

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0526

杨彦, 李晓芳, 王琼, 等. 2014. 基于人体健康模型 (IEUBK、ALM) 的温岭地区土壤环境铅基准值研究 [J]. 环境科学学报, 34(7): 1808-1817

Yang Y, Li X F, Wang Q, et al. 2014. Lead benchmarks for soil based on human health model (IEUBK and ALM) in Wenling region [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 34(7): 1808-1817

## 基于人体健康模型 (IEUBK、ALM) 的温岭地区土壤环境铅基准值研究

杨彦<sup>1</sup>, 李晓芳<sup>1</sup>, 王琼<sup>2,3,4</sup>, 李定龙<sup>1,\*</sup>, 于云江<sup>5</sup>

1. 常州大学环境与安全工程学院, 常州 213164

2. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875

3. 中国环境科学研究院, 北京 100012

4. 国家环境保护区域生态过程与功能评估重点实验室, 北京 100012

5. 环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655

收稿日期: 2013-09-15

修回日期: 2013-11-28

录用日期: 2013-11-29

**摘要:**以浙江温岭市人群(孕妇、儿童)为研究对象,借鉴国际上认可度较高的由美国国家环境保护署开发的综合暴露吸收生物动力学模型(IEUBK)及成人血铅模型(ALM),采用实验室检测、问卷调查、文献查询等多种方式优化模型参数,推导出该区域基于人群健康风险的土壤环境铅基准值分别为 $180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (IEUBK)、 $555.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (ALM),低于英美等发达国家不同场地铅土壤环境基准值。同时,对2种模型参数进行蒙特卡罗分析,探讨模型单因子变化对预测结果造成的影响。结果发现,IEUBK模型参数中空气、饮用水2种介质的铅暴露浓度敏感性均为50.8%,ALM模型中育龄妇女血铅含量几何标准差GSD,根据设定目标血铅浓度时保护人群的概率水平取值 $n$ 等参数均呈负敏感性,且敏感性最高分别为-39.6%、-19.5%。由敏感性分析结果可知,呼吸暴露途径对模型结果的影响较为显著且普遍高于经口暴露,但由于经口暴露累加的消化吸收量较高,对模型的预测结果也造成一定程度的影响。本研究中优化模型参数提高推导结果的灵敏度可使预测结果更为科学、准确,降低其不确定性,可为后期我国污染土壤铅基准值的制定提供理论依据。此外,需要说明的是,模型涉及的人群铅暴露途径受体为美国人群,是否完全适合中国人群尚需要进一步研究。

**关键词:**IEUBK; ALM; 土壤铅; 环境基准

文章编号: 0253-2468(2014)07-1808-10

中图分类号: X53

文献标识码: A

## Lead benchmarks for soil based on human health model (IEUBK and ALM) in Wenling region

YANG Yan<sup>1</sup>, LI Xiaofang<sup>1</sup>, WANG Qiong<sup>2,3,4</sup>, LI Dinglong<sup>1,\*</sup>, YU Yunjiang<sup>5</sup>

1. School of Environmental & Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164

2. College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875

3. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012

4. State Environment Protection Key Laboratory of Regional Eco-process and Function Assessment, Beijing 100012

5. South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655

Received 15 September 2013;

received in revised form 28 November 2013;

accepted 29 November 2013

**Abstract:** In this study, we combine the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model (IEUBK) and the Adult Lead Model (ALM) with the methods of laboratory tests, questionnaires, and documents to determine environment references of Pb in soil based on health risk by the study on the pregnant woman and child in Wenling of Zhejiang Province. The reference values were  $180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  and  $555.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , respectively, lower than the values of Britain and other developed countries. Two kinds of model parameters were analyzed by Monte Carlo to discuss the prediction impact by changes in one factor model. The sensitivity of the lead exposure in air and drinking water of IEUBK model were 50.8%. The maximum probability of geometric standard deviation of women blood lead concentration in AIM model was -39.6%, while the sensitivity value of target blood lead concentration ( $n$ ) in protection group was -19.5%. Respiratory exposure was the most significant and widespread and its impact was higher than oral exposure according to sensitivity analysis

**基金项目:** 国家自然科学基金(No.21177119)

**Supported by** the National Natural Science Foundation of China (No.21177119)

**作者简介:** 杨彦(1984—),女,助教,E-mail:yy129129@163.com; \* 通讯作者(责任作者),E-mail:hjaq@cczu.edu.cn

**Biography:** YANG Yan (1984—), female, assistant teacher, E-mail:yy129129@163.com; \* **Corresponding author**, E-mail:hjaq@cczu.edu.cn

results. However, oral exposure had higher levels of digestion and absorption which caused uncertainties to the model prediction. Optimization of model parameters improved the sensitivity of the prediction results, leading to more scientific and accurate prediction results and less uncertainty. This study provided theoretical basis for the formulation of the reference value of lead in contaminated soil. Moreover, further study is needed to examine the suitability of the results to Chinese people, as the lead exposure receptors in the model are American.

**Keywords:** IEUBK; ALM; soil lead; environmental benchmark

## 1 引言(Introduction)

铅及其化合物是一种不可降解的环境污染物,且性质稳定,能够长期富集,并可通过大气、土壤、水体、食物等多种介质进入人体.铅对机体的损伤呈现系统性、多器官性,能够导致造血、泌尿、生殖、免疫、神经、心血管、消化等系统的长期慢性损伤.大量研究表明,儿童和孕妇最容易在铅暴露环境中发生铅中毒,从而引起智力、记忆力、神经行为的障碍(王桂芳等,2012; Lanphear *et al.*, 2005).土壤铅是人群重要的铅暴露源,近年来,铅污染加剧及污染场地的增多已成为影响人群健康的重要因素.目前,我国土壤铅标准多使用 2008 年发布的《土壤环境质量标准》,该标准是在保护土壤资源的背景值,以及保护土壤农业生产功能和生态环境功能的基准值的基础上建立的(徐猛等,2013).而国际上许多国家是通过研究污染物迁移转化规律、污染物人体暴露模式,把人体健康作为核心制定区域土壤铅基准.

自美国 1980 年通过《超级基金法》以来,加拿大、美国、英国等相继发布了一系列基于健康风险的土壤基准值推导导则及相应的污染物土壤环境基准值.其中,基准值推导模型,如美国《超级基金场地风险评价指南》RAGS 模型、美国测试与材料协会 RBCA 模型、荷兰 CSOIL2000 模型及英国 CLEA 模型的国际认可度最高.近年来,中国环保部以 RAGS 和 RBCA 模型为基础,确立了土壤基准值估算方法,并先后发布了《场地环境评价导则》(DB11/T 656—2009)和《污染场地风险评估技术导则》(报批稿).其中,《污染场地风险评估技术导则》(报批稿)公布了 100 种污染物在住宅类用地和工业用地背景下的土壤基准值,但基准值推导方法及土壤铅基准值标准与美国一致.

