**DOI**：10.19789/j.1004-9398.2024.03.011
**文献引用**：骆亮，陈凯涛，杨一帆，等.大气多环芳烃的浓度水平、来源与健康风险评价综述[J].首都师范大学学报（自然科学版），2024，45（3）：121-131. LUO L，CHEN K T，YANG Y F，et al. Concentration levels，sources and health risk assessment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Journal of Capital Normal University（Natural Science Edition），2024，45（3）：121-131.

# 大气多环芳烃的浓度水平、来源与健康风险评价综述*

骆　亮[1]，陈凯涛[1]，杨一帆[2]，尹中一[1]，田世丽[2**]，李杏茹[1**]

（1. 首都师范大学化学系分析测试中心，北京　100048；2. 北京市科学技术研究院分析测试研究所（北京市理化分析测试中心），北京　100083）

**摘要**：多环芳烃（PAHs）主要源于有机材料的不完全燃烧，具有生物蓄积性和毒性（致癌、致畸形和致突变），是一类持久性有毒物质。本文综述了大气PAHs的分类、排放特征、时空分布特征、来源解析和健康风险评价，根据不同相对分子质量、存在形式、化学结构进行PAHs分类。指出了PAHs浓度呈现季节性变化，变化趋势由高到低为：冬季、春季、秋季和夏季。比较了分子诊断比率（DRs）和受体模型，包括主成分分析（PCA）、化学质量平衡模型（CMB）、正矩阵分解（PMF）和多变量受体模型（Unmix）等多种PAHs源解析方法的优缺点。来源解析表明：DRs和PCA是应用最广泛的方法，但是其来源解析结果的准确性受到诸多因素的影响；PMF和Unmix相结合来解析PAHs来源，能仅根据受体部位的测量浓度来分配源，提供了PAHs源贡献的时间序列并且弥补了需要人为解读的局限性。文中展示了如何利用终身癌症风险增量（ILCR）模型将PAHs的来源分配用于评估健康风险，并在此过程中，确定了影响ILCR准确性的关键因素。以期为进一步开展大气PAHs污染相关研究提供参考。

**关键词**：多环芳烃（PAHs）；来源解析；分子诊断比率（DRs）；受体模型；癌症风险评估
**中图分类号**：O659；X131.1　　**文献标志码**：A

# Concentration levels，sources and health risk assessment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons*

LUO Liang[1]，CHEN Kaitao[1]，YANG Yifan[2]，YIN Zhongyi[1]，TIAN Shili[2**]，LI Xingru[1**]

（1. Analytical Testing Center，Department of Chemistry，Capital Normal University，Beijing 100048；2. Institute of Analysis and Testing，Beijing Academy of Science and Technology（Beijing Center of Physical & Chemical Analysis），Beijing　100083）

**Abstract**：Polycyclic aromatic hydrocarbons（PAHs）mainly from the incomplete combustion of organic materials，and are bioaccumulative and toxic（carcinogenic，teratogenic and mutagenic），are a kind of persistent toxic substance. This paper reviews the classification，emission characteristics，temporal and spatial distribution characteristics，source analysis and health risk assessment of atmospheric PAHs，and lists the ways of classifying PAHs according to different molecular weight，existence form and chemical structure. It is pointed out that PAHs concentration presents seasonal

收稿日期：2023-10-23
* 大气重污染成因与治理攻关项目（DQGG202110）
** 通信作者：tianshili@bcpca.ac.cn；lixr@cnu.edu.cn

variation, and the variation trend is from high to low: winter, spring, autumn and summer. The advantages and disadvantages of molecular diagnostic ratio (DRs) and receptor models, including principal component analysis (PCA), chemical mass balance (CMB), positive matrix factorization (PMF) and Unmix were compared. Source analysis shows that DRs and PCA are the most widely used methods, but the accuracy of source analysis results is affected by many factors. The combination of PMF and Unmix to resolve PAHs sources can assign sources based solely on measured concentrations at the receptor site, providing a time series of PAHs source contributions and making up for the limitations that require human interpretation. This paper shows how the incremental lifetime cancer risk (ILCR) model can be used to assign sources of PAHs to assess health risk, and identify key factors that affect the accuracy of ILCR. We hope this review can provide reference for further research on atmospheric PAHs pollution.

**Keywords**: PAHs; source identification; molecular diagnostic ratios (DRs); receptor models; cancer risk evaluation

**CLC**: O659; X131.1 **DC**: A

## 0 引 言

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是一种持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs),其化学结构包含2个及以上的稠合芳香环[1]。PAHs一般具有高熔点、高沸点、低蒸气压和低水溶性等特点,其中蒸气压和水溶性随相对分子质量的增加而降低,抗氧化和还原性则会增加[2]。同时,由于高亲脂性,PAHs易溶解于有机溶剂。此外,PAHs还表现出其他特性,如感光性、耐热性、导电性和耐腐蚀性[3]等。

迄今为止,已有超200种PAHs被发现,大多数物质具有剧毒性,PAHs的高流动性,使其能够普遍分布于空气、土壤和水体中,进而对人体造成致癌、致畸形和致突变的危害,如癌症、出生缺陷、遗传损伤、呼吸道疾病、免疫缺陷和神经系统疾病等[4]。气相中,PAHs的"三致"程度低,但是在城市大气中的含量较高,容易被氧化成毒性更强的二次产物,比如硝基多环芳烃(nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons, NPAHs)和含氧多环芳烃(oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons, OPAHs)。

PAHs来源复杂,PAHs可通过自然排放和人为排放途径进入环境中,前者包括森林火灾和火山活动,后者包括煤、石油、天然气和木材等能源供应材料的燃烧、汽车尾气和工业排放[5]。源解析方法主要包括分子诊断比率(molecular diagnostic ratios, DRs)、受体模型和化合物特异性同位素分析(compound-specific isotopic analysis, CSIA)。

