

北京城区道路灰尘重金属和多环芳烃污染状况探析

向丽, 李迎霞*, 史江红, 刘静玲

(北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875)

摘要: 研究了北京市不同功能区道路灰尘中重金属 Cd、Hg、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 和 16 种多环芳烃 (PAHs) 的分布状况和污染水平。结果表明, 北京市道路灰尘中重金属 Cd、Hg、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的浓度的平均值分别为 710 ng/g、307 ng/g、85.0 $\mu\text{g/g}$ 、78.3 $\mu\text{g/g}$ 、41.1 $\mu\text{g/g}$ 、69.6 $\mu\text{g/g}$ 和 248.5 $\mu\text{g/g}$, 显著低于世界上已有调研的大多数城市和国内的沈阳市和上海市; 道路灰尘中 $\sum 16\text{PAHs}$ 的浓度的平均值为 0.398 $\mu\text{g/g}$, 也大大低于国内已有调研的邯郸市、天津市和上海市。弗里德曼非参数检验表明各功能区道路灰尘中重金属含量存在显著差异: 居民居住区和绿化区域道路灰尘上重金属和 PAHs 的吸附量较小, 而在机动车密度较大, 车辆行驶较慢的城市交通区的道路灰尘上重金属和 PAHs 的污染都较严重。道路灰尘重金属浓度 $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Hg}$, 这种污染状况与世界其他各大城市是一致的。地积累指数评价法表明北京市道路灰尘上 Cd、Zn 和 Cu 处于中度污染水平, Cr 和 Pb 处于轻度污染水平, Ni 处于无实际污染水平。 $\sum 16\text{PAHs}$ 的污染水平在不同功能区的差异比较大: 公园道路灰尘为无污染至轻度污染水平, 居民区道路灰尘处于中度至严重污染水平, 交通密集区 PAHs 处于严重污染至极度污染水平。重金属和 PAHs 的质量负荷主要集中在粒径 $< 300 \mu\text{m}$ 的道路灰尘上, 因此城市清扫车在去除地表颗粒物时不仅应当关注小尺度的颗粒物, 应该通过升级除尘装备, 尽量去除 $300 \mu\text{m}$ 以下的道路灰尘。

关键词: 道路灰尘; 重金属; PAHs; 污染水平; 北京

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)01-0159-09

Investigation of Heavy Metal and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Contamination in Street Dusts in Urban Beijing

XIANG Li, LI Ying-xia, SHI Jiang-hong, LIU Jing-ling

(State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: This paper investigated the contamination levels of heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dusts in different functional areas in urban Beijing. Results show that the mean concentrations of Cd, Hg, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in street dusts in Beijing are 710 ng/g, 307 ng/g, 85.0 $\mu\text{g/g}$, 78.3 $\mu\text{g/g}$, 41.1 $\mu\text{g/g}$, 69.6 $\mu\text{g/g}$ and 248.5 $\mu\text{g/g}$, respectively, which are significantly lower than those in most cities around the world and Shenyang, Shanghai in China. The mean concentration of $\sum 16\text{PAHs}$ in street dusts in Beijing is 0.398 $\mu\text{g/g}$, which is also lower than those of Handan, Tianjin and Shanghai. Non-parametric Friedman test demonstrates significant differences of heavy metal contents on street dusts from different functional zones. Street dusts in residential area and parks have lower heavy metal and PAHs concentrations than the street dusts from areas of high traffic density. The concentrations of heavy metals follow the order $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Hg}$, which is consistent with the situation in other cities around the world. The geoaccumulation index analysis shows that street dust in urban Beijing is moderately polluted by Cd, Zn and Cu, little polluted by Cr and Pb and practically unpolluted by Ni. The contamination levels of $\sum 16\text{PAHs}$ on street dusts vary greatly in different functional zones with parks little polluted, residential areas moderately to strongly polluted and traffic related areas strongly polluted to extremely polluted. Mass loading of heavy metals and PAHs is largely associated with street dusts of size range $< 300 \mu\text{m}$. Therefore, the urban sweeping vehicles should update the dust sweeping devices to remove not only the fine particle but also the coarser particles.

Key words: street dusts; heavy metal; polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); contamination level; Beijing

与城市大气、土壤污染相比, 地表灰尘具有分布广、取样方便、代表性强、与非点源污染联系紧密等独特的环境特征。鉴于城市区域高强度人为活动的干扰, 城市地表中的重金属和多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 分布广泛, 来源复杂, 成分多样, 不同城市功能区的地表灰尘有其特定的分布规律和累积量 (这些与土地利用状况、绿化条件、交通状况以及土地裸露程度直接相关)^[1]。

北京作为全国最大的城市之一, 总人口数量已经突破 1 700 万人, 机动车保有量已达到 280 多万辆, 且平均每天新增机动车 1 000 多辆。由于汽车大量增

收稿日期: 2009-02-25; 修订日期: 2009-06-12

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2006CB403403); 国家自然科学基金青年基金项目 (50809006); 教育部留学人员科研启动基金项目; 国家重点实验室专项基金课题项目 (08ESPCT-Y)

作者简介: 向丽 (1984~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为城市非点源污染, E-mail: doubledocker@hotmail.com

* 通讯联系人, E-mail: yingxia@bnu.edu.cn

加、能源使用尚不够合理、建筑施工较多等原因产生的道路灰尘仍是城市环境的一大压力. 随着市域交通道路网络的完善和跨区域高速公路网络的建设, 交通雍塞和空气污染仍然是长期困扰北京的难题, 交通堵塞、车速减慢, 使得尾气排放造成的污染更加严重^[2].

