

武汉市幼儿园降尘 Pb 污染特征及其生物有效性

孙广义^{1,2}, 闭向阳^{1*}, 李仲根³, 陈瑜鹏^{3,4}

(1. 中国地质大学(武汉)生物地质与环境地质国家重点实验室, 武汉 430074; 2. 黑龙江省地质调查研究总院, 哈尔滨 150036; 3. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; 4. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要: 幼儿园降尘铅污染是儿童对环境铅暴露的重要途径. 从武汉市不同功能区幼儿园采集 69 个降尘样品, 分析了其中铅的含量与空间分布, 同时根据体外模拟实验方法(PBET)研究降尘中铅的生物可给性, 目的是阐明武汉市幼儿园降尘铅的分布特征、污染程度, 评估降尘中的铅对人体(尤其是儿童)的生物有效性. 结果表明, 武汉市幼儿园降尘中全铅含量为 36.3 ~ 1523 mg·kg⁻¹, 平均值为 169 mg·kg⁻¹; 与国内外部分城市对比发现, 武汉市降尘中铅含量水平较低. 武汉市降尘中铅分布空间差异大, 局部污染严重. 降尘铅在胃和小肠阶段的生物可给性分别为 35% ± 15% 和 7.6% ± 5.8%. 采用国际上认可度较高的综合暴露吸收生物动力学模型(IEUBK), 预测儿童(0~6)岁群体环境铅暴露后血铅几何均值 2.73 μg·dL⁻¹; 超过 10 μg·dL⁻¹ 的概率 < 0.001%, 超过 5 μg·dL⁻¹ 的概率为 3.32%.

关键词: 幼儿园; 降尘; 铅; 体外实验; 生物有效性

中图分类号: X131.3; X821 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)11-3305-07

Distribution Characteristic and Bioaccessibility of Lead in Kindergarten Dust of Wuhan City

SUN Guang-yi^{1,2}, BI Xiang-yang¹, LI Zhong-gen³, CHEN Yu-peng^{3,4}

(1. State Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China; 2. Heilongjiang Institute of Geological Survey, Harbin 150036, China; 3. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 4. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

Abstract: The characteristics of lead pollution and the associated health risk of children for the dust samples from 69 representative kindergartens in different type districts of Wuhan were investigated. Total lead concentration and bioaccessibility according to physiologically based extraction test(PBET) were determined. Results showed that the levels of lead concentration in dust ranged from 36.3 to 1523 mg·kg⁻¹ with an average value of 169 mg·kg⁻¹, lower than published data from other areas. The great spatial variation of Pb in dust indicated that specific sites have been seriously contaminated by Pb. The bioaccessibilities of Pb in dusts were 35% ± 15% at gastric phases and 7.6% ± 5.8% at intestinal phases. According to the predicted model with the Integration Exposure Uptake Biokinetic Model(IEUBK), the geometric mean blood lead of children(0-6 years) was 2.73 μg·dL⁻¹, of which over 10 μg·dL⁻¹ was less than 0.001% and exceeded 5 μg·dL⁻¹ was 3.32%.

Key words: kindergarten; dust; lead; *in vitro* test; bioaccessibility

伴随城市化进程的加快、社会经济的发展, 城市上空的大气污染日趋严重^[1]. 燃煤、建筑、工业粉尘排放以及交通运输排放等人类活动将大量重金属带入大气环境中, 吸附在大气颗粒物上的重金属通过区域大气运动在一定范围内传输并最终通过干湿沉降降落到地表^[2]. 大气降尘已经被很多城市作为城市大气污染的指标之一^[1]. 杜佩轩等^[3]、张新民等^[4]认为大气降尘(dust fall)是指自然降落于地面的空气颗粒物, 粒径多在 10 μm 以上. 城市降尘中含有大量的环境质量影响因子^[5], 降尘在城市环境中具有“媒介”和“污染源”的双重作用^[6], 对城市生态系统的研究具有重要意义.

铅作为人体的非必需、具有神经毒性的重金属元素广泛分布于环境中, 对人体(尤其是儿童)具有很强的毒害作用^[7,8], 铅对儿童的损害作用始于胎儿时期, 长期接触低浓度铅, 可引起儿童行为功能改变^[9]; 同时由于儿童消化代谢特点^[10]使儿童成为铅中毒最敏感的群体.

