

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2016.0010

陈轶楠, 马建华. 2016. 河南省某市驾校地表灰尘重金属污染及健康风险评价[J]. 环境科学学报, 36(8): 3017-3026

Chen Y N, Ma J H. 2016. Assessment of pollution and health risks of heavy metals in surface dusts from driving schools in a city of Henan, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(8): 3017-3026

河南省某市驾校地表灰尘重金属污染及健康风险评价

陈轶楠^{1,2}, 马建华^{1,2,*}

1. 河南大学资源与环境研究所, 开封 475000

2. 黄河文明传承与现代文明建设协同创新中心, 开封 475000

收稿日期: 2015-12-23

修回日期: 2016-01-06

录用日期: 2016-01-06

摘要: 采集某市 29 所驾校地面灰尘混合样品, 用 ICP-MS 法测定样品 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 和 Co 含量, AFS 法测定 As 和 Hg 含量, 用污染负荷指数(PLI)评价重金属污染, 用美国国家环保局(US EPA)推荐的健康风险模型评价 3 种情景下(情景 1、2、3 分别为在驾校工作 10、20 和 30 a)的重金属暴露健康风险。结果表明, 驾校灰尘除 Co 和 Ni 外, 其他重金属都不同程度地高于当地背景值; 9 种重金属的平均 PLI 为 2.38, 总体上呈中度污染, Zn、Pb 和 Cd 积累最为严重, 总体上呈重度污染; 位于工业企业附近的驾校 J20 和 J26 存在非致癌风险(HI>1), Pb 是最主要的非致癌风险因子, 其他驾校均不存在非致癌风险; 驾校 J20 在情景 2、3 下 As 的致癌风险指数(R_{As})大于 10^{-4} , 存在致癌风险, As 是最主要的致癌风险因子, 其他驾校在 3 种情景下均无致癌风险; 手-口摄入重金属是最主要的非致癌和致癌风险暴露途径; 驾校灰尘重金属含量及其健康风险与建校时间、教练车密度并不显著相关, 而与其周边环境、前期土地利用状况密切相关。

关键词: 重金属; 污染评价; 健康风险评价; 地表灰尘; 驾校

文章编号: 0253-2468(2016)08-3017-10

中图分类号: X53

文献标识码: A

Assessment of pollution and health risks of heavy metals in surface dusts from driving schools in a city of Henan, China

CHEN Yinan^{1,2}, MA Jianhua^{1,2,*}

1. Institute of Natural Resources and Environment, Henan University, Kaifeng 475000

2. Collaborative Innovation Center on Yellow River Civilization of Henan Province, Kaifeng 475000

Received 23 December 2015;

received in revised form 6 January 2016;

accepted 6 January 2016

Abstract: Twenty-nine surface dust samples were collected from driving schools in a city of Henan. Concentrations of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni and Co in dust samples were measured by inductively coupled plasma mass-spectrometry (ICP-MS), while Hg and As were analyzed using atomic fluorescence spectrometry (AFS). The pollution of heavy metal in surface dusts was assessed by pollution load index (PLI), and the health risks exposed to heavy metals in dust in three different scenarios (working for 10a, 20a and 30a in driving-school) were estimated using the health risk assessment model developed by US EPA. The results show that concentrations of the most heavy metals in dusts are higher than their background values except Co and Ni. Average PLI of nine metals in dusts is 2.38 with moderately pollution. In contrast, the accumulations of Zn, Cd and Pb in dusts are the most serious with heavy pollution. Pb is the major non-cancer risk factor, and non-cancer risks of metals are lower than their thresholds (HI>1) except samples J20 and J26. As is the major carcinogen risk factor, and carcinogen risks of metals are lower than their thresholds ($>1 \times 10^{-4}$) in three different scenarios except sample J20 in scenes of 2 and 3. Average daily doses by ingestion of dust particles for all metals are much higher than those by inhalation of re-suspended dust particles and dermal contact with dust particles. The concentrations and health risks of heavy metals in dusts are closely associated with the surroundings around driving schools and the previous land use status, but not significantly with the operation time and densities of coach car densities in driving schools.

Keywords: heavy metal; pollution assessment; health risk assessment; surface dust; driving-school

基金项目: 国家自然科学基金(No.41171409,41430637); 教育部人文社会科学重点研究基地重大项目(No.12JJD790023)

Supported by the National Natural Science Foundation of China(No.41171409,41430637) and the Major Project of the Key Research Base of Human Science, Educational Ministry of China (No.12JJD790023)

作者简介: 陈轶楠(1988—), 女, 博士研究生, E-mail: greta.nan666@163.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: mjh@henu.edu.cn

Biography: CHEN Yinan(1988—), female, Ph.D. candidate, E-mail: greta.nan666@163.com; * Corresponding author, E-mail: mjh@henu.edu.cn

1 引言(Introduction)

城市地表灰尘是城市大气颗粒物的主要来源与归宿(常静等,2007;Kumar *et al.*, 2013),在一定动力条件(风力、机动车碾压及人类活动等)作用下可再次进入大气,或随着地表径流进入附近的土壤和水体.作为危害环境系统和人类健康的重要介质(Wei *et al.*, 2010;Lee *et al.*, 2015),城市地表灰尘污染越来越受到学术界的关注.国内外很多学者应用潜在生态危害指数、内梅罗综合污染指数、地积累指数、暴露风险等方法,针对不同城市地表灰尘的重金属污染与来源(张一修等,2012;Kumar *et al.*, 2013;崔立强等,2014;)、空间分布(Apeagyci *et al.*, 2011;刘勇等,2015)、赋存形态(王利军等,2011)、粒径效应(常静等,2008)、影响因素(方凤满等,2010)和健康风险(Chabukdhara *et al.*, 2013;Liu *et al.*, 2015;张文超等,2015)开展了大量研究并取得重要进展.但以往的研究多以城市街道、公园、学校等为研究对象,而针对驾校地表灰尘(以下简称驾校灰尘)重金属污染和健康风险的研究却鲜见报道.

