韩志强,张芷欣,刘晓昕月,等.晋中太谷区叶面尘中重金属污染特征、来源与风险评价[J].山西农业大学学报(自然科学版),2025,45(1):114-122.
Han Z Q, Zhang Z X, Liu X X Y, et al.Characteristics, sources, and risk assessment of heavy metal pollution in foliar dust in Taigu District, Jinzhong City[J].Journal of Shanxi Agricultural University(Natural Science Edition), 2025,45(1):114-122.
doi: 10.13842/j.cnki.issn1671-8151.202311042

晋中太谷区叶面尘中重金属污染特征、来源与风险评价

韩志强[1],张芷欣[2],刘晓昕月[2],石梦瑶[2],王金超[2],刘敏霞[2*],常晓敏[2]

(1.山西农业大学 期刊中心,山西 太原 030031;2.山西农业大学 林学院,山西 晋中 030801)

摘　要:[目的]叶面尘中重金属污染情况对区域重金属污染具有指示作用,研究区域叶面尘中重金属分布特征、来源及风险对区域重金属防治具有重要意义。[方法]以晋中市太谷区不同环境功能区、粒径和生活型树种叶面尘为研究对象,采用ICP—MS(等离子体—质谱仪)方法测定叶面尘中重金属的含量,通过相关性及主成分分析方法分析该区叶面尘中重金属的来源,并利用生态风险与健康风险评估模型评估太谷区叶面尘中重金属的风险。[结果]重金属平均含量由高到低分别为101.52±164.46(锌Zn)、20.60±22.53(铬Cr)、15.70±20.01(铅Pb)、7.06±3.54(砷As)、4.45±3.22(铜Cu)、3.11±2.48(镍Ni)、0.98±1.38(镉Cd)mg/kg,Cd的含量为山西省土壤元素背景值的9.8倍。叶面尘中重金属含量总体趋势为交通干道>文教区>工业区,PM2.5>PM10,灌木>常绿乔木>落叶乔木。Pb、As和Cd主要来源于汽车尾气的排放,Ni和Cu主要来源于岩石风化和土壤母质,Cr和Zn主要来源于工业废气的排放。重金属的潜在生态危害指数(RI)为281.35,具有中等程度的生态风险。重金属的非致癌和致癌风险值分别为5.68×10^{-1}(成人)和9.19×10^{-1}(儿童)、2.94×10^{-4}和4.84×10^{-4},无非致癌风险,但具有致癌风险。[结论]镉(Cd)为晋中市太谷区叶面尘中主要污染重金属,由叶面尘重金属引起的生态风险和致癌风险需引起重视。

关键词:叶面尘;重金属;生态风险;健康风险
中图分类号:S719;X821　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1671-8151(2025)01-0114-09

Characteristics, sources, and risk assessment of heavy metal pollution in foliar dust in Taigu District, Jinzhong City

Han Zhiqiang[1], Zhang Zhixin[2], Liu Xiaoxinyue[2], Shi Mengyao[2], Wang Jinchao[2], Liu Minxia[2*], Chang Xiaomin[2]

(*1.Journal Center, Shanxi Agricultural University, Taiyuan 030031, China; 2.College of Forestry, Shanxi Agricultural University, Jinzhong 030801, China*)

Abstract:[Objective]The heavy metal pollution in foliar dust serves as an indicator of regional heavy metal pollution, and investigating the distribution characteristics, sources, and risks of heavy metals in foliar dust is of great significance for regional heavy metal pollution control and prevention. [Methods]This study analyzed foliar dust from different environmental functional areas, particle sizes, and tree species in Taigu District of Jinzhong City. ICP-MS (plasma mass spectrometer) method was used to determine the content of heavy metals in foliar dust. The sources of heavy metals in leaf dust of Taigu District were investigated using correlation and principal component analysis. Ecological and health risk assessment models were used to assess the associated risk. [Results]The main findings of this study were as follows: the average heavy metal concentrations, in descending order, were 101.52±164.46 (Zn), 20.60±22.53 (Cr), 15.70±20.01 (Pb), 7.06±3.54 (As), 4.45±3.22 (Cu), and 3.11±2.48 (Ni) mg/kg. The Cd concentration (0.98±1.38 mg/kg) was 9.8 times higher than the background

收稿日期:2023-11-22　　**修回日期**:2024-05-25
基金项目:山西省基础研究计划(202303021211095);山西农业大学博士科研启动项目(2016YJ13;2021BQ105)
作者简介:韩志强(ORCID:0000-0002-9161-351X),硕士,E-mail:hanzq310@163.com
*通信作者:刘敏霞(ORCID:0000-0001-6667-7813),副教授,博士,研究方向:重金属分布特征与风险评估,E-mail:Liumx@sxau.edu.cn

value of soil elements in Shanxi Province. The overall distribution trend of heavy metal content in foliar dust was: traffic road>cultural and educational area>industrial area; PM2.5>PM10; shrub>evergreen tree>deciduous tree. Pb, As, and Cd were mainly derived from vehicle exhaust emissions; Ni and Cu originated mainly from rock weathering and soil parent material; Cr and Zn were largely contributed to industrial exhaust emissions. The potential ecological hazard index(RI) for heavy metals was 281.35, indicating a moderate ecological risk. The non-carcinogenic and carcinogenic risk values of heavy metals were 5.68×10^{-1}(adults) and 9.19×10^{-1}(children), and 2.94×10^{-4} and 4.84×10^{-4}, respectively, which indicated no non-carcinogenic risk but with a carcinogenic risk. [Conclusion] Cd is the main heavy metal contaminant in foliar dust in Taigu District, Jinzhong City. The ecological and carcinogenic risks associated with heavy metals in foliar dust warrant significant attention.

