

贵阳市主干道降尘中的多环芳烃及其健康风险评估*

张春辉¹ 郭建阳^{2**} 石顺权¹ 张亮² 吴永贵^{1,3} 李江^{1,3} 杨少博¹

(¹贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; ²中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; ³贵州大学应用生态研究所, 贵阳 550025)

摘要 用 GC-MS 方法测定了贵阳市主干道 32 个降尘样品中 13 种多环芳烃 (PAHs), 并运用美国能源部和美国环保局的方法对其健康风险进行了评估。结果表明, 贵阳市主干道降尘中 PAHs 的含量范围为 1291 ~ 9215 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均值为 4006 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在国内外同类样品中处于中等水平。主成分分析结果表明, 降尘中 PAHs 主要源于机动车尾气的排放和家庭燃煤的燃烧。健康风险评估结果显示, 降尘中 PAHs 的非致癌危害和致癌风险主要由呼吸途径贡献。PAHs 的综合非致癌危害指数远小于 1, 但综合致癌风险值是一般可接受致癌风险值的 10 倍以上, 说明 PAHs 的致癌风险不容忽视, 其中 BaP 和 DBA 对综合致癌风险的贡献最大, 应引起关注。

关键词 多环芳烃; 道路灰尘; 贵阳市; 健康风险评估

中图分类号 X820.4 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2014)10-2810-07

Polycyclic aromatic hydrocarbons and their health risk assessment in urban surface dust from main roads of Guiyang, Southwest China. ZHANG Chun-hui¹, GUO Jian-yang^{2**}, SHI Shun-quan¹, ZHANG Liang², WU Yong-gui^{1,3}, LI Jiang^{1,3}, YANG Shao-bo¹ (¹College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; ²State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; ³Institute of Applied Ecology, Guizhou University, Guiyang 550025, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2014, **33**(10): 2810–2816.

Abstract: Thirteen polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in 32 urban dust samples collected from the main roads of Guiyang City, Southwest China were measured using GC-MS method, and their health risks were assessed using the methods proposed by US Department of Energy and US EPA. The results showed that PAHs in urban dusts were in the range of 1291–9215 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (mean: 4006 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), which was modest at the global scale. These PAHs were mostly originated from vehicle emission and domestic coal combustion based on the principal component analysis. Health risk assessment suggested that the non-carcinogenic hazard and the cancer risks were mainly stemmed from the respiratory activities. The integrated non-carcinogenic hazard index was much less than one, while the integrated cancer risk was at least one magnitude higher than that of the acceptable cancer risk, indicating certain cancer risk cannot be avoided. Among the thirteen PAHs, BaP and DBA contribute the most to the integrated cancer risk, which deserve more concerns.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons; road dust; Guiyang; health risk assessment.

道路表面的降尘, 由于交通和风力悬浮等作用而被扬起, 严重影响城市的空气质量 (Edvardsson & Magnusson 2009)。它既是城市空气中污染物的主

要来源之一, 也是室内灰尘的主要来源之一 (Mae-rtens *et al.* 2004)。在交通繁忙和人口密集的区域, 道路降尘的环境危害受到关注。

道路降尘中含有多种污染物, 其中多环芳烃 (PAHs) 能长期留存在环境中, 具有“三致”毒性和生物累积性, 可经过人体呼吸和皮肤接触等方式进

* 国家自然科学基金面上项目 (40973087 和 20977020)、中国科学院环境地球化学国家重点实验室科研专项 (SKLEG2013601) 和教育部 211 重点学科建设项目 (211KST200902) 资助。

** 通讯作者 E-mail: guojianyang@vip.gyig.ac.cn

收稿日期: 2014-03-07 接受日期: 2014-07-07

76%~114% ,基质加标中的平均回收率为 61%~121% ,所有样品中 PHEN-d₁₀、CHRY-d₁₂和 Perylene-d₁₂的平均回收率分别为 53.6%、93.0%和 77.8%。基于 5 g 样品(定容为 0.5 mL) ,13 种 PAHs 的仪器检测限为 0.02~0.05 μg·kg⁻¹(干重含量,以下均以干重计) ,最后结果未经回收率校正但扣除了空白。

