

戴斯迪, 马克明, 宝乐, 等. 2013. 北京城区公园及其邻近道路国槐叶面尘分布与重金属污染特征[J]. 环境科学学报, 33(1):154-162

Dai S D, Ma K M, Bao L, et al. 2013. Distribution of particle matters and contamination of heavy metals in the foliar dust of *Sophora japonica* in parks and their neighboring roads in Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(1):154-162

北京城区公园及其邻近道路国槐叶面尘分布与重金属污染特征

戴斯迪¹, 马克明^{1,*}, 宝乐¹, 张田², 张地¹

1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2. 北京林业大学林学院, 北京 100083

收稿日期: 2012-02-21

修回日期: 2012-05-15

录用日期: 2012-05-15

摘要: 叶面尘可以反映一段时间、一定区域内空气颗粒物的污染状况。为了探究城市公园环境和道路环境的空气颗粒物污染差异, 同时采集了北京市 12 座公园及邻近道路的国槐 (*Sophora japonica*) 叶面尘, 对比分析其滞尘量、粒径分布、重金属含量的差异, 并探讨了重金属的可能来源。结果表明: 行道树国槐滞尘量显著高于公园国槐 ($p=0.041$), 但后者富集了更多粒径范围在 2~20 μm 之间的颗粒物。叶面尘中的重金属污染程度表现为 $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Mn}$, 其中, Cu、Pb 和 Zn 达到中度污染水平, 公园国槐叶面尘重金属元素的含量一般高于行道树国槐。公园国槐叶面尘重金属主要来源于交通排放, 其次来自土壤母质, 小部分来自工业排放和化石燃料燃烧排放等; 行道树国槐叶面尘重金属最重要的来源是交通排放, 其次是非特定源 (工业排放、化石燃料燃烧排放、地面灰尘的二次扬尘及土壤母质等)。本文的研究结果表明, 严格控制交通排放是缓解北京城市灰尘污染的重要途径。

关键词: 北京; 叶面滞尘量; 粒径分析; 重金属; 源解析

文章编号: 0253-2468(2013)01-154-09

中图分类号: X513

文献标识码: A

Distribution of particle matters and contamination of heavy metals in the foliar dust of *Sophora japonica* in parks and their neighboring roads in Beijing

DAI Sidi¹, MA Keming^{1,*}, BAO Le¹, ZHANG Tian², ZHANG Di¹

1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

2. College of Forestry, Beijing Forestry University, Beijing 100083

Received 21 February 2012;

received in revised form 15 May 2012;

accepted 15 May 2012

Abstract: Foliar dust is a good indicator for airborne particle pollution in a certain area for a period of time. In this study, twelve parks and their neighboring roads in Beijing were surveyed to compare the airborne particle pollution between parks and roadside environments. The dust retention, particle size distribution, and heavy metal concentration of foliar dusts of *Sophora japonica* were measured, and the possible pollution sources of heavy metals were identified. The results showed that the foliar dust retention of roadside trees was significantly higher than that of park trees ($p=0.041$), although the latter contained more particles with the size of 2~20 μm . The levels of heavy metal pollution in foliar dusts decreased in the order of $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Mn}$, with Cu, Pb and Zn reached the moderate level of pollution. The concentrations of heavy metals in foliar dust on park trees were generally higher than that of roadside trees. The heavy metals of foliar dust on park trees were mainly from traffic emission, secondly from soil parent materials, and a minor part from industrial emission and fuel combustion. Traffic emissions made the greatest contribution to the roadside foliar dust, followed by non-specific sources (included industrial emission, fuel combustion, secondary fugitive dust and soil parent materials). This study implies that traffic emission has become the major source of foliar dust and heavy metal pollution in Beijing urban areas, and corresponding measures should be adopted for the pollution control.

Keywords: Beijing; foliar dust retention; particle size; heavy metal; pollution source

基金项目: 国家科技支撑计划项目 (No. 2007BAC28B01); 城市与区域生态国家重点实验室自主项目

Supported by the National Key Technology R&D Program (No. 2007BAC28B01) and the State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology Grant Program

作者简介: 戴斯迪 (1987—), 女, E-mail: daisidi@gmail.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: mkm@rcees.ac.cn

Biography: DAI Sidi (1987—), female, E-mail: daisidi@gmail.com; * **Corresponding author**, E-mail: mkm@rcees.ac.cn

1 引言 (Introduction)

叶面尘是空气中的颗粒物在重力、降水、吸附等因素的作用下附着于植物叶片表面的颗粒物总称。从动态过程看,叶面尘与空气颗粒物互为源汇,叶面尘可表征一定时间、一定区域的空气颗粒物的污染情况(庞博等,2009)。一般采用空气采样器收集空气颗粒物,该方法对设备要求较高,且持续采样时间较短,往往只能代表某个时间点的环境空气颗粒物污染状况。而叶面尘经过长期积累,能反映环境空气颗粒物的累积污染状况。近年来,以植物滞尘特征作为生物监测和生物指示逐渐成为大气环境领域的研究热点(Qiu *et al.*, 2009; 庞博等, 2009)。

环境颗粒物是当前影响北京空气质量的首要因子,交通排放、建筑施工、锅炉燃烧及风沙扬尘都是空气颗粒物的贡献者(刘春华等,2007)。北京城区路网密集、交通异常拥堵的特质使交通环境成为颗粒物严重污染区;而城市公园植被覆盖率高,地表粗糙度大,与道路环境的空气动力条件不同,对局部空气质量有明显改善效果(梅凡民等,2011)。

