

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第33卷 第6期

Vol.33 No.6

2012

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

我国湖泊富营养化效应区域差异性分析	曹金玲,许其功,席北斗,李小平,杨柳燕,江立文,魏自民,吴献花(1777)
基于“源”“汇”景观格局指数的海河流域总氮流失评价	孙然好,陈利顶,王伟,王赵明(1784)
云蒙湖流域土地利用变化对非点源氮污染负荷的影响	孟晓云,于兴修,泮雪芹(1789)
深圳市沿岸表层海水中全氟化合物的残留特征及其分布规律	陈清武,张鸿,柴之芳,沈金灿,杨波(1795)
典型电器工业区河涌沉积物中多环芳烃的分布、来源和潜在生态风险	邓代永,邱孟德,孙国萍,郭俊,张宏涛,张琴,许玫英(1801)
珠江下游河段沉积物中重金属含量及污染评价	谢文平,王少冰,朱新平,陈昆慈,潘德博,洪孝友,尹怡(1808)
扎龙湿地南山湖沉积岩芯重金属污染特征及来源判别	苏丹,臧淑英,叶华香,孙丽,贾晓丹,李苗(1816)
汕头湾沉积物磷的形态分布与季节变化特征研究	赵建刚,乔永民(1823)
氮磷比对东海浮游植物群落生长影响的微宇宙实验	黄伟,朱旭宇,曾江宁,寿鹿,陈全震,江志兵(1832)
春季福建北部海域浙闽沿岸流消亡期浮游桡足类种类组成及其分布	王彦国,林景宏,王春光,林茂(1839)
滩涂红树林种植-养殖耦合系统中多环芳烃含量水平分析	陈冠秋,李耀初,黄晋沐,南燕,林茂宏(1846)
四溴双酚 A 在 5 种巢湖鱼类体内的组织分布与生物浓缩因子研究	杨苏文,王圣瑞,闫振广,张普青(1852)
五氯酚对稀有鮑姆卵黄蛋白原及 p53 的诱导效应	熊力,马永鹏,张晓峰,金帮明,李伟,苏永良,毛思予,刘堰(1858)
全氟辛烷磺酸(PFOS)对斑马鱼卵黄蛋白原 mRNA 水平的影响	程艳,崔媛,党志超,谢文平,李海山,殷缓缓,陈会明(1865)
水溶性有机物电子转移能力与荧光峰强度的关系研究	陶亚,袁田,周顺桂,袁勇,庄莉,王辉亮(1871)
MIEX 中试实验对二级出水中有机物去除的 3DEEM 解析	杨建,高金华,常江(1878)
XDLVO 理论解析钙离子对腐殖酸反渗透膜污染的影响机制	姚淑娣,高欣玉,郭本华,包南,谢慧君,梁爽(1884)
栅藻 LX1 在水产养殖废水中的生长、脱氮除磷和油脂积累特性	马红芳,李鑫,胡洪管,于茵,巫寅虎(1891)
氯化铁用于反硝化同步化学生物絮凝工艺研究	王宏杰,董文艺,刘莉莎,韩贵超(1897)
合成氨废水短程反硝化特性研究	李妍,李泽兵,马家轩,王晓毅,赵白航,李军(1902)
基于新型反应器的好氧颗粒污泥的稳定性控制	李志华,杨帆,李胜,谢磊,王晓昌(1907)
采用非生长能量代谢参数表征颗粒污泥稳定性	李志华,吴军,李胜,谢磊,王晓昌(1913)
酸-碱预处理促进剩余污泥厌氧消化的研究	袁光环,周兴求,伍健东(1918)
小回流比条件下污泥浓度分区试验研究	史思,王素兰,李瑞,邢传宏(1923)
非离子表面活性剂对污泥调理脱水效果的影响	侯海攀,濮文虹,时亚飞,于文华,樊明明,刘欢,杨昌柱,李野,杨家宽(1930)
中国空气污染指数变化特征及影响因素分析	李小飞,张明军,王圣杰,赵爱芳,马潜(1936)
南京 3 类不同大气污染过程下气溶胶水溶性无机离子的特征研究	张秋晨,朱彬,苏继峰,王红磊(1944)
深圳市郊区大气中 PM _{2.5} 的特征分析	戴伟,高佳琪,曹罡,欧阳峰(1952)
餐饮业油烟的颗粒物分析	谭德生,邝元成,刘欣,戴飞鸿(1958)
Fe-MnO _x -CeO ₂ /ZrO ₂ 低温催化还原 NO 性能研究	刘荣,杨志琴(1964)
自然型氨基酸及其钾盐的 CO ₂ 吸收和再生特性	晏水平,陈竞翔,徐明亮,艾平,张衍林(1971)
耕作方式对紫色水稻土农田生态系统 CH ₄ 和 N ₂ O 排放的影响	张军科,江长胜,郝庆菊,唐其文,程炳红,李辉,陈璐豪(1979)
垄作覆膜条件下田间氨挥发及影响因素	上官宇先,师日鹏,李娜,韩坤,李会科,王林权(1987)
添加不同 N 源条件下典型除草剂对土壤呼吸和 N ₂ O 排放的影响	孙青,史淳星,石坤,言儒斌,蒋静艳,吴以中(1994)
某石墨阳极法氯碱生产场地二噁英污染特征分析	余立凤,魏文侠,田亚静,吴广龙,李培中,赵丹(2000)
脱硫石膏对酸化森林土壤短期修复效果的研究	罗遥,康荣华,余德祥,谭炳全,段雷(2006)
岩溶山地土壤氧化铁形态及其与成土环境的关系	张治伟,朱章雄,傅瓦利,文志林(2013)
废弃尾矿库 15 种植物对重金属 Pb、Zn 的积累和养分吸收	施翔,陈益泰,王树凤,李江川(2021)
铬胁迫对 3 种草本植物生长及铬积累的影响	王爱云,黄姗姗,钟国锋,徐刚标,刘志祥,申响保(2028)
湘西花垣矿区主要植物种类及优势植物重金属蓄积特征	杨胜香,田启建,梁士楚,周耀渝,邹慧成(2038)
增施 CO ₂ 对 C3 和 C4 植物根际氯氰菊酯残留浓度的影响	慕楠,刁晓君,王曙光,王鹏腾,李攀峰(2046)
生物强化去除吡啶的特性及微生物种群动态变化分析	乔琳,赵宏,王建龙(2052)
A/O MBR 处理生活污水效率与菌群多样性的关系	邝斌宇,史青,Montcho Leon Monthero,丁嫚,温东辉(2061)
石油污染土壤生物修复过程中氮循环功能基因的动态检测	吴彬彬,卢滇楠,刘铮(2068)
武汉市儿童多途径铅暴露风险评估	郝汉舟,陈同斌,吴基良,雷梅,田辉,祖文普,钟学斌(2075)
电子鼻预处理装置的开发及适用性研究	卜凡阳,文晓刚,万梅,刘锐,陈吕军,张永明(2083)
ToxTell 生物传感器在 Cu ²⁺ 、Cd ²⁺ 冲击活性污泥系统分析中的应用	王学江,王鑫,刘免,吴真,杨连珍,夏四清(2090)
环境样品免疫检测基质效应分析与控制	盛建武,何苗,施汉昌(2095)
热等离子体熔融固化模拟医疗废物的研究	张璐,严建华,杜长明,陆胜勇,李晓东(2104)
城市生活垃圾组分低温干燥特性及模型研究	吴亚娟,刘红梅,陆胜勇,严建华,李晓东(2110)
厌氧-准好氧联合型生物反应器填埋场产气规律的研究	韩智勇,刘丹,李启彬(2118)
处理垃圾渗滤液的 Fe/C 空气阴极 MFC 性能研究	唐玉兰,彭漫,于燕,何亚婷,傅金祥,赵玉华(2125)
基于冗余分析的典型喀斯特山区土壤-石漠化关系研究	龙健,廖洪凯,李娟,陈彩云(2131)
北京市能源消费与经济增长关系的协整检验分析	陈操操,张妍,刘春兰,王海华,李铮(2139)
《环境科学》征稿简则(1877)	《环境科学》征订启事(1890)
信息(1822,1857,1896,2138)	