驾校学员驾车速度慢、档位低、频繁启停车辆,汽车耗油和磨损比较严重,因此,驾校灰尘除外源

性输入外,尾气排放、轮胎磨损、汽车机件摩擦等是其重金属富集的主要原因.驾校学员学习时间较短,灰尘重金属暴露所致的健康风险不甚明显,但教练员工作时间较长,可能会对其健康产生一定危害.因此,本文以某市29所驾校为例,对其地表灰尘重金属(Zn、Cd、Pb、Cu、Cr、Ni、Co、As和Hg)进行污染和健康风险评价,旨在保护教练员身体健康,为城市环境重金属污染防治提供参考.

2 材料与方法(Materials and methods)

本研究的城市位于河南省中偏东部的黄淮平原上,海拔高度70 m左右.气候属于暖温带大陆性季风气候,年均气温14.52℃,年均降水量627.5 mm,城市周围的土壤类型为黄潮土.2015年建成区面积130 km²,城区人口120万.

2.1 样品采集与处理

于2015年2月采集该市29所驾校的地表灰尘.为了保证样品的代表性,在每个驾校范围内采集30~50个灰尘子样,子样点均布设在柏油或水泥等不透水地面上.将各个子样充分混合后,按照“四分法”舍弃多余样品,保留约1 kg的混合样品.同时详细记录各驾校的面积、建校时间、教练车数量及周围环境信息(表1).

表1 采样驾校基本情况

Table 1 Basic questionnaire of driving schools

驾校编号	建校时间/a	面积/hm ²	教练车数量/辆	建校前土地利用	周围环境状况
J1	2	1.36	10	农田	农田
J2	7	0.72	11	农田	N-建筑工地;S-居民区;W-公路、汽修厂;E-空地
J3	2	0.71	13	农田	N-某高校校园;S-空地;W-某高校校园;E-空地
J4	2	0.35	6	农田	N-居民区;S-公路;W-空地;E-居民区
J5	8	0.51	7	村庄	N-建筑工地;S-公路;W-空地;E-居民区
J6	8	0.64	10	村庄	N-居民区;S-旅游区;W-马路;E-空地
J7	2	0.05	7	村庄	高校
J8	8	1.95	18	农田	N-居民区;S-马路,税务局;W-停车场;E-居民区
J9	0.5	0.05	6	农田	N-停车场;S-空地;W-空地;E-汽车销售中心
J10	4	0.15	3	农田	N-停车场、空地;S-停车场;W-空地;E-加气站
J11	6	0.69	10	农田	N-汽车交易与修理市场;S-停车场;W-居民区;E-居民区
J12	2.5	1.13	15	村庄	N-鱼塘;S-公路、居民区;W-石油物流;E-小学
J13	1.5	0.02	6	某公司	N-停车场;S-汽车钣金喷漆房;W-居民区;E-村庄
J14	7	0.97	15	村庄	N-公路;S-居民区;W-居民区;E-居民区
J15	3.5	1.54	18	农田	N-菜地;S-空分公司;W-农田;E-农田
J16	0.24	0.20	10	村庄	N-居民区;S-化肥厂;W-居民区;E-汽修厂
J17	0.2	0.27	2	农田	农田
J18	1.5	0.62	10	三轮车厂	N-化肥厂;S-纸箱厂;W-化肥厂;E-炼锌厂

续表1

驾校编号	建校时间/a	面积/hm ²	教练车数量/辆	建校前土地利用	周围环境状况
J19	2.5	0.80	5	农田	N-空地;S-空地;W-废品收购站;E-空地
J20	2	0.57	8	汽车配件厂	N-锌业公司;S-垃圾中转站;W-炼煤厂;E-化肥厂
J21	5	1.40	25	农田	N-公路;S-驾校新区;W-居民区;E-驾校新区
J22	2.5	0.80	5	农田	N-空地;S-空地;W-废品收购站;E-空地
J23	2.5	0.84	13	农田	N-驾校,化工厂;S-空地;W-玻璃厂;E-农田
J24	2.5	1.45	7	农田	N-空地;S-空地;W-空地;E-化工厂
J25	2.5	0.54	6	农田	N-化工厂;S-停车场;W-玻璃厂;E-农田
J26	2.5	1.35	12	农田	N-花生厂;S-废弃磷肥厂;W-公墓;E-公路
J27	6	1.35	18	农田	N-施工地;S-制药厂;W-干渠;E-空地
J28	2.5	0.79	13	农田	N-空分厂、制药厂;S-养猪场;W-工地;E-空地
J29	3	1.34	13	农田	N-幼儿园;S-垃圾站;W-电厂;E-复合肥厂

注:表中 E、S、W、N 分别表示东、南、西、北方位。

在实验室,首先仔细拣出样品中的植物残体、砖瓦块和石灰颗粒等杂质;然后将样品平摊在塑料布上,用牛角勺多点(25~30点)取样约100g,用玛瑙研钵研磨,全部过0.149mm尼龙筛,备用。样品颜色呈灰黄色,有机质含量较高,经测定灰尘有机质平均含量为22.37g·kg⁻¹。灰尘颗粒较粗,沙粒(>63μm)质量百分数为66.16%,粉粒(4~63μm)为30.31%,黏粒(<4μm)为3.53%。

2.2 重金属测定方法

灰尘 Zn、Cd、Pb、Cu、Cr、Ni 和 Co 含量采用 HCl-HNO₃-HClO₄-HF 消解体系消解,ICP-MS 法测定,仪器为 X-Series II 型电感耦合等离子体质谱仪(美国赛默飞世尔)。灰尘 As 和 Hg 含量采用王水消解,AFS 法(GB/T 22105.1—2008)测定,仪器为 AFS-3100 型原子荧光光度计(北京海光)。在测定过程中,采用平行试验和国家标准土样(ESS-2,棕壤)回收试验进行质量控制,平行试验的相对偏差均在5%以内,回收率均在96.53%~106.20%之间。