Keywords: Foliar dust, Heavy metal, Ecological risk, Health risk

随着工业化和城镇化进程的加快,当前空气污染已是严重的环境问题,其中大气颗粒物是最为关注的大气污染物之一[1-3]。大气颗粒物是指大气中粒径<10 μm的固体颗粒,参与大气化学反应,很大程度上影响人体健康[4-5]。化石燃料的燃烧、工业活动、交通运输和人类活动是大气颗粒物的主要来源[5-8]。重金属,如铬(Cr)、镍(Ni)、铜(Cu)、锌(Zn)、砷(As)、镉(Cd)和铅(Pb)是大气颗粒物的重要组成部分[9-10],颗粒物中的重金属很容易通过手口摄取、呼吸吸入和皮肤接触进入人体,最终损害肺部组织,对人体健康产生直接影响[11-14]。大气颗粒中携带的重金属可随颗粒物远距离运输,加重区域内重金属的污染状况[15]。土壤-植物系统是大气颗粒物重要的汇,植物叶片可吸滞大气颗粒物形成叶面尘[16-17]。作为被动污染指标,叶面尘可在一定程度上反应特定时间和区域内的环境污染状况[18-21]。因此,研究叶面尘中重金属的污染特征对区域重金属污染防治具有重要意义。

颗粒物中重金属的含量主要受到季节、颗粒物的粒径及植物的类型(乔木、灌木)的影响。当前,对于叶面尘中重金属的研究主要集中在3个方面:(1)特定植物叶面尘中重金属的分布特征与风险评价。如魏海英等[22]对太原市冬青卫矛叶面尘中重金属的研究表明,Cd、Cr和Zn为冬青卫矛叶面尘中的主要重金属,叶面尘中Cr、Cd和As对儿童的健康存在一定的风险。Zn和Pb是淮南市石楠叶面尘中的主要重金属污染物,但叶面尘中Ni、As、Cr是造成淮南市儿童健康风险的主要重金属[23]。(2)特定生活型(灌木或乔木)叶面尘中重金属的污染特征。青岛市8种灌木叶片中不同重金属含量排序为Zn>Cu>Ni>Pb>Cr>Cd[24],呼和浩特市3种乔木树种重金属以Pb、Cr和Mn为主[25]。(3)不同季节树木叶面尘中重金属的分布差异。对阜新市不同季节树木叶面尘中重金属含量研究表明,春、冬季,云杉对Cd、Cr、Cu、Ni及Pb的滞留能力均较强;夏、秋季,则金叶榆和紫叶李对Cd、Cr、Cu、Ni及Pb的滞留能力更强[26]。叶面尘包括的粒径越小,比表面积越大,对污染物的吸附能力越强。不同生活型(常绿乔木、落叶乔木、灌木等)植物高度、叶片构造和粗糙度不同,对重金属的滞留能力有所差异。另外,不同的环境功能区(工业区、交通干道、文教区等)污染程度不同,叶面尘中重金属的含量也有所差异。但当前对叶面尘中重金属的研究缺乏对不同粒径颗粒物、不同生活型植物叶面尘中重金属分布差异的研究。

因此,本研究收集晋中市太谷区不同环境功能区(文教区、工业区和交通区)主要绿化树种(刺柏、白皮松、国槐、白杜、大叶黄杨和紫叶李)叶面尘,并测定叶面尘中7种(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd和Pb)重金属的含量。本研究的主要目的为:(1)分析晋中市太谷区不同环境功能区、不同粒径、不同生活型植物叶面尘中重金属的污染特征;(2)分析晋中市太谷区叶面尘中重金属的来源;(3)对晋中市太谷区叶面尘中重金属的生态风险和健康风险进行评价,为该区重金属污染防治提供理论依据。

1　材料与方法

1.1　样品采集

将采样区分成3个功能区,文教区,交通干道和工业区(图1)。文教区主要在山西农业大学、太谷交通技师学院和太谷中学设置3个采样点;交通干道选择3个交通密集的路口设置3个采样点,包括东海北路范白线路口、金谷大道箕城街路口、凤仪街太太路口;工业区设置2个采样点,包括胡村镇玛钢厂工业园区、恒达化工工业园区。

本试验与2022年5月,选择雨后1周以上无

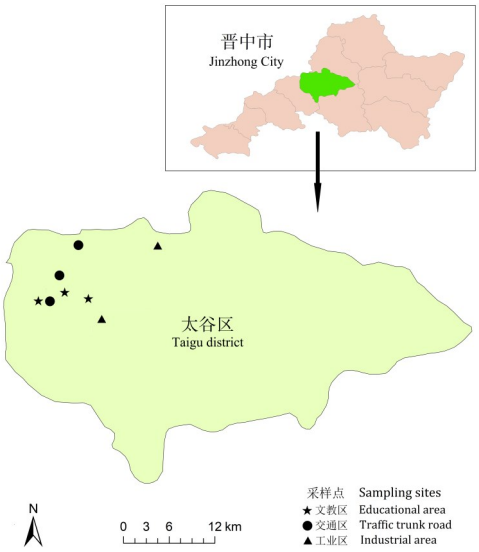


图1 采样点分布图

Fig.1 The sampling sites

雨、晴朗无风的天气进行采样,所有的样品于1天内采集完成。每个采样点采集6种晋中市太谷区常见的绿化树种,包括常绿乔木(刺柏和白皮松)、落叶乔木(国槐、白杜)及灌木(大叶黄杨和紫叶李),共采集48个样品。采样时,每个树种选取东、西、南、北4个方向的叶片。乔木树种采样高度为1.5~2.0 m,灌木树种采样高度为0.5~1.0 m。同一个样点、同一个树种的样品混合成一个样品,装在塑料自封袋中,带回实验室进一步分析。