世界卫生组织^[11]估计儿童铅暴露的来源: 食物 47%、尘土 45%、饮水 6%、空气和土壤各 1%. 消

收稿日期: 2010-09-07; 修订日期: 2011-06-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(40703023, 40903041); 中央高校基本科研业务费专项

作者简介: 孙广义(1985~), 男, 助理工程师, 主要研究方向环境地球化学、矿床地球化学, E-mail: wuqigunsun@163.com

* 通讯联系人, E-mail: bixy@cug.edu.cn

化道是儿童吸收铅的最主要场所,占日摄入铅量的90%~98.5%^[12].摸爬滚打及喜欢吸吮手指的习惯使得儿童通过手-口途径摄入铅的机率增大,经口部摄入铅已是儿童吸收铅的主要途径^[13].另外,目前幼儿园是城市儿童的主要活动场所,室外活动器材是儿童每天接触最多的.所以研究幼儿园降尘铅对儿童的影响具有重要意义.

在城市生态系统中重金属已不可能通过土壤-植物系统即食物链进入人体^[3],经手-口无意直接摄入成为人体摄入重金属的主要来源^[13].因此,评估降尘中的铅对人体(尤其是儿童)的生物有效性变得非常有必要.本研究中生物有效性是指生物可给性,污染物在胃肠道消化过程中从基质释放到胃肠液中的量与总量的比值^[13-15].张东平等^[15]提出的基于生理学的体外模拟实验(physiologically based extraction test, PBET)接近人体真实的胃肠环境,与动物活体实验结果一致,适于测定铅的生物有效性.

目前,国内外对城市降尘的研究多集中在街道和公园降尘^[3,4,6],并且PBET实验多以土壤为介质^[3-15],有关幼儿园降尘的PBET实验数据的报道相对较少,尤其是在中国环境.本研究以武汉市为例,分析了城市幼儿园降尘铅的污染特征,同时采用体外模拟实验探讨其中铅的生物有效性,以评估其对儿童的可能潜在危害,以期了解城市环境铅的地球化学行为以及降低儿童遭受铅污染危害提供有价值的参考数据.

1 研究区概况

武汉市地处江汉平原东部,长江中下游与汉水交汇处.市区地势东高西低,境内湖泊众多,这种特殊的地理地貌条件,是形成武汉市气候特征的重要因素之一.冬季盛行东北风,夏季则多为南风,全年的平均风速小($1.1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 左右),小风和静风的情况占了绝大多数时间.全年平均气温约为 17.7°C ,冬季容易出现逆温情况,同时热岛效应明显.武汉市共有人口979万人(2009年),主城区机动车保有量51.9万辆(2008年),幼儿园638所,在园幼儿125351人.武汉市是一座大型综合性工业城市,能源结构以煤炭为主.2008年煤炭消耗量1793.92万吨,在所有能源中占44%^[16,17],造成了武汉大气煤烟型和汽车型混合型污染.

2 材料与方法

2.1 样品采集

样点的布设采用随机布点法.2008年9~10月,在天气晴朗干燥至少3d后,选择无风的天气,用塑料刷和塑料簸箕在武昌、汉口、汉阳、青山、江夏(作为对照的远城区)的每个采样点(幼儿园)清扫幼儿园内活动器材及附近不透水路面上的降尘,每个样品大约取50g.并用GPS进行野外定位,同时记录周围的社会特征和环境状况.样品采集后放入聚乙烯自封袋中,同时标记好采样的时间和地点.共采集幼儿园降尘样品69个.采样点位见图1.



图1 武汉市幼儿园采样点位示意

Fig. 1 Sampling locations in Wuhan City

2.2 样品的处理与测定

采集的降尘样品在室温下干燥,剔除大颗粒等外来物(石子、沙子、瓜子皮等),过20目的尼龙筛,再用玛瑙研钵研磨至200目,处理好的样品密封于聚乙烯样品袋中待测.

2.2.1 总量的分析

降尘样品用王水($\text{HNO}_3:\text{HCl}=1:3$)、恒温水浴在 80°C 消解3h后离心、取上清液,用美国PE5100PC型原子吸收分光光度计测定总铅^[18].样品分析全过程采取标准样、重复样、空白样进行质量控制.样品回收率97.9%~115%, $\text{RSD}<10\%$,空白样品未检出.

标准样采用国家标准物质GBW-07405土壤标准参考样GSS-5,GBW-07305水系沉积物标准参考样GSD-5,质量控制参数见表1.

