

# 某地区农田土壤中多环芳烃分布与来源解析

肖翻<sup>1</sup>, 韩丽<sup>1</sup>, 孙鹏程<sup>1</sup>, 陆勇<sup>2</sup>

[1. 山西省环境规划院, 山西 太原 030002; 2. 中持依迪亚(北京)环境检测监测公司, 北京 100084]

**摘要:**研究了某地区农田表层土壤中 16 种 PAHs 污染状况和来源。结果表明,研究区 2012 和 2016 年土壤中 PAHs 总平均值分别为 1 748 和 3 248 ng/g,其值显著高于其他文献研究区。指出,研究区土壤已受到 PAHs 的污染,土壤中 PAHs 以 3 环、4 环为主,BbF、BaP、Phe、BaA、Fla、Pyr、Chr、Flu 等质量比相对较高,其污染源主要为焦化、煤和天然气的燃烧,此外交通源对多环芳烃污染也有一定的贡献。

**关键词:**多环芳烃;农田土壤;来源解析

中图分类号:X830

文献标志码:B

文章编号:1674-6732(2019)01-0049-05

## Distribution and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soil from A Certain Area

XIAO Fan<sup>1</sup>, HAN Li<sup>1</sup>, SUN Peng-cheng<sup>1</sup>, LU Yong<sup>2</sup>

[1. Shanxi Academy for Environmental Planning, Taiyuan, Shanxi 030002, China; 2. IDEA (Beijing) Environmental Test & Analysis Co. Ltd., Beijing 100084 China]

**Abstract:** This study has analyzed the pollution status and characteristics of 16 PAHs in agricultural soil from a certain area in 2012 and 2016 in this paper. The results showed that the total average PAHs in the soil of the study area was 1 748 ng/g in 2012 and 3 248 ng/g in 2016 respectively. The concentration level is significantly higher than that of other literature research areas, which implies that the soil of the study area was contaminated by PAHs. The PAHs of the soil in the research area were mainly 3-4 ring PAHs, the contents of BbF, BaP, Phe, BaA, Fla, Pyr, Chr, Flu were relatively high, their pollution source came mainly from coking plants and coal and natural gas combustion, the traffic source also made some contributions to PAHs contamination.

**Key words:** Polycyclic aromatic hydrocarbons; Farmland soil; Source apportionment

多环芳烃(PAHs)是环境中分布最为广泛,且危害最大的一类化合物,也是最早被发现和研究的化学致癌物<sup>[1]</sup>。由于 PAHs 的辛醇水分配系数高,具有低水溶性和憎水性,一旦进入土壤就会吸附到其中的有机质或颗粒物上,长期赋存于土壤中,土壤便成为环境中 PAHs 的重要储藏库和中转站之一<sup>[2-4]</sup>。残留在土壤中的 PAHs,不仅影响土壤的正常功能,降低土壤的环境质量,而且在进入农田生态系统后,还可以通过手-口途径、食物链等进入人体,对生态环境安全和人类健康造成较大的威胁<sup>[1,5-7]</sup>。现对某地区 2012 和 2016 年 8 月农田表层土壤中 16 种 PAHs 的污染状况和来源进行分析,以期对农田土壤 PAHs 污染修复治理提供基础资料。

## 1 研究方法

### 1.1 研究区概况

研究区总面积约为 1.6 km<sup>2</sup>,土壤属石灰质微碱性,pH 值为 7.0~7.5,土壤类型有黄绵土、黄垆土、盐碱下湿土、山地砂土和栗黄土等,有机质质量分数为 0.5%~0.9%,主要种植农作物为小麦、玉米和薯类等。研究区常年主导风向为偏北风,在上风向约 2 km 处有一以焦化、洗煤、建材为主的工业园区,园区规划总面积 47.3 km<sup>2</sup>,焦炭生产能力约为 650 万 t/a,煤化产品生产能力约为 100 万 t/a。

### 1.2 土壤样品采集

分别于 2012 年 8 月、2016 年 8 月采集研究区

收稿日期:2018-09-18;修订日期:2018-10-19

作者简介:肖翻(1989—),女,工程师,博士,主要研究方向为环境风险评估。

周边有工业企业分布的表层农田土壤。按照《土壤环境监测技术规范要求》(HJ/T 166—2004)(简称《土壤规范》),采用棋盘式布点的方法,2 次监测共布设 34 个采样点。以对角线取 0~20 cm 的表层土壤样品 5 份混合均匀,各分点混匀后用四分法取 1 kg 土样,所有样品采集后,用棕色玻璃瓶贮存,于暗处密封、在 4℃ 以下冷藏保存。样品的采集、保存和运输参照《土壤规范》《土壤和沉积物多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法》(HJ 805—2016)(简称《土壤测定》)。