2.3 重金属污染评价方法

采用污染负荷指数法(Pollution Load Index, PLI)评价灰尘重金属污染状况(Tomlinson *et al.*, 1980),计算公式为:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n} \quad (1)$$

$$CF_i = c_i/c_{oi} \quad (2)$$

式中,CF_i为重金属*i*的单项污染指数,*c_i*表示重金属*i*的实测含量,*c_{oi}*表示重金属*i*的背景值。PLI和CF的分级标准为:PLI(CF)≤1为无污染,1<PLI(CF)≤2为轻度污染,2<PLI(CF)≤3为中度污染,PLI(CF)>3为重度污染(Ma *et al.*, 2009;刘德新等, 2014)。

2.3.1 重金属暴露模型 灰尘重金属可通过手-口摄入、皮肤接触和呼吸吸入暴露途径进入人体,各暴露途径的重金属暴露量计算公式(谷蕾等,2012;李小飞等,2013)如下:

$$ADD_{ing} = \frac{c \cdot IngR \cdot CF \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (3)$$

$$ADD_{inh} = \frac{c \cdot InhR \cdot EF \cdot ED}{PEF \cdot BW \cdot AT} \quad (4)$$

$$ADD_{derm} = \frac{c \cdot SA \cdot CF \cdot SL \cdot ABS \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (5)$$

式中,ADD_{ing}、ADD_{inh}和ADD_{derm}分别为手-口摄入、吸入和皮肤接触途径的重金属日均暴露量(mg·kg⁻¹·d⁻¹),其他参数含义及取值见表2。考虑到驾校教练员工作时间不确定,本研究设计了在驾校工作10、20和30a不同暴露年限的3种情景,分别计算其重金属暴露量及健康风险。

表2 灰尘重金属日均暴露量计算参数含义及取值

Table 2 Parameter values for average daily dose of heavy metals in dusts

参数	单位	含义	取值	数据来源
CF	kg·mg ⁻¹	转换系数	1×10 ⁻⁶	姜林等, 2004;Lim <i>et al.</i> , 2008
ED	a	暴露年限	10、20、30	本研究
BW	kg	平均体重	64.15	王宗爽等,2009

续表2

参数	单位	含义	取值	数据来源
EF	$d \cdot a^{-1}$	暴露频率	300	本研究
AT(非致癌)	d	作用时间	$365 \times ED$	US EPA, 1996;2002;Ferreira-Baptista <i>et al.</i> , 2005
AT(致癌)	d	作用时间	365×70	US EPA, 1996;2002
IngR	$mg \cdot d^{-1}$	灰尘摄入量	150	US EPA, 2002
InhR	$m^3 \cdot d^{-1}$	空气摄入量	13.7	Ferreira-Baptista <i>et al.</i> , 2005;王宗爽等,2009
PEF	$m^3 \cdot kg^{-1}$	灰尘排放因子	1.36×10^9	US EPA <i>et al.</i> , 2004;Ferreira-Baptista <i>et al.</i> , 2005
SL	$mg \cdot cm^{-2}$	皮肤黏着度	1	北京市环境保护科学研究所, 2009
SA	$cm^2 \cdot d^{-1}$	皮肤暴露面积	2280	王喆等, 2008
ABS	无量纲	皮肤吸收因子	1.00×10^{-3}	Ferreira-Baptista <i>et al.</i> , 2005; 王喆等, 2008

2.3.2 健康风险表征模型 本研究的9种重金属均具有慢性非致癌健康风险,其中,As、Cd、Ni和Cr同时还具有致癌风险.成人暴露重金属所致非致癌和致癌健康风险的表征模型(李小飞等,2013)为:

$$HQ_i = \sum_{j=1}^3 \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (6)$$

$$HI = \sum_{i=1}^9 HQ_i \quad (7)$$

式中, HQ_i 为某样点重金属 i 的非致癌风险商, 表征重金属 i 通过3种暴露途径的非致癌风险; ADD_{ij} 为某样点重金属 i 第 j 种暴露途径的非致癌或致癌日均暴露量 ($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$); RfD_{ij} 为非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的参考剂量 ($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$); HI 为某样点9种重金属通过3种暴露途径所致的非致癌总风险. 当 $HQ < 1$ 或 $HI < 1$ 时, 非致癌风险可以忽略; $HQ \geq 1$

或 $HI \geq 1$ 时则存在非致癌风险.

致癌风险用风险指数 (TCR) 表征, 计算公式(李小飞等,2013)如下:

$$R_{ij} = ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (8)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^4 \sum_{j=1}^3 R_{ij} \quad (9)$$

式中, R_{ij} 为某样点致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的单项致癌风险指数; SF_{ij} 为某样点致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的致癌斜率系数 ($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$); TCR 为某样点多种致癌重金属的致癌总风险. 若 R_{ij} 或 TCR 小于 10^{-6} 时, 不存在致癌风险; 大于 10^{-4} 时, 存在致癌风险; 在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 之间时, 存在人体可耐受致癌风险 (Zhang *et al.*, 2010). 各个重金属不同暴露途径的 RfD 和 SF 取值见表3(李小飞等, 2013; 王喆等, 2008; Zhang *et al.*, 2010).

表3 灰尘重金属暴露的RfD与SF

Table 3 RfD and SF in different exposure routes for heavy metals

重金属	RfD/($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$)			SF/($kg \cdot d \cdot mg^{-1}$)		
	手-口摄入	呼吸吸入	皮肤接触	手-口摄入	呼吸吸入	皮肤接触
Cr	3.00×10^{-3}	2.86×10^{-5}	6.00×10^{-5}	—	4.20×10^1	—
Co	3.00×10^{-3}	2.80×10^{-5}	6.00×10^{-5}	—	—	—
Ni	2.00×10^{-2}	2.06×10^{-2}	5.40×10^{-3}	—	8.40×10^{-1}	—
Cu	4.00×10^{-2}	4.02×10^{-2}	1.20×10^{-2}	—	—	—
Zn	3.00×10^{-1}	3.00×10^{-1}	6.00×10^{-2}	—	—	—
Cd	1.00×10^{-3}	1.00×10^{-3}	1.00×10^{-5}	—	6.40	—
As	3.00×10^{-4}	1.23×10^{-4}	3.00×10^{-4}	1.50	4.30×10^{-3}	1.50
Hg	3.00×10^{-4}	3.00×10^{-4}	2.40×10^{-5}	—	—	—