1.6 风险评估

1) 暴露量化:根据美国能源部风险评估信息系统中的暴露量化方法(RAIS, 2013) ,儿童和成人经口摄入、呼吸摄入和皮肤接触摄入的污染物摄入量 CDI 分别按 1—3 式进行计算:

$$CDI_{oral} = \frac{CS \times IR_{oral} \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

$$CDI_{inhalation} = \frac{CS \times IR_{inhalation} \times ET \times EF \times ED \times (1/VF + 1/PEF)}{BW \times AT} \quad (2)$$

$$CDI_{dermal} = \frac{CS \times ABS_{dermal} \times CF \times SA \times AF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

式中, CDI 为长期日摄入量(mg·kg⁻¹·d⁻¹) ,VF 为污染物挥发因子, CS 取 95% 的置信上限值,其计算如下:

$$C_{95\%UCL} = \exp\left\{\bar{X} + 0.5 \times s^2 + \frac{s \times H}{\sqrt{n-1}}\right\} \quad (4)$$

式中 \bar{X} 为实际浓度对数的算数平均值, s 为相应的标准偏差, H 为统计量(Ferreira-Baptista & De Miguel 2005)。其他量化参数名称和取值见表 1。

2) 毒性评估:对 BaA、BaP 等 7 种致癌 PAHs 的毒性评估采用致癌斜率因子进行表述;而对 FLU、PHEN 等 6 种非致癌 PAHs 的毒性评估采用参考剂

量进行表述。毒性评估参数来自美国风险综合信息系统(IRIS, 2014)、美国国际环境评估中心(US EPA)和健康影响评估概要表格(US EPA, 2010)。PHEN、BghiP 的非致癌参考剂量参考 PYR(US EPA, 1989)。当某一具体的暴露途径没有可获得的毒性参数,采用外推法计算获得(US EPA, 2004):

$$RfD_{ABS} = RfD_{oral} \times ABS_{GI} \quad (5)$$

$$SF_{ABS} = \frac{SF_{oral}}{ABS_{GI}} \quad (6)$$

式中: RfD_{ABS} 、 SF_{ABS} 指皮肤接触的非致癌参考剂量和致癌斜率因子, RfD_{oral} 、 SF_{oral} 指经口暴露的非致癌参考剂量和致癌斜率因子, ABS_{GI} 指经肠胃吸收的污染物分数, PAHs 的 ABS_{GI} 大于 0.5(US EPA, 2004) ,保守取值为 0.5。整理得出 13 种 PAHs 的毒性参数(表 2)。

3) 风险表征:

以非致癌风险通常用风险指数(HI)进行描述(US EPA, 1989) ,用下式计算:

$$HI = \frac{CDI}{RfD} \quad (7)$$

致癌风险评价以致癌风险通常用风险值(Risk)表示(US EPA, 1989) ,用式(8)和(9)计算:

$$Risk_{lde} = CDI \times SF \quad (8)$$

$$Risk_{hde} = 1 - \exp(-CDI \times SF) \quad (9)$$

式中, SF 为致癌斜率因子(mg⁻¹·kg·d) , $Risk_{lde}$ 和 $Risk_{hde}$ 分别为低剂量暴露风险和高剂量暴露风险,当致癌风险 >0.01 时用式(9)计算。累积的非致癌危害指数和致癌风险为单种物质的非致癌风险和致癌风险的简单叠加(不考虑其协同作用和拮抗作用)。

