

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2016.06.2015101402

王晓南, 陈丽红, 王婉华, 等. 保定潮土铅的生态毒性及其土壤环境质量基准推导[J]. 环境化学, 2016, 35(6): 1219-1227
WANG Xiaonan, CHEN Lihong, WANG Wanhua, et al. Ecotoxicological effect and soil environmental quality criteria of lead in the fluvo-aquic soil of Baoding[J]. Environmental Chemistry, 2016, 35(6): 1219-1227

保定潮土铅的生态毒性及其土壤环境质量基准推导*

王晓南¹ 陈丽红¹ 王婉华¹ 刘征涛^{1**} 张 聪²

(1. 中国环境科学研究院, 国家环境保护化学品生态效应与风险评估重点实验室,
环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京, 100012; 2. 中海石油环保服务有限公司, 天津, 300452)

摘 要 以保定市农田潮土为研究对象, 利用搜集的本土生物毒性数据, 结合本文研究的 8 种陆生植物(小麦、玉米、莴苣、黄瓜、白菜、大豆、韭菜、番茄)的发芽和根伸长试验以及 1 种土壤动物(蜗牛)的生长抑制试验, 对重金属 Pb 的生态毒性进行研究, 结果表明, 莴苣的根伸长对 Pb 的敏感性最高, 小麦的根伸长对 Pb 的敏感性最低, 玉米、白菜和番茄的根伸长对 Pb 的敏感性指标值均相同, 黄瓜和韭菜的根伸长对 Pb 污染的敏感性指标值均相同, 其中, Pb 对小麦、玉米、莴苣、黄瓜、白菜、大豆、韭菜、番茄和蜗牛的生长影响的无观察效应浓度(NOEC)值分别为 1300、300、100、800、300、500、800、300、1200 mg·kg⁻¹. 基于 log-normal 物种敏感度分布法(Species sensitivity distribution, SSD), 计算保定市潮土中 Pb 的 HC₅(对 5% 物种产生危害的浓度)值和土壤环境质量基准值, 其中, HC₅ 值为 158 (74.6 < CI < 256) mg·kg⁻¹, 土壤环境质量基准值范围为 31.7—158 mg·kg⁻¹.

关键词 土壤环境质量基准, 铅, 陆生植物, 土壤动物, 物种敏感度分布.

Ecotoxicological effect and soil environmental quality criteria of lead in the fluvo-aquic soil of Baoding

WANG Xiaonan¹ CHEN Lihong¹ WANG Wanhua¹ LIU Zhengtao^{1**} ZHANG Cong²

(1. State Environmental Protection Key Laboratory of Ecological Effects and Risk Assessment of Chemicals,
State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental
Sciences, Beijing, 100012, China; 2. China Offshore Environmental Services Co. Ltd., Tianjin, 300452, China)

Abstract: In this study, germination and root growth of 8 terrestrial plants (*Triticum aestivum*, *Zea mays*, *Lactuca sativa*, *Cucumis sativus*, *Brassica pekinensis*, *Glycine max*, *Allium tuberosum* and *Solanum lycopersicum*) and growth inhibition of 1 soil invertebrate (*Achatina fulica*) were used to determine the chronic ecotoxicological effects of lead using the Fluvo-aquic soil of Baoding. Results showed that for lead, the root growth of terrestrial plant *L. sativa* was the most sensitive indicator, *T. aestivum* was the least sensitive species, *Z. mays*, *B. pekinensis* and *S. lycopersicum* had the same sensitivity to lead exposure, whereas, *C. sativus* and *A. tuberosum* had the same sensitivity to lead exposure. No observed effect concentration (NOEC) values for the growth of the terrestrial plants

2015 年 10 月 14 日收稿(Received: October 14, 2015).

* 国家环境保护公益性行业科研专项(201509032), 环境基准与风险评估国家重点实验室自由探索基金(SKLECR20140FP06), 国家水体污染与治理科技重大专项(2012ZX07501-003)资助.

Supported by Environmental Protection Commonweal Research (201509032), the Free Exploration Foundation of State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment (SKLECR20140FP06) and National Science and Technology Project of Water Pollution Control and Abatement of China (2012ZX07501-003).

** 通讯联系人, Tel: 010-84915213, E-mail: liuzt@craes.org.cn

Corresponding author, Tel: 010-84915213, E-mail: liuzt@craes.org.cn

T. aestivum, *Z. mays*, *L. sativa*, *C. sativus*, *B. pekinensis*, *G. max*, *A. tuberosum*, *S. lycopersicum*, and the terrestrial invertebrate snail *A. fulica* were 1300, 300, 100, 800, 300, 500, 800, 300 and 1200 mg·kg⁻¹, respectively. The HC₅ (hazardous concentration of the 5% species) and the soil environmental quality criteria of lead in the Fluvo-aquic soil of Baoding were calculated based on the log-normal species sensitivity distribution (SSD) method. The HC₅ value of lead in the Fluvo-aquic soil of Baoding was 158 (74.6<CI<255) mg·kg⁻¹, and the ecotoxicity based soil environmental quality criteria of lead was 31.7—158 mg·kg⁻¹.

Keywords: soil environmental quality criteria, lead, terrestrial plant, terrestrial animal, species sensitivity distribution.

