

南昌市街道灰尘重金属时空

分布特征及健康风险评估¹

江英辉¹、张华^{1, 2}，丁明军^{1, 2}，徐晓玲¹

(1. 江西师范大学鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室/地理与环境学院，江西 南昌 330022；2. 江西师范大学江西省鄱阳湖综合治理与资源开发重点实验室，江西 南昌 330022)

【摘要】：分析了南昌市夏季和冬季街道 104 个灰尘样品中的 V、Cr、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 含量，并利用地积累指数 (I_{geo}) 计算其污染程度，并参考美国国家环保局 (US EPA) 推荐的健康风险模型评价灰尘重金属暴露的人体致癌和非致癌风险，通过主成分和相关分析识别南昌市灰尘重金属的可能来源。结果表明：南昌市街道灰尘中重金属 Cr、Ni、Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量均显著高于江西省土壤背景值，而 V、Co 和 As 含量与江西省土壤背景值含量相近。重金属 V、Co 和 As 含量无显著季节差异，但冬夏季节含量的空间异质性较高，而 Cu 在季节和空间分布上均表现出显著的季节差异，其它重金属的高值区均分布在南昌市中心及老工业园附近； I_{geo} 结果表明 Cd、Cu、Zn 和 Cr 的污染程度相对较高，而 V、As 和 Co 污染程度较轻；重金属 3 种暴露途径的风险排序为手-口暴露>皮肤接触暴露>呼吸暴露，其中儿童会遭受更大的非致癌风险。除了灰尘 As 和 Cr 对儿童的暴露在局部区域 HQ 和 HI 值大于 1，其它重金属对不同人群的 HQ 和 HI 值均小于 1。总体而言，南昌市灰尘重金属的致癌风险 CR 均在安全阈值范围内，大小排序为 Cr>As>Co>Ni>Cd。南昌市灰尘重金属的来源广泛，其中 As、Co 和 V 主要来源于岩石风化，其它重金属元素主要来源于交通和工业等人类活动。

【关键词】：街道灰尘；重金属；时空分布；健康风险；南昌市

【中图分类号】： X503 **【文献标识码】：** A **【文章编号】：** 1004-8227 (2018) 04-0849-13

【DOI】： 10.11870/cjlyzyyhj201804016

灰尘是地表环境污染物浓度和空间分布的重要反映媒介，也是富集有机污染物和无机污染物特别是重金属的重要载体^[1~4]。城市灰尘作为城市环境的典型媒介，其组成成分较为复杂^[5]。极易受到多来源重金属输入的影响，比如交通、城市建设及拆迁等使得周边被污染的土壤极易悬浮在空气中，而成为城市环境污染的重要来源^[6~8]。由于城市灰尘和大气悬浮颗粒物的组成状况相类似使得城市灰尘对于大气污染状况具有重要的指示作用^[9]。此外，城市灰尘元素的组成和含量能够直接反应区域内长期的或者

¹[收稿日期]：2017-06-12；[修回日期]：2017-07-03

[基金项目]：国家自然科学基金项目 (41401587, 41361018)；江西省科技厅项目 (2017BAB213023)；鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室(江西师范大学)开放基金资助项目 (PK2014005)

[作者简介]：江英辉(1991~)，男，硕士研究生，主要从事重金属健康风险研究. E-mail: Jiangyh91@163. com*通讯作者 E-mail: zhalxx@163. com

短期的人类活动状况^[10]。富集在灰尘中的重金属可以通过手-口摄取、呼吸摄取以及皮肤接触摄取而进入人体脂肪组织^[11~13]。对人体健康构成潜在的威胁。降雨来临时，城市街道灰尘中的重金属会被雨水冲刷，进入水体中，对水体造成污染^[14~16]。因此对于城市灰尘污染物暴露风险的研究成为一个热点问题^[17]。

环境介质中高浓度重金属的长期暴露可能会导致人群急性的和慢性的毒害，比如破坏人体神经系统、血液成分、肺部疾病、肝脏疾病甚至引起人类死亡^[18]。近年来，中国城市环境污染受到广泛的关注。中国城市大气污染已经成为一个显著的问题并且关系到城市经济的稳定、人体健康安全甚至社会稳定^[19, 20]。地表灰尘的二次悬浮已经成为大气污染的重要来源。大量学者开展了大量关于街道灰尘重金属含量、空间分布、来源、生态风险以及人体健康风险评估的研究^[20~23]。南昌是江西省的省会城市，同时也是江西省最大的城市。近年来南昌市经济社会的快速发展、城市的快速扩张使得城市污染源增多且污染物排放量增加。但关于南昌市灰尘重金属富集特征及健康风险却缺少相关报道。针对南昌市街道灰尘重金属富集的相关研究可以为南昌市城市环境的治理提供科学的依据。

本次研究的内容主要有（1）分析南昌市街道灰尘重金属含量及时空分布特征；（2）探索南昌市街道灰尘重金属污染特征；（3）评估南昌市街道灰尘重金属各种暴露途径的人体健康风险。

1、材料与方法

1.1 研究区概况

南昌市位于江西省中北部，赣江下游。是江西省最大的城市，以平原为主的地貌，西北部海拔相对较高。整个南昌市都位于亚热带季风气候区，年平均气温17.0~17.7℃，年降水量1600~1700mm。

1.2 样品采集与前处理

本研究分别在2015年冬季（1月）和夏季（9月）在南昌市主要街道进行灰尘样品采集，按照城市布局及样品可获得性原则，共布设52个采样点。采样点如图1所示。其中31个采样点布设在南昌市主干道上，21个采样点布设在次干道上。采样时间选择在晴朗无风的天气条件下，且在采样前至少一周无明显降雨和大风天气。在灰尘采集过程中，采用清洁的塑料刷对路面1m²范围内反复清扫直至清洁，重复3次，样品混合后保存在聚乙烯塑料袋中，带回实验室进行后续分析。由于采样时为晴朗的天气，而且至少前一周无降水且采集的样品为干燥的灰尘样品，因而直接过筛分析。以往研究发现<63 μm粒径的灰尘颗粒被认为是主要来源于大气沉降，且极易发生二次悬浮^[24]，因此本文以<63 μm粒径灰尘作为重金属的载体进行研究。通过63 μm尼龙筛的样品保存进行后续的分析处理。

