

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2022122002

李晓鑫, 王昕宇, 罗文香, 等. 成都市中心城区街尘中锑形态分布及生态风险评价[J]. 环境化学, 2023, 42(6): 1836-1843.

LI Xiaoxin, WANG Xinyu, LUO Wenxiang, et al. Distribution of antimony species in street dust in downtown Chengdu and its ecological risk assessment[J]. Environmental Chemistry, 2023, 42 (6): 1836-1843.

成都市中心城区街尘中锑形态分布及生态风险评价

李晓鑫 王昕宇 罗文香 郎春燕*

(成都理工大学材料与化学化工学院, 成都, 610059)

摘要 为了解汽车排放对城市街尘中锑赋存形态的影响及可能造成的污染和生态风险, 选择汽车保有量全国第二的成都市中心城区街尘为研究对象, 采用沸水浴王水加热法和改进的BCR法对4个功能区两个粒径($< 97 \mu\text{m}$ 和 $< 63 \mu\text{m}$)的样品分别进行总量消解及形态提取, 以HG-AFS进行锑的测定并计算各自的含量, 再运用地累积指数法、富集因子法和风险评价编码法(RAC)对其污染程度和生态风险进行评价. 结果表明, 粒径 $< 97 \mu\text{m}$ 和 $< 63 \mu\text{m}$ 的街尘中, 总锑含量介于 $1.221\text{--}9.589 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 均超出成都市浅层土壤环境地球化学背景值和中国A层土壤背景值; 4个功能区锑平均含量大小为交通区 $>$ 商业区 $>$ 居民区 $>$ 教育区. 4个形态中, 锑残渣态平均含量占比最高, 弱酸提取态和可还原态次之, 可氧化态最低; 粒径更小的街尘中弱酸提取态占比相对较大, 说明小粒径街尘锑的生物可利用性更高. 地累积指数和富集因子法计算结果均表明, 交通区锑污染最为严重; 风险评价编码法结果表明, 所有采样点均处于低生态风险, 但有一些采样点逼近中等风险.

关键词 锑, 形态, 污染评价, 街尘, 粒径, 功能区.

Distribution of antimony species in street dust in downtown Chengdu and its ecological risk assessment

LI Xiaoxin WANG Xinyu LUO Wenxiang LANG Chunyan*

(College of Materials and Chemistry & Chemical Engineering, Chengdu University of Technology, Chengdu, 610059, China)

Abstract In order to understand the impact of automobile emissions on the speciation distribution of antimony in urban street dust and the possible pollution and ecological risks, the samples were taken in downtown Chengdu, which has the second-largest automobile population in China. The samples, with two particle sizes ($< 97 \mu\text{m}$ and $< 63 \mu\text{m}$) and from four functional areas, were digested using aqua regia in a boiling water bath for total antimony and extracted using the modified BCR method for Sb species. The determination of antimony was performed with HG-AFS and the respective content was calculated. The pollution degree and ecological risk were evaluated using the geo-accumulation index, the enrichment factor and risk assessment code (RAC) methods, respectively. The results showed that the total contents of antimony in the dust with two particle sizes ($< 97 \mu\text{m}$ and $< 63 \mu\text{m}$) were in the range of $1.221\text{--}9.589 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, which exceed the geochemical background value of the shallow soil environment in Chengdu and soil background value of layer A in China. The order of the average antimony content in four functional areas is traffic area $>$ commercial area $>$ residential area $>$ education area. Among the four fractions, the proportion of the average content of residual antimony is the highest, followed by the weak-acid extractable and

2022年12月20日收稿(Received: December 20, 2022).

* 通信联系人 Corresponding author, Tel: 18224083987, E-mail: langchunyan@mail.cdut.edu.cn

reducible, and the oxidizable is the lowest. The proportion of weak-acid extractable in street dust with smaller particle sizes is relatively larger, indicating that the bioavailability of antimony, in this case, is higher. The calculated results of the geo-accumulation index and enrichment factor showed that antimony pollution in the traffic area was the most serious and the risk assessment code showed all samples were at low ecological risk, with some samples approaching medium risk.

Keywords antimony, speciation, contamination evaluation, street dust, particle size, functional area.

街尘是存在于城市不透水地面上的固体颗粒物^[1],具有单体粒径小、质量轻、易在环境中迁移扩散的特性,可吸附来自工业、交通、家庭排放、大气颗粒物沉降等多种来源^[2-5]的污染物,且能通过皮肤接触、口鼻摄入等方式^[6-7]进入人体,对环境和城市居民健康构成极大危害^[8]. 锑及其化合物是一类具有基因毒性的有害物质^[9]. 细颗粒街尘被吸入人体,藏于其中的锑与红细胞膜中的—SH 基团相互作用^[10-11],严重时损伤肝脏和肾脏,甚至威胁生命安全.