表 1 健康风险评价暴露参数

Table 1 Exposure parameters of health risk assessment

参数	儿童	成人	数据来源
经手-口摄入频率(IR_{oral})	200 mg·d ⁻¹	100 mg·d ⁻¹	US EPA 2001
经呼吸吸入频率($IR_{inhalation}$)	7.6 m ³ ·d ⁻¹	20 m ³ ·d ⁻¹	李法云等 2010
暴露频率(EF)	180 d·a ⁻¹	180 d·a ⁻¹	Ferreira-Baptista & De Miguel 2005
暴露时间(ED)	6 a	24 a	US EPA 2001
暴露皮肤表面积(SA)	2800 cm ²	5700 cm ²	US EPA 2001
皮肤黏着度(AF)	0.2 mg·cm ⁻² ·d ⁻¹	0.07 mg·cm ⁻² ·d ⁻¹	US EPA 2001
皮肤吸收因子(ABS_{dermal})	0.13	0.13	US EPA 2001
颗粒物排放因子(PEF)	1.36 × 10 ⁹ m ³ ·kg ⁻¹	1.36 × 10 ⁹ m ³ ·kg ⁻¹	US EPA 2001
平均体重(BW)	15 kg	70 kg	US EPA 2001
平均暴露时间(AT)	非致癌 ED × 365; 致癌 70 × 365	非致癌 ED × 365; 致癌 70 × 365	李法云等 2010
转化系数(CF)	10 ⁻⁶ kg·mg ⁻¹	10 ⁻⁶ kg·mg ⁻¹	US EPA 2001
日暴露时间(ET)	8 h·d ⁻¹	8 h·d ⁻¹	冯焕银等 2011
降尘中 PAHs 浓度(CS)	$C_{95\%UCL}$ mg·kg ⁻¹	$C_{95\%UCL}$ mg·kg ⁻¹	本研究

表2 目标污染物的VF、RfD和SF值

Table 2 VF, RfD and SF data of the objective contaminants

	挥发因子	非致癌参考剂量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)			致癌斜率因子 ($\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$)		
		RfD_{oral}	$RfD_{\text{inhalation}}$	RfD_{dermal}	SF_{oral}	$SF_{\text{inhalation}}$	SF_{dermal}
FLU	5.73×10^5	4.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}			
PHEN	1.43×10^6	3.00×10^{-2}	1.50×10^{-2}	1.50×10^{-2}			
ANT	8.76×10^5	3.00×10^{-1}	1.50×10^{-1}	1.50×10^{-1}			
FLUO	6.38×10^5	4.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}			
PYR	4.23×10^6	3.00×10^{-2}	1.50×10^{-2}	1.50×10^{-2}			
BghiP	1.08×10^8	3.00×10^{-2}	1.50×10^{-2}	1.50×10^{-2}			
BaA	1.06×10^7				7.30×10^{-1}	3.10×10^{-1}	1.46
CHRY	3.06×10^6				7.30×10^{-3}	3.10×10^{-3}	1.46×10^{-2}
BbF	5.24×10^6				7.30×10^{-1}	3.10×10^{-1}	1.46
BkF	4.45×10^7				7.30×10^{-2}	3.10×10^{-2}	1.46×10^{-1}
BaP	2.72×10^7				7.30	3.10	1.46×10^1
INP	6.35×10^7				7.30×10^{-1}	3.10×10^{-1}	1.46
DBA	1.16×10^8				7.30	3.10	1.46×10^1