土壤环境质量基准一般是指当土壤环境中某一有害物质的含量为一阈值范围时对生物生活在其中不会发生不良或有害的影响^[1].由于土壤环境介质及生态系统的复杂性,土壤环境基准应基于实际生物测试获得的生态毒理学数据,并通过科学的方法来建立.进入土壤中的污染物尤其是重金属污染物对生物毒性的大小决定于其生物有效性,而土壤理化性质是影响重金属生物有效性的关键因素^[2-4],且不同物种对污染物的毒害反应存在差异.因此,利用有限的毒理学数据建立旨在保护整个生态系统的土壤环境基准时,要同时考虑土壤性质及物种敏感性存在的差异.近年来,国内已有部分学者对土壤环境基准技术、方法的构建进行了综述^[5-6],而对保护生态受体的土壤环境基准的实地推导和应用研究较少^[7-8].至今还没有针对我国的土壤类型开展过较为系统的土壤生态毒理研究,导致了基于我国本土物种特性和土壤类型的保护生态受体的土壤环境质量基准基础数据十分匮乏,至今还没有建立一套可用于支撑土壤质量评价和生态风险评估的环境质量基准值,严重影响了我国土壤环境标准制定的准确性和科学性.而国外自 20 世纪 90 年代末至 21 世纪初,在土壤环境质量基准值的实地推导方面已有相关报道^[9].例如,欧盟采用预测无效应浓度 (PNEC) 数据,用 log-logistic 或 log-normal 物种敏感度分布法 (Species sensitivity distribution, SSD) 计算 HC₅ (即保护 95% 生物不受危害的浓度);美国土壤生态筛选值 (Eco-SSL) 采用几何平均值法分别计算保护植物和动物的阈值,取其低值.国外经验可为我国土壤环境质量基准值的推导提供借鉴.本研究开展“四门十科”具有代表性的本土生物的生态毒理试验,然后采用欧盟、加拿大、荷兰等地区和国家常用的 SSD 法对我国的土壤环境质量基准值进行初步推导.

目前,全世界平均每年排放约 500 万吨 Pb,其中大部分进入土壤,致使世界各国土壤出现不同程度的 Pb 污染^[10-12].Pb 进入土壤后,会产生明显的生物效应,可导致植物特别是其根部中毒、植株枯萎死亡、产量降低等^[13-15],此外,可抑制土壤动物(蚯蚓、跳虫等)的生长及繁殖,导致其体重、产卵率、卵孵化率下降等^[16-17].因而,本研究以河北保定潮土作为供试土壤,以重金属 Pb 为研究对象,选择在我国广泛分布且生物分类群不同的 8 种陆生植物(小麦(*Triticum aestivum*)、玉米(*Zea mays*)、莴苣(*Lactuca sativa*)、黄瓜(*Cucumis sativus*)、白菜(*Brassica pekinensis*)、大豆(*Glycine max*)、韭菜(*Allium tuberosum*)、番茄(*Solanum lycopersicum*))、1 种土壤动物(蜗牛(*Achatina fulica*)),属于我国具有代表性的、在生态系统中具有重要作用的土壤无脊椎动物,是潜在的生态安全阈值受试生物物种)进行 Pb 暴露的慢性生态毒理学试验,并结合文献搜集的本土物种毒性数据,采用 SSD 法,对研究区域保定市农田土壤中保护陆生植物、无脊椎动物的重金属 Pb 的土壤环境质量基准值进行推导,同时采用美国生态筛选值计算方法进行推导与比较,以期为我国土壤重金属保护生态受体的环境基准的研究工作提供基础数据.

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 试验材料

试验药品:采用 Pb(NO₃)₂ (分析纯) 进行 Pb 毒性测试,其他试剂均为分析纯,购自国药集团化学试剂有限公司.

试验生物依据分布广泛、廉价易得、遗传特征稳定、易培养、对受试重金属较敏感的特性进行选取,包括陆生植物和土壤动物,其中,陆生植物的种子分别为小麦(*Triticum aestivum*)、中糯 2 号玉米(*Zea*

mays)、莴苣(*Lactuca sativa*)、中农 6 号黄瓜(*Cucumis sativus*)、中蔬 85 号白菜(*Brassica pekinensis*)、大豆(*Glycine max*)、韭菜(*Allium tuberosum*)、番茄(*Solanum lycopersicum*),均购自中国农业科学研究院种子公司。土壤动物蜗牛为褐云玛瑙螺(*Achatina fulica*),购自北京市昌平区蜗牛繁育农场,选择同一批 3—4 周龄的蜗牛幼体,试验前将蜗牛放在与试验相同的环境条件下驯养 7 d,驯养期间不存在死亡现象。

试验土壤:试验所用土壤采自项目研究区域(河北保定风帆蓄电池生产园区)相对未受污染的农田,土壤类型为潮土,采集表层土壤(0—20 cm),其中,土壤 pH 值为 8.1,有机质含量为 $23.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,阳离子交换量为 $17.2 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,砂粒、粉粒和黏粒分别占 63.6%、32.5%、3.90%。对土壤中 8 种重金属的总量进行了测定,As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn 含量分别为 9.60、0.200、71.4、18.5、591、38.5、16.7、104 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在试验前,土壤经过自然风干,过 2 mm 筛以备使用。

1.2 试验方法

1.2.1 陆生植物的毒性试验

Pb 对植物种子发芽和根伸长的毒性试验依据 OECD 208 的标准测试方法进行^[18],称取试验土壤 100.0 g,置于 12.0 cm 直径的玻璃结晶皿中进行试验。配制的 Pb 溶液浓度为 0、100、300、500、800、1300、2000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。每个 Pb 浓度设 4 个平行,添加 Pb 后的土壤进行了 1 周的老化,以使污染物在土壤颗粒中充分吸附、平衡,然后在每一玻璃结晶皿中重复随机放置 10 粒种子,植物种子先放在 10% 的次氯酸钠溶液中浸泡 10 min。试验条件为:光暗周期为 16 h(光照):8 h(黑暗),温度 $24.0 \pm 1.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$,空气相对湿度为 $80.0\% \pm 2.0\%$,土壤含水量调至 60.0%(饱和持水量)。试验周期为空白组的种子发芽率达到 50.0% 的 21 d 后结束试验。试验结束后测量每一 Pb 浓度组中植物的根伸长和发芽率。