### 1.3 分析方法

PAHs 分析相关实验室用品控制按照《土壤测定》中方法进行预处理,实验室所有玻璃仪器(圆底烧瓶、索式提取器等)均经过洗液洗涤,自来水、蒸馏水、丙酮各冲洗 3 次,烘干,450℃ 净化烘箱内灼烧 4 h。

使用前经少许丙酮、二氯甲烷、正己烷各润洗 3 遍。所需有机试剂丙酮、二氯甲烷和正己烷均为农残级。无水硫酸钠与石英砂为分析纯,使用前经 450℃ 烘烤 4 h。

(1) 多环芳烃标准校准样品。PAHs 混标包含:萘(Nap)、蒽(Anth)、芘(Per)、苊(Flu)、菲(Phen)、蒎(Ant)、荧蒎(Fla)、芘(Pyr)、苯并[a]蒎(BaA)、䓛(Chr)、苯并[b]荧蒎(BbF)、苯并[k]荧蒎(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(InD)、二苯并[a,h]蒎(DbA)、苯并[g,h,i]芘(BgP);回收率指示物:包括 6 种氘带 PAHs 的混合标样(萘-D8,蒽-D8,菲-D10,荧蒎-D10,芘-D10,苯并(a)芘-D12 和苯并(g,h,i)芘-D12)。

(2) 仪器测定条件。色谱条件:色谱柱 DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm) 毛细管柱,进样口温度 280℃;不分流进样,进样量 1 μL;程序升温条件:50℃ 保留 2 min,以 19.5℃/min 升至 200℃,保留 2 min,后以 4.5℃/min 升至 240℃,保留 2 min,再以 2.5℃/min 升至 290℃,保留 5 min。载气为氦气(≥99.999%),1.0 mL/min(恒流);质谱仪条件:传输线温度 270℃,离子源温度 250℃,电子轰击源,电子能量 70 eV,检测方法选择离子法(SIM 法)。

### 1.4 质量控制

样品采集过程中按检测方法要求设置运输空白。采样开始前,经过系统方法确认,采样耗材及采样所使用的试剂、药品等均通过空白检定以确认

耗材及试剂、药品的空白值对实际样品不产生显著影响。实验室经方法确认,预处理后的采样耗材中 PAHs 背景可以达到标准的要求 [ $m(\text{Nap}) < 100 \text{ ng}$ ,其他  $m(\text{PAHs}) < 10 \text{ ng}$ ]。

样品分析过程中采用样品平行实验、空白实验、基质加标回收试验等进行监控,用回收率指示分析过程中样品的制备、分析和基质等对实验结果影响。分析方法检测限为 0.000 986~6.19 ng/g,加标回收率为 70.29%~91.35%,加标回收的相对标准偏差均 < 20%。PAHs 的实验平行各同类物的结果偏差均 < 30%。实验用的玻璃仪器用超声波清洗,恒温 150℃ 干燥;方法空白实验无待测物检出。

## 2 结果与讨论

### 2.1 农田土壤中的 PAHs 的检出结果及污染特征

研究区农田表层土壤中 16 种 PAHs 全部检出,统计分析结果见表 1。

表 1 研究区农田土壤样品中  $\omega(\text{PAHs})$  分布特征

PAHs	2012 年 8 月			2016 年 8 月		
	样本检出率/%	平均值	标准差	样本检出率/%	平均值	标准差
Nap	89.5	137.8	165.9	64.7	1 032	1 075
Acy	100	38.2	24.5	100	9.64	7.80
Ace	100	62.2	72.9	100	46.8	22.8
Flu	94.7	143	183.5	100	71.1	46.3
Phen	89.5	158	56.9	100	230	122
Anth	89.5	21.6	40.6	100	18.6	17.7
Fla	100	118.9	66.3	100	211	110
Pyr	100	94.6	54.2	100	193	106
BaA	100	50.3	35.1	100	163	134
Chr	100	122.8	73.5	100	255	154
BbF	100	390.6	253.9	100	597	335
BkF	100	94.2	63.0	100	132	71.5
BaP	100	199	178.7	100	417	242
InD	100	54.6	37.4	100	130	84.9
DbA	100	18.1	12.9	100	38.1	20.7
BgP	100	84.6	54.8	100	162	106
Σ 16 PAHs	100	1 748	990	100	3 248	1 292

