

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2017110901

程明超, 张璐, 何秋生, 等. 太原市公园土壤中多环芳烃污染特征[J]. 环境化学, 2018, 37(9): 2031-2038.

CHENG Mingchao, ZHANG Lu, HE Qiusheng, et al. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in park soil in Taiyuan, China [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(9): 2031-2038.

太原市公园土壤中多环芳烃污染特征*

程明超¹ 张璐¹ 何秋生^{1**} 郭晓方¹ 张桂香¹ 王新明²

(1. 太原科技大学环境与安全学院, 太原, 030024;

2. 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州, 510630)

摘 要 本研究于 2016 年采集太原市公园 14 个表层土壤样品, 应用气相色谱质谱联用仪 (GCMS) 分析了样品中 16 种优先控制多环芳烃 (PAHs) 含量, 并探讨了 PAHs 的来源和健康风险. 结果表明, 样品中 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均浓度为 $1301.99 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (范围为 $294.36\text{--}2540.64 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$), 与国内其他城市相比属于较高污染水平. 土壤中 PAHs 以 4 环为主, 其次为 5 环、3 环、6 环、2 环. PAHs 空间分布受污染排放源和暴露时间的影响存在较大差异. 源解析结果表明, 土壤中 PAHs 主要来自煤和机动车排放、焦化、生物质燃烧, 3 种来源贡献率分别为 64.58%、18.75%、16.67%. 通过风险评价发现所有土壤中 PAHs 均超过相应的标准, 存在相当高的潜在风险, 对公众健康存在影响, 应当引起高度重视.

关键词 土壤, 多环芳烃, 源解析, 风险评价, 太原.

Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in park soil in Taiyuan, China

CHENG Mingchao¹ ZHANG Lu¹ HE Qiusheng^{1**} GUO Xiaofang¹
ZHANG Guixiang¹ WANG Xinming²

(1. School of Environment and Safety, Taiyuan University of Science and Technology, Taiyuan, 030024, China;

2. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou, 510630, China)

Abstract: Fourteen surface soil samples in this study were collected from urban park in Taiyuan in 2016. Sixteen priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were detected by gas chromatograph-mass spectrometry (GCMS), to investigate of the level, sources and potential health risks of PAHs in soil. The results revealed that the mean concentration of $\Sigma 16\text{PAHs}$ was $1338.60 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ranging from 294.36 to $2540.60 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Compared with those in other cities of China, PAHs in soils of Taiyuan was at a higher level. Four ring PAHs were the main components in soils, followed by 5-ring, 3-ring, 6-ring and 2-ring. Influenced by the emission sources and exposure duration, PAHs showed different concentrations in urban soil samples. The results of source apportionment indicated that PAHs in soils were primarily derived from coal/vehicle emission (64.58%), coking (18.75%) and biomass combustion (16.67%). The health risk of PAHs in soil exceeded the limit of safety standards, indicating potential risk to human health, which should be paid more attention to.

2017 年 11 月 9 日收稿 (Received: November 9, 2017).

* 国家自然科学基金 (41172316, 41401584), 国家教育部重点项目 (211026) 和山西省回国留学人员科研资助项目 (2011080) 资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (41172316, 41401584), the Key Project of the National Ministry of Education of China (211026) and Research Funding Program For Returned Overseas (2011080).

* * 通讯联系人, Tel: 0351-6962600, E-mail: heqs@tyust.edu.cn

Corresponding author, Tel: 0351-6962600, E-mail: heqs@tyust.edu.cn

Keywords: soils, PAHs, source apportionment, risk assessment, Taiyuan.

土壤中多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs)污染情况一直备受关注. PAHs 是由两个及以上苯环稠合而成的持久性芳香族有机污染物. 它具有亲脂性, 难溶于水, 易给生物体带来癌症、畸形、基因突变^[1]. PAHs 主要来自于化石燃料, 如煤和石油的不完全燃烧, 及煤化工和钢铁冶炼等, 已成为大气、水体和土壤的重要污染物^[1-3]. 土壤是 PAHs 最重要的汇, 在土壤有机质的吸附作用下, 90%的 PAHs 残留在土壤中^[4], 继而通过直接(意外摄取或呼吸吸入)或间接(食物链)暴露途径进入人体, 形成严重的健康风险.