分析公园和道路环境中空气颗粒物的污染特征差异,对于城市环境的管理和改善具有现实意义。

以往对公园环境颗粒物的研究多集中于公园灰尘和土壤,较少关注公园植物对颗粒物的吸纳和指示作用(韩东昱等,2004; 史贵涛等,2006),也鲜有文章对公园和交通环境颗粒物进行对比分析。因此,本文通过研究道路和公园环境的国槐(*Sophora japonica*)叶面滞尘量、粒径特征和重金属元素含量,评价空气颗粒物重金属污染情况,探讨颗粒物重金属元素的来源,以期为控制城市颗粒物污染提供科学依据,且对促进城市生态环境管理具有重要意义。

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 样品采集

国槐占北京市行道树的50%以上,其它物种行道树均低于10%(邵青,2008),是交通环境颗粒物的良好指示物种,为避免种类差异的影响,本文统一以国槐叶面尘为研究对象。采样地点为北京城区12座休憩型公园及其邻近道路(图1),具体公园、道路名称及特征见表1。

表1 公园及其邻近道路的特征

Table 1 Characteristics of the parks and their neighbouring roads

公园	公园样点周边环境	道路	道路样点周边环境
海淀公园	林地和草地	六郎庄路	园地和住宅
紫竹院	林地、草地、水泥人行路	万寿寺路	住宅
中华世纪坛	林地、草地、水泥人行路	玉渊潭南路	园地
陶然亭公园	林地、灌木、草地、水泥人行路	陶然亭路	住宅
青年湖公园	林地、灌木、草地、水泥人行路	安定门外大街	住宅
奥体森林公园	林地、灌木、草地、水泥人行路	安立路	绿化带
四得公园	林地、草地、水泥人行路	芳园西路	园地
团结湖公园	林地、灌木、草地、水泥人行路	三环辅路	住宅
红领巾公园	林地、灌木、草地	朝阳北路	住宅
兴隆公园	林地、草地、水泥人行路	朝阳路	住宅
龙潭湖公园	林地、草地、水泥人行路	夕照寺街	住宅
日坛公园	林地、草地、水泥人行路	朝外市场街	住宅

在2011年8月3—4日(雨后第5~6 d,7月29日有中雨,之后天气一直晴好,无持续风向,微风天气)完成样品采集和样点调查。为避免背景值引起的误差,每处采样点设配对的公园样点和道路样点:公园内国槐多分布于林地之中,地表覆盖基本为草地,采样期间游客较少;道路样点选取公园外

邻近道路的行道树国槐,树下为硬化地表。选取长势相似的国槐树作为采样对象,取样高度距地面约3 m左右,用高枝剪剪取健康叶片,采样时在国槐树冠四周各个方向均匀采集叶片,混合成一个样品,每个样品合计约100 g,装入自封袋后放入保温冰箱运回实验室。混合样本共计24个。

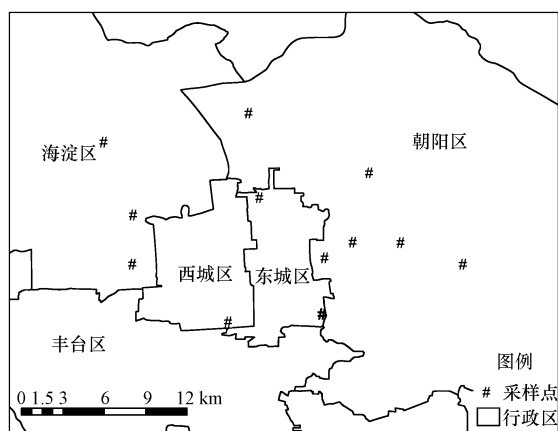


图1 北京城区样点位置图
Fig. 1 Sampling sites in Beijing

2.2 样品处理与测试

用洗脱-抽滤法提取叶面尘. 从每个样本中称取 50 g 叶片, 用去离子水超声振荡 4 min, 洗涤液用已烘至恒重的混纤微孔滤膜(0.45 μm) 抽滤, 得到载尘滤膜后烘至恒重, 滤膜两次烘干后均称重, 得到重量差 Δm , 叶面滞尘量为 $\Delta m/50$ g (单位质量叶片的滞尘量).

叶面尘颗粒的微观形貌使用日本日立公司的 S-3000N 型扫描电子显微镜 (SEM) 观察, 并用其连接的 EDAX 公司能谱仪进行单颗粒的能谱成分分析. 每个样本中随机取 5 片健康平整的叶片, 用真空干燥机干燥后, 剪下 1 cm^2 较平整的叶片, 用导电双面胶粘贴在扫描电镜的金属桩上, 真空喷金后用 SEM 观察拍照. 实验高压为 15 kV, 观察颗粒形貌时放大倍数为 1500 ~ 4000 倍, 粒径测试时放大倍数为 1000 倍.

粒径测试使用 ImageJ 软件完成, 此软件基于 SEM 照片背景和颗粒的衬度、亮度不同, 可以根据设定的阈值自动识别颗粒. 每个样品拍摄 5 张 SEM 照片 (放大倍数为 1000 倍, 每张照片的叶片观测面积约 1.10 mm^2) 分析照片中每个颗粒物的粒径, 测得 60 张公园样品的 SEM 照片中共计 9064 个叶面尘颗粒, 60 张道路样品的 SEM 照片中共计 7173 个尘颗粒. 统计每个粒径区间 (以 2 μm 为间距) 的叶面尘颗粒数. 由于亚微米级颗粒在照片中很难识别, 100 μm 以上的颗粒又经常超出视野范围, 本文以 2 ~ 100 μm 作为粒径统计范围.

