

西安冬季可吸入颗粒物中多环芳烃的组成及风险评价

沈振兴^{1,2}, 周娟^{1,2}, 曹军骥^{1,2}, 韩志伟³, 李建军¹, 刘随心², 霍宗权¹, 韩月梅¹

(1. 西安交通大学环境科学与工程系, 710049, 西安; 2. 中国科学院地球环境研究所黄土与第四纪国家重点实验室, 710075, 西安; 3. 中国科学院大气物理研究所东亚区域气候-环境重点实验室, 100029, 北京)

摘要: 对 2006-12-19~至 2007-01-15 采集的西安冬季昼夜大气可吸入颗粒物(PM_{10})样品, 利用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS)分析检测出美国 EPA 优先控制的 12 种多环芳烃(PAHs), 结果显示, 西安冬季大气 PM_{10} 中白天与夜晚总的 PAHs 平均质量浓度分别为 $312.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $346.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, 且 PM_{10} 中主要以 4~5 环的多环芳烃为主. 采用苯并(a)芘(BaP)等效质量浓度(BaPE)评价 PAHs 的污染状况, 结果表明, 苯并(a)芘(BaP)白天及晚上的平均质量浓度分别为 $30.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $34.8 \text{ ng}/\text{m}^3$, 计算得出西安冬季白天与晚上的 BaPE 平均值分别为 $45.3 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 、 $51.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, 含量超过国家标准 4.5 倍以上.

关键词: 可吸入颗粒物; 多环芳烃; 苯并(a)芘(BaP)等效质量浓度; 风险评价

中图分类号: TP301 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-987X(2009)11-0114-07

Chemical Composition and Assessment of PM_{10} Polycyclic Aromatic Hydrocarbons over Xi'an in Winter

SHEN Zhenxing^{1,2}, ZHOU Juan^{1,2}, CAO Junji^{1,2}, HAN Zhiwei³, LI Jianjun¹
LIU Suixin², HUO Zongquan¹, HAN Yuemei¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049, China; 2. SKLLQG, Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710075, China; 3. Key Laboratory of Regional Climate-Environment Research for Temperate East Asia, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China)

Abstract: PM_{10} samples were collected in Xi'an from 19 Dec 2006 to 15 Jan 2007 and the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentration was measured using a gas chromatography-mass spectrometric (GC-MS). The total PAHs concentration ranged $174.6\text{--}455.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in the daytime and $193.9\text{--}515.4 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in the night. PAHs profiles were predominated by high rings components with 4-5 rings. The carcinogenic power of atmospheric PM_{10} PAHs was evaluated using benzo (a) pyrene (BaP) and benzo(a)pyrene-equivalent carcinogenic concentration(BaPE). The results show that the average concentration of BaP was $30.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in the daytime and $34.8 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in the night. The average concentration of BaPE was $45.3 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in the daytime and $51.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in the night. The concentration of BaP observed in Xi'an was 4.5 times greater than that in Chinese standard of environment air quality. PAHs sources were identified using source profiles of previous studies and it is likely that diesel vehicle exhaust and coal combustion are the main sources of PM_{10} PAHs in Xi'an during winter.

Keywords: PM_{10} ; PAHs; BaPE; assessment

多环芳烃(PAHs)是指若干个苯环彼此稠合在一起,或是若干个苯环和环戊二烯稠合在一起构成的稠环化合物^[1],具有致畸、致病和致突变的“三致”特性。由于其毒性、生物蓄积性和半挥发性能在环境中持久存在,被列入典型持久性有机污染物(POPs)^[2]。PAHs 最早被发现在高沸点的煤焦油中,主要是由有机物裂解和不完全燃烧引起^[3]。大气 PAHs 来源中危害较大的为化石燃料(煤和石油等)、木材、塑料等物质的不完全燃烧及机动车尾气的排放等^[4]。国外对大气中 PAHs 的研究工作开展得比较早,我国自 20 世纪 90 年代中期以来,对城市空气中 PAHs 的含量、来源、分布形态、影响因素等进行了广泛的研究,但这些研究多集中在广州、北京、上海、天津等经济发达地区的城市,西部城市的 PAHs 研究相对滞后。