已有研究表明, 中国重工业城市土壤中 PAHs 处于较高水平, 例如沈阳市(2988.05 ng·g⁻¹)^[5]、大连市(6440 ng·g⁻¹)^[6]、兰州市(2360 ng·g⁻¹)^[7]等工业城市土壤中 PAHs 浓度均高于天津市(765 ng·g⁻¹)^[8]、杭州市(611.28 ng·g⁻¹)^[9]. PAHs 单体主要以荧蒽(Flt)、苯并[b]荧蒽(BbF)、芘(PyR)、苯并[a]蒽(BaA)等 4 环 PAHs 含量最高(44.3%), 其次为 5 环(31.5%)、6 环(10.9%)、3 环(9.7%)、2 环(3.6%)^[1]. 来源分析显示, 煤化工等工业城市土壤中 PAHs 主要来自煤炭燃烧, 例如兰州市(38%)^[7]、忻州市(33%)^[10]、长治市(34%)^[11]; 而轻工业城市土壤中 PAHs 受机动车尾气影响较大, 如北京市(38.8%)^[12]、上海市(30%)^[13]、南京市(35%)^[4].

受燃煤、焦化和冶金等影响, 太原市是我国重污染城市之一^[2-3, 14]. 太原市大气干湿沉降存在较高浓度的 PAHs^[15], 但目前关于太原市土壤 PAHs 污染情况却未见报道. 公园是市民休憩娱乐的主要公共活动场所, 且老年或幼小人群居多, 公园土壤 PAHs 污染状况将极大影响公众的身心健康. 本文采集了太原市公园土壤, 分析其中 PAHs 的污染水平和来源, 并对人体健康风险进行评价, 以期对土壤治理和公众健康防护提供重要的科学依据.

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 样品采集

本研究于 2016 年在太原市 12 个公园采集土壤样品, 公园分别为南寨公园(P1)、文瀛公园(P2)、晋阳湖(P3)、汾河公园胜利大桥段(P4)、迎泽公园(P5)、汾河公园迎泽大桥段(P6)、晋祠公园(P7)、玉门河公园(P8)、学府公园(P9)、汾河公园长风大桥段(P10)、森林公园(P11)、龙潭公园(P12)、动物园(P13)和漪汾公园(P14), 其中汾河公园沿汾河而建, 分胜利大桥、迎泽大桥和长风大桥等 3 个采样点(图 1). 按太原市功能区划分, P1 和 P11 位于工业区, P2、P5 和 P12 位于商业区, P4、P6 和 P10 位于交通区, P3、P7、P8、P9、P13 和 P14 位于住宅区. 每个采样点各采集一个土壤样品, 共 14 个样品.

根据公园面积, 选取 5—10 个远离道路和其他排放源的样点, 去除表层覆盖物后, 采集 0—20 cm 土壤. 每个样点土壤混合后, 采用四分法取 1 kg 作为 1 个土壤样品. 所有土壤样品经冷冻干燥 48 h 后, 去除石块及植物根系, 研磨, 过 70 目筛, 保存放置在聚乙烯密实袋内, 放入 -4 °C 冰柜中保存, 直到分析.

1.2 PAHs 分析

称取 10 g 土壤样品、10 g 无水 Na₂SO₄ 和 2 g Cu 片(已活化)混合于 150 mL 烧杯内, 加入 50 μL PAHs 回收率指示物(20 mg·L⁻¹, 溶液包含萘-d8, 苊-d10, 菲-d10, 蒽-d12 和芘-d12)和 30 mL 正己烷和丙酮(V:V=1:1)混合溶液后, 超声萃取 10 min(3 次, 每次超声前进行搅拌避免土壤板结). 萃取液采用旋转蒸发仪浓缩至 2 mL, 过硅胶氧化铝层析柱净化(层析柱自下而上依次填入 12 cm 硅胶, 6 cm 氧化铝和 1.5 cm 无水硫酸钠). 最后洗脱液经正己烷溶剂转换浓缩至 1—2 mL, 氮吹至 1 mL, 加入 1 μL 内标待测.

PAHs 的测定采用气相色谱质谱联用仪(Shimadzu, GCMS-2010plus). 详细的测定方法和质量控制见文献^[14]. 目标化合物为美国环境保护署(US EPA)标注的 16 种优先控制 PAHs—2 环: 萘(Nap); 3 环: 苊烯(Acy)、苊(Ace)、芴(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant); 4 环: 荧蒽(Flt)、芘(PyR)、苯并[a]蒽(BaA)、蒽(Chr); 5 环: 苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP); 6 环: 苝并(1,2,3,c,d)苝(Ind)、二苯并[a,h]蒽(DahA)、苯并[g,h,i]花(BghiP). 土壤样品中 5 种氘代 PAHs 回收率分别为: 萘-d8 为 48.36%—64.37%、苊-d10 为 52.25%—72.47%、菲-d10 为 60.71%—86.59%、蒽-d12 为 63.22%—