汽车刹车片使用 Sb_2O_3 作为摩擦材料和框架阻燃剂, Sb_2S_3 作为润滑剂,含量在 1%—5% 左右^[12-13],被认为是城市街尘中锑污染物的主要来源^[14]. 通过测定与车辆制动过程相关的街尘中重金属锑及其形态的含量,可有效评估锑排放的大小及存在形式. 当下国内外关于城市街尘中锑污染的研究主要集中在总量而非形态分布. 然而,锑的毒性和流动性强烈依赖于其化学形态^[15],分析锑各形态的含量更能对环境中锑的生物可利用性、迁移转化能力以及潜在毒性进行准确客观的评价. 粒径 $<97 \mu\text{m}$ 的街尘可长时间悬浮在大气中,也被称为再悬浮粉尘,容易随风迁移造成范围更广的污染,且易被城市居民通过口鼻摄入,是城市居民接触到重金属的主要途径^[16-18];粒径 $<63 \mu\text{m}$ 的街尘不仅可被口鼻吸入,还被证实仅有小于此粒径的街尘能被黏附在皮肤上^[19],手-口活动更多的儿童特别容易摄入大量的此类细小灰尘^[20],其质量占比虽小,却具有更强的重金属负载能力,约占总金属负载量的 25%—60%^[21-22]. 此外,城市不同区域人为活动和交通密度不同对锑排放也会产生影响. 因此,分功能区和粒径对城市街尘中总锑和锑形态分布进行研究就显得十分必要.

成都位于四川盆地西部,东经 $102^\circ54'$ — $104^\circ53'$ 和北纬 $30^\circ05'$ — $31^\circ26'$ 之间,地理位置特殊,且处于亚热带湿润季风气候区,常年积云积雨,不利于污染物的扩散. 作为超大型城市,截止 2021 年,该市常住人口为 2093.8 万人,汽车保有量超 500 万辆,仅次于北京,交通排放对于环境造成的污染引人瞩目. 目前,尚未有关于高交通量城市街尘中锑含量及赋存形态的研究,因此,本文选取成都市作为研究对象,分 4 个功能区、32 个采样点采集街尘样品,测定不同功能区不同粒径下总锑及各赋存形态锑含量,计算地累积指数、富集因子和生态风险等级,分析街尘中总锑与各形态锑分布特征、污染程度、生态风险及其可能的原因,为相关部门制定刹车片锑含量标准和城市环境锑污染治理提供数据支持.

1 实验部分(Experimental section)

1.1 样品采集与处理

如图 1 所示,将成都市中心城区按功能划分为交通区(TA)、教育区(EA)、居民区(RA)和商业区(CA)4 个区域,每个功能区设 8 个采样位置,每个采样点由 3—5 个子采样点组成. 采样时间为 2020 年 1 月上旬,采样前,天气需持续放晴 3—5 d. 每个子采样点使用塑料刷和塑料铲在街道不透水路边缘面积为 $2-10 \text{ m}^2$ 的地面上(规避绿化带、交通站台等特殊点)收集约 100 g 的街尘样品,混匀后形成组合样,储存于聚乙烯密封袋中,带回实验室. 所有样品捡出碎石、落叶等外来杂物后,低温烘干,使用 160 目和 250 目的尼龙筛分别进行筛分,得到两个粒径($<97 \mu\text{m}$ 和 $<63 \mu\text{m}$)的样品,分装并做好标记,置于阴凉干燥处待测.