一般认为,环境基准是指环境中污染物对特定对象(人或其他生物)不产生不良或者有害影响的最大剂量(无作用剂量)或浓度(US EPA, 1980).由于受体不一,其基准值并不是所谓产生不良或有害影响的单一剂量值,应是基于不同保护对象的多目标函数或者范围值(孟伟等,2008).目前,国内学者对环境基准的研究多集中在水质、土壤等多环境介

质中考虑不同生物受体进行的环境铅基准值推导方面(施婕等,2009),且已公开发布的值多采用美国基准值参数,而对于从人体健康的角度推导环境基准值的研究还相对较少.因此,本研究拟采用国际上广泛认可的人体血铅模型(IEUBK、ALM),基于人群的铅健康风险并根据中国地域特点结合实验室试验模拟对模型参数进行优化,推导出区域土壤的铅环境基准值,以期为中国铅污染场地土壤健康风险评估研究和环境标准值的制定提供参考依据.

## 2 研究方法(Methods)

### 2.1 IEUBK、ALM 模型介绍

在进行人体健康风险研究时需考虑成人、儿童 2 种受体,在进行土壤介质对人体健康影响研究时,通常都认为儿童的土壤暴露途径较多.美国环保署(EPA)基于大量儿童血铅与环境铅暴露研究结果,构建了暴露吸收生物动力学模型(IEUBK),该模型在国际上被广泛应用(Deshommes *et al.*, 2013).我国也将该模型应用于土壤铅污染修复值研究和环境铅污染对儿童血铅的影响上(张红振等,2009).IEUBK 模型基于 4 个模块(暴露、吸收、代谢动力和概率分布),模拟铅的吸收效率与人体内各器官铅含量尤其是血铅变化的关系,其模型构成如图 1 所

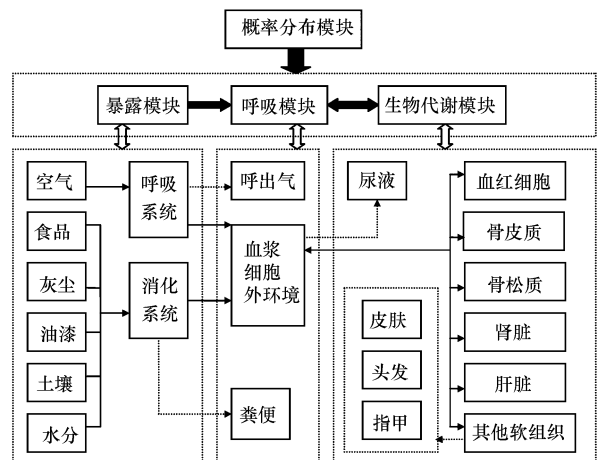


图1 铅暴露、吸收、代谢及血铅含量估计的 IEUBK 模型的构成

Fig.1 Compositions of the IEUBK model with lead exposure, absorption, metabolism, and blood lead level estimates

示.本研究采用 IEUBKwin v1.1 build11 模型软件对区域环境土壤铅基准值进行研究.

成人血铅模型( ALM)是由 EPA 提出(US EPA, 2001),该法采用生物动力学斜率系数( BKSF)表征环境铅暴露与成人(孕妇)血铅含量的线性关系,采用几何标准差描述类似铅暴露途径下个体间血铅含量的差异. ALM 模型包括暴露模块和概率模块两部分,通过胎儿与母亲血铅含量比例系数,评价成人(孕妇)在土壤铅污染胁迫下,引起胎儿血铅含量超过  $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  事件的发生概率.由于该法简单实用,近年来在国际上的应用越来越广泛,但多集中于土壤铅生态风险评价中. ALM 模型的推算方法如下:

$$S = \frac{(B_{\text{adult,central,goal}} - B_{\text{adult,0}}) \cdot AT}{\text{BKSF} \cdot \text{IR}_s \cdot \text{AF}_s \cdot \text{EF}_s} \quad (1)$$

$$B_{\text{adult,central,goal}} = \frac{B_{\text{fetal,0.95,goal}}}{\text{GSD}_{i,\text{adult}}^n \cdot R_{\text{fetal/maternal}}} \quad (2)$$

式中,  $S$  为基于人体健康风险的土壤铅环境基准值 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),  $B_{\text{adult,central,goal}}$  为暴露于铅污染场地的孕妇血铅平均含量目标值 ( $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ ),  $B_{\text{adult,0}}$  为无铅暴露时育龄妇女的血铅背景水平 ( $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ ),  $AT$  为长期暴露时间( $\text{d}$ ),  $\text{BKSF}$  为血铅与每日摄入体内铅含量的斜率系数 ( $\text{d}\cdot\text{dL}^{-1}$ ),  $\text{IR}_s$  为每日土壤摄入量 ( $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ),  $\text{AF}_s$  为肠胃对摄入体内铅的吸收效率(无量纲),  $\text{EF}_s$  为每年平均暴露于铅污染场景的天数 ( $\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$ ),  $B_{\text{fetal,0.95}}$  为胎儿血铅含量的 95% 概率目标值 ( $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ ),  $\text{GSD}_{i,\text{adult}}$  为育龄妇女血铅含量几何标准差(无量纲),  $R_{\text{fetal/maternal}}$  为胎儿与母亲血铅含量的相关系数(无量纲),  $n$  为根据设定目标血铅浓度时保护人群的概率水平取值(无量纲).

## 2.2 调查方法

2.2.1 研究区简介 研究区为浙江温岭市,该市地处浙江东南沿海、长三角地区的南翼,全市居民以汉族为主,2009 年末统计人口 118.45 万,农业人口 98.85 万,占 83.45%.居民以米食、麦类为主食,生活习惯较为一致.

2.2.2 研究对象 选择在当地居住 10 年以上的 20~40 岁孕妇 165 人,该市居住的 1~7 岁的 282 名儿童为调查对象,其中,男性 147 人,女性 135 人,为获得身高、体重、饮食情况、生活习惯等基本信息,于 2011 年 7—11 月进行入户调查,调查采用问卷和视频记录相结合的方式.