重金属元素含量测定采用全谱直读等离子体发射光谱仪 (Prodigy ICP-OES, 美国 Leeman 公司)

完成, 样品消解采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解体系, 样品从采集到处理的过程中始终没有直接接触金属工具, 分析过程中所用的硝酸为 Mos 级, 其它试剂均为优级纯, 所用的水均为超纯水. 分析过程中加入 3 个国家标准土壤样品 (GSS-8) 进行分析质量控制, 样品重复率约为 10%, 分析中 Mn、Ni、Cu、Zn、Pb、Cr 的回收率分别为 89.4%、91.5%、106.6%、92.6%、98.3%、102.9%, 均符合分析要求 (陈同斌等, 2004). 由于叶面尘采用洗脱法获得, 所得到的重金属为尘中非水溶态的部分, 但灰尘中水溶性重金属的含量一般在 1% 以内 (甘文君等, 2012), 在允许误差范围之内, 可认为实验得到的重金属含量值具有较高的准确度.

2.3 分析方法

采用地积累指数法 (Muller, 1969) 分析叶面尘重金属的污染状况, 地积累指数 (I_{geo}) 的计算公式如下:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 [C_n / (K \times B_n)] \quad (1)$$

式中, C_n 为叶面尘中重金属含量的实测值 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), B_n 为所测元素在区域背景中的平均含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 本文采用北京市土壤环境背景值 (中国环境监测总站, 1990), K 为考虑到背景值波动而设定的常数, $K = 1.5$. 地积累污染指数分级见表 2.

表2 地积累污染指数分级

Table 2 The grades of geo-accumulation indexes

I_{geo}	分级	污染程度
$5 < I_{\text{geo}} \leq 10$	6	极严重污染
$4 < I_{\text{geo}} \leq 5$	5	强-极严重污染
$3 < I_{\text{geo}} \leq 4$	4	强污染
$2 < I_{\text{geo}} \leq 3$	3	中度-强度污染
$1 < I_{\text{geo}} \leq 2$	2	中度污染
$0 < I_{\text{geo}} \leq 1$	1	轻度-中度污染
$I_{\text{geo}} \leq 0$	0	无污染

本文中采用富集因子法、相关分析和主成分分析法分析叶面尘重金属的来源. 富集因子法是识别颗粒物中元素自然来源和人为来源的有效途径. 选择满足一定条件的元素作为参比元素, 样品中污染元素与参比元素含量的比值与背景中二者含量比值的比率即为富集因子 (EF), 计算公式如下:

$$EF = (C_i/C_R)_{\text{样品}} / (C_i/C_R)_{\text{背景}} \quad (2)$$

式中, C_i 为污染元素 i 的含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); C_R 为参比元素 R 的含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 常用来作为地壳源参比元素的有 Sc、Mn、Ti、Al、Fe (Loska *et al.*, 2004), 经

对比分析,本文选用 Mn 作为参比元素,以北京市土壤环境背景值(中国环境监测总站,1990)作为背景值.EF 值与富集程度的对应关系见表 3(Sutherland, 2000).

表 3 富集因子分级表

Table 3 The grades of enrichment factor

EF 值	富集(污染)程度	污染级别
<2	<1 为无富集;1~2 为轻微富集	1
2~5	中度富集(扰动)	2
5~20	显著富集	3
20~40	强烈富集	4
>40	极强富集	5

相关分析是通过重金属元素间的相关性来推测重金属的来源是否相同,如果重金属含量有显著的相关性,说明其具有相同来源的可能性较大,若不存在显著的相关性则来源可能是不同的.主成分分析法用于将原来多个具有一定相关性的变量化为少数几个综合变量,以少数因子反映原始数据中的大部分信息.分析时先对各重金属含量进行单样本 K-S(Kolmogorov - Smirnov) 统计检验,得到叶面尘中的 Mn、Ni、Cu、Zn、Pb、Cr 元素含量均服从正态分布,再进行 Pearson 相关分析及主成分分析.在主成分分析后提取累积方差贡献率(Accumulative Contribution Rate) 大于 80% 的主要因子,并运用极大方差正交旋转法(Varimax Rotation) 进行因子旋转.

文中数据计算采用 Excel2007 完成,统计分析(配对样本 T 检验、ANOVA 差异性检验、均值分析、K-S 统计检验、相关分析、主成分分析等)采用 SPSS13.0 完成,样点位置图采用 ArcGIS9.3 完成,实验结果绘图采用 Origin7.5 完成.

3 结果(Results)

3.1 公园和道路的叶面尘分布特征

3.1.1 叶面滞尘量的分布特征 比较每对公园和道路样点的叶面滞尘量(图 2)并进行配对样本 t 检验(Paired-Samples t Test),发现公园国槐的滞尘量显著小于行道树国槐的滞尘量($p=0.041$).每对公园和道路采样点相邻,大气降尘等背景因素相似,仅局地环境存在一定差异.公园样点周围树木和灌木较多,鲜有车辆经过,交通排放对公园的影响弱于道路(梅凡民等,2011),这可能是公园国槐滞尘量较小的原因.行道树国槐滞尘量的变异系数

(0.43)比公园国槐(0.28)大,道路样点受到多种因素的影响,如车流量、路面扬尘、道路清扫、路边居民活动等(樊守彬等,2010),而公园样点周围环境以植物为主,扰动因素较少,这可能导致不同道路样点间的滞尘量差异大于公园.因此初步推测叶面滞尘量与局地环境密切相关.