1.2.2 土壤动物的毒性试验

Pb 对蜗牛的生长抑制试验依据 ISO 15952 的标准测试方法进行^[19],称取试验土壤 200 g,置于 12.0 cm 直径的玻璃结晶皿中进行试验,配制的 Pb 浓度为 0、1000、1200、1400、1600、1800、2000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。每个 Pb 浓度设 3 个平行,添加 Pb 后的土壤进行 1 周老化,以使污染物在土壤颗粒中充分吸附、平衡。在每一玻璃结晶皿中重复随机放置 6 只蜗牛,试验开始时蜗牛的平均体质量为 $1.0 \pm 0.1 \text{ g}$ 。土壤含水量调至 50.0%(饱和持水量),在光暗周期为 16 h(光照):8 h(黑暗)、温度 $20.0 \pm 1.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、空气湿度 $80.0\% \pm 2.0\%$ 的人工气候箱中培养,试验周期为 28 d,一周喂食 3 次。试验结束后称取每一 Pb 浓度组中蜗牛的质量。试验期间每周 3 次给蜗牛喂食生菜,生菜中重金属 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量分别为 5.45、<0.07、36.3、1.78、1.78、0.321、17.0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重。

1.2.3 土壤中重金属含量分析

土壤样品(2012 年采样)采用混合酸处理^[20],采用美国 EPA 的方法提取土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn^[21]。称取 0.5—1.0 g 土壤样品于 25 mL 聚四氟乙烯坩埚中,用少许去离子水润湿,加入 10 mL HCl,在电热板上加热($<450 \text{ }^{\circ}\text{C}$)消解 2 h,然后加入 15 mL HNO_3 ,继续加热至溶解物剩余约 5 mL 时,再加入 5 mL HF 并加热分解除去硅化合物,最后加入 5 mL HClO_4 加热至溶解物呈淡黄色时,开盖,继续加热至消化液成浓稠液体,取下冷却,加入 1 mL (1+5) HNO_3 微热溶解残渣,转移到 50 mL 容量瓶中定容,摇匀,采用 ICP-AES 测定土壤中各重金属含量。

1.3 数据搜集与分析

所需的土壤中 Pb 的生物毒性数据包括搜集数据和试验数据,其中,搜集数据来源主要包括 US EPA ECOTOX 毒性数据库(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>)、ELSEVIER 数据库(<http://www.sciencedirect.com>)和 CNKI 数据库(<http://www.cnki.net>)等。搜集的物种毒性数据按以下原则进行筛选:①去除非本研究区域(保定)所存在的物种;②毒性试验在自然土壤中进行,并且对土壤的理化性质进行了分析;③测试终点为慢性最高无观察效应浓度(No observed effect concentration, NOEC)或最低可观察效应浓度(Lowest observed effect concentration, LOEC)值,优先使用 NOEC 值;④一些有问题或有疑点的数据(如:没有设立对照组、试验生物曾经暴露于污染物、试验设计不科学的数据)均不能采用。

试验数据采用 SPSS 20.0 中单因素方差分析(One-way ANOVA)检验各浓度组与空白组间的显著性差异, $P < 0.05$ 为存在统计学的显著性差异。土壤环境质量基准值采用基于 log-normal 分布的 SSD 法用荷兰 RIVM ETX2.0^[22] 软件计算 HC_5 (即保护 95% 生物不受危害的浓度)。

2 结果与讨论(Results and disscussion)

2.1 Pb 对土壤生物的毒性与分析

对于搜集的数据,符合 1.3 节数据筛选原则的 Pb 植物毒理学研究较少,主要是对大麦、黑麦草、羊茅、燕麦等生长影响的研究^[23-25],但由于暴露时间、终点不符或描述不详,本研究未采用文献的植物毒性数据;符合筛选原则的土壤动物毒理学研究,主要是 Pb 对赤子爱胜蚓产茧量、蚓茧孵化和对跳虫繁殖的影响^[16-17].为使文献数据能够适用于该区域,本文以研究区域土壤的性质为标准对文献毒理学数据进行了归一化,采用荷兰 RIVM 的归一化方法进行计算^[26],归一化方程为: $T_b = T_{sb} \times \{ [A+(B \times \text{黏粒}\%) + (C \times \text{有机质}\%)] / \{ A+(B \times 25) \} + (C \times 10) \}$,其中,A、B、C 为金属物质依赖常数,Pb 的金属物质依赖常数 $A=50$, $B=1$, $C=1$; T_b 为试验土壤条件下的毒性值; T_{sb} 为标准土壤条件下的毒性值.各物种的生态毒理学数据见表 1.