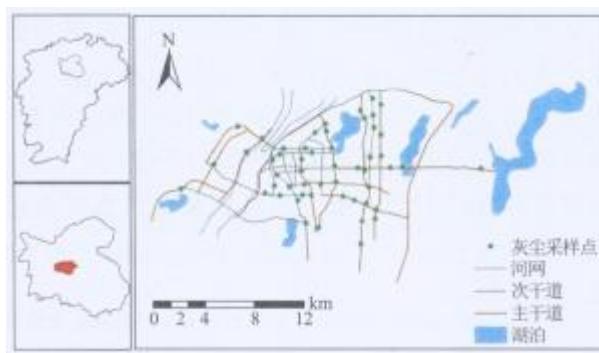


图1 研究区和采样点分布示意图

1.3 样品处理和实验分析

在样品前处理过程中, 所有容器均使用 30%的硝酸浸泡 48h 并用超纯水冲洗干净, 并在烘箱中低温烘干待用。灰尘样品通过 63 μm 的尼龙筛后, 利用 $\text{HNO}_3\text{-HF-}\text{HCl}$ 电热消解法进行消解^[25]。在消解过程中, 设置空白样品、重复样品以及标准样品 (GSS-5 和 GSS-9) 进行质量控制。消解后的样品利用电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS) 测定元素 V、Cr、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 的含量。实验结果的精确度由空白样品和标准物质进行控制, 标准土样的误差控制在 5% 以内。灰尘实验当中, 标准物质 GSS-5 和 GSS-9 的测试均值分别为 172.62、124.76、11.89、39.12、148.1、496.17、395.23、0.439、499.98 和 88.45、73.25、12.67、32.37、36.65、56.25、8.49、0.097、23.09 mg/kg , 均在标准样品的置信范围之内。各重金属检测极限分别为 0.02、0.029、0.023、0.119、0.293、0.067、0.309、0.003 和 0.045 mg/kg 。

1.4 重金属地积累指数计算

灰尘重金属污染状况利用地积累指数 (Geo-Accumulation Index, I_{geo}) 进行评价。该指数最早由 Muller 于 1979 年提出^[26], 该方法广泛应用于沉积物、土壤、降尘中重金属的污染评价, 计算公式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 B_n} \right) \quad (1)$$

式中: C_n 为重金属实测含量; B_n 为元素的地质背景值, 1.5 为考虑到构造岩运动可能引起背景值波动而设定的常数。通常 Muller 的分级标准为: $I_{\text{geo}} \leq 0$ 表示无污染; $0 < I_{\text{geo}} \leq 1$ 表示轻度至中度污染; $1 < I_{\text{geo}} \leq 2$ 表示中度污染; $2 < I_{\text{geo}} \leq 3$ 表示中度污染至强度污染; $3 < I_{\text{geo}} \leq 4$ 表示强污染; $4 < I_{\text{geo}} \leq 5$ 表示强度污染至极严重污染; $I_{\text{geo}} > 5$ 表示极严重污染。

1.5 健康风险评价模型与参数选择

本研究所采用的街道灰尘人体重金属暴露风险评估方法是来源于美国环境保护局^[27]。儿童和成人灰尘重金属暴露途径主要有 3 种, 分别为经手-口摄入、口鼻呼吸摄入和皮肤接触摄入。这 3 种途径所摄取重金属的暴露量计算模型如公式 (2) ~ (4) 所示。对于致癌重金属暴露量可以利用公式 (5) 进行计算居民终生重金属暴露量来评价某些重金属呼吸暴露量的致癌风险。

$$ADD_{\text{ing}} = C \times \frac{Ingr \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (2)$$

$$ADD_{\text{inh}} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (3)$$

$$ADD_{\text{dermal}} = C \times \frac{SL \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (4)$$

$$LADD = \frac{C \times EF}{AT} \times \left(\frac{CR_{\text{child}} \times ED_{\text{child}}}{BW_{\text{child}}} + \frac{CR_{\text{adult}} \times ED_{\text{adult}}}{BW_{\text{adult}}} \right) \quad (5)$$

式中: ADD 代表 3 种重金属暴露途径, ADD_{ing} 为手-口摄入暴露, ADD_{inh} 为呼吸暴露途径, ADD_{dermal} 为皮肤接触暴露途径。其它参数的含义及赋值见表 1。

表 1 重金属日均暴露量参数取值

参数	含义	单位	参数赋值	
			儿童	成人
C	重金属含量	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	南昌市街道灰尘含量	
IngR	经手-口摄入频率	$\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$	200	100
InhR	呼吸摄入频率	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	7.6	20
EF	暴露频率	$\text{D} \cdot \text{a}^{-1}$	350	350
PEF	颗粒物排放因子	$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$	1.36E+09	1.36E+09
ED	暴露年限	a	6	24
AT (非致癌)	平均暴露	d	ED \times 365	ED \times 365
AT (致癌)	时间	d	70 \times 365	70 \times 365
BW	平均体重	kg	15.9	61.8
SL	皮肤黏着度	$\text{Mg} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$	0.2	0.07
SA	暴露皮肤面积	cm^2	2800	5700
ABS	皮肤吸收因子	无量纲	砷 (As), ABS=0.03; 其他元素 ABS=0.001	

利用非致癌危险熵 (HQ) 计算南昌市成人和儿童暴露的灰尘重金属非致癌风险, 其计算公式如下:

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (6)$$

式中: ADD 是每一种重金属暴露途径的摄取量; RfD 为重金属摄取的参考剂量。计算每一种金属及每一种途径的暴露量除以参考的剂量 (RfD) 即得出每一种金属及每一种暴露途径的非致癌风险 (HQ)。当 $HQ > 1$ 时, 则人体存在非致癌风险。

重金属非致癌总风险指数 (HI) 是灰尘重金属 3 种暴露途径的非致癌风险之和。即 $HI = HQ_{\text{ing}} + HQ_{\text{inh}} + HQ_{\text{dermal}}$ 。同样 $HI > 1$ 时, 则存在非致癌风险。

对于致癌重金属暴露的终生致癌风险其计算公式如下:

$$CR = LADD \times SF \quad (7)$$

式中: CR 表示致癌重金属暴露的致癌风险; LADD 为致癌重金属终生日均暴露量; SF 为斜率因子。致癌风险是某种致癌重金属终生暴露而致癌的概率。可以接受的风险值区间为 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 。本研究所评估南昌市市区居民街道路面灰尘的非致癌指数和致癌指数所运用的 RfD 值和 SF 值如表 2 所示。

表 2 USEPA 提供的几种重金属的 RfD 和 SF

参数	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
RfD _{ing}	7.00E-03	3.00E-03	2.00E-02	2.00E-02	4.00E-02	3.00E-01	3.00E-04	1.00E-03	3.50E-03
RfD _{inh}	7.00E-03	2.86E-05	5.71E-06	2.06E-02	4.02E-02	3.00E-01	3.01E-04	5.71E-05	3.52E-03
RfD _{der}	7.00E-05	6.00E-05	1.60E-02	5.40E-03	1.20E-02	6.00E-02	1.23E-04	2.50E-05	5.25E-04