2 结果与分析

2.1 降尘中多环芳烃的含量及其源解析

贵阳市主干道降尘中13种PAHs的含量如图1所示。PAHs的总量介于1291~9215 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均值为4006 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。其中BbF的含量相对较高,其次为CHRY、FLUO和BghiP。它们的平均值分别为608、586、509和433 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,分别占PAHs总量的15.2%、14.6%、12.7%和10.8%。与国外相比,贵阳市主干道降灰尘中PAHs的含量明显高于巴西Niteroi(Netto *et al.*, 2006)、科威特(Gevao *et al.*, 2007)和埃及开罗(Hassanien & Abdel-Latif, 2008)同类样品中PAHs的含量,但明显低于日本(Oda *et al.*, 2001)和韩国(Dong & Lee, 2009)同类样品中PAHs的含量。与国内相比,贵阳市主干道降灰尘中的PAHs的含量明显低于上海市(Ren *et al.*, 2006)、澳门(祁士华等, 2001)和台湾(Fang *et al.*, 2004)同类样品中PAHs的含量,但与西安街道灰尘中PAHs的水平相当(曾龙浩, 2011)。因此,贵阳市街道降尘中PAHs的含量在全球来看处于中等水平。PAHs的相关性分析表明(表3),中低环的PAHs与中低环的PAHs之间和高环的PAHs与高环的PAHs之间均呈显著正相关,但中低环的PAHs与高环的PAHs之间的相关性较差,这说明降尘中的高低环数的PAHs可能有不同的来源。运用SPSS 20软件,对样品中PAHs采用主成分分析结合方差极大旋转进行因子分析,根据不同PAHs的有效载荷对不同PAHs的贡献进行了进一步的分析。结果表明:高环PAHs(BbF、BkF、BaP、INP、DBA和

BghiP)在主因子1中的载荷较高,贡献率达64.0%。这些PAHs通常被认为是源于机动车尾气排放的标志(Guo *et al.*, 2003);而中低环PAHs(FLU、PHEN等)在主因子2中有较高的载荷值,贡献率为24.0%。这些PAHs通常被认为是家庭燃煤燃烧的标志(Bzdusek *et al.*, 2004)。因此,样品中PAHs主要源于机动车尾气的排放和家庭燃煤的燃烧,二者贡献率之和达88.1%,这与西安市道路灰尘中PAHs的研究结果相似(曾龙浩, 2011)。

2.2 健康风险评估

表4和表5是根据暴露量化方法和风险表征方法计算得到的不同暴露途径PAHs的CDI和PAHs单体以及累积的非致癌危害指数和致癌风险。从表4可以看出,儿童的非致癌效应摄入量($\text{CDI}_{\text{non-cancer}}$)和致癌效应摄入量($\text{CDI}_{\text{cancer}}$)的总量分别为193.3

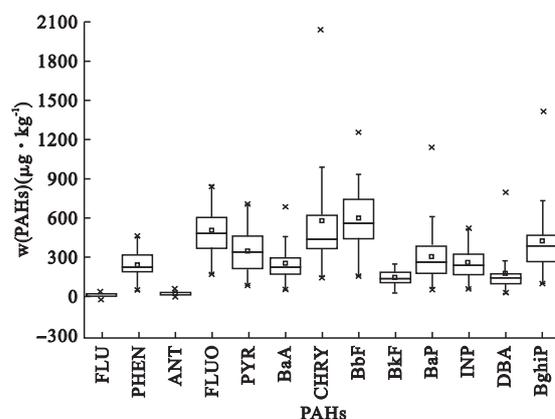


图2 贵阳市骨干道路降尘中PAHs的含量
Fig. 2 Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in road dusts from main roads of Guiyang

表3 多环芳烃之间的相关性

Table 3 Correlations between individual PAHs

	FLU	PHEN	ANT	FLUO	PYR	BaA	CHRY	BbF	BkF	BaP	INP	DBA
PHEN	0.77**											
ANT	0.34	0.62**										
FLUO	0.47	0.86**	0.76**									
PYR	0.39*	0.81**	0.58**	0.90**								
BaA	-0.12	0.28	0.44*	0.56**	0.59**							
CHRY	-0.21	0.14	0.23	0.36*	0.48**	0.93**						
BbF	-0.16	0.29	0.51**	0.61**	0.58**	0.95**	0.87**					
BkF	-0.07	0.41*	0.65**	0.74**	0.65**	0.88**	0.72**	0.96**				
BaP	-0.21	0.17	0.33	0.41*	0.49**	0.96**	0.95**	0.91**	0.80**			
INP	-0.18	0.29	0.54**	0.59**	0.54**	0.87**	0.75**	0.97**	0.97**	0.83**		
DBA	-0.29	0.02	0.18	0.22	0.33	0.89**	0.93**	0.85**	0.69**	0.96**	0.79**	
BghiP	-0.27	0.13	0.32	0.38*	0.44*	0.93**	0.92**	0.93**	0.86**	0.97**	0.90**	0.97**