表 1 重金属 Pb 对土壤生物的生态毒理学效应
Table 1 Ecotoxicological effects of Pb on terrestrial organisms

分类 Classification	科 Family	物种名称 The name of the species	试验终点 Endpoint/(mg·kg ⁻¹)		P	数据来源 Data sources
植物	禾本科	小麦 <i>Triticum aestivum</i>	根伸长 NOEC	1300	$P<0.05$	本研究
		玉米 <i>Zea mays</i>	根伸长 NOEC	300	$P<0.05$	本研究
	菊科	莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	根伸长 NOEC	100	$P<0.05$	本研究
	葫芦科	黄瓜 <i>Cucumis sativus</i>	根伸长 NOEC	800	$P<0.05$	本研究
	十字花科	白菜 <i>Brassica pekinensis</i>	根伸长 NOEC	300	$P<0.05$	本研究
	豆科	大豆 <i>Glycine max</i>	根伸长 NOEC	500	$P<0.05$	本研究
	葱科	韭菜 <i>Allium tuberosum</i>	根伸长 NOEC	800	$P<0.05$	本研究
	茄科	番茄 <i>Solanum lycopersicum</i>	根伸长 NOEC	300	$P<0.05$	本研究
动物	正蚓科	赤子爱胜蚓 <i>Eisenia fetida</i>	产茧量 NOEC	1500 *	$P<0.05$	[15]
			蚓茧孵化 NOEC	1000 *	$P<0.05$	
	玛瑙螺科	褐云玛瑙螺 <i>Achatina fulica</i>	生长抑制 NOEC	1200	$P<0.05$	本研究
	等节跳科	曲毛裸长角跳 <i>Sinella curviseta</i>	繁殖影响 NOEC	1029 *	$P<0.05$	ECOTOX

注: * 为以本研究的土壤性质进行归一化后的毒性数据. Note: * Toxicity datas of soil properties in this research were normalized.

由于重金属 Pb 进入土壤后极易被土壤吸附,且在迁移过程中受诸多因素影响,使 Pb 在土壤中的迁移能力很弱,造成土壤中 Pb 的积累^[27].而植物能通过叶子和根系吸收土壤中的 Pb,进入植物体中的铅 90%富集在根系^[28-29].由于 Pb 是植物的非必需元素,通常不能参与植物的正常生理代谢活动,因而,富集在植物体根系里的 Pb 将对植物产生危害.

试验中各植物种子发芽率对 Pb 暴露的敏感性低于根伸长,因此,本文对根伸长进行了分析,图 1 为 Pb 对陆生植物小麦、玉米、莴苣、黄瓜、白菜、大豆、韭菜、番茄根伸长的影响.结果表明,Pb 进入土壤后,对各物种根伸长产生明显的毒性效应.其中,菊科的莴苣根伸长对 Pb 的敏感性最高,根伸长的 NOEC 值为 100 mg·kg⁻¹,而禾本科的小麦根伸长对 Pb 的敏感性最低,根伸长的 NOEC 值为 1300 mg·kg⁻¹,禾本科的玉米、十字花科的白菜和茄科的番茄根伸长对 Pb 的敏感性指标值相同,其在相同条件下根伸长的 NOEC 值均为 300 mg·kg⁻¹;豆科的大豆的根伸长的 NOEC 值为 500 mg·kg⁻¹,葫芦科的黄瓜和葱科的韭菜根伸长对 Pb 污染的敏感性指标值相同,其在相同条件下根伸长的 NOEC 值均为 800 mg·kg⁻¹.

土壤无脊椎动物是生态系统的重要组成部分,种类繁多,广泛分布于环境之中,在重金属的累积与传递过程中起到重要的媒介作用.蚯蚓、蜗牛、跳虫、线虫等^[7,16-17,30-31]均能累积环境中的重金属,因而,工业生产造成的重金属污染,能够导致这些生物体内重金属含量显著升高,并对其生长、繁殖产生毒性效应.图 2 为 Pb 对土壤无脊椎动物蜗牛的生态毒理学效应,本研究采用的褐云玛瑙螺(白玉蜗牛)属玛瑙螺科,目前广泛分布于亚洲、非洲、欧洲和美洲等地区,国内分布较为广泛,并且常被用于生态毒理学试验中^[32-33].由图 2 可知,Pb 对褐云玛瑙螺生长抑制的 NOEC 值为 1200 mg·kg⁻¹.