## 2.3 多环境介质采样检测

按照不同样品的采集、保存、分析的技术规范

(GB/T 160.10—2004、HJ/T 91—2002、GB/T 5750.2—2006、HJ/T 166—2004、NY/T 398—2000),采集研究区农田表层土壤(0~20 cm)60 个,每隔 8~10 户于井中用自动采样器采集地下水水样 34 个,装于干净棕色玻璃瓶(经调查研究区人群饮水以山水(地下水)为主).在研究区域的居住区用大流量采样器(GPS1 型, Thermo Environmental Instruments, Inc., Franklin, MA)连续 24 h 于 6 个采样点采集不同风向的空气细颗粒物( $\text{PM}_{2.5}$ )样品.灰尘样品采集时对固定点进行长时间序列采样,以提高灰尘样品的代表性,在每个采样点用塑料刷和塑料板清扫灰尘样品,每个样品采集 50 g 以上,为 5~6 个点的混合灰尘样品,共采集样品 9 个,样品带回实验室,于阴凉处保存.在对应土壤样品的采集点位置采集农作物样品(谷物:水稻、红薯等,蔬菜:芹菜、青菜、菠菜等)共 52 个.采集当地散养和圈养的猪、鸡及喂养的鱼样品各 4~5 个,共 14 个.采集当地自产水果样品(杨梅)5 个.所有经口介质的选择均为问卷调查中本地自产率在 5% 以上,平均每日摄入量高于 0.1%.

## 2.4 环境样品前处理、体外模拟实验

饮用水样品:取水样 20 mL 于 25 mL 比色管中,加入 2 mL 消解液(1:4 的高氯酸:硝酸)于电炉上加热近干,取下冷却,加 15 mL 纯水继续煮至 1~2 mL,放冷,用纯水移至比色管,再向其中加入 0.5 mL 盐酸、2.5 mL  $100 \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  的铁氰化钾、0.5 mL  $30 \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  的草酸,加纯水至刻度,混匀放置 30 min 测定.

大气样品:将采过样的微孔滤膜放入 50 mL 烧杯中,加入 20 mL  $12 \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的硝酸溶液,于电热板上加热,温度维持在  $180 \text{ }^\circ\text{C}$ ,当消解液在 0.5 mL 左右时取下,用纯水少量多次定量转移至 25 mL 比色管中,摇匀,待测定.

所采集的灰尘样品在室温下风干,之后过 0.99 mm 的不锈钢筛,去除大颗粒等外来物(石子、沙子等),然后用 ZM-1 型振动研磨机研磨,处理好的灰尘样品经过消解测定样品中铅的含量.

消解方法:取处理好的灰尘样品 0.5 g 放入 100 mL 烧杯中,加入少量水润湿后,加入 15 mL 浓盐酸,盖上表面皿,加热溶解,将盐酸气体全部溢出;再加 5 mL 浓硝酸,继续加热至完全溶解,冲洗并移去表面皿,蒸发至干,冷却;加入浓盐酸 5 mL,用水冲洗杯壁,加热沸腾,冷却后移入 50 mL 比色管中,稀释至 50 mL 刻度线待测.

将采集的农作物样品用纯净水洗净,用搅拌器搅碎后冷冻干燥至恒重,用研钵将其碾成粉末后过 100 目筛,保存在冰箱中待用.鱼类和肉类食品用纯净水洗净,然后用刀切成块状,用搅拌器搅碎后冷冻干燥至恒重,磨成细粉后于  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  保存.将水果样品用纯净水洗后去其果核,用搅拌器搅碎后冷冻干燥至恒重,用研钵将其碾成粉末后过 100 目筛,保存在冰箱中待用.

体外消化模拟胃液:配置模拟胃液 500 mL(内含 NaCl 4.3875 g,柠檬酸 0.5 g,苹果酸 0.5 g,乳酸 0.42 mL,冰乙酸 0.5 mL),用浓盐酸将 pH 调为 1.5,再加入胃蛋白酶 1.25 g.肠液:在 500 mL 无菌水中加入  $\text{NaHCO}_3$ ,调至 pH 为 7.0,然后加入 0.3 g 胰酶和 1 g 胆盐.

胃反应阶段:取 0.4 g 样品置于反应器中,并向反应器中加入 12 mL 胃液,在  $37\text{ }^{\circ}\text{C}$  下以  $100\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$  恒温振荡 2 h,待振荡完成后,溶液在 3000 g 的离心速度下离心 10 min,取一定量的上清液过  $0.45\text{ }\mu\text{m}$  滤膜,  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$  保存待测.肠反应阶段:将胃阶段反应液的 pH 调至 7,然后加入 6 mL 的肠液,在  $37\text{ }^{\circ}\text{C}$  下振荡 4 h,然后按胃阶段反应液做相同操作,消化过程均在无氧条件下进行.

### 2.5 样品检测及质量控制

采用火焰原子吸收光谱仪(日产 Z-2000 日立赛曼原子吸收分光光度计),依据国标检测方法(GB/T 160.10—2004、GB/T 22105.3—2008、GB/T 5750.6—2006、GB/T 5009.12—1996)对环境样品进行检测,参考林路秀等(2010)的检测方法对体外模拟实验样品进行检测.检测中对标准物和样品作多次重复分析并使用未受污染的试剂和仪器,精密度测定相对标准偏差均小于 3.0%,原子吸收分光光度测试方法精密度良好,回收率为 95.2%.

## 3 结果与讨论(Results and discussion)

### 3.1 研究所需的参数

进行人群铅暴露对血铅水平影响的研究时,IEUBK、ALM 模型需使用大量参数,具体可将其分为 4 类:人群暴露参数、生物有效性参数、环境介质铅污染水平参数、特殊参数.多数研究人员在使用 IEUBK、ALM 模型时采用模型推荐值,而由于美国人群和中国人群的差异性,其中包括自身行为、生活习惯及不同人种人体内运转的生理-生化效应等,本研究对区域人群的基本参数、环境介质铅污染水

平、不同介质的生物有效性采用实验室检测、问卷调查等多种研究方法进行参数优化.

人群暴露参数是用来描述人体经呼吸、经口等暴露于外界物质的量和速率,以及人体特征(如体重、身高等)的参数,是评价人体暴露外界物质剂量的重要因子(于云江,2011;段小丽,2012).IEUBK 模型涉及不同暴露途径的参数:饮食摄入量、饮水摄入量、土壤+灰尘的摄入量、户外活动时间、呼吸速率.其中,饮食摄入量包括谷类、蔬菜类、水果、肉类、鱼类的摄入量,食物摄入种类选择依据市场统计该类物质的本地自产率在 5% 以上,且平均每日摄入率高于 0.1%.饮水摄入量(每日直接饮水量+间接饮水量)通过问询和实际测量的方式测定白开水、茶水等直接饮水及米饭、面条、汤、粥等间接饮水率计算摄入量,对于儿童摄入土壤+灰尘总量这一参数缺少我国实际调查值(盛晓阳等,2009),但目前国际上多数研究认为各年龄段儿童日灰尘摄入量及土壤摄入量参数一般具有通用性,0~1 岁儿童摄入土壤+灰尘总量是  $0.06\text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ ,1~7 岁儿童摄入土壤+灰尘总量是  $0.11\text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (段小丽,2012).户外活动时间通过问询和视频记录的方式统计.呼吸速率采用人体能量代谢估算法(杨彦等,2011),利用身高、体重等实测参数值进行估算.本次研究 IEUBK 模型涉及的儿童暴露参数见表 1.