西安(北纬 33°39′~34°45′,东经 107°40′~109°49′)坐落于关中平原,南依秦岭山脉,北靠黄土高原,是我国西北部最大的城市之一,也是我国大气污染较严重的城市之一。目前,对于西安大气颗粒物中水溶性离子、含碳组分及元素等理化性质的研究已经非常成熟^[5-7],而对大气颗粒物中 PAHs 的研究相对较少。本文对西安市冬季大气可吸入颗粒物(PM₁₀)进行了为期一个月的连续监测,分析了(PM₁₀)中 PAHs 的组成特征及昼夜变化特征,并对其风险性进行了评估。

1 实验部分

1.1 样品采集

观测点设置在西安市南二环的西安交通大学化工楼顶,采样头距地面约 15 m,采样点南面为南二环路,相距约 200 m,西面为兴庆路和友谊东路交汇处,相距约 100 m,北面 and 东面为文教区和城中村居民区,所以该采样点为交通和居民区混杂点,能够较好地代表西安大气污染的平均状况。PM₁₀ 样品连续采集时间为 2006-12-19~2007-01-15,昼夜分开采样,白天采样时间为 8:00~18:00,夜晚采样时间为 20:00~6:00。每张滤纸采集 2 个白天或 2 个晚上,累计采样 20 h。每 2 d 获得一套白天与夜晚的对照样品,共获得冬季样品 14 套 28 个。

采样仪器使用青岛崂山电子仪器总厂有限公司生产的 KC-120H 型中流量采样器,配带 PM₁₀ 采样头,采样流量范围为 80~110 L·min⁻¹,采样头入口速度为 0.3 m·s⁻¹。样品采集使用微纤维石英质滤纸(∅90 mm,英国 Whatman 公司生产),采样前

滤膜用铝箔包裹,放入马弗炉中于 800 °C 烘烤 6 h,冷却至室温后取出,放入干燥器中平衡 24 h 后称量其质量。采样完成后,将附着有气溶胶的滤膜放入干燥器中平衡 24 h 后再称其质量,使用灵敏度为 0.001 mg 的电子微量天平(Mettler M3, Switzerland),滤膜在采样前后的质量差即为样品的净质量。样品称量完成后包好放入冰箱中在 -4 °C 保存。

1.2 样品预处理

剪取 1/4 滤膜,剪碎后放入索式提取筒中,加入质量浓度为 40 mg·L⁻¹的回收率指示物,即氘代多环芳烃(phenanthrene-D10)和 perylene-D12 各 25 μL,用 200 mL 的二氯甲烷不间断提取 24 h。提取物经 RE-52A 减压旋转蒸发仪浓缩后采用硅胶层析柱进行纯化分离得到 PAHs,浓缩后经氮气吹扫定容至 0.5 mL。

1.3 仪器分析及样品定量

样品的测定采用美国 Aglient 公司生产的气相色谱-质谱联用仪(GC6890/MS5975),HP-5MS 型毛细管色谱柱,柱长 30 m,内径为 0.25 mm。气质联用的升温程序为:70 °C 保持 2 min,以 10 °C/min 的升温速率从 70 °C 升到 120 °C,保持 10 min,以 6 °C·min⁻¹的升温速率从 180 °C 升到 300 °C,保持 5 min。16 种标准化合物的混合标样(美国 Supelco 公司生产)首先以全扫描 FULLSCAN 方式进行定性分析,确定各化合物的保留时间,采用选择性离子扫描 SIM 方式对样品中 PAHs 定量分析测定。所有样品进入仪器分析前均加入 5 μL 的 200 mg·L⁻¹的六甲基苯作为内标。

1.4 质量控制与质量保证

每批样品处理前,均分析溶剂空白、实验室方法空白、运输空白,其中溶剂空白和实验室方法空白无检出所要测定的目标化合物,表明所有溶剂没有收到污染,满足分析要求,运输空白结果表明实验过程和采样过程对实验结果没有影响。

所有样品进行索氏提取前加入氘代多环芳烃 phenanthrene-D10 和 perylene-D12,其回收率范围分别为 66.4%~108.6%和 76.4%~122.4%。