表1 测量降尘铅的质量控制

Table 1 Quality control of the measuring lead in urban dust

标准物质	标准值	测量均值	RSD/%	回收率/%	测量次数
GSD-5	112	128.5	8.0	115	9
GSS-5	552	575.2	9.6	104	9

2.2.2 降尘样品的人体生物有效性实验(PBET)

本实验方法最早由Ruby等^[18]提出,通过更真实地模拟胃和小肠的环境,得到铅的生物可给性.此

次实验主要采用唐翔宇等^[14]的方法,并参考 Ruby 等^[18]的方法进行了改进,具体实验过程如下。

(1)实验材料 胃蛋白酶、胰酶、胆盐(均为上海国药集团产品);有机酸包括柠檬酸、苹果酸、乳酸和醋酸(要求分析纯及以上级别);浓盐酸($12 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$,工艺超纯)、浓硝酸(质量分数 98%,工艺超纯)、碳酸氢钠、氯化钠。

(2)实验样品 由于小肠阶段的可溶态总量少和原子吸收分光光度计检测限高,所以选择各个功能区含量高的样品,做 PBET 实验。由于实验目的得到儿童通过手-口途径摄入铅的真实含量,所以采取未经破碎的样品。其中 1 号样品选自居住区,2~5 号样品选自工业区,6、7 号样品选自商业区,8~10 号样品选自文教区。

(3)实验平台 根据实验原理自己搭建,由氩气供应系统、水浴锅、气体流量计和 pH 计组成(如图 2)。

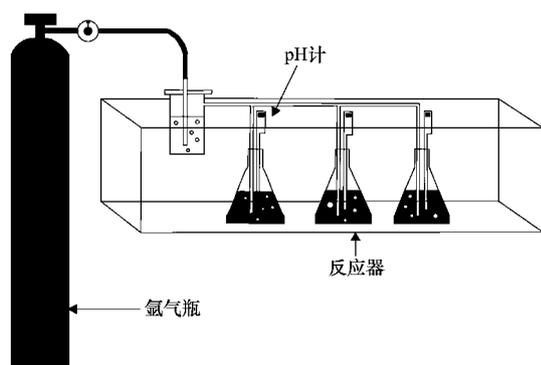


图 2 胃肠模拟实验平台示意^[14]

Fig. 2 Schematic of PBET experimental system

(4)实验方法 样品在恒温 50°C 下,干燥 24 h 后,放入干燥器中待用。

胃阶段:每批样品配制模拟胃液 2 L(内含 $0.15 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaCl),加入柠檬酸 1 g、苹果酸 1 g、乳酸 0.84 mL 、冰乙酸 1 mL ,用 $12 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl 将 pH 值调到 1.5,再加入胃蛋白酶 2.5 g,然后在 8 个反应

器分别加入 200 mL 模拟胃液。在各反应器中加入待测样品 2 g,以 $1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 通入氩气, 37°C 水浴反应 1 h. pH 在实验开始后 5 min 测一次,这以后每隔 10 min 测一次,用 $12 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl 调节 pH 使其保持 1.5,最后用移液枪吸取 20 mL 反应液, $4000 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心, $0.45 \mu\text{m}$ 过滤,保存于 50 mL 离心管中。

小肠阶段:用固体 NaHCO_3 (优级纯)将反应液的 pH 值调至 8.0(实验前要做好计算和实验),在每个反应器中加入胰酶 0.12 g、胆盐 0.4 g,以 $1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 通入氩气, 37°C 水浴反应 4 h. 每隔 15 min 测定反应液 pH 值,若升高,滴加 $12 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl 维持 pH 值为 8.0. 4 h 后吸取 20 mL 反应液,离心, $0.45 \mu\text{m}$ 抽滤,加入 50 μL 的浓硝酸(质量分数 98%),保存于 50 mL 离心管中。

处理好的样品采用 PE5100PC 型原子吸收分光光度计测定。

2.3 数据处理和图形制作

数据处理主要采用 Excel 2003、SPSS 15.0 软件;图形使用 CorelDraw 12、MapSource、MAPGIS 67 软件制作而成。地球化学图采用克里格插值法。儿童血铅健康风险评估采用 IEUBKwin32 Lead Model Version 1.1 Build11 软件。

3 结果与讨论

3.1 武汉市幼儿园降尘中铅的含量水平

武汉市降尘中铅含量水平见表 2 所示。降尘中铅平均含量为 $169 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,是武汉土壤背景值($23.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[19]的 7.2 倍,是地壳克拉克值($12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[20]的 14.1 倍。从铅含量范围来看,武汉市降尘中铅的空间分布差异大,最高值达到 $1523 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,约为最低值($36.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)的 41.9 倍,并且武汉整体变异系数为 1.10,说明武汉幼儿园存在严重的点源污染;但各功能区变异系数不大,说明同时普遍受到面源污染。