由表 1 可见,2012 和 2016 年采集的土壤样品中 16 种 PAHs 总平均值分别为 1 748 和 3 248 ng/g,PAHs 在土壤中存在明显的累积现象。从 PAHs 单体值分布来看,低环数的 Acy、Ace、Flu、Anth 等单体值 2016 年低于 2012 年,其他单体残留值 2016 年

高于 2012 年。PAHs 中高环数的不易挥发的组分在土壤中表现累积现象,低环数挥发性较高的组分浓度变化没有规律。

综合考虑污染源、环境质量、社会经济状况以及人口分布情况,选择工矿企业较少,环境质量较好的地区土壤中  $\omega(\text{PAHs})$  (259.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) 作为对照值,研究区域农田表层土壤  $\omega(\text{PAHs})$  高于对照值。

与国内其他地区研究结果对比,研究区 2 个年度的农田表层土壤中  $\omega(\text{PAHs})$  低于厦门工业区和云南肺癌高发区(分别为 4 971 和 3 686  $\text{ng}/\text{g}$ ),明显高于天津市石化工业区<sup>[1]</sup>和内蒙古重点污染源企业周边农田<sup>[6]</sup>(分别为 988 和 205  $\text{ng}/\text{g}$ ),2016

年检测结果超出工业高度发达国家城市土壤背景值 1 000 ~ 3 000  $\text{ng}/\text{g}$ <sup>[3]</sup>。

根据《土壤环境质量标准 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),农用地土壤中 BaP 污染风险筛选值为 0.55  $\text{mg}/\text{kg}$ ,与研究区农田表层土壤中 BaP 对比分析,2012 年有 1 个土壤样品中 BaP 高于农用地土壤标准含量限值,2016 年有 3 个土壤样品高于标准限值,共占总检出样品数的 11.8%,最大超标倍数为 0.63 倍。

采用荷兰土壤质量标准<sup>[8]</sup>和 BaP 毒性当量浓度(TEQBap)<sup>[1]</sup>评价研究区土壤中 PAHs 的生态风险。文献[8]中 16 种 PAHs 的 BaP 毒性当量因子(Toxic Equivalent Factors, TEF)<sup>[9]</sup>见表 2。

表 2 荷兰土壤 PAHs 标准值和 16 种 PAHs 的 TEF

污染物	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Fla	Pyr	Chr	BbF	BkF	BaP	InD	DbA	BgP	BaA
$\omega/(\text{ng} \cdot \text{g}^{-1})$	15				50	50	15		20		25	25	25		20	20
TEF	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.01	0.001	0.001	0.01	0.1	0.1	1	0.1	1	0.01	0.1

由表 1 和表 2 可见,所有采样点均有单体 PAHs 超标。其中,2012 年采样点土壤中 Fla、BaA 全部超过文献[8]中恢复土壤多种用途所允许的目标值;2016 年除 Nap 和 Ant 达标外,其余 8 种 PAHs 全部超标。

用 TEQBap 评价 PAHs 的生态风险,  $\text{TEQBap} = \sum \text{组分 } i \text{ 的浓度} \times \text{组分 } i \text{ 的 TEF}^{[1,10]}$ 。经计算,2012 年各采样点 16 种 PAHs 的 TEQBap16 为 73.3 ~ 805.6  $\text{ng}/\text{g}$ ,2016 年为 285.5 ~ 1 302.2  $\text{ng}/\text{g}$ 。2012 年各采样点文献[8]中 10 种 PAHs 的 TEQBap10 为 50.3 ~ 698.0  $\text{ng}/\text{g}$ ;2016 年为 233.4 ~ 1 047.2  $\text{ng}/\text{g}$ ,全部超过文献[8]规定的 TEQBap10 限值 33  $\text{ng}/\text{g}$ ,说明研究区土壤已受到 PAHs 的污染,存在生态风险。