实验以北京为例, 研究了北京市区不同功能区道路灰尘重金属 Cd、Hg、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 以及 PAHs 的含量和污染特征, 初步评价了道路灰尘中重金属和 PAHs 的污染水平, 以期为城市市政清除尘方

式的改进和城市环境污染的防治提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 采样情况

本研究在北京市市区内不同功能区(公园、居民区、商业区、建筑施工区、城市公路和车辆密集区) 共选择代表性样点 12 个, 分别于 2007 年 10 月和 2007 年 11 月用松下 MG-CG663 型吸尘器采集道路灰尘. 采样点的具体情况见表 1. 每次采样过程持续 30 min 左右, 获得 500 g 左右的道路灰尘.

表 1 采样点描述

Table 1 Description of sampling sites

采样点代号	采样点描述	交通密度特征	采样日期
YYT	玉渊潭公园	公园	2007-10-25
ZZY	紫竹院公园	公园	2007-10-25
HXL	惠新里小区	居住区	2007-10-25
LZ	丽泽小区	居住区	2007-10-25
NC	鸟巢施工现场旁车道	建筑施工场地旁	2007-10-25
WFJ	王府井大街	商业街	2007-10-25
XT	杏坛路路边(北京师范大学西门处)	17 000 辆/d	2007-10-25
SH	北三环(北京师范大学以北 200 m 处)	110 000 辆/d	2007-10-25
JSL	京师路(北京师范大学校园内)	2 200 辆/d	2007-11-07
XJ	新街口外大街公共汽车站进口 20 m 处	车行缓慢区	2007-11-07
XC	新街口外大街公共汽车站	车辆壅塞区	2007-11-07
TI	停车场(新华百货商场门前)	250 辆/d	2007-11-07

采集的道路灰尘被带回实验室后, 用洁净的筛子(筛孔直径1 000 μm) 筛除烟头、植物碎屑等杂物. 留取各采样点粒径< 1 000 μm 的道路灰尘样品的一部分作为总样品, 然后依次用筛孔直径分别为 500、300、125、74 和 40 μm 的钢筛筛分道路灰尘得到各粒径范围下的分样品. 在进行下一次筛分之前称量样品, 最终计算出各粒径范围内道路灰尘的质量分数.

1.2 分析方法

1.2.1 重金属含量分析

准确称取1.000 0 g道路灰尘于 50 mL 聚四氟乙烯烧杯中, 用 3 滴高纯水润湿, 加入 5 mL 硝酸(优级纯)、10 mL 氢氟酸(优级纯)、2 mL 高氯酸(优级纯), 将聚四氟乙烯烧杯置于 200℃的电热板上蒸发至高氯酸冒烟约 3 min, 取下冷却; 再依次加入 5 mL 硝酸、10 mL 氢氟酸及 2 mL 高氯酸, 于电热板上加热 10 min 后关闭电源, 放置过夜后, 再次加热至高氯酸烟冒尽. 趁热加入 8 mL 王水, 在电热板上加热至溶液体积剩余 2~ 3 mL, 用约 10 mL 高纯水冲洗杯壁, 微热 5~ 10 min 至溶液清亮, 取下冷却; 将溶液转入 25.0 mL 有刻度值带塞的聚乙烯试管中, 用高

纯水稀释至刻度, 摇匀, 澄清. 移取清液 1.00 mL 于聚乙烯试管中, 用硝酸(优级纯) 稀释至 10.0 mL, 摇匀, 备上机测定. 此方法参见文献[3].

Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的浓度用等离子体质谱法测定(ICP-MS, X Series II, Thermo electron corporation, 美国). 采用原子荧光光谱法(AFS, XGY 1011A) 分析样品中 Hg 的浓度. 分析过程中按样品总数的 8 % 插入国家一级标准参考物质 GSS1、GSS2、GSS3 和 GSS8(国家分析中心提供), 按样品总数 6% 插入重复样. 标准参考物质的回收率为 83.3 %~ 120.0 %, 测定中重复样的标准偏差均小于 10%.

1.2.2 PAHs 含量分析

准确称取5.000 0 g的灰尘样品, 以净化的滤纸包样, 置于索氏提取器中, 同时加入一定量的回收率指示物蔡-d₈、二氢苊-d₁₀、菲-d₁₀、-d₁₂各 1 mL 以控制回收率, 在底部加入活性铜片做脱硫处理. 以 250 mL 的丙酮: 正己烷 1: 1(体积比, 下同) 为提取剂索氏提取, 提取中水浴温度控制在 60℃, 回流 24 h 后回收提取液. 提取液用旋转蒸发仪浓缩到 2 mL 后并

经溶剂转换后,在硅胶/氧化铝净化柱上进行净化,用 70 mL 二氯甲烷:正己烷=3:7 提取芳香烃进行分析。淋洗液再次用旋转蒸发仪浓缩到 1 mL,加入 2 mL 正己烷,蒸发到 0.5 mL,用正己烷溶剂定量转移到 KD 浓缩器刻度量管中,添加多环芳烃的内标化合物六甲基苯 10 μL 并用高纯氮吹蒸定容至 1 mL 后冷藏待分析^[4, 5]。

采用 HP5972 GC-MS 仪分析被美国国家环保局列入优先控制污染物黑名单的 16 种 PAHs,包括萘(Nap)、苊烯(Acy)、苊(Ace)、芴(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、苯并[a]蒽(BaA)、(Chr)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(IcdP)、二苯并[ah]蒽(DahA)和苯并[ghi]芘(BghiP)。通过检索 NIST 质谱谱库和色谱峰保留时间进行定性分析,并采用内标峰面积法、6 点校正曲线定量。所有实验过程均进行空白对照实验,加入 16 种 PAHs 的标准样品经同样的实验处理程序进行回收率测定,16 种 PAHs 的标准样品的平均回收率为 75.3%。