104.45%、萘-d12 为 70.34%—123.88%。所有实验结果均以干重表示,并扣除样品空白值。

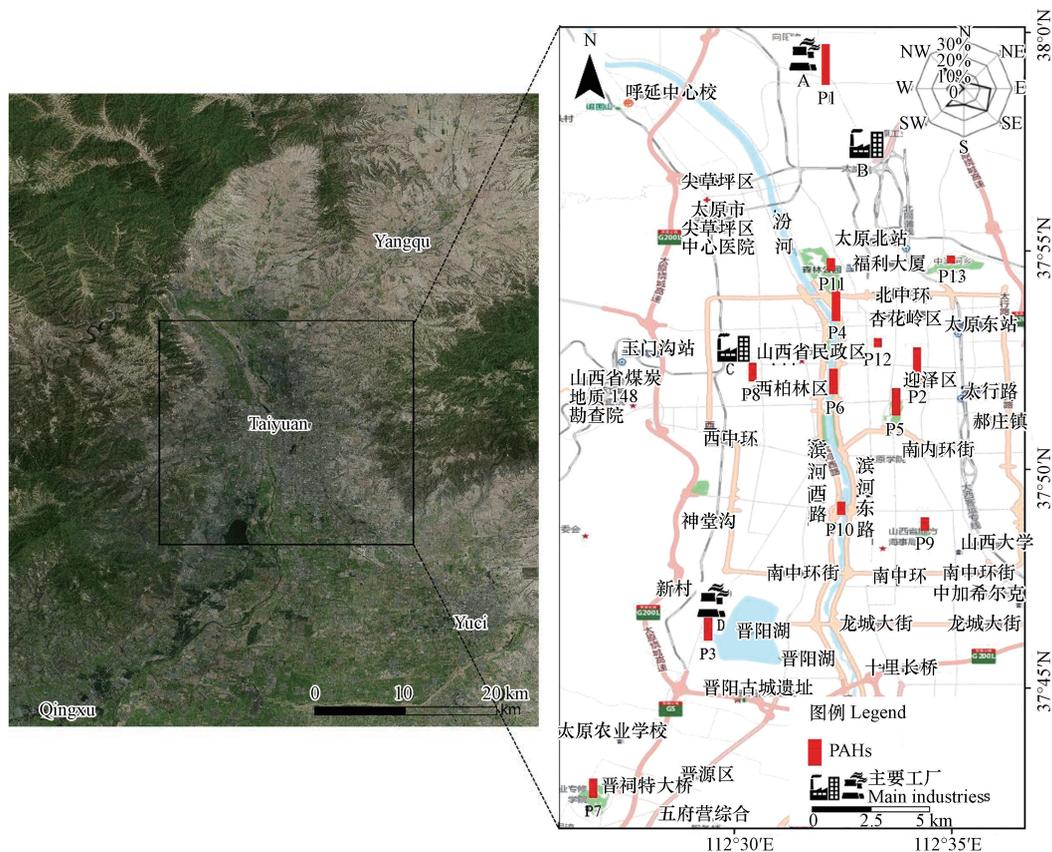


图 1 太原市公园土壤采样点分布图

(A. 太原第二热电厂, B. 太原钢铁厂, C. 太原重型机械厂, D. 太原第一热电厂)

Fig.1 Distribution of the sampling sites for parks soils in Taiyuan

(1. Taiyuan Second Thermal Power Plant, B. Taiyuan Iron and Steel Factory, C. Taiyuan Heavy Machinery Factory, D. Taiyuan First Thermal Power Plant)

1.3 源解析方法

特征化合物比值法和受体模型是土壤中 PAHs 源解析的常用方法.利用特征化合物比值的不同能够对污染源进行定性,例如 $F_{lt}/(F_{lt}+P_{yr})$ 、 $BaA/(BaA+Chr)$ 、 $Ind/(Ind+BghiP)$ 能够区分石油源、石油燃烧源和煤/生物质燃烧源, $Ant/(Ant+Phe)$ 比值是判断石油源和燃烧源的重要依据^[7, 16].特征化合物比值法简便易用,却不能直接给出来源的贡献.因此,本研究还使用主成分分析结合多元线性回归(PCA—MLR)模型对污染来源进行定量分析.PCA—MLR 模型通过分析污染物的质量浓度(已被标准化)之间的相关性,获取能够代表绝大部分变量的主成分,经过特征化合物识别污染来源,再通过建立多元线性回归模型,得到污染来源的贡献.多元线性回归模型可表示为:

$$\begin{cases} y = k_1 F_1 + k_2 F_2 \cdots + k_n F_n + \delta \\ \delta \sim N(0, \sigma^2) \end{cases} \quad (1)$$

式中, y 为污染物的质量浓度; k_1, k_2, \dots, k_n 为多元线性回归系数; F_1, F_2, \dots, F_n 为 PCA 计算出的因子得分; n 为 PCA 主因子个数; δ 为随机误差,服从正态分布,如果拟合较好 δ 应当趋向于 0.