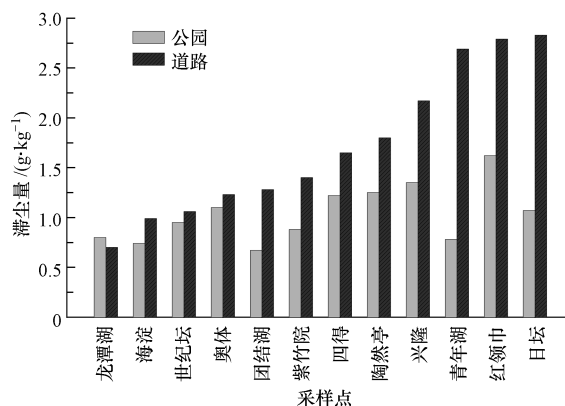


图 2 公园和道路上的国槐叶面滞尘量

Fig. 2 Foliar dust retentions of *Sophora japonica* in parks and roadside environments

3.1.2 叶面尘的粒径分布特征 将粒径统计结果绘成颗粒数-粒径曲线(图 3).从中可以看出,公园和道路叶面尘颗粒的粒径分布情况相似,80% 以上的颗粒都集中分布在 2~20 μm 的粒径范围内(统计范围 2~100 μm),在 4~8 μm 之间出现峰值,但公园国槐单位面积叶片上的叶面尘颗粒数是道路国槐的 1.23 倍.

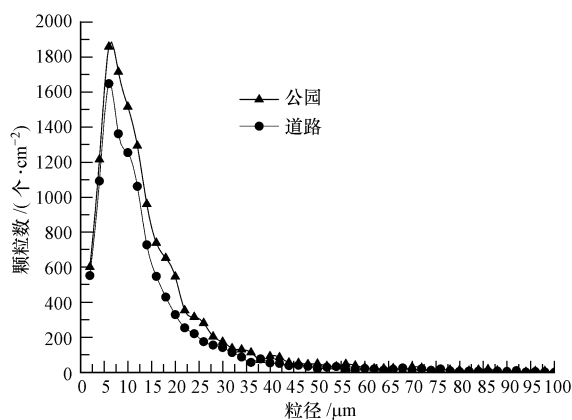


图 3 公园和道路上叶面尘的粒径分布

Fig. 3 Particle size distribution of the foliar dust in parks and roadside environments

3.1.3 叶面尘的微观形貌与主要化学元素成分 观察 SEM 图像发现叶面尘颗粒形态各异,粒径不均,能谱分析得到的化学元素组成特征也不同.与

常见粉尘颗粒的微观形貌特征和元素组分特征对比分析后(邵龙义等,2003;张强华等,2008),可识别出叶面尘中含有燃煤飞灰颗粒、土壤颗粒、水泥颗粒、汽车尾气颗粒、植物残体颗粒等。燃煤飞灰由于在炉膛内高温作用部分熔融,多呈规则的球形,非常容易识别,其主要成分通常为 Si、Al 和 O;土壤颗粒较大,又可细分为长石、石英和粘土颗粒,长石

和石英表面较平坦致密,粘土颗粒表面较粗糙,主成分为 Si、Al、O 元素,Al/Si 值约为 1/3;建筑颗粒含 Ca 量高,呈柱状、簇状或不规则形状;烟尘集体是由细小颗粒组成的絮状聚合体,结构较松散,以 C、O、H 为主要成分,由于 SEM-EDX 只能检测原子序数大于 C 的,能谱图上以 C 和 O 为主。图 4 列出几类典型颗粒的 X 射线能谱图。