SF	42	9.8	0.84	15.1	6.3
----	----	-----	------	------	-----

1.6 数据处理与统计分析

首先对两个季节主次街道上灰尘重金属含量进行独立样本 T 检验, 冬夏季主次街道上灰尘重金属含量进行方差分析。利用 ArcGIS10.2 软件绘制两个南昌市两个季节灰尘重金属含量的空间分布, 之后利用 SPSS 软件对两个季节重金属含量的平均值进行主成分分析、相关分析, 探索灰尘重金属的主要可能来源。

2、结果与讨论

2.1 主干道和次干道灰尘重金属含量

南昌市主干道和次干道灰尘重金属含量的描述统计量见表 3。除了 V、Co 和 As 平均含量与江西省和中国土壤背景值接近之外, 其它重金属含量的平均值均高于江西省和中国土壤重金属含量背景值。在夏季, 南昌市主干道和次干道街道灰尘重金属含量与江西省土壤背景值比值的平均值排序分别为 $Cd > Cu > Zn > Cr > Pb > Ni > Co > V > As$ 和 $Cd > Zn > Cu > Cr > Pb > Ni > As > Co > V$ 。而冬季南昌市主干道和次干道街道灰尘重金属含量与江西省土壤背景值比值的平均值排序分别为 $Cd > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > As > Co > V$ 和 $Cd > Cu > Zn > Cr > Pb > Ni > Co > As > V$ 。灰尘重金属含量排序结果表明, Cd、Cu 和 Zn 不同季节均相对较高, 且远远高于土壤背景值, 以往研究表明, 道路介质中 Cd、Cu 和 Zn 与车体各部件的损耗密切相关^[28, 29], 所以可以推断 Cd、Cu 和 Zn 可能与人类活动的影响密切相关。

独立样本 T 检验的分析结果显示, 夏季和冬季的南昌市街道灰尘重金属 Cd 和 Pb 含量季节差异显著, 其 p 值分别为 0.004 和 0.014 均小于 0.05。根据方差分析的结果, 夏季主干道和冬季主干道与冬季次干道上 Cr 含量存在显著差异, 其 p 值分别为 0.002 和 0.012, 冬季次干道 Ni 含量与夏季和冬季主干道上 Ni 含量存在显著差异, 其 P 值分别为 0.006 和 0.010。在夏季, 次干道 Cr、Ni、Zn 和 Pb 平均含量高于主干道, 而 V 和 Co 平均含量在主干道高于次干道, 其余元素平均含量相接近。在冬季, 次干道上 Cr、Ni、Cu、Zn 和 Pb 的平均含量高于主干道, V 的平均含量主干道高于次干道, 其余元素含量相接近。在主干道上, V、Co 和 Cu 平均含量在夏季高于冬季, 其他重金属元素冬季高于夏季。在次干道上, V 和 Zn 的平均含量夏季高于冬季, 其余重金属含量冬季高于夏季。

表 3 南昌市不同季节灰尘重金属含量 (mg/kg)

夏季	参数	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
主干道	平均值	96.74	106.52	11.46	29.9	100.05	267.13	10.82	0.69	69.32
	最大值	314.9	242.9	29.65	58.77	373.8	556	66.37	1.8	145.5
	最小值	47.2	51.18	7.01	16.39	25.94	82.99	5.68	0.2	38.75
	标准差	64.48	40.39	5.27	9.96	64.8	82.14	10.47	0.36	25.35
次干道	平均值	71.97	127.39	9.43	32.97	99.8	379.52	10.18	0.73	74.12
	最大值	208.5	181.5	18.1	70.72	162.6	1479	29.61	1.23	252.6
	最小值	48.55	70.75	7.06	18.92	56.76	177.5	6.53	0.43	46.1
	标准差	39.11	30.91	2.57	10.88	31.14	260.12	5.81	0.22	41.76
冬季	参数	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
主干道	平均值	78.41	118.63	10.46	30.73	83.69	304.88	11.38	0.89	86.82
	最大值	163.5	275	17.24	48.91	170.1	710.8	34.88	1.4	230.1

	最小值	43.38	68.66	6.73	18.77	38.47	126.8	6.12	0.32	40.92
	标准差	24.8	40.9	1.99	7.51	34.08	132.07	5.12	0.29	38.94
次干道	平均值	64.81	168.45	10.31	41.16	146.75	344.39	10.49	0.87	95.51
	最大值	123.9	669.9	15.58	133.5	297.4	660.3	18.31	1.98	254.1
	最小值	41.26	73.31	7.18	21.62	52.79	191.4	7.37	0.42	48.28
	标准差	18.5	129.71	2.12	24.32	68.37	125.65	2.63	0.33	48.73
A		83.4	48	9.75	19	20.8	69	10.4	0.1	32.1
B		76.8	53.9	11.6	24.9	20	67.7	9.2	0.097	23.6

注: A 江西省土壤重金属含量背景值, B 中国土壤重金属含量背景值.

南昌市街道灰尘重金属含量与我国其它城市灰尘重金属含量见表 4。与我国其它城市相比, 南昌市灰尘重金属含量相对较低。街道灰尘 Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量明显低于我国发达城市及工业城市。这表明相对于其它城市, 南昌市街道灰尘重金属富集程度相对较轻, 也从侧面反映了南昌城市大气环境相对较好。

表 4 南昌市与其它城市灰尘重金属含量的比较 (mg/kg)

城市	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	参考文献
本研究	79.83	126.9	10.52	33.04	104.6	316.7	10.79	0.79	80.8	
西安	67.6	149.2	43.4	34.6	70.8	461.5	13.2		180.9	[31]
南京	43.3	133	11.5	115	141	585	17.3	1.92	119	[32]
北京	80.83	154.3	16.01	56.48	205.2	399.6		2.7	101.7	[33]
株洲		125	13	40	139	2379	89	41.4	956	[34]
上海		264		66	258	753		1	237	[35]
乌鲁木齐		54	11	43	95	294		1.2	54	[36]
宣威	298.8	1445	54.05	136.5	342	777.9	25.09	16.04	253.6	[37]
淮南	50.3	47.41		25.4	59.63	166.4	13.82		46.26	[38]
兰州		88.73		40.64	82.22	369.2		4.34	130.3	[39]

车流量与汽车轮胎磨损、润滑油的使用和汽车零件的磨损对街道灰尘重金属含量的影响较大, 然而南昌市部分重金属次干道上的含量高于主干道, 这主要是由于南昌市市中心采样区多为次干道, 而市中心为南昌市最早的建城区, 目前南昌市大量的人口聚集在此处, 其车流量高于外围其他区域, 而主干道大多位于市中心外围, 为近年来城市扩张区域, 其车流量比市中心相对要少, 因而导致次干道上部分重金属含量高于主干道。吴绍华等^[30]研究发现, 城市土壤重金属含量沿着城市扩张方向有明显的递减趋势, 城市扩张方向上的交通密度、人口密度、建筑密度等存在的差异是导致重金属元素空间分布梯度差异的主要原因。土壤颗粒的悬浮是城市街道灰尘的重要来源, 因而城市化的扩张影响街道灰尘的重金属含量。