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 PAHs 水平

16 种多环芳烃 ($\Sigma 16PAHs$) 总浓度范围为 294.36—2540.64 $ng \cdot g^{-1}$, 平均浓度为 1301.99 $ng \cdot g^{-1}$ (图 2). 7 种致癌多环芳烃 ($\Sigma 7cPAHs$) 总浓度范围为 151.98—1285.07 $ng \cdot g^{-1}$, 平均浓度为 681.72 $ng \cdot g^{-1}$, 占

$\Sigma 16\text{PAHs}$ 浓度的52.36%(45.60%—57.72%)。根据 Maliszewska-Kordybach 提出的 PAHs 污染土壤等级划分:未污染($< 200 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)、轻度污染($200\text{—}600 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)、污染($600\text{—}1000 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)、严重污染($> 1000 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)^[17],本研究中所有公园土壤均受到污染,57.14%的公园属于严重污染,具体为 P1、P2、P3、P4、P5、P6、P7、P8;21.43%属于污染,包括 P9、P10 和 P11;21.43%属于轻度污染,为 P12、P13 和 P14 (图3)。与国内其他研究相比(图2),太原公园土壤 PAHs 含量高于长治^[11]、忻州^[10]、天津^[8]、西安^[16]、南京^[18]等城市,低于重工业城市兰州^[7],表明太原市公园土壤 PAHs 污染在国内属于较高水平,需要引起公众的高度重视。

太原市公园土壤中 Flt 含量最高($221.66 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),占 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均浓度的17.02%,其次是 Pyr($166.31 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)、BbF($164.98 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)、BaA($147.31 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)和 Chr($136.95 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),分别占 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 平均浓度的12.77%、12.67%、11.31%和10.52%。在环数分布上,4环 PAHs 含量最高,平均浓度为 $672.22 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,占 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 的51.63%;其次为5环、3环、6环,浓度分别为 $297.30 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (22.83%)、 $181.62 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (13.95%)、 $131.12 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (10.07%);2环含量最低,仅为 $19.72 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (1.52%)。研究表明燃煤排放 PAHs 以4环为主,机动车尾气以5—6环为主^[14]。太原市土壤中 PAHs 组成特征(以4环 PAHs 为主:Flt、Pyr、BaA、Chr)区别于西安(以2—3环 PAHs 为主: Nap、Phe)^[16]、南京^[18](5—6环 PAHs 为主: BbF、BkF、BaP),与长治^[11]、忻州^[10]、天津^[8]、兰州^[7]等城市相似,燃煤特征明显(图2)。

2.2 PAHs 空间分布

不同公园土壤中 $\Sigma 16\text{PAHs}$ 含量存在较大差异,浓度最高值出现在 P1($2540.64 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),其次是 P2($2271.56 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)和 P3($2067.01 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),最低值为 P14($294.36 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) (图3),这主要与污染排放源和土壤暴露时间有关。太原市是我国能源重化工基地,市区内有太原钢铁厂、太原重型机械厂、热电厂和焦化厂(图1),重污企业排放的 PAHs 已成为大气污染物的重要来源^[2, 15, 19]。在常年主导风向偏北风(图1),尤其是大气污染最严重的冬季盛行西北风的影响下^[19],污染物扩散进入市区,通过沉降进入土壤,越靠近污染源土壤中 PAHs 浓度越高,如 P1、P3、P8 分别靠近太原第二热电厂和太原钢铁厂、太原第一热电厂、太原重型机械厂,其浓度均处于较高水平。此外,随着机动车保有量逐年递增,机动车尾气排放成为太原市环境中 PAHs 的另一个重要来源^[2, 14],主要交通街道附近公园土壤受 PAHs 污染较大,如含有高浓度 PAHs 的公园 P2、P4、P5、P6 分别靠近车流量较大的繁华商业街柳巷、胜利大桥、迎泽大街、迎泽大桥。另一方面,由于 PAHs 不易挥发、分解和降解,被土壤颗粒吸附后能够长期存在,土壤暴露时间越长 PAHs 含量越高^[20],如土壤中 PAHs 含量较高的公园 P1、P2、P7 分别有60年、600年、上千年的历史。公园 P14 靠近太原重型机械厂,然而其土壤中 PAHs 含量最低,可能是因为修建公园时间较短(2007年开始筹建),搬运的外来土壤较为清洁,暴露于污染源时间短^[21]。