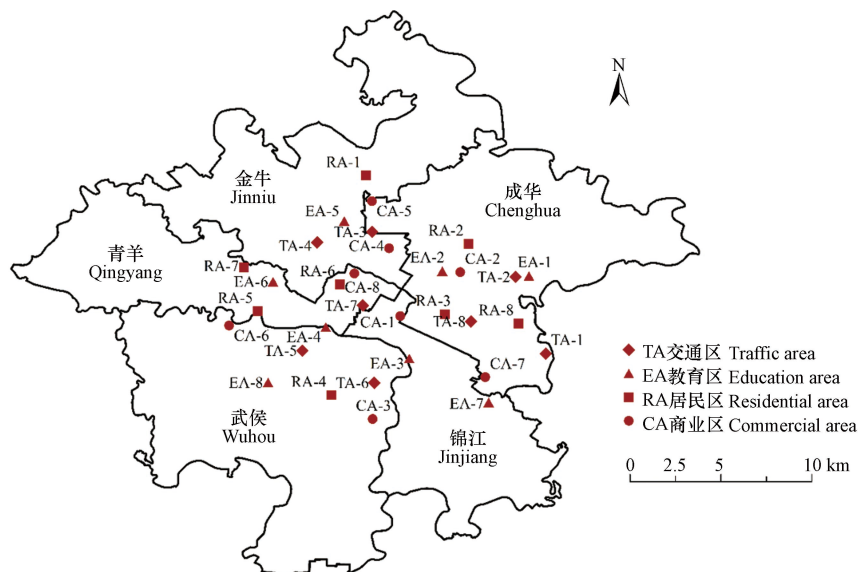


图1 街道灰尘采样点分布图

Fig.1 Sampling sites of street dust

1.2 样品分析测试

1.2.1 总量及形态提取

使用沸水浴王水(1+1)加热法^[23]对街尘样品进行总量消解.参考改进BCR法^[24]对街尘样品进行形态顺序提取,残渣态提取方法同总量一致,得到弱酸提取态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)和残渣态(F4)4个赋存形态.使用HG-AFS测定总镉及各形态镉浓度.

1.2.2 质量控制

对于土壤成分分析标准物质GBW07404和GBW07453,改进BCR法镉的四态之和回收率分别为98.75%和96.10%,总镉回收率分别为98.76%和94.10%,64个街尘样品四态之和的回收率为84.89%—108.7%.每个功能区的一号样品平行测定3次,来确定仪器的相对标准偏差,得到各形态及总镉的RSD均在5%以内.连续测定11次总镉及各形态镉对应的样品空白溶液浓度,根据测定结果的3倍标准偏差计算出方法检出限在0.012—0.137 ng·mL⁻¹之间,所有总镉及形态的上机测试浓度均在相应的检出限以上.

1.2.3 数据统计分析

本文采用Excel 2019和IBM SPSS Statistics 26分别进行数据处理和统计分析,总镉含量的点位空间分布图则采用ArcGIS 10.8.1绘制完成,两个粒径下成都市街尘各形态镉平均占比和4个功能区镉形态平均占比柱状图以及弱酸提取态镉占比折线图使用Qorigin 2021绘制.

1.3 重金属污染评价方法

1.3.1 地累积指数法

Muller^[25]提出以地累积指数(I_{Geo})来评价沉积物中重金属污染物的累积程度,并规定了不同指数所对应的污染级别及程度,当 $I_{Geo}<0$ 时,为零级无污染; $0\leq I_{Geo}<1$,为1级无污染到中度污染; $1\leq I_{Geo}<2$,为2级中度污染; $2\leq I_{Geo}<3$,为3级中度污染到强污染; $3\leq I_{Geo}<4$,为4级强污染; $4\leq I_{Geo}<5$,为5级强污染到极强度污染; $I_{Geo}\geq 5$,为6级极强污染.计算公式如下:

$$I_{Geo} = \log_2 \left(\frac{C_i}{KB_i} \right) \quad (1)$$

式中, C_i 为重金属含量; K 是考虑到沉积成岩作用使背景值发生波动而设置的修正系数,一般为1.5; B_i 为所测元素环境背景值.

1.3.2 富集因子法

富集因子^[26]可用于评价环境中金属元素的富集程度,反应重金属元素的积累是否受到人为污染.本文选定Al作为参比元素,使用ICP-MS测定其含量.当 $EF<2$ 时,表示重金属处于无富集—轻微富

集;当 $2 \leq EF < 5$ 时,表示中度富集;当 $5 \leq EF < 20$ 时,表示显著富集;当 $20 \leq EF < 40$ 时,表示强烈富集;当 $EF \geq 40$ 时,表示极强富集,计算公式如下:

$$EF = \frac{(C_{Sb}/C_{Al})}{(B_{Sb}/B_{Al})} \quad (2)$$

式中,EF代表街尘中锑的富集因子; C_{Sb} 表示街尘中锑的测量值; C_{Al} 表示街尘中Al的测量值; B_{Sb} 表示元素背景值; B_{Al} 表示参比元素背景值.

1.3.3 风险评价编码法^[27](RAC)

街尘中重金属的毒性、可利用性以及迁移转化的能力,与其在环境中的形态分布密切相关,仅使用地累积指数和富集因子法仍不能准确评价重金属污染对环境的危害.弱酸提取态在环境中迁移性最强,可直接释放并进入食物链,易被生物体所利用,因此以弱酸提取态占比来评价重金属在环境中的生态风险更加合理.当弱酸提取态占比低于1%时没有风险,1%—10%范围内风险低,11%—30%范围内风险中等,31%—50%范围内风险高,>50%范围内风险极高,其计算公式如下:

$$F_{RAC} = \frac{C_{F1}}{C_T} \times 100\% \quad (3)$$

式中, F_{RAC} 为弱酸提取态占比, C_{F1} 为某重金属弱酸提取态含量, C_T 为某重金属总含量.