2 结果与讨论

2.1 PM₁₀ 质量浓度的昼夜变化特征

观测期内 PM₁₀ 质量浓度的平均值为 436.1 μg·m⁻³,总体 PM₁₀ 质量浓度偏高,表明污染较为严重。冬季较高的 PM₁₀ 污染与居民取暖燃煤导致污染加剧及稳定的气象条件有关。对 2006~

2007年西安冬季白天及晚上的 PM_{10} 质量浓度进行比较,由图1可以看出,冬季白天及晚上的 PM_{10} 质量浓度的变化范围分别为 $129.3 \sim 754.3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $196.1 \sim 752.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,平均质量浓度为 $455.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $448.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.美国国家环境大气空气质量标准(NAAQ)1987年规定的大气 PM_{10} 的日均值为 $150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,年均值为 $50 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.我国环境空气质量标准(GB3095-1996)规定,城镇规划中确定的居住区、商业交通居民混合区、文化区、一般工业区和农村地区的 PM_{10} 日质量浓度不得超过 $150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.在此次采样过程中,仅有2007年1月7日白天的 PM_{10} 质量浓度($\rho(\text{PM}_{10})=129.3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)能够达标,超标倍数最高达5倍.

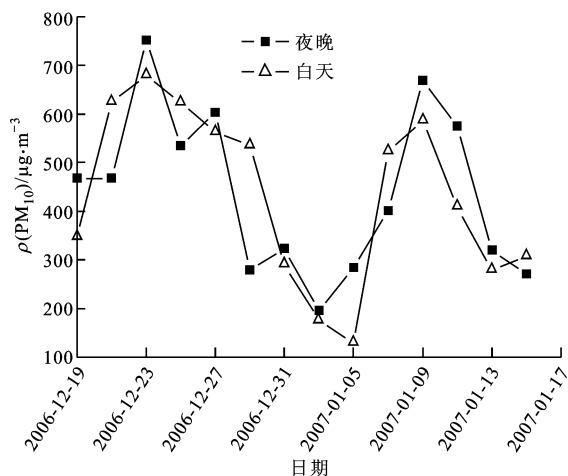


图1 西安冬季 PM_{10} 的昼夜质量浓度

2.2 西安大气 PM_{10} 中PAHs的污染水平及评价风险

2.2.1 PM_{10} 中多环芳烃的组成特征 采集的28个大气颗粒物样品均检测出美国EPA优先控制的12种PAHs,它们分别是菲(Phe)、蒽(An)、荧蒽(FLA)、芘(Py)、苯并[a]蒽(BaA)、蒎(Chy)、苯并[b]荧蒽(BbFLA)、苯并[k]荧蒽(BkFLA)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-c,d]芘(IP)、二苯并[a,h]蒽(dBaH)和苯并[ghi]花(BghiP).由于萘(NaP)、二氢萘(AcY)、萘(Ace)和茚(FLu)4种化合物分子量小,易挥发,多以气态形式存在于大气中,在本次颗粒物研究中未检测出,这里不做讨论.

由图2可以看出,白天与晚上的PAHs组成特征具有共同点,即3环的PAHs含量最少,主要以4环、5环的为主,分别占PAHs总质量浓度的38%和41%,说明在西安冬季 PM_{10} 中主要是以4环和5环的PAHs存在.

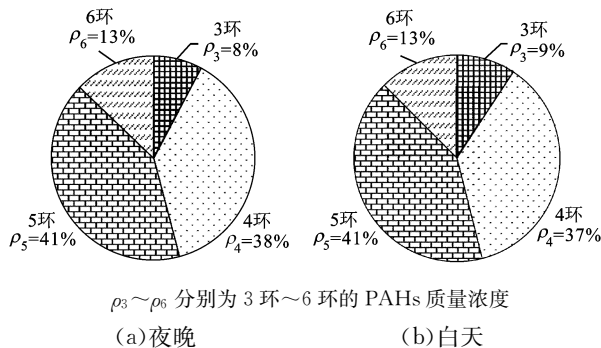


图2 白天与夜晚各环PAHs比例

2.2.2 PAHs的污染水平及风险评价 表1为西安冬季大气可吸入颗粒物中多环芳烃各化合物与总的含量,可以看出,西安冬季白天与晚上PAHs质量浓度的变化范围分别为 $174.6 \sim 455.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $193.9 \sim 515.4 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,平均质量浓度为 $312.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $346.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$.其中,苯并[a]芘(BaP)白天及晚上的质量浓度为 $11.4 \sim 55.8 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $14.1 \sim 61.5 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,平均质量浓度为 $30.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $34.8 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$.由于苯并(a)芘(BaP)具有强致病性,国内外都有相对应的大气环境质量标准,WHO公布的标准为 $1 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,国内标准为 $10 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,而其他优控PAHs组分及总量没有可以参考的标准.本研究中,所有样品的BaP质量浓度都超过国家标准.

