

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2023112102

CSTR:32061.14.hjhx.2023112102

董玲池, 郝炜伟, 王子倩, 等. 大气及灰尘中多环芳香类污染物人体暴露健康风险评价综述[J]. 环境化学, 2025, 44(4): 1264-1280.

DONG Lingchi, HAO Weiwei, WANG Ziqian, et al. Health risk assessment of human exposure to polycyclic aromatic compounds in atmosphere and dust: A review[J]. Environmental Chemistry, 2025, 44 (4): 1264-1280.

大气及灰尘中多环芳香类污染物人体暴露健康风险评价综述*

董玲池¹ 郝炜伟¹ 王子倩¹ 田 密^{1,2 **}

(1. 重庆大学环境与生态学院, 重庆, 400044; 2. 重庆三峡学院三峡库区水环境演变与污染防治重庆市重点实验室, 重庆, 404020)

摘 要 多环芳香类污染物 (PACs) 多具有较高的毒性, 广泛存在于大气环境中, 可通过呼吸、皮肤接触及口腔摄入进入人体. 因此, 准确评估其人体健康风险有重要意义. 本研究总结了国内外常用的大气及灰尘中 PACs 人体健康风险评价方法, 分析了国内人体健康风险现状, 重点对评价方法的优缺点及不确定性进行了探讨, 并对风险评价方法的选择及改进提出了建议. 终身致癌风险增量模型能较好地评价大气及灰尘中 PACs 各种暴露途径的健康风险, 是目前运用最为普遍且认可度较高的方法. 但该方法中人体生理学参数在选择上应尽量采用本地调研结果, 其中一些毒理学参数还需要更多的研究降低其不确定性. 概率风险评估可以反应更真实的健康风险分布, 为环境管理提供更多依据. 此外, 在前期研究中被忽略的方面, 如大气气相 PACs 以及皮肤暴露途径, 对人体健康也同样重要. 本文可为准确评估 PACs 的健康风险提供理论依据和方法支撑.

关键词 多环芳香类污染物, 人体健康风险评价, 模型探讨.

中图分类号 X-1; O6 **文献标识码** A

Health risk assessment of human exposure to polycyclic aromatic compounds in atmosphere and dust: A review

DONG Lingchi¹ HAO Weiwei¹ WANG Ziqian¹ TIAN Mi^{1,2 **}

(1. College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing, 400044, China; 2. Chongqing Key Laboratory of Water Environment Evolution and Pollution Control in Three Gorges Reservoir, Chongqing, 404020, China)

Abstract Polycyclic aromatic compounds (PACs) are highly toxic and widely present in the atmosphere, which can enter human body by breathing, dermal contacting and oral ingesting. Therefore, it is significant to assess its human health risks accurately. In this study, commonly used model for human health risk assessment of PACs in air and dust in domestic and foreign were summarized, the current situation of domestic human health risks were analyzed, the advantages, disadvantages and uncertainties of the evaluation methods were discussed, and suggestions for the selection and improvement of the risk evaluation methods were proposed. In general, incremental lifetime cancer risk (ILCR) model was a better method for evaluating the health risks from various exposure pathways for PACs in air and dust, which is the most commonly used method with the

2023 年 11 月 21 日收稿 (Received: November 21, 2023).

* 重庆市自然科学基金 (cstc2020jcyj-msxmX0959) 和三峡库区水环境演变与污染防治重庆市重点实验室开放基金 (WEPKL2018YB-01) 资助.

Supported by Chongqing Natural Science Foundation (cstc2020jcyj-msxmX0959) and Chongqing Key Laboratory of Water Environment Evolution and Pollution Control in Three Gorges Reservoir open foundation (WEPKL2018YB-01).

** 通信联系人 **Corresponding author**, E-mail: tianmi628@cqu.edu.cn

highest degree of recognition. However, for the selection of human physiological parameters used in this method, local investigation results should be used as much as possible. Besides, some toxicological parameters need more research to reduce their uncertainties. Furthermore, probabilistic risk assessment can reflect a more realistic health risk distribution and provide more basis for environmental management. In addition, the importance of human health from PACs in atmospheric gas phase and via dermal exposure pathway were emphasized, which two aspects have been neglected in previous studies. This study can provide theoretical basis and method support for accurately assessing the health risks of PACs.

Keywords polycyclic aromatic compounds, human health risk assessment, model discussion.

多环芳香族化合物(polycyclic aromatic compounds, PACs)是一类广泛存在于环境中,且对人体及生态环境具有极大危害的有机污染物.其来源一方面是直接排放,主要是人为排放,包括工业源(如燃煤电厂、炼铁炼钢等)、交通运输排放、垃圾焚烧及食品生产过程(如油炸、烟熏、烧烤等加工过程)等;另一方面一些 PACs 可能来自二次转化,如多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)可通过化学氧化、光化学氧化或者微生物作用形成一些具有取代基团的 PAH 衍生物,如硝基多环芳烃(nitrated PAHs, NPAHs)、氧化多环芳烃(oxygenated PAHs, OPAHs) [1].