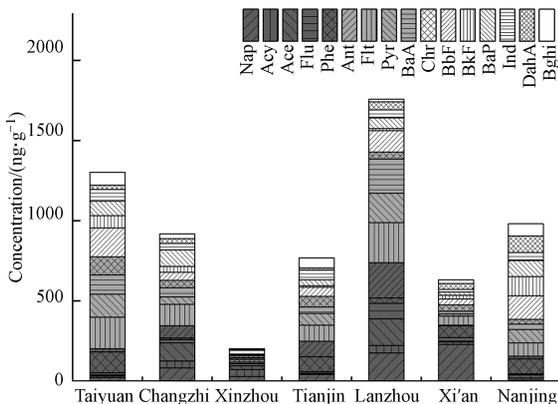


图2 国内不同城市土壤 PAHs 水平比较

Fig.2 Comparison of PAHs levels in soils of different cities in China

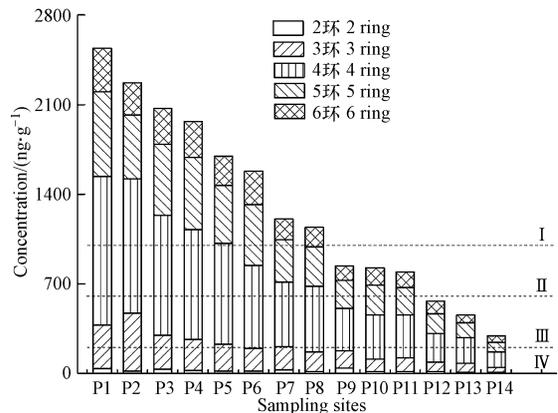


图3 公园土壤中 PAHs 水平

(I :严重污染, II :污染, III :轻微污染, IV :无污染)

Fig.3 Levels of PAHs in park soils

(I :heavily contaminated, II :contaminated, III :weakly contaminated, IV :non-contaminated)

2.3 来源解析

PAHs 特征化合物比值法是非常有效的 PAHs 污染来源诊断法,被广泛运用于研究中^[7, 16].选取 $Flt/(Flt+Pyr)$ 、 $BaA/(BaA+Chr)$ 、 $Ind/(Ind+BghiP)$ 和 $Ant/(Ant+Phe)$ 比值结合采样点的实际情况对太原市公园土壤中 PAHs 来源进行分析.当 $Flt/(Flt+Pyr) < 0.4$ 时,PAHs 来源为石油源, $0.4 < Flt/(Flt+Pyr) < 0.5$ 为石油类燃烧源, $Flt/(Flt+Pyr) > 0.5$ 时来源为煤和生物质燃烧;若 $BaA/(BaA+Chr) < 0.2$,表明 PAHs 来自于石油源, $0.2 < BaA/(BaA+Chr) < 0.35$ 为石油类燃烧源,而当 $BaA/(BaA+Chr) > 0.35$ 时来源为煤和生物质燃烧源; $Ind/(Ind+BghiP) < 0.2$ 为石油源, $0.2 < Ind/(Ind+BghiP) < 0.5$ 为石油类燃烧源, $Ind/(Ind+BghiP) > 0.5$ 为煤和生物质燃烧源; $Ant/(Ant+Phe) < 0.1$ 来源为石油源, $Ant/(Ant+Phe) > 0.1$ 时为燃烧源.

本研究特征比值结果如图 4 所示, $Flt/(Flt+Pyr)$ 、 $BaA/(BaA+Chr)$ 平均比值分别为 0.58 (0.53—0.60),0.44 (0.38—0.50),表明土壤中 PAHs 主要来自于煤和生物质燃烧源; $Ind/(Ind+BghiP)$ 平均比值为 0.47 (0.42—0.50),表明存在石油类燃烧源; $Ant/(Ant+Phe)$ 的平均比值为 0.15 (0.11—0.21),表明存在燃烧源对 PAHs 的贡献.结合太原市以煤为主的能源结构和土壤中 PAHs 以 4 环为主的组成特征可以判断太原市公园土壤中 PAHs 主要来自于煤燃烧,同时也存在一定生物质燃烧和石油类燃烧的贡献.