从风险评价角度出发,PAHs中BaP、BaA、BbFLA、BkFLA、IP和dBaH等高环数PAHs具有不可忽视的风险.由于BaP在环境中容易降解,Yassaa等人^[8]用苯并(a)芘(BaP)等效质量浓度(BaPE)代替BaP来评价由PAHs引起的气溶胶颗粒物的风险性,所得结果比单用指标更能全面地反映PAHs的毒性.BaPE质量浓度的计算公式如下

$$\begin{aligned} \rho(\text{BaPE}) &= 0.06 \rho(\text{BaA}) + 0.07 \rho(\text{BFAs}) + \\ &\quad \rho(\text{BaP}) + 0.6 \rho(\text{dBaH}) + 0.08 \rho(\text{IP}) \quad (1) \\ \rho(\text{BFAs}) &= \rho(\text{BbFLA}) + \rho(\text{BkFLA}) \end{aligned}$$

计算得出西安冬季白天与晚上的BaPE质量浓度的取值范围分别为 $22.0 \sim 76.6 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $24.2 \sim 83.1 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,平均值分别为 $45.3 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $51.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$,含量平均超过国家标准4.5倍以上.这与西安冬季气温较低、降水量少、气象条件比较稳定、不利于污染物的扩散稀释有关,同时取暖期采样点附近存在直接的居民生活燃煤和交通排放源,使得PAHs污染程度大大增加.

与国内外部分城市 PM_{10} 中BaP和PAHs的污

染质量浓度相比(见表 2),可以看出国内 PAHs 污染整体水平比国外高. 西安冬季的污染高出国外城市平均值近 17 倍,与国内的呼和浩特、北京接近,这是因为这 3 个城市 PAHs 的污染来源接近,除交通排放外,冬季采暖期燃煤是另一个重要的污染来源. 广州、厦门、香港等城市没有采暖期,因此污染较轻.

对单个 PAHs 物质昼夜质量浓度进行比较,结果见图 3. 可以看出,白天与夜晚都是 Phe 的质量浓度最低,BghiP 质量浓度最高,其次为 Chy、BbFLA,高环数的 PAHs 占优势,这也可以说明污染主要来自于化石燃料的不完全燃烧. 白天与晚上相比,除 Ph 是白天稍高于夜晚、Chy 与 dBahA 白天与夜晚相当外,其余 9 种 PAHs 的夜晚质量浓度均比白天质量浓度稍高. 昼夜差距最大的是 An,其白天和夜晚质量浓度分别为 $25.3\text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $32\text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$,

相差 $6.7\text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. IP 是柴油燃烧的标志物,在观测期夜晚质量浓度大于白天,这主要与晚上交通管理相对较松,重型卡车及城郊的农用柴油车大量涌入有关. 此外,城中村改造过程中很多拉土车(大部分是柴油车)都是夜间作业. 总体看来,PAHs 平均质量浓度夜晚为 $346.0\text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$,而白天为 $312.0\text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$,同样是夜晚稍高于白天. 原因可能是白天气温比夜晚高,利于半挥发性物质 PAHs 的挥发,加上空气对流作用强以及光降解作用,使得污染物质容易稀释和扩散,而夜晚大气平均混和层的高度低于白天,低层风速很小,风向不定,大气的扩散、输送稀释能力减弱,限制了大气的垂直扩散,因此导致夜晚 PAHs 的污染高于白天.