武汉市儿童多途径铅暴露风险评估

郝汉舟^{1,2}, 陈同斌², 吴基良¹, 雷梅², 田辉³, 祖文普⁴, 钟学斌¹

(1. 湖北科技学院资源与环境科学学院, 咸宁 437100; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复研究中心, 北京 100101; 3. 湖北省预防医学科学院, 武汉 430079; 4. 咸宁市环境保护研究所, 咸宁 437100)

摘要: 在武汉市设置 70 个采样点, 采集土壤、灰尘、大气及食品样品。根据美国 EPA 推荐的儿童铅暴露参数, 应用美国 EPA 人体暴露风险评估方法对武汉市儿童多途径铅暴露进行了风险评估, 结果表明, 武汉市儿童每天的铅暴露量为 $1.20 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 。经消化道途径是儿童摄入铅的主要途径, 其暴露量为 $1.04 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 其次为经呼吸道途径及皮肤吸收途径, 其暴露量分别为 $0.153 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $8.56 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 。在消化道途径中, 摄入土壤或灰尘铅暴露量占占总暴露量的 52.0%, 通过消化道途径摄入土壤或灰尘是最主要的暴露途径。用 Monte Carlo 法进行模拟, 在消化道途径中, 通过摄取土壤铅暴露量为 $2.48 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 。超过 JECFA 指定的 PTDI 的概率为 2.1%。风险水平 R 计算结果表明, 从消化道、呼吸道、皮肤吸收这 3 个途径的铅暴露风险均小于最大可接受风险水平 5.0×10^{-5} , 其中经过皮肤吸收途径的铅暴露风险值小于可忽略风险水平 1×10^{-8} 。应用 Kriging 插值法获得武汉市中心城区儿童铅日暴露量的空间分布, 运用指示 Kriging 方法获得了武汉市儿童铅暴露危险指数图, 显示武汉市青山区及江岸区儿童铅暴露水平较高。

关键词: 武汉市; 儿童; 铅; 暴露; 风险评估

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2012)06-2075-08

Risk Assessment of Lead Exposure from Different Intake Pathways for Children in Wuhan City

HAO Han-zhou^{1,2}, CHEN Tong-bin², WU Ji-liang¹, LEI Mei², TIAN Hui³, ZU Wen-pu⁴, ZHONG Xue-bin¹

(1. Resources and Environment College, Hubei University of Science and Technology, Xianning 437100, China; 2. Center of Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. Hubei Academy of Preventive Medicine, Wuhan 430079, China; 4. Xianning Institute of Environmental Protection, Xianning 437100, China)

Abstract: 70 sampling points were set in Wuhan City to collect soil, dust, air and food samples. According to the U. S. EPA recommended childhood lead exposure parameters, U. S. EPA human exposure risk assessment method was used to assess the potential health risk of different pathway exposures of children in Wuhan City to lead. The results of calculation show: Wuhan urban children's daily lead exposure is $1.20 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. The digestive tract is the main way for children's exposure to lead, with the exposure of $1.04 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, followed by the respiratory route and dermal absorption route, the exposures were $0.153 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ and $8.56 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ respectively. Pathways of the digestive tract, ingestion of soil or dust lead exposure accounted for 52.0% of the total exposure, through the digestive tract of soil or dust ingestion is the main route of exposure. Monte-Carlo method was used to simulate the pathway in the digestive tract, the amount of lead exposure through ingestion of soil was $2.48 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$. The probability that exceeded the PTDI (Provisional Tolerable Daily Intake) specified by JECFA (The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) was 2.1%. The results of the risk assessment indicate that lead exposure risks from the digestive tract, respiratory tract, skin absorption are less than the maximum acceptable risk level 5.0×10^{-5} respectively and the risk associated with skin absorption of lead is less than the negligible risk level 1×10^{-8} . Application of Kriging interpolation method, Wuhan City children lead exposure value on spatial distribution were obtained, and Qingshan district and Jiangnan district have a high level of children lead exposure. The aggregate risk index of Wuhan City children lead exposure was yield by using the indicator Kriging.

Key words: Wuhan City; children; lead; exposure; risk assessment

1943 年 Byers 等^[1]首次报道铅对儿童神经行为和智力发育的远期危害, 随后低剂量的铅暴露对儿童神经、血液、消化、心血管、内分泌、免疫及生长发育的研究报道相继发表^[2~4]。铅及其化合物是一种不可降解的具有神经毒性的蓄积性毒物, 其在人体内无任何生理功用, 其理想的血浓度为 0。

铅可通过废水、废气、废渣大量进入环境, 对生态

系统和人体健康产生危害。根据美国环保署综合风险信息 IRIS (Integrated Risk Information System) 数据库及美国毒物管理委员会 ATSDR (The Agency for

收稿日期: 2011-08-08; 修订日期: 2011-10-17

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41171256); 湖北省卫生厅项目 (JX4B49)

作者简介: 郝汉舟 (1970 ~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为生态修复的教学与科研, E-mail: haohz110@163.com

Toxic Substances and Disease Registry)数据库,6岁之前的儿童及胎儿是铅中毒最敏感的对象.儿童铅暴露的途径主要有3条,即呼吸道暴露、消化道暴露、皮肤暴露.呼吸道是铅吸收的主要途径.铅多积聚在离地面1 m左右的大气中,而距地面75~100 cm处正好是儿童的呼吸带^[5].研究发现,离地面越近,大气中铅浓度越高.儿童代谢旺盛,单位体重肺的通气量远较成人为大,2岁儿童的体重仅为成人体重的17%,但通气量却为成人的40%,使儿童在呼吸带吸收的铅约是成人的1.6~2.7倍^[6].

城市环境铅主要来源于工业和交通等方面的铅排放.随着城市工业化步伐的加快,铅对人体健康特别是儿童健康的影响将越来越严重.诸多研究表明,在城市环境中,冶金、化工、印刷、涂料、颜料、蓄电池等工业排放导致的铅污染已经严重威胁到儿童健康.1991年美国疾病预防控制中心(CDC)将儿童血铅水平 $100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 作为儿童铅中毒的诊断标准.当前国内儿童铅中毒的状况大致相当于美国20世纪80年代中期水平,即血铅水平约为120~150 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,儿童铅中毒流行率为42.2%^[7].一般来讲,儿童铅中毒流行率,内陆地区>沿海地区,城市工业区>普通市区>近郊>远郊>乡村^[8].国内1994~2004年公开发表的关于儿童铅研究的论文中,经过综合分析,居住在工业区和市区儿童的血铅水平高于郊区和农村儿童^[9].

在目前的铅暴露评估研究中,研究者往往关注单一暴露途径的评估,如土壤、灰尘、饮用水等^[10~12].在已有报道的综合暴露途径评估中,往往对环境介质的若干参数进行推算,如空气介质的铅含量,相当多的研究者采用颗粒物排放因子的方法^[10,13],其结果的准确性值得商榷.环境铅影响的广泛性和多面性,使之成为重要的社会公共卫生问题.在城市环境下,铅的暴露评价,铅给儿童健康带来的风险定量表征具有重要的现实意义.本研究采集武汉市土壤、灰尘、空气样品,及部分日常食品,全面分析儿童铅暴露量及其分布,并且进行铅给儿童健康带来的风险定量表征,以期对儿童铅防控提供理论指导.