表 1 研究区儿童暴露参数取值

暴露参数		单位	不同年龄段取值		数据来源
			0~1 岁	1~7 岁	
饮食摄入量	谷类	$\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	0	202	实测
	蔬菜	$\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	0	74.5	实测
	水果	$\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	0	107.2	实测
	肉类	$\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	0	95.9	实测
	鱼	$\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	0	6.05	实测
饮水摄入量		$\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	0.431	0.4895	实测
土壤+灰尘摄入总量		$\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	0.06	0.11	文献
户外活动时间		h	1	3.5	实测
呼吸速率		$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$	4.62	7.28	计算所得

注:实测数据均取样本量的算术平均值.

模型设置不同介质的生物有效性包括土壤、灰尘、饮用水、食物等这 4 种介质,本研究采用模拟人体胃肠消化状态,测定 4 种介质中铅的生物有效性来预测儿童血铅浓度,具体取值见表 2.

表2 各暴露介质的生物有效性

Table 2 Bioavailability of the exposure medium

暴露介质	参数名称	暴露途径	测值范围	平均值	数据来源
土壤	生物有效性	消化道	3.16%~36.84%	20.0%	实测
灰尘		呼吸	5.00%~67.20%	36.1%	实测
饮水		消化道	31.00%~89.00%	60.0%	实测
饮食		消化道	12.80%~73.20%	43.0%	实测

采用 IEUBK 模型对居住用地土壤铅环境基准值进行反向推倒时需输入包括空气、饮食、饮用水、土壤/灰尘这 4 种介质中所需要参数铅污染水平的具体值,以及儿童健康血铅阈值等。

大气铅含量:采集研究区大气,测得铅含量范围为  $0.13 \sim 0.46 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,根据《环境空气质量标准》(GB 3095—2012),环境空气中铅的最高允许浓度季平均值为  $1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,因此,模型选定该地区测得范围内的均值( $0.36 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )来推导土壤环境基准值.同时,对研究区内室内空气的铅含量进行测定,范围是  $0.09 \sim 0.126 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,均值为  $0.108 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,并计算得到室内与室外空气铅含量的比值为 30%。

食物铅含量:人体通过摄取食物的方式把铅带入体内,进而影响血红细胞和脑、神经系统功能等(阮涌等,2012).根据《食品中污染物限量》(GB 2762—2005)对食品介质中铅含量标准的规定,结合调查实测,发现 0~1 岁儿童每天摄入的谷类、蔬菜、水果、肉类、鱼类均为 0,1~7 岁儿童的每天摄入量分别为 202、74.5、107.2、95.9、6.05 g,经检测其铅含量均值分别为  $0.092$ 、 $0.056$ 、 $0.085$ 、 $0.125$ 、 $0.159 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .通过估算得到研究区 0~1 岁与 1~7 岁儿童每日通过饮食摄入的铅分别为  $0$ 、 $44.81 \mu\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

饮用水铅含量:由于每日饮用水的摄入量且饮用水的生物有效性相对较高,导致其风险的贡献率较大.《生活饮用水标准》(GB 5749—2006)规定地下水铅含量为  $0.01 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .直接饮用地下水是研究区儿童的主要暴露源,采集当地的饮用水,测定的铅含量范围为  $0.64 \sim 0.72 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ,模型选定其范围平均值  $0.67 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 为饮用水中铅含量默认值。

灰尘铅含量:灰尘中的铅可通过呼吸、手-口接触等途径进入儿童体内,进而产生健康危害.地表灰尘中铅是儿童血铅的一个重要铅暴露源,采集当地居民室内灰尘测定铅含量均值为  $25.4 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,故选定该值为模型参数推导居住用地土壤环境基准值。

儿童血铅的含量,研究表明,血铅水平在

$10 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ 左右时对儿童的智力、身体发育、学习和感觉功能均产生较为明显的影响(王舜钦等,2004).本文通过模型估算发现,当 0~7 岁儿童的血铅含量超过  $10 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ 的概率为 10.65%时,含量的几何平均值为  $5.66 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ .模型选择董兆敏等(2011)研究中国儿童血铅浓度的几何标准差 1.58,代入本文模型进行推导。

此外,由于儿童肺部吸收率、土壤权重因子缺少中国实际调查值(段小丽,2012),因此,本文采用模型默认值,分别为 32%、45%。

采用 ALM 模型推导基于成人健康血铅值的土壤铅环境基准时,模型涉及的 AT、 $EF_s$  这 2 类参数通过问卷调查得知分别为 365、220 d,其中,需要说明的是,本次研究对  $EF_s$  的统计是基于调查对象完全在室内的天数、或在户外时间低于 2 h 且在户外地点处于远离铅污染场(如马路)等的天数统计得出。 $AF_s$  通过实验确定吸收效率为 20%,课题组搜索中国知网 2005—2013 年所有公开发表文献并进行统计,发现中国  $B_{\text{adult},0}$  为 1.143(叶云等,2013)~7.217  $\mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ (何平亚等,2005),本研究取几何平均值  $3.86 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ , $GSD_i$  是 2.03.参考美国 EPA 暴露参数手册(US EPA,2001)设置成人  $IR_s$  为 0.05,  $B_{\text{fetal},0.95}$  为  $10 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ , $n$  为 1.645.其他参数国际上也较为详细的公开报道,Pocock 等(1983)调查英国 24 个乡镇不同地域男性成人血铅浓度的变化与摄入水的含量关系,发现 BKSF 为  $0.4 \text{d} \cdot \text{dL}^{-1}$ ; Sherlock 等(1984)研究英国人饮水量对女性成人血铅影响时发现了类似结论,故本次模型采用斜率系数为  $0.4 \text{d} \cdot \text{dL}^{-1}$ . Goyer(1990)和 Graziano 等(1990)在科索沃和南斯拉夫等国研究产妇与胎儿血铅之间关系发现其相关系数约为 0.9,有研究人员在使用 ALM 模型时使用了该系数(张红振等,2009).但近年来中国学者何平亚等(2005)选择入住在湖州市 5 年以上的 600 例孕妇,采用石墨炉原子吸收法对孕妇及其新生儿进行血铅测定并进行相关性分析,结果表明,孕妇血铅值与新生儿血铅值呈正相关,相关系

数约为 0.6.故本研究中  $R_{\text{fetal/maternal}}$  采用中国调查值 0.6,ALM 模型参数见表 3.