鉴于PAHs在环境中普遍存在,并且与其接触相关的健康风险,本文拟讨论:关于大气PAHs的分类、源排放特征和浓度等重要信息;大气PAHs的主要人为来源以及对PAHs浓度的影响;讨论了PAHs源解析的方法;大气PAHs对环境的影响以及对人类健康的危害程度。本文强调了与PAHs空气污染相关的健康危害。对于目前已发表的综述,更多是讨论PAHs的来源、分析方法。缺少将PAHs的来源、分析方法、源排放特征和健康风险综合讨论的综述,因此本文开展了此项工作。

## 1 PAHs分类

由于π-π键的共轭体系,PAHs具有稳定的分子结构。PAHs分类如表1所示[6-8]。列举了PAHs根据不同相对分子质量、存在形式、化学结构进行分类的方式。具有2个或3个芳香环的PAHs被称为低相对分子质量PAHs,而具有4个或者更多芳香环的PAHs被称为高相对分子质量PAHs;根据其存在形式,可分为气相和颗粒相;根据环的结构,PAHs也被分为交替PAHs和非交替PAHs。

美国环保局已确定16种PAHs作为优先控制污染物,包括萘(naphthalene, Nap)、苊(acenaphthylene, Acy)、二氢苊(acenaphthene, Ace)、芴(fluorene, Flu)、菲(phenanthrene, Phe)、蒽(anthracene, Ant)、荧蒽(fluoranthene, Flt)、芘(pyrene, Pyr)、苯并[a]蒽(benz[a]anthracene, BaA)、䓛(chrysene, Chry)、苯并[b]荧蒽(benzo[b]fluoranthene, BbF)、苯并[k]荧蒽(benzo[k]fluoranthene, BkF)、苯并[a]

**表1　多环芳烃(PAHs)分类详情**

| 分类方式 | 分类 | 含义 | 举例 | 文献来源 |
|---|---|---|---|---|
| 相对分子质量 | 低相对分子质量PAHs(LMW) | 具有2或3个芳香环的PAHs | 萘(Nap)、苊(Acy)、二氢苊(Ace)、芴(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant) | [6] |
| | 高相对分子质量PAHs(HMW) | 具有4个或者更多芳香环的PAHs | 荧蒽(Flt)、芘(Pyr)、苯并[a]蒽(BaA)、䓛(Chry)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、茚并[1,2,3-cd]芘(IcdP),二苯并[a,h]蒽(DahA)、苯并[g,h,i]苝(BghiP) | |
| 存在形式 | 气相 | | | [7] |
| | 颗粒相 | | | |
| 化学结构 | 交替PAHs | 只包含6个碳苯环的聚变 | | [8] |
| | 非交替PAHs | 包含6个碳苯环的聚变和一个少于6个碳的额外环 | 氟烯 | |

芘(benzo[a]pyrene,BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(indeno[1,2,3-cd]pyrene,IcdP)、二苯并[a,h]蒽(dibenz[a,h]anthracene,DahA)、苯并[g,h,i]苝(benzo[g,h,i]perylene,BghiP)。国际癌症研究机构(International Agency for Research on Cancer,IARC)将这16种优先控制的PAHs分为4个致癌组:第1组,对人类致癌,如Bap;第2A组,很有可能对人类致癌,如DahA;第2B组,可能对人类致癌,如NaP、BaA、Chry、BbF、BkF和IcdP;第3组,不可分类,如Ace、Flu、Phe、Ant、Flt、Pyr和BghiP。

## 2　排放特征

本文所讨论的PAHs来源主要包括燃烧过程所形成的热生成物以及与车辆相关的非尾气颗粒物。随着车辆使用量增加,城市PAHs的排放量高于农村地区,其约占PAHs总量的46%~90%[9]。而煤、煤油、木材和粪饼等固体燃料被广泛应用于住宅的烹饪和供暖,特别是在农村环境和天气条件极端寒冷的城市,从而导致室内PAHs污染[10]。

不同途径排放的PAHs不同,常见排放的PAHs多为Flu、Phe、Ant、Acy等低相对分子质量PAHs和芘、䓛等高相对分子质量PAHs。特异性PAHs是用于大气污染物源分配的分子示踪剂。在低相对分子质量PAHs中,NaP、Flu、Ant、Phe主要来自木材和煤炭燃烧[11-12]。在高相对分子质量PAHs中,Flt、Pyr、DahA和BghiP等是由汽车发动机排放,BbF、BkF、IcdP、BaA和Chry等是由柴油发动机排放[13-14],而BghiP和IcdP则是由汽车尾气排放到大气中[15]。不同来源排放因子列于表2[16-31],排放源包括柴油燃烧、汽油燃烧、木材燃烧、燃煤、灰尘和汽车轮胎磨损等。

## 3　时空分布特征

### 3.1　时间变化特征

大气PAHs的浓度不管在室内还是室外环境中都表现出了明显的季节变化特征,由高到低为冬季、春季、秋季和夏季。在春季和夏季,大气颗粒物中的PAHs主要来自于车辆尾气排放;在秋季和冬季为煤炭和生物质燃烧[32]。

不同季节PAHs高的主要原因:在冬季,煤炭和生物质燃烧、跨界效应、边界层高度降低、较低的温度和太阳辐射导致的光化学反应和挥发,以及较低的风速和气象条件导致当地PAHs积累[33];在夏季,由于温度较高、辐射较强,会经历更强的光化学分解[34],更深的混合层、足够的热循环[35]、雨水或夏季季风对微粒的影响[36]。在夏季,大气颗粒物中的低相对分子质量PAHs含量较低,因为其在高温下易分解[37]。然而在冬季,半挥发性PAHs会分配到气相而不是颗粒相中[33]。在强烈的太阳光下,高相对分子质量PAHs由于其高稳定性不会表现出显著的降解[38]。