* 为0.05水平显著相关; ** 为0.01水平显著相关。

表4 不同暴露途径污的 CDI ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

Table 4 Values of the CDI via different exposure pathways

	CDI _{non-cancer}			CDI _{cancer}		
	CDI _{oral} × 10 ⁶	CDI _{inhalation} × 10 ⁶	CDI _{dermal} × 10 ⁶	CDI _{oral} × 10 ⁶	CDI _{inhalation} × 10 ⁶	CDI _{dermal} × 10 ⁶
FLU	0.20 (0.02)	0.96 (0.54)	0.07 (0.01)	0.02 (0.01)	0.08 (0.19)	0.01 (0.00)
PHEN	1.97 (0.21)	9.55 (5.38)	0.72 (0.11)	0.17 (0.07)	0.82 (1.85)	0.06 (0.04)
ANT	0.29 (0.03)	1.41 (0.79)	0.11 (0.02)	0.02 (0.01)	0.12 (0.27)	0.01 (0.01)
FLUO	3.77 (0.40)	18.3 (10.3)	1.37 (0.21)	0.32 (0.14)	1.57 (3.54)	0.12 (0.07)
PYR	2.78 (0.30)	13.5 (7.60)	1.01 (0.15)	0.24 (0.10)	1.16 (2.61)	0.09 (0.05)
BaA	2.03 (0.22)	9.84 (5.55)	0.74 (0.11)	0.17 (0.07)	0.84 (1.90)	0.06 (0.04)
CHRY	4.77 (0.51)	23.2 (13.1)	1.74 (0.27)	0.41 (0.18)	1.99 (4.48)	0.15 (0.09)
BbF	4.54 (0.49)	22.0 (12.4)	1.65 (0.25)	0.39 (0.17)	1.89 (4.26)	0.14 (0.09)
BkF	1.16 (0.13)	5.65 (3.19)	0.42 (0.06)	0.10 (0.04)	0.49 (1.09)	0.04 (0.02)
BaP	2.54 (0.27)	12.4 (6.97)	0.93 (0.14)	0.22 (0.09)	1.06 (2.39)	0.08 (0.05)
INP	2.01 (0.22)	9.74 (5.49)	0.73 (0.11)	0.17 (0.07)	0.84 (1.88)	0.06 (0.04)
DBA	1.53 (0.16)	7.44 (4.20)	0.56 (0.09)	0.13 (0.06)	0.64 (1.44)	0.05 (0.03)
BghiP	3.43 (0.37)	16.7 (9.40)	1.25 (0.19)	0.29 (0.13)	1.43 (3.22)	0.11 (0.07)
ΣPAHs	31.0 (3.3)	151 (84.9)	11.3 (1.70)	2.70 (1.10)	12.9 (29.1)	1.00(0.60)

括号中为成人的数据。

和 $16.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 对应成人的摄入量分别为 89.9 和 $30.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。因此, 儿童可能面临更大的非致癌风险, 而成人则可能面临更大的致癌风险。从摄入途径来看, $\text{CDI}_{\text{non-cancer}}$ 和 $\text{CDI}_{\text{cancer}}$ 均主要通过呼吸方式摄入。其中成人经呼吸摄入的 $\text{CDI}_{\text{non-cancer}}$ 和 $\text{CDI}_{\text{cancer}}$ 分别占总量的 94.4% 和 94.5% , 而儿童对应的比例也达到了 78.1% 和 82.7% 。