1.2 样品处理与分析

叶面尘的收集采用水洗滤纸法。将滤膜(孔径分别为2.5 μm和0.45 μm)在烘箱里烘至干重,重量分别记为W_1和W_2。采集的植物叶片放入超声清洗器中,超声震荡15 min,超声液用2.5 μm和0.45 μm的滤膜分别过滤,将带有叶面尘的滤膜放在烘箱里烘干至恒重,重量分别记为W_3和W_4。PM2.5的重量用公式(1)计算,PM10的重量用公式(2)计算。

$$W_{PM2.5}/g = W_4 - W_2 \quad (1)$$

$$W_{PM10}/g = W_3 - W_1 + W_{PM2.5} \quad (2)$$

叶面尘中重金属含量的测定:准确称叶面尘0.100~0.150 g土壤置于聚四氟乙烯消煮罐内,然后加入5 mL HNO_3、2 mL HCl和2 mL HF,摇匀,置于微波消解仪中进行消解,升温程序为:以10 ℃/min由室温升高到130 ℃并保持2 min;然后以8 ℃/min升高到180 ℃保持30 min。消解完毕待微波消解仪内的温度降至室温后,微波消解罐转移到145 ℃电热板上继续进行二次消解2 h,直至消解罐内的酸接近蒸干,消解结束。等消解罐的温度下降到室温时,用去离子水定容至50 mL,并且用0.45 μm滤膜过滤,滤液进行稀释后用等离子体质谱仪(ICP-MS)测定其中的Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、和Pb的含量。

1.3 叶面尘中重金属生态风险评价方法

潜在生态危害指数法(potential ecological risk index, RI)可在总体上对叶面尘中的重金属进行生态风险评价[27]。RI可通过公式(3)~(5)计算:

$$C_f^i = C_{surface}^i / C_{reference}^i \quad (3)$$

$$E_f^i = C_f^i \times T_f^i \quad (4)$$

$$RI = \sum_f^i E_f^i \quad (5)$$

式中$C_{surface}^i$表示沉积物和消落带土壤中重金属的浓度;$C_{reference}^i$表示山西省土壤重金属的背景值,Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、和Pb的背景值分别为55.3,29.9,22.9,63.5,9.1,0.1,14.7 mg/kg[28];T_f^i表示重金属的毒性因子,7种重金属的毒性因子分别为Cd=30, As=10, Cu=Pb=Ni=5, Cr=2, Zn=1[27];E_f^i为单个重金属的生态危害指数;RI为7种重金属生态危害指数的总和。E_f^i分为5个级别,RI分为4个级别(表1)。

表1 E_f^i和RI的分类级别

Table 1 Categories of E_f^i and RI

E_f^i	级别 Catrgories	RI	级别 Categories
$E_f^i<40$	轻微	RI<150	轻微
$40\leqslant E_f^i<80$	中等	150≤RI<300	中等
$80\leqslant E_f^i<160$	强	300≤RI<600	强
$160\leqslant E_f^i<320$	很强	RI≥600	很强
$E_f^i\geqslant 320$	极强		

1.4 健康风险评价方法

叶面尘中重金属对人类的健康风险评价采用健康风险指数模型法进行,包括非致癌风险和致癌风险[29]。叶面尘中重金属可通过3种途径进入人体,经手口吞入(ingestion)、呼吸吸入(inhalation)及皮肤接触(dermal)。3种途径的日平均暴露量(average daily intake, ADI)可用公式(6)~(8)进行计算。

$$ADI_{ingestion} = C_{surface}^i \times \frac{R_{ingestion} \times ExF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (6)$$

$$ADI_{inhalation} = C^{i}_{surface} \times \frac{R_{inhalation} \times ExF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (7)$$

$$ADI_{dermal} = C^{i}_{surface} \times \frac{SA \times AF \times ABF \times ExF \times ED}{BW \times AT} \quad (8)$$

式中,$R_{ingestion}$为吞入频率(成人为50 mg/d,儿童为87 mg/d),BW为平均体重(成人为64 kg,儿童为22.3 kg),ED为暴露时间(成人为24 y,儿童为2 y),ExF为暴露频率(350 d/y),AT为暴露天数(ED×365 d),$R_{inhalation}$为吸入频率(成人为16.1 m^3/d,儿童为8.5 m^3/d),PEF为灰尘排放因子(1.32×10^9 m^3/kg),SA为与叶面尘接触的皮肤面积(成人为5700 cm^2/d,儿童为2800 cm^2/d),AF为皮肤黏着因子(成人为2×10^{-7} kg/cm,儿童为1×10^{-6} kg/cm),ABF为皮肤黏着度(0.2)。

叶面尘中重金属的非致癌风险可用公式(9)、公式(10)计算。

$$HQ_i = \frac{ADI_i}{R_fD} \quad (9)$$

$$HI = \sum HQ_i \quad (10)$$

式中R_fD为推荐剂量,具体值见表2。如HI>1,则表示叶面尘中重金属具有非致癌风险,应引起重视;如HI<1,则表示叶面尘中重金属不具有非致癌风险。

叶面尘中重金属的致癌风险可用公式(11)、公式(12)计算。

$$CR_i = ADI_i \times CSF_0 \quad (11)$$

$$CR = \sum CR_i \quad (12)$$

式中CSF_0为致癌斜率因子,具体值见表2。如$CR>1\times10^{-4}$,表示叶面尘中重金属具有致癌风险,如$1\times10^{-6}<CR<1\times10^{-4}$,表示致癌风险可接受,如$CR<1\times10^{-6}$,表示无致癌风险。

1.5　数据分析

利用Excel 2023和SPSS 23.0进行主成分(PCA)及相关性分析,Sigma plot 14.0绘制图形。

2　结果与分析

2.1　叶面尘中重金属含量分布

太谷区叶面尘中重金属含量的平均值、最大值、最小值、标准差、变异系数及山西省土壤元素重金属背景值见表3。可见,7种重金属平均含量由高到低为Zn>Cr>Pb>As>Cu>Ni>Cd,含量分别为101.52±164.46,20.60±22.53,15.70±20.01,7.06±3.54,4.45±3.22,3.11±2.48,0.98±1.38 mg/kg。Zn、Pb和Cd的平均含量超过山西省土壤重金属元素的背景值,尤其是Cd的平均含量为山西省土壤Cd背景值的9.8倍,为污染最严重的金属元素。虽然Cr和As的平均含量低于山西省土壤Cr和As的背景值,但因其最高值大于山西省土壤这2种元素的背景值,但部分样点的Cr和As含量要高于山西省土壤这2种元素的背景值(表1)。变异系数和标准差可用来表示重金属在不同样点之间的离散程度,晋中市太谷区叶面尘中重金属的变异系数为Ni(0.80)>Cd(0.78)>Cu(0.73)>Pb(0.64)>Zn(0.63)>Cr(0.61)>As(0.50),Ni的含量离散程度最大,As的含量离散程度最小。叶面尘中重金属的标准差较大,这可能由于本研究样本采集于太谷区的不同环境功能区,各个功能区重金属含量差别较大所导致(图2),说明重金属的分布存在显著的空间异质性,受人为影响很大。