表 2 武汉市不同功能区幼儿园中降尘中铅含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 2 Contents of lead in kindergarten dust of different function areas in Wuhan City/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

功能区	样品数	平均值	几何均值	中位数	范围值	变异系数	标准误差	标准差
商业区	15	160	141	145	63.2~317	0.5	20.9	80.9
文教区	27	130	114	117	36.3~1523	0.54	12.7	70.5
居住区	8	111	102	95.3	49.7~178	0.44	16.2	48.7
工业区	6	332	278	364	95.6~516	0.54	73.3	179
对照区	13	79.5	79.4	77.8	76.0~86.3	0.06	2.38	4.77
武汉	69	169	132	130	36.3~1523	1.1	21.4	185

将武汉市幼儿园降尘中 Pb 与葫芦岛、宝鸡、广州、西安、上海、雅典、南京、沈阳等城市街道灰尘中金属元素含量进行对比(见表 3),发现武汉市幼儿园降尘中 Pb 的平均水平明显低于上述(除南京外)城市,其中雅典是国际化大都市,历史悠久,人口非常密集,比武汉多几倍,工业和交通都非常发达,所以铅含量远远高于武汉市;葫芦岛、宝鸡拥

有丰富的铅锌矿等各种矿产资源,矿业开发是两市较武汉高的主要原因;广州、西安、上海与武汉的污染类型相近,可能由于发展程度,工商业布局,绿化等原因,武汉市铅含量较低.南京、沈阳、武汉均是采自幼儿园,武汉幼儿园降尘铅含量低于沈阳市并略高于南京市,武汉与沈阳铅的变化幅度均很大,具有相似性.

表 3 国内外不同城市降尘中铅的含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 3 Contents of lead in urban dust from different areas/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

城市	样品类型	平均值	变化范围	文献
葫芦岛	街道边不透水路面	533	96.71 ~ 3 903	[21]
宝鸡	街道边不透水路面	433.2	151.9 ~ 1 969.8	[22]
广州	街道边不透水路面	240	74.8 ~ 926	[23]
西安	街道边不透水路面	230.52	29 ~ 3 060	[24]
上海	街道边不透水路面	264	28 ~ 4 443	[25]
雅典	街道边不透水路面	1 318	55 ~ 4 049	[26]
南京	幼儿园不透水路面	134	38 ~ 349	[27]
沈阳	幼儿园不透水路面	220	19.6 ~ 2 809.9	[28]
武汉	幼儿园活动器材及不透水路面	169	36.3 ~ 1 523	本研究

3.2 武汉市幼儿园降尘中铅的空间分布特征

从图 3 中可以看出武汉幼儿园降尘 Pb 含量的分布规律为:工业区($332 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 商业区($160 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 文教区($130 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 居住区($111 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 对照区($79.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

研究发现^[29],降尘中铅的主要来源与地面土壤、燃煤、交通运输、工业活动(如钢铁厂、火电厂、有色金属冶炼厂)等有关.武汉土壤铅的来源存在自然源和人为源 2 种,土壤中铅的分布规律与降尘中铅的分布规律趋于一致^[30].结合武汉市情和降尘铅的空间分布图(图 4)分析,煤炭燃烧后灰分约占 20%,其中约 1/3 的灰分排入大气形成飘尘,燃煤飞灰含铅量高达 $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[31];另一方面,冶金工业生产过程的铅含量较高,高达 $10 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[31].工业区(青山区)分布有武汉钢铁厂、武汉石油化工厂、青山热电厂、青山造船厂等典型工业污染源区,工业燃煤用量很大,工业区铅含量过高可能与此有关.此外,工业区交通运输活动频繁受汽车尾气的影响以及武汉工业港轮船的影响,形成典型的复合源铅污染,从而导致工业区的铅污染更加严重.

商业区铅含量低于工业区,主要分布于汉口的江汉区和江岸区的商业区以及徐东商业区.这与商业区地处闹市,车流量大,车辆一般都是低速行驶,行驶过程中不断地刹车、启动,造成汽油燃烧不完全,此时汽车尾气的排放量要远大于汽车正常行驶

时的尾气排放量^[24]有关.同时汉口商业区的商店林立、建筑物密集、街道狭窄、风速很小,不利于汽车尾气的扩散.这些原因都会造成商业区较高的铅含量.另外,徐东商业区附近分布武昌造船厂及武昌热电厂,该区可能主要与燃煤飞灰排放和机械制造过程中产生的重金属粉尘有关.