2.2 南昌市街道灰尘重金属含量空间分布

利用 ArcGIS10.2 软件对南昌市街道灰尘重金属 V、Cr、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 的空间分布进行绘制, 结果如图 2 所示。

在夏季, V、Co、Cu 和 As 的空间分布较为相似。其高值区主要分布在南昌市的北部或者西北部, 而其它区域含量则相对较低。这可能是由于 V、Co、Cu 和 As 受到盛行风向的影响, 同时南昌市东北部分布的金属加工厂也可能使得附近区域街道灰尘重

金属含量较高。南昌市位于亚热带季风气候区，夏季盛行东南风，老工业区产生的重金属污染物会通过风力作用下迁移并沉降在偏东北区域。同时分布在附近的金属加工厂加剧了街道灰尘重金属的富集。重金属 Cr、Ni、Zn、Cd 和 Pb 含量的空间分布较为相似，其高值区分布在南昌市中心区和西南部，其它区域含量相对较低。其主要原因可能是由于这些区域是城市中心和毗邻老工业区，使得灰尘中富集的重金属含量较高，而其它区域建成时间相对较晚，且远离工业区，所以灰尘中重金属含量相对较低。夏季灰尘中重金属 Cd 的高值区主要分布在南昌市东部，可能与地铁的修建有关。

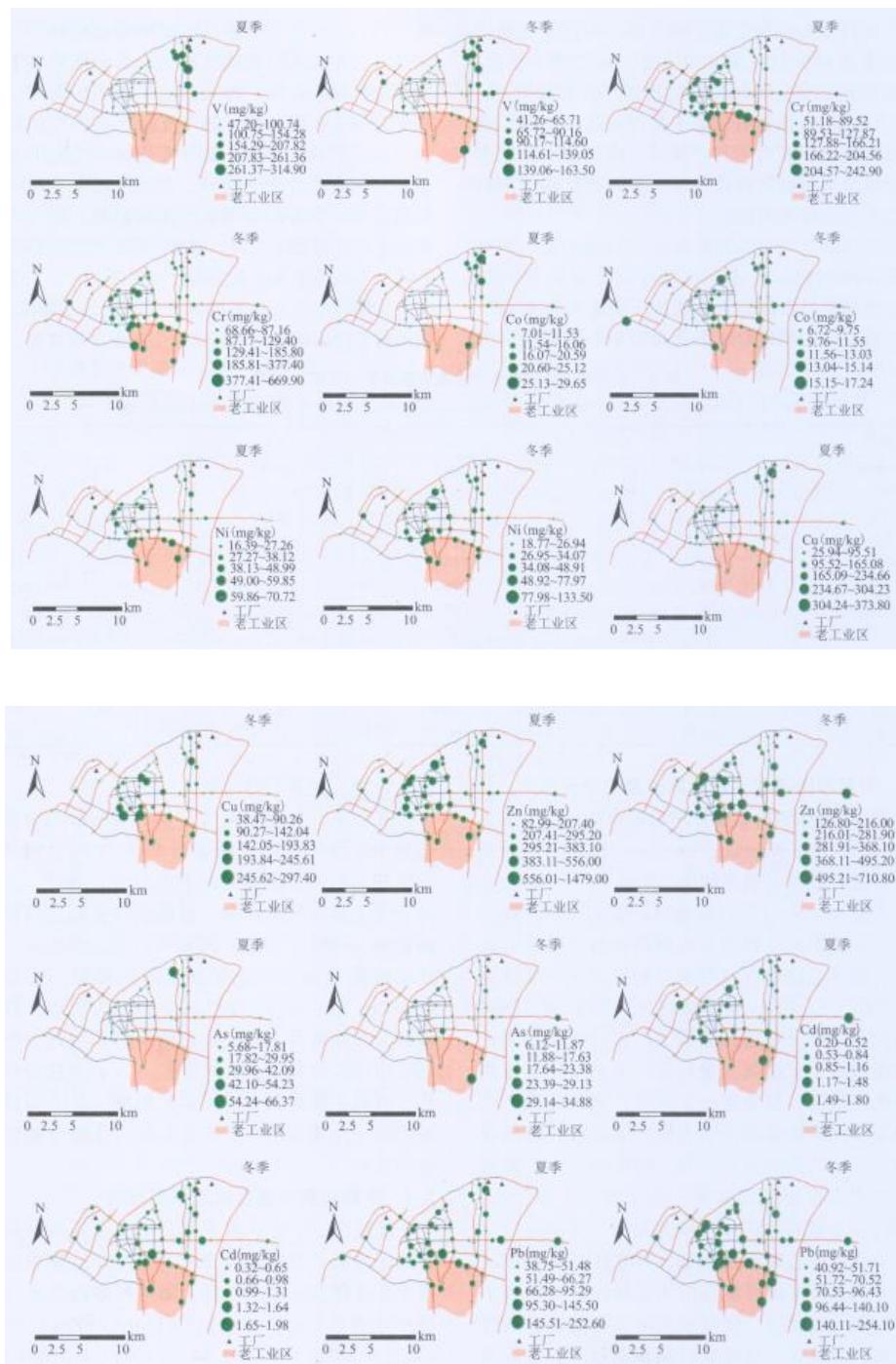


图 2 南昌市街道灰尘重金属不同季节空间分布

在冬季,灰尘重金属含量的空间分布与夏季表现出显著的差异。重金属 As 和 V 的空间分布模式相类似,其高值区位于南昌市东南部,为南昌市老工业区的下风向,可是主要受到盛行风向的影响,同时 V 含量在东北部区域依然较高,因此也可能受到当地金属加工厂的影响。重金属 Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni 空间分布较为相似,其局值区分布在南昌市中心及西南部,表明其主要受到城市化扩张及工业区的影响。Co 含量接近背景值,可能主要受到自然因素的影响。冬季南昌市东部的一个采样点 Zn 含量最高,可能与地铁修建的有关。