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 街尘中总锑分布特征

由表1可知,64个街尘样品中,总锑含量介于1.221—9.589 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,均超出我国A层土壤背景值1.06 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[28],最大值为背景值的9倍,位于交通区(TA-5),最小值为背景值的1.1倍以上,位于教育区(EA-3);同时,这些结果也全部超出成都市浅层土壤环境地球化学背景值0.861 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[29],其中最大值是背景值的11倍以上,最小值为背景值的1.4倍.对两种粒径下各功能区锑含量做单因素分析,得到显著性分别为0.019(<97 μm)和0.002(<63 μm),说明不同功能区对锑含量存在显著影响.两个粒径中,锑平均含量分别为4.965 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (<97 μm)和5.441 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (<63 μm),各功能区锑含量平均值大小顺序均为交通区>商业区>居住区>教育区,其中交通区明显高于其他功能区,这与Chang等^[30]对全国19个城市的研究结果一致.其中的原因可能是,交通区车流量大,当汽车刹车时,刹车片中含有的 Sb_2O_3 在因摩擦产生的高温^[31]中氧化分解,成为了街尘中锑的主要排放源;而商业区锑含量偏高的原因则可能是人流聚集,红绿灯、斑马线等设置较多,司机频繁踩刹车,向环境中释放了相对较多的锑;教育区作为相对封闭的环境,车辆出入不便,所以街尘中锑含量较低.

表1 各功能区街尘中锑的含量

Table 1 Antimony content in street dusts from different functional areas

粒径 Particle size	区域 Area	最小值/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Minimum	最大值/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Maximum	平均值/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Mean	标准差/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Std.dev	变异系数/% CV	样本量 Sample size
<97 μm	交通区	5.123	9.589	6.260	1.498	23.92	8
	教育区	1.221	7.206	3.862	1.627	42.12	8
	居住区	3.013	7.956	4.724	1.529	32.37	8
	商业区	4.042	6.344	5.014	0.915	18.26	8
	汇总	1.221	9.589	4.965	1.607	32.37	32
<63 μm	交通区	5.542	9.286	7.068	1.390	19.67	8
	教育区	1.693	5.936	4.337	1.407	32.44	8
	居住区	3.024	7.019	5.011	1.547	30.87	8
	商业区	4.251	6.658	5.347	0.751	14.04	8
	汇总	1.693	9.286	5.441	1.612	29.63	32

同时, 变异系数可反映锑含量在空间上的离散程度^[32]. 在粒径<97 μm 的街尘中, 除商业区表现为低变异度(CV≤20%)以外, 其他 3 个功能区均表现为中等变异度(20%—50%), 说明这 3 个区域总锑含量受人为活动干扰更大. 随着粒径减小, 4 个功能区的变异系数都有所降低, 说明小粒径街尘中锑含量分布更均匀, 受人为活动干扰较少. 各个功能区中, 粒径<63 μm 的街尘中锑平均含量均大于粒径<97 μm 的街尘, 说明粒径较小的街尘对锑的负载能力更强.

图 2 为两种粒径下, 成都市街尘中总锑含量的点位空间分布特征. 两个粒径街尘总锑偏高的采样区域大体一致, 可能是因为这些地段交通拥堵情况比较严重, 汽车频繁制动释放出锑. 锑含量偏低的采样区域, 大多为高校、小区和文娱场所, 交通密度较低, 车流量较小, 故而汽车制动释放的锑也较少.