3 结果分析(Results)

3.1 灰尘重金属含量分析

各驾校灰尘重金属的含量统计见表4.由表4可见,灰尘Zn、Cd、Pb、Cu、Cr、As、Ni和Co的平均含量分别为7782.53、5.92、285.26、46.56、70.21、11.04、

17.96和6.80 $mg \cdot kg^{-1}$, Hg平均含量为54.93 $\mu g \cdot kg^{-1}$.驾校灰尘Cr、Co和Ni的变异系数(CV)较小,属中等变异;Zn、Cd、Pb、Cu、As和Hg含量的变异系数范围为118.98%~520.67%,均为强变异.灰尘重金属含量变异很大的原因主要是有些驾校(如J16、J18、J19和J20等)位于工业区,重金属含量特

别高造成的.例如,J20的灰尘 Zn、Pb、Cu、Cd、As 和 Hg 含量分别为 218467.98、2687.40、692.64、134.55、137.12、0.37 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别为 29 所驾校平均值的 27.12、9.16、14.70、21.99、12.18 和 6.49 倍.除 Co 和 Ni 平均含量未超出当地灰尘背景值(董运武,2012;

陈彦芳等,2014)外,Zn、Cd、Pb、Cu、Hg、Cr 和 As 的平均含量分别是当地灰尘背景值的 100.80、19.47、11.61、2.27、2.15、1.51 和 1.37 倍,说明驾校灰尘中绝大多数重金属发生了不同程度的积累,其中以 Zn 的富集最为严重.

表 4 驾校灰尘重金属含量及其与该市幼儿园、公园灰尘和背景值的比较

Table 4 Comparisons of heavy metal concentrations in dusts of driving schools, kindergartens, parks and background values of the city

重金属	平均值	标准差	CV	文献值		背景值 ^c
				公园灰尘 ^a	幼儿园灰尘 ^b	
Cu	46.56	125.06	268.59%	44.29	38.92	20.54
Zn	7782.53	40521.60	520.67%	240.27	297.32	77.21
Pb	285.26	553.88	194.16%	144.84	242.99	24.58
Cd	5.92	24.80	418.78%	1.02	—	0.304
Cr	70.21	27.90	39.74%	52.25	82.13	46.51
Ni	17.96	8.96	49.89%	23.15	52.57	26.43
Co	6.80	2.78	40.86%	8.79	—	9.72
As	11.04	24.43	221.19%	—	—	8.04
Hg	54.93	65.35	118.98%	500	—	25.52

注:除 Hg 含量的单位是 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 外,其他重金属含量的单位都是 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; a. 段海静等, 2015; b. 王晓云等, 2011; c. 董运武, 2012; 陈彦芳等, 2014.

与该市公园灰尘(段海静等,2015)和幼儿园灰尘(王晓云等,2011)相比(表4),驾校灰尘的 Cd 平均含量明显高于公园灰尘,而 Hg 和 Co 平均含量相对较低;Zn 和 Pb 平均含量明显高于幼儿园和公园,而 Ni 平均含量相对较低;Cu 和 Cr 平均含量与公园和幼儿园灰尘差别不太明显.

3.2 灰尘重金属污染评价

选择该市周边灰尘重金属背景值(董运武,

2012;陈彦芳等,2014)作为式(1)中的 c_{oi} ,计算得到各驾校灰尘重金属的 PLI(图1).从图1可见,只有5个驾校的灰尘重金属没有发生污染,占样点总数的 17.24%,其余驾校均发生了不同程度的污染,其中,轻度、中度和重度污染样点分别占样点总数的 62.07%、13.79%和 6.90%,重度污染出现在样点 J20 (27.43)和 J18(3.23).29 所驾校灰尘重金属的平均 PLI 为 2.38,总体上呈中度污染.

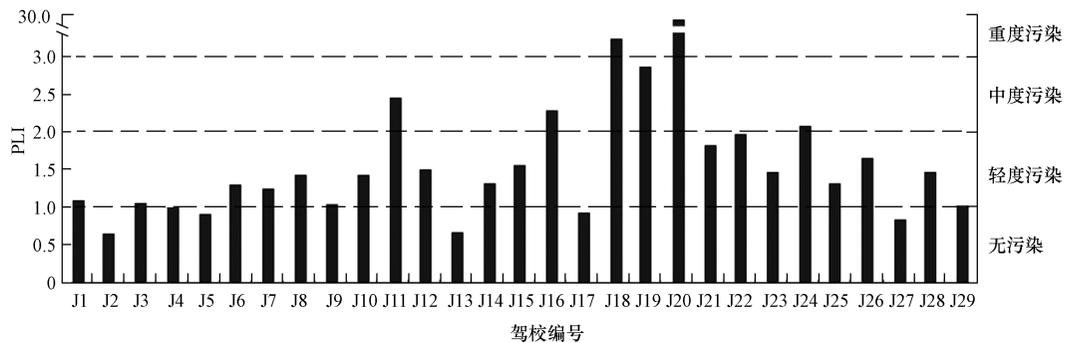


图 1 驾校灰尘重金属平均 PLI 与污染状况

Fig.1 Average PLI values of dust heavy metals in different driving schools

各驾校 9 种重金属的平均 CF 大小顺序为: Zn (100.80) > Cd (19.48) > Pb (11.61) > Cu (2.27) > Hg (2.15) > Cr (1.51) > As (1.37) > Co (0.70) > Ni (0.68). 灰尘 Zn、Cd 和 Pb 总体上呈重度污染,重度污染样

点分别占样点总数的 31.03%、34.48%和 82.76%;Cu 和 Hg 总体上呈中度污染,中度污染样点分别占样点总数的 10.34%和 17.24%;Cr 的污染程度较轻,轻度污染样点占样点总数的 68.97%;As、Co 和 Ni 基

本无污染,无污染样点分别占样点总数的 72.41%、89.66%和 93.10%.