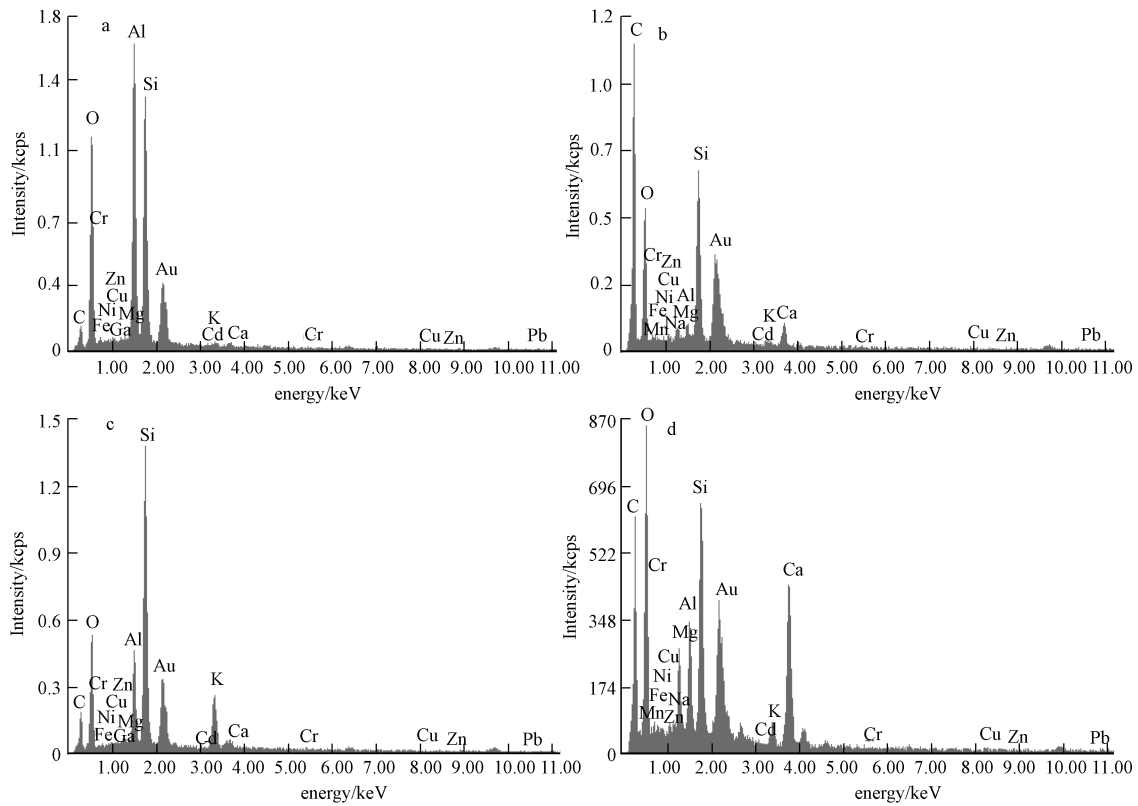


图 4 叶面尘颗粒的 X 射线能谱图(a. 燃煤颗粒, b. 烟尘集体, c. 土壤颗粒, d. 建筑颗粒)

Fig. 4 The X-ray energy spectrums of foliar dust particles (a. smooth coal fly-ash, b. soot aggregate, c. mineral particle, and d. building material particle)

3.2 公园和道路叶面尘的重金属污染特征

3.2.1 叶面尘重金属含量 公园和道路环境中叶面尘的重金属含量及对比情况列于表 4,从表中可

见,公园内颗粒物中 Cr、Mn、Ni、Pb、Zn 元素的含量均高于道路,其中, Pb 含量在公园和道路叶面尘中差异显著, Cu 含量在公园叶面尘中略低于道路。

表 4 公园和道路环境中叶面尘的重金属含量

Table 4 The heavy metal content in the foliar dust on park and roadside trees

采样点	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
公园	123.39	172.62	558.27	46.33	176.89	554.13
道路	114.72	180.07	524.47	41.71	130.97	524.48
配对样本 t 检验 p 值	0.47	0.74	0.41	0.22	0	0.58

3.2.2 地积累指数(I_{geo}) 叶面尘中的重金属污染程度表现为 $Cu > Pb > Zn > Cr > Ni > Mn$ (表 5),其中, Cu、Pb 和 Zn 在公园和道路叶面尘中都达到中度

污染以上; Cr 呈轻度-中度污染; Ni 在公园中呈轻度-中度污染,在道路叶面尘中无污染; Mn 无污染。

表 5 叶面尘重金属元素的地积累指数(I_{geo})

Table 5 Statistical analysis of geo-accumulation index of heavy metals in the foliar dust

采样点	I_{geo} 及污染程度					
	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
公园	0.23	2.24	-0.94	0.08	2.19	1.83
	轻度-中度	中度-强度	无污染	轻度-中度	中度-强度	中度
道路	0.13	2.30	-1.06	-0.11	1.74	1.71
	轻度-中度	中度-强度	无污染	无污染	中度	中度

3.2.3 叶面重金属滞留量 地积累指数法评价的是叶面尘的重金属污染水平,不可作为空气重金属污染程度的评价指标,这是因为空间环境中的颗粒物质量含量可能不同.滞留量可以反映环境颗粒物的空间质量含量水平,本文引入叶面重金属滞留量(滞留量和叶面尘重金属含量的乘积)作为指标,比较各重金属元素在公园环境和道路环境的含量

大小.

公园和道路的叶面重金属滞留量及对比情况列于表 6,从表中可见,道路国槐叶面重金属滞留量明显高于公园,其中 Cu 和 Zn 在道路的叶面滞留量显著高于公园.这反映出道路环境中的颗粒物重金属污染水平比公园环境高.

表 6 公园和道路的叶面重金属滞留量

Table 6 Foliar heavy metal retentions of *Sophora japonica* in parks and roadside environments

采样点	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
公园	139.9	184.2	605.9	52.08	187.1	605.5
道路	177.2	289.8	816.2	63.59	199.2	807.6
配对样本 t 检验 p 值	0.215	0.039	0.057	0.235	0.508	0.045

3.3 公园和道路叶面尘重金属元素的源解析

3.3.1 重金属元素的富集因子(EF) 总体上重金属的 EF 值表现为 $Cu > Pb > Zn > Cr > Ni$, Cu、Pb、Zn 的 EF 值均在 5~20 之间,呈显著富集;Cr 的 EF 值

在公园和道路均在 2 左右,属轻偏中度富集;Ni 在公园和道路的 EF 值均介于 1~2,属于轻度富集.除 Pb 外其它元素在公园的 EF 值均低于道路.

表 7 叶面尘重金属元素的富集因子 EF

Table 7 The enrichment factors of heavy metals in the foliar dust

采样点	EF 及富集程度					
	Mn	Ni	Cu	Cr	Pb	Zn
公园	—	1.66(轻微富集)	7.60(显著富集)	1.88(显著富集)	7.23(显著富集)	5.61(显著富集)
道路	—	1.93(轻微富集)	10.26(显著富集)	2.26(显著富集)	6.93(显著富集)	6.87(显著富集)

3.3.2 相关分析 相关分析得到公园和道路叶面尘重金属的 Pearson 相关系数矩阵(表 8),发现公园国槐叶面尘中只有 Cu-Zn 显著正相关.行道树叶面尘中 Zn-

Cu、Zn-Mn、Zn-Ni 和 Ni-Cr 四个组合呈显著正相关($p < 0.01$).