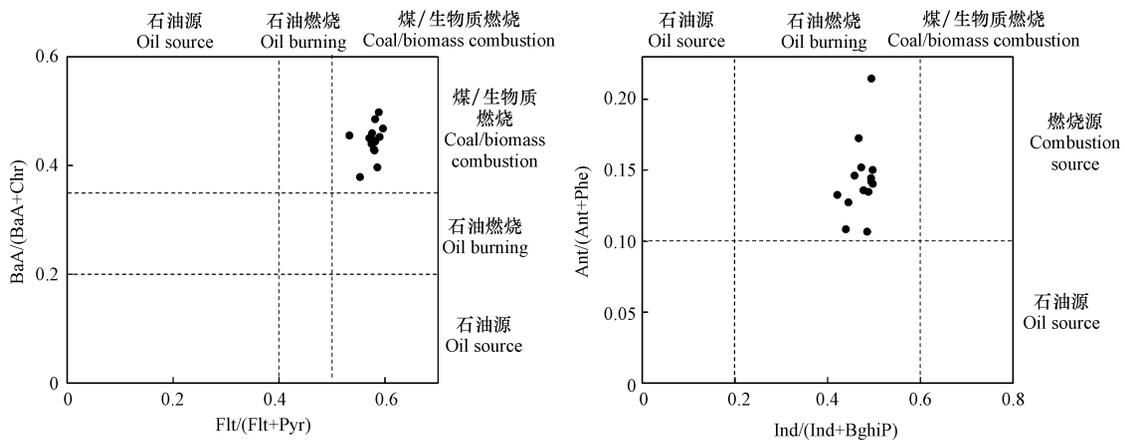


图 4 公园土壤中 PAHs 特征化合物比值

Fig.4 Diagnostic ratios of PAHs in park soils

对太原市公园土壤中 PAHs 浓度进行标准化处理后,使用软件 SPSS 18 进行主成分分析,得到 3 个特征值高于 1 的因子.3 个因子的方差贡献率分别为 83.50%、7.51%和 4.75%,累积贡献率达 95.76%,因子载荷值如图 5 所示.

因子 1 解释了总方差的 83.50%,4—6 环 PAHs 具有较高的载荷值. Flt 、 Pyr 、 BaA 、 Chr 、 BaP 是煤炭燃烧的标志化合物^[22]. BbF 、 BkF 、 Ind 、 $DahA$ 、 $BghiP$ 为机动车排放标志物^[12].因此因子 1 为煤和机动车排放源.

因子 2 解释了总方差的 7.51%,以 Flu 、 Phe 、 Ant 载荷为主. Flu 是焦化炉的重要排放物^[22]. Phe 和 Ant 是典型焦化源指示物^[22].因此因子 2 可标识为焦化源.

因子 3 解释了总方差的 4.75%,低环 PAHs 具有较高的载荷值,为生物质燃烧的指示物^[4, 10].因此因子 3 为生物质燃烧源.

为了获得每个源的贡献,本研究以主成分分析结果为自变量、PAHs 浓度(已标准化)为因变量建立了多元线性回归模型:

$$\sum PAHs = 0.62 \times factor1 + 0.18 \times factor2 + 0.16 \times factor3 \quad (2)$$

式(2)的判定系数为 R^2 值为 0.91,拟合优度较高, F 检验值为 10,显著性检验概率为 0.01(小于显著性水平 0.05),故可认为模型建立成功.煤和机动车排放、焦化、生物质燃烧等 3 种来源的贡献率分别为 64.58%、18.75%、16.67%.

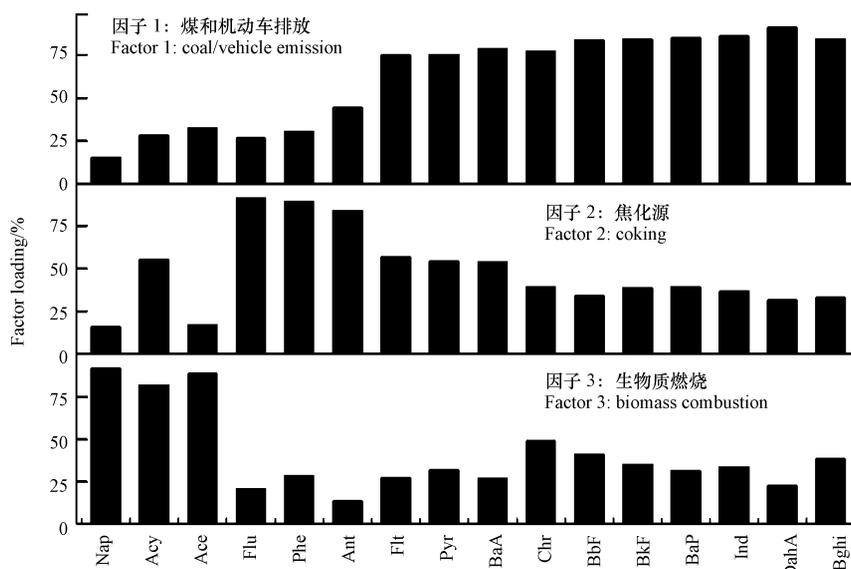


图5 公园土壤中 PAHs 主因子载荷

Fig.5 Principal components loadings of PAHs in park soils

2.4 风险评价

为了对太原市公园土壤中 PAHs 进行风险评价,本文参考了荷兰土壤标准——规定了 10 种 PAHs 的限值(表 1).从 10 种 PAHs 总浓度来看,除漪汾公园(P14)外,其余公园均高于标准限值,超标率达 92.86%,超标倍数为 0.21(P13,动物园)—5.76(P1,南寨公园).从 10 种单体 PAHs 来看,所有公园土壤均存在单体超标,最大超标倍数为 0.15(Ant)—27.30(Flt).