**表2　不同来源排放因子**

| 排放源 | 排放因子 | 文献来源 |
|---|---|---|
| 柴油燃烧 | Flu、Phe、Acy、Ant、Pyr、IcdP、Flt、BaP、BkF、BbF、BaA | [16-21] |
| 汽油燃烧 | Pyr、Phe、Flt、Acy、BaP、Chry | [21-23] |
| 木材燃烧 | Acy、Ant、BaP、Pyr、Flt、BkF、BbF | [24-25] |
| 燃煤 | Chry、BkF、BbF、Flt、Pyr、Phe、BaA、BaP | [17,19,26-27] |
| 灰尘 | BkF、BbF、BaA、Flt、BghiP、BaP、Pyr、Chry | [28-30] |
| 汽车轮胎磨损 | BghiP、IcdP、BaP | [31] |

总PAHs的浓度也可能表现出昼夜变化,由于白天强烈的光化学作用和行星边界层升高,预计夜间的PAHs浓度会高于白天。然而,大量的人类活动导致白天PAHs总浓度高于夜间[39],比如在秋季,白天的PAHs浓度较高可能是因为在收获期白天生物质燃烧所致。Wang等[40]报道秋季昼夜PAHs浓度存在明显差异,并将其归因于气象条件的影响。因此气象条件的变化和PAHs的来源可能是造成PAHs夜间和白天浓度变化的2个因素。

### 3.2 空间分布特征

大气PAHs浓度还呈现一定的空间分布特征。Harrison等[26]证实伯明翰城市的PAHs浓度比农村PAHs浓度高出约4倍,表明当地汽车排放是主要影响因素;解成祥[41]对西安市区和郊区不同季节的PAHs进行分析表明,东西部工业区的PAHs含量明显高于中心市区,东部、西部郊区至中心市区,PAHs含量呈递减趋势;He等[42]对南京市区和郊区不同季节的PAHs进行分析表明,郊区的总PAHs浓度高于城市总PAHs浓度,这与人们普遍认为的郊区地区相对于城市地区的污染较轻相反。造成这一研究差异的主要原因是:(1)可能从工业来源接收更多的污染物;(2)随着近年来郊区轿车车辆的持续增长,在城市和郊区的汽车尾气排放差距也在逐渐缩小;(3)局部排放和区域运输的联合作用也影响了污染物的空间分布。

## 4 来源解析

通过确定PAHs的来源及其各自的贡献比率,可以制定出更有力的控制PAHs排放和减少健康风险的战略措施。PAHs来源解析主要包括DRs[13,43]、CSIA和受体模型3种方法。其中受体模型包括主成分分析法(principal component analysis,PCA)[43]、正矩阵分解(positive matrix factorization,PMF)模型[44]、化学质量平衡模型(chemical mass balance,CMB)[45]和Unmix[46]。在以往的研究中,由于更加简单、灵活的分析特性,使得PCA和DRs被广泛应用[47]。所以更广泛的运用CSIA、PMF、CMB和Unmix等方法来填补研究领域内的空白,提供更加丰富完整的数据库是很有必要的。

### 4.1 DRs

作为PAHs源解析的传统方法之一,DRs拥有最为广泛的应用范围[48]。人们认为PAHs来源的类型与其组成之间存在某种关系,因此不同PAHs之间的浓度比可用于评估和识别污染源[48],通常被用作区分石油燃烧、生物质燃烧或煤炭燃烧造成的PAHs污染。由于存在重叠值,易混淆来源,DRs的可靠性和准确性常引起人们的讨论。

假设配对的混合物在运输过程中被稀释到类似的程度,在从源到受体的过程中保持比率不变。比值计算通常仅限于具有给定相对分子质量的PAHs,以减少挥发性、水溶性、对有机碳的亲和度的差异[49]等干扰因素带来的影响。但是不同的PAHs物理化学性质往往会导致这一假设失效[50]。因此,从来源到受体的DRs变化几乎是不可避免的。

大多数的低相对分子质量PAHs通过与大气氧化剂的光化学反应转化为次级产物,影响了DRs解析PAHs来源的准确性和可信度[51]。而高相对分子质量PAHs因其对光化学降解的强抵抗力,使得DRs解析PAHs来源受到的影响非常小。Kubo等[52]在日本长崎的森林和郊区进行了为期7 d的气溶胶采样,用$\rho$(Flt)/($\rho$(Flt)+$\rho$(Pyr))和$\rho$(IcdP)/($\rho$(IcdP)+$\rho$(BghiP))的比值($\rho$为质量浓度)来进行PAHs源解析,使用$\rho$(IcdP)/($\rho$(IcdP)+$\rho$(BghiP))是合理的,因为所涉及的异构体具有较高的光稳定性和相似的降解效率;但$\rho$(Flt)/($\rho$(Flt)+$\rho$(Pyr))的异构体易光氧化,因此该模型受到了质疑[53]。所以,提高采样频率,用于减少PAHs与大气氧化剂的光化学反应,从而提升源识别的准确性[13,51]。PAHs的诊断比率及其相应的值和来源范围如表3所示[13,15,49,52,54-66]。

### 4.2 受体模型法

受体模型通过使用统计或数学工具减少大量变化的复杂分析数据,以判别PAHs的来源与贡献。根据来源特征成分量化来源贡献。

CMB模型需要假定知道所有相关源的排放组成,如果源和受体之间源分布的变化被认为是最小的,那么CMB可以被认为是理想的受体模型[67-68],然而这些要求很难实现。Teixeira等[45]在里约热内卢进行了为期2 a的采样,采用PMF模型和CMB模型来进行源解析,PMF模型表明3个城市测量结果相似,而CMB与PMF的结果却有很大的差异。原因主要是由于CMB模型的假设没有降解和氧化、转化或沉积污染物浓度,增加了不确定性。因此单独使用CMB方法经常存在问题。