表 8 公园和道路环境中叶面尘重金属元素的 Pearson 相关系数矩阵

Table 8 Pearson correlation coefficients among heavy metals of the foliar dust on park and roadside trees

	公园						道路					
	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Cr	1						1					
Cu	0.123	1					0.114	1				
Mn	0.149	0.546	1				0.684*	0.579*	1			
Ni	0.554	0.08	-0.083	1			0.748**	0.469	0.644*	1		
Pb	0.214	0.369	0.225	0.091	1		0.619*	-0.075	0.343	0.698*	1	
Zn	-0.351	0.741**	0.492	-0.398	0.081	1	0.621*	0.746**	0.899**	0.786**	0.452	1

注: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

3.3.3 主成分分析 主成分分析得到公园和道路重金属元素的因子载荷矩阵(表9),从表中可以看出,公园叶面尘可提取3个主因子,累积贡献率达到82.78%,Cu、Zn、Mn在第一主因子有较大载荷量,贡献率为36.15%;Cr、Ni在第二主因子有较大载荷

量,贡献率为29.29%;Pb在第三主因子载荷量较大,贡献率为17.34%.道路叶面尘可提取两个主因子,累积贡献率达86.99%,其中,第一主因子由Pb、Cr、Ni组成,贡献率是44.11%;第二主因子由Cu、Zn、Mn构成,贡献率为42.88%.

表9 公园和道路环境中叶面尘重金属元素的因子分析矩阵

Table 9 Factor loads of heavy metals derived from principal component analysis

元素	公园主要因子载荷			元素	道路主要因子载荷	
	因子1	因子2	因子3		因子1	因子2
Cu	0.889	0.088	0.235	Pb	0.917	-0.040
Zn	0.836	-0.455	-0.012	Cr	0.856	0.276
Mn	0.803	0.090	0.069	Ni	0.767	0.516
Cr	0.057	0.875	0.148	Cu	-0.112	0.954
Ni	-0.071	0.871	-0.006	Zn	0.492	0.850
Pb	0.162	0.097	0.979	Mn	0.478	0.772
因子贡献率	36.152%	29.286%	17.340%	因子贡献率	44.107%	42.884%
累积贡献率	36.152%	65.438%	82.778%	累积贡献率	44.107%	86.991%

4 讨论(Discussion)

4.1 公园和道路叶面尘分布特征的差异

道路国槐的滞尘量显著高于公园,这主要由于其直接受到交通排放的影响(宋少洁等,2012).车辆行驶产生的二次扬尘、运输夹带、路面磨损、尾气排放的颗粒物等易被行道树叶片拦截和滞留,重力作用又使较大粒径的颗粒物容易在道路及路侧区域沉降.粒径较小的颗粒物能够在空气中长期飘浮,由于道路环境植被稀疏,车量行驶增大了气流扰动,小粒径颗粒物可以随气流迁移到较远的地方.

本文统计分析了粒径范围在2~100 μm之间的叶面尘颗粒,发现其在公园国槐单位叶面积上的数量明显高于行道树,这可能由于城市公园内密集的植物增加了地表粗糙度,远距离迁移的颗粒物易被阻滞.小于100 μm的颗粒不易沉降,对环境质量和人体健康有较大的负效应,且颗粒越小比表面积越大,表面吸附的污染物越多,造成的健康风险更大(Cooke *et al.*, 2007).研究表明,粒径小于10 μm的颗粒物易经呼吸进入人体,对呼吸系统、心血管、神经系统等造成伤害(高知义等,2010).因此,密集的植被覆盖对控制环境空气颗粒物污染、减小人体健康风险发挥了积极作用.

4.2 公园和道路叶面尘重金属的污染特征差异

用地积累指数法评价叶面尘中重金属元素的污染程度,发现公园和道路叶面尘中的Cu、Pb和Zn

元素都达到中度污染以上.Cr和Ni只有轻度污染,Mn无污染,说明公园和道路叶面尘的主要重金属污染元素是Cu、Pb和Zn.

公园叶面尘中各重金属元素的含量一般高于道路叶面尘,这可能由于重金属在小颗粒上的富集量更高(Wang *et al.*, 2003),而交通环境中较多的大粒径颗粒物会稀释叶面尘重金属的含量.叶面尘对环境颗粒物的污染特征有指示作用,由于公园的环境颗粒物重金属含量高于道路,若人体等量摄入,则公园颗粒物将产生更大的健康危害.因此,居民在公园游玩和锻炼时应减少对植物的扰动,避开大风天气,以防止滞尘重新扬起,并做好防护工作,降低吸入颗粒物的风险.

用叶面重金属滞留量来比较颗粒物重金属在公园和道路环境中的含量大小,发现道路环境中Mn、Ni、Cu、Zn、Pb、Cr的含量均高于公园环境,其中Cu和Zn在道路和公园中差异显著,这说明道路环境的颗粒物重金属污染水平比邻近的公园高,这可能是受到交通排放的影响.