文教区铅含量与商业区铅含量相近,略低于商业区.武汉拥有高等院校 59 所,居全国第 3 位,在校大学生 63.79 万人^[17],高校绝大部分在武昌.由于近年武昌的城市建设速度加快,文教区涌现了大量的商业场所,同时文教区人口稠密,车流量大,铅污染源主要来自汽车尾气.另外,最高值点出现在徐家棚,这可能与该处居民用煤,铁路、长江航运从此旁经过有关.

居住区的铅可能主要来自汽车尾气,另外该区人流量、车流量相对较少,所以居住区的铅含量相对较少.位于居住区的常码头、古田化工区,洲头后街,有轻度污染,这可能与化工厂、造船厂等的粉尘排放含有重金属有关.

对照区在江夏南部山坡、安山一带,离市区远,受城市污染比较少,其值为 $79.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

同时由于武汉的地理气象条件造成的逆温层和热岛效应,以及常年风速小造成污染物不易扩散,使降尘污染物都降落在本地.

3.3 武汉市幼儿园降尘中铅的人体生物有效性

降尘中铅在胃阶段或小肠阶段的生物有效性

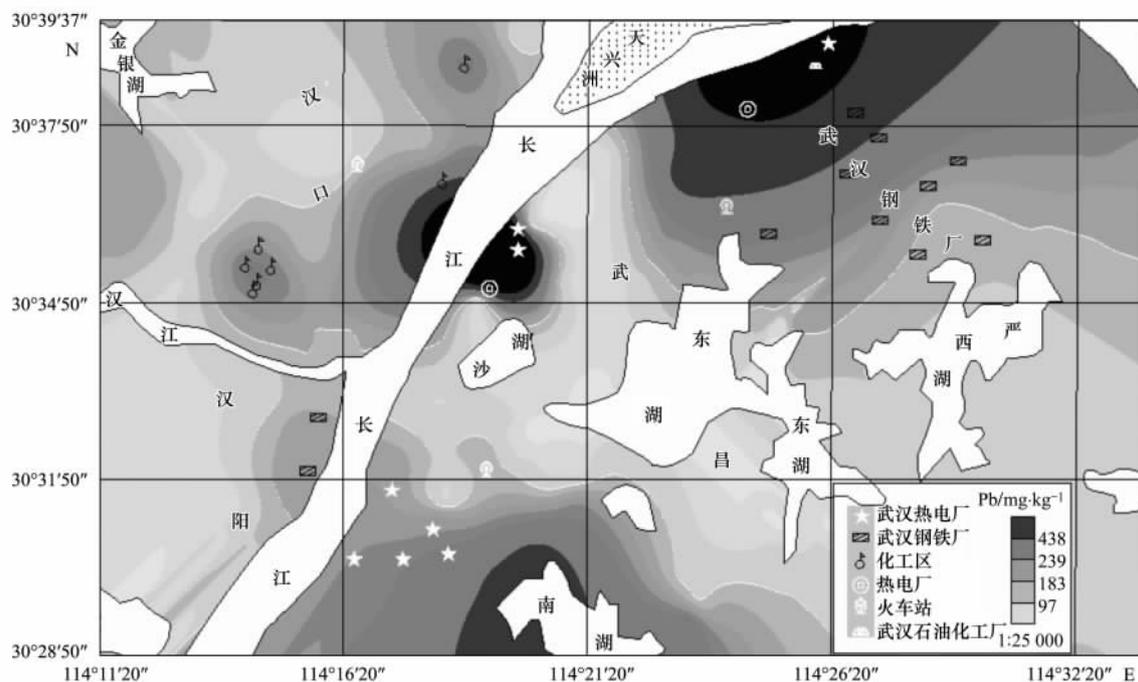


图3 武汉市降尘中铅的空间分布示意

Fig.3 Distribution of lead in dust in Wuhan City

(生物可给性)由下式计算^[14]:

$$BA = \frac{c_{IV} V_{IV}}{c_S M_S} \times 100\%$$

式中,BA 为特定重金属的生物可给性(%); c_{IV} 胃阶段或小肠阶段反应液中重金属的可溶态总量 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); V_{IV} 为各反应器中反应液的体积(L); c_S 降尘样品中特定重金属的总量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); M_S 为加入反应器中的降尘样品的重量(kg).