2.3 南昌市灰尘重金属地积累指数

南昌市主干道和次干道灰尘重金属地积累指数的平均值、最大值及最小值见表 5。夏季南昌市主干道和次干道灰尘重金属地积累指数平均值排序分别为 Cd (2.033) >Cu (1.468) >Zn (1.298) >Cr (0.482) >Pb (0.443) >Ni (-0.001) >Co (-0.463) >V (-0.591) >As (-0.757) 和 Cd (2.216) >Zn (1.700) >Cu (1.609) >Cr (0.778) >Pb (0.506) >Ni (0.148) >Co (-0.674) >As (-0.766) >V (-0.922)。冬季排序分别为 Cd (2.468) >Zn (1.465) >Cu (1.360) >Pb (0.752) >Cr (0.652) >Ni (0.066) >Co (-0.512) >As (-0.556) >V (-0.767) 和 Cd (2.451) >Cu (2.082) >Zn (1.644) >Cr (0.991) >Pb (0.840) >Ni (0.374) >Co (-0.534) >As (-0.610) >V (-0.996)。两个季节重金属 V、Co 和 As 的平均值均小于零,表明这些重金属处于无污染状态,且主干道高于次干道。两个季节 Cr、Ni、Cu、Zn 和 Pb 的 I_{geo} 均值次干道高于主干道。两个季节的 Cr、Ni 和 Pb 的 I_{geo} 的均值除了夏季主干道上 Ni 外,其余均分布于未污染至轻度污染区间。冬季次干道上, Cu 处于中度污染状态,而其它季节和其它道路上, Cu 和 Zn 均为中度污染。两个季节中, Cd 均表现为中度污染至高污染。这一结果表明 Cd、Zn 和 Cu 受季节影响较小,在冬季和夏季均表现出一定的污染状态,而 As、V 和 Co 表现出相反的结果,可以推断前者可能主要受人类活动的影响,而后者则主要受自然因素的作用,这与前面分析的结果相似。

表 5 南昌市灰尘重金属地积累指数的季节变化

夏季		V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
主干道	平均值	-0.591	0.482	-0.463	-0.001	1.468	1.298	-0.757	2.033	0.443
	最大值	1.332	1.754	1.02	1.044	3.583	2.425	2.089	3.586	1.595
	最小值	-1.406	-0.492	-1.062	-0.798	-0.266	-0.319	-1.459	0.429	-0.313
次干道	平均值	-0.922	0.778	-0.674	0.148	1.609	1.7	-0.766	2.216	0.506
	最大值	0.737	1.334	0.308	1.311	2.382	3.837	0.925	3.037	2.391
	最小值	-1.366	-0.025	-1.051	-0.591	0.863	0.778	-1.256	1.503	-0.063
冬季		V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
主干道	平均值	-0.767	0.652	-0.512	0.066	1.36	1.465	-0.556	2.468	0.752
	最大值	0.386	1.933	0.237	0.779	2.447	2.78	1.161	3.224	2.257
	最小值	-1.528	-0.069	-1.121	-0.603	0.302	0.293	-1.349	1.089	-0.235
次干道	平均值	-0.996	0.991	-0.534	0.374	2.082	1.644	-0.61	2.451	0.84
	最大值	-0.014	3.218	0.091	2.228	3.253	2.673	0.231	3.72	2.4
	最小值	-1.6	0.026	-1.027	-0.399	0.759	0.887	-1.082	1.496	0.004

2.4 灰尘重金属可能来源识别

南昌市灰尘重金属含量的主成分分析如表 6 所示。其 KM0 值和 Bartlett 的球形度检验 p 值分别为 0.657 和 0.000。共提取了 3 组主成分,其方差分别为 32.807、25.384 和 13.404。主成分分析结果表明 V、Co 和 As 在第一组主成分上载荷大, Cr、Ni 和 Cu 在第二组主成分上载荷较大, Zn、Cd 和 Pb 在第三组主成分较大。

表 6 南昌市灰尘重金属主成分分析结果

	PC1	PC2	PC3
V	0.904	-0.068	-0.158
Cr	-0.166	0.872	0.116
Co	0.863	0.16	0.079
Ni	-0.048	0.908	0.189
Cu	0.332	0.579	0.268
Zn	-0.074	0.324	0.725
As	0.725	-0.162	0.26
Cd	0.206	0.051	0.864
Pb	0.026	0.165	0.753
特征值	2.953	2.285	1.206
累积方差 (%)	32.807	58.191	71.596

相关分析结果见表 7, 其结果与主成分分析相类似。V 与 Co 和 As 在 $p < 0.01$ 上显著相关, Cr 与 Ni 在 $p < 0.01$ 上显著相关, 与 Cu、Zn 和 Pb 在 $p < 0.05$ 上显著相关。Co 与 Cu 在 $p < 0.005$ 上显著相关, 与 As 在 $p < 0.01$ 上显著相关。Ni 与 Cu 和 Zn 在 $p < 0.01$ 上显著相关, Cu 与 Zn 在 $p < 0.05$ 上显著相关, 与 Cd 在 $p < 0.01$ 上显著相关。Zn 与 Cd 和 Pb 在 $p < 0.01$ 上显著相关。As 与 Cd 在 $p < 0.01$ 上显著相关, Cd 与 Pb 在 $p < 0.01$ 上显著相关。

表 7 南昌市灰尘重金属相关分析

	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
V	1								
Cr	-0.234	1							
Co	0.728**	0.014	1						
Ni	-0.121	0.768**	0.089	1					
Cu	0.148	0.315*	0.276*	0.456**	1				
Zn	-0.14	0.296*	0.125	0.434**	0.295*	1			
As	0.511**	-0.129	0.458**	-0.074	0.173	-0.014	1		
Cd	0.022	0.12	0.239	0.215	0.364**	0.538**	0.339*	1	
Pb	-0.042	0.300*	0.125	0.272	0.218	0.422**	0.157	0.498**	1

注: *在 0.05 水平上显著相关; **在 0.01 水平上显著相关

根据南昌市灰尘重金属含量特征结合空间分布可以推断, V、Co 和 As 主要来源于自然因素, Cr、Ni、Cu、Zn、Cd 和 Pb 主要来源于交通和工业污染物排放。南昌市灰尘重金属 V、Co 和 As 含量相对较低, 而且与江西省背景值含量相近, 因此其主要来源可能是由于岩石的风化过程。根据灰尘重金属空间分布结果(图 2), 冬季和夏季高值区主要分布在盛行风的下风向区域, 因此 V、Co 和 As—一定程度上可能还受到盛行风的影响。汽车交通污染源主要表现为汽车尾气排放、汽车橡胶轮胎老化磨损、车体自身的磨损和腐蚀、油类润滑剂的泄露、路面材料的老化及磨损等^[19, 36]。南昌市灰尘中, Zn、Cd 和 Pb 的高值区主要分布在南昌市建成最早的区域, 可能主要来源于汽车轮胎磨损、润滑油的使用和汽车零件的腐蚀, 尽管现在汽车已经在使用无铅汽油, 但由于重金属难降解, 易富集, 极易成为街道灰尘 Pb 的主要来源。工业对灰尘重金属的影响主要表现在金属冶炼厂以及轧钢厂等金属加工的废气排放^[40]。南昌市灰尘中, Ni、Cu 和 Cr 可能主要来源于南昌市的工业污染, 其高值区主要分布在南昌市老工业区