4.3 叶面尘的污染源识别

4.3.1 叶面尘颗粒的主要来源 从叶面尘颗粒的形貌特征和能谱分析结果可以看出,北京城区叶面尘主要由土壤颗粒、建筑颗粒、烟尘集合体、燃煤飞灰等颗粒物构成.土壤颗粒主要来源于风沙、路边裸土、道路灰尘的二次扬尘等,建筑颗粒主要来源于路面材料、磨损工地的扬尘、建筑物表面风蚀剥

落等,飞灰主要来自于锅炉燃烧等产生的煤烟排放,烟尘集合体主要来自于化石燃料燃烧排放、机动车尾气、复合颗粒聚集体等。叶面尘颗粒的组分与大气颗粒物非常相似(邵龙义等,2003;张强华等,2008;刘田等,2009),说明叶面尘可以作为空气颗粒物污染的良好指示物。

4.3.2 叶面尘重金属污染元素的源解析 EF 值越大说明该元素的富集程度越高,来自人为源的可能性越大。研究发现,重金属的富集程度为 $Cu > Pb > Zn > Cr > Ni$ 。其中,Cu、Pb、Zn 呈显著富集,说明主要来自人为源,Cr、Ni 呈轻微富集,说明其主要来自自然源,人类活动对颗粒物中 Cr、Ni 的贡献较小。

比较公园和道路叶面尘重金属的 EF 值,发现道路叶面尘 Cu、Zn、Cr、Ni 的富集程度均高于公园,这说明机动车排放和路面扬尘等对重金属 Cu、Zn、Cr、Ni 的富集有较大贡献(Duan *et al.*, 2006),尤其对叶面尘中 Cu、Zn 元素的贡献较大。Pb 在公园叶面尘中的 EF 值略高于道路叶面尘,可能由于公园 Pb 的来源更广泛,能谱分析发现烟尘集合体和燃煤颗粒中的 Pb 含量比其它颗粒高,说明 Pb 可能来源于燃煤、工业排放、交通排放,无铅汽油推行后,尾气排放对 Pb 的影响有所降低,燃煤排放和有色冶金排放的影响逐渐凸显(高博等,2011)。

相关分析发现,公园叶面尘重金属元素间只有 Cu-Zn 相关性显著,说明 Cu 和 Zn 元素可能有相同来源,城市 Cu-Zn 组合主要来自交通排放(刘春华等,2007),因此,初步推测交通排放对公园叶面尘重金属有一定的贡献。通过对公园叶面尘重金属元素的主成分分析可以提取 3 个主因子,第一主因子包括 Cu、Zn、Mn,可能来自交通排放、工业排放和土壤母质,结合相关分析可以认为交通排放是主要驱动因子,贡献率为 36%;第二主因子包括 Cr、Ni,Cr 与 Ni 主要来自土壤母质(张一修等,2012),也有一部分来自路面材料的磨损和工业排放(Hjortenkrans *et al.*, 2006),但其富集程度小,可以认为土壤母质是主要来源,贡献率为 30%;第三主因子主要支配 Pb,主要来自燃煤、工业排放、交通排放等,贡献率为 17%。

道路环境叶面尘重金属元素间有 4 组显著正相关(Zn-Cu、Zn-Mn、Zn-Ni、Ni-Cr),说明 Zn、Cu、Mn、Cr、Ni 这 5 种元素同源的可能性较大,这其中 Cu 和 Zn 的富集程度最高,因此,初步推测交通排放是这 5 种元素的共同来源。通过对道路叶面尘重金属元素

的主成分分析可以提取两个主因子,第一主因子包括 Pb、Cr、Ni,Pb 与化石燃料燃烧排放、机动车尾气排放、地面灰尘的二次扬尘等关系密切,Cr 和 Ni 可能来自土壤母质、交通排放、工业排放等,第一主因子的元素来源较复杂,有学者将其概括为非特定源(Hjortenkrans *et al.*, 2006),贡献率为 44%。第二主因子包括 Cu、Zn、Mn,贡献率为 43%,可能来自交通排放、工业排放和土壤母质,道路国槐叶面尘中 Cu 和 Zn 的富集程度明显高于邻近公园,说明交通排放可能是其主要驱动因子。同类研究发现,道路灰尘中的 Zn 主要来自轮胎磨损(Li *et al.*, 2001; Harrison *et al.*, 2008),润滑油泄露(Sternbeck *et al.*, 2002)、镀锌护栏和灯柱的腐蚀(Furusjo *et al.*, 2007)等;Cu 主要来自刹车里衬的磨损(Harrison *et al.*, 2003)、机动车尾气排放(Curtius *et al.*, 2004)等。根据以上分析,交通排放是道路环境叶面尘重金属最重要的来源。

5 结论(Conclusions)

1)行道树国槐的滞尘量显著高于公园国槐,局地环境和人类活动是影响滞尘量的主要因素。

2)统计分析粒径范围在 2 ~ 100 μm 之间的叶面尘颗粒,得出叶面尘颗粒主要分布在 2 ~ 20 μm 的范围内,其数量百分比在 80% 以上,在公园的分布数量大于道路。城市公园对于减少空气颗粒物污染有较好的作用。

3)叶面尘中的重金属污染程度表现为 $Cu > Pb > Zn > Cr > Ni > Mn$,其中 Cu、Pb 和 Zn 元素都达到中度污染水平,Cr 和 Ni 有轻度污染,Mn 无污染。公园国槐叶面尘中重金属元素的含量一般高于行道树国槐叶面尘。

4)公园国槐叶面尘重金属的来源较复杂,主要来源于交通排放,其次来自土壤母质,小部分来自工业排放和化石燃料燃烧排放等;行道树国槐叶面尘重金属的同源性较大,最重要的来源是交通排放,机动车排放和路面扬尘等对行道树国槐叶面尘重金属的富集有较大贡献,非特定源(化石燃料燃烧排放、工业排放、地面灰尘的二次扬尘及土壤母质等多种来源的总称)也有一定贡献。可见交通排放是城市空气颗粒物污染的重要来源,亟待采取科学的应对措施。