表 3 本次研究 ALM 模型各参数取值

Table 3 Parameter Values of ALM Model in this study

ALM 模型参数	符号	单位	数值	数据来源
长期暴露时间	AT	d	365	问卷调查
每年平均暴露于铅污染场景的天数	$EF_s$	$d \cdot a^{-1}$	220	问卷调查
肠胃对摄入体内铅的吸收效率	$AF_s$		20%	模拟实测
无铅暴露时育龄妇女的血铅水平	$B_{\text{adult},0}$	$\mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$	3.86	查阅文献计算
育龄妇女血铅含量几何标准	$GSD_i$	—	2.03	查阅文献计算
每日土壤摄入量	$IR_s$	$\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$	0.05	暴露参数手册
胎儿血铅含量的 95% 概率目标值	$B_{\text{fetal},0.95}$	$\mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$	10	暴露参数手册
根据设定目标血铅浓度时保护人群的概率水平取值	$n$	—	1.645	暴露参数手册
血铅与每日摄入体内铅含量的斜率系数	BKSF	$\text{d} \cdot \text{dL}^{-1}$	0.4	文献
胎儿与母亲血铅含量相关系数	$R_{\text{fetal/maternal}}$	—	0.6	文献

### 3.2 基于人体血铅的土壤铅基准值的推导

IEUBK 模型推导结果显示,当 0~7 岁儿童的血铅含量的几何平均值为  $5.66 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$ ,血铅含量超过  $10 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$  的概率为 10.6% 时,土壤铅含量临界值为  $180 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .采用成人血铅模型(ALM)预测得出该地区土壤铅环境基准值为  $555.6 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .通常意义上,环境基准值并不是所谓产生不良或有害影响的最大单一浓度或单一无作用剂量,也非超过该剂量或者浓度就导致不良或有害影响的效应,是一个基于不同保护对象的多目标函数或者范围值(Gan *et al.*, 2009).在本研究中设置的人体(儿童、成人(孕妇))血铅健康值是相对值,其超过该健康阈值的健康效应也是相对的,且受体虽都是易感人群,但对于不同对象也有不同效应的影响,故认为研究基于人体血铅的土壤铅基准值分别为  $180 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (IEUBK)、 $555.6 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (ALM).目前,我国国家居住用地土壤铅的标准值是  $300 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,工业/商业用地土壤铅的标准值是  $600 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (GB 15618—2008),本研究推导出的基于儿童健康的环境铅基准值低于目前公布的居住用地国家环境质量标准(环境质量二级标准),基于成人健康的土壤铅基准值低于居住用地、工业/商业用地标准值.由《污染场地风险评估技术导则》(报批稿)可知,我国住宅类用地土壤启动值为  $400 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,工业及其他用地土壤启动值为  $800 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,由本研究推导得出的环境铅基准值低于目前公布的污染场地风险评估技术导则的土壤启动值,基于成人健康的土壤铅基准值远低于工业及其他用地土壤启动标准值.

近年来,随着国际上对铅的健康效应研究不断深入,EPA 将铅列为有可能致癌的污染物(B2 级致癌效应)(US EPA, 2011),且对儿童的损害更为严重.许多发达国家制定铅的土壤环境基准值时主要基于儿童健康风险,美国第六区(US EPA, 2009)、比利时(Provoost *et al.*, 2006)、英国(DEFRA and Environment Agency, 2002)等采用儿童血铅健康风险模型等制定铅的土壤环境基准值,得出居住用地土壤铅的标准值分别为 400、700、450  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,工业/商业用地土壤铅的标准值分别为 800、2500、750  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .加拿大(SAIC, 2002)、瑞士(Carlon, 2007)采用生态风险评估的方法进行推导,居住用地土壤铅的标准值都是  $400 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,工业/商业用地土壤铅的标准值是  $2000 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .本研究推导出的基准值与其他国家存在差异,推测可能与影响人群健康的暴露途径、暴露剂量、摄入量不同有关.

表 4 部分地区和国家铅的土壤环境指导值/标准值

Table 4 Soil lead guideline values of some countries and areas

国家或地区	标准值/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	
	居住用地	工业/商业用地
温岭	180	555.6
中国(环境质量二级标准)	300	600
中国(污染场地风险评估技术导则)	400	800
美国第六区	400	800
比利时	700	2500
英国	450	750
加拿大	400	2000
瑞士	400	2000

3.3 敏感性分析

3.3.1 模型单一因子敏感性分析 采用 Crystal ball7.2.2 对 IEUBK、ALM 模型参数进行蒙特卡罗分析,初步探讨模型参数单因子变化对预测结果造成的影响.IEUBK 模型暴露模块中参数的敏感性分析显示,土壤铅浓度( $c_{soil}$ )、灰尘铅浓度( $c_{dust}$ )、空气铅浓度( $c_{air}$ )、饮用水铅浓度( $c_{water}$ )在模型中敏感性分别为 32.7%、32.7%、50.8%、50.8%,土壤和灰尘摄入总量( $IR_{soil+dust}$ )、儿童每日空气吸入量( $VR$ )和每日摄水量( $IR_{water}$ )在模型中的敏感性分别为 35.1%、32.2%、49.2%、49.2%,直接摄入土壤占土壤和灰尘的比例( $WF_{soil}$ )、灰尘比例( $1-WF_{soil}$ )的敏感性均为 35.1%。由此可见,本次研究实测参数  $c_{dust}$ 、 $c_{air}$ 、 $c_{water}$ 、 $IR_{water}$  等参数在模型中均呈正敏感性,且敏感性在 32.2%~50.8%之间对模型暴露模块的预测结果影响较大,具体见图 2.吸收模块中涉及生物有效性参数、人体对不同暴露介质的吸收速率 2 类,空气、饮食、土壤、饮用水、灰尘的吸收速率 ( $ABS_{air}$ 、 $ABS_{diet}$ 、 $ABS_{soil}$ 、 $ABS_{water}$ 、 $ABS_{dust}$ ) 在模型中的敏感性在 12.2%~7.2%之间,生物有效性参数 ( $IN_{air}$ 、 $IN_{diet}$ 、 $IN_{soil}$ 、 $IN_{water}$ 、 $IN_{dust}$ ) 的敏感性在 13.0%~6.1%之间,均呈正敏感性也对推导结果存在较大影响(图 3)。对成人血铅模型( ALM)涉及的参数进行分析可见,  $B_{fetal,0.95,goal}$ 、 $AT$  具有正敏感性,分别为 16.0%、0.2%,  $GSD_{i,adult}$ 、 $n$ 、 $R_{fetal/maternal}$ 、 $B_{adult,0}$ 、 $BKSF$ 、 $EF_s$ 、 $AF_s$ 、 $IR_s$  具有负敏感性,其中,  $GSD_{i,adult}$ 、 $n$  的敏感性高达 -39.6%、-19.5%,其他参数在 -13.4~-1.2%之间.其中,  $AT$ 、 $EF_s$ 、 $AF_s$  为本次研究实测参数,对模型的计算存在一定程度的影响(图 4)。