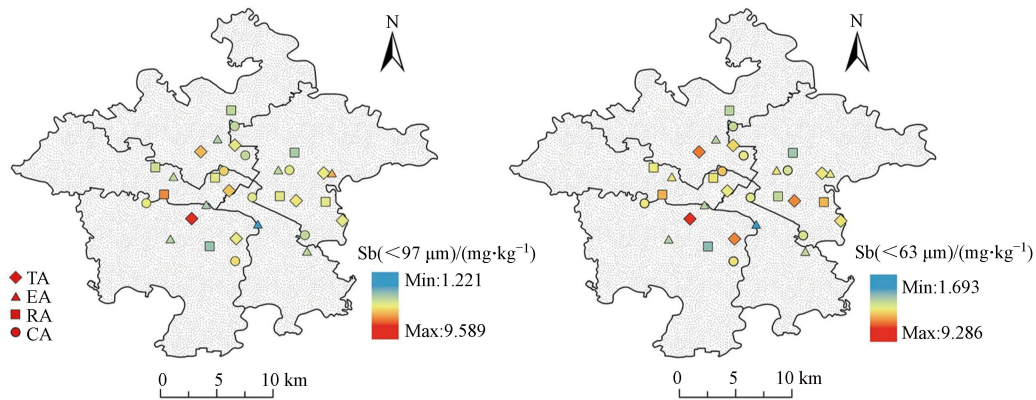


图 2 成都市中心城区锑含量点位空间分布图

Fig.2 Spatial distribution of antimony content in downtown Chengdu

2.2 街尘中锑的赋存形态分布特征

本文采用改进 BCR 法对 64 个街尘样品中的 4 个锑形态进行提取, 结果如图 3 所示. 经分析后发现, 两个粒径的街尘中, 残渣态占比最高, 弱酸提取态和可还原态次之且占比相近, 可氧化态最低. 这可能是由于本次街尘的采样区域主要由混凝土、铺地砖、砂砾等构成, 有机质含量低, 所以可氧化态占比最小. 土壤的 pH 值影响着金属元素的迁移转化和生物有效性^[33]. 成都位于四川盆地, 潮湿多雨, 冬季多雾霾, 酸雨频率高^[34], 可能造成了街尘中弱酸提取态锑占比较高的现象. 可还原态也被称为铁锰氧化物结合态, 刹车片制动时产生的粉尘沉降到街尘中, 其中的锑易被 FeOOH、MnOOH 和 Al(OH)₃ 吸附, 所以可还原态占比均高于可氧化态. Shao 等^[35] 在研究高速公路旁地表灰尘时却发现如下规律: 即可氧化态>残渣态>弱酸提取态>可还原态, 这一研究结果与本文存在一定差异, 可能是因为各自研究区域、污染源特征和样品理化性质不同^[36] 造成的.

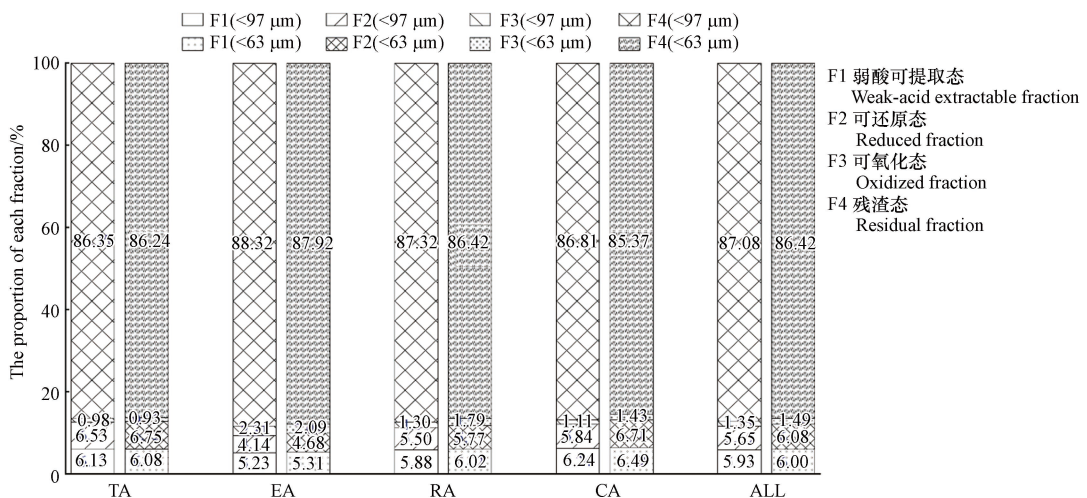


图 3 两个粒径下成都市街尘各形态锑和四个功能区各形态锑平均占比

Fig.3 The average proportion of antimony in each speciation of street dust in Chengdu and four functional areas under two particle sizes

教育区(EA)弱酸提取态和可还原态锑占比相较于其他3个功能区明显下降,可氧化态锑占比明显上升,这可能是因为教育区绿化面积大,植物残渣及富含有机质的土壤颗粒由于风力及雨水冲刷等原因被混入街尘中,使该区域周边街尘中有机质含量增加,从而使可氧化态锑占比增加. 交通区(TA)和商业区弱酸提取态和可还原态占比相较于居民区和教育区更大,这可能是前两个区绿化带相对较少,有机质含量偏低,弱酸提取态和可还原态锑向可氧化态锑迁移转化的机会降低. 同时,相较于粒径 $<97\ \mu\text{m}$ 的街尘,粒径 $<63\ \mu\text{m}$ 的街尘中,各功能区残渣态占比均有所下降,其余3个态占比基本都在增加,说明街尘粒径越小,其中锑的迁移性和生物可利用性越高.

2.3 污染评价

2.3.1 地累积指数法和富集因子法计算结果

根据公式(1)和(2)算出各采样点的地累积指数和富集因子,结果如图4所示. 研究发现,两种评价方法所展示的各功能区污染程度趋势相似. 交通区锑富集程度最严重($5 \leq EF < 20$),处于中度污染—强污染之间,是4个功能区中污染最严重的区域;商业区和居民区次之;教育区锑污染程度最轻,但是各采样点污染情况差异大,可能是因为各高校学科、专业设置不同和所开展的科学研究的差异较大所造成的. 此外,两个粒径的街尘中,各功能区锑都有不同程度的富集,说明人类活动对城市街尘中锑的积累存在明显的影响. 随粒径减小,街尘中锑的富集因子和地累积指数增大,这一结果再次证明,锑更易在小粒径的街尘中累积.