1.3 地表灰尘重金属和 PAHs 污染评价方法

学者们已经提出了许多用于评价土壤、沉积物和灰尘中重金属富集状况的方法^[6-12]。本研究采用地累积指数法 I_{geo} (geoaccumulation index),对北京市道路灰尘的重金属污染进行评价。 I_{geo} 的计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{c_i}{1.5B_i} \right]$$

式中, c_i 表示道路灰尘中污染物 i 的浓度, B_i 是该污染物的地质背景值,文中各类重金属元素的 B_i 采用北京市土壤重金属含量背景值^[13]; $\sum 16\text{PAHs}$ 的 B_i 采用北京市郊区土壤 $\sum 16\text{PAHs}$ 浓度的最低值^[14]。

评价标准为: $I_{geo} < 0$ 表示没有实际污染; $0 < I_{geo} < 1$ 表示无污染至轻度污染; $1 < I_{geo} < 2$ 表示中度污染; $2 < I_{geo} < 3$ 表示中度污染至严重污染; $3 < I_{geo} < 4$ 表示严重污染; $4 < I_{geo} < 5$ 表示严重污染至极度污染; $I_{geo} > 5$ 表示极度污染。

2 结果与讨论

2.1 北京市道路灰尘重金属和 PAHs 含量水平

表 2 和表 3 分别显示了各采样点道路灰尘总样品中重金属和 PAHs 的浓度。所有采样点道路灰尘中重金属 Cd、Hg、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量的平均值分别为 710 ng/g、307 ng/g、85.0 $\mu\text{g/g}$ 、78.3 $\mu\text{g/g}$ 、41.1 $\mu\text{g/g}$ 、69.6 $\mu\text{g/g}$ 和 248.5 $\mu\text{g/g}$ 。已有学者报道沈

阳市区道路灰尘中重金属 Cd、Cu、Pb 和 Zn 含量的平均值分别为 4.35 $\mu\text{g/g}$ 、81.33 $\mu\text{g/g}$ 、106.26 $\mu\text{g/g}$ 和 334.47 $\mu\text{g/g}$ ^[15];上海市道路灰尘中 Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量的平均值分别为 182 $\mu\text{g/g}$ 、86 $\mu\text{g/g}$ 、264 $\mu\text{g/g}$ 和 673 $\mu\text{g/g}$ ^[16]。比较可知北京市道路灰尘中的重金属浓度比沈阳和上海市道路灰尘中重金属的浓度明显偏低。表 4 列出了世界各大城市道路灰尘中重金属的含量,比较可看出北京市道路灰尘中 Cd 的平均浓度低于世界某些大城市,比如新德里的交通密集区 (15.8 $\mu\text{g/g}$)、亚巴克 (1.9 $\mu\text{g/g}$) 和伯明翰 (1.62 $\mu\text{g/g}$); Cr 的浓度高于列出的大部分城市,比如马德里和亚客巴,但是远低于新德里的交通稠密区 (700 $\mu\text{g/g}$)。总的说来,世界上已有调研的城市的道路灰尘中 Cu、Ni、Pb 和 Zn 的浓度普遍高于北京市道路灰尘中重金属的含量。表 5 列出了世界上几个大城市道路灰尘中 $\sum 16\text{PAHs}$ 的含量。开罗市区道路灰尘中 $\sum 16\text{PAHs}$ 的含量与本研究测得的北京市道路灰尘中 $\sum 16\text{PAHs}$ 的浓度差不多,而比希腊的塞萨洛尼基地区小一些;它们都远远小于其他城市,如我国的台湾、邯郸市、天津市和上海市。但是,不同的城市有着各自的环境特点和元素组成,且各研究者的采样方法和采样设备不同,比较所得的道路灰尘中重金属的含量高低并不能反映各个城市人类活动的实际强度。所以,亟待制定一个城市道路灰尘中污染物的标准分析方法用于污染物的分析测定。

2.2 各功能区道路灰尘中重金属和 PAHs 含量差异

采用弗里德曼非参数检验法对表 2 中各采样点道路灰尘中重金属的浓度进行检验得到渐进显著性概率为 $0.00 < 0.05$,说明各采样点道路灰尘中重金属含量存在显著差异。各采样点重金属浓度检验的平均秩分别为 YYT (3.71)、ZZY (6.14)、HXL (3.71)、LZ (7.71)、NC (1.57)、WFJ (12.00)、XT (3.71)、SH (5.43)、JSL (7.57)、XJ (8.57)、XC (8.86) 和 TI (9.00)。显然,WFJ、TI、XC 和 XJ 是受重金属污染最大的地方,而这些点都是机动车密度较大、车辆行驶较慢的地方。虽然 SH 采样点上车流量最大,但是重金属的污染程度并非最大,这可能是由于三环上车速比较快,汽车尾气排放的颗粒物较易被席卷到空中成为大气污染物扩散的缘故。在 HXL、LZ、YYT 和 ZZY 这些居民居住区和绿化区域,重金属在道路灰尘上的吸附量较小。比较各采样点道路灰尘中 $\sum 16\text{PAHs}$ 的含量,XC、XJ 和 TI 也具有较高浓度,而在居民区和公园内,PAHs 的污染也较小。