如果源的数量和性质是未知的,那么多元模型,如Unmix和PMF,是更合适的受体模型。Unmix模型是一种基于因子分析的多变量受体模型,使用

**表3　多环芳烃源分析的分子诊断比率**

| PAHs比率 | 范围 | 污染物来源 | 参考来源 |
|---|---|---|---|
| LMW/HMW | <1 | 焦化 | [54] |
| | >1 | 造岩的 | |
| Flt/(Flt+Pyr) | >0.5 | 生物质、煤炭燃烧 | [49,52,55] |
| | 0.4~0.5 | 液体化石燃料燃烧、车辆排放 | |
| | <0.4 | 造岩的、石油 | |
| IcdP/(Icdp+BghiP) | >0.5 | 生物质、煤炭燃烧 | [13,15,52,56] |
| | 0.2~0.5 | 液体化石燃料燃烧 | |
| | <0.2 | 造岩的、石油 | |
| | >0.7 | 汽油 | |
| | 0.35~0.7 | 柴油 | |
| Ant/(Ant+Phe) | <0.1 | 造岩的 | [15,57] |
| | >0.1 | 焦化 | |
| BaA/(BaA+Chr) | >0.35 | 车辆排放 | [13,49] |
| | 0.2~0.35 | 生物质、煤炭燃烧 | |
| | <0.2 | 石油 | [58] |
| BaP/(BaP+BeP) | ~0.5 | 新鲜颗粒 | [59-60] |
| | <0.5 | 被光解的颗粒 | |
| BaP/BahiP | >0.6 | 造岩的、交通排放 | [61-64] |
| | <0.6 | 焦化 | |
| | 0.3~0.4 | 柴油 | |
| | 0.5~0.6 | 汽油 | |
| | >0.9 | 煤炭燃烧 | |
| Flu/(Flu+Pyr) | >0.5 | 柴油排放 | [65] |
| | <0.5 | 汽油排放 | |
| BbF/BkF | 1.83~4.06 | 柴油 | [64] |
| | 2.5~2.9 | 铝冶炼厂排放 | [66] |

奇异值分解方法估计源的数量来降低数据的维度[69]。PMF是由Paatero和Tapper[70]开发的一种具有非负性约束的双线性模型。该模型在降维空间中通过斜解来得到定量源解析的解。与Unmix模型相比,PMF模型考虑了测量变量中的不确定性,根据方法检测限和测量误差分数计算样品浓度的不确定度[46];而Unmix又很好地弥补了PMF更多需要人为解读的局限性。另一种受体模型PCA进行来源解析需要大量样本(≥100种)和10~20种化学物种[67],并且与PMF不同,PCA需要多元线性回归分析进一步处理数据,以此量化源贡献。在PCA和Unmix模型中,负约束仍然是源分析的一部分。He等[42]运用PCA对4个季度下南京城市和郊区站点的PAHs进行源解析,表明需要不同来源的当地或区域PAHs概述,收集每种源类型的样本才能更可靠地识别和量化每个排放源的贡献。目前也有研究运用DRs和PCA结合的技术进行更准确地PAHs源解析。如:Brown A S和Brown R J[47]使用DRs和PCA相结合的方法,能够根据固体燃料使用、工业和交通以及城市和乡村性质对英国场地进行分组,得到更精确的结果;Jang等[44]使用PMF源解析方法证明了通过受体模型获得有意义的来源解析是可行的,尽管同系物在来源和受体之间发生了变化,但是同系物中仍然存在一些有意义的信息;Lang等[46]用Unmix和PMF对3种常见污染源(石油源、焦炉源和燃煤)分别进行了解析,可能由于模型和物种变量参数的不确定性,来源解析的结果具有微小的差异。因此结合不同模型的方法以进一步评估PAHs的潜在来源和贡献是非常有必要的。

本综述更加推荐PMF结合Unmix用于识别PAHs来源,因为PMF仅根据受体部位的测量浓度来分配源,并且提供了PAHs源贡献的时间序列。

## 5　健康风险评价

PAHs可以通过吸入、皮肤接触和摄入等途径被

人体吸收。根据暴露的时间和途径、接触的PAHs的体积或者浓度,以及PAHs的相对毒性[71]来决定对人体健康的影响。BaP作为最易使人致癌的PAHs之一,通常被用做暴露标记物[7]。因为高亲脂性,PAHs容易大量富集在脂肪含量高的器官中,如皮肤、肺、胰腺、膀胱、食道、结肠和女性乳房等[1,7]。长期暴露在PAHs环境下,容易发生癌变,并且还会增加肺癌和心血管疾病的发病风险,包括动脉粥样硬化、高血压、血栓和心肌梗死等[72]。

### 5.1 人体暴露途径

呼吸空气、吸烟或呼吸从开放式壁炉产生的烟雾是一般人群接触PAHs的主要途径。烟草烟雾中含有多种PAHs,如BaP等余40种对人类产生致癌物质[73]。对于不吸烟者而言,主要接触途径是通过摄入食物和水,如加工(干燥和烟熏)、高温烹饪(烧烤、烘烤和油炸)以及被空气颗粒物污染的食物和水[60]。当灰尘颗粒重新悬浮在空气中时,人体通过皮肤接触到灰尘中的PAHs,并吸入这些灰尘颗粒。上述3种暴露途径已被以往大多数暴露研究进行统计。因此,建议在对受体的健康风险评估中,考虑室内和室外PAHs暴露途径和合理暴露时间分配。并且还应强调保护非吸烟者和被动吸烟者接触PAHs的风险。此外,还应采取措施避免其发生。

### 5.2 PAHs的急性和慢性影响

PAHs造成的影响有急性和慢性之分,这主要取决于PAHs的毒性、接触的程度(如时间长度)、接触途径以及接触期间PAHs的浓度、健康状况和患者的年龄。PAHs对人体产生短期健康影响的能力较弱,职业性接触含有大量PAHs(如Ant、NaP、BaP)的污染物会引起眼睛刺激、恶心、呕吐、腹泻、精神紊乱和炎症等症状[1,52,71]。动物实验表明,实验动物患癌的原因是长期暴露于低水平的PAHs(Pyr、BaP)导致的,而且PAHs暴露不利于动物生殖和发育;PAHs还会诱发白内障,引发肾脏和肝脏损害和黄疸[74]。如NaP,皮肤反复接触时会导致发红和炎症,呼吸和吞咽大量时会导致红细胞的分解[75]。此外,基因组不稳定性、胃肠道癌症和心肺高死亡率是人类长期接触PAHs的特征。