表2　推荐剂量R_fD(mg/kg/d)和致癌斜率因子CSF_0(kg/d/mg)的值

Table 2　Recommended dose(R_fD; mg/kg/d) and CSF_0 (kg/d/mg) of HMs

重金属 Heavy metals	吞入推荐剂量 Ingestion R_fD	接触推荐剂量 Dermal R_fD	吸入推荐剂量 Inhalation R_fD	吞入致癌因子 Ingestion CSF_0	接触致癌因子 Dermal CSF_0	吸入致癌因子 Inhalation CSF_0
Cu	0.04	0.012	0.012	NA[a]	NA	NA
Zn	0.30	0.06	0.30	NA	NA	NA
Cr	0.003	0.003	0.000 029	0.50	2.00	4.20
Ni	0.02	0.005 4	0.020 6	1.70	4.25	0.90
As	0.000 3	0.000 12	0.000 3	1.50	3.66	1.51
Cd	0.001	0.000 03	0.000 057	NA	NA	6.30
Pb	0.0014	0.000 53	0.003 5	NA	NA	NA

注:NA表示没有推荐值。

Note: NA indicated that there was no recommended value.

2.2　不同环境功能区叶面尘中重金属含量分布特征

晋中市太谷区不同环境功能区叶面尘中重金属含量分布如图2所示。Cr在工业区、交通干道和文教区的含量分布为工业区>交通干道>文教区,且含量有显著差异($P<0.05$)。Ni、Cu、As在不同环境功能区含量大小顺序为交通干道>文教区>工业区,Ni和Cu的含量仅在工业区和交通干道之

表3 晋中市太谷区叶面尘中重金属含量

Table 3 Concentrations of heavy metals in Taigu district, Jinzhong city mg/kg

重金属 Heavy metals	平均值 Average	最小值 Minimum	最大值 Maximum	标准差 Standard	变异系数 CV	背景值 Background value
Cr	20.60	1.54	72.60	12.53	0.61	55.3
Ni	3.11	0.16	13.29	2.48	0.80	29.9
Cu	4.45	0.04	15.26	3.22	0.73	22.9
Zn	101.52	2.47	313.79	64.46	0.63	63.5
Pb	15.70	3.38	91.67	10.01	0.64	14.7
As	7.06	0.00	14.23	3.54	0.50	9.1
Cd	0.98	0.11	4.94	1.38	0.78	0.1

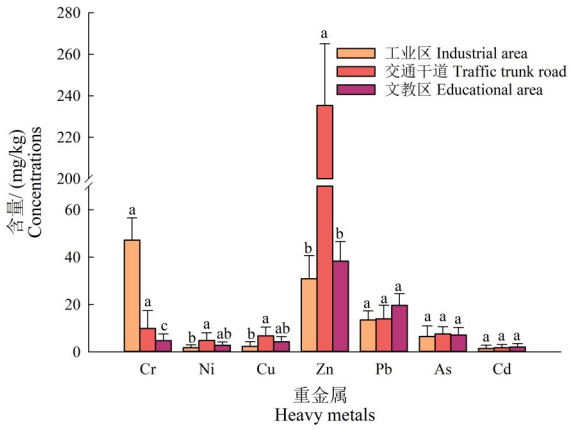
间存在显著差异($P<0.05$),其它环境功能区含量无显著差异,As的浓度在不同环境功能区之间无显著差异。Zn的含量在不同环境功能区分布为交通干道>文教区>工业区,文教区与工业区含量无显著差异。Pb、Cd含量分布为文教区>交通干道>工业区,但3个环境功能区之间并无显著差异。除了Cr以外,Ni、Cu、Zn、Pb、As和Cd的含量均表现出文教区>工业区(Pb和Cd的含量甚至表现出文教区最高,文教区>交通干道>工业区,出现这种现象可能是文教区在交通干道附近,大气中的颗粒物携带重金属随大气颗粒物传输,加重文教区的重金属污染。

2.3 不同粒径叶面尘中重金属含量分布特征

重金属在晋中市太谷区不同粒径叶面尘中的重金属含量分布特征为PM2.5>PM10(图3),且差异显著($P<0.05$,Zn和Cr除外)。PM2.5比PM10具有更大的比表面积和表面张力[30],因此重金属优先附着在粒径小的PM2.5上,这导致PM2.5中重金属浓度要高于PM10。PM2.5为人体可吸入的大气颗粒物,PM2.5携带的重金属比PM10携带的重金属对人体健康危害更大。

2.4 不同生活型树木叶面尘中重金属浓度分布特征

晋中市太谷区叶面尘中重金属浓度分布特征见图4。锌(Zn)的含量在不同生活型树种之间的分布特征为灌木>落叶乔木>常绿乔木,但落叶乔木和常绿乔木之间含量无显著差异。Cr、Ni、Cu、Pb、As和Cd的含量在不同生活型树种之间的分布为灌木>常绿乔木>落叶乔木,Pb的含量在灌木与常绿乔木、常绿乔木与落叶乔木之间差异显著($P<0.05$),其余重金属含量在不同生活型树



图中不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。下同

Different lowercase letters in the figure indicate significant differences($P<0.05$). The same as below