2.3 PAHs 的来源

大气颗粒物中 PAHs 的组成受各种因素的影

表 1 西安冬季 PM₁₀ 中 PAHs 的质量浓度

状态		$\rho/\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$												
		Phe	An	ELA	Py	BaA	Chy	BbFLA	BkFLA	BaP	IP	dBahA	BghiP	PAHs
白天	最小值	2.1	5.6	5.1	1.3	7.4	15.1	19.3	15.2	11.4	9.4	7.8	21.9	174.6
	最大值	22.8	81.6	53.6	51.9	33.5	63.4	62.3	39.4	55.8	40.0	27.6	72.7	455.0
	平均值	9.3	25.3	27.2	26.8	18.8	37.1	37.7	26.8	30.0	21.2	13.2	38.6	312.0
夜晚	最小值	2.7	5.5	5.5	2.3	10.9	17.3	20.6	14.4	14.1	10.3	7.3	22.1	193.9
	最大值	28.1	98.1	61.2	58.7	42.6	69.4	62.7	40.8	61.5	47.9	33.6	87.0	515.4
	平均值	9.0	32.0	31.2	31.5	22.6	37.1	41.0	27.5	34.8	25.6	13.3	40.6	346.3

表 2 国内外部分城市大气 PM₁₀ 中 PAHs 和 BaP 的质量浓度对比

城市	采样时间段	$\rho(\text{BaP})/\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$	$\rho(\text{PAHs})/\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$	PAHs 种数
北京 ^[9]	2003-01-16~2003-01-18	14.31	242.38	16
青岛 ^[10]	2005-02-20~2005-03-10	5.76	156.00	13
南京 ^[11]	2005-01-01~2006-01-31	5.16	82.21	16
呼和浩特 ^[12]	1996-01-01~1996-01-31	35.77	355.02	10
厦门 ^[13]	2004-12-21~2004-12-29	0.50	10.50	15
广州 ^[14]	2002-12-01~2003-02-28	5.64	56.91	14
香港 ^[15]	2000-11-23~2001-03-01	2.65	54.72	16
台湾 ^[16]	2001-12-01~2002-02-28	1.10	19.27	21
巴西 ^[17]	2002-05-13~2002-07-19	1.84	24.10	14
智利 ^[18]	2000-07-07~2000-07-19	5.28	33.73	17
马来群岛 ^[19]	2001-03-12~2001-12-12	0.20	2.07	13

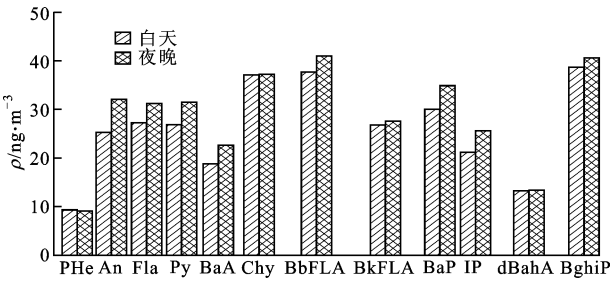


图3 PAHs的昼夜变化

响,常根据不同化合物的比值来判断污染的来源.Yunker 等人^[20]指出,PAHs 环数的相对丰度可以反映污染来源,通常石油源主要以 2~3 环的低相对分子质量的多环芳烃为主,而 4 环及以上的多环芳烃则主要是源自燃料的燃烧.因此,通常采用标志物的比值关系进行污染源的解析.

Sawicki 等人^[21]提出采用 $\rho(\text{BaP})/\rho(\text{BghiP})$ 来判断污染类型,若比值介于 0.3~0.44 之间,为交通污染,若比值为 0.9~6.6 时则为燃煤污染.本次实验中白天和夜晚的 $\rho(\text{BaP})/\rho(\text{BghiP})$ 值分别为 0.29~1.43 和 0.31~1.37,平均值分别为 0.81 与 0.89,与 0.9 接近,说明燃煤是采样点 PAHs 的重要来源.西安市特有的城中村,大多数的住户均采用蜂窝煤采暖,是典型分散式的采暖方式,燃煤污染源白天夜晚同时存在,所以 $\rho(\text{BaP})/\rho(\text{BghiP})$ 的值在白天和夜晚接近.