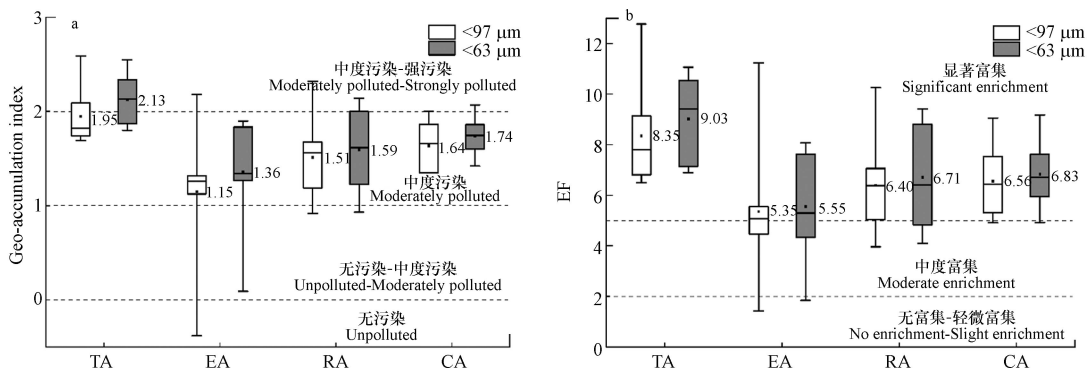


图4 成都市中心城区街尘中锑的地累积指数分布图(a)和富集因子分布图(b)

Fig.4 Distribution of I_{Geo} (a) and EF (b) of antimony in street dust from downtown Chengdu

2.3.2 风险评价编码法评价结果

根据公式(3)计算各采样点弱酸提取态占比(如图5),并据此按照1.3.3节的污染分级标准对各采样点生态风险进行分级. 研究发现,粒径 $<97\ \mu\text{m}$ 的街尘弱酸提取态占比均低于10%,全域均处在低风险,但有一些采样点逼近中等风险;粒径 $<63\ \mu\text{m}$ 的街尘也是如此. 综合来看,粒径 $<97\ \mu\text{m}$ 街尘中71.88%的采样点弱酸提取态占比大于5%,粒径 $<63\ \mu\text{m}$ 中87.50%的采样点弱酸提取态占比大于5%,再次说明粒径更小的街尘生态风险更大.

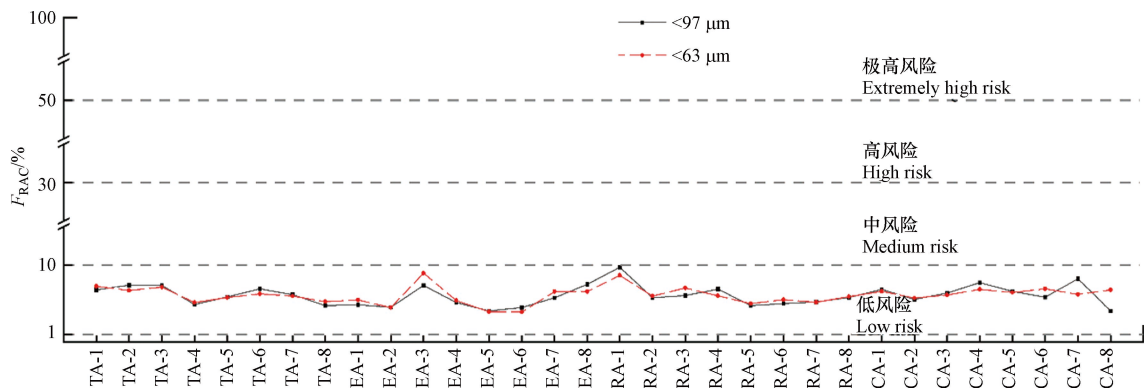


图5 成都市中心城区弱酸提取态锑占比

Fig.5 Proportions of weak-acid extractable antimony in downtown Chengdu

3 结论(Conclusion)

(1) 两个粒径街尘中, 锑平均含量分别为 $4.965 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($<97 \mu\text{m}$) 和 $5.441 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($<63 \mu\text{m}$), 即粒径越小, 街尘对锑的负载能力越强; 4 个功能区中, 锑平均含量顺序为交通区>商业区>居民区>教育区, 各区域锑含量大小与交通密度密切相关。