1 材料与方法

在武汉市区共设置采样点70个,采集空气、土壤和灰尘样品,调查市区儿童日常摄入的食物种类取作食物样品.大气采样使用KC-120H型中流量TSP采样器,瞬时流量为 $100\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,采样器滤头

高度1.2 m,玻璃纤维滤膜孔径 $0.45\text{ }\mu\text{m}$,直径90 mm,采样2 h,将采好的大气滤膜朝里对折两次,放入干净的纸袋中带回实验室,干燥器中保存.土壤样品主要采自0~20 cm表土(HJ/T 166-2004),装入塑封袋中带回实验室.灰尘采自不透水地面,用扫帚扫集,装入塑封袋中.食品中铅的测定采用GB 5009.12-2010规定的石墨炉原子吸收光谱方法.大气采样滤膜用硝酸-过氧化氢混合溶液及氢氟酸消解,硝酸溶液定容.大气铅含量使用石墨炉原子吸收分光光度法测定(HJ 539-2009).土壤和灰尘铅含量采用石墨炉原子吸收分光光度法测定(GB/T 17141-1997),用GBW 07401(GSS-1)做回收率检验,回收率为94.0%~103.4%,相对误差7.2%~8.1%.

2 评价模型及暴露参数的确定

2.1 评价模型的建立

化学物质按照其毒理学性质分为有阈(即非致癌物质)和无阈(即致癌物质)两类.铅对动物具有肯定的致癌作用,对人的致癌作用目前证据不充分.国际癌症研究机构(IARC)将其分为2B类,即对动物是致癌物,对人类为可疑致癌物^[14],其健康风险采用USEPA方法,用下式计算^[15]:

$$R_i = (\text{ADD}_i / \text{RfD}_i) \times 10^{-6} \quad (1)$$

$$R = \sum_i^n R_i \quad (2)$$

式中, R 为非致癌物质通过不同暴露途径导致的人体健康总风险; ADD_i (average daily dose)为有阈化学污染物在 i 暴露途径中的日均暴露剂量, $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$; 10^{-6} 为与 RfD_i 相对应的假设可接受的危险度水平.将计算的 R 值与国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值 5.0×10^{-5} 相比^[16],以此来判断风险的大小.

RfD_i 为化学污染物在某种暴露途径下的参考剂量, $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$,表示在单位时间单位体重摄入的不会引起人体不良反应的污染物最大量;EPA推荐的铅经口摄入的 RfD 为 $1.4 \times 10^{-3}\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ ^[17].在本研究中,铅经皮肤暴露进入的 RfD 参数采用文献[10]所使用值 $5.25 \times 10^{-4}\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 值,铅经过呼吸道摄入的 RfD 参数采用文献[18]所使用值 $1.4 \times 10^{-3}\text{ mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$.

2.2 暴露量的计算

暴露量的计算一律采用美国环境保护署提供的化学污染物暴露量的计算模型,分别从3个不同的暴露途径:呼吸道暴露、消化道暴露和皮肤暴露来计

算铅的吸入吸收量。

2.2.1 经呼吸道暴露参数的确定

通过对采样点上空 1.2 m 空气铅含量的测定,得到空气中铅浓度的均值。吸入速率、暴露频率、暴露时段和平均时间的数据来源于 USEPA 所推荐的儿童暴露参数^[19]。

$$ADD = \frac{c_{\text{air}} \times IR_{\text{air}} \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

式中, c_{air} 表示空气中铅浓度($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$),均值为 $0.68 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,分布类型为正态分布。 IR_{air} 表示空气吸入速率($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$),均值为 $5 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$; EF 表示儿童(0~6岁)暴露频率($\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$),均值为 $360 \text{ d}\cdot\text{a}^{-1}$; ED 表示暴露时段(a),均值为 6 a; BW 表示儿童身体体重(kg),均值为 16 kg; AT 表示平均时间(d),均值为 $70 \times 365 \text{ d}$ 。

2.2.2 经消化道暴露参数的确定

此项分为通过食物吸收和手口接触摄入的土壤和灰尘。对于食物,选定了水果、蔬菜、肉和蛋禽类、鱼和海鲜、谷类这 5 种来表示儿童 1 d 摄入的食物。摄入量分别为 156.4、108.4、139.83、8.82 和 $294 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[20]。

通过食物吸收的铅暴露量采用下式计算:

$$ADD = \frac{CW \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (4)$$

式中,CW 为食物中 Pb 含量,液体食品为 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,固体食物为 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; IR 为平均食物吸入速率, $\text{mg}\cdot\text{餐}^{-1}$ 或 $\text{L}\cdot\text{餐}^{-1}$; CF 为转换因子(固态食品为 10^{-6} ,液态食品为 1); EF 为暴露频率,餐数 $\cdot\text{a}^{-1}$; ED 为暴露时段,d; BW 为体重,kg; AT 为平均时间,d。

根据美国 EPA 模型 IEUBK 的推荐值^[17],4~5 岁儿童经口吸收的土壤和灰尘的量为 $100 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$,5~6 岁儿童为 $90 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$ 。本研究中采用儿童经口摄入的土壤和灰尘之和为 $100 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$ 。该模型推荐的儿童灰尘与土壤日摄入量的权重比为 0.45^[21],以此比例来计算吸入速率 IR,分别得到土壤/灰尘的吸入速率 IR_{soil} 为 $68.97 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 IR_{dust} 为 $31.02 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$ 。经口吸收的土壤和灰尘的量采取下式来计算:

$$ADD = \frac{c \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (5)$$

式中, c 为土壤或灰尘中铅浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),土壤铅浓度 c_{soil} 均值为 $120.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,灰尘铅浓度 c_{dust} 均值为 $203.10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, c_{soil} 和 c_{dust} 均为正态分布; IR

表示土壤或灰尘的吸入速率($\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$),土壤吸入速率 IR_{soil} 均值为 $68.97 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$,灰尘吸入速率 IR_{dust} 均值为 $31.02 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$; EF 表示儿童(0~6岁)暴露频率($\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$),均值为 $350 \text{ d}\cdot\text{a}^{-1}$; ED 表示暴露时段(a),均值为 6 a。BW 表示儿童身体体重(kg),均值为 16 kg; AT 表示平均时间(d),均值为 $70 \times 365 \text{ d}$ 。

2.2.3 经皮肤暴露参数的确定

计算公式见公式(6):

$$ADD = \frac{c \times SA \times AF \times Add \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (6)$$

式中, c 为土壤或灰尘中铅浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),土壤铅浓度 c_{soil} 均值为 $120.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,灰尘铅浓度 c_{dust} 均值为 $203.10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,使用 SPSS 软件中 statistics-Nonparametric test-One-Sample Kolmogorov-Smirnov Test(K-S 检验方法)检验, c_{soil} 和 c_{dust} 均为正态分布; SA 为儿童皮肤平均总表面积(m^2),均值为 0.28 m^2 ; AF 为儿童皮肤对土壤的黏着因子($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$),均值为 $0.20 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$; Add 为儿童皮肤对铅的吸收因子,均值为 0.000 03,为三角形分布; CF 为转化因子, 10^{-6} ; EF 表示儿童(0~6岁)暴露频率($\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$),均值为 $360 \text{ d}\cdot\text{a}^{-1}$; ED 表示暴露时段(a),均值为 6 a。BW 表示儿童身体体重(kg),均值为 16 kg; AT 表示平均时间(d),均值为 $70 \times 365 \text{ d}$ 。

在暴露评价中,采用 Monte Carlo 法处理评价过程中的不确定性。将不同途径暴露的参数值通过 Monte Carlo 模型模拟,不断循环、迭代、外延后,输入方程(1)、(2)中,最后得到在某一概率下武汉市儿童铅暴露量。

3 结果与分析

3.1 介质铅浓度

在暴露评价中,采用 Monte Carlo 法处理评价过程中的不确定性。将不同途径暴露的参数值通过 Monte Carlo 模型模拟,不断循环、迭代、外延后,输入方程(1)、(2)中,最后得到在某一概率下武汉市儿童铅暴露量。武汉市中心城区中采样点土壤、灰尘、空气的铅浓度及食物样品中铅浓度统计描述见表 1 和表 2。

