持。

(1) 2 种植物根长及小麦芽长对环草隆与重金属非常敏感,且存在明显的剂量-效应关系,其中黄瓜根长对环草隆最敏感, RI_{50} 为 $0.281 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 可以作为环草隆对高等植物生态毒性效应评价的敏感生物标记物。4 种重金属中,除 Zn 外,小麦根长对 Cu、Pb、Cd 比黄瓜根长相对更敏感,但环草隆与 4 种重金属复合污染时,黄瓜根长表现得更加敏感。

(2) 4 种重金属与环草隆复合污染对小麦和黄瓜的根长抑制表现出协同作用,而且随着重金属浓度的增加,黄瓜和小麦根生长对环草隆的敏感性都增加。环草隆与重金属复合污染对小麦芽生长联合效应主要与重金属种类及其暴露浓度有直接关系。

(3) 以黄瓜的根伸长的急性毒性为毒性终点,利用外推法计算得环草隆在土壤中的 PNEC 为 $1.90 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 远远低于环草隆的田间推荐使用量,说明环草隆对高等植物黄瓜存在较大的急性毒性风险,而且与重金属复合污染时,环草隆的 $\text{PNEC}_{\text{soil}}$ 值明显降低,可能导致的生态风险将大大提高,因此环草隆与重金属复合污染的毒性效应更应该引起关注。

通讯作者简介:王美娥(1975 -),女,博士,副研究员,长期从事土壤重金属、农药单一复合污染过程与生态效应研究,已发表 SCI 论文 20 余篇。

参考文献 (References):

[1] 张甘霖, 赵玉国, 杨金玲, 等. 城市土壤环境问题及其研究进展[J]. 土壤学报, 2007, 44(5): 925-933
Zhang G L, Zhao Y G, Yang J L, et al. Urban soil environment issues and research progresses [J]. Acta Pedolog-

ica Sinica, 2007, 44(5): 925-933 (in Chinese)

- [2] Ajmone-Marsan F, Biasioli M. Trace elements in soils of urban areas [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2010, 213(1-4): 121-143
- [3] Lu Y, Gong Z, Zhang G, et al. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China [J]. Geoderma, 2003, 115(1): 101-111
- [4] Wei B, Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China [J]. Microchemical Journal, 2010, 94(2): 99-107
- [5] Luo X S, Ding J, Xu B, et al. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils [J]. Science of the Total Environment, 2012, 424: 88-96
- [6] Cheng H, Li M, Zhao C, et al. Overview of trace metals in the urban soil of 31 metropolises in China [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014, 139: 31-52
- [7] Wang M, Markert B, Chen W, et al. Identification of heavy metal pollutants using multivariate analysis and effects of land uses on their accumulation in urban soils in Beijing, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012, 184(10): 5889-5897
- [8] Chen T B, Zheng Y M, Lei M, et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China [J]. Chemosphere, 2005, 60(4): 542-551
- [9] Xia X, Chen X, Liu R, et al. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2): 2043-2050
- [10] 刘申, 刘凤枝, 李晓华, 等. 天津公园土壤重金属污染评价及其空间分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(5): 1097-1102
Liu S, Liu F Z, Li X H, et al. Pollution assessment and spatial analysis on soil heavy metals of park in Tianjin [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(5): 1097-1102 (in Chinese)
- [11] 黄静. 西安市公园土壤的重金属含量水平及理化性质研究[D]. 西安: 陕西师范大学, 2009: 37-41
- [12] Sun Y, Zhou Q, Xie X, et al. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 174(1): 455-462
- [13] Yang Z, Lu W, Long Y, et al. Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2011, 108(1): 27-38
- [14] 高飞, 车少臣. 城市绿地化学农药面源污染控制与无公害城市绿地建设[J]. 北京园林, 2009(3): 41-43
- [15] Wang W, Li X H, Wang X F, et al. Levels and chiral sig-