周家斌等人^[10]提出,蒽比菲的热稳定性差,因此一般燃烧源或人为源的输入通常会导致热动力学稳定性差的同系物的比例增加.根据 Yunker 等人归纳的不同来源 PAHs 的特征比值, $\rho(\text{An})/\rho((\text{An}+\text{Phe})) < 0.10$ 为石油源, $\rho(\text{An})/\rho((\text{An}+\text{Phe})) > 0.10$ 时主要为燃料的燃烧,本实验研究值白天 $\rho(\text{An})/\rho((\text{An}+\text{Phe}))$ 为 0.24~0.97,夜晚为 0.31~0.97(见表 3),均大于 0.10,说明燃料燃烧为主要的污染源. $\rho(\text{BaA})/\rho((\text{BaA}+\text{Chy})) < 0.20$,污染来自石油,0.20~0.35 为石油或燃料燃烧, $\rho(\text{BaA})/\rho((\text{BaA}+\text{Chy})) > 0.35$ 为燃料燃烧,采样点该比值白天在 0.30~0.37 之间,平均值为 0.34,说明污染来自石油或燃料燃烧,而夜晚在 0.29~0.45 之间,平均值为 0.37,说明污染来自燃料燃烧.

IP 存在于石油中,是柴油燃烧的标志物,而 BghiP 是汽油机动车尾气的标志物^[16].通常采用 $\rho(\text{IP})/\rho((\text{IP}+\text{BghiP}))$ 来判断汽车燃料的类型,若比值为 0.18 意味着污染来源于汽油燃烧,比值接近

0.33 代表柴油燃烧,接近于 0.57 为煤油型燃烧^[16].白天样品中该比值介于 0.18~0.45,平均值为 0.35,夜晚为 0.16~0.52,平均值为 0.38(见表 3),表明柴油车对西安的 PAHs 贡献很大.牛红云等人^[22]对南京大气的气溶胶研究同样表明柴油车对 PAHs 有较大贡献.目前,西安市的柴油机动车主要包括重型卡车、大型旅游车和大部分农用车.由于西安是旅游城市,大型旅游车有相当的数量,同时由于近几年西安城市建设(如地铁和道路拓宽)和城中村改造工作面广,大型工程车也有一定的数量,特别是城中村改造过程中很多拉土车(大部分是柴油车)都是夜间作业,所以柴油车的排放占有重要的比例.此外,Junker 等人^[23]研究发现,颗粒态 PAHs 的质量浓度与轻型机动车的数量相比的值为 0.64,与重型机动车的数量相比的值为 0.85~0.90,可见颗粒态 PAHs 的质量浓度与重型机动车的数量更为离切相关.曾凡刚^[24]通过对不同类型机动车尾气中有机污染物的定量比较研究发现,以柴油为燃料的机动车排放尾气中有机污染比较严重.虽然本文未能获得不同燃料的西安机动车数量的准确数据,但从不同 PAHs 的质量浓度和不同组分的比率可以看出,西安柴油车占有一定数量,对 PAHs 有较大的贡献,因此治理大气中有机污染物的重点是改进燃料的结构,使用清洁燃料.

表3 西安大气 PM₁₀ 样品中不同 PAHs 物种质量浓度的比率

参数	白天	夜晚
$\rho(\text{An})/\rho(\text{An}+\text{Phe})$	0.24~0.97 (0.63)	0.31~0.97 (0.67)
$\rho(\text{BaA})/\rho(\text{BaA}+\text{Chy})$	0.30~0.37 (0.34)	0.29~0.45 (0.37)
$\rho(\text{BaP})/\rho(\text{BghiP})$	0.29~1.43 (0.81)	0.31~1.37 (0.89)
$\rho(\text{IP})/\rho(\text{IP}+\text{BghiP})$	0.18~0.45 (0.35)	0.16~0.52 (0.38)

注:括号里的数值为平均值.

3 结 论

(1)西安冬季采集的 PM₁₀ 样品中检测出美国 EPA 优先控制的 12 种 PAHs,其中主要以 4~5 环的 PAHs 为主,且质量浓度较高.白天与夜晚 PAHs 的质量浓度分别为 174.6~455.0 ng·m⁻³ 和 193.9~515.4 ng·m⁻³,平均质量浓度为 312.0 ng·m⁻³ 和 346.0 ng·m⁻³,夜晚质量浓度高于白天.

(2)采用苯并(a)芘(BaP)和等效质量浓度(BaPE)来评价 PAHs 的环境风险.