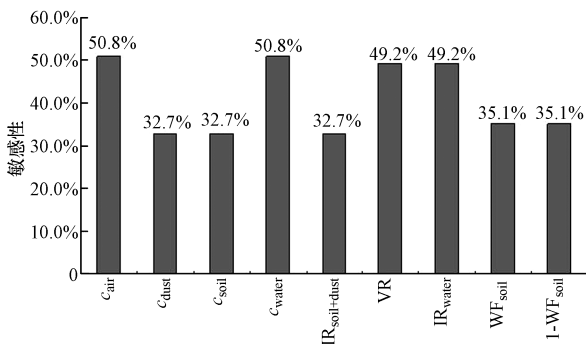


图 2 土壤、灰尘、饮用水、空气介质铅暴露风险参数敏感性  
Fig.2 Sensitivity of exposure parameters in the media of soil, dust, drinking water, air

3.3.2 模型涉及的暴露途径分析 综合 IEUBK 模型单因子分析的结果(图 2),呼吸暴露途径的铅暴

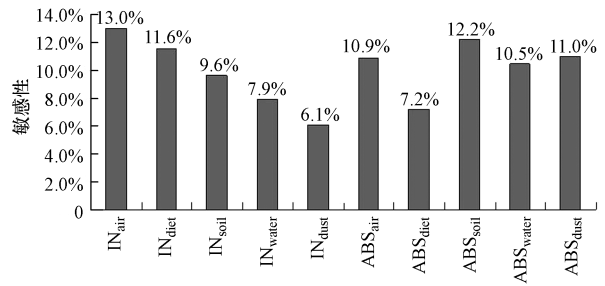


图 3 儿童各暴露介质铅暴露风险参数敏感性  
Fig.3 Sensitivity of each risk parameters of children's exposure in the media

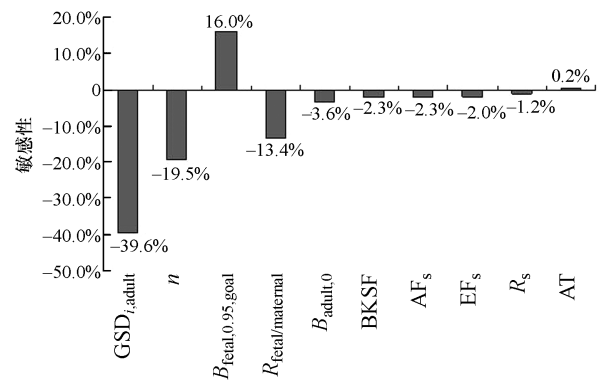


图 4 成人血铅模型铅暴露风险参数敏感性  
Fig.4 Sensitivity of risk parameters of lead exposure in the adult blood lead model

露摄入量及生物有效性单因子对模型结果的影响较为显著且普遍高于经口暴露途径.但剖析模型呼吸系统涉及介质为大气、灰尘,消化系统经口暴露涉及介质为土壤、饮用水、食物等种类较多,虽然单因素影响并不高但累加的消化吸收量必然对儿童健康造成较大的影响.国际上的诸多研究也有类似的结论,美国学者 Succop 等(1998)调查本国 11 个研究区 1855 名年龄低于 72 个月的儿童血铅水平及暴露途径等相关数据并进行持续 15 年统计分析,结果发现,儿童铅暴露主要来源室内空气和地板灰尘. Lanphear 等(1998) 10 年内在美国多个研究区研究室内灰尘和居住区土壤的铅污染浓度对儿童血铅水平的影响,发现室内灰尘铅污染是儿童铅暴露的主要来源.王春梅等(2003)研究沈阳市环境铅污染对 318 名 7 岁以下儿童健康的影响,结果发现,儿童血铅与大气中铅含量的相关系数高达 0.634,初步判断大气铅污染与当地儿童血铅相关性显著.但在铅暴露的健康风险研究中经口风险往往贡献率较大,英国学者 Davies 等(1990)调查了伯明翰城市 97 名

2 岁的城市儿童相关信息,研究摄入铅与其血铅的关系,结果显示,97%的铅摄入来自摄食、饮水,表明儿童血铅浓度主要来自经口暴露途径.陈凤娟等(2006)调查了南京市 404 名小学生血铅水平及其膳食情况等,结果显示,高血铅学生的食物每日平均摄入量明显高于低血铅组学生的食物摄入量,可以得知,儿童血铅的高低与经口暴露途径有关.李静等(2008)采集浙江省上虞市东关镇点铅锌矿区周围的土壤,评价对人体的健康风险,结果显示,成人与儿童铅经口暴露平均风险最高.

ALM 模型仅设计单一暴露途径,多数国家使用时均采用通用值参数,但由于各国、各区人种、生活习惯差异及调查对象个体差异,尤其是该模型针对易感人群孕妇、胎儿,在本次研究中除了考虑参数实测外,还针对中国人群特点综合文献选取参数.国际上最新的报道中发现,铅对成人血铅影响的暴露途径多样,主要集中在呼吸、经口暴露途径等.巴西学者 Zentner 等(2004)调查居住在铅冶炼厂附近的 55 名孕妇血铅水平,结果测得居住在铅冶炼厂附近的孕妇血铅水平高于对照区孕妇血铅水平,初步推测通过呼吸暴露途径使孕妇血铅水平升高.Lim 等(1985)调查了研究 123 名马来西亚农村和城镇孕妇的血铅水平,结果显示,居住在城镇的孕妇血铅含量高于居住在农村的孕妇,可知环境铅暴露对孕妇的影响.卢少玲等(2004)对福建省宁德市 505 例孕产妇血铅水平进行调查,并对家庭、环境因素进行问询调查,结果发现,孕产妇血铅水平与空气污染、饮食因素存在显著相关性,可知孕妇血铅来源呼吸、经口暴露途径.项张华等(2010)研究了在浙江省铅蓄电池企业较为集中的铅污染区附近的 167 名孕妇,调查孕妇孕期血铅浓度变化及研究其影响因素,利用单因素分析发现,孕早期血铅浓度主要与食用轻度铅污染蔬菜的频率有关.