2.2 农田表层土壤中的 PAHs 来源

Edwards<sup>[11]</sup>研究结果表明,土壤内源性  $\omega(\text{PAHs})_{\text{总}}$  为 1 ~ 10  $\text{ng}/\text{g}$ ,主要来源于植物分解和火灾。研究中农田表层土壤中 PAHs 2 年的监测结果显著高于文献[11]提出的土壤内源性  $\omega(\text{PAHs})$ ,据此推断,农田表层土壤 PAHs 主要来自于外源性 PAHs。

经资料收集与现场勘查,调查研究区表层土壤不存在企业废水污灌的情况,且周边环境地表水体中 PAHs 检出率和检出值均较低,PAHs 通过灌溉

进入农田表层土壤累积的贡献很小。Ollivon 等<sup>[12]</sup>提出,土壤中 90% 的 PAHs 来源于大气沉降,因此推断本研究调查区农田表层土壤中 PAHs 主要来源于大气沉降。

文献[1, 13 - 16]表明,PAHs 成分谱中 2 环 PAHs 贡献率较大时,说明该地区 PAHs 污染存在石油泄漏源;以 3 环、4 环 PAHs 为主时,说明该地区多为煤燃烧源;以 5 环 PAHs 为主时多为汽油燃烧源;以 6 环 PAHs 为主时,多为柴油燃烧源。研究区农田土壤样品中 PAHs 来源分类见图 1。

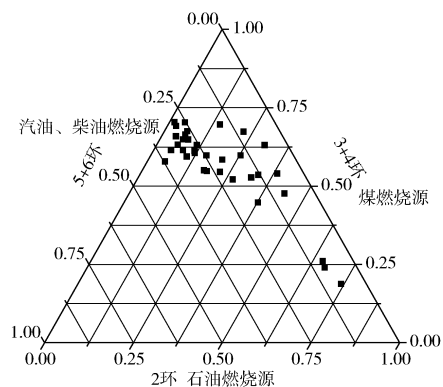


图 1 研究区农田表层土壤样品中 PAHs 来源分类

由图 1 可见,农田表层土壤样品中 2 环

$\omega(\text{PAHs})$  在  $\omega(\text{PAHs})_{\text{总}}$  中的占比为 0.06 ~ 0.30, 3 环、4 环为 0.54 ~ 0.65, 5 环、6 环为 0.15 ~ 0.28。结合文献研究, 农田表层土壤 PAHs 以 3 环、4 环 PAHs 为主, 污染源多为煤燃烧。

为进一步分析污染源排放多环芳烃相对量同污染源的相关性, 通过比值法识别各环境介质中多环芳烃的来源。母体多环芳烃同分异构体有相同的物理化学性质, 释放进入环境后会有着相同的分配与稀释行为, 因此一些特定的多环芳烃异构体往往被用来作为示踪其来源的化学指标。PAHs 的特征比值见表 3。

表 3 PAHs 的特征比值

PAHs 同分异构体比值	2012 年	2016 年	参考文献
$\omega(\text{Ant}) / [\omega(\text{Ant}) + \omega(\text{Phe})]$	0.12	0.08	[1][15-18][20]
$\omega(\text{Fla}) / [\omega(\text{Fla}) + \omega(\text{Pyr})]$	0.56	0.52	
$\omega(\text{BaA}) / [\omega(\text{BaA}) + \omega(\text{Chr})]$	0.37	0.41	
$\omega(\text{BgP}) / [\omega(\text{DbA}) + \omega(\text{BgP})]$	0.82	0.81	
$\omega(\text{BaP}) / \omega(\text{BgP})$	2.74	1.77	[18]
$\omega(\text{Pyr}) / \omega(\text{BgP})$	0.45	1.19	[18]
$\omega(\text{InD}) / \omega(\text{BgP})$	0.79	1.11	[18]

由表 3 可见, 研究区土壤中  $\omega(\text{Ant}) / [\omega(\text{Ant}) + \omega(\text{Phe})]$  接近 0.1,  $\omega(\text{Fla}) / [\omega(\text{Fla}) + \omega(\text{Pyr})] > 0.5$ ,  $\omega(\text{BaA}) / [\omega(\text{BaA}) + \omega(\text{Chr})] > 0.35$ ,  $\omega(\text{BgP}) / [\omega(\text{DbA}) + \omega(\text{BgP})] > 0.5$ , 根据文献[17-18], 表明研究区土壤中 PAHs 主要是木柴、煤燃烧污染; 根据  $\omega(\text{BaP}) / \omega(\text{BgP})$ 、 $\omega(\text{Pyr}) / \omega(\text{BgP})$  和  $\omega(\text{InD}) / \omega(\text{BgP})$  可知, 研究区土壤中的 PAHs 主要来源于焦化厂或者燃煤, 交通源对其也有一定的贡献。