表 2 各点道路灰尘中的重金属含量
Table 2 Heavy metal concentrations in bulk samples

采样点	Cd/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	Hg/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	Cu/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	Cu/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	Ni/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	Pb/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	Zn/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
YYT	356	231	74.20	44.40	24.50	40.66	122.20
ZZY	799	434	61.20	60.20	21.80	69.97	235.20
HXL	325	60	80.50	45.30	17.10	74.59	219.50
LZ	758	432	65.80	66.60	29.40	61.32	301.00
NC	168	112	57.50	40.80	19.60	27.01	89.50
WFJ	2537	1120	135.90	178.50	201.90	135.14	529.60
XT	467	86	66.20	62.10	23.20	46.04	200.80
SH	480	97	77.20	112.40	23.50	48.06	217.20
JSL	551	356	84.50	59.80	35.20	78.14	254.40
XJ	558	140	103.70	104.90	29.30	87.95	256.60
XC	983	286	99.50	71.00	29.20	85.74	294.40
TI	539	326	113.80	94.10	39.00	80.07	262.10
最小值	168	60	57.50	40.80	17.10	27.01	89.50
最大值	2537	1120	135.90	178.50	201.90	135.14	529.60
平均值	710	307	85.00	78.34	41.14	69.56	248.54
标准偏差	616	289	23.78	39.23	51.02	28.35	108.57

表 3 各点道路灰尘中的多环芳烃的含量/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
Table 3 PAHs concentrations in bulk samples/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$

采样点	$\sum 2 \sim 3$ 环 PAHs	$\sum 4 \sim 6$ 环 PAHs	$\sum 16$ PAHs	$\frac{\sum 4 \sim 6 \text{ 环 PAHs}}{\sum 2 \sim 3 \text{ 环 PAHs}}$
YYT	0.023	0.013	0.036	0.565
ZZY	0.013	0.034	0.047	2.615
HXL	0.170	0.000	0.170	0.000
LZ	0.170	0.000	0.170	0.000
NC	0.123	0.238	0.361	1.935
WFJ	0.089	0.259	0.348	2.910
XT	0.278	0.074	0.352	0.266
SH	0.182	0.047	0.229	0.258
JSL	0.183	0.675	0.858	3.689
XJ	0.149	0.404	0.553	2.711
XC	0.270	0.617	0.887	2.285
TI	0.145	0.624	0.769	4.303
最小值	0.013	0.000	0.036	0.000
最大值	0.278	0.675	0.887	4.303
平均值	0.150	0.249	0.398	1.795
标准偏差	0.082	0.266	0.302	1.524

采用弗里德曼非参数检验法对不同重金属的浓度进行非参数检验后得到的渐进显著性概率为 $0.00 < 0.05$, 说明道路灰尘中不同重金属的含量存在显著差异. 各类重金属浓度检验的平均秩分别为 Cd (2.00)、Hg (1.00)、Cr (5.50)、Cu (4.92)、Ni (3.25)、Pb (4.33) 和 Zn (7.00). 由此可看出道路灰尘中不同类重金属污染排序为 $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Hg}$. 这种污染状况与世界其他各大城市是一致的. 已有报道说 Zn 主要来源于汽车轮胎的机械磨损, 润

滑油的泄露^[30,31]; Cr 是许多合金的重要成分, 原油和煤炭中含有微量的 Cr(III), 在燃油燃烧的过程中会被氧化成 Cr(VI) 而排放到大气中^[32]; Cu 主要来源于汽车金属零部件的磨损^[31,32]. 所以, 在交通流量比较大, 车辆拥堵比较厉害的区域道路灰尘中的重金属污染通常较为严重.

2.3 道路灰尘中重金属和多环芳烃污染评价
地积累指数 I_{geo} 的计算结果见表 6. 各采样点道路灰尘中 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的平均地积累指数

表 4 世界各大城市道路灰尘中的重金属含量/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

Table 4 Heavy metal concentrations in street dust in major cities around the world/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

研究点	Cd	Mn	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	文献
主路, 香港				296		652	2 305	[17]
停车场, 香港				86		233	629	[17]
街道, 香港	3. 77			173		181	1 450	[18]
交通稠密区(> 5 000 辆/h), 新德里, 印度 (1999)	15. 8		700	230	130	205	330	[19]
交通稠密区 (> 500 辆/h), 亚客巴, 约旦 (2004)	2. 9	107	41	56	115	212	160	[20]
中等密度交通区 (350 辆/h) . 亚客巴, 约旦 (2004)	2. 1	65	32	50	66	194	146	[20]
低密度交通区(< 250 辆/h) , 亚客巴, 约旦 (2004)	1. 9	48	21	32	55	103	126	[20]
马德里, 西班牙 (1990 和 1992)		362	61	188	44	1927	476	[21]
奥斯陆, 挪威 (1994)	1. 4	833		123	41	180	412	[21]
主路, 伦敦				300		897	1866	[17]
停车场, 伦敦				384		1344	2372	[17]
街道, 巴黎(100 辆/d) (1997)				360		2000	2900	[22]
伯明翰, 不列颠 (2002)	1. 62			466. 9	41. 1	48	534	[23]
北京城区 (2007)	0. 71		85. 0	78. 3	41. 1	69. 6	248. 5	本研究

表 5 世界各大城市道路灰尘中的 PAHs 含量/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

Table 5 PAHs concentrations in street dust in major cities around the world/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

研究点	$\sum$ 2~ 3 环 PAHs	$\sum$ 4~ 6 环 PAHs	$\sum$ 16PAHs	文献
交通区, 中国台湾 (2002~ 2003)	4. 00	23. 87	27. 87	[24]
交通区, 开罗, 埃及 (2005)	0. 29	0. 15	0. 44	[25]
水泥路面, 邯郸 (1999)	125. 1	306. 0	431. 1	[26]
塞萨洛尼基, 希腊(1997~ 1998)	0. 193	1. 287	1. 48	[27]
上海市 (2004)			20. 65 (冬天) , 14. 10 (夏天)	[28]
天津市 (2002~ 2003)	12. 56	10. 71	23. 27 (采暖期)	[29]
	14. 38	6. 62	21. 00 (非采暖期)	
北京城区 (2007)	0. 150	0. 249	0. 398	本研究