3.2 暴露量

分别从 3 个不同的暴露途径:经呼吸道暴露、经消化道暴露和经皮肤暴露来计算铅的吸入吸收量。不同暴露途径的儿童铅暴露量及风险见表 3。对计算结果进行统计分析后发现,武汉市中心城区儿童

表 1 武汉市中心城区采样点土壤、灰尘、空气描述统计

Table 1 Descriptive statistics of soil, dust and air of sampling point in Wuhan City

地区	样品数	土壤 /mg·kg ⁻¹	灰尘 /mg·kg ⁻¹	空气 /μg·m ⁻³
江岸区	10	121.36 ± 156.70	210.51 ± 227.60	0.8 ± 1.82
江汉区	10	131.53 ± 189.43	230.52 ± 256.68	0.7 ± 1.31
硚口区	10	121.29 ± 156.69	220.55 ± 236.72	0.7 ± 1.51
汉阳区	10	78.38 ± 65.16	189.51 ± 190.58	0.6 ± 1.28
武昌区	10	111.41 ± 156.84	190.53 ± 221.70	0.6 ± 1.20
青山区	10	181.27 ± 223.46	200.55 ± 211.82	0.8 ± 1.48
洪山区	10	98.34 ± 76.21	179.51 ± 190.44	0.5 ± 1.10
国家质量标准		250 ¹⁾	/	1.5 ²⁾
武汉市土壤背景值			25.3 ^[23]	

1) 为土壤环境质量标准(GB 15618-1995)二级标准值; 2) 为环境空气质量标准(GB 3095-1996)季平均二级标准值

表 2 食物样本数目及铅含量平均值

Table 2 Food sampling number and the average lead content in sampling food

食物类别	样本数目	平均消费量 ^[20] /g·d ⁻¹	均值 /mg·kg ⁻¹	国家标准值 ¹⁾ /mg·kg ⁻¹	分布类型
谷类及谷类食品	36	294.0	0.092	0.2	正态分布
蔬菜	30	108.4	0.056	0.1	正态分布
水果	15	156.4	0.085	0.1	正态分布
肉类、家禽、蛋类及其制品	45	139.83	0.125	0.2	正态分布
鱼和海鲜	30	8.82	0.159	0.5	正态分布

1) GB 2762-2005,《中华人民共和国国家标准——食品中污染物限量》

表 3 武汉市中心城区儿童铅风险水平及暴露量/mg·(kg·d)⁻¹

Table 3 Wuhan city children's risk level and lead exposure /mg·(kg·d)⁻¹

统计值	呼吸道暴露量	消化道暴露量		皮肤暴露量
		食物	土壤或灰尘	
均值	1.53 × 10 ⁻⁴	4.10 × 10 ⁻⁴	6.25 × 10 ⁻⁴	8.56 × 10 ⁻⁷
标准差	2.30 × 10 ⁻³	0.39 × 10 ⁻²	0.96 × 10 ⁻²	0.59 × 10 ⁻⁵
离散系数	0.32	0.13	0.39	0.43
偏态	-0.23	-0.44	0.06	0.13
峰度	1.32	0.09	0.73	0.64
RfD	1.4 × 10 ⁻³ ^[18]	1.4 × 10 ⁻³ ^[17]	1.4 × 10 ⁻³ ^[17]	5.25 × 10 ⁻⁵ ^[10]
风险水平 R	0.11 × 10 ⁻⁶	0.29 × 10 ⁻⁶	0.45 × 10 ⁻⁶	0.01 × 10 ⁻⁶

的 34.1%,数据说明通过消化道途径摄入土壤或灰尘是最主要的暴露途径。

不同途径铅暴露的风险水平见表 3, 3 种途径的铅暴露的风险水平均小于最大可接受风险水平 5.0 × 10⁻⁵,其中经过皮肤吸收途径的铅暴露风险值小于可忽略风险水平 1 × 10⁻⁸。

3.3 暴露量的区域分布及危险指数分布

采用 Monte Carlo 法处理评价过程中的不确定性。图 1~4 分别是武汉市儿童每日在不同途径下环境铅暴露量的累积概率曲线及总暴露量累积概率曲线。在 95% 概率保证下,经呼吸道铅暴露量、经消化道暴露量、经皮肤暴露量、总暴露量分别为 3.3 × 10⁻³、2.48 × 10⁻²、2.50 × 10⁻⁵ 和 2.78 × 10⁻² mg·d⁻¹。

每天的铅暴露量为 1.20 × 10⁻³ mg·(kg·d)⁻¹。其中由消化道摄入的食物及土壤或灰尘暴露的铅量为 1.04 × 10⁻³ mg·(kg·d)⁻¹,经呼吸道吸入空气铅量为 0.153 × 10⁻³ mg·(kg·d)⁻¹,经过皮肤从土壤或灰尘吸收的铅量为 8.56 × 10⁻⁷ mg·(kg·d)⁻¹。从不同途径暴露量占总暴露量的百分比来看,消化道暴露量、呼吸道暴露量、皮肤暴露量分别占总暴露量的 86.6%、12.7% 和 0.7%。从数据统计结果来看,从消化道途径铅暴露量比例最大。在消化道途径中,通过土壤或灰尘铅暴露量为 6.25 × 10⁻⁴ mg·(kg·d)⁻¹,占总暴露量的 52.0%;通过摄入食物暴露量为 4.10 × 10⁻⁴ mg·(kg·d)⁻¹,占总暴露量

按 1999 年第 53 届联合国粮农组织、世界卫生组织食品添加剂联合专家委员会(JECFA)制定食品中铅的暂定每周耐受量(PTWI)为每 kg 体重 0.025 mg,以儿童身体体重 16 kg 计,折算后相当于每人每日从食品中允许摄入量(PTDI)为 5.7 × 10⁻² mg·d⁻¹。在本研究中,经消化道途径,通过摄取土壤铅暴露量为 2.48 × 10⁻² mg·d⁻¹。超过 JECFA 指定的 PIDI 概率为 2.1%。铅的总暴露量超过 JECFA 指定的 PIDI 概率为 0.9%。

武汉市中心城区儿童铅暴露量为经呼吸道铅暴露量、经消化道铅暴露量和经皮肤铅暴露量之和。应用 Kriging 插值法获得武汉市中心城区儿童铅日暴露量的空间分布图,见图 5。武汉市青山区儿童铅暴露量较高。用 Kriging 插值得到青山区儿童铅暴露