3.3 灰尘重金属健康风险评价

3.3.1 非致癌健康风险评价 根据各样点灰尘重金属含量和有关参数值(表 2 和表 3),按照式(3)~(7)计算得到各样点灰尘重金属的 HI(图 2).结果表明,各样点灰尘重金属平均 HI 大小顺序为: Pb(0.173) > As(0.080) > Cr(0.079) > Hg(0.067) > Zn(0.054) > Cd(0.029) > Co(0.008) > Cu(0.003) > Ni(0.002).除样点 J20 和 J26 的 HI > 1(分别为 5.30

和 1.54),存在非致癌健康风险外,其他样点的 HI 都小于 1,不存在非致癌健康风险.样点 J20 的重金属中对 HI 贡献最大的是 Pb($HQ_{Pb} = 1.81$),其次是 Zn($HQ_{Zn} = 1.68$),贡献率分别为 34.13%和 31.63%;样点 J26 对 HI 贡献最大的重金属是 Pb($HQ_{Pb} = 1.07$),其次是 As($HQ_{As} = 0.31$),贡献率分别为 69.68%和 20.11%.手-口摄入途径是最主要的重金属暴露途径,其非致癌风险比皮肤接触途径高出约 1 个数量级,比呼吸途径高 2~5 个数量级,风险贡献率为 71.05%.

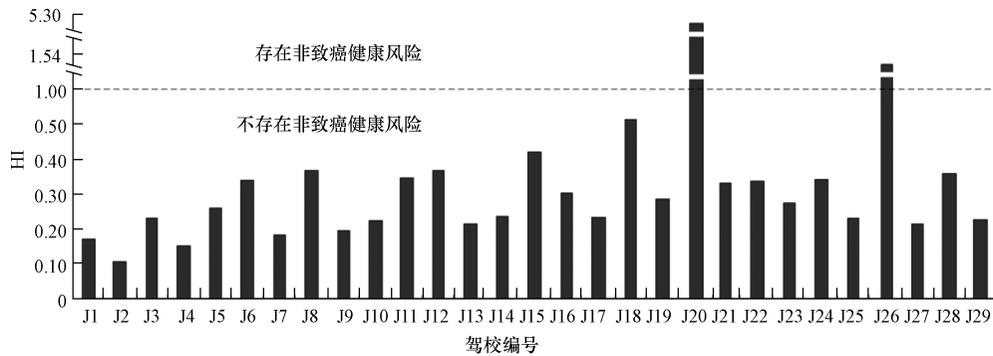


图 2 驾校灰尘重金属非致癌风险指数

Fig.2 Average HI values of dust heavy metals in different driving schools

3.3.2 致癌健康风险评价 根据各样点灰尘重金属含量和有关参数值(表 2 和表 3),按照式(3)~

(5)、(8)和(9)分别计算得到 3 种情景下的 TCR(图 3).结果表明,各样点不同情景下的平均 TCR 大

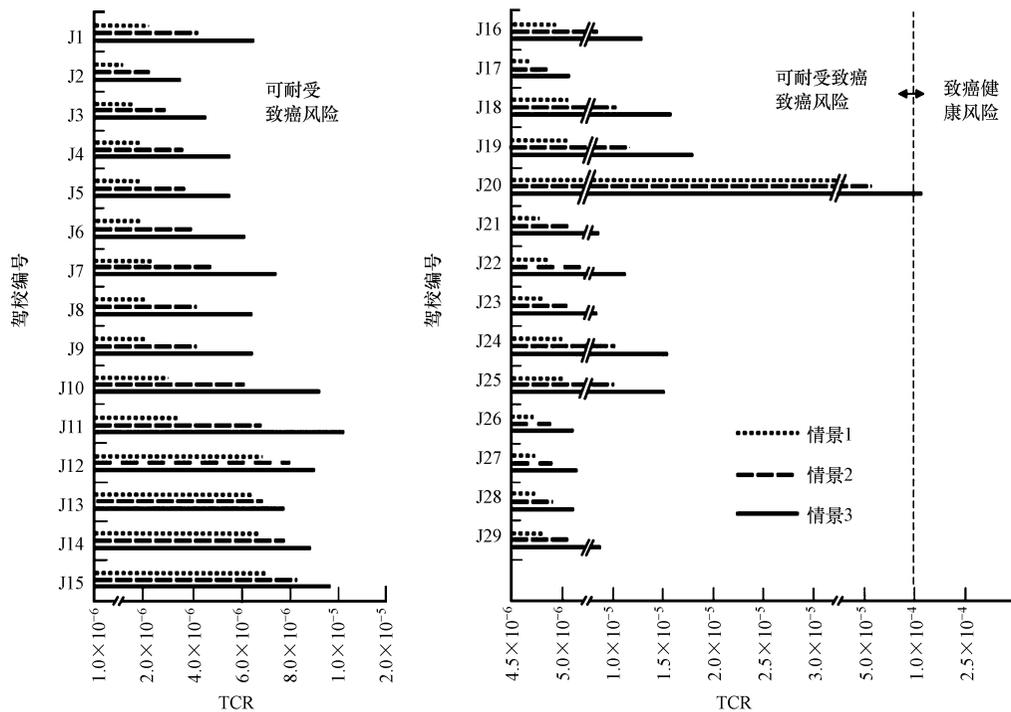


图 3 各驾校不同情景下的重金属致癌风险指数

Fig.3 TCR values of dust heavy metals for different exposure scenes

小顺序为:情景 3(1.40×10^{-5}) > 情景 2(9.35×10^{-6}) > 情景 1(4.67×10^{-6})。随年龄增长其致癌风险增加,但除样点 J20 之外均在可忍受范围之内。3 种情景下,各样点及其平均 R_{Cr} 、 R_{Cd} 和 R_{Ni} 都远小于 10^{-6} 数量级,无致癌风险。 R_{As} 对 TCR 的平均贡献率均在 98.81% 以上,As 是最主要的致癌因子。以手-口摄入 As 的致癌风险最高,占总致癌风险的 81.25%,呼吸吸入途径的致癌风险最低。在情景 1 下,所有样点及其平均 R_{As} 都大于 10^{-5} 数量级,存在人体可耐受的致癌风险;在情景 2、3 下,样点 J20 的 R_{As} 大于 10^{-4} (分别为 1.15×10^{-4} 、 1.72×10^{-4}),存在致癌风险,其他样点均在 $10^{-4} \sim 10^{-5}$ 数量级之间,仅存在人体可耐受的致癌风险。TCR 最高值均出现在样点 J20,比其他样点高出 1~2 个数量级。