(2) 两个粒径中, 锑各形态平均占比顺序均为残渣态>弱酸提取态 \approx 可还原态>可氧化态。随粒径减小, 残渣态平均占比降低, 其余 3 个态的平均占比升高。4 个功能区中, 教育区和居民区可氧化态平均占比高于商业区和交通区, 商业区和交通区弱酸提取态、可还原态平均占比高于教育区和居民区。

(3) 地累积指数和富集因子计算结果表明, 成都市中心城区街尘中, 交通区锑污染最为严重, 商业区和居民区次之, 教育区锑积累程度差异大; 风险评价编码法分析结果表明, 街尘中锑主要为低风险, 但有一些采样点逼近中等风险, 应引起一定的关注。

参考文献 (References)

- [1] WANG S Y, WANG L Q, HUAN Y Z, et al. Concentrations, spatial distribution, sources and environmental health risks of potentially toxic elements in urban road dust across China [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 805: 150266.
- [2] JADOON W A, ALI ABDEL-DAYEM S M M, SAQIB Z, et al. Heavy metals in urban dusts from Alexandria and Kafr El-Sheikh, Egypt: Implications for human health [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(2): 2007-2018.
- [3] WU Z N, HE C, LYU H H, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polybrominated diphenyl ethers in urban road dust from Tianjin, China: Pollution characteristics, sources and health risk assessment [J]. *Sustainable Cities and Society*, 2022, 81: 103847.
- [4] YUEN J Q, OLIN P H, LIM H S, et al. Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore [J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 101: 151-163.
- [5] FAISAL M, WU Z N, WANG H L, et al. Human health risk assessment of heavy metals in the urban road dust of Zhengzhou metropolis, China [J]. *Atmosphere*, 2021, 12(9): 1213.
- [6] HEIDARI M, DARIJANI T, ALIPOUR V. Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk assessment [J]. *Chemosphere*, 2021, 273: 129656.
- [7] 姑力巴努·艾尼, 麦麦提吐尔逊·艾则孜, 靳万贵, 等. 乌鲁木齐市地表灰尘微量元素分布特征及潜在健康风险 [J]. *环境化学*, 2019, 38(11): 2619-2629.
GULBANU HINI, MAMATTURSUN EZIZ, JIN W G, et al. Distribution and potential health risk assessment of trace elements in the street dust in Urumqi [J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(11): 2619-2629 (in Chinese).
- [8] MEN C, LIU R M, XU L B, et al. Source-specific ecological risk analysis and critical source identification of heavy metals in road dust in Beijing, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 388: 121763.
- [9] HUANG H, SHU S C, SHIH J H, et al. Antimony trichloride induces DNA damage and apoptosis in mammalian cells [J]. *Toxicology*, 1998, 129(2/3): 113-123.
- [10] QUIROZ W, CORTÉS M, ASTUDILLO F, et al. Antimony speciation in road dust and urban particulate matter in Valparaiso, Chile: Analytical and environmental considerations [J]. *Microchemical Journal*, 2013, 110: 266-272.
- [11] QUIROZ W, DE GREGORI I, BASILIO P, et al. Heavy weight vehicle traffic and its relationship with antimony content in human blood [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2009, 11(5): 1051-1055.
- [12] 邵莉, 肖化云, 吴代放, 等. 交通源重金属污染研究进展 [J]. *地球与环境*, 2012, 40(3): 445-459.
SHAO L, XIAO H Y, WU D S, et al. Review on research on traffic-related heavy metals pollution [J]. *Earth and Environment*, 2012, 40(3): 445-459 (in Chinese).
- [13] DOUSOVA B, LHOTKA M, BUZEK F, et al. Environmental interaction of antimony and arsenic near busy traffic nodes [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 702: 134642.
- [14] OZAKI H, YOSHIMURA K, ASAOKA Y, et al. Antimony from brake dust to the combined sewer collection system via road effluent under rainy conditions [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, 193(6): 369.
- [15] 吴丰昌, 郑建, 潘响亮, 等. 锑的环境生物地球化学循环与效应研究展望 [J]. *地球科学进展*, 2008, 23(4): 350-356.
WU F C, ZHENG J, PAN X L, et al. Prospect on biogeochemical cycle and environmental effect of antimony [J]. *Advances in Earth Science*, 2008, 23(4): 350-356 (in Chinese).
- [16] YILDIRIM G, TOKALI O G L U S. Heavy metal speciation in various grain sizes of industrially contaminated street dust using multivariate statistical analysis [J]. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2016, 124: 369-376.
- [17] ZHAO N, LU X W, CHAO S G, et al. Multivariate statistical analysis of heavy metals in less than $100 \mu\text{m}$ particles of street dust from