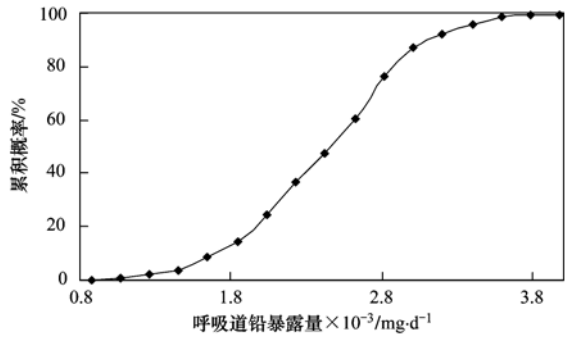


图1 呼吸道铅暴露量

Fig. 1 Lead exposure through the respiratory tract

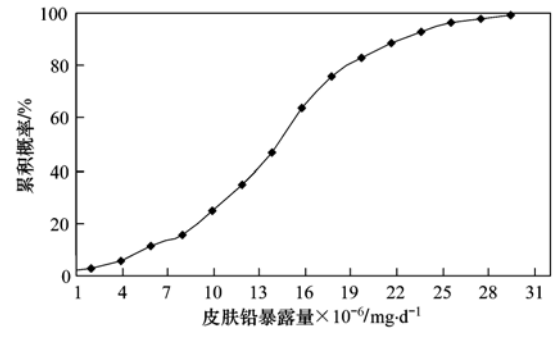


图3 皮肤铅暴露量

Fig. 3 Lead exposure through the skin

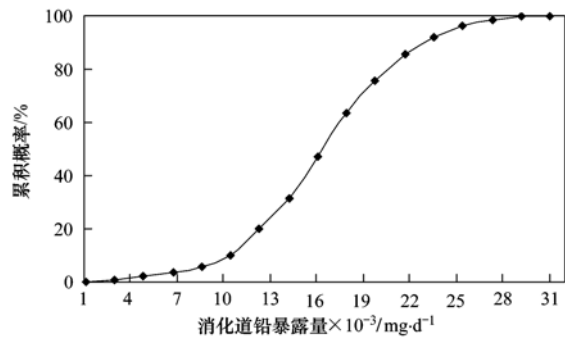


图2 消化道铅暴露量

Fig. 2 Lead exposure through the digestive tract

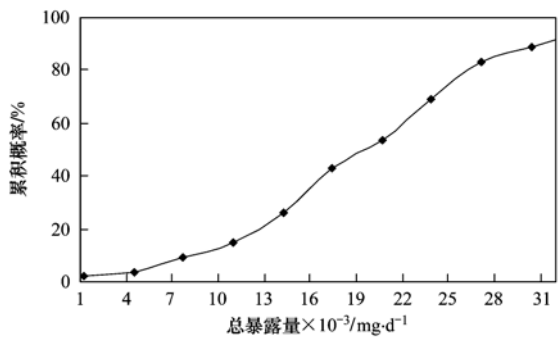


图4 儿童铅总暴露量

Fig. 4 Children lead exposure

量的最高值为 $1.76 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 远远高于全市儿童平均日暴露量的平均值 $1.20 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 其次武汉市江岸区, 平均为 $1.38 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 最高值为 $1.70 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$.

指示克立格法(Indicator Kriging)是一种最常用的非参数地质统计学方法,它因把对区域化变量的研究转换为对其指示函数的研究而得名^[24]. 指示克立格法不依赖于空间现象的平稳性,也不要求区域化变量服从某种分布,不需要剔除异常值.

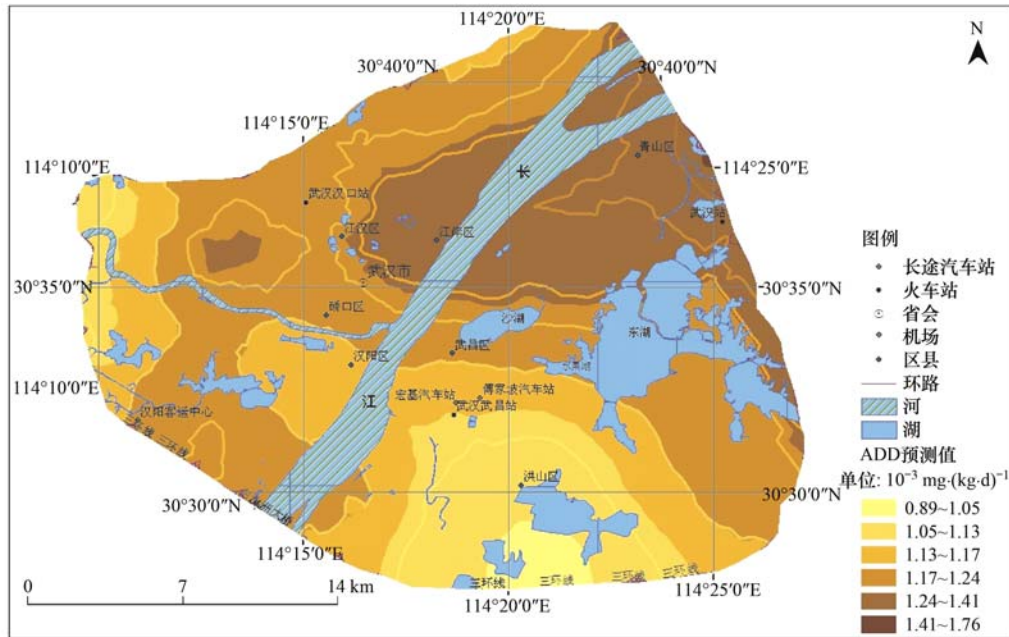


图5 武汉市城区儿童铅日暴露量 ADD 预测值

Fig. 5 Forecast of lead exposure average daily dose (ADD) for Wuhan City children

设在研究区 D (可以是一个省、一个城市、城市的某一区域等) 上取样并测定其大气污染物的浓度, $Z(X)$ 表示采样点 X 上的浓度值, 设 Z 为研究区域 D 上的临界浓度(这样的临界浓度可以是大气环境的标准值、基准值, 也可以是在任意给定的一个值), 则在 D 上的每点 $X \in D$ 上定义一个 Z 的指示函数如下:

$$I(X; Z) = \begin{cases} 1 & Z(X) \leq Z \\ 0 & Z(X) > Z \end{cases}$$

对于监测点来说, 指示值可解释为已知该点的实测值为 Z_a 时, 该点的真实浓度小于等于临界浓度值的概率, 而对于待估点, 其指示函数估计

值可解释为已知待估点周围信息(样本的实测值)时, 该点的真实浓度值小于等于临界浓度值的概率。

在这里, 武汉市儿童铅暴露危险指数 I 按照式(7)来计算:

$$I = \frac{R}{5.0 \times 10^{-5}} \tag{7}$$

式中, I 为武汉市儿童铅暴露危险指数; R 为发生某种特定有害健康效应而造成等效死亡的终身危险度. R 的计算按照公式 1, 5.0×10^{-5} 为国际辐射防护委员会(ICRP) 推荐的最大可接受值。

危害指数指示克立格法插值结果见图 6。

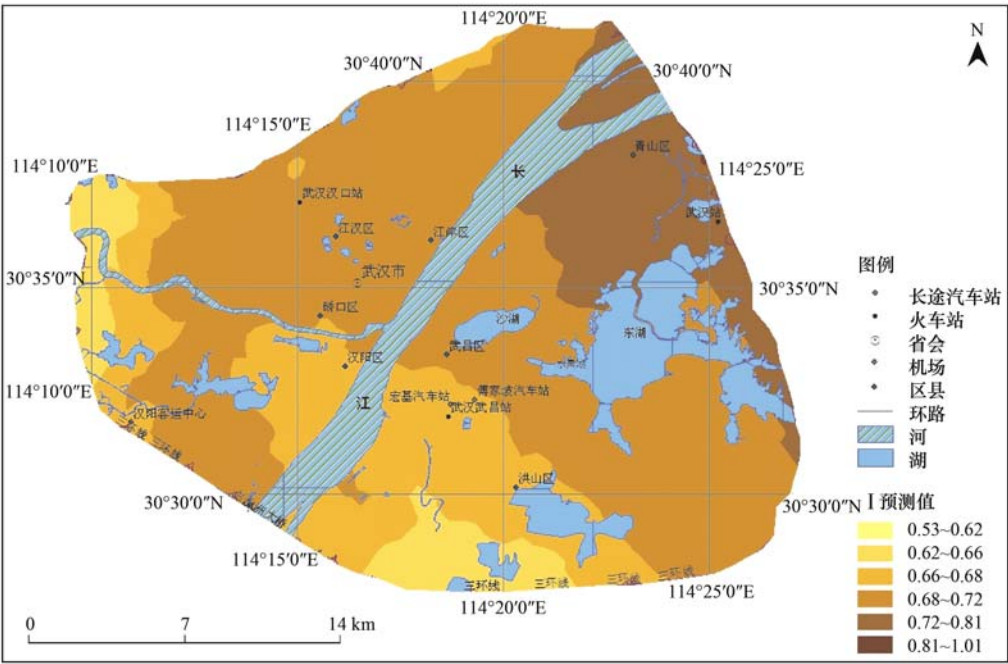


图 6 武汉市城区儿童铅暴露危险指数分布

Fig. 6 Distribution map for Wuhan children lead exposure risk index

4 讨论

在本研究中, 武汉市中心城区儿童铅暴露平均值为 $1.20 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 其中由于消化道摄入的食物及土壤或灰尘暴露的铅量为 $1.04 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ > 经呼吸道吸入空气铅量为 $0.153 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ > 经过皮肤从土壤或灰尘吸收的铅量为 $8.56 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 不同文献报道的环境介质铅浓度及暴露风险见表 4. 任慧敏等^[9] 对沈阳市儿童铅暴露评价, 结论是儿童经手-口接触摄入的土壤铅量 $2.35 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > 灰尘铅摄入量 $9.7 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > 吸入空气铅量 $6.38 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > 皮肤从土壤中吸收的铅量 1.1×10^{-3}

$\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$, 但该文没有考虑到食物中摄入的铅量. 李法云等^[13] 对沈阳市街道灰尘重金属的健康风险评估结果表明, 儿童手-口摄入量 $7.97 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > 皮肤吸收量 $9.17 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ > 呼吸吸入量 $2.23 \times 10^{-8} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$, 但该文献中在暴露频率 EF 采用的参数为 $180 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$, 而在本研究中采用的是 $365 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$.