图2 不同环境功能区叶面尘中重金属含量分布特征

Fig.2 Concentrations of heavy metals with different particle sizes in foliar dust

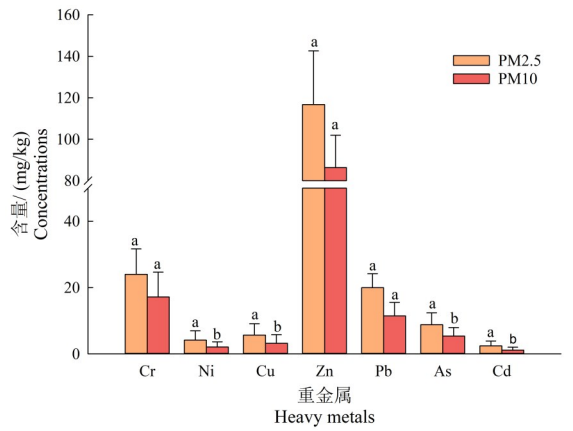


图3 不同粒径叶面尘中重金属含量分布

Fig.3 Concentrations of heavy metals in foliar dust from differrent particle sizes

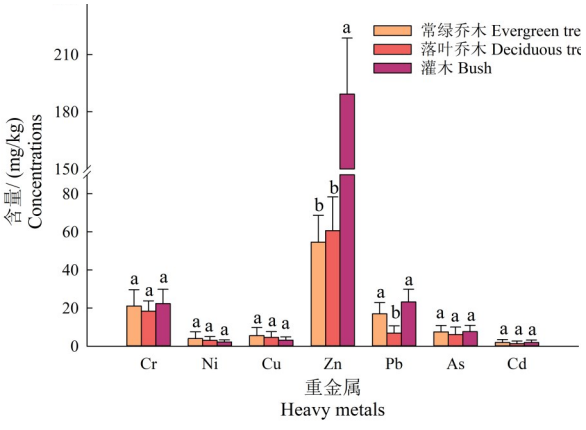


图4 不同生活型树种叶面尘中重金属含量分布

Fig.4 Concentrations of heavy metals in foliar dust from different types of trees

种之间差异不显著。由此可见,灌木树种叶面尘中重金属的含量要高于乔木。本研究灌木树种的采样高度一般在0.5～1.0 m,是人类接触较多的高度,尤其是儿童,因此灌木叶面尘中重金属对儿童的影响需引起重视。

3　讨论

3.1　叶面尘中重金属来源分析

本研究利用重金属含量之间相关性及主成分分析解析晋中市太谷区叶面尘中重金属的来源。

重金属含量之间相关性分析见表4。Ni和Cu、As和Cd之间具有极显著相关性($P<0.01$),相关系数分别为0.97和0.94,指示Ni和Cu、As和Cd可能有相同的来源。Pb和As、Cd之间具有极显著($P<0.01$)和显著($P<0.05$)的相关性,相关系数分别为0.44、0.39,指示这3种元素可能有相同的来源。

表4　重金属含量之间相关性分析

Table 4　Correlation analysis among heavy metals

	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	As	Cd
Cr	1	−0.12	−0.20	−0.27	0.04	0.09	−0.05
Ni		1	0.97**	0.09	0.21	0.24	0.14
Cu			1	0.13	0.13	0.24	0.14
Zn				1	−0.09	0.21	0.22
Pb					1	0.44**	0.39*
As						1	0.94**
Cd							1

注:*表示显著水平为0.05,**表示显著水平为0.01。

Note:* indicated significant difference at 0.05 level, ** indicated significant difference at 0.01 level.

晋中市太谷区叶面尘重金属含量主成分分析结果如表5所示,共提取3个主成分(特征根>1),3个主成分可解释所有变量的79.70%,叶面尘中重金属可能有3种不同来源。第1个主成分解释所有变量的37.52%,主要和金属元素Pb、AS和Cd相关,说明Pb、As和Cd具有相同的来源,与相关性分析结果一致;第2个主成分主要和金属元素Ni和Cu相关,可解释变量的24.19%,与相关性分析结果相同Ni和Cu具有相同的来源;第3个主成分主要和Cr和Zn相关,可解释变量的17.99%,Cr和Zn具有相同的来源。

相关性和主成分分析揭示太谷区叶面尘中重金属共有3种来源。第1种来源与Pb、As和Cd金属元素相关,为汽车尾气排放[31]。Cd和Pb是汽车尾气的主要金属元素,本研究区域为晋中市人口、教育密集和工业较发达区域,车流量大,汽车尾气中携带的Pb、As和Cd附着在大气颗粒物中,经大气沉降大其颗粒物滞留在植物叶片上。

表5　叶面尘重金属含量主成分分析结果

Table 5　Principle component analysis results of heavy metals in foliar dust

重金属 Heavy metals	主成分 Principle component		
	1	2	3
Cr	−0.15	0.37	0.63
Ni	0.30	0.65	0.27
Cu	0.29	0.69	0.18
Zn	0.30	−0.08	0.78
Pb	0.73	0.33	0.34
As	0.83	0.50	−0.04
Cd	0.77	0.54	−0.17
特征根 Eigenvalue	2.63	1.69	1.26
方差百分比/% VP	37.52	24.19	17.99
累积方差百分比/% CVP	37.52	61.71	79.70

第2种来源主要与Ni和Cu金属元素相关,为自然来源。由表1可见,Ni和Cu的平均含量及最大含量均低于山西省土壤重金属元素背景值,因此,这2种元素主要来源于岩石风化和土壤母质。

第3种来源主要与金属元素Zn和Cr相关,为工业废气排放。Cr和Zn是金属冶炼、金属锻造企业排放废气的主要成分[32],由图1可见,Cr的含量在工业区出现最大值。太谷区胡村镇为玛钢厂集中区域,生产各种金属制品,这些工厂排放的废气携带Cr和Zn经过大气沉降进入太谷区叶面尘中。