研究区采样点农田表层土壤 PAHs 成分谱见图 2。由图 2 可见, BbF、BaP、Phe、BaA、Fla、Pyr、Chr、Flu 等在土壤中值相对较高。利用 SPSS17.0 软件对研究区土壤中 2012 年和 2016 年 16 种 PAHs 数据进行主成分分析 (Principal components analysis, PCA)。

采用主成分分析结合方差最大正交旋转方法, 提取累计方差贡献率  $> 87\%$  的因子。2012 年和 2016 年表层土壤中 16 种 PAHs 经主成分分析后各提取了 3 个主成分, 总方差解释分别超过 7% 和 8%, 累计贡献率分别达到 92.7% 和 87.3%。旋转后主成分因子负荷结果见表 4。

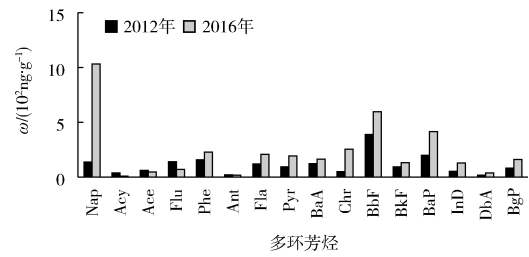


图 2 研究区农田表层土壤样品中 PAHs 成分谱

表 4 土壤中 16 种 PAHs 旋转后主成分负荷矩阵

PAHs	2012 年成分			2016 年成分		
	1	2	3	1	2	3
Nap	-0.153	-0.119	-0.932	0.345	0.339	-0.636
Acy	-0.013	0.968	0.120	0.137	0.800	0.481
Ace	0.054	0.909	0.109	0.040	0.971	-0.214
Flu	0.091	0.990	0.027	0.091	0.955	-0.136
Phe	0.497	0.726	0.049	0.818	0.377	0.021
Ant	0.961	0.194	-0.077	0.239	0.059	0.786
Fla	0.930	0.188	0.101	0.909	0.290	-0.030
Pyr	0.960	0.164	0.152	0.955	0.245	0.007
BaA	0.953	0.152	0.208	0.974	0.155	0.084
Chr	0.991	0.000	0.056	0.983	0.023	0.048
BbF	0.775	0.190	0.448	0.701	0.560	-0.075
BkF	0.841	0.056	0.525	0.715	0.552	-0.070
BaP	0.678	0.243	0.568	0.714	-0.225	0.420
InD	0.975	-0.008	0.125	0.960	0.085	-0.051
DbA	0.948	0.068	0.230	0.971	0.002	0.070
BgP	0.961	0.084	0.205	0.969	0.055	0.078

由表 4 可见, 成分 1 中 2012 年和 2016 年均为 Chr 载荷较高, 分别为 0.991 和 0.983, 该污染物被认为是天然气燃烧源的指示物<sup>[19-21]</sup>。此外, Phe、Ant、Fla、Pyr、BaA、BbF、BkF、BaP、InD、DbA、BgP 载荷均超过 0.82, 其中, Phe 和 Ant 是燃煤的主要污染物<sup>[21]</sup>, Pyr 和 BkF 是煤燃烧的重要指示物<sup>[6, 19, 22]</sup>, BbF 主要来自于汽油排放<sup>[20]</sup>, BkF、InD 和 BgP 是机动车 (包括柴油车和汽油车) 排放的指示物<sup>[19, 22-23]</sup>。主成分 2 中, Acy、Ace 和 Flu 载荷较高,  $> 0.8$ , 其中, Acy 和 Flu 被认为主要来自焦化厂和煤燃烧<sup>[6, 19, 22]</sup>, Ace 被 Simik<sup>[24]</sup> 等视为焦炉燃烧源特征污染物。主成分 3 中, 2012 年 BaP 载荷较高, 为 0.568, 2016 年 Ant 载荷较高, 为 0.786, 该污染物是燃煤的主要污染物<sup>[24]</sup>。研究区土壤中 PAHs 主要来源于焦化、煤和天然气的燃烧, 以及机动车污染。

### 3 结论

(1) 研究区土壤中16种PAHs检出率较高,以3环、4环数PAHs为主,随着时间变化具有明显的累积现象,PAHs总平均值显著高于对照区和其他文献研究区,主要来源于大气沉降。