尽管 ALM 模型设计的暴露途径单一,其推导结果可能存在偏差,但目前国际上尚未有其他复合暴露途径的成人血铅内暴露模型的应用超越 ALM 模型,故在研究中对此类模型的开发也是今后健康基准研究的热点之一.

### 3.4 本研究需要说明的问题

本研究采用 2 种模型(IEUBK、ALM),针对儿童健康风险模型涉及的暴露途径(呼吸、饮食)、暴露介质(土壤、灰尘、大气、饮用水、食物)多样,而成人健康模型中仅考虑直接摄入土壤和室内灰尘的铅

暴露途径,尽管 2 类模型在预测过程中并未一致,但考虑其针对不同受体的主要暴露途径进行预测,所以,研究结论仍具有一定参考意义.此外,模型中均未涉及皮肤暴露途径,课题组前期研究中发现,在电子废弃物拆卸工作过程中加强器官保护减少皮肤接触铅与职业暴露血铅水平呈现正相关性(Yang *et al.*, 2013),初步认为皮肤接触铅途径对人体存在一定程度危害.在后期的环境铅基准研究中需考虑该暴露途径对人群健康的影响.

本次研究推导、预测的铅土壤基准值并未划分居住用地、工业/商业用地标准,美国部分区域制定基于人群健康的土壤环境基准值时,采用 IEUBK 模型并基于不同场地的暴露频率、暴露剂量推导环境基准值,但本次研究时并未有考虑.且 ALM 模型通过表征工业/商业用地铅污染来表征人体风险是也未考虑居住用地,故本次基于该模型的推导结果仅对工业/商业用地铅土壤标准有一定的参考作用.

本次研究中采用体外模拟实验模拟胃肠状态铅的生物有效性,2 个模型中均考虑同一种实验结果,并没有区分成人、儿童.需要说明的是,目前国际上体外模拟实验(*in vitro model*)种类较多、应用广泛,且试验方法多样,本研究采用的是生理原理提取法(PBET),该方法最先由 Ruby 等(1993)提出,和其他实验方法(陈晓晨等,2009;李琛等,2010)的研究结论可能存在一定差异.目前,国际上也有报道认为儿童、成人的胃肠吸收率差异较大(陈海珍等,2012),但其模拟实验方法还未受到统一认可.这也是本次研究没有分类实验的主要原因.

在对人群经口暴露的研究中,人群经口介质涉及种类较多,本研究通过问卷等筛选了区域人群的主要经口介质,然而由于调查对象数量有限及实际人群膳食结构多样、复杂,且未考虑区域人群的多种烹饪方式等,可能会导致推导结果存在一定偏差.

对于污染物浓度、摄入量模型参数的确定,本研究通过实验室检测、问卷调查等实测方法优化参数,结合各项标准确定模型相对参数值.然而在实际研究中发现,检测结果的准确度与实验仪器的精密程度、实验人员的技术水平等有很大关系,且环境介质中样品的检测,应多次多时取样.

需要重点阐明的是,本次研究使用的模型均由美国开发,尽管在国际上得到广泛认,但在中国应用的模型验证并未开展,故该模型是否适用于中国人群还需要进一步验证.此外,在建立环境污染与人



体健康剂量-效应模型的研究时,需要确定污染物的迁移转化规律、人体暴露途径、人群暴露特征等,而此与其区域环境特点、人群特征息息相关.在后期我国进行基于人群健康的环境基准值推导模型研究中,需要重新综合考虑以上因素,在使用其他类似模型时需进行模型验证或适合本国的参数优化.

#### 4 结论(Conclusions)

1) 本文基于美国 IEUBK 模型推导研究区土壤铅环境标准值,通过实验室检测、问卷调查、文献查询等方式优化模型参数,结果表明当 0~7 岁儿童的血铅含量几何平均值为  $5.66 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ ,血铅含量超过  $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  的概率为 10.6% 时,该地区土壤铅环境基准为  $180 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,与英美等国家铅的土壤环境标准值相比,该基准值较低.

2) 采用美国 ALM 模型推导得出的该地区工业/商业用地铅土壤基准值为  $555.6 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,与其他发达国家相比,远远低于美国、英国澳大利亚等国家工业/商业用地铅土壤环境标准值.

3) 对 IEUBK、ALM 模型参数进行蒙特卡罗分析,初步探讨模型参数单因子变化对预测结果造成的影响,发现 IEUBK 模型中各种参数对健康风险具有正敏感性,其中,空气、饮用水这两种介质铅浓度的敏感性最大,均为 50.8%.ALM 模型中胎儿血铅含量的 95% 概率目标值  $B_{\text{fetal},0.95,\text{goal}}$ 、长期暴露时间 AT 具有正敏感性,分别为 16.0%、0.2%,其余都均有负敏感性.本次研究中对 2 种模型 14/29 个参数进行优化,在一定程度上提高了推导结果的科学性、准确性,降低了不确定性.

4) 本文选择 IEUBK、ALM 模型进行研究,认为人体中铅的来源为呼吸暴露、经口暴露途径等,由敏感性分析结果可知,呼吸暴露途径对模型结果的影响较为显著且普遍高于经口暴露,但由于经口暴露累加的消化吸收量较高对模型的影响结果不容忽视.

**责任作者简介:**李定龙(1963—),男,博士,教授,硕士生导师.主要从事于地下水污染与防治、环境与健康等研究.

#### 参考文献(References):

北京市质量技术监督局. 2009. DB11/T 656—2009 场地环境评价导则[S]. 北京:北京市质量技术监督局

Carlou C. 2007. Derivation methods of soil screening values in europe. a review and evaluation of national procedures towards harmonisation

[R]. EU: ISPRA, European Commission, Directorate General, Joint Research Centre

陈凤娟,周自新,莫宝庆,等. 2006. 儿童食物铅摄入与血铅水平关系的研究[J]. 实用预防医学, 13(1): 21-22

陈海珍,龚春生,陈丽秋,等. 2012. 基于体外模拟法的城市土壤铅的健康风险评估[J]. 环境与健康杂志, 29(3): 254-257

陈晓晨,崔岩山. 2009. 小白菜的干鲜状态对其铅的生物可给性的影响[J]. 生态毒理学报, 4(6): 793-799

Davies D J A, Thornton I, Watt J M, *et al.* 1990. Lead intake and blood lead in two-year-old U. K. urban children [J]. *Science of the Total Environment*, 90: 13-29

DEFRA and Environment Agency. 2002. Contaminants in soils: Collation of toxicological data and intake values for humans [R]. Swindon: The R&D Dissemination Centre