- Xining, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73(5): 2319-2327.
- [18] XU X, LU X W, HAN X F, et al. Ecological and health risk assessment of metal in resuspended particles of urban street dust from an industrial city in China [J]. *Current Science*, 2015, 108: 72-79.
- [19] CHOATE L M, RANVILLE J F, BUNGE A L, et al. Dermally adhered soil: 1. Amount and particle-size distribution [J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2006, 2(4): 375-384.
- [20] ZHENG N, HOU S N, WANG S J, et al. Health risk assessment of heavy metals in street dust around a zinc smelting plant in China based on bioavailability and bioaccessibility [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 197: 110617.
- [21] ZHU W, BIAN B, LI L. Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 147(1): 171-181.
- [22] ZHOU Q H, ZHENG N, LIU J S, et al. Residents health risk of Pb, Cd and Cu exposure to street dust based on different particle sizes around zinc smelting plant, Northeast of China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, 37(2): 207-220.
- [23] 赵振平, 张怀成, 冷家峰, 等. 水消解蒸气发生: 原子荧光光谱法测定土壤中的砷、锑和汞 [J]. *中国环境监测*, 2004, 20(1): 44-46.
- ZHAO Z P, ZHANG H C, LENG J F, et al. The method of VG-AFS with clearing by aqua regia to determine As, Sb and Hg in the soil [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2004, 20(1): 44-46(in Chinese).
- [24] 张朝阳, 彭平安, 宋建中, 等. 改进BCR法分析国家土壤标准物质中重金属化学形态 [J]. *生态环境学报*, 2012, 21(11): 1881-1884.
- ZHANG C Y, PENG P A, SONG J Z, et al. Utilization of modified BCR procedure for the chemical speciation of heavy metals in Chinese soil reference material [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(11): 1881-1884(in Chinese).
- [25] MULLER G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. *GeoJournal*, 1969, 2: 108-118.
- [26] ZOLLER W H, GLADNEY E S, DUCE R A. Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South Pole [J]. *Science*, 1974, 183(4121): 198-200.
- [27] LIU J L, LI Y L, ZHANG B, et al. Ecological risk of heavy metals in sediments of the Luan River source water [J]. *Ecotoxicology*, 2009, 18(6): 748-758.
- [28] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- China Environmental Monitoring Station. Chinese soil element background values[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990(in Chinese).
- [29] 朱礼学, 刘志祥, 陈斌. 四川成都土壤地球化学背景及元素分布 [J]. *四川地质学报*, 2004, 24(3): 159-164.
- ZHU L X, LIU Z X, CHEN B. Geochemical background and element distribution in soil in Chengdu, Sichuan [J]. *Acta Geologica Sichuan*, 2004, 24(3): 159-164(in Chinese).
- [30] CHANG X, YU Y, LI Y X. Response of antimony distribution in street dust to urban road traffic conditions [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 296: 113219.
- [31] MARTINEZ A M, ECHEBERRIA J. Towards a better understanding of the reaction between metal powders and the solid lubricant Sb_2S_3 in a low-metallic brake pad at high temperature [J]. *Wear*, 2016, 348/349: 27-42.
- [32] 陶红, 张小红, 王亚娟, 等. 银川市城区地表灰尘重金属污染分布特征及健康风险评价 [J]. *环境化学*, 2022, 41(8): 2573-2585.
- TAO H, ZHANG X H, WANG Y J, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals of surface dust in urban areas of Yinchuan [J]. *Environmental Chemistry*, 2022, 41(8): 2573-2585(in Chinese).
- [33] 杨春霞, 陈永亨, 彭平安, 等. H^+ 反应对土壤重金属分级提取形态分析的影响 [J]. *分析试验室*, 2004, 23(10): 74-80.
- YANG C X, CHEN Y H, PENG P A, et al. Effect of H^+ ion reactivity on sequential extraction procedures of heavy metal speciation analysis [J]. *Analytical Laboratory*, 2004, 23(10): 74-80(in Chinese).
- [34] 郑丽英, 陈志安, 张丽, 等. 2006—2017年成都地区酸雨变化特征及趋势分析 [J]. *气象科技*, 2020, 48(3): 380-386.
- ZHENG L Y, CHEN Z A, ZHANG L, et al. Characteristics and variation trends of acid rain in Chengdu during 2006-2017 [J]. *Meteorological Science and Technology*, 2020, 48(3): 380-386(in Chinese).
- [35] SHAO L, XIAO H Y, WU D S. Speciation of heavy metals in airborne particles, road dusts, and soils along expressways in China [J]. *Chinese Journal of Geochemistry*, 2013, 32(4): 420-429.
- [36] 何孟常, 云影. 锑矿区土壤中锑的形态及生物有效性 [J]. *环境化学*, 2003, 22(2): 126-130.
- HE M C, YUN Y. The speciation and bioavailability of antimony in the soils near antimony mine area [J]. *Environmental Chemistry*, 2003, 22(2): 126-130(in Chinese).