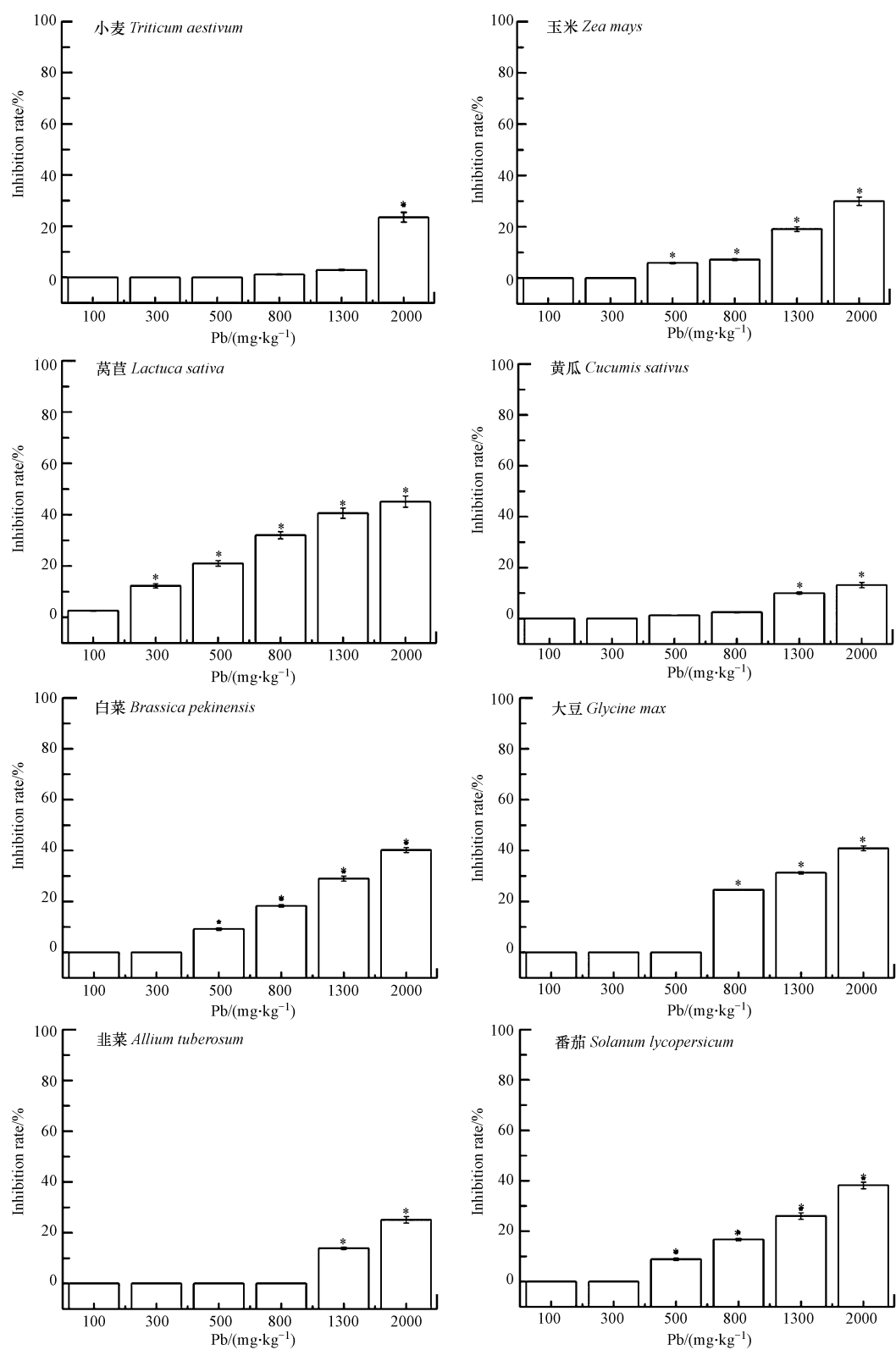


图 1 Pb 对小麦、玉米、莴苣、黄瓜、白菜、大豆、韭菜和番茄根伸长的影响

Fig.1 Effects of Pb on root growth of *Triticum aestivum*, *Zea mays*, *Lactuca sativa*, *Cucumis sativus*, *Brassica pekinensis*, *Glycine max*, *Allium tuberosum* and *Solanum lycopersicum*

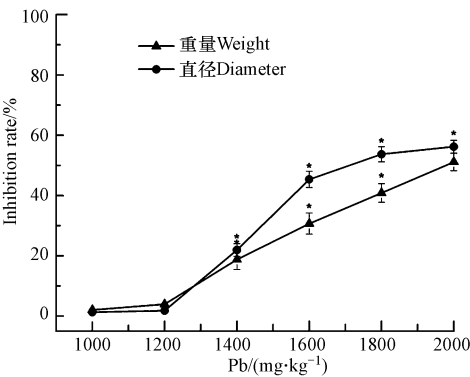


图 2 重金属 Pb 对蜗牛生长抑制的影响
Fig.2 Effect of heavy metal Pb on growth inhibition of *Achatina fulica*

2.2 Pb 的土壤基准值推导与分析

土壤环境质量基准值的推导方法可分为基于分布的 SSD 法和评估因子法 (Assessment factor, AF)^[34]等,其中,SSD 法通过利用累积分布函数来描述污染物对不同生物物种的毒性差异,这些物种可能来自同一个分类群,或是从某一种团或群落中选出的代表性物种.毒性参数(如 LC₅₀、LOEC 和 NOEC 等)的选择也有很大的覆盖范围,不完全局限于最低的毒性值. SSD 法结果科学性高、有较好的可比性,可计算多种保护水平的土壤环境质量基准值,但需要有健全的毒性数据作支撑,通常需要有 10 套以上的数据才具有统计学意义;而评估因子法是将选出的最低毒性值除以一个不确定因子或安全系数来求解污染物的生态基准值的一种方法,通常根据室内试验所获得的最低明确效应浓度来推导基准值,评估因子的取值范围根据科学经验和专业判断来确定,其大小可反映出利用实验室毒理数据进行外推时的不确定性,通常因所掌握的毒理数据的丰富程度不同(如从只有单一物种的数据到掌握多个物种的毒理数据,甚至有多营养级生物的数据),评估因子的取值可有几个数量级的差异.因此,本文优先使用 SSD 法来对“四门十科”土壤生物的毒性数据进行分析,采用基于 log-normal SSD 的荷兰 RIVM ETX2.0 (图 3)软件^[22],该软件常被应用于我国环境基准的推导和环境暴露的风险评价^[35-38].利用表 1 中的生物毒性数据,推导保定市潮土中 Pb 的 HC₅值,本研究基于 log-normal SSD 法所推导的 HC₅为 142 (57.9<CI<239) mg·kg⁻¹.