4 讨论 (Discussion)

4.1 驾校灰尘重金属来源分析

驾校灰尘重金属的来源非常复杂,多数驾校的灰尘重金属除来自教练车的排放外,还与周围环境状况及建校前校址的土地利用状况密切相关。在本研究的 29 所驾校中,只有驾校 J1 和 J17 位于郊区,四周为农田,可以很好地响应驾校对其灰尘重金属的影响。其他驾校周围的人工建筑物较多,对驾校灰尘重金属含量均有不同程度的影响,甚至会湮没驾校对重金属排放的作用。由于 J17 建校时间只有 2 个月左右,教练车仅有 2 辆,不能有效反映驾校对灰尘重金属的影响,因此, J1 的灰尘重金属含量与背景值的对比更具有指示意义(图 4)。由图 4 可见,样点 J1 灰尘的 Zn、Pb、Cd 和 Cu 含量明显高于其背景值,说明这 4 种重金属的来源与驾校密切相关。据 Legret 等(1999)研究,汽车排放的 Zn 主要来自轮胎和刹车里衬磨损(分别为 10250 和 $21800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Cd 来自油类(汽油和润滑油)燃烧和轮胎磨损(轮胎中的 Cd 含量为 $2.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Pb 来自汽油燃烧和刹车里衬磨损(无铅汽油含 Pb $17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,刹车里衬含 Pb $3900 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Cu 来自散热器和刹车里衬磨损(刹车里衬的 Cu 含量约 $142000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

由表 4 可见,该市驾校灰尘 Cr、Co 和 Ni 含量的变异系数远低于其他重金属,且与背景值差别不大。据此可以证明,驾校灰尘 Cr、Co 和 Ni 主要来自周边农田土壤的成土母质,是自然源重金属,这与多数研究的结论相一致(Hjortenkrans *et al.*, 2006; Al-Khashman *et al.*, 2007; 吕建树等, 2012; Lv *et al.*,

2013)。还有些研究表明(Abdel-Latif *et al.*, 2012; Addp *et al.*, 2012; Lv *et al.*, 2014), As 也是交通源重金属,主要来自尾气排放。但汽车排放 As 较少(章明奎, 2012),并没有在 J1 灰尘中显现出来(图 4)。汽车基本上不排放 Hg,灰尘中的 Hg 主要来自煤炭燃烧和金属冶炼排放(史贵涛等, 2008)。所以,该市驾校灰尘 Hg 含量高于其背景值(表 4)的原因,主要与驾校周边环境和前期土地利用状况有关。

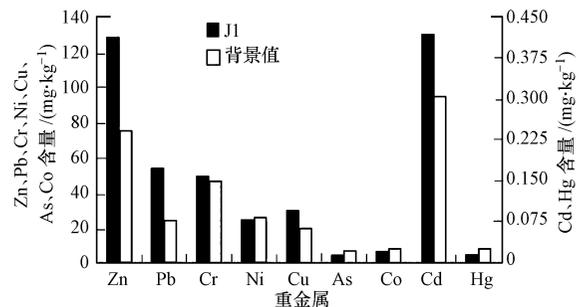


图 4 样点 J1 重金属含量与背景值比较

Fig. 4 Comparison of heavy metal concentrations between sample J1 and the background

4.2 驾校前期土地利用对灰尘重金属含量和健康风险的影响

驾校建校前的土地利用方式对当前驾校灰尘重金属含量和健康风险具有重大影响。在工业废弃地上建设的驾校,其灰尘具有继承性,重金属含量和健康风险高于其他土地利用方式的驾校。29 所驾校中,除 J18 和 J20 的前期土地利用分别是三轮车厂和汽车配件厂之外,其他驾校的前期土地利用基本上都是农田或村庄,只有 J13 是某公司办公场地(表 1)。从图 1 可见,驾校 J18 和 J20 的 PLI 很大,均达到重度污染水平,尤其是 J20 的 PLI 高达 27.43,是重度污染界限值的 9.14 倍。监测数据表明,驾校 J20 灰尘的 Zn、Pb、Cu、Cd、As 和 Hg 含量分别是 218467.98 、 2687.396 、 692.638 、 134.551 、 137.12 和 $0.37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,分别相当于背景值的 2829.53、109.33、33.72、442.60、17.05 和 14.36 倍,都是所有驾校中的最高者。驾校 J18 灰尘 Zn、Pb、Cd 和 Cr 的含量仅次于 J20,分别相当于背景值的 14.61、10.94、32.32 和 3.13 倍。由图 2 和图 3 可见,驾校 J20 的非致癌健康风险及 3 种情景下的致癌风险也是所有驾校中的最高者,健康风险非常明显。

4.3 驾校周边环境对灰尘重金属污染及健康风险的影响

驾校周边环境状况对其灰尘重金属污染和健

康风险也有重大影响.根据表1所列各驾校周围环境状况,大致可分为3类:一是农田区驾校,周围全是农田,只包括驾校J1和J17;二是工业区驾校,周围多是工业企业,包括驾校J11、J16、J18~J21、J23~J29,共有13所驾校;三是混合区驾校,周围是住宅、空地、农田、文教、行政或公司用地,或其混合,包括J2~J10、J12~J15、J22,共14所驾校.上述3类驾校灰尘重金属平均PLI、HI、TCR(情景3)的比较见图5.由图5可见,农田区驾校的PLI、HI和TCR均最小,分别是1.01、0.20和 6.12×10^{-6} ;其次是混合区驾校,分别是1.30、0.27和 6.83×10^{-6} ;工业区驾校的最大,分别是3.95、0.83和 2.44×10^{-5} .说明驾校周边环境对其灰尘重金属含量和健康风险具有很大影响,其中,农田区驾校与混合区驾校之间的差别不显著($p < 0.01$),而工业区驾校与混合区驾校或农田区驾校之间的差别达到极显著水平($p < 0.01$).