责任作者简介:马克明,男,博士,研究员,博士生导师,研究领域为景观生态学,主持和参加国家级科研项目等 30 余项,

发表科研论文 160 余篇。

参考文献 (References):

- 陈同斌, 郑表明, 陈煌, 等. 2004. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究[J]. 环境科学, 25(1): 117-122
- Cooke R M, Wilson A M, Tuomisto J T, *et al.* 2007. A Probabilistic characterization of the relationship between fine particulate matter and mortality: Elicitation of European experts[J]. Environmental Science & Technology, 41(18): 6598-6605
- Curtius A J, Saint'Pierre T D, Dias L F, *et al.* 2004. Determination of Cd, Cu, Fe, Pb and Tl in gasoline as emulsion by electrothermal vaporization inductively coupled plasma mass spectrometry with analyte addition and isotope dilution calibration techniques [J]. Spectrochimica Acta Part B-Atomic Spectroscopy, 59(4): 551-558
- Duan F K, He K B, Ma Y L, *et al.* 2006. Concentration and chemical characteristics of PM_{2.5} in Beijing, China: 2001—2002 [J]. Science of the Total Environment, 355(1/3): 264-275
- 樊守彬, 田刚, 秦建平, 等. 2010. 北京道路降尘排放特征研究[J]. 环境工程学报, 4(3): 629-632
- Furusjo E, Sternbeck J, Cousins A P. 2007. PM₁₀ source characterization at urban and highway roadside locations [J]. Science of the Total Environment, 387(1/3): 206-219
- 甘文君, 何跃, 张孝飞, 等. 2012. 电镀厂污染土壤重金属形态及淋洗去除效果[J]. 生态与农村环境学报, 28(1): 82-87
- 高博, 王晓君, 周怀东, 等. 2011. 北京城市道路尘土中铅同位素特征及其源解析[J]. 环境化学, 30(5): 1045-1046
- 高知义, 李朋昆, 赵金钊, 等. 2010. 大气细颗粒物暴露对人体免疫指标的影响[J]. 卫生研究, 39(1): 50-52
- 韩东昱, 岑况, 龚庆杰. 2004. 北京市公园道路粉尘 Cu、Pb、Zn 含量及其污染评价[J]. 环境科学研究, 17(5): 10-21
- Harrison R M, Thorpe A. 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review [J]. Science of the Total Environment, 400(1/3): 270-282
- Harrison R M, Tilling R, Romero M S C, *et al.* 2003. A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment [J]. Atmospheric Environment, 37(17): 2391-2402
- Hjortenkran D, Bergback B, Haggerud A. 2006. New metal emission patterns in road traffic environments [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 117(1/3): 85-98
- Li X D, Poon C S, Liu P S. 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong [J]. Applied Geochemistry, 16(11/12): 1361-1368
- 刘春华, 岑况. 2007. 北京市街道灰尘的化学成分及其可能来源 [J]. 环境科学学报, 27(7): 1181-1188
- 刘田, 裴宗平. 2009. 枣庄市大气颗粒物扫描电镜分析和来源识别 [J]. 环境科学与管理, 34(2): 151-159
- 梅凡民, 徐朝友, 周亮. 2011. 西安市公园大气降尘中 Cu、Pb、Zn、Ni、Cd 的化学形态特征及其生物有效 [J]. 环境化学, 30(7): 1284-1290
- Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. Geojournal, 2(3): 108-118
- 庞博, 张银龙, 王丹. 2009. 城市不同功能区内叶面尘与地表灰尘的粒径和重金属特征 [J]. 生态环境学报, 18(4): 1312-1317
- Qiu Y, Guan D, Song W, *et al.* 2009. Capture of heavy metals and sulfur by foliar dust in urban Huizhou, Guangdong Province, China [J]. Chemosphere, 75(4): 447-452
- 邵龙义, 时宗波. 2003. 北京西北城区与清洁对照点夏季大气 PM₁₀ 的微观特征及粒度分布 [J]. 环境科学, 24(5): 11-16
- 邵青. 2008. 北京城区行道树现况调查分析和建议 [J]. 北京园林, 24(84): 26-33
- 史贵涛, 陈振楼, 王利, 等. 2006. 上海城市公园灰尘重金属污染及其潜在生态风险评价 [J]. 城市环境与城市生态, 19(4): 40-43
- 宋少洁, 吴烨, 蒋靖坤, 等. 2012. 不同交通状况下道路边大气颗粒物数浓度粒径分布特征 [J]. 环境科学学报, 32(1): 66-73
- Sternbeck J, Sjodin A, Andreasson K. 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies [J]. Atmospheric Environment, 36(30): 4735-4744
- Sutherland R A. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii [J]. Environmental Geology, 39(6): 611-627
- Wang S X, Zhang S Z, Shan X Q. 2003. Fractionation of heavy metals in different particle-size Sediments and its relationship with heavy metal pollution [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 71(5): 873-880
- 张强华, 石莹莹, 李东, 等. 2008. 南京市典型地区可吸入颗粒物 PM₁₀ 中颗粒的微观形貌特征及其矿物组成 [J]. 环境工程学报, 2(4): 527-531
- 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
- 中国环境监测总站. 1990. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京: 中国环境科学出版社