### 5.3 颗粒结合PAHs的粒径分布和呼吸沉积

颗粒态PAHs的浓度和产生的健康风险与其自身的粒径大小相关,小颗粒比大颗粒浓度更高,对人类健康的影响更严重。粒径大小在很大程度上决定了吸入颗粒物沿呼吸系统的沉积分布。因为生物富集作用,颗粒态PAHs进入人体后可能会导致慢性疾病的发生和更深层次的损害。Franco等[76]研究表明吸入颗粒态PAHs导致的癌症风险水平比摄入、皮肤接触暴露严重4个数量级。较粗粒径的颗粒态通常沉积在咽部气道,而较细部分往往沉积在细支气管和肺泡[77]。较小粒径的颗粒含有更高浓度的PAHs,在肺泡中清除的时间更长,因此,可能会造成更严重的健康影响;较大的颗粒含有的PAHs浓度较低,在咽部需要较短的时间来清除,只有轻微的健康风险产生。

### 5.4 致癌性和风险评估

作为引起人类健康问题的物质之一,部分PAHs的活性代谢物(如环氧化合物和二氢二醇类化合物)可能与细胞蛋白质和DNA结合进而产生毒性作用[78]。在对接受含PAHs混合物处理的工人工作场所的实验中表明,皮肤癌、肺癌、膀胱癌和胃肠道癌的发病率较高,但还不清楚接触PAHs是否为主要原因,因为工人同时还接触其他致癌物质(如芳香胺)。

BaP仅是第一个被发现的化学致癌物质,还是最常见的引起动物体内癌变的PAHs[79]。根据美国环保局[80]的数据,7种PAHs化合物已被确认为人类致癌物:BaA、BaP、BbF、BkF、Chry、DahA、IcdP。在实验研究中,长期接触这些PAHs的动物因吸入而导致肺癌,因食物摄入而导致胃癌,因皮肤接触而导致皮肤癌等[79]。

终身癌症风险增量(incremental lifetime cancer risk,ILCR)是指个体在一生中因暴露于潜在致癌物质而患癌症的概率增量[81],如PAHs。毒性当量因子(toxic equivalency factor,TEF)是比较效价方法的一个组成部分[82],可用于评估PAHs对人类的癌症风险[11,60]。世界卫生组织认为TEF方法可以用来评估PAHs的癌症风险,尽管其是在一些假设下运作,包括:(1)BaP是毒性最大的PAHs,作为参考化合物;(2)单个PAHs通过相同的生物途径影响受体;(3)不同浓度的PAHs同系物产生的效应(致癌性)是相加的;(4)所有PAHs在体内分布相似。应用TEF计算毒性当量商(toxic equivalent quantity,TEQ),然后计算ILCR,计算公式如下[15,81]:

$$Q_{\mathrm{TE}} = \sum_{i=1}^{N} C_{\mathrm{BaP,\,eqi}} = \sum_{i=1}^{N} \left( C_i \times F_{\mathrm{TE},i} \right), \tag{1}$$

$$I_{\mathrm{LCR}} = D_{\mathrm{E}} \times F_{\mathrm{CS}}, \tag{2}$$

$$I_{\mathrm{LCR,\,inh}} = F_{\mathrm{CS,\,inh}} \times \frac{Q_{\mathrm{TE}} \times R_{\mathrm{I}} \times T_{\mathrm{E}} \times f_{\mathrm{E}} \times T_{\mathrm{ED}}}{\overline{M} \times \overline{T}_{\mathrm{LA}}}, \tag{3}$$

式中:$Q_{TE}$为TEQ值,适用于风险表征和污染控制;$i$和$N$分别代表每个PAHs和检测到的PAHs的数量;$C_{BaP,eqi}$为BaP致癌当量浓度;$C_i$为每种PAHs的含量;$F_{TE,i}$为每个PAHs的TEF值;$I_{LCR}$为ILCR值;$D_E$为暴露剂量,单位为μg/(kg·d);$F_{CS}$为癌症斜率因子,单位为μg/(kg·d);$I_{LCR,inh}$为由吸入途径引起的$I_{LCR}$;$F_{CS,inh}$为由吸入途径引起的$F_{CS}$;$R_I$为吸入率,单位为$m^3/d$;$T_E$为暴露时间,单位为h/d;$f_E$表示暴露频率,d/a;$T_{ED}$为暴露持续时间,a;$\overline{M}$为平均体质量,kg;$\overline{T}_{LA}$表示一生平均暴露时间,d。

群体异质性和暴露参数的选择可能导致ILCR的不确定性[5]。ILCR模型主要是考虑最坏的情况,其中某些部分可能不属于气溶胶,从而导致估算结果偏高。方程(3)相关暴露参数的选择同样会影响ILCR的估算,因为这些参数在不同国家取值不同,并且大多数取决于具体地点和情景。所以在未来的健康风险评估中,应该使用研究目标国家的暴露手册上提供的参数,以便估算结果能够适配于目标国家的管理要求。特定国家暴露手册中没有的参数,可以使用美国环保局暴露手册中的参考值[5],该手册详细说明了估算的基础,包括参数在人群中的统计分布。使用与研究区域相关参数的优势是可以更贴合现实地评估不确定性或可变性。