附近。

2.5 南昌市街道灰尘重金属潜在的健康风险评价

南昌市灰尘重金属人体暴露的3种途径曰均暴露量见表8。结果表明灰尘重金属的手-口暴露是主要的途径；相对于成人，灰尘重金属更易对儿童产生健康风险。

表8 南昌市街道灰尘重金属的人体暴露量 (mg/(kg·d))

	V	ADDing		ADDinh		ADDdermal	
		儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人
V	平均值	9.58E-04	1.23E-04	2.68E-08	1.81E-08	2.68E-06	8.68E-07
	最大值	2.53E-03	3.25E-04	7.07E-08	4.79E-08	7.08E-06	2.17E-06
	最小值	5.44E-04	7.00E-05	1.52E-08	1.03E-08	1.52E-06	5.25E-07
Cr	平均值	1.53E-03	1.97E-04	4.28E-08	2.90E-08	4.29E-06	1.64E-06
	最大值	3.94E-03	5.06E-04	1.10E-07	7.45E-08	1.10E-05	4.70E-06
	最小值	7.82E-04	1.01E-04	2.18E-08	1.48E-08	2.19E-06	8.04E-07
Co	平均值	1.27E-04	1.63E-05	3.54E-09	2.40E-09	3.55E-07	1.21E-07
	最大值	2.51E-04	3.22E-05	7.00E-09	4.74E-09	7.02E-07	2.21E-07
	最小值	8.40E-05	1.08E-05	2.35E-09	1.59E-09	2.35E-07	8.28E-08
Ni	平均值	3.98E-04	5.13E-05	1.11E-08	7.54E-09	1.12E-06	4.16E-07
	最大值	8.85E-04	1.14E-04	2.47E-08	1.67E-08	2.48E-06	1.06E-06
	最小值	2.25E-04	2.90E-05	6.29E-09	4.26E-09	6.30E-07	2.30E-07
Cu	平均值	1.26E-03	1.63E-04	3.53E-08	2.39E-08	3.54E-06	1.36E-06
	最大值	3.08E-03	3.96E-04	8.59E-08	5.82E-08	8.61E-06	2.94E-06
	最小值	4.98E-04	6.41E-05	1.39E-08	9.43E-09	1.40E-06	5.58E-07
Zn	平均值	3.83E-03	4.93E-04	1.07E-07	7.25E-08	1.07E-05	3.96E-06
	最大值	9.76E-03	1.26E-03	2.73E-07	1.85E-07	2.73E-05	1.05E-05
	最小值	1.65E-03	2.13E-04	4.62E-08	3.13E-08	4.63E-06	1.88E-06
As	平均值	1.30E-04	1.67E-05	3.63E-09	2.46E-09	5.91E-05	1.85E-05
	最大值	4.81E-04	6.18E-05	1.34E-08	9.09E-09	2.75E-04	7.15E-05
	最小值	7.63E-05	9.81E-06	2.13E-09	1.44E-09	3.39E-05	1.12E-05
Cd	平均值	9.52E-06	1.22E-06	2.66E-10	1.80E-10	2.67E-08	9.43E-09
	最大值	1.93E-05	2.49E-06	5.40E-10	3.66E-10	5.41E-08	1.93E-08
	最小值	3.94E-06	5.07E-07	1.10E-10	7.45E-11	1.10E-08	4.38E-09
Pb	平均值	9.77E-04	1.26E-04	2.73E-08	1.85E-08	2.74E-06	9.87E-07
	最大值	2.58E-03	3.32E-04	7.22E-08	4.89E-08	7.24E-06	2.74E-06
	最小值	5.16E-04	6.64E-05	1.44E-08	9.77E-09	1.45E-06	5.29E-07

南昌市灰尘重金属潜在的非致癌危险熵系数见表9。3种暴露途径的非致癌危险熵系数表明，除As外，所有重金属的手-口暴露是引起南昌市居民非致癌风险的主要途径；除Co外，皮肤接触为第二种暴露的主要途径。儿童和成人重金属手-口摄入暴露途径的平均值大小排序大小为均为 Cr>As>Pb>V>Cu>Ni>Zn>Cd>Co。南昌市儿童三种暴露途径的HQ值均显著高于成

人, 如直接的手-口摄入的 HQ 值是成人的 7.78 倍。这表明儿童更容易遭受灰尘重金属的危害, 需要对儿童的日常行为规范进行科学的引导。南昌市灰尘所调查重金属的 3 种暴露途径 HQ 平均值均小于 1, As 和 Cr 仅在某些采样点上 HQ 值大于 1, 这表明总体上, 南昌市灰尘重金属暴露量在非致癌风险阈值范围之内, 仅在小部分地区具有一定的非致癌风险。南昌市街道灰尘中, As 的平均含量与江西省土壤背景值含量接近, 但其暴露的非致癌风险却高于大多数重金属, 仅低于污染程度最高的 Cr, 虽然研究结果和很多其他研究结果相类似^[41, 42], 但这也表明 USEPA 重金属健康风险评估模型对中国居民健康风险的评估具有很大的不确定性, 尽管中国利用风险概念分析方法对环境健康风险进行评估的应用研究已经取得较大进展, 但根据中国居民特征的健康风险评估模型仍然没有建立。目前中国的健康风险评估仍然多借鉴国外模型, 而由于人种和地区的差异, 国外发布的暴露参数并不能准确反映中国人群的暴露特征, 因此简单套用国外模型可能导致健康风险评估结果的失真^[43]。

图 9 南昌市街道灰尘重金属非致癌危险熵 (HQ) 与非致癌危险指数 (HI)