由以上公式求得武汉市幼儿园降尘中铅在胃和小肠阶段的生物可给性如图4. 胃阶段与小肠阶段的生物可给性分别为 $35\% \pm 15\%$ 和 $7.6\% \pm 5.8\%$. 与国内学者唐永翔等^[14]、崔岩山等^[32]的研究结果大体一致. 对铅的吸收主要发生在胃阶段,但因供试介质的不同,实验条件的差异,得到具体生物可给性具有一定差异.

土壤中的重金属在胃消化阶段相对于小肠均显示了较高的生物可给性,这可能与胃部的酸性环境有关. 在小肠阶段,由于小肠液呈碱性使原本在胃中有较高生物可给性的金属元素的生物可给性下降; 儿童长期暴露于低浓度铅污染的降尘环境中,经过体内吸收和累积,久而久之会对健康产生不良影响. 体外模拟实验有效地模拟了人体的胃肠环境,故其结果可以有效地表达经口摄入降尘中铅的生物可给量,即可能被机体吸收进入血液的最大量. 尽管生物

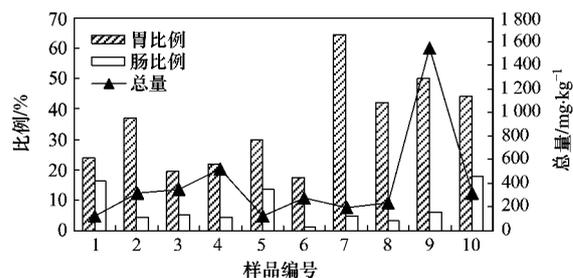


图4 武汉幼儿园降尘 Pb 生物有效性结果

Fig.4 Bioaccessibility of Pb in urban dust of Wuhan kindergartens

可给量还不能完全解释最后被小肠吸收进入血液从而进入人体循环的实际量的大小,但其可为风险评估提供有益的参考依据,特别是在确定参考值方面,生物可给性的数据是必不可少的.

最近一段时间儿童铅中毒事件屡有发生,血铅含量是衡量铅中毒的关键指标. 应用目前国际上认可度较高的综合暴露吸收生物动力学模型 (integrated exposure uptake biokinetic, IEUBK)^[33-35], 预测儿童(0~6岁)群体环境铅暴露后血铅浓度水平几何均值(PbB),进一步估算儿童群体血铅水平超过某一临界浓度($5, 10 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$)的概率.

IEUBK 模型输入的参数见表4,其中武汉多水,早些年以湖水做为水源地,由于改革开放后工业和

城市的发展,造成湖泊污染,改取长江水作为水源地,长江水铅含量 $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[36],考虑到饮用水中的铅主要来自管道输送过程,本研究采用张红振等^[35]提出的铅浓度 $6 \mu\text{g}/\text{L}$,作为饮用水中铅含量默认值.儿童血铅浓度的几何标准差,国内文献提到的相对很少,根据万伯健等^[37]的研究,取值 1.39.降尘中铅的含量及生物有效性采用本研究成果,其他参数采用模型默认值.

通过 IEUBK 模型计算可知(表 5):武汉儿童血铅水平 $2.73 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$,变化范围 $1.57 \sim 11.88 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$,超过 $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 的概率 $< 0.001\%$,目前规定儿童血液中铅含量超过 $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$,被认为铅中毒^[8],由此可知武汉儿童铅中毒的概率极小.实测儿童血铅含量与经 IEUBK 模型通过暴露途径得到数据,预测的血铅含量和概率具有一致性^[38].武汉市儿童 2002 年血铅含量 $6.69 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 中毒率 16.5% ^[35],2005 年血铅含量 $6.74 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 中毒率 10.6% ^[36],说明近年通过工业结构转型、环境保护和治理取得了显著成果.

表 4 IEUBK 模型中的参数取值
Table 4 Parameter values of IEUBK model

参数	模型取值	变化范围	单位
儿童血铅几何标准差 ^[33]	1.39	1.3 ~ 1.6	
食品中的铅 ^[42]	0.089		$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
空气中的铅 ^[43]	0.478 9	0.266 ~ 1.104	$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
饮用水的铅 ^[36]	6	2.0 ~ 10.0	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
土壤中的铅 ^[30]	43.98	22.0 ~ 115	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

表 5 根据 IEUBK 模型得到的血铅含量
Table 5 Blood lead levels obtained with IEUBK
in children living in WuHan