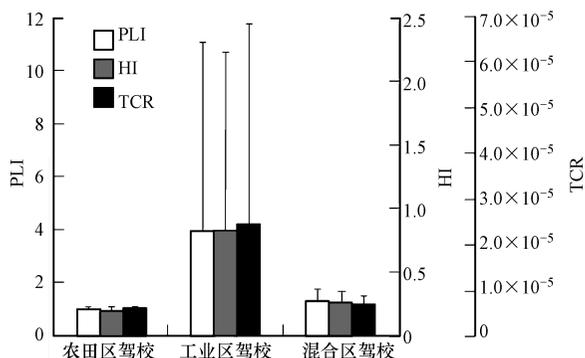


图5 驾校周边环境对灰尘重金属污染和健康风险的影响

Fig.5 Influence of driving school surroundings on heavy metal pollution and health risks

4.4 驾校建校时间和教练车密度对灰尘重金属含量和健康风险的影响

按照一般理解,驾校灰尘重金属含量和健康风险应该与其建校时间及教练车密度密切相关,但对29个驾校的建校时间、教练车密度与其灰尘重金属含量和健康风险的相关分析发现,彼此之间并没有显著正相关关系($p > 0.05$).究其原因是因为影响驾校灰尘重金属含量与健康风险的因素众多,建校时间和车辆密度只是较为重要的驾校内部因素,除此之外,还与驾校周围环境状况和前期土壤利用密切相关.如前所述,如果驾校周围有工业企业,那么企业排放的重金属可通过空气迁移,以干湿沉降形式降落在驾校区域,增加其外源性重金属的输入;如果驾校建校前是工业废弃地,那么前期工业场地会残留大量重金属.这些外源性或残留性重金属的影

响往往湮没了驾校本身因素的影响,从而导致驾校灰尘重金属含量和健康风险与其建校时间、教练车密度之间的关系并不密切.

5 结论(Conclusions)

1) 该市驾校灰尘中的Zn、Pb、Cu、Cr、Co、Ni、Cd、As和Hg的平均含量分别为7782.53、5.92、285.26、46.56、70.21、11.04、17.96、6.80 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $54.93 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$.灰尘中Cr、Ni和Co属于自然源重金属,Pb、Zn、Cu、Cd和As属于驾校源重金属,Hg属于外源性重金属.

2) 驾校灰尘中的重金属发生了不同程度的富集,其中,Zn、Pb和Cd总体上呈重度污染,Cu和Hg呈中度污染,Cr为轻度污染,As、Co和Ni基本无污染.

3) 29所驾校灰尘8种重金属的平均HQ均小于1,除驾校J20和J26的HI>1外,其他各驾校的HI也都小于1,不存在非致癌健康风险.HQ_{Pb}对HI的平均贡献率为34.93%,Pb是最主要的非致癌风险因子.手-口摄入重金属是最主要的非致癌风险暴露途径.

4) 在驾校灰尘重金属的3种暴露情景下(驾校工作10、20和30a分别设定为1、2、3情景),各驾校及其平均 R_{Cr} 、 R_{Cd} 和 R_{Ni} 都远小于 10^{-6} 数量级,无致癌风险.在情景1下,所有驾校及其平均 R_{As} 都大于 10^{-5} ,存在人体可耐受的致癌风险;情景2、3下,驾校J20的 R_{As} 大于 10^{-4} ,存在致癌风险,其他样点均在 $10^{-4} \sim 10^{-5}$ 之间,存在人体可耐受的致癌风险. R_{As} 对TCR的贡献率均在98.81%以上,As是最主要的致癌因子.手-口摄入重金属是最主要的非致癌风险暴露途径.

5) 该市驾校灰尘重金属的来源十分复杂,除来自驾校本身的重金属排放外,还与驾校周围环境状况和建校前土地利用方式密切相关.在多数情况下,驾校周围环境的外源性重金属输入或者前期土地利用的重金属残留,往往湮没了驾校本身因素的影响,建校时间和教练车密度与驾校灰尘重金属含量和健康风险的关系并不密切.

致谢:河南大学2011级环境专业的本科生郭溪香、马廷豪、张洋同学参加了本研究的样品采集和重金属含量测定工作,2013级自然地理学专业的硕士生陈彦芳同学对灰尘Hg和As的测定给予了帮助,在此一并表示感谢!

责任作者简介:马建华(1958—),男,教授,博士生导师,主要从事环境地理学和自然地理学研究.E-mail: mjh@henu.edu.cn.

参考文献(References):