考虑PAHs在颗粒相和气相中的分布对评估ILCR是至关重要的。大多数的研究在评估健康风险时都是考虑颗粒相中的PAHs[15,82],虽然颗粒态PAHs致癌性更强,如BaP,但气相中低相对分子质量PAHs同样具有致癌性。因此ILCR可能被略微低估。Iakovides等[83]比较了美国环保局确定的16种PAHs与颗粒态中25种PAHs的ILCR,表明其ILCR比颗粒相低6/7。因此,使用ILCR模型来评估癌症风险,纳入尽可能多的有毒PAHs可能更加接近PAHs致癌风险的真实水平。总的来说,以下癌症风险水平判别标准对世界各国普遍适用:$I_{LCR}<1\times10^{-6}$表示风险可忽略不计,主要适用于评估居住和儿童相关的风险;$1\times10^{-6}<I_{LCR}<1\times10^{-4}$表示中度风险,通常用作与职业健康相关的风险可接受水平;$I_{LCR}>1\times10^{-4}$表示具有高致癌风险,被认为是对所有人都不可接受[11,56]。此外,风险估算值的含义需要考虑其包含的化学品(致癌物)的数量、评估途径和参数值(如最坏情况下的平均值或极值)。

## 6　结束语

本文重点综述了用于PAHs来源解析的DRs和受体模型2种方法。DRs和PCA作为最主要的2种方法,虽然广泛用于分配PAHs的来源,但由于光化学降解和相迁移而存在局限性。因此,需要快速、低成本、准确率高的方法来克服这一困难。本文建议使用PMF和Unmix模型相结合的方式对PAHs进行详细的定性和定量的来源分析。对于人体健康风险评估,本文建议使用ILCR模型。当将人体中PAHs的生理和化学过程以及特定的场所条件纳入模型和采样方案的设计中时,ILCR估计值的公共健康意义是可以实现的。所使用的暴露参数应该代表特定地点的条件,以提供准确和有充分依据的ILCR数据。政策制定者可以根据这些数据来评估影响,从而作出相应的策略决定。高毒性PAHs分布在颗粒相中,且在较小颗粒中的浓度高于较大颗粒中的浓度。因此,表明未来的研究还应考虑评估超细颗粒结合PAHs的健康风险。毒性比BaP强的PAHs也需要纳入ILCR模型,可以更接近PAHs致癌风险的现实水平,以此来避免低估PAHs对人类健康的影响。

### 参 考 文 献


[1] ABDEL-SHAFY H I, MANSOUR M S M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation[J]. Egyptian Journal of Petroleum, 2016, 25(1): 107-123.

[2] MASIH J, SINGHVI R, KUMAR K, et al. Seasonal variation and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor and outdoor air in a semi arid tract of northern India[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2012, 12(4): 515-525.

[3] AKYUZ M, CABUK H. Gas-particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(22): 5550-5558.

[4] BOSTRÖM C E, GERDE P, HANBERG A, et al. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air[J]. Environmental Health Perspectives, 2002, 110: 451-488.

[5] FAMIYEH L, CHEN K, XU J, et al. A review on analysis methods, source identification, and cancer risk evaluation of atmospheric polycyclic aromatic

hydrocarbons[J]. Science of the Total Environment, 2021,789:147741.

[6] PATEL A B, SHAIKH S, JAIN K R, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, toxicity, and remediation approaches[J]. Frontiers in Microbiology, 2020,11:562813.

[7] LEE B K. Sources, distribution and toxicity of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in particulate matter [M]//VILLANYI V. Air pollution. London: InTechOpen, 2010:99-123.

[8] GUPTE A, TRIPATHI A, PATEL H, et al. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs): a perspective[J]. The Open Biotechnology Journal,2016,10(1):363-378.

[9] KEYTE I J, ALBINET A, HARRISON R M. On-road traffic emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxy- and nitro- derivative compounds measured in road tunnel environments[J]. Science of the Total Environment,2016,566/567:1131-1142.

[10] BOSTRÖM C E, GERDE P, HANBERG A, et al. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air[J]. Environmental Health Perspectives, 2002, 110(3): 451-488.

[11] BAI L, CHEN W, HE Z, et al. Pollution characteristics, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM2.5 in an office building in northern areas, China [J]. Sustainable Cities and Society,2020,53:101891.

[12] JAMHARI A A, SAHANI M, LATIF M T, et al. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM10 of urban, industrial and semi-urban areas in Malaysia [J]. Atmospheric Environment,2014,86:16-27.

[13] ELZEIN A, DUNMORE R E, WARD M W, et al. Variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxidative derivatives in wintertime Beijing, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics,2019,19(13): 8741-8758.

[14] ZHENG H, YANG D, HU T, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic carbons (PAHs) in sediment core from Honghu Lake, Central China: comparison study of three receptor models [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2017, 24 (33):25899-25911.

[15] FANG B, ZHANG L, ZENG H, et al. PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbons: sources and health risk during non-heating and heating periods (Tangshan, China) [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health,2020,17(2):483.

[16] KARAVALAKIS G, FONTARAS G, AMPATZOGLOU D, et al. Effects of low concentration biodiesel blends application on modern passenger cars. Part 3: impact on PAH, nitro-PAH, and oxy-PAH emissions [J]. Environmental Pollution,2010,158(5):1584-1594.

[17] WAN X, CHEN J, TIAN F, et al. Source apportionment of PAHs in atmospheric particulates of Dalian: factor analysis with nonnegative constraints and emission inventory analysis[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(34):6666-6675.

[18] BALLESTEROS R, HERNÁNDEZ J J, LYONS L L. An experimental study of the influence of biofuel origin on particle-associated PAH emissions [J]. Atmospheric Environment,2010,44(7):930-938.

[19] 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(1/2/3):145-155.

[20] SINGH K P, MALIK A, KUMAR R, et al. Receptor modeling for source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban atmosphere [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2008, 136(1/2/3):183-196.

[21] WANG D, TIAN F, YANG M, et al. Application of positive matrix factorization to identify potential sources of PAHs in soil of Dalian, China [J]. Environmental Pollution,2009,157(5):1559-1564.