苯并(a)芘(BaP)是目前已知 PAHs 中致癌性最强的.在致癌风险研究中以 BaP 作为标准参考物(规定其毒性当量因子 TEF_i 为 1),通过计算毒性当量因子(TEF_i)量化其他 PAHs 单体相对于 BaP 的致癌性,从而对 PAHs 进行风险评价^[4].计算公式为:

$$BaP_{eq} = \sum (C_i \times TEF_i) \quad (2)$$

式中: BaP_{eq} 为基于 BaP 的毒性当量浓度, $ng \cdot g^{-1}$; C_i 为第 i 种 PAHs 的浓度, $ng \cdot g^{-1}$; TEF_i 为毒性当量因子(参数见表 1).

表 1 太原市公园土壤中 PAHs 健康风险评估

Table 1 Health risk assessment of PAHs in park soils in Taiyuan

PAHs	限值 Limiting value/ $(ng \cdot g^{-1})$	TEF_i	BaP_{eq}	
			范围 Range/ $(ng \cdot g^{-1})$	均值 Mean/ $(ng \cdot g^{-1})$
Nap	15	0.001	0.00—0.04	0.02
Acy		0.001	0.00—0.02	0.01
Ace		0.001	0.00—0.01	0.01
Flu		0.001	0.00—0.04	0.02
Phe	50	0.001	0.02—0.32	0.15
Ant	50	0.01	0.04—1.50	0.33
Flt	15	0.001	0.04—0.42	0.26
Pyr		0.001	0.03—0.31	0.19
BaA ^c	20	0.1	2.40—25.62	16.04
Chr ^c	20	0.01	0.25—2.10	1.39
BbF ^c		0.1	3.76—35.05	23.02
BkF ^c	25	0.1	1.64—15.64	9.55
BaP ^c	25	1	20.72—158.04	122.12
Ind ^c	25	0.1	1.81—14.49	9.74

续表1

PAHs	限值 Limiting value/(ng·g ⁻¹)	TEF _i	BaP _{eq}	
			范围 Range/(ng·g ⁻¹)	均值 Mean/(ng·g ⁻¹)
DahA ^c		1	9.83—45.64	34.81
BghiP	20	0.01	0.25—1.48	1.04
Σ7cPAHs			40.89—292.94	216.67
Σ16PAHs			41.29—295.90	218.68
10PAHs	265		27.18—214.86	121.73

注:^c表示致癌性 PAHs 单体.Note:^c Carcinogenic PAHs.

在本研究中,16 种 PAHs 的 BaP_{eq} 总浓度均值为 218.68 ng·g⁻¹ (41.29—295.90 ng·g⁻¹), 7 种致癌 PAHs 的 BaP_{eq} 总浓度均值为 216.67 ng·g⁻¹ (40.89—292.94 ng·g⁻¹), 占 Σ16PAHs-BaP_{eq} 的 99.08%, 表明 7 种致癌 PAHs 对土壤致癌风险贡献最大. 与山西省其他研究相比, 太原市公园土壤中 Σ16PAHs-BaP_{eq} 平均浓度 (218.68 ng·g⁻¹) 高于忻州 (34 ng·g⁻¹)^[10]、长治 (151 ng·g⁻¹)^[11]; 与国内其他城市相比, 高于北京 (139.48 ng·g⁻¹)^[12]、上海 (77.68 ng·g⁻¹)^[13]、天津 (12.9—178.6 ng·g⁻¹)^[8]、兰州 (136 ng·g⁻¹)^[7] 等城市. 由此可见, 太原市公园土壤健康风险处于较高水平.

3 结论 (Conclusion)

(1) 太原市公园土壤中 Σ16PAHs 平均浓度为 1301.99 ng·g⁻¹ (范围为 294.36—2540.64 ng·g⁻¹), 在国内属于较高水平. 依据土壤标准, 所有公园均受到 PAHs 污染, 57.14% 公园属于严重污染, 需要引起高度重视. PAHs 空间分布受污染排放源和土壤暴露时间的影响存在较大差异.

(2) 通过来源分析推断太原市公园土壤中 PAHs 主要来自于煤燃烧, 同时也存在一定生物质燃烧和石油类燃烧的贡献. 主成分分析结合线性回归模型的结果表明, 煤和机动车排放、焦化、生物质燃烧等 3 种来源的贡献率分别为 64.58%、18.75%、16.67%.