在本研究中, 采用 Kriging 插值法得到武汉市城区儿童铅日暴露量的空间分布图, 见图 5. 可以看出儿童铅主要暴露区在青山区和江岸区. 无论是在青山区还是江岸区, 土壤铅的暴露量相对于其它区来讲, 数值较大. 从暴露量、暴露途径及环境介质的铅浓度综合分析, 导致青山区和江岸区铅暴露量较高

表 4 不同文献报道的环境介质铅浓度及暴露风险

地点	介质浓度			暴露风险			
	土壤或灰尘 /mg·kg ⁻¹	空气 /μg·m ⁻³	水 /μg·L ⁻¹	消化道	呼吸道	皮肤	总风险
马德里 ^[10]	43.25 ¹⁾ (土壤)	— ²⁾	—	2.92 × 10 ⁻²	2.57 × 10 ⁻⁶	1.91 × 10 ⁻³	3.11 × 10 ⁻²
长江南京 ^[12]			55.1(44~734) (江水)	3.61 × 10 ⁻¹	—	3.06 × 10 ⁻⁶	3.61 × 10 ⁻¹
哥本哈根 ^[25]	42.0(土壤)	5.7 × 10 ⁻³	4.31(饮用水)	6.45 × 10 ⁻¹ (BW) /μg·kg ⁻¹	3.48 × 10 ⁻³ (BW) /μg·kg ⁻¹		
沈阳市街道 ^[13]	106.2(灰尘)	—	—	2.28 × 10 ⁻¹	6.34 × 10 ⁻⁶	1.75 × 10 ⁻³	2.30 × 10 ⁻¹
本研究	120.51(土壤) 203.10(灰尘)	0.68	—	0.74 × 10 ⁻⁶	0.11 × 10 ⁻⁶	0.01 × 10 ⁻⁶	0.86 × 10 ⁻⁶

1)95% 置信范围的上限;2)—表示文章中没有相关数据

的原因主要是土壤铅引起的儿童铅负荷增加. 土壤铅污染是一种长期而潜在的问题,特别是在推广使用无铅汽油以后,大气铅负荷降低,空气对儿童环境铅暴露的权重随之降低,土壤将成为铅最大的潜在污染源.

关于危险指数的计算中,本研究采用公式(8)来计算,

$$I = \frac{R}{5.0 \times 10^{-5}}$$

(8)

在本研究中采用国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值 5.0×10^{-5} 作为标准,国际上一些国家或机构对化学污染物或者辐射推荐了最大可接受风险水平和可忽略风险水平(表 5),最大可接受风险水平在 $1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1} \sim 1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ 内,可忽

表 5 部分机构推荐的最大可接受风险水平和可忽略风险水平

机构	最大可接受风险水平/a ⁻¹	可忽略风险水平/a ⁻¹	备注
瑞典环境保护局	1 × 10 ⁻⁶	—	化学污染物
荷兰建设和环境部	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁸	化学污染物
英国皇家协会	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁷	—
美国环境保护署 US EPA	1 × 10 ⁻⁴	—	辐射
国际辐射防护委员会 ICRP	5 × 10 ⁻⁵	—	—
国际原子能组织 IAEA		5 × 10 ⁻⁷	—

略风险水平在 $1 \times 10^{-8} \text{ a}^{-1} \sim 1 \times 10^{-7} \text{ a}^{-1}$ 内.

在本研究中,对于健康风险 R 值的计算中,参考剂量 RfD 的引用在不同的文献中有所不同,一种方法是应用 FAO/WHO 食品添加剂联合专家委员会规定的人均每周摄入可允许限量 $PTWI$ (provisional tolerable weekly intake) 值(以 BW 计)25 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[26],推算出人均每日摄入可允许限量 $PTDI$ (provisional tolerable daily intake) 值(以 BW 计)为 3.57 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. 李静等^[27]在研究铅锌矿区及周边土壤铅的污染健康风险时铅的 RfD 应用了此值. 另一种方法是 EPA 推荐的铅经口摄入的 RfD 为 $1.4 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, De Miguel^[10]、于云江等^[28]也引用了此值. 随着美国 EPA 的 IEUBK 软件使用,越来越多的文献指出,经消化道摄入铅的 RfD 值普遍采用 $1.4 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 应该说这 2 个数据反映的是不同暴露途径的差别. 本研究建议经过消化道摄入铅的 RfD 采用 $1.4 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$,而不同

途径暴露总量宜与 $PTDI$ 的数据进行对比.

在本研究中,除环境介质外,暴露评价参数的选择主要参考国外数据. 由于国内外人群在身体特征和生活习性上存在一定差异,从而不可避免地给评价结果增加了更多的不确定性. 因此,有必要开展研究区居民暴露参数调查,建立一套相应的评价导则.

5 结论

(1)武汉市中心城区儿童每天的铅暴露量为 $1.20 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 武汉市儿童铅暴露的不同途径中,消化道摄入的食物及土壤或灰尘暴露的铅量为 $1.04 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ > 经呼吸道吸入空气铅量为 $0.153 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ > 经过皮肤从土壤或灰尘吸收的铅量为 $8.56 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 从不同途径暴露量占总暴露量的百分比来看,消化道暴露量、呼吸道暴露量、皮肤暴露量分别占总暴露量的 86.6%、12.7% 和

0.7%. 其中通过土壤或灰尘铅暴露量为 $6.25 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 占总暴露量的 52.0%, 通过消化道途径摄入土壤或灰尘是最主要的暴露途径。

(2) 采用 Monte-Carlo 法进行模拟, 在消化道途径中, 通过消化道摄取土壤铅暴露量为 $2.48 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$. 超过 JECFA 指定的 PIDI 的概率为 2.1%。

(3) 应用美国环保署推荐的风险评价公式, 对不同途径暴露风险及总风险进行了计算. 从平均值来讲, 从消化道、呼吸道、皮肤这 3 个途径的铅暴露风险均小于最大可接受风险水平 5.0×10^{-5} , 其中经过皮肤吸收途径的铅暴露风险值小于可忽略风险水平 1×10^{-8} .