Deshommes E, Prévost M, Levallois P, *et al.* 2013. Application of lead monitoring results to predict 0—7 year old children's exposure at the tap [J]. *Water Research*, 47(7): 2409-2420

董兆敏,吴世阔,胡建英. 2011. 中国部分地区铅暴露儿童健康风险评估[J]. 中国环境科学, 31(11): 1910-1916

段小丽. 2012a. 暴露参数的研究方法及其在环境健康风险评估中的应用[M]. 北京:科学出版社. 1-14;161-164

Gan S, Lau E V, Ng H K. 2009. Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 72(2/3): 532-549

Goyer R A. 1990. Transplacental transport of lead [J]. *Environmental Health Perspectives*, 89: 101-105

Graziano J H, Popovac D, Factor-Litvak P, *et al.* 1990. Determinants of elevated blood lead during pregnancy in a population surrounding a lead smelter in Kosovo, Yugoslavia [J]. *Environmental Health Perspectives*, 89: 95-100

何平亚,周晔,张避. 2005. 湖州市孕妇血铅与新生儿脐血铅的相关性探讨[J]. 现代实用医学, 17(8): 500; 483

Lanphear B P, Matte T D, Rogers J, *et al.* 1998. The contribution of lead-contaminated house dust and residential soil to children's blood lead levels: a pooled analysis of 12 epidemiologic studies [J]. *Environmental Research*, 79(1): 51-68

Lanphear B P, Hornung R, Khoury J, *et al.* 2005. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis [J]. *Environmental Health Perspectives*, 113(7): 894-899

李静,俞天明,周洁,等. 2008. 铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评估[J]. 环境科学, 29(8): 2327-2330

李琛,余应新,张东平,等. 2010. 上海室内外灰尘中多氯联苯及其人体暴露评估[J]. 中国环境科学, 30(4): 433-441

Lim H H, Ong C N, Domala Z, *et al.* 1985. Blood lead levels in Malaysian urban and rural pregnant women [J]. *Public Health*, 99(1): 23-29

林路秀,李顺兴,郑凤英. 2010. 应用体外仿生模型分析海藻水煎液中微量金属的形态和生物可给性[J]. 分析化学研究报告, 38(6): 823-827

卢少玲,夏巧清,魏寿忠,等. 2004. 孕产妇 505 例血铅水平调查分析[J]. 职业与健康, 20(2): 63-64

- 孟伟,刘征涛,张楠,等. 2008. 流域水质目标管理技术研究(II): 水环境基准、标准与总量控制[J]. 环境科学研究, 21(1): 1-8
- Pocock S J, Shaper A G, Walker M, *et al.* 1983. Effects of tap water lead, water hardness, alcohol, and cigarettes on blood lead concentrations [J]. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 37(1): 1-7
- Provoost J, Cornelis C, Swartjes F. 2006. Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: why do they differ? [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 6(3): 173-181
- 阮涌, 嵇辛勤, 文明, 等. 2012. 食品中铅污染检测技术研究进展 [J]. *贵州畜牧兽医*, 36(5): 12-15
- Ruby M V, Davis A, Link T E, *et al.* 1993. Development of an in-vitro screening-test to evaluate the in-vivo bioaccessibility of ingested mine-waste lead [J]. *Environmental Science & Technology*, 27(13): 2870-2877
- SAIC. 2002. Compilation and review of canadian remediation guidelines, standards and regulations [R]. Ottawa: Science Applications International Corporation (SAIC), Environmental Technologies Program
- 盛晓阳, 许积德, 沈晓明. 2009. 中国7岁以下儿童正常体重和身高主要参数及估算公式[J]. *中国当代儿科杂志*, 11(8): 672-674
- Sherlock J C, Ashby D, Delves H T, *et al.* 1984. Reduction in exposure to lead from drinking water and its effect on blood lead concentrations [J]. *Human Toxicology*, 3(5): 383-392
- 施婕, 刘茂. 2009. 环境铅污染所致儿童健康风险评估方法探讨[J]. *中国工业医学杂志*, 2(1): 31-34
- Succop P, Bornschein R, Brown K, *et al.* 1998. An empirical comparison of lead exposure pathway models [J]. *Environmental Health Perspectives*, 106(S6): 1577-1583
- US EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria (Series) [R]. Washington D C: US EPA.12-19
- US EPA. 2001. Review of adult lead models evaluation of models for assessing human health risks associated with lead exposures at non-residential areas of superfund and other hazardous waste sites [EB/OL]. 2001-08-01
- US EPA. 2009. Region 6 Human Health Medium-Specific Screening Levels [EB/OL]. 2009-01-01
- US EPA. 2011. Lead and compounds (inorganic) (CASRN 7439-93-1) [EB/OL]. U. S. Environmental Protection Agency. 2011-02-01
- 王春梅, 欧阳华, 王金达, 等. 2003. 沈阳市环境铅污染对儿童健康的影响[J]. *环境科学*, 24(5): 17-22
- 王桂芳, 郭会越, 邹建芳, 等. 2012. 铅的神经毒性及其生物标志物的研究进展[J]. *工业卫生与职业病*, 38(4): 252-255
- 王舜钦, 张金良. 2004. 我国儿童血铅水平分析研究[J]. *环境与健康杂志*, 21(6): 355-360
- 项张华, 邵迪初, 王波, 等. 2010. 铅污染区女性孕期血铅浓度变化及其影响因素[J]. *环境与职业医学*, 27(2): 83-86
- 徐猛, 颜增光, 贺萌萌, 等. 2013. 不同国家基于健康风险的土壤环境基准比较研究与启示[J]. *环境科学*, 34(5): 1667-1678
- 杨彦, 于云江, 李定龙, 等. 2011. 温岭地区人群呼吸暴露参数研究[J]. *环境与健康杂志*, 28(8): 698-701
- Yang Y, Lu X S, Li D L, *et al.* 2013. Effects of environmental lead pollution on blood lead and sex hormone levels among occupationally exposed group in an E-waste dismantling area [J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 26(6): 474-484
- 叶云, 单群达. 2013. 丽水地区妇女血铅水平在各个妊娠周期的变化[J]. *中国卫生检验杂志*, 23(3): 726-727
- 于云江. 2011. 环境污染的健康风险评估与管理技术[M]. 北京: 中国环境科学出版社. 5-271
- Zentner L E A, Rondó P H C. 2004. Lead contamination among pregnant Brazilian women living near a lead smelter [J]. *International Journal of Gynecology and Obstetrics*, 87(2): 147-148
- 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 2009. 基于人体血铅指标的区域土壤环境铅基准值[J]. *环境科学*, 30(10): 3036-3042