表 6 各采样点道路灰尘重金属和 $\sum$ 16PAHs 的地积累指数

Table 6 Geoaccumulation indexes of heavy metals and $\sum$ 16PAHs in street dust

采样点代号	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	$\sum$ 16PAHs
YYT	1. 00	0. 73	0. 66	- 0. 71	0. 14	0. 50	0. 58
ZZY	2. 16	0. 45	1. 10	- 0. 88	0. 92	1. 45	0. 97
HXL	0. 86	0. 85	0. 69	- 1. 23	1. 02	1. 35	2. 82
LZ	2. 09	0. 56	1. 25	- 0. 45	0. 73	1. 80	2. 82
NC	- 0. 09	0. 36	0. 54	- 1. 04	- 0. 45	0. 05	3. 91
WFJ	3. 83	1. 60	2. 67	2. 33	1. 87	2. 62	3. 86
XT	1. 39	0. 57	1. 15	- 0. 79	0. 32	1. 22	3. 87
SH	1. 43	0. 79	2. 00	- 0. 77	0. 38	1. 33	3. 25
JSL	1. 63	0. 92	1. 09	- 0. 19	1. 08	1. 56	5. 16
XJ	1. 64	1. 21	1. 90	- 0. 46	1. 25	1. 57	4. 53
XC	2. 46	1. 15	1. 34	- 0. 46	1. 22	1. 77	5. 21
TI	1. 59	1. 35	1. 75	- 0. 04	1. 12	1. 60	5. 00
最小值	- 0. 09	0. 36	0. 54	- 1. 23	- 0. 45	0. 05	0. 58
最大值	3. 83	1. 60	2. 67	2. 33	1. 87	2. 62	5. 21
平均值	1. 67	0. 88	1. 35	- 0. 39	0. 80	1. 40	3. 50

分别为 1.67、0.88、1.35、-0.39、0.80 和 1.40。5 种元素的 I_{geo} 平均值 $Cd > Zn > Cu > Cr > Pb > Ni$ 。Cd、Zn 和 Cu 处于中度污染水平，Cr 和 Pb 处于轻度污染水平，Ni 处于无实际污染水平。总的说来，北京市不同功能区道路灰尘各类重金属污染处于无污染至中度污染水平。 $\sum 16PAHs$ 的污染水平在不同功能区的差异比较大：公园道路灰尘 $\sum 16PAHs$ 为无污染至轻度污染水平，居民区道路灰尘 $\sum 16PAHs$ 处于中度污染至严重污染，在交通密集区，比如城市快速干道和车站处，PAHs 的污染处于严重污染至极度污染水平。

2.4 各粒径道路灰尘中重金属和多环芳烃的含量

图 1 和图 2 分别显示了各粒径范围内道路灰尘中重金属和 $\sum 16PAHs$ 的浓度。比较各粒径范围内道路灰尘中重金属浓度可看出：总体上，道路灰尘中重金属的浓度随着粒径的增大而呈现减小的趋势，而对于多环芳烃在各粒径范围内的道路灰尘上的浓度，最大的浓度通常集中在 $< 300 \mu m$ 的范围内，说明小粒径的道路灰尘更容易吸附污染物，这和许多学者的研究结果相吻合 [17, 34, 35]。