3.2　叶面尘中重金属生态风险评价

晋中市太谷区叶面尘中重金属生态风险指数如图5所示,叶面尘中Cr、Ni、Cu、Zn、Pb和As的毒性指数E_f^i分别为0.74、0.52、0.97、1.60、5.34、7.76,均低于40,指示这几种金属元素对生态系统没有风险。而Cd的毒性指数E_f^i为264,Cd对生态系统有很强的风险。由表4可见,Cd是引起晋中市太谷区叶面尘中重金属生态风险的主要金属元素,约占太谷区叶面尘中重金属生态风险的94.98%。叶面尘中重金属的潜在生态危害指数RI的值为33.99～790.08,平均值为281.35,指示叶面尘中重金属对生态系统有中等的生态风险。工业区RI值

范围为33.99～402.86,均值为189.26,指示其叶面尘中重金属对生态系统有中等程度的生态风险。工业区中有67%的样点RI<150,有轻微的生态风险;8%的样点有中等程度的生态风险(150≤RI<300);25%的样点有强的生态风险(300≤RI<600)。工业区叶面尘中各重金属对RI值的贡献率大小顺序为Cd>As>Pb>Zn>Cu>Ni>Cr。交通干道RI值范围为92.73～562.72,均值为306.00,指示其叶面尘中重金属对生态系统有强的生态风险。交通干道中有8%的样点RI<150,有轻微的生态风险;42%的样点150≤RI<300,有中等程度的生态风险;50%的样点有强的生态风险(300≤RI<600)。交通干道叶面尘中各重金属对RI值的贡献率大小顺序与工业区相同,为Cd>As>Pb>Zn>Cu>Ni>Cr。文教区RI值范围为145.80～790.08,均值为348.79,指示其叶面尘中重金属对生态系统有强的生态风险。文教区中有50%的样点150≤RI<300,有中等程度的生态风险;42%的样点300≤RI<600,有强的生态风险;有8%的样点RI>600,有很强的生态风险。文教区叶面尘中各重金属对RI值的贡献率大小顺序为Cd>As>Pb>Cu>Zn>Ni>Cr。由此可见,文教区的叶面尘中重金属的生态风险是最高的,且Cd是对文教区生态风险贡献最大的重金属元素,这可能是由于大气中的颗粒物携带Cd随大气颗粒物传输,加重文教区的生态风险。

3.3 叶面尘中重金属健康风险评价

重金属通过吞入、吸入及皮肤接触对成人(年

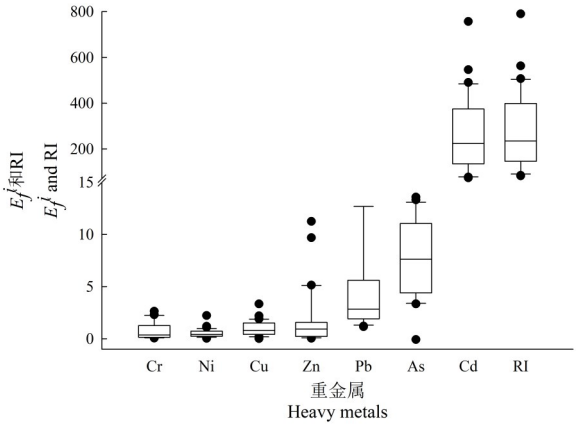


图5 太谷区叶面尘中重金属生态风险指数

Fig.5 Potential ecological risk index (RI) of heavy metals in foliar dust from Taigu district

表6 重金属的致癌与非致癌风险

Table 6 Non－carcinogenic risks and carcinogenic risks results of each metal

重金属 Heavy metals	成人(年龄>18岁)非致癌风险 Non－carcinogenic risks for adults				成人(年龄>18岁)致癌风险 Carcinogenic risks for adults			
	$HQ_{ingestion}$	$HQ_{inhalation}$	HQ_{dermal}	HI	$CR_{ingestion}$	$CR_{inhalation}$	CR_{dermal}	CR
Cr	5.14×10^{-3}	1.30×10^{-4}	2.35×10^{-2}	2.87×10^{-2}	7.72×10^{-6}	1.58×10^{-8}	1.41×10^{-4}	1.48×10^{-4}
Ni	1.16×10^{-4}	2.76×10^{-8}	1.96×10^{-3}	2.08×10^{-3}	3.96×10^{-6}	5.11×10^{-10}	4.51×10^{-5}	4.90×10^{-5}
Cu	8.33×10^{-5}	6.77×10^{-8}	1.27×10^{-3}	1.35×10^{-3}	—	—	—	—
Zn	2.54×10^{-4}	6.18×10^{-8}	5.78×10^{-3}	6.03×10^{-3}	—	—	—	—
Pb	8.40×10^{-3}	8.20×10^{-7}	1.01×10^{-1}	1.10×10^{-1}	—	—	—	—
As	1.76×10^{-2}	4.30×10^{-6}	2.01×10^{-1}	2.19×10^{-1}	5.29×10^{-6}	1.93×10^{-9}	8.83×10^{-5}	9.35×10^{-5}
Cd	1.32×10^{-3}	5.65×10^{-6}	2.01×10^{-1}	2.02×10^{-1}	—	2.03×10^{-9}	—	2.03×10^{-9}
Total	3.29×10^{-2}	1.41×10^{-4}	5.35×10^{-1}	5.68×10^{-1}	1.96×10^{-5}	2.03×10^{-8}	2.74×10^{-4}	2.94×10^{-4}
重金属 Heavy metals	儿童(年龄<18岁)非致癌风险 Non－carcinogenic risks for adults				儿童(年龄<18岁)致癌风险 Carcinogenic risks for adults			
	$HQ_{ingestion}$	$HQ_{inhalation}$	HQ_{dermal}	HI	$CR_{ingestion}$	$CR_{inhalation}$	CR_{dermal}	CR
Cr	2.57×10^{-2}	1.97×10^{-4}	3.31×10^{-2}	5.89×10^{-2}	3.85×10^{-5}	2.40×10^{-8}	1.98×10^{-4}	2.37×10^{-4}
Ni	5.81×10^{-4}	4.17×10^{-8}	2.77×10^{-3}	3.35×10^{-3}	1.98×10^{-5}	7.74×10^{-10}	6.36×10^{-5}	8.33×10^{-5}
Cu	4.16×10^{-4}	1.03×10^{-7}	1.78×10^{-3}	2.20×10^{-3}	—	—	—	—
Zn	1.27×10^{-3}	9.37×10^{-8}	8.15×10^{-3}	9.41×10^{-3}	—	—	—	—
Pb	4.19×10^{-2}	1.24×10^{-6}	1.43×10^{-1}	1.85×10^{-1}	—	—	—	—
As	8.80×10^{-2}	6.52×10^{-6}	2.83×10^{-1}	3.71×10^{-1}	3.96×10^{-5}	2.93×10^{-9}	1.24×10^{-4}	1.64×10^{-4}
Cd	6.59×10^{-3}	8.56×10^{-6}	2.83×10^{-1}	2.89×10^{-1}	—	3.07×10^{-9}	—	3.07×10^{-9}
Total	1.65×10^{-1}	2.13×10^{-4}	7.55×10^{-1}	9.19×10^{-1}	9.79×10^{-5}	3.07×10^{-8}	3.86×10^{-4}	4.84×10^{-4}