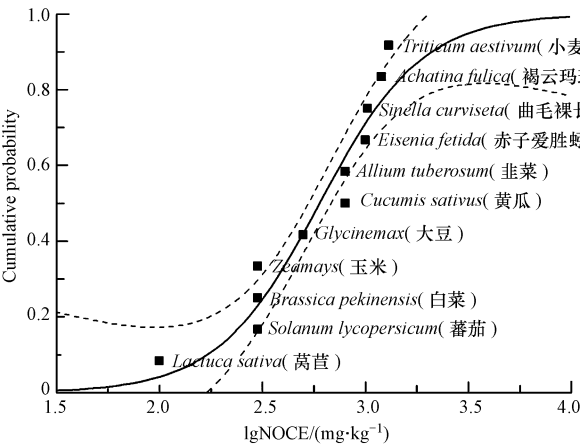


图 3 Pb 的物种敏感性分布(图中虚线为上下 95%置信线)
Fig.3 Species sensitivity distribution for Pb (The dotted line is 95% lines of confidence)

本研究中,考虑到不同区域土壤中 Pb 的背景浓度存在差异,并且会对 Pb 的土壤生物毒性产生影响,因此具体区域的 HC₅值的确定也要充分考虑当地土壤中 Pb 的背景值.本研究暂采用供试土壤 Pb 的含量作为保定潮土 Pb 的背景值,经检测,本研究区域的土壤 Pb 起始浓度为 16.7 mg·kg⁻¹,因而,考虑起始浓度后的 HC₅值为 158 (74.6<CI<256) mg·kg⁻¹.

欧盟委员会于 2006 年制定的 REACH (Registration, evaluation, authorization and restriction of chemicals) 法规^[39]规定,土壤基准值由 HC₅ 值除以因子(1—5)得出.而该因子的具体取值由行政管理部门依据管理水平、受试物种数量、数据质量、土壤类型等^[9]因素进行综合评价后确定.Amorim 等^[9]在推导三氯生(二氯苯氧氯酚)的土壤环境基准时受条件所限未确定该因子的具体取值,而是提供土壤基准值范围.有鉴于此,本研究根据 HC₅ 值,最终确定的保定潮土中 Pb 的土壤环境质量基准值范围为 31.7—158 mg·kg⁻¹.

表 2 中,本研究中土壤基准值主要是以农田土壤生物为保护对象,而以保护土壤生物为目的的基准值在不同的国家也被称为土壤生态安全阈值、土壤生态筛选值^[40]等.美国推荐的 Pb 的生态筛选值为 120 mg·kg⁻¹^[40],加拿大的土壤质量指导值为 70 mg·kg⁻¹^[41].我国土壤环境质量标准给出 Pb 的标准值为 350 mg·kg⁻¹(二级:旱地、菜地,pH>7.5)^[42],北京市公园绿地土壤 Pb 的风险筛选值为 400 mg·kg⁻¹(人体健康)^[43].与其他土壤基准值或标准值相比,本研究所推导的保定潮土中 Pb 基准值(31.7—158 mg·kg⁻¹,保护 95%水平生物)低于我国 Pb 的二级标准值(350 mg·kg⁻¹),同时也低于北京市污染场地的标准值(400.0 mg·kg⁻¹,用途为公园和绿地(人体健康))^[43].此外,本文采用美国生态筛选值计算方法,采用几何平均值法分别对植物、无脊椎动物的生态筛选值进行计算,得出植物的生态筛选值为 428 mg·kg⁻¹,无脊椎动物的生态筛选值为 1073 mg·kg⁻¹,综合考虑植物与无脊椎动物后,采用美国生态筛选值法推导的我国生态筛选值为 428 mg·kg⁻¹,该值远高于 SSD 法推导的保护 95%土壤生物的 HC₅ 值,也高于我国 Pb 的二级土壤环境质量标准值,因此,不能较好地对我国土壤生物起到保护作用.

表 2 各国家和地区 Pb 的土壤基准值与标准值的比较

Table 2 Comparison of soil environmental criteria and standard values of different countries and regions				
土壤基准值			土壤标准值	
Soil-environmental Criteria/(mg·kg ⁻¹)			Soil-environmental standards/(mg·kg ⁻¹)	
本项目 Pb (HC ₅ /AF, AF:1—5)	美国* ^[40]	加拿大# ^[41]	中国土壤环境质量标准 ^[42] (二级,pH>7.5)	北京土壤风险筛选值 ^[43] (公园绿地)
31.70—158.3	120.0	70	350	400

注: * 美国的陆生植物生态筛选值为 120.0 mg·kg⁻¹,土壤无脊椎动物的生态筛选值为 1700 mg·kg⁻¹,所以综合考虑陆生植物与无脊椎动物的生态筛选值为 120 mg·kg⁻¹;#为采用保护 75%生态受体的土壤质量指导值 70 mg·kg⁻¹.

Note: *The screening value of terrestrial plant and soil invertebrate ecology were 120.0 and 1700 mg·kg⁻¹ in USA, respectively. So considering the screening value of terrestrial plant and soil invertebrate ecology was 120 mg·kg⁻¹;# The soil quality guidelines to protect 75% ecological receptor were 70 mg·kg⁻¹.

3 结论(Conclusion)

(1) Pb 对陆生植物小麦、玉米、莴苣、黄瓜、白菜、大豆、韭菜、番茄和土壤无脊椎动物蜗牛的生长影响的 NOEC 值分别为 1300、300、100、800、300、500、800、300、1200 mg·kg⁻¹.

(2) 在本研究区域土壤中,莴苣的根伸长对 Pb 的敏感性最高,小麦的根伸长对 Pb 的敏感性最低,玉米、白菜和番茄的根伸长对 Pb 的敏感性指标值相同,黄瓜和韭菜的根伸长对 Pb 污染的敏感性指标值相同.