(2) 研究区土壤中BbF、BaP、Phe、BaA、Fla、Pyr、Chr、Flu等质量比相对较高,其污染源主要来自焦化、煤和天然气的燃烧,此外交通源对多环芳烃污染也有一定贡献。

#### [参考文献]

- [1] 朱媛媛,田靖,魏恩琪,等. 天津市土壤多环芳烃污染特征、源解析和生态风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(2): 248-255.
- [2] 王学军,任丽然,戴永宁,等. 天津市不同土地利用类型土壤中多环芳烃的含量特征[J]. 地理研究, 2003, 22(3): 360-366.
- [3] KIPPOULOU A M, MANOLI E, SAMARA C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in industrial area[J]. Environmental Pollution, 1996, 106: 369-380.
- [4] WILCKE W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil - a review[J]. The Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2000, 163: 229-248.
- [5] 匡少平. 中原油田周边土壤及玉米中PAHs的分布[J]. 环境化学, 2008(6): 845-846.
- [6] 周海军,孙文静,团良,等. 重点污染源企业周边农田土壤中多环芳烃污染水平与风险评价[J]. 2013, 32(10): 1976-1982.
- [7] 欧冬妮. 长江口滨岸多环芳烃(PAHs)多相分布特征与源解析研究[D]. 上海:华东师范大学, 2007.
- [8] VROM. Environmental quality objectives in the Netherlands A Review of Environmental Quality Objectives and Their Policy Framework in the Netherlands [M]. The Hague: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, 1994.
- [9] TSAI P J, SHIH T S, CHEN H L, et al. Assessing and Predicting the exposure of PAHs and their carcinogenic potencies from vehicle engine exhausts to highway to station workers [J]. Atmospheric Environment, 2004, 38: 333-343.
- [10] AGARWAL T, KHILLARE P S, SHRIDHAR V, et al. Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 163(2/3): 1033-1039.
- [11] EDWARDS N T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - A review[J]. Journal of Environmental Quality, 1983, 12(4): 427-441.
- [12] OLLIVON D, BLANCHOU D, MOTELAY - MASSEI A, et al. Atmospheric fallout were collected at Paris, France, in order to analyse polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) classified by the Environmental Protection [J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(17): 2891-2900.
- [13] 林纪旺,倪进治,杨红玉,等. 泉州市表层土中多环芳烃的含量、来源及其生态风险评价[J]. 环境科学, 2011, 32(7): 2074-2080.
- [14] 王德高,杨萌,贾宏亮,等. 原油及油制品中PAHs化学指纹的分布规律研究[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(11): 62-65.
- [15] 于国光,王铁冠,吴大鹏. 薪柴燃烧源和燃煤源中PAHs的成分谱研究[J]. 生态环境, 2007, 16(2): 285-289.
- [16] LI C K, KAMENS R M. The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling [J]. Atmospheric Environment, 1993, 27A: 523-532.
- [17] YUNKER M B, MACDONALD R W, MITCHELL R H 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: 489-515.
- [18] 杨成阁,胡菁,郭军,等. 贵阳市冬、夏季PM<sub>2.5</sub>中多环芳烃污染特征及来源解析[J]. 环境化学, 2014, 33(1): 161-162.
- [19] SIMCIK M F, LIOY P J. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan [J]. Atmospheric Environment, 1999, 33(30): 5071-5079.
- [20] YANG F, ZHAI Y B, CHEN L, et al. The seasonal changes and spatial trends of particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in the summer and autumn in Changsha city [J]. Atmospheric Research, 2010, 96: 122-130.
- [21] ROGGE W F, HILDEMAN L M, MAZUREK M A, et al. Sources of fine organic aerosols: 2. Noncatalyst and catalyzed heavy-duty diesel trucks [J]. Environmental Science and Technology, 1993, 27: 636-651.
- [22] LI J, ZHANG G, LI X D, et al. Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a subtropical city, Guangzhou, South China [J]. Science of the Total Environment, 2006, 355: 145-155.
- [23] HARRISON R M, SMITH D J T, LUHANA L. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham. U K [J]. Environmental Science and Technology, 1996, 30(3): 825-832.
- [24] SIMCIK M F, EISENREICH S J, LIOY P J. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan [J]. Atmospheric Environment, 1999, 33(30): 5071-5079.

栏目编辑 李文峻