[22] PENGCHAI P, CHANTARA S, SOPAJAREE K, et al. Seasonal variation, risk assessment and source estimation of PM10 and PM10-bound PAHs in the ambient air of Chiang Mai and Lamphun, Thailand[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2009, 154 (1/2/3/4):197-218.

[23] ROGGE W F, HLLDEMANN L M, MAZUREK M A, et al. Sources of fine organic aerosol.2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks[J]. Environmental Science & Technology, 1993, 27:636-651.

[24] KHALILI N R, SCHEFF P A, HOLSEN T M. PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions [J]. Atmospheric Environment,1995,29(4):533-542.

[25] BZDUSEK P A, CHRISTENSEN E R, LI A, et al. Source apportionment of sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago: application of factor analysis with nonnegative constraints [J]. Environmental Science &

Technology,2004,38(1):97-103.
[26] 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 & Technology,1996,30(3):825-832.
[27] CHANG K F, FANG G C, CHEN J C, et al. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Asia:a review from 1999 to 2004[J]. Environmental Pollution,2006,142(3):388-396.
[28] 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]. Science of the Total Environment, 2004,327(1/2/3):135-146.
[29] HASSANIEN M A, ABDEL-LATIF N M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust over Greater Cairo, Egypt[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 151(1):247-254.
[30] LIU M, CHENG S B, OU D N, et al. Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China[J]. Atmospheric Environment, 2007, 41(38):8785-8795.
[31] SADIKTSIS I, BERGVALL C, JOHANSSON C, et al. Automobile tires-a potential source of highly carcinogenic dibenzopyrenes to the environment[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(6): 3326-3334.
[32] BESIS A, TSOLAKIDOU A, BALLA D, et al. Toxic organic substances and marker compounds in size-segregated urban particulate matter-implications for involvement in the in vitro bioactivity of the extractable organic matter[J]. Environmental Pollution, 2017, 230: 758-774.
[33] DROTIKOVA T, ALI A M, HALSE A K, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and oxy- and nitro-PAHs in ambient air of the Arctic town Longyearbyen, Svalbard[J]. Atmospheric Chemistry and Physics,2020,20(16):9997-10014.
[34] LEE W M G, TSAY L Y. The partitioning model of polycyclic aromatic hydrocarbon between gasous and particulate (PM10μ) phases in urban atmosphere with high humidity[J]. Science of the Total Environment, 1994,145(1/2):163-171.
[35] MANTIS J, CHALOULAKOU A, SAMARA C. PM10-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Greater Area of Athens, Greece[J]. Chemosphere, 2005, 59(5):593-604.
[36] KARAR K, GUPTA A K. Seasonal variations and chemical characterization of ambient PM10 at residential and industrial sites of an urban region of Kolkata (Calcutta), India[J]. Atmospheric Research, 2006, 81(1):36-53.
[37] KEYTE I J, HARRISON R M, LAMMEL G. Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons-a review[J]. Chemical Society Reviews,2013,42(24):9333-9391.
[38] SAHA M, MAHARANA D, KURUMISAWA R, et al. Seasonal trends of atmospheric PAHs in five asian megacities and source detection using suitable biomarkers[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2017, 17(9):2247-2262.
[39] WNOROWSKI A. Characterization of the ambient air content of parent polycyclic aromatic hydrocarbons in the Fort McKay region (Canada)[J]. Chemosphere, 2017,174:371-379.
[40] WANG W, YU J, CUI Y, et al. Characteristics of fine particulate matter and its sources in an industrialized coastal city, Ningbo, Yangtze River Delta, China[J]. Atmospheric Research,2018,203(5):105-117.
[41] 解成祥.西安市各功能区大气降尘中重金属与多环芳烃污染特征及评价[D].西安:陕西师范大学,2019.
[42] HE J, FAN S, MENG Q, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with fine particulate matters in Nanjing, China: distributions, sources and meteorological influences [J]. Atmospheric Environment,2014,89:207-215.
[43] DUDHAGARA D R, RAJPARA R K, BHATT J K, et al. Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in historically contaminated surface sediments at Bhavnagar coast, Gujarat, India [J]. Environmental Pollution,2016,213:338-346.
[44] JANG E, ALAM M S, HARRISON R M. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air using positive matrix factorization and spatial distribution analysis [J]. Atmospheric Environment, 2013,79:271-285.
[45] TEIXEIRA E C, AGUDELO-CASTANEDA D M, MATTIUZI C D. Contribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) sources to the urban environment:a comparison of receptor models[J]. Science of the Total Environment,2015,538:212-219.
[46] LANG Y H, LI G L, WANG X M, et al. Combination of Unmix and PMF receptor model to apportion the potential sources and contributions of PAHs in wetland soils from Jiaozhou Bay, China[J]. Marine Pollution