功能区	几何平均值/ $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$	$P^1)$	$P^2)$
商业区	1.81 ~ 3.95	< 0.001	2.66
文教区	1.57 ~ 11.88	< 0.001	1.28
居住区	1.69 ~ 2.81	< 0.001	0.72
工业区	2.10 ~ 5.49	< 0.001	26.5
对照区	1.93 ~ 2.02	< 0.001	0.22
武汉	2.73	< 0.001	3.32

1)表示血铅浓度超过 $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 的概率;2)表示血铅浓度超过 $5 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 的概率

最新研究显示^[41],即使儿童血铅浓度符合 $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 标准,铅对儿童的毒副作用仍然很明显.受此毒害的儿童严重时会出现智商低、动作笨拙和在学校表现令人失望等情况,这个标准至多只能定为血铅 $5 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$.所以将 IEUBK 模型血铅标准设为 $5 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$,发现处在工业区儿童存在很大的铅中毒的风险 26.5% ,这一结果希望能引起相关部门的重

视.应该把减少铅危害的重点从治疗转为预防.

4 结论

(1) 武汉市幼儿园降尘中铅含量为 $36.3 \sim 1523 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均为 $169 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,铅的含量范围变化大,空间分布差异大;武汉幼儿园同时存在严重的点源污染和面源污染.

(2) 对比国内外不同城市的降尘中铅的含量发现,武汉市幼儿园降尘中铅的水平低于国内外大部分城市.

(3) 武汉市不同功能区幼儿园降尘中铅的含量分布规律为:工业区($332 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 商业区($160 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 文教区($130 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 居住区($111 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) > 对照区($79.5 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

(4) 基于生理学的 PBET 实验表明:武汉市幼儿园降铅在胃和小肠阶段的生物可给性分别为 $35\% \pm 15\%$ 和 $7.6\% \pm 5.8\%$.采用国际上认可度较高的综合暴露吸收生物动力学模型(IEUBK),预测儿童(0~6)岁群体环境铅暴露后血铅几何均值 $2.73 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$;超过 $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 的概率 $< 0.001\%$,超过 $5 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ 的概率 3.32% .

参考文献:

- [1] 张曙红,吴鹏程.武汉市大气环境质量的综合评价[J].环境科学与技术,2005,31(3):110-113.
- [2] 杨忠平,卢文喜,龙玉桥,等.长春市城区大气湿沉降中重金属及 pH 值调查[J].吉林大学学报(地球科学版),2009,39(5):887-892.
- [3] 杜佩轩,田晖,韩永明.城市灰尘概念、研究内容与方法[J].陕西地质,2004,22(1):73-79.
- [4] 张新民,柴发合,孙新章.大气降尘研究进展[A].见:中国可持续发展研究会.中国可持续发展论坛(2)[C].北京:中国学术期刊(光盘版)电子杂志社,2008.658-662.
- [5] 朱礼学.城市尘土地球化学调查的意义及构想[J].四川地质学报,2003,23(3):174-175.
- [6] 雷凯,卢新卫,王利军.宝鸡市街尘中铅的污染与评价[J].环境科学与技术,2007,30(11):43-45.
- [7] He K M, Wang S Q, Zhang J L. Blood lead levels of children and its trend in China[J]. Science of the Total Environment, 2009, 407: 3986-3993.
- [8] Ye X B, Wong O. Lead exposure, lead poisoning, and lead regulatory standards in China, 1990-2005 [J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 2006, 46: 157-162.
- [9] 李磊,黄爱华.铅污染对儿童健康的影响[J].科技信息,2007,6:24-25.
- [10] 唐清.铅污染与儿童健康[J].城市环境与城市生态,2003,16(5):48-53.
- [11] IPCS. Environmental health criteria 85: Inorganic Lead Geneva [M]. WHO, 1993. 49-50.