PACs 中有 16 种 PAHs 因其致癌性被美国环境保护署(EPA)确定为环境中的优先控制污染物,也被我国列入环境优先监测的污染物黑名单.除这 16 种 PAHs 外,研究人员发现一些 PACs 对人体有着更强的毒性.如毒理实验验证,一些 NPAHs 的致癌性是母体 PAHs 的十倍,致突变性是母体 PAHs 的十万倍,并且母体 PAHs 的致突变性是间接发生作用(需要代谢活化系统,如大鼠肝脏微粒酶系),而 NPAHs 可直接作用于染色体,导致染色体异常,具有直接致突变性 [2].一些 OPAHs 也存在潜在致癌致畸效应 [3],且与活性氧物质 [4] 及氧化应激有关 [5],可能引起过敏疾病 [6].

大气和灰尘都是 PACs 的重要载体.大气和灰尘中的 PACs 可通过吸入、摄入和皮肤直接接触进入人体,进而对人体造成致癌或非致癌性危害. PACs 的人体健康风险评估也分为致癌风险评价和非致癌风险评价两种.其中,因重点关注 PACs 所具有的致癌性,因此对其健康风险评价以致癌风险评价为主.所谓致癌风险评价是对人体暴露于 PACs 的环境下使人患癌概率的评估.准确进行健康风险评价能起到在一定暴露环境和条件下对不良健康效应的类型和严重程度做出估计的作用 [7],对所存在的环境问题有一定的参考作用,同时也可筛选出高危人群,对环境管理及制定个性化健康干预措施有一定的指导意义.然而,目前各研究所采用的评估方法并不统一,即使同一评估方法不同研究所使用参数出入也可能较大,这为 PACs 健康风险的准确评估造成了很大的不确定性.

本文旨在总结国内外常用的大气及灰尘中 PACs 人体健康风险评价方法,重点对评价方法的优缺点及不确定性进行探讨,并对风险评价方法的选择及改进提出建议.本文可为准确评估 PACs 的健康风险提供理论依据和方法支撑.

1 PACs 人体暴露风险评价方法(Methods of human exposure risk assessment of PACs)

1.1 毒性当量因子

大气环境中 PACs 以混合物存在,毒性当量因子方法可用来评价接触这些化合物对健康产生的潜在效应.毒性当量因子(toxic equivalency factor, TEF)是某多环芳香类化合物相对于苯并[a]芘(BaP)的毒性.所有 PACs 的总体毒性即是各单体毒性的加和.

目前研究已知的 PAHs 及其衍生物的种类超过 100 种,其中有 16 种 PAHs 因其高致癌性和毒性被美国环境署列为优先控制化合物,这 16 种 PAHs 的毒性当量因子如表 1 所示 [8-9].除以上 16 种优控化合物,毒理研究也获得了一些 PAH 衍生物的毒性当量因子,表 1 给出了部分常见 OPAHs 和 NPAHs 的 TEF 值 [2, 10-15].可见其中部分衍生物具有比同环数 PAHs 更高的毒性当量因子,也就是说,即使这些衍生物在环境中浓度较低,其对机体健康的危害也可能较大,在环境中需要重点关注.例如,Wei 等 [15]发现,虽然大气中 NPAHs 浓度比 PAHs 低约两个数量级,但其产生的致癌风险占总致癌风险的 17%.另

一方面,某些化合物虽然 TEF 值不是特别高,但因其环境中浓度较高,其环境影响也不可忽略.此外,值得一提的是,一些在大气中经常检出且浓度不低的 PAH 衍生物,如 1,8-萘酐(1,8NA),其 TEF 数据还未见报道.毒性当量因子法不仅可以表征污染物的潜在毒性,还是进一步进行致癌风险评价的基础,因此,获得精确的 TEF 值对于评估大气中 PACs 的健康风险至关重要.

表 1 PACs 毒性当量因子值
Table 1 Toxicity equivalent factor values of PACs

化合物 Compounds	缩写 Abbreviation	TEF值 TEF value	化合物 Compounds	缩写 Abbreviation	TEF值 TEF value
16种优控PAHs			PAHs衍生物		
萘	NAPH	0.001	2-甲基萘	2-MNAPH	0.001
芴	ACEY	0.001	1-甲基萘	1-MNAPH	0.0025
二氢芴	ACEN	0.001	1,3-二甲基萘	1,3-DMNAPH	0.01
芴	FLUO	0.001	1-甲基菲	1-MPHE	0.0025
菲	PHE	0.001	3,6-二甲基菲	3,6-DMPHE	0.05
蒽	ANT	0.01	9-蒽酮	9-FLU	0.002
荧蒽	FLUA	0.001	9,10-蒽醌	9,10-AQ	0.004
芘	PYR	0.001	2-甲基-9,10-蒽醌	2-MAQ	0.004
苯并[a]蒽	BaA	0.1	苯并安	BEN	0.0039
蒽	CHR	0.01	苯并[a]蒽-7,12-二酮	BaAQ	0.006
苯并[b]荧蒽	BbF	0.1	6H-苯并[c,d]芘-6-one	BcdPQ	0.32
苯并[k]荧蒽	BkF	0.1	1-硝基萘	1-NNAP	0.004
苯并[a]芘	BaP	1	5-硝基芴	5-NACE	0.01
茚并[1,2,3-c,d]芘	IcdP	0.1	2-硝基芴	2-NFLU	0.01
二苯并[a,h]蒽	DahA	1	9-硝基蒽	9-NANT	0.0032
苯并[g,h,i]芘	BghiP	0.01	9-硝基菲	9-NPHE	0.006
			3-硝基荧蒽	3-NFLT	