根据 US EPA 的相关定义 (US EPA, 1989), 对于非致癌风险, 当 HI 超过 1 时, 认为会对人体健康产生危害。由表 5 可知, 贵阳市主干道降尘中 PAHs 累积的 HI 对成人和儿童来说分别为 0.002 和 0.004 , 均远低于 1, 说明贵阳市主干道降尘中的 PAHs 不会对人群产生明显的非致癌风险。从暴露途径来看, HI 的贡献儿童从大到小依次为: 呼吸摄

入 > 经口摄入 > 皮肤接触, 而成人的依次为: 呼吸摄入 > 皮肤接触 > 经口摄入。PAHs 的非致癌危害主要由呼吸途径贡献, 儿童和成人的贡献率分别为 84.9% 和 96.2% 。从污染物的角度来看, FLUO、PYR、BghiP 的 HI 值明显偏高。

US EPA 推荐的一般可接受致癌风险值为 10^{-6} , 可接受的致癌风险值上限为 10^{-4} 。若致癌风险 $< 10^{-6}$ 则认为可以接受的, 若致癌风险 $> 10^{-4}$ 则认为不可接受的 (US EPA, 1989)。贵阳市主干道降尘中 PAHs 的累积致癌风险值对成人和儿童来说分别为 17.1×10^{-6} 和 11.7×10^{-6} , 均是一般可接受致癌风险值的 10 倍以上。因此, 贵阳市主干道降尘中 PAHs 导致的致癌风险不容忽视。从暴露途径来看, 致癌风险值的贡献儿童从大到小依次为: 呼吸摄

表5 非致癌风险指数和致癌风险值的计算结果

Table 5 Results of non-cancer hazard index and cancer risk

	经口途径		呼吸途径		皮肤接触		累积的 HI/Risk	
	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人
HI _{FLU}	4.9×10^{-6}	5.3×10^{-7}	4.8×10^{-5}	2.7×10^{-5}	3.6×10^{-6}	5.5×10^{-7}	5.6×10^{-5}	2.8×10^{-5}
HI _{PHEN}	6.6×10^{-5}	7.0×10^{-6}	6.4×10^{-4}	3.6×10^{-4}	4.8×10^{-5}	7.3×10^{-6}	7.5×10^{-4}	3.7×10^{-4}
HI _{ANT}	9.6×10^{-7}	1.0×10^{-7}	9.4×10^{-6}	5.3×10^{-6}	7.0×10^{-7}	1.1×10^{-7}	1.1×10^{-5}	5.5×10^{-6}
HI _{FLUO}	9.4×10^{-5}	1.0×10^{-5}	9.2×10^{-4}	5.2×10^{-4}	6.9×10^{-5}	1.1×10^{-5}	1.1×10^{-3}	5.4×10^{-4}
HI _{PYR}	9.3×10^{-5}	9.9×10^{-6}	9.0×10^{-4}	5.1×10^{-4}	6.7×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.1×10^{-3}	5.3×10^{-4}
HI _{BghiP}	1.1×10^{-4}	1.2×10^{-5}	1.1×10^{-3}	6.3×10^{-4}	8.3×10^{-5}	1.3×10^{-5}	1.3×10^{-3}	6.5×10^{-4}
ΣHI	3.7×10^{-4}	4.0×10^{-5}	3.6×10^{-3}	2.0×10^{-3}	2.7×10^{-4}	4.1×10^{-3}	4.3×10^{-3}	2.1×10^{-3}
Risk _{BaA} × 10 ⁶	0.13	0.05	0.26	0.59	0.09	0.06	0.48	0.70
Risk _{CHRY} × 10 ⁶	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.02
Risk _{BbF} × 10 ⁶	0.28	0.12	0.59	1.32	0.21	0.13	1.08	1.57
Risk _{BkF} × 10 ⁶	0.01	0.00	0.02	0.03	0.01	0.00	0.03	0.04
Risk _{BaP} × 10 ⁶	1.59	0.68	3.28	7.41	1.16	0.71	6.04	8.80
Risk _{INP} × 10 ⁶	0.13	0.05	0.26	0.58	0.09	0.06	0.48	0.69
Risk _{DBA} × 10 ⁶	0.96	0.41	1.98	4.46	0.70	0.43	3.63	5.30
ΣRisk × 10 ⁶	3.10	1.33	6.39	14.4	2.25	1.38	11.7 ^a	17.1 ^a