龄>18岁)和儿童(年龄1~18岁)健康的非致癌和致癌风险值见表6。非致癌风险值为5.68×10^{-1}(成人)和9.19×10^{-1}(儿童),均小于1,说明重金属对人体健康没有非致癌风险。值的注意的是,重金属对儿童的非致癌风险非常接近1,应引起重视。重金属元素的非致癌风险指数HI由高到低的顺序为As>Cd>Pb>Cr>Zn>Ni>Cu,As和Cd为造成非致癌风险的主要元素。不同途径造成的非致癌风险为皮肤接触>吞入>吸入,皮肤接触是非致癌风险的主要途径,约占总致癌风险的79.85%(成人)和82.61%(儿童)。

重金属的致癌风险主要是由Cr、Ni、As和Cd引起的。总致癌风险值CR为2.94×10^{-4}(成人)和4.84×10^{-4}(儿童),均大于1×10^{-4},叶面尘中重金属对成人和儿童均具有致癌风险。与非致癌风险类似,儿童的致癌风险要高于成人。致癌风险大小为Cr>As>Ni>Cd,且单独Cr对成人和儿童的致癌风险及As对儿童的致癌风险均超过1×10^{-4},说明仅在Cr和As存在情况下即可对人体造成致癌风险,这2种金属元素要特别注意。虽然叶面尘中Ni的含量低于山西省土壤金属元素背景值,但致癌风险为8.33×10^{-5},接近1×10^{-4},不容忽视。

4　结论

(1)晋中市太谷区Cd、Pb和As为叶面尘中主要重金属污染物。总体趋势:交通干道>文教区>工业区,PM2.5>PM10,且灌木>常绿乔木>落叶乔木。重金属标准差与变异系数较大,说明叶面尘中重金属存在显著的空间异质性,受人类活动影响较大;(2)叶面尘中重金属有3种来源,Cd、Pb和As主要来源于汽车尾气的排放,Ni和Cu主要来源于岩石风化和土壤母质,Cr和Zn主要来源于工业废气的排放;(3)叶面尘重金属具有中等程度的生态风险,文教区叶面尘重金属的生态风险高于工业区和交通干道。重金属不会对人体健康造成非致癌风险,皮肤接触是重金属非致癌风险的主要暴露途径。叶面尘中重金属对成人和儿童具有致癌风险,Cr和As是引起致癌风险的主要金属元素;(4)Cd的含量为山西省土壤元素背景值的9.8倍,且Cd对叶面尘重金属生态风险的贡献率94.98%,未来应侧重Cd价态转化方面的研究,形成完整的Cd迁移、转化、归趋。

参　考　文　献

[1]Jin L, Luo X S, Fu P Q, et al. Airborne particulate matter pollution in urban China: a chemical mixture perspective from sources to impacts[J]. National Science Review, 2017, 4(4): 593-610.

[2]Zhang X X, Gu X C, Cheng C X, et al. Spatiotemporal heterogeneity of $PM_{2.5}$ and its relationship with urbanization in North China from 2000 to 2017[J]. Science of the Total Environment, 2020, 744: 140925.

[3]Li C C, Du D L, Gan Y D, et al. Foliar dust as a reliable environmental monitor of heavy metal pollution in comparison to plant leaves and soil in urban areas[J]. Chemosphere, 2022, 287: 132341.

[4]Cai J, Zhao Y, Kan J L, et al. Prenatal exposure to specific $PM_{2.5}$ chemical constituents and preterm birth in China: a nationwide cohort study[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(22): 14494-14501.

[5]Morgan J L L, Shauchuk A, Meyers J L, et al. Quantifying the deposition of airborne particulate matter pollution on skin using elemental markers[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(24): 15958-15967.

[6]Chen Q C, Wang M M, Sun H Y, et al. Enhanced health risks from exposure to environmentally persistent free radicals and the oxidative stress of $PM_{2.5}$ from Asian dust storms in Erenhot, Zhangbei and Jinan, China[J]. Environment International, 2018, 121: 260-268.

[7]Chen Q C, Sun H Y, Mu Z, et al. Characteristics of environmentally persistent free radicals in $PM_{2.5}$: concentrations, species and sources in Xi'an, NorthWestern China[J]. Environmental Pollution, 2019, 247: 18-26.

[8]Lü Z F, Wang X T, Deng F Y, et al. Source-receptor relationship revealed by the halted traffic and aggravated haze in Beijing during the COVID-19 lockdown[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(24): 15660-15670.

[9]Xie J W, Jin L, Cui J L, et al. Health risk-oriented source apportionment of $PM_{2.5}$-associated trace metals[J]. Environmental Pollution, 2020, 262: 114655.