(4) 应用 Kriging 插值法获得武汉市中心城区儿童铅日暴露量的空间分布. 得到青山区儿童铅暴露量的最高值为 $1.76 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 远远高于全市儿童平均日暴露量的平均值 $1.20 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 其次为武汉市江岸区, 平均为 $1.38 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 最高值为 $1.70 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 用指示 Kringring 方法可获得了武汉市儿童铅暴露的风险指数。

参考文献:

- [1] Byers R K, Lord E E. Late effects of lead poisoning on mental development [J]. American Journal of Diseases in Children, 1943, **66**(5): 471-494.
- [2] Needleman H L, Schell A, Bellinger D, *et al.* The long-term effects of exposure to low doses of lead in childhood: An 11-year follow-up report [J]. New England Journal of Medicine, 1990, **322**(2): 83-88.
- [3] Burns J M, Baghurst P A, Sawyer M G, *et al.* Lifetime low-level exposure to environmental lead and children's emotional and behavioral development at ages 11-13 years. The port pirie cohort study [J]. American Journal of Epidemiology, 1999, **149**(8): 740-749.
- [4] Schwartz J. The relationship between blood lead and blood pressure in the NHANES II survey [J]. Environmental Health Perspectives, 1988, **78**: 15-22.
- [5] Sly P D, Flack F. Susceptibility of children to environmental pollutants [J]. Annals of the New York Academy of Sciences, 2008, **1140**: 163-183.
- [6] Maynard E J. Setting response levels for lead (Pb) [A]. In: El-Saadi O, Langley A, (eds). The health risk assessment and management of contaminated sites. Proceedings of a National Workshop on the Health Risk Assessment and Management of Contaminated Sites [C]. Adelaide; South Australian Health Commission, 1991. 102-122.
- [7] 冯福建, 王兰, 虞江平, 等. 我国铅中毒群体特征 [J]. 四川环境, 2002, **21**(1): 7-11.
- [8] 李金玲. 儿童铅中毒的研究进展 [J]. 职业与健康, 2005, **21**(12): 2069-2070.
- [9] 任慧敏, 王金达, 张学林, 等. 沈阳市儿童环境铅暴露评价 [J]. 环境科学学报, 2005, **25**(9): 1236-1241.
- [10] De Miguel E, Iribarren I, Chacón E, *et al.* Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain) [J]. Chemosphere, 2007, **66**(3): 505-513.
- [11] Ren H M, Wang J D, Zhang X L. Assessment of soil lead exposure in children in Shenyang, China [J]. Environmental Pollution, 2006, **144**(1): 327-335.
- [12] Wu B, Zhao D Y, Jia H Y, *et al.* Preliminary risk assessment of trace metal pollution in surface water from Yangtze River in Nanjing Section, China [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, **82**(4): 405-409.
- [13] 李法云, 胡成, 张营, 等. 沈阳市街道灰尘中重金属的环境影响与健康风险评价 [J]. 气象与环境学报, 2010, **26**(6): 59-64.
- [14] IARC. Lead and lead compounds; lead and inorganic lead compounds (Group 2B) and organolead compounds (Group 3) [R]. Lyon, France; International Agency for Research on Cancer (IARC), 1987. 230-232.
- [15] USEPA. EPA/540/1-89/002. Risk assessment guidance for superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) [R]. Washington DC; USEPA, 1989.
- [16] Valentin J. Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection; reference values; ICRP Publication 89 [J]. Annals of the ICRP, 2002, **32**(3-4): 1-277.
- [17] USEPA. Integrated Risk Information System [EB/OL]. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm>, 2010-08-23.
- [18] 段小丽, 王宗爽, 李琴, 等. 基于参数实测的水中重金属暴露的健康风险研究 [J]. 环境科学, 2011, **32**(5): 1329-1339.
- [19] USEPA. EPA/600/P-95/002. Exposure factors handbook [R]. Washington DC; National Center for Environmental Assessment, 1997. 104-126.
- [20] 段小丽, 聂静, 王宗爽, 等. 健康风险评价中人体暴露参数的国内外研究概况 [J]. 环境与健康杂志, 2009, **26**(4): 370-373.
- [21] USEPA. User's guide for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (IEUBK) [EB/OL]. <http://www.epa.gov/superfund/lead/products.htm#user>, 2011-8-10.
- [22] USEPA. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites [EB/OL]. http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/ssg_main.pdf, 2002-12.
- [23] 王朴, 丁昭全, 黄和平, 等. 武汉市城区绿地土壤铅的分布规律 [J]. 河北农业科学, 2010, **14**(9): 104-105.
- [24] 黄勇, 郭庆荣, 任海, 等. 地统计学在土壤重金属研究中的应用及展望 [J]. 生态环境, 2004, **13**(4): 681-684.
- [25] Pizzol M, Thomsen M, Andersen M S. Long-term human exposure to lead from different media and intake pathways [J]. Science of the Total Environment, 2010, **408**(22): 5478-5488.
- [26] WHO. Guidelines for drinking-water quality, third edition [R]. Geneva: WHO-World Health Organization, 2006.
- [27] 李静, 俞天明, 周洁, 等. 铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评价 [J]. 环境科学, 2008, **29**(8): 2327-2330.
- [28] 于云江, 胡林凯, 李定龙, 等. 某典型农业区农田土壤重金属污染的健康风险初步评价 [J]. 环境与健康杂志, 2010, **27**(8): 693-696.