		HQ-ADDing		HQ-ADDinh		HQ-ADDdermal		HI	
		儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人
V	平均值	1.37E-01	1.76E-02	3.82E-06	2.59E-06	3.83E-02	7.02E-03	1.75E-01	2.46E-02
	最大值	3.61E-01	4.65E-02	1.01E-05	6.84E-06	1.01E-01	1.85E-02	4.63E-01	6.50E-02
	最小值	7.78E-02	1.00E-02	2.17E-06	1.47E-06	2.18E-02	3.99E-03	9.95E-02	1.40E-02
Cr	平均值	5.10E-01	6.56E-02	1.50E-03	1.01E-03	7.14E-02	1.31E-02	5.83E-01	7.97E-02
	最大值	1.31E+00	1.69E-01	3.84E-03	2.60E-03	1.84E-01	3.37E-02	1.50E+00	2.05E-01
	最小值	2.61E-01	3.35E-02	7.64E-04	5.17E-04	3.65E-02	6.69E-03	2.98E-01	4.07E-02
Co	平均值	6.34E-03	8.16E-04	6.21E-04	4.20E-04	2.22E-05	4.07E-06	6.98E-03	1.24E-03
	最大值	1.25E-02	1.61E-03	1.23E-03	8.30E-04	4.39E-05	8.04E-06	1.38E-02	2.45E-03
	最小值	4.20E-03	5.41E-04	4.11E-04	2.78E-04	1.47E-05	2.70E-06	4.63E-03	8.22E-04
Ni	平均值	1.99E-02	2.56E-03	5.40E-07	3.66E-07	2.07E-04	3.79E-05	2.01E-02	2.60E-03
	最大值	4.42E-02	5.69E-03	1.20E-06	8.12E-07	4.59E-04	8.41E-05	4.47E-02	5.77E-03
	最小值	1.13E-02	1.45E-03	3.05E-07	2.07E-07	1.17E-04	2.14E-05	1.14E-02	1.47E-03
Cu	平均值	3.16E-02	4.07E-03	8.79E-07	5.95E-07	2.95E-04	5.41E-05	3.19E-02	4.12E-03
	最大值	7.69E-02	9.89E-03	2.14E-06	1.45E-06	7.18E-04	1.32E-04	7.76E-02	1.00E-02
	最小值	1.25E-02	1.60E-03	3.46E-07	2.35E-07	1.16E-04	2.13E-05	1.26E-02	1.62E-03
Zn	平均值	1.28E-02	1.64E-03	3.57E-07	2.42E-07	1.79E-04	3.28E-05	1.30E-02	1.68E-03
	最大值	3.25E-02	4.19E-03	9.09E-07	6.16E-07	4.56E-04	8.35E-05	3.30E-02	4.27E-03
	最小值	5.51E-03	7.09E-04	1.54E-07	1.04E-07	7.71E-05	1.41E-05	5.59E-03	7.23E-04
As	平均值	4.33E-01	5.57E-02	1.21E-05	8.17E-06	4.80E-01	8.80E-02	9.14E-01	1.44E-01
	最大值	1.60E+00	2.06E-01	4.46E-05	3.02E-05	2.24E+00	4.10E-01	3.84E+00	6.16E-01
	最小值	2.54E-01	3.27E-02	7.08E-06	4.79E-06	2.75E-01	5.05E-02	5.30E-01	8.32E-02
Cd	平均值	9.52E-03	1.22E-03	2.66E-07	1.80E-07	2.67E-03	4.89E-04	1.22E-02	1.71E-03
	最大值	1.93E-02	2.49E-03	5.40E-07	3.66E-07	5.41E-03	9.92E-04	2.47E-02	3.48E-03
	最小值	3.94E-03	5.07E-04	1.10E-07	7.45E-08	1.10E-03	2.02E-04	5.04E-03	7.09E-04
Pb	平均值	2.79E-01	3.59E-02	7.76E-06	5.25E-06	5.21E-03	9.55E-04	2.84E-01	3.69E-02
	最大值	7.38E-01	9.50E-02	2.05E-05	1.39E-05	1.38E-02	2.53E-03	7.52E-01	9.75E-02
	最小值	1.48E-01	1.90E-02	4.10E-06	2.77E-06	2.75E-03	5.05E-04	1.50E-01	1.95E-02

南昌市灰尘重金属平均 HI 值均小于 1, 即在安全阈值范围之内。但在部分区域儿童 As 和 Cr 3 种暴露途径总和的 HI 值高于

1, 这说明南昌市儿童在特定区域存在一定的非致癌风险。各种重金属平均 HI 值大小排序为 As>Cr>Pb>V>Cu>Ni>Zn>Cd>Co。

南昌市灰尘重金属由于呼吸摄入途径所暴露的致癌风险结果见表 10。致癌金属 Cr、Co、Cd、As 和 Ni 暴露的致癌风险均在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 之间, 即在可接受范围之内。平均 CR 值大小排序为 Cr>As>Co>Ni>Cd。

表 10 南昌市街道灰尘重金属致癌风险 (CR)

	Cr	Co	Ni	As	Cd
平均值	5.71E-07	1.10E-08	2.97E-09	1.75E-08	5.35E-10
最大值	1.76E-06	2.07E-08	7.26E-09	6.46E-08	9.07E-10
最小值	3.26E-07	8.59E-09	1.98E-09	1.15E-08	3.12E-10

3、结 论

(1) 南昌市街道灰尘重金属 Cr、Ni、Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量均显著高于江西省土壤背景值, 而 V、Co 和 As 含量与江西省土壤背景值含量接近。重金属 V、Co 和 As 含量无显著季节差异, 但不同季节灰尘重金属的空间异质性较高。灰尘中 Cu 不仅季节含量存在显著差异, 且空间异质性也较高, 其它重金属高值区主要分布在南昌市中心和靠近老工业区附近。南昌市老城区灰尘重金属含量高于新城区。

(2) 地积累指数 (I_{geo}) 评价结果表明南昌市灰尘重金属存在一定的污染, 两个季节灰尘重金属 V、Co 和 As 表现为无污染状态, 除夏季主干道 Ni 表现为污染物状态外, Cr、Ni 和 Pb 的富集程度处于未污染至轻度污染区间。除冬季次干道灰尘中 Cu 处于轻度至中度污染区间外, 灰尘中 Cu 和 Zn 均为中度污染。两个季节中, Cd 均处于中度污染至高污染区间。

(3) 对于南昌市人体非致癌风险 HQ, 3 种暴露途径风险排序为手-口暴露>皮肤接触暴露>呼吸暴露, 且儿童面临更大的非致癌风险。除了 As 和 Cr 对于儿童在局部区域 HQ 和 HI 值大于 1, 其它调查重金属的 HQ 和 HI 值均小于 1, 即在安全范围之内。对于南昌市人体致癌风险而言, 所调查重金属的致癌风险 CR 均在安全阈值范围之内, 大小排序为 Cr>As>Co>Ni>Cd。

(4) 南昌市灰尘重金属来源众多, 其中 As、Co 和 V 主要来源于岩石风化的影响。Zn、Cd 和 Pb 来源于汽车尾气排放、汽车橡胶轮胎老化磨损、车体自身的磨损和腐蚀、油类润滑剂的使用、路面材料的老化及磨损等, 而 Ni、Cu 和 Cr 可能主要来源于南昌市的工业污染, 其高值区主要分布在南昌市老工业区附近。

[参考文献]:

[1] YUAN G L, SUN T H, HAN P, et al. Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: typical urban renewal area in Beijing, China[J]. J. Geochem. Explor. 2014, 136, 40-47.

[2] SHI G T, CHEN Z L, XU SY, et al. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China[J]. Environ. Pollut. 2008, 156, 251-260.

[3] AHMED F, ISHIGA H. Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka City, Bangladesh [J]. Atmos. Environ.

2006, 40, 3835-3844.

[4]ANNA O W, NURDAN S, CHEUNG K C, et al. Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in Southeast China [J]. Environ. Sci. Technol. 2008, 42, 2674-2680.