[10]Zhao Z, Luo X S, Jing Y S, et al. In vitro assessments of bioaccessibility and bioavailability of $PM_{2.5}$ trace metals in respiratory and digestive systems and their oxidative potential[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 409: 124638.

[11]Kağızmanlı G A, Kırbıyık Ö, Abacı A, et al. Anaemia-based screening for resistance to thyroid hormone alpha in children[J]. Clinical Endocrinology, 2024, 100(3): 304-311.

[12]He X T, Liu P P, Zhao W Y, et al. Size distribution of water-soluble metals in atmospheric particles in Xi'an, China: seasonal variations, bioavailability, and health risk assessment[J]. Atmospheric Pollution Research, 2021, 12(6): 101090.

[13]Lin H, Chen Q C, Wang M M, et al. Oxidation potential and coupling effects of the fractionated components in airborne fine particulate matter[J]. Environmental Research, 2022, 213: 113652.

[14]Wang Q W, Chen Q C, Wang C, et al. Sources and health risk

assessment of water-soluble and water-insoluble metals in road and foliar dust in Xi'an, Northwest China[J]. Science of the Total Environment,2023,891:164704.

[15]Hou D Y, O'Connor D, Igalavithana A D, et al. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability [J]. Nature Reviews Earth & Environment,2020,1:366-381.

[16]Yang J, McBride J, Zhou J X, et al. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction[J].Urban Forestry & Urban Greening, 2005, 3(2):65-78.

[17]Jia M Y, Zhou D Q, Lu S P, et al. Assessment of foliar dust particle retention and toxic metal accumulation ability of fifteen roadside tree species: relationship and mechanism [J]. Atmospheric Pollution Research,2021,12(1):36-45.

[18]Sani A L, Darma A I, Ibrahim Dala A. Assessment of foliar dusts metals burden as indicators of heavy metals contamination in Kano metropolis, Nigeria[J]. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2023, 103(20):8813-8824.

[19]Liu Y Z, Song S S, Bi C J, et al. Occurrence, distribution and risk assessment of mercury in multimedia of soil-dust-plants in Shanghai, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019(17): 3028.

[20]Huang S, Hu K Y, Chen S K, et al. Chemical composition, sources, and health risks of $PM_{2.5}$ in small cities with different urbanization during 2020 Chinese Spring Festival [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2023,30(57):120863-120876.

[21]Ma X, Sha Z P, Li Y Z, et al. Temporal-spatial characteristics and sources of heavy metals in bulk deposition across China [J]. Science of the Total Environment,2024,926:171903.

[22]魏海英,饶雷振,章博函,等. 太原市叶面尘中重金属分布特征及其健康风险评价[J]. 环境科学学报,2021,41(3):1050-1057.
Wei H Y, Rao L Z, Zhang B H, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in foliage dust in Taiyuan City [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2021,41(3):1050-1057.

[23]张丹龙,方凤满,朱哲,等. 淮南城区小学校园石楠叶面尘重金属污染特征及健康风险评价[J]. 水土保持学报,2016,30(2):328-333.
Zhang D L, Fang F M, Zhu Z, et al. Contamination and health risk assessment of heavy metals in the foliar dust of Photinia serrulata from primary school of Huainan[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2016,30(2):328-333.

[24]林星宇,李海梅,李彦华,等. 灌木滞尘能力与重金属含量间的关系[J]. 江苏农业科学,2019,47(15):180-183.
Lin X Y, Li H M, Li Y H, et al. Relationship between dust retention ability and heavy metal content of shrubs[J]. Jiangsu Agricultural Sciences,2019,47(15):180-183.

[25]杨娜,包海,刘智远,等. 秋季呼和浩特市主要绿化树种叶面滞尘重金属含量分布特征[J]. 内蒙古师范大学学报(自然科学汉文版),2022,51(6):622-629.
Yang N, Bao H, Liu Z Y, et al. Distribution of heavy metal content in leaf dust of landscape trees at autumn in Hohhot[J]. Journal of Inner Mongolia Normal University (Natural Science Edition),2022,51(6):622-629.

[26]赵晓亮,郭猛,吕美婷,等. 阜新市绿化树种对大气颗粒物及重金属滞留能力研究[J]. 生态环境学报,2021,30(8):1662-1671.
Zhao X L, Guo M, Lü M T, et al. Study on retention capacity of green tree species to atmospheric particulate matter and heavy metals in Fuxin [J]. Ecology and Environmental Sciences,2021,30(8):1662-1671.

[27]Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980,14(8):975-1001.

[28]史崇文,赵玲芝,郭新波,等.山西土壤元素背景值及其特征[J].华北地质矿产杂志,1994,9(2):188-196.
Shi C W, Zhao L Z, Guo X B, et al. Background values of soil elements in Shanxi and their distribution feature [J]. Journa of Geology & Mineral Research North China, 1994, 9(2): 188-196.

[29]Khairy M A, Barakat A O, Mostafa A R, et al. Multielement determination by flame atomic absorption of road dust samples in Delta Region, Egypt[J]. Microchemical Journal, 2011, 97(2):234-242.

[30]丁艳旭,包海. 呼和浩特市城区环境空气颗粒物中重金属含量时间分布特征[J]. 内蒙古石油化工,2023,49(3):22-25.
Ding Y X, Bao H. Temporal distribution of heavy metal content in ambient air particles in Hohhot City [J]. Inner Mongolia Petrochemical Industry,2023,49(3):22-25.

[31]Thorpe A, Harrison R M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review [J]. Science of the Total Environment,2008,400(1-3):270-282.

[32]杨弘,张君秋,王维,等. 太原市大气颗粒物中重金属的污染特征及来源解析[J]. 中国环境监测,2015,31(2):24-28.
Yang H, Zhang J Q, Wang W, et al. The elemental pollution characteristics and source apportionment of atmospheric particulate in Taiyuan [J]. Environmental Monitoring in China,2015,31(2):24-28.

(编辑:郭玥微)