(3) 公园土壤 16 种 PAHs 的 BaP 毒性当量浓度与国内其他城市相比处于较高水平, 且所有公园土壤均存在单体 PAHs 超标, 表明太原市公园土壤对人体的健康威胁较大.

参考文献 (References)

- [1] ZHANG P, CHEN Y G. Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in surface soil of China: A review [J]. Science of the Total Environment, 2017, 605: 1011-1020.
- [2] LI H Y, GUO L L, CAO R F, et al. A wintertime study of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiyuan during 2009-2013: Assessment of pollution control strategy in a typical basin region [J]. Atmospheric Environment, 2016, 140: 404-414.
- [3] 张啸, 崔阳, 张桂香, 等. 太原市雨水中多环芳烃的污染特征 [J]. 环境化学, 2014, 33(12): 2144-2151.
ZHANG X, CUI Y, ZHANG G X, et al. Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in rainwater in Taiyuan [J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(12): 2144-2151 (in Chinese).
- [4] WANG C H, WU S, ZHOU S, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: Concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk [J]. Science of the Total Environment, 2015, 527: 375-383.
- [5] SUN L, GENG Y, SARKIS J, et al. Measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a Chinese brownfield redevelopment site: The case of Shenyang [J]. Ecological Engineering, 2013, 53: 115-119.
- [6] WANG D G, YANG M, JIA H L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust and surface soil: comparisons of concentration, profile, and source [J]. Archives of Environmental Contamination & Toxicology, 2009, 56(2): 173-180.
- [7] JIANG Y F, YVES U J, SUN H, et al. Distribution, compositional pattern and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of an industrial City, Lanzhou, China [J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2016, 126(7): 154-162.
- [8] 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估 [J]. 环境化学, 2014, 33(2): 248-255.
ZHU Y Y, TIAN J, WEI E Q, et al. Characteristics, apportionment and ecological risks assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Tianjin, China [J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(2): 248-255 (in Chinese).
- [9] YU G, ZHANG Z, YANG G, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Hangzhou: status, distribution, sources, and potential risk [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2014, 186(5): 2775-2784.
- [10] ZHAO L, HOU H, SHANGGUAN Y X, et al. Occurrence, sources, and potential human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons

- in agricultural soils of the coal production area surrounding Xinzhou, China[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2014, 108: 120-128.
- [11] LIU G, GUO W J, NIU J J, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils around the industrial city of Changzhi, China: characteristics, spatial distribution, hotspots, sources, and potential risks[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 17(1): 229-239.
- [12] LI J G, ZHENG Y, LUO X L, et al. PAH contamination in Beijing's topsoil: A unique indicator of the megacity's evolving energy consumption and overall environmental quality[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 1-10.
- [13] WANG X T, CHEN L, WANG X K, et al. Occurrence, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban (Pudong) and suburban soils from Shanghai in China[J]. *Chemosphere*, 2015, 119: 1224-1232.
- [14] 郭利利, 崔阳, 张桂香, 等. 太原市采暖期大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征[J]. *地球与环境*, 2015, 43(2): 198-204.
GUO L L, CUI Y, ZHANG G X, et al. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5} during the heating season in Taiyuan City, China[J]. *Earth and Environment*, 2015, 43(2): 198-204 (in Chinese).
- [15] HE Q S, ZHANG L, CUI Y, et al. Particle dry deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons and its risk assessment in a typical coal-polluted and basin city, northern China[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2017, 8(6): 1-9.
- [16] 周燕, 卢新卫. 西安市公园土壤多环芳烃污染特征、来源及风险评价[J]. *环境科学*, 2017, 38(11): 1-10.
ZHOU Y, LU X W. Pollution, source and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in park soil of Xi'an City[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(11): 1-10 (in Chinese).
- [17] MALISZEWSKA-KORDYBACH B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination[J]. *Applied Geochemistry*, 1996, 11: 121-127.
- [18] YANG J, YU F, YU Y, et al. Characterization, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil of Nanjing, China[J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2016, 17(4): 1-10.
- [19] YAN Y L, HE Q S, GUO L L, et al. Source apportionment and toxicity of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons by PMF: Quantifying the influence of coal usage in Taiyuan, China[J]. *Atmospheric Research*, 2017, 193: 50-59.
- [20] PENG C, WANG M, CHEN W P. Spatial Analysis of PAHs in Soils along an Urban-Suburban-Rural Gradient: scale effect, distribution patterns, diffusion and influencing factors[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 1-10.
- [21] LIU S, XIA X, YANG L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of different land uses in Beijing, China: distribution, sources and their correlation with the city's urbanization history[J]. *Journal of hazardous materials*, 2010, 177(1): 1085-1092.
- [22] SIMCIK M F, STEVEN J E, PAUL J L. 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.