[5]SHI G T, CHEN Z L, BI C J, et al .A comparative study of health risk of potential metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China[J]. Atmos. Environ. 2011, 45, 764-771.

[6]BILOS C, COLOMBO J C, SKORUPKA C N, et al. Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina[J]. Environ. Pollut. 2001, 111, 149- 158.

[7]MANNO E, VARRICA D, DONGARRA G. Metal distribution in road dust samples collected in an urban area close to petrochemical plant at Gela, Sicily[J]. Atmos. Environ. 2006, 40, 5929-5941.

[8]WEI X, GAO B, WANG P, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China[J]. Ecotox Environ Safe, 2015, 112, 186-192.

[9]AKHTER M S, MADANY I M. Heavy metals in street and house dust in Bahrain [J]. Water Air Soil Pollut. 1993, 66, 111-119.

[10]BANERJEE A D. Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India[J]. Environ. Pollut. 2003, 123, 95-105.

[11]LI X, LEE S L, WONG S C, et al. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach [J]. Environ. Pollut, 2004, 129, 113-124.

[12]MEZA-FIGUEROA D, O-VILLANUEVA M D L, PARRA M L D L. Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, Mexico [J]. Atmos. Environ. 2007, 41, 276-288.

[13]MAAS S, SCHEIFLER R, BENSLAMA M, et al. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria[J]. Environ. Pollut. 2010, 158, 2294-2301.

[14]GAN H Y, ZHUO M N, LI D Q, ZHOU Y Z. Quality characterization and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China [J]. Environ. Monit. Assess. 2008, 140 (1-3) , 147-159 .

[15]SANSALONE J J, BUCHBERGER S G. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water[J]. J. Environ. Eng. 1997, 123 (2) , 134-143.

[16]STOTZ G. Investigations of the properties of the surface water runoff from federal highways in the FRG [J]. Sci. Total. Environ. 1987, 59, 329-337.

[17]DEHGHANIS, MOORE F, KESHAVARZI B, et al. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil Tehran, Iran [J]. Ecotox. Environ. Safe. 2017, 136, 92-103.

-
- [18] LU X, WANG L, LI L Y, et al. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China[J]. *J. Hazard. Mater.* 2010, 173 (1-3) , 744-749
- [19] PATHAK A K, YADAV S, KUMAR P, et al. Source apportionment and spatial-temporal variations in the metal content of surface dust collected from an industrial area adjoining Delhi, India[J]. *Sci. Total. Environ.* 2013, 443, 662-672
- [20] CHEN H, LU X W, LI L Y. Spatial distribution and risk assessment of metals in dust based on samples from nursery and primary schools of Xi'an, China[J]. *Atmos. Environ.* 2014, 88, 172-182
- [21] LI F, HUANG J H, ZENG G M, et al. Spatial distribution and health risk assessment of toxic metals associated with receptor population density in street dust: a case study of Xiandao District, Changsha, Middle China[J]. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015, 22 (9) , 6732-6742
- [22] WEI B G, YANG L S. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from Chi-na[J]. *Microchem. J.* 2010, 94 (2) , 99-107
- [23] 张菊, 邓焕广, 王东启, 等. 上海郊区小城镇街道灰尘理化性质及重金属时空分布特征[J]. 长江流域资源与环境, 20(6) : 705-710.
- [24] HU X, ZHANG Y, LUO J, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China[J]. *Environ. Pollut.* 2011, 159, 1215-1221.
- [25] ZHANG H, WANG Z F, ZHANG Y L, et al. The effects of the Qinghai-Tibet railway on heavy metals enrichment in soils [J]. *Sci. Total. Environ.* 2012, 439, 240-248.
- [26] MULLER G. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Ve-randerungen seit. *Umsch Wiss Tech* 1979, 79, 778-783.
- [27] USEPA, 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. EPA/540/R - 95/128. Of fice of Solid Wasteand Emergency Response, Washington.
- [28] JAY A D S. Assessment of heavy metal contamination in the evergreen tree *Mangifera indica* L. and soils near National Highway-47 in Thiruvananthapuram District, Kerala[J]. *Toxicology Internation*, 2009, 16 (1) , 43-47.
- [29] CHEN X, XIA X H, ZHAO Y. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China[J]. *J. Hazard. Mated.* 2010, 181 (1-3) , 640-646
- [30] 吴绍华, 周生路, 潘贤章, 等. 城市扩张过程对土壤重金属累积影响的定量分析[J]. 土壤学报, 2011, 48 (3) : 496-505.
- [31] CHEN H, LU X, LI L. Spatial distribution and risk assessment of metals in dust based on samples from nursery and primary schools of Xi'an, China[J]. *Atmos. Environ.* 2014, 88, 172- 182.
- [32] WANG J, LI S, CUI X, et al. Bioaccessibility, sources and health risk assessment of trace metals in urban

park dust in Nanjing, Southeast China[J]. Ecotox. Environ. Safe. 2016, 128, 161–170.

[33] LUO N, AN L, NARA A, et al. GIS-based multielement source analysis of dustfall in Beijing: A study of 40 major and trace elements[J]. Chemosphere, 2016, 152, 123–131.

[34] LI Z G, FENG X B, LI G H, et al. Distributions, sources and pollution status of 17 trace metal/metalloids in the street dust of a heavily industrialized city of central China[J]. Environ. Pollut., 2013, 182, 408–416.

[35] SHI G, CHEN Z, BI C, et al. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China[J]. Atmos. Environ. 2011, 45, 764–771.

[36] WEI B, JIANG F, LI X, et al. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China[J]. Microchem. J. 2009, 93, 147–152.

[37] 张文超, 吕森林, 刘丁或, 等. 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 2015, 36 (5) : 1810–1817.

[38] 张丹龙, 方凤满, 姚有如, 等. 淮南市不同功能区叶面尘和地表灰尘中重金属分布特征、来源及健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2016, 36 (9) : 3322–3332.

[39] 李萍, 薛粟尹, 王胜利, 等. 兰州市大气降尘重金属污染评价及健康风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35 (3) : 1021–1028.

[40] 方凤满, 林跃胜, 王海东, 等. 城市地表灰尘中重金属的来源、暴露特征及其环境效应[J]. 生态学报, 2011, 31 (23) : 7301–7310.

[41] 陈铁楠, 马建华. 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, 2011, 36 (8) : 3017–3026.

[42] CHEN H, LU X W, LI L Y. Spatial distribution and risk assessment of metals in dust based on samples from nursery and primary schools of Xi'an, China [J]. Atmos. Environ. 2011, 88, 172–182.

[43] 刘蕊, 张辉, 勾昕, 等. 健康风险评估方法在中国重金属污染中的应用及暴露评估模型的研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23 (7) : 1239–1244.