- [12] 宋华琴. 学龄前儿童 Pb、Cd 接触量及健康影响[J]. 中华预防医学杂志, 1993, **27**: 91-93.
- [13] 唐翔宇, 朱永官. 土壤中重金属对人体生物有效性的体外试验评估[J]. 环境与健康杂志, 2004, **21**(3): 183-185.
- [14] 唐翔宇, 朱永官, 陈世宝. In Vitro 法评估铅污染土壤对人体的生物有效性[J]. 环境化学, 2003, **22**(5): 503-506.
- [15] 张东平, 余应新, 张帆, 等. 环境污染物对人体有效性测定的胃肠模拟研究现状[J]. 科学通报, 2008, **53**(21): 2537-2545.
- [16] 武汉市统计局. 武汉统计年鉴 2009[M]. 北京: 中国统计出版社, 2009.
- [17] 武汉市统计局. 2008 年武汉市国民经济和社会发展统计公报[R]. 武汉: 武汉市统计局, 2009.
- [18] Ruby M V, Davis A, Schoof R, *et al.* Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test [J]. *Environmental Science & Technology*, 1996, **30**: 422-430.
- [19] 杨波涌, 董高翔. 武汉市局部中心城区汞土壤污染现状及其成因的初步研究[J]. 资源环境与工程, 2004, **18**(3): 54-59.
- [20] 蒋敬业. 应用地球化学[M]. 武汉: 中国地质大学出版社, 2006. 327-328.
- [21] Zheng N, Liu J S, Wang Q C, *et al.* Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, **408**: 726-733.
- [22] Lu X W, Wang L J, Li L Y, *et al.* Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **173**: 744-749.
- [23] Duzgoren-Aydin N S, Wong C S C, Aydin A, *et al.* Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2006, **28**: 375-391.
- [24] Han Y M, Du P X, Cao J J. *et al.* Multivariate analysis of heavy metal Contamination in urban dusts of Xi'an, Central China[J]. *Science of the Total Environment*. 2006, **355**: 176-186.
- [25] 李崇, 李法云, 张营, 等. 沈阳市街道灰尘中重金属的空间分布特征研究[J]. 生态环境, 2008, **17**(2): 560-564.
- [26] Anagnostopoulou M A J, Day P. Lead concentrations and isotope ratios in street dust in major cities in Greece in relation to the use of lead in petrol [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, **367**: 791-799.
- [27] 李敏. 南京市城区幼儿园和小学校园铅污染特征及其风险分析[D]. 南京: 南京农业大学, 2006.
- [28] 王春梅, 欧阳华, 王金达, 等. 沈阳市环境铅污染对儿童健康的影响[J]. 环境科学, 2003, **24**(5): 17-22.
- [29] 王平利. 成都市近地表大气尘的环境地球化学特征[D]. 成都: 成都理工大学, 2004.
- [30] Gong M, Wu L, Bi X Y, *et al.* Assessing heavy-metal contamination and sources by GIS-based approach and multivariate analysis of urban-rural topsoils in Wuhan, central China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2010, **32**: 59-72.
- [31] 刘威德, 懂树屏, 郭冬发, 等. 基于化学和同位素分析数据表征复合型大气铅污染过程[J]. 质谱学报, 2004, **25**(1): 6-11.
- [32] 崔岩山, 陈晓晨, 朱永官. 利用 3 种 in vitro 方法比较研究污染土壤中铅、砷生物可给性[J]. 农业环境科学学报, 2008, **27**(2): 414-419.
- [33] USEPA. Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children [R]. Washington DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 2007.
- [34] White P D, Van Leeuwen P, Davis B D, *et al.* The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children[J]. *Environmental Health Perspectives*, 1998, **106**(Suppl 6): 1577-1583.
- [35] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 基于人体血铅指标的区域土壤环境铅基准值[J]. 环境科学, 2009, **30**(10): 3036-3042.
- [36] 程兵岐, 马梅, 王子健, 等. 长江武汉段和黄河花园口段水体中重金属污染物的急性毒性效应[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2004, **40**(6): 950-956.
- [37] 万伯健, 张燕, 李北利, 等. 妇女血铅、乳铅与其子女血铅关系探讨[J]. 中国公共卫生学报, 1990, **9**(3): 157-161.
- [38] Lewandowski T A, Forslund B L. Comparison of IEUBK model predictions and actual blood lead values at a former battery recycling site [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 1994, **16**(3-4): 217-222.
- [39] 王舜钦, 张金良. 我国儿童血铅水平分析研究[J]. 环境与健康杂志, 2004, **21**(6): 355-360.
- [40] He K G, Wang S Q, Zhang J L. Blood lead levels of children and its trend in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, **407**: 3986-3993.
- [41] Kim Y, Cho S H, Kin B N, *et al.* Association between blood lead levels ($5 < \mu\text{g/dL}$) and inattention-hyperactivity and neurocognitive profiles in school-aged Korean children [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, **408**: 5737-5743.
- [42] 潘锋, 梁高道. 武汉市市售食品中铅污染物摄入量评估[J]. 公共卫生与预防医学, 2010, **21**(3): 32-34.
- [43] 金其辅, 吴莹, 张琦. 汉口五条交通主干道气铅的调查与研究[J]. 江汉大学学报(自然科学版), 2002, **19**(2): 73-76.