CONTENTS

Regional Heterogeneity of Lake Eutrophication Effects in China	CAO Jin-ling, XU Qi-gong, XI Bei-dou, <i>et al.</i> (1777)
Correlating Landscape Pattern with Total Nitrogen Concentration Using a Location-weighted Sink-source Landscape Index in the Haihe River Basin, China	SUN Ran-hao, CHEN Li-ding, WANG Wei, <i>et al.</i> (1784)
Impact of the Land-use Change on the Non-point Source Nitrogen Load in Yunneng Lake Watershed	MENG Xiao-yun, YU Xing-xiu, PAN Xue-qin (1789)
Residue Characteristics and Distributions of Perfluorinated Compounds in Surface Seawater Along Shenzhen Coastline	CHEN Qing-wu, ZHANG Hong, CHAI Zhi-fang, <i>et al.</i> (1795)
Distribution and Potential Ecological Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Sediments from Typical Electronics Industrial Zone	DENG Dai-yong, QIU Meng-de, SUN Guo-ping, <i>et al.</i> (1801)
Residues and Potential Ecological Risk Assessment of Metal in Sediments from Lower Reaches and Estuary of Pearl River	XIE Wen-ping, WANG Shao-bing, ZHU Xin-ping, <i>et al.</i> (1808)
Character and Sources Identification of Heavy Metals Contamination in Sediment from the Core Sediment in Nanshan Lake, the Zhalong Wetland	SU Dan, ZANG Shu-ying, YE Hua-xiang, <i>et al.</i> (1816)
Distribution Characteristics of Phosphorus Forms in Surface Sediments of the Shantou Bay in China	ZHAO Jian-gang, QIAO Yong-min (1823)
Microcosm Experiments on the Influence of Different N/P Ratios on Phytoplankton Community Growth in the East China Sea	HUANG Wei, ZHU Xu-yu, ZENG Jiang-ning, <i>et al.</i> (1832)
Species Composition and Distribution Characteristics of Pelagic Copepods in the Northern Sea of Fujian During Withdraw of Zhe-Min Coastal Current	WANG Yan-guo, LIN Jing-hong, WANG Chun-guang, <i>et al.</i> (1839)
PAHs Concentrations in Aquatic Products and Food Safety Evaluation in the Coupled Mangrove Planting-Aquaculture Ecological System	CHEN Guan-qiu, LI Yao-chu, HUANG Jin-mu, <i>et al.</i> (1846)
Tissue Distribution and Bioconcentration Factors of Tetrabromobisphenol A in Five Fishes in Lake Chaohu	YANG Su-wen, WANG Sheng-rui, YAN Zhen-guang, <i>et al.</i> (1852)
Induction Effects of Pentachlorophenol on Vitellogenin and p53 in Chinese Rare Minnow (<i>Gobiocypris rarus</i>)	XIONG Li, MA Yong-peng, ZHANG Xiao-zheng, <i>et al.</i> (1858)
Effects of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Exposure on Vitellogenin mRNA Level in Zebrafish (<i>Brachydanio rerio</i>)	CHENG Yan, CUI Yuan, DANG Zhi-chao, <i>et al.</i> (1865)
Relationship Between Electron Transfer Capacity and <i>Fluorescence Characteristics</i> of Dissolved Organic Matter	TAO Ya, YUAN Tian, ZHOU Shun-gui, <i>et al.</i> (1871)
Characterization of the Change in DOM During Municipal Secondary Effluent Treatment with Magnetic Ion Exchange Resin by 3DEEM	YANG Jian, GAO Jin-hua, CHANG Jiang (1878)
Reverse Osmosis Membrane Fouling by Humic Acid Using XDLVO Approach; Effect of Calcium Ions	YAO Shu-di, GAO Xin-yu, GUO Ben-hua, <i>et al.</i> (1884)
Growth, Removal of Nitrogen and Phosphorus, and Lipid Accumulation Property of <i>Scenedesmus</i> sp. LX1 in Aquaculture Wastewater	MA Hong-fang, LI Xin, HU Hong-ying, <i>et al.</i> (1891)
Iron Chloride for Simultaneous Denitrification and Chemical-Biological Flocculation Process	WANG Hong-jie, DONG Wen-yi, LIU Li-sha, <i>et al.</i> (1897)
Characteristic Research of Shortcut Denitrification in Synthetic Ammonia Industrial Wastewater Treatment Process	LI Yan, LI Ze-bing, MA Jia-xuan, <i>et al.</i> (1902)
Stability Control of Aerobic Granules Using an Innovative Reactor	LI Zhi-hua, YANG Fan, LI Sheng, <i>et al.</i> (1907)
Description of the Stability of Granules Using Nongrowth-related Parameters	LI Zhi-hua, WU Jun, LI Sheng, <i>et al.</i> (1913)
Enhancement of Anaerobic Digestion of Excess Sludge by Acid-Alkali Pretreatment	YUAN Guang-huan, ZHOU Xing-qiu, WU Jian-dong (1918)
Pilot Validation of Sludge Concentration Partition at Small Reflux Ratio Condition	SHI Si, WANG Su-lan, LI Rui, <i>et al.</i> (1923)
Influence of Non-ionic Surfactants on Sludge Dewaterability	HOU Hai-pan, PU Wen-hong, SHI Ya-fei, <i>et al.</i> (1930)
Variation Characteristics and Influencing Factors of Air Pollution Index in China	LI Xiao-fei, ZHANG Ming-jun, WANG Sheng-jie, <i>et al.</i> (1936)
Characteristics of Aerosol Water-Soluble Inorganic Ions in Three Types Air-Pollution Incidents of Nanjing City	ZHANG Qiu-chen, ZHU Bin, SU Ji-feng, <i>et al.</i> (1944)
Characterization of Atmospheric PM _{2.5} in the Suburb of Shenzhen	DAI Wei, GAO Jia-qi, CAO Gang, <i>et al.</i> (1952)
Analysis on Oil Fume Particles in Catering Industry Cooking Emission	TAN De-sheng, KUANG Yuan-cheng, LIU Xin, <i>et al.</i> (1958)
Low-Temperature Catalytic Reduction of NO over Fe-MnO _x -CeO ₂ /ZrO ₂ Catalyst	LIU Rong, YANG Zhi-qin (1964)
CO ₂ Absorption and Regeneration Performance of a Natural Amino Acid and Its Potassium Salt	YAN Shui-ping, CHEN Jing-ao, XU Ming-liang, <i>et al.</i> (1971)
Effects of Tillage-Cropping Systems on Methane and Nitrous Oxide Emissions from Agro-Ecosystems in a Purple Paddy Soil	ZHANG Jun-ke, JIANG Chang-sheng, HAO Qing-ju, <i>et al.</i> (1979)
Factors Influencing Ammonia Volatilization in a Winter Wheat Field with Plastic Film Mulched Ridges and Unmulched Furrows	SHANGGUAN Yu-xian, SHI Ri-peng, LI Na, <i>et al.</i> (1987)
Effects of Typical Herbicides on Soil Respiration and N ₂ O Emissions from Soil Added with Different Nitrogen Fertilizers	SUN Qing, SHI Chun-xing, SHI Kun, <i>et al.</i> (1994)
Analysis of Characteristics of Dioxin Contamination in the Chlor-alkali Site that Uses Graphite Anode for Production	YU Li-feng, WEI Wen-xia, TIAN Ya-jing, <i>et al.</i> (2000)
Effect of Flue Gas Desulfurization Gypsum Application on Remediation of Acidified Forest Soil	LUO Yao, KANG Rong-hua, YU De-xiang, <i>et al.</i> (2006)
Morphology of Soil Iron Oxides and Its Correlation with Soil-Forming Process and Forming Conditions in a Karst Mountain	ZHANG Zhi-wei, ZHU Zhang-xiong, FU Wa-li, <i>et al.</i> (2013)
Pb, Zn Accumulation and Nutrient Uptake of 15 Plant Species Grown in Abandoned Mine Tailings	SHI Xiang, CHEN Yi-tai, WANG Shu-feng, <i>et al.</i> (2021)
Effect of Cr(VI) Stress on Growth of Three Herbaceous Plants and Their Cr Uptake	WANG Ai-yun, HUANG Shan-shan, ZHONG Guo-feng, <i>et al.</i> (2028)
Bioaccumulation of Heavy Metals by the Dominant Plants Growing in Huayuan Manganese and Lead/Zinc Mineland, Xiangxi	YANG Sheng-xiang, TIAN Qi-jian, LIANG Shi-chu, <i>et al.</i> (2038)
Effect of CO ₂ Fertilization on Residual Concentration of Cypermethrin in Rhizosphere of C3 and C4 Plant	MU Nan, DIAO Xiao-jun, WANG Shu-guang, <i>et al.</i> (2046)
Bioaugmented Removal of Pyridine and the Microbial Community Dynamic Analysis	QIAO Lin, ZHAO Hong, WANG Jian-long (2052)
Relationship Between Sewage Treatment Efficiency and Bacterial Community Diversity in an A/O MBR	KUANG Bin-yu, SHI Qing, Montcho Leon Monthero, <i>et al.</i> (2061)
Dynamic Changes in Functional Genes for Nitrogen Cycle During Bioremediation of Petroleum-Contaminated Soil	WU Bin-bin, LU Dian-nan, LIU Zheng (2068)
Risk Assessment of Lead Exposure from Different Intake Pathways for Children in Wuhan City	HAO Han-zhou, CHEN Tong-bin, WU Ji-liang, <i>et al.</i> (2075)
Implementation of a Pretreatment Device for an Electronic Nose	BU Fan-yang, WEN Xiao-gang, WAN Mei, <i>et al.</i> (2083)
Copper and Cadmium Toxicities to Activated Sludge Investigated with ToxTell Biosensor	WANG Xue-jiang, WANG Xin, LIU Mian, <i>et al.</i> (2090)
Matrix Effect and Control of Immunoassay for Environmental Samples	SHENG Jian-wu, HE Miao, SHI Han-chang (2095)
Study on Vitrification of Simulated Medical Wastes by Thermal Plasma	ZHANG Lu, YAN Jian-hua, DU Chang-ming, <i>et al.</i> (2104)
Study on the Low Temperature Drying of Components of Municipal Solid Waste and Its Model Analysis	WU Ya-juan, LIU Hong-mei, LU Sheng-yong, <i>et al.</i> (2110)
Aerogenesis Evolution of the Anaerobic-semiaerobic Bioreactor Landfill	HAN Zhi-yong, LIU Dan, LI Qi-bin (2118)
Performance of Microbial Fuel Cells with Fe/C Catalyst Carbon Felt Air-Cathode for Treating Landfill Leachate	TANG Yu-lan, PENG Man, YU Yan, <i>et al.</i> (2125)
Relationships Between Soil and Rocky Desertification in Typical Karst Mountain Area Based on Redundancy Analysis	LONG Jian, LIAO Hong-kai, LI Juan, <i>et al.</i> (2131)
Energy Consumption and GDP Growth in Beijing: Cointegration and Causality Analysis	CHEN Cao-cai, ZHANG Yan, LIU Chun-lan, <i>et al.</i> (2139)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2012年6月15日 33卷 第6期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 33 No. 6 Jun. 15, 2012

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科学出版社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科学出版社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 70.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行人