Bulletin,2015,90(1/2):129-134.
[47] BROWN A S, BROWN R J. Correlations in polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in UK ambient air and implications for source apportionment [J]. Journal of Environmental Monitoring,2012,14(8):2072-2082.
[48] TOBISZEWSKI M, NAMIESNIK J. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources [J]. Environmental Pollution,2012,162:110-119.
[49] YUNKER M B, MACDONALD 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.
[50] LI A, JANG J K, SCHEFF P A. Application of EPA CMB8.2 model for source apportionment of sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago [J]. Environmental Science & Technology,2003,37(13):2958-2965.
[51] BOSCH C, ANDERSSON A, KRUSA M, et al. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in central European soils with compound-specifictriple isotopes ($\delta^{13}C$, $\Delta^{14}C$, and $\delta^{2}H$) [J]. Environmental Science & Technology,2015,49(13):7657-7665.
[52] KUBO T, BAI W, NAGAE M, et al. Seasonal fluctuation of polycyclic aromatic hydrocarbons and aerosol genotoxicity in long-range transported air mass observed at the western end of Japan[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020,17(4):6520.
[53] ZHANG J, YANG L, MELLOUKI A, et al. Atmospheric PAHs, NPAHs, and OPAHs at an urban, mountainous, and marine sites in Northern China: molecular composition, sources, and ageing [J]. Atmospheric Environment,2018,173:256-264.
[54] ZHANG W, ZHANG S, WAN C, et al. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall[J]. Environmental Pollution,2008,153(3):594-601.
[55] PIO C A, ALVES C A, DUARTE A C. Identification, abundance and origin of atmospheric organic particulate matter in a Portuguese rural area [J]. Atmospheric Environment,2001,35(8):1365-1375.
[56] GURKAN A E, ESEN F. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at two sites, in Bursa, Turkey: determination of concentrations, gas-particle partitioning, sources, and health risk [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2020, 78(3):350-366.
[57] PIES C, HOFFMANN B, PETROWSKY J, et al. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils[J]. Chemosphere,2008,72(10):1594-1601.
[58] KARGAR N, MATIN G, MATIN A A, et al. Biomonitoring, status and source risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using honeybees, pine tree leaves, and propolis [J]. Chemosphere,2017,186:140-150.
[59] OLIVEIRA C, MARTINS N, TAVARES J, et al. Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal[J]. Chemosphere, 2011,83(11):1588-1596.
[60] IAKOVIDES M, STEPHANOU E G, APOSTOLAKI M, et al. Study of the occurrence of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons associated with respirable particles in two coastal cities at Eastern Mediterranean: levels, source apportionment, and potential risk for human health[J]. Atmospheric Environment,2019,213:170-184.
[61] PANDEY P K, PATEL K S, LENICEK J. Polycyclic aromatic hydrocarbons: need for assessment of health risks in India? Study of an urban-industrial location in India [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 1999,59:287-319.
[62] PARKA S S, KIMA Y J, KANG C H. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea [J]. Atmospheric Environment,2002,36(17):2917-2924.
[63] GUNE M M, MA W L, SAMPATH S, et al. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air and soil surrounding a coal-fired thermal power plant in the south-west coast of India [J]. Environmental Science and Pollution Research,2019,26(22):22772-22782.
[64] GAO Y, JI H. Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons components in fine particle during heavy polluting phase of each season in urban Beijing [J]. Chemosphere,2018,212:346-357.
[65] KHAIWAL R, ERIC W, GRIEKEN R V. Variation in particulate PAHs levels and their relation with the transboundary movement of the air masses[J]. Science of the Total Environment,2008,396(2/3):100-110.
[66] CALLÉN M S, DE LA CRUZ M T, LÓPEZ J M, et al. PAH in airborne particulate matter[J]. Fuel Processing Technology,2011,92(2):176-182.
[67] NORRIS G, DUVALL R, BROWN S, et al. EPA positive matrix factorization (PMF) 5.0 fundamentals and user guide[R]. Washington: U. S. Environmental Protection Agency,2014.

[68] VIANA M, KUHLBUSCH T A J, QUEROL X, et al. Source apportionment of particulate matter in Europe: a review of methods and results[J]. Journal of Aerosol Science, 2008, 39(10): 827-849.

[69] ZHANG Y, GUO C S, XU J, et al. Potential source contributions and risk assessment of PAHs in sediments from Taihu Lake, China: comparison of three receptor models[J]. Water Research, 2012, 46(9): 3065-3073.

[70] PAATERO P, TAPPER U. Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values[J]. Environmetrics, 1994, 5(2): 111-126.

[71] KIM K H, JAHAN S A, KABIR E, et al. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects [J]. Environment International, 2013, 60: 71-80.

[72] HOLME J A, BRINCHMANN B C, REFSNES M, et al. Potential role of polycyclic aromatic hydrocarbons as mediators of cardiovascular effects from combustion particles[J]. Environmental Health, 2019, 18(1): 74.

[73] LANNERÖ E, WICKMAN M, VAN HAGE M, et al. Exposure to environmental tobacco smoke and sensitisation in children [J]. Thorax, 2008, 63 (2): 172-176.

[74] DIGGS D L, HARRIS K L, REKHADEVI P V, et al. Tumor microsomal metabolism of the food toxicant, benzo (a) pyrene, in ApcMin mouse model of colon cancer[J]. Tumor Biology, 2012, 33(4): 1255-1260.

[75] SROGI K. Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review [J]. Environmental Chemistry Letters, 2007, 5(4): 169-195.

[76] FRANCO C F J, DE RESENDE M F, DE ALMEIDA F L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Rio de Janeiro and Niteroi, Brazil: particle size distribution, sources and cancer risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2017, 599/600: 305-313.

[77] HEYDER J, GEBHART J, RUDOLF G, et al. Deposition of particles in the human respiratory tract in the size range 0.005-5 μm [J]. Journal of Aerosol Science, 1986, 17(5): 811-825.

[78] ARMSTRONG B, HUTCHINSON E, UNWIN J, et al. Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis [J]. Environmental Health Perspectives, 2004, 112 (9): 970-978.

[79] LATIF I K, KARIM A J, ZUKI A B, et al. Pulmonary modulation of benzo [a] pyrene-induced hemato- and hepatotoxicity in broilers[J]. Journal of Poultry Science, 2010, 89(7): 1379-1388.

[80] U. S. Environmental Protection Agency. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) -EPA fact sheet [R]. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, 2008.

[81] U. S. Environmental Protection Agency. Guidelines for human exposure assessment [R]. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, 2019.

[82] MO Z, WANG Z, MAO G, et al. Characterization and health risk assessment of PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in 5 urban cities of Zhejiang Province,China[J]. Scientific Reports, 2019, 9: 7296.

[83] IAKOVIDES M, IAKOVIDES G, STEPHANOU E G. Atmospheric particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons, n-alkanes, hopanes, steranes and trace metals: PM2.5 source identification, individual and cumulative multi-pathway lifetime cancer risk assessment in the urban environment[J]. Science of the Total Environment, 2021, 752: 141834.

(责任编辑:王　媛)