2.5 各粒径范围内道路灰尘上重金属和 $\sum 16PAHs$ 的质量负荷率

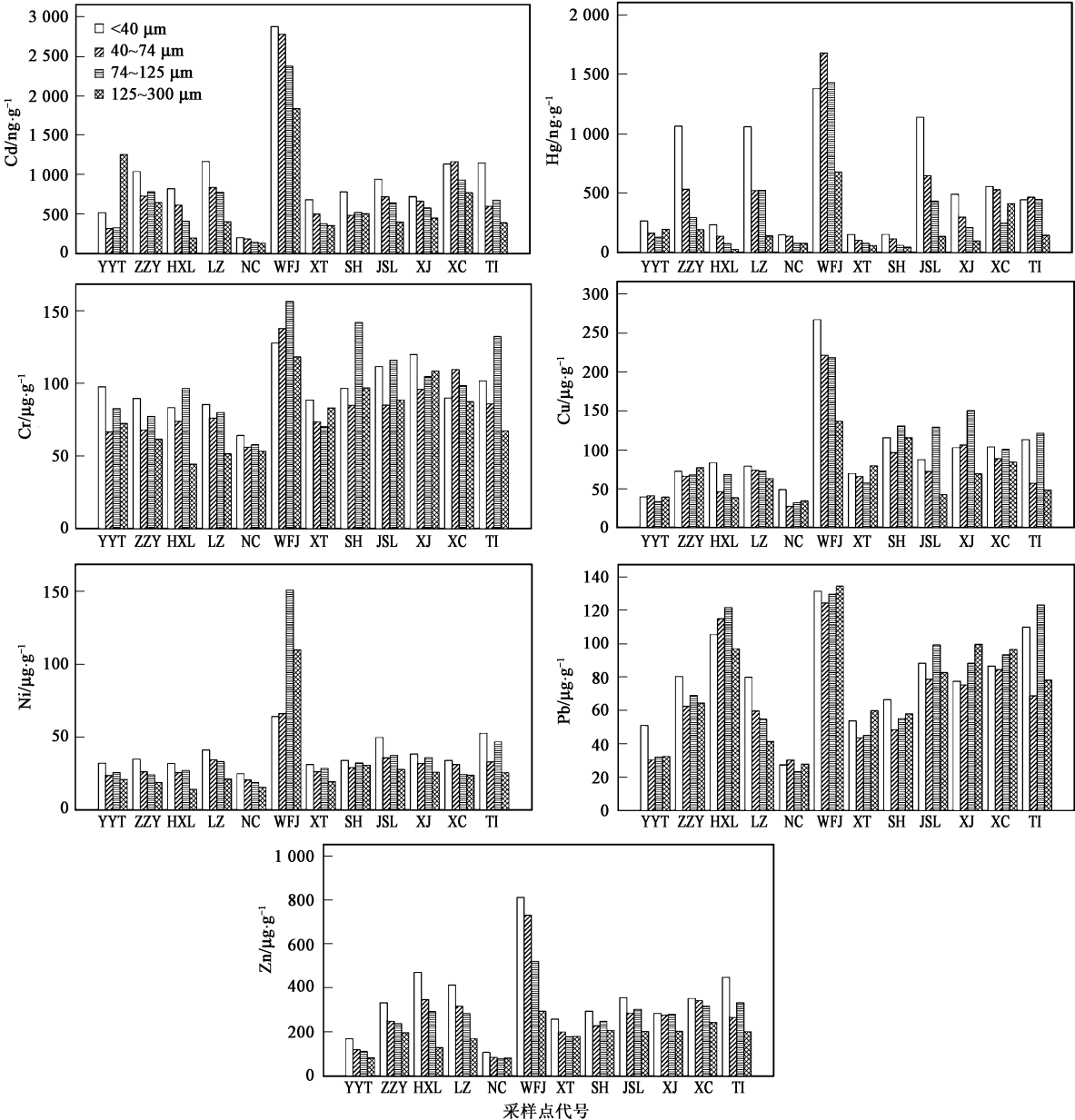


图 1 各粒径范围内道路灰尘中重金属含量分布

Fig. 1 Heavy metal concentration in sub-samples

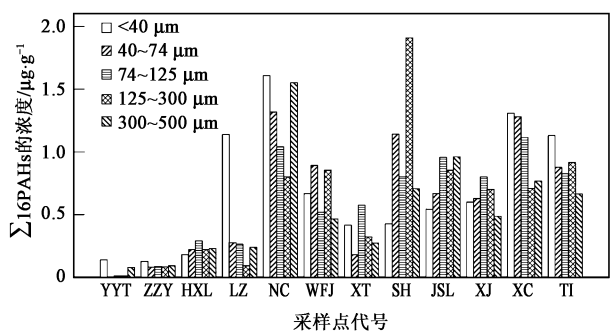


图2 各粒径范围内道路灰尘中 $\sum 16\text{PAHs}$ 含量分布

Fig. 2 $\sum 16\text{PAHs}$ concentration in sub-samples

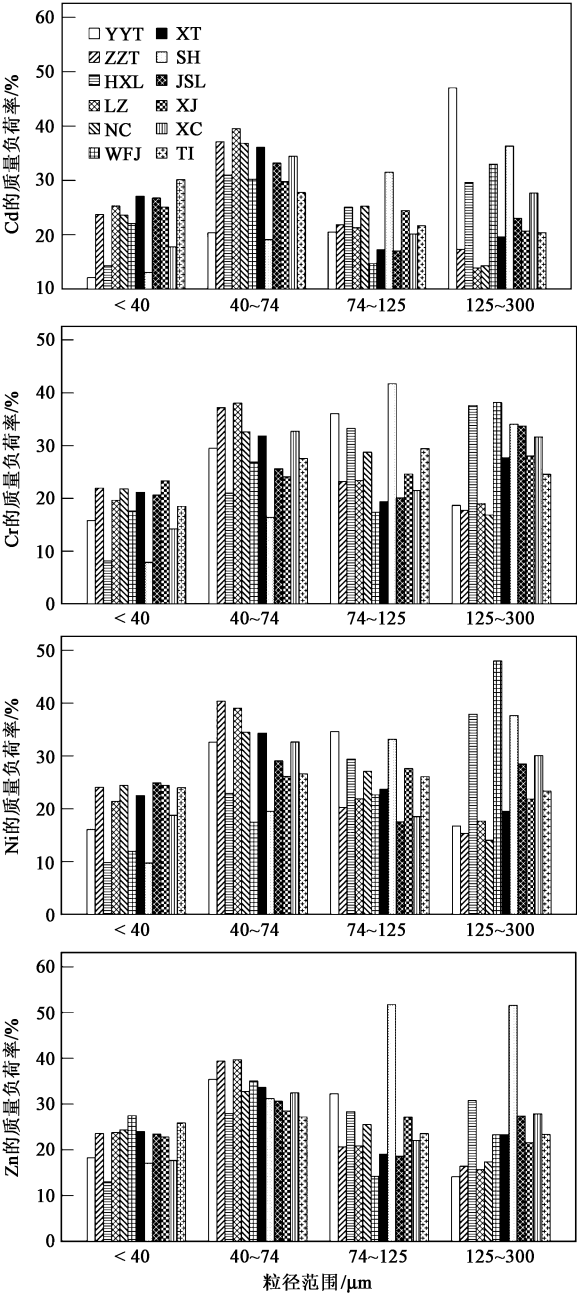


图3显示了不同粒径范围内的道路灰尘上重金属和 $\sum 16\text{PAHs}$ 的质量负荷率. 质量负荷率的计算公式如下:

$$\text{污染物质量负荷率} = \left[\frac{c_i \times \text{MP}_i}{\sum_{n=1}^4 c_i \times \text{MP}_i} \right] \times 100\%$$