苯并[a]芘(BaP)白天及晚上的平均质量浓度为 $30.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $34.8 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, 由公式计算得出西安冬季白天与晚上的 BaPE 平均值分别为 $45.3 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, $51.0 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, 含量均超过国家标准 4 倍以上, 表明西安 PAHs 污染较严重。

(3) 采用比值法来判断大气 PM_{10} 中 PAHs 的来源, 结果表明柴油型机动车和燃煤排放是西安冬季 PAHs 的主要来源。

参考文献:

- [1] 于粤, 王玉平, 姜荻, 等. 环境空气中多环芳烃的采样与分析技术[J]. 中国环境检测, 2005, 21 (4): 37-39.
YU Yue, WANG Yuping, JIANG Di, et al. Sampling and analytical methodologies for monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air [J]. Environmental Monitoring in China, 2005, 21 (4): 37-39.
- [2] 赵文昌, 程金平, 谢海赞, 等. 环境中多环芳烃(PAHs)的来源与监测分析方法[J]. 环境科学与技术, 2006, 29 (3): 105-107.
ZHAO Wenchang, CHENG Jinping, XIE Haiyun, et al. PAHs: sources and their monitoring and analysis [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 29 (3): 105-107.
- [3] 赵淑莉, 戴天有, 段小丽, 等. 北京城市空气中多环芳烃的污染特征[J]. 环境科学研究, 2007, 20 (3): 16-20.
ZHAO Shuli, DAI Tianyou, DUAN Xiaoli, et al. Pollution characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in Beijing ambient air [J]. Research of Environmental Sciences, 2007, 20 (3): 16-20.
- [4] 祁士华, 盛国英, 傅家谟, 等. 澳门大气气溶胶中多环芳烃的源解析尝试[J]. 中国环境科学, 2002, 22 (2): 118-122.
QI Shihua, SHENG Guoying, FU Jiamo, et al. Source apportionment experiment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in aerosols from Macao [J]. China Environmental Science, 2002, 22 (2): 118-122.
- [5] 曹军骥, 李顺诚, 李杨, 等. 2003 年秋冬季西安大气中有机碳和元素碳的理化特征及其来源解析[J]. 自然科学进展, 2005, 12 (15): 1460-1466.
CAO Junji, LI Shuncheng, LI Yang, et al. Characterization and source apportionment of atmospheric organic and elemental carbon during fall and winter of 2003 in Xi'an, China [J]. Progress in Natural Sciences, 2005, 12 (15): 1460-1466.
- [6] 沈振兴, 李丽珍, 杜娜, 等. 西安春季大气 $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子的组成及来源[J]. 生态环境, 2007, 16 (4): 1193-1198.
- [7] ZHANG Xiaoye, CAO Junji, LI Lianmeng, et al. Characterization of atmospheric aerosol over Xi'an in the south margin of Loesso Plateau China [J]. Atmospheric Environment, 2002, 36: 4189-4199.
- [8] YASSAA N, MEKLATI B Y, CECINATO A, et al. Particulate n-alkanes, n-alkanoic acids and polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Algiers city area [J]. Atmospheric Environment, 2001, 35 (10): 1843-1851.
- [9] 周家斌, 王铁冠, 黄云碧, 等. 北京部分地区大气 PM_{10} 中多环芳烃的季节性变化[J]. 中国环境科学, 2005, 25 (1): 115-119.
ZHOU Jiabin, WANG Tieguan, HUANG Yunbi, et al. Seasonal variation character of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{10} of partial areas in Beijing [J]. China Environmental Science, 2005, 25 (1): 115-119.
- [10] 张延青, 孙英兰, 王燕, 等. 青岛市近岸大气气溶胶中多环芳烃的分布及其相关分析[J]. 中国海洋大学学报, 2007, 37 (3): 475-480.
ZHANG Yanqing, SUN Yinglan, WANG Yan, et al. Distribution and correlation analysis of PAHs in the atmospheric aerosol over Qingdao coastal areas [J]. Periodical of Ocean University of China, 2007, 37 (3): 475-480.
- [11] 张强华, 石莹莹, 李东, 等. 南京市大气可吸入颗粒物中多环芳烃的分布状况[J]. 环境科学技术, 2007, 30 (10): 42-44.
ZHANG Qianghua, SHI Yingying, LI Dong, et al. Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbons' distribution in atmospheric PM_{10} in Nanjing City [J]. Environmental Science and Technology, 2007, 30 (10): 42-44.
- [12] 冯沈迎, 全青, 阮玉英, 等. 空气颗粒物中 PAHs 的粒径分布与污染特征[J]. 内蒙古环境保护, 2000, 12 (4): 16-19.
FENG Shenyong, TONG Qing, RUAN Yuying, et al. The distribution and pollution character of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere particulates in Huhhot [J]. Inner Mongolia Environmental Protection, 2000, 12 (4): 16-19.
- [13] HONG Huasheng, YIN Hongling, WANG Xinhong, et al. Seasonal variation of PM_{10} -bound PAHs in the