- natures of organochlorine pesticides in urban soils of Yin-chuan, China [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, 82(4): 505-509
- [16] Zhang W J, Jiang F B, Ou J F. Global pesticide consumption and pollution: With China as a focus [J]. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences, 2011, 1(2): 125-144
- [17] Yang L, Xia X, Hu L. Distribution and health risk assessment of HCHs in urban soils of Beijing, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012, 184 (4): 2377-238
- [18] Smith K P. Water-quality conditions, and constituent loads and yields in the Cambridge drinking-water source area, Massachusetts, Water Years 2005-07 [R]. Cambridge, Massachusetts: U. S. Geological Survey, Water Department, 2013
- [19] Smith K P. Hydrologic, water-quality, and meteorological data for the Cambridge, Massachusetts, drinking-water source area, Water Year 2006 [R]. Cambridge, Massachusetts: U.S. Geological Survey, Water Department, 2008
- [20] Smith K P. Hydrologic, water-quality, and meteorological data for the Cambridge, Massachusetts, drinking-water source area, Water Year 2007-08 [R]. Cambridge, Massachusetts: U.S. Geological Survey, Water Department, 2011
- [21] Whittemore D O, McGregor K M, Marotz G A. Effects of variations in recharge on groundwater quality [J]. Journal of Hydrology, 1989, 106(1-2): 131-145
- [22] Chau H T C, Kadokami K, Duong H T, et al. Occurrence of 1153 organic micropollutants in the aquatic environment of Vietnam [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015: 1-10. DOI: 10.1007/s11356-015-5060-z
- [23] Kong L, Kadokami K, Wang S, et al. Monitoring of 1300 organic micro-pollutants in surface waters from Tianjin, North China [J]. Chemosphere, 2015, 122: 125-130
- [24] Marigómez I, Garmendia L, Soto M, et al. Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: A comparative study after the Prestige oil spill "Mussel Watch" [J]. Ecotoxicology, 2013, 22(3): 486-505
- [25] OECD. Manual for investigation of HPV chemicals. Chapter 4. Initial assessment of data [R/OL]. (2012-12-01) [2017-01-13]. <http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/chapter4initialassessmentofdata.htm>.
- [26] European Chemicals Agency (ECHA). Guidance on the implementation of REACH. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health [R]. Helsinki, Finland: ECHA, 2008
- [27] Tomlin C D S. ed. Siduron (1982-49-6) [M]// The e-Pesticide Manual. 13th Edition Version 3.1 (2004-05). Surrey UK, British Crop Protection Council, 2004
- [28] US EPA. Estimation Program Interface (EPI) Suite, Ver, 4.0, Jan, 2009. [CP/OL]. (2009-01-01) [2017-01-13]. <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.html>
- [29] 刘艳. 北京市崇文区绿地表层土壤质量研究与评价 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2009: 30-54
- [30] 田宇, 张娟. 北京市属公园土壤肥力现状评价 [J]. 环境科学与技术, 2014, 37(s1): 436-439
- Tian Y, Zhang J. Assessments of soil fertility status of several urban park in Beijing [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(s1): 436-439 (in Chinese)
- [31] 罗上华, 毛齐正, 马克明, 等. 北京城市绿地表层土壤碳氮分布特征 [J]. 生态学报, 2014, 34(20): 6011-6019
- Luo S H, Mao Q Z, Ma K M, et al. Spatial distribution of soil carbon and nitrogen in urban greenspace of Beijing [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(20): 6011-6019 (in Chinese)
- [32] Cheng Y, Zhou Q. Ecological toxicity of reactive X-3B red dye and cadmium acting on wheat (*Triticum aestivum*) [J]. Journal of Environmental Sciences, 2002, 14(1): 136-140
- [33] US EPA. Reregistration eligibility decision (RED) for siduron [R/OL]. (2008-05-22) [2017-01-13]. https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/pdf/siduron_red.pdf
- [34] Song Y F, Xu H X, Ren L P, et al. Inhibition and eco-toxicity of heavy metals pollution on vegetable growth in soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2003, 22 (1): 13-15
- [35] Yin X L, Jiang L, Song N H, et al. Toxic reactivity of wheat (*Triticum aestivum*) plants to herbicide isoproturon [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2008, 56 (12): 4825-4831
- [36] Munzuroglu O, Geckil H. Effects of metals on seed germination, root elongation, and coleoptile and hypocotyl growth in *Triticum aestivum* and *Cucumis sativus* [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2002, 43(2): 203-213
- [37] Wang M, Zhou Q. Single and joint toxicity of chlorimuron-ethyl, cadmium, and copper acting on wheat *Triticum aestivum* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2005, 60(2): 169-175
- [38] Soudek P, Katrušáková A, Sedláček L, et al. Effect of heavy metals on inhibition of root elongation in 23 cultivars of flax (*Linum usitatissimum* L.) [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2010, 59(2): 194-203
- [39] 王美娥. 豆磺隆-重金属生态毒理联合效应及分子诊断

- [D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2006: 61-63
- Wang M E. Joint ecotoxicological effects of chlorimuron-ethy and heavy metals and their molecular diagnosis [D]. Beijing: Graduate School of Chinese Academy of Sciences, 2006: 61-63 (in Chinese)
- [40] 金彩霞, 刘军军, 鲍林林, 等. 磺胺间甲氧嘧啶-铜复合污染对作物种子发芽的影响[J]. 中国环境科学, 2010, 30(6): 839-844
- Jin C X, Liu J J, Bao L L, et al. Joint toxicity of sulfamonomethoxine and Cd on seed germination and root elongation of crops in soil [J]. China Environmental Science, 2010, 30(6): 839-844 (in Chinese)
- [41] 符博敏, 岳林, 冯丹, 等. 恩诺沙星与 Cu 复合污染对白菜和西红柿根及芽伸长的抑制作用[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(5): 157-163
- Fu B M, Yue L, Feng D, et al. Inhibitory effect of combined pollution of enrofloxacin and Cu on root and shoot elongation of cabbage and tomato [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(5): 157-163 (in Chinese)
- [42] 金彩霞, 司晓薇, 毛蕾, 等. 铜-磺胺嘧啶复合胁迫对蔬菜种子发芽的急性毒性效应[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(5): 164-171
- Jin C X, Si X W, Mao L, et al. Acute toxic effect of Cu-sulfadiazine combined stress on the germination of vegetable seeds [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(5): 164-171 (in Chinese) ◆