(3) 基于 log-normal 物种敏感性分布的研究区域土壤中 Pb 的 HC₅ 值为 158 (74.6<CI<256)mg·kg⁻¹,Pb 的土壤环境质量基准值范围为 31.7—158 mg·kg⁻¹.

参考文献(References)

[1] 周启星,腾涌,展思辉,等.土壤环境基准/标准研究需要解决的基础性问题[J]. 农业环境科学学报,2014,33(1):1-14.
ZHOU Q X, TENG Y, ZHAN S H, et al.Fundamental problems to be solved in research on soil-environmental criteria/standards[J].
Journal of Agro-Environment Science, 2014,33(1):1-14(in Chinese).

[2] GINOCCHIO R, RODRIGUEZ P H, BADILLA-OHLBAUM R, et al. Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2002, 21:1736-1744.

[3] WENG L P, WOLTHOORN A, LEXMOND T M, et al. Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability

- of nickel using speciation models[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38:156-162.
- [4] SMOLDERS E, BUEKERS J, OLIVER I, et al. Soil properties affecting toxicity of zinc to soil microbial properties in laboratory-spiked and field-contaminated soils[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23:2633-2640.
- [5] 颜增光,谷庆宝,周娟,等.构建土壤生态筛选基准的技术关键及方法学概述[J]. *生态毒理学报*, 2008, 3(5):417-427.
YAN Z G, GU Q B, ZHOU J, et al. A synoptic review of the technical tips and methodologies for the development of ecological soil screening benchmarks[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 3(5):417-427 (in Chinese).
- [6] 周启星,安婧,何康信.我国土壤环境基准研究与展望[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(1):1-6.
ZHOU Q X, AN J, HE K X. Research and prospect on soil-environmental criteria in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(1):1-6 (in Chinese).
- [7] 王晓南,刘征涛,王婉华,等.重金属铬(VI)的生态毒性及其土壤环境基准[J]. *环境科学*, 2014, 35(8):3155-3161.
WANG X N, LIU Z T, WANG W H, et al. Ecotoxicological effect and soil environmental criteria of the heavy meal chromium(VI)[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(8):3155-3161 (in Chinese).
- [8] WANG X N, LIU Z T, WANG W H, et al. Derivation of predicted no effect concentration (PNEC) for HHCB to terrestrial species (plants and invertebrates)[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 508:122-127.
- [9] AMORIM M J B, OLIVEIRA E, SOARES A M V M, et al. Predicted No Effect Concentration (PNEC) for triclosan to terrestrial species (invertebrates and plants)[J]. *Environment International*, 2010, 36(4):338-343.
- [10] SINGH O V, LABANA S, PANDEY G, et al. Phytoremediation: An overview of metallic ion decontamination from soil[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, 61:492-405.
- [11] ATHALYE V V, RAMACHANDR V, D'SOUZA T J. Influence of chelating agents on plant uptake of ^{51}Cr , ^{210}Pb and ^{210}Po [J]. *Environmental Pollution*, 1995, 89(1):47-53.
- [12] NELSON BEYER W, CROMARTIE E J. A survey of Pb, Cu, Zn, Cd, As and Se earthworms and soil from diverse sites[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1987, 8(1):27-36.
- [13] YANG Y G, PATERSON E, CAMPBELL C. Accumulation of heavy metal in urban soils and impacts on microorganism[J]. *Environmental Science*, 2001, 22(3):44-48.
- [14] GRAKOVSK V G, FRID A S, TIMOKHIN P A. Evaluation of soil pollution by heavy metals and arsenic in Chelyabinsk Oblat[J]. *Eurasian Soil Science*, 1997, 30(1):74-81.
- [15] TERELAK H, STUCZYNSKI T, PIOTROWSKA M. Heavy metals in agricultural soils in Poland[J]. *Polish Journal of Soil Science*, 1997, 30(2):35-42.
- [16] 陈丽红,刘征涛,方征,等.老化土壤中铅对赤子爱胜蚓生长及繁殖的影响[J]. *环境科学*, 2014, 35(4):274-278.
CHEN L H, LIU Z T, FANG Z, et al. Effects of lead on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* with aged soil[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(4):274-278 (in Chinese).
- [17] JIE X, XIN K, KROGH P H, et al. Evaluation of growth and reproduction as indicators of soil metal toxicity to the Collembolan, *Sinella curviseta*[J]. *Insect Science*, 2009, 16:57-63.
- [18] OECD. Guideline for the testing of chemicals No.208. Terrestrial plant test: Seedling emergence and seedling growth test[S]. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development, 2006.
- [19] ISO. 15952(E). Soil quality-effects of pollutants on juvenile land snails (*Helicidae*) determination of the effects on growth by soil contamination[S]. Geneva Switzerland: International Standardization Organisation, 2006.
- [20] 鲁如坤.土壤农化分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000.
LU R K. Soil chemical analysis method[M]. Beijing: China's agricultural science and technology press, 2000 (in Chinese).
- [21] 孙约兵,徐应明,史新,等.污灌区镉污染土壤钝化修复及其生态效应研究[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(8):1467-1473.
SUN Y B, XU Y M, SHI X, et al. The immobilization remediation of Cd contaminated soils in wastewater irrigation region and its ecological effects[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(8):1467-1473 (in Chinese).
- [22] VAN VLAARDINGEN P L A, TRAAS T P, WINTERSEN A M, et al. ETX 2.0, a program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data [R]. Bilthoven, B A: National Institute for Public Health and the Environment, 2004.
- [23] AERY N C, JAGETIYA B L. Relative toxicity of cadmium, lead, and zinc on barley[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1997, 28(11-12):949-960.
- [24] CARLSON R W, ROLFE G L. Growth of rye grass and fescue as affected by lead-cadmium-fertilizer interaction[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1979, 8(3):348-352.
- [25] DE HAAN S, RETHFELD H, VAN DRIEL W. Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils, depending on their clay and humus[R]. Rapport 9-85, Inst. Bodemvruchtbaarheid Haren, The Netherlands, 1985.
- [26] TRAAS T P. Guidance document on deriving environmental risk limits[R]. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report No. 601501012, 2001.
- [27] 李波,林玉锁.公路两侧农田土壤铅污染及对农产品质量安全的影响[J]. *环境监测管理与技术*, 2005, 17(1):11-14.