- atmosphere of Xiamen, China [J]. *Atmospheric Research*, 2007, 85: 429-441.
- [14] 谭吉华, 毕新慧, 段菁春, 等. 广州市大气可吸入颗粒物(PM_{10})中多环芳烃的季节变化[J]. *环境科学学报*, 2006, 25 (7): 855-862.
- TAN Jihua, BI Xinhui, DUAN Jingchun, et al. Seasonal variation of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons associated with PM_{10} in Guangzhou, China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25 (7): 855-862.
- [15] GUO H, LEE S C, HO K F, et al. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong [J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37: 5307-5317.
- [16] FANG G C, WU Y S, CHEN J C, et al. Characteristic study of polycyclic aromatic hydrocarbons for fine and coarse particulates at Pastureland near industrial park sampling site of central Taiwan [J]. *Chemosphere*, 2005, 60: 427-433.
- [17] BOUROTTE C, FORTIC M C, TANIGUCHI S, et al. A wintertime study of PAHs in fine and coarse aerosols in Sao Paulo city, Brazil [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39: 3799-3811.
- [18] MARÍA D R S, ROSAZZA N G, PRENDEZ M. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their molecular diagnostic ratios in urban atmospheric respirable particulate matter [J]. *Atmospheric Research*, 2005, 75: 267-281.
- [19] OMAR N Y M J, MON T C, RAHMOM N A, et al. Distributions and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric aerosols of Kuala Lumpur, Malaysia [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 369: 76-81.
- [20] YUNKER M B, MACDONLD R W, VINGARZAN R, et al. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition [J]. *Organic Geochemistry*, 2002, 33 (4): 489-515.
- [21] SQWICKI E. Analysis for airborne particulate hydrocarbons, their relative proportion affected by different types of pollution [J]. *Nat Cancer Inst Monograph*, 1962, 9 (6): 201-208.
- [22] 牛红云, 王荟, 王格慧, 等. 南京大气气溶胶中多环芳烃源识别及污染评价[J]. *中国环境科学*, 2005, 25 (5): 544-548.
- NIU Hongyun, WANG Hui, WANG Gehui, et al. Source identification and pollution evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric aerosols in Nanjing city [J]. *China Environmental Science*, 2005, 25 (5): 544-548.
- [23] JUNKER M, KASPER M, ROOSLI M, et al. Airborne particle number profiles, particle mass distributions and particle-bound PAH concentrations within the city environment of Basel: an assessment as part of the BR ISKA project [J]. *Atmospheric Environment*, 2000, 34: 3171-3181.
- [24] 曾凡刚. 不同类型和燃料机动车释放有机污染物的比较研究[J]. *中央民族大学学报(自然科学版)*, 2002, 11 (2): 137-141.
- ZENG Fangang. The comparative study on the organic pollutant of vehicular exhaust in different types and fuels [J]. *Journal of the CUN (Natural Sciences Edition)*, 2002, 11 (2): 137-141.

(编辑 王焕雪)

[本刊相关文献链接]

- SnO_2 纳米颗粒对 CH_4 气敏特性的研究. *西安交通大学学报*, 2009, 43(6): 118-122.
- 飞行器仪器舱混响室声环境实验研究和数值模拟. *西安交通大学学报*, 2009, 43(6): 99-102.
- 人工模拟沙尘气候环境下线路绝缘子积污特性研究. *西安交通大学学报*, 2008, 42(12): 1510-1514.
- 西安冬季大气亚微米颗粒物的化学特征及来源解析. *西安交通大学学报*, 2008, 42(11): 1418-1423.