^a: 多种 PAHs 累积的非致癌风险指数和致癌风险值。

入 > 经口摄入 > 皮肤接触,而成人的依次为:呼吸摄入 > 皮肤接触 ≈ 经口摄入,致癌风险也主要由呼吸途径贡献,儿童和成人的贡献率分别为 54.4% 和 84.2%。在这 13 种 PAHs 中,BaP 和 DBA 对累积的致癌风险贡献最大,二者对儿童和成人的贡献率均在 80% 以上。

对于道路降尘 PAHs 的健康风险我国已展开过类似的研究。其中广州市道路降尘 PAHs 对成人和儿童的累积终生致癌风险 (Incremental Lifetime Cancer Risk, ILCR) 分别为 3.03×10^{-6} 和 2.92×10^{-6} (Wang *et al.*, 2011),而天津市道路降尘 PAHs 对成人和儿童的 ILCR 风险值分别为 2.55×10^{-5} 和 9.33×10^{-5} (Yu *et al.*, 2014)。与之相比,贵阳市道路降尘 PAHs 的致癌风险与天津市较为接近,但高于广州市道路降尘 PAHs 的致癌风险。实际上,PAHs 的致癌风险主要取决于具有致癌特征的高环数 PAHs。广州市道路降尘 PAHs 的致癌风险的相对偏低与其致癌 PAHs 相对含量的偏低有关 (Wang *et al.*, 2011)。因此,道路降尘中 PAHs 的致癌风险不但与 PAHs 的总量有关,还与致癌 PAHs 的相对含量有关。

3 结论

贵阳市主干道降尘中 13 种 PAHs 的总量介于 1291 ~ 9215 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均值为 4006 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,与国内外相比处于中等污染水平。这些 PAHs 主要源于机动车尾气的排放和家庭燃煤的燃烧。风险评估结果表明:贵阳市主干道降尘中 PAHs 的非致癌危

害和致癌风险主要由呼吸途径贡献。其中累积的非致癌危害指数均远小于 1,对人体非致癌的危害较小;但累积的致癌风险值对成人和儿童均是一般可接受致癌风险值 10 倍以上,可能导致潜在的致癌风险。其中,BaP 和 DBA 对累积致癌风险的贡献最大,必须引起足够的重视。以上评估的参数大多采用国外的数据,其结果可能存在一定的不确定性,但仍可在一定程度上掌握道路降尘中 PAHs 的危害和风险,为城市居民的健康保护与城市生态建设提供科学依据。

参考文献

- 陈卫锋,倪进治,杨红玉,等. 2010. 福州市区街道灰尘中多环芳烃的质量分数及其来源. 环境科学研究, 23 (2): 177 - 183.
- 程书波,刘敏,欧冬妮,等. 2007. 上海市地表灰尘中 PAHs 的来源辨析. 中国环境科学, 27 (5): 589 - 593.
- 冯焕银,傅晓钦,赵倩,等. 2011. 宁波土壤中多环芳烃的健康风险评价. 农业环境科学学报, 30 (10): 1998 - 2004.
- 李法云,胡成,张营,等. 2010. 沈阳市街道灰尘中重金属的环境影响与健康风险评估. 气象与环境学报, 26 (6): 59 - 64.
- 祁士华,傅家谟,盛国英,等. 2001. 澳门大气降尘中优控多环芳烃研究. 环境科学研究, 14 (1): 9 - 13.
- 曾龙浩. 2011. 西安城市道路灰尘中多环芳烃污染的评价 (硕士学位论文). 西安: 陕西师范大学.
- Bzdusek PA, Christensen ER, Li A, *et al.* 2004. Source apportionment of sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago: Application of factor analysis with nonnegative constraints. *Environmental Science and Technology*, 38: 97 - 103.