- Abbasi M N, Tufail M, Chaudhry M M. 2013. Assessment of heavy elements in suspended dust along the Murree highway near capital city of Pakistan [J]. *World Applied Sciences Journal*, 21(9): 1266-1275
- Abdel-Latif N M, Saleh I A. 2012. Heavy metals contamination in roadside dust along major roads and correlation with urbanization activities in Cairo, Egypt [J]. *Journal of American Science*, 8(6): 379-389
- Addo M A, Darko E O, Gordon C, et al. 2012. Heavy metal concentrations in road deposited dust at Ketu-South District, Ghana [J]. *International Journal of Science and Technology*, 2(1): 28-39
- Al-Khashman O A. 2007. The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba City, Jordan [J]. *Environment Geochemistry and Health*, 29(3): 197-207
- Apeagyci E, Bank M S, Spengler J D. 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts [J]. *Atmospheric Environment*, 45(13): 2310-2323
- 北京市环境保护科学研究院. 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
- 常静,刘敏,侯立军,等. 2007. 城市地表灰尘的概念、污染特征与环境效应[J]. *应用生态学报*, 18(5): 1153-1158
- 常静,刘敏,李先华,等. 2008. 上海城市地表灰尘重金属污染粒级效应与生物有效性[J]. *环境科学*, 29(12): 1489-1495
- 陈彦芳,马建华,董运武,等. 2014. 开封周边地区地表灰尘砷、汞背景值及其应用[J]. *环境科学*, 35(8): 3052-3059
- 崔立强,严金龙,丁成,等. 2014. 盐城市不同功能区地表灰尘重金属污染特征及评价[J]. *环境污染与防治*, 36(9): 7-12
- Chabukdhara M, Nema A K. 2013. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India; Probabilistic health risk approach [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 87: 57-64
- 董运武. 2012. 开封附近地区地表灰尘重金属背景值及其应用[D]. 开封:河南大学. 39-40
- 段海静,蔡晓强,阮心玲,等. 2015. 开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险[J]. *环境科学*, 36(8): 2972-2980
- 方风满,蒋炳言,王海东,等. 2010. 芜湖市地区地表灰尘中重金属粒径效应及其健康风险评价[J]. *地理研究*, 29(7): 1193-1202
- Ferreira-Baptista L, De Miguel E. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment [J]. *Atmosphere Environment*, 39(25): 4501-4512
- 谷蕾,宋博,马建华,等. 2012. 连霍高速不同运营路段旁土壤重金属分布及潜在生态风险[J]. *地理科学进展*, 31(5): 632-638
- 姜林,王岩. 2004. 场地环境评价指南[M]. 北京:中国环境科学出版社. 4-47
- Hjortenkrans D, Bergback B, Haggerud A. 2006. New metal emission patterns in road traffic environments [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1-3): 85-98
- Kumar M, Furumai H, Kurisu F, et al. 2013. Tracing source and distribution of heavy metals in road dust, soil and soakaway sediment through speciation and isotopic fingerprinting [J]. *Geoderma*, 211-212: 8-17
- 李如忠,周爱佳,童芳,等. 2011. 合肥市城区地表灰尘重金属分布特征及环境健康风险评价[J]. *环境科学*, 32(9): 2661-2668
- 李小飞,陈志彪,张永贺,等. 2013. 福州市公交枢纽站地表灰尘重金属含量、来源及其健康风险评价[J]. *环境科学研究*, 26(8): 906-912
- 刘德新,马建华,孙艳丽,等. 2014. 开封市城市土壤磁化率空间分布及对重金属污染的指示意义[J]. *土壤学报*, 51(6): 1242-1251
- 吕建树,张祖陆,刘洋,等. 2012. 日照市土壤重金属来源解析及健康风险评价[J]. *地理学报*, 67(7): 971-984
- 刘勇,王成军,刘华,等. 2015. 铅锌冶炼厂周边重金属的空间分布及生态风险评价[J]. *环境工程学报*, 9(1): 477-484
- Lee P K, Choi B Y, Kang M J. 2015. Assessment of mobility and bio-availability of heavy metals in dry depositions of Asian and implications for environmental risk [J]. *Chemosphere*, 119: 1411-1421
- Legret M, Pagotto C. 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway [J]. *The Science of the Total Environment*, 235(1/3): 143-150
- Lim H S, Lee J S, Chon H T, et al. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2-3): 223-230
- Liu G Z, Quan T, Jia M F. 2015. Distribution and health risk assessment of mercury in urban street dust from coal energy dominant Huainan City [J]. *Environmental Science Pollution Research*, 22(12): 9316-9322
- Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, et al. 2013. Factorial kriging and stepwise regression approach to identify environmental factors influencing spatial multi-scale variability of heavy metals in soils [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 261: 387-397
- Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, et al. 2014. Multivariate geostatistical analyses of heavy metals in soils; Spatial multiscale variations in Wulian, Eastern China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107: 140-147
- Ma J H, Chu C J, Li J, et al. 2009. Heavy metal pollution in soils on railroad side of Zhengzhou-Putian section of Longxi-Haizhou Railroad, China [J]. *Pedosphere*, 19(1): 121-128
- 史贵涛,陈振楼,张翠,等. 2008. 黄浦江上游周边农田土壤、蔬菜及道路灰尘中汞的积累[J]. *环境化学*, 27(1): 100-104
- Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. 1980. Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of pollution index [J]. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1/4): 566-575
- US EPA. 1996. Soil screening guidance; technical background document [R]. Washington D C: Office of Solid Waste and Emergency Response
- US EPA. 2002. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites [R]. Washington D C: Office of Solid Waste and Emergency Response
- US EPA. 2004. Risk assessment guidance for superfund (Volume I): human health evaluation manual [R]. Washington D C: Office of Superfund Remediation and Technology Innovation

- 王利军,卢新卫,雷凯,等.2011.宝鸡市街尘重金属元素含量、来源及形态特征[J].环境科学,32(8):2470-2476
- 王晓云,马建华,侯千,等.2011.开封市幼儿园表灰尘重金属积累及健康风险[J].环境科学学报,31(3):583-593
- 王喆,刘少卿,陈晓民,等.2008.健康风险评价中国人皮肤暴露面积的估算[J].安全与环境学报,8(4):152-156
- 王宗爽,段小丽,刘平,等.2009.环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨[J].环境科学研究,22(10):1164-1170
- Wei B G, Yang L S.2010.A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China [J]. *Microchemical Journal*, 94(2):99-107
- 章明奎.2010.浙江省城市汽车站地表灰尘中重金属含量及其来源研究[J].环境科学学报,30(11):2294-2304
- 张文超,吕森林,刘丁或.2015.宣威街道尘中重金属的分布特征及其健康风险评估[J].环境科学,36(5):1810-1817
- 张一修,王济,秦樊鑫,等.2012.贵阳市道路灰尘和土壤重金属来源识别比较[J].环境科学学报,32(1):204-212
- Zhang N, Liu J S, Wang Q C, *et al.*2010.Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China[J].*Science Total Environment*, 408(4):726-733