式中, c_i 是重金属 Cd、Hg、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 或者 $\sum 16\text{PAHs}$ 在某粒径范围内道路灰尘上的浓度, MP_i 是某粒径范围内道路灰尘的质量分数. 由图3可以看出, 重金属在各粒径范围内道路灰尘上的质

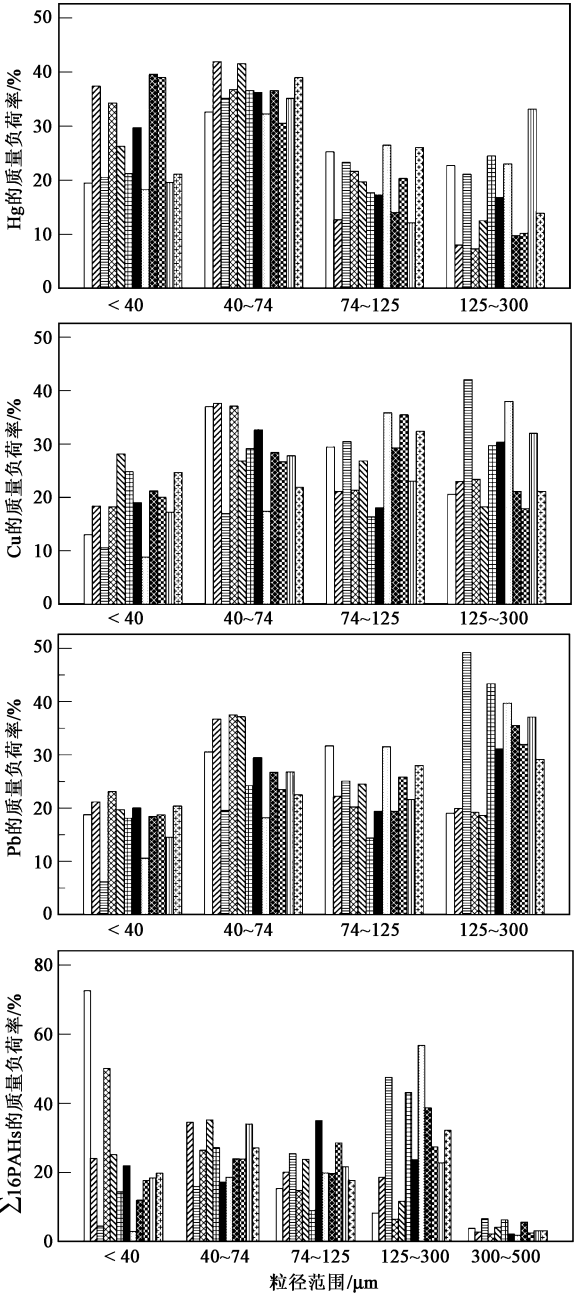


图3 各粒径范围内道路灰尘上重金属和 $\sum 16\text{PAHs}$ 的质量负荷率

Fig. 3 Mass loading proportion of heavy metals and $\sum 16\text{PAHs}$ in sub-samples

量负荷分布比较均匀. 所研究的 6 种重金属在粒径范围为 < 40、40~ 74、74~ 125 和 125~ 300 μm 的道路灰尘上的平均质量负荷率分别为 20.5%、30.6%、24.1% 和 25.3%. 这与重金属浓度随粒径减小的趋势不一致, 说明了虽然重金属倾向于吸附在较小粒径范围的道路灰尘上, 但是由于粒径范围在 74~ 300 μm 内的道路灰尘占有较大的质量分数, 城市清扫车在去除地表颗粒物时不仅应当关注小尺度的颗粒物, 也应该通过升级除尘装备, 去除 300 μm 以下的道路灰尘. 同样地, $\sum 16\text{PAHs}$ 在粒径范围为 < 40、40~ 74、74~ 125、125~ 300 和 300~ 500 μm 内的道路灰尘上的平均质量负荷率分别为 23.6%、23.7%、21.0%、28.1% 和 3.7%, 说明 PAHs 的质量负荷也主要集中在粒径 < 300 μm 的道路灰尘上, 且在 40~ 300 μm 粒径范围内的道路灰尘上的分配比较均匀.

3 结论

(1) 北京市道路灰尘中重金属 Cd、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的浓度普遍低于世界上已有调研的城市, $\sum 16\text{PAHs}$ 的浓度也低于其他城市如我国的邯郸市、天津市和上海市. 但是, 不同的城市有着各自的环境特点和元素组成, 且各研究者的采样方法和采样设备不同, 所以, 亟待制定一个城市道路灰尘中污染物的标准分析方法用于污染物的分析测定.

(2) 弗里德曼非参数检验显示各采样点道路灰尘中重金属含量存在显著差异. 在居民区和绿化区域, 重金属和多环芳烃在道路灰尘上的吸附量较小; 而在机动车密度较大、车辆行驶较慢的城市交通区的道路灰尘上重金属和多环芳烃的污染都较严重.

(3) 地积累指数评价法表明北京市道路灰尘 Cd、Zn 和 Cu 处于中度污染水平, Cr 和 Pb 处于轻度污染水平, Ni 处于无实际污染水平. $\sum 16\text{PAHs}$ 的污染水平在不同功能区的差异比较大. 公园道路灰尘 $\sum 16\text{PAHs}$ 为无污染至轻度污染水平, 居民区道路灰尘 $\sum 16\text{PAHs}$ 处于中度污染至严重污染, 在交通密集区, 比如城市快速干道和车站处, PAHs 的污染处于严重污染至极度污染水平.

(4) 重金属和 PAHs 的质量负荷也主要集中在粒径 < 300 μm 的道路灰尘上. 因此城市清扫车在去除地表颗粒物时不仅应当关注小尺度的颗粒物, 也应该通过升级除尘装备, 去除 300 μm 以下的道路灰尘.