- Dong TTT, Lee BK. 2009. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere*, **74**: 1245 – 1253.
- Edvardsson K, Magnusson R. 2009. Monitoring of dust emission on gravel roads: Development of a mobile methodology and examination of horizontal diffusion. *Atmospheric Environment*, **43**: 889 – 896.
- Fang GC, Chang CN, Wu YS, et al. 2004. Characterization, identification of ambient air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung. *Science of the Total Environment*, **327**: 135 – 146.
- Ferreira-Baptista L, De Miguel E. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, **39**: 4501 – 4512.
- Gevao B, Majed AB, Jamal Z, et al. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air and dust in Kuwait: Implications for sources and nondietary human exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **53**: 503 – 512.
- Guo H, Lee SC, Ho KF, et al. 2003. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, **37**: 5307 – 5317.
- Hassanien MA, Abdel-Latif NM. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust over Greater Cairo, Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, **151**: 247 – 254.
- IRIS. 2014. Integrated risk information system [EB/OL]. (2014-06-26). <http://www.epa.gov/iris/index.html>.
- Liu M, Cheng SB, Ou DN, et al. 2007. Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China. *Atmospheric Environment*, **41**: 8785 – 8795.
- Lorenzi D, Entwistle JA, Cave M, et al. 2011. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust: Implications for human health. *Chemosphere*, **83**: 970 – 977.
- Maertens RM, Bailey J, White PA. 2004. The mutagenic hazards of settled house dust: A review. *Mutation Research*, **567**: 401 – 425.
- Martuzevicius D, Kliucininkas L, Prasauskas T, et al. 2011. Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. *Atmospheric Environment*, **45**: 310 – 317.
- Netto ADP, Krauss TM, Cunha IF, et al. 2006. PAHs in SD: Polycyclic aromatic hydrocarbons levels in street dust in the central area of Niteroi City, RJ, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, **176**: 57 – 67.
- Oda J, Nomura S, Yasuhara A, et al. 2001. Mobile sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel. *Atmospheric Environment*, **35**: 4819 – 4827.
- RAIS. 2013. Risk Exposure Models for Chemicals User's Guide. Tennessee: The Department of Energy, Osk Ridge Operations Office. http://rais.ornl.gov/tools/rais_chemical_risk_guide.html.
- Ren Y, Zhang Q, Chen J. 2006. Distribution and source of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on dust collected in Shanghai, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **76**: 442 – 449.
- US EPA. 2004. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental Guidance for dermal risk assessment). Washington, DC: [2014-03-04] <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/index.htm>.
- US EPA. 2010. Human health evaluation manual: Part E, supplemental guidance for dermal risk assessment. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/pdf/chapter4.pdf>.
- US EPA. 1989. Risk assessment guidance for superfund (Volume I): human health evaluation manual. EPA/540/1-89/002. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/index.htm>.
- US EPA. 2001. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. <http://www.epa.gov/superfund/health/commedia/soil/pdfs/ssgmarch01.pdf>.
- Wang W, Huang MJ, Kang Y, et al. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, **409**: 4519 – 4527.
- Yu B, Xie X, Ma L, et al. 2014. Source, distribution, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust from Tianjin, China. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**: 2817 – 2825.

作者简介 张春辉,男,1988年生,硕士研究生。主要从事生物地球化学方面的研究。E-mail: zchh1988@163.com
责任编辑 魏中青