- LI B, LIN Y S. The road on both sides of farmland soil lead pollution and the impact on the quality and safety of agricultural products[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2005,17(1):11-14(in Chinese).
- [28] 李永华,杨林生,姬艳芳,等.铅锌矿区土壤-植物系统中植物吸收铅的研究[J]. 环境科学, 2008,29(1):196-201.
- LI Y H, YANG L S, JI Y F, et al. Lead uptake by plant in soil-plant system at lead-zinc deposit area of western Hunan Province[J]. Environmental Science, 2008,29(1):196-201(in Chinese).
- [29] 陈亚华,沈振国,宗良纲,等.EDTA 对 2 种芥菜型油菜幼苗富集 Pb 的效应[J]. 环境科学研究, 2005,18(1):67-70.
- CHEN Y H, SHEN Z G, ZONG L G, et al. Effects of EDTA on Pb accumulation by seedlings of two *Brassica juncea* varieties[J]. Research of Environmental Sciences, 2005,18(1):67-70(in Chinese).
- [30] 王婉华,陈丽红,方征,等.土壤铬(VI)对赤子爱胜蚓的生态毒性效应[J]. 环境科学研究, 2013,26(6):653-657.
- WANG W H, CHEN L H, FANG Z, et al. Ecotoxicity of chromium(VI) on *Eisenia fetida* in soil[J]. Research of Environmental Sciences, 2013,26(6):653-657(in Chinese).
- [31] 郝伟,姜勇,李琪,等.重金属铅、镉对矮小拟丽突线虫(*Acrobeloides nanus*)的亚急性毒性作用[J]. 生态毒理学报, 2008,3(2):139-143.
- HAO W, JIANG Y, LI Q, et al. Subacute toxic effects of lead and cadmium on the nematode *Acrobeloides nanus*[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2008,3(2):139-143(in Chinese).
- [32] WANG X N, LIU Z T, WANG W H, et al. Assessment of toxic effects of triclosan on the terrestrial snail (*Achatina fulica*) [J]. Chemosphere, 2014, 108:225-230.
- [33] RAO I G, SINGH D K. Toxic effect of single and binary treatments of synthetic and plant-derived molluscicides against *Achatina fulica*[J]. Journal of Applied Toxicology, 2002, 22:211-215.
- [34] European Chemicals Bureau. Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation(EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market.Part II [R]. EUR 20418 EN/2.Ispira, Italy;European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection, 2003.
- [35] 刘征涛,王晓南,闫振广,等.“三门六科”水质基准最少毒性数据需求原则[J]. 环境科学研究, 2012,25(12):1364-1369.
- LIU Z T, WANG X N, YAN Z G, et al. Discussion of minimum “3 Phyla and 6 Families” toxicity data requirements for deriving water quality criteria[J]. Research of Environmental Sciences, 2012,25(12):1364-1369(in Chinese).
- [36] 王晓南,刘征涛,闫振广,等.麦穗鱼物种敏感性评价[J]. 环境科学, 2013,34(6):265-271.
- WANG X N, LIU Z T, YAN Z G, et al. Species sensitivity evaluation of *Pseudorasbora parva*[J]. Environmental Science, 2013,34(6):265-271(in Chinese).
- [37] 吴丰昌,孟伟,张瑞卿,等.保护淡水水生生物硝基苯水质基准研究[J]. 环境科学研究, 2011,24(1):1-10.
- WU F C, MENG W, ZHANG R Q, et al. Aquatic life water quality criteria for nitrobenzene in freshwater[J]. Research of Environmental Sciences, 2011,24(1):1-10(in Chinese).
- [38] WANG X N, LIU Z T, YAN Z G, et al. Development of aquatic life criteria for triclosan and comparison of the sensitivity between native and non-native species[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013,260:1017-1022.
- [39] EU Regulation.1907/2006 of the European, Parliament and the European Council of 18 December, 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Regulation 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 93/793 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/677/EEC, 93/105/EEC and 2000/21/EC[R]. Helsinki: Official Journal of European Union, 2006.
- [40] US EPA. Ecological soil screening levels for lead[R]. Washington, D C; Office of Solid Waste and Emergency Response, 2005.
- [41] CCME. A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines[R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of Environment, 2006.
- [42] 中华人民共和国环境保护局.GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京:国家环境保护局, 1995.
- The Environmental Protection Agency of the People's Republic of China. GB 15618—1995 Soil environmental quality standards[S]. Beijing: State Department of Environmental Conservation, 1995(in Chinese).
- [43] 北京市质量技术监督局.DB11-811-2011 场地土壤风险评价筛选值[S]. 北京:北京市质量技术监督局, 2011.
- The Beijing Municipal Bureau of quality and technical supervision. DB11-811-2011 The screening value of soil risk assessment[S]. Beijing: The Beijing Municipal Bureau of quality and technical supervision, 2011(in Chinese).