参考文献:

- [1] 郭琳, 曾光明, 程运林. 城市街道地表物特性分析[J]. 中国环境监测, 2003, 19(6): 40-42.
- [2] 刘春华, 岑况. 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, 2007, 27(7): 1181-1188.
- [3] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. 474-489.
- [4] 林峥, 麦碧娴, 张干, 等. 沉积物中多环芳烃和有机氯农药定量分析的质量保证和质量控制[J]. 环境化学, 1999, 18(2): 115-120.
- [5] Tolosa I, Mora S D, Sheikholsami M R, et al. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments [J]. Mar Pollut Bull, 2004, 48(1-2): 44-60.
- [6] Loska K, Cebula J, Pelczar J, et al. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland [J]. Water Air Soil Pollut, 1997, 93(1-4): 347-365.
- [7] Chen T B, Zheng Y M, Lei M, et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China [J]. Chemosphere, 2005, 60(4): 542-551.
- [8] Gonzalez-Macias C, Schifter I, Lluich-Cota D B, et al. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico [J]. Environ Monit Assess, 2006, 118(1-3): 211-230.
- [9] Genici U, Tarcan G. Assessment of the pollutants in farming soils and waters around untreated abandoned Turkonu mercury mine (Turkey) [J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2007, 79(1): 20-24.
- [10] Gonzalez-Macias C, Schifter I, Lluich-Cota D B, et al. Environmental assessment of aromatic hydrocarbons contaminated sediments of the Mexican Salina Cruz Bay [J]. Environ Monit Assess, 2007, 133(1-3): 187-207.
- [11] Upadhyay A K, Gupta K K, Sircar J K, et al. Dominance of lithogenic effect for nickel, cobalt, chromium and mercury as found in freshly deposited sediments of the river Subarnarekha, India [J]. Environ Geol, 2007, 51(8): 1447-1453.
- [12] Odavande A A, Abindices A F. Contamination indices and heavy metal concentrations in urban soil of Ibadan metropolis, southwestern Nigeria [J]. Environ Geochem Health, 2008, 30(3): 243-254.
- [13] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究[J]. 环境科学, 2004, 25(1): 117-122.
- [14] Ma L L, Chu S G, Wang X T, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils from outskirts of Beijing, China [J]. Chemosphere, 2005, 58(10): 1355-1363.
- [15] 李崇, 李法云, 张营, 等. 沈阳市街道灰尘中重金属的空间分布特征研究[J]. 生态环境, 2008, 17(2): 560-564.
- [16] 张菊, 邓焕广, 陈振楼, 等. 上海市区街道灰尘重金属污染研究[J]. 土壤通报, 2007, 38(4): 727-731.
- [17] Wang W H, Wong M H, Leharne S, et al. Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London [J]. Environ Geochem Health, 1998, 20(4): 185-198.
- [18] Li X D, Poon C S, Liu P S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong [J]. Appl Geochem, 2001, 16(11-12):

- 1361-1368.
- [19] Banerjee A D K. Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India [J]. *Environ Pollut*, 2003, **123**(1): 95-105.
- [20] Al-Khashman O A. The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba city, Jordan [J]. *Environ Geochem Health*, 2007, **29**(3): 197-207.
- [21] De Miguel E, Llamas J F, Chacon E, *et al.* Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead [J]. *Atmos Environ*, 1997, **31**(17): 2733-2740.
- [22] Bris F J, Gamaud S, Appery N, *et al.* A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment [J]. *Sci Total Environ*, 1999, **235**(1-3): 211-220.
- [23] Charlesworth S, Everett M, McCarthy R, *et al.* A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK [J]. *Environ Int*, 2003, **29**(5): 563-573.
- [24] Fang G C, Chang C N, Wu Y S, *et al.* Characterization, identification of ambient air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung [J]. *Sci Total Environ*, 2004, **327**(1-3): 135-146.
- [25] Hassanien M A, Abdel-Latif N M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust over Greater Cairo, Egypt [J]. *J Hazard Mater*, 2008, **151**(1): 247-254.
- [26] Sun Y Z, Zhang H J, Du Z C. Organic pollution of street dust in the Handan City, China [J]. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2003, **70**(3): 422-429.
- [27] Manoli E, Kouras A, Samara S. Profile analysis of ambient and source emitted particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece [J]. *Chemosphere*, 2004, **56**(9): 867-878.
- [28] 程书波, 刘敏, 欧冬妮, 等. 上海市地表灰尘中 PAHs 季节变化与功能区差异 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(12): 2789-2793.
- [29] Wu S P, Tao S, Xu F L, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in dust fall in Tianjin, China [J]. *Sci Total Environ*, 2005, **345**(1-3): 115-126.
- [30] Stemebeck J, Sjodin A, Andreasson K. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension results from two tunnel studies [J]. *Atmos Environ*, 2002, **36**(30): 4735-4744.
- [31] 杨忠平, 卢文喜, 龙玉桥. 长春市城区重金属大气干湿沉降特征 [J]. *环境科学研究*, 2009, **22**(1): 28-34.
- [32] Al-Khashman O A. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan [J]. *Atmos Environ*, 2004, **38**(39): 6803-6812.
- [33] Jaradat Q M, Momani K A, Jbarah A A Q, *et al.* Inorganic analysis of dust fall and office dust in an industrial area of Jordan [J]. *Environ Res*, 2004, **96**(2): 139-144.
- [34] 常静, 刘敏, 李先华, 等. 上海城市地表灰尘重金属污染粒级效应与生物有效性 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(12): 3489-3495.
- [35] Geman J, Svensson G. Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste [J]. *Water Sci Technol*, 2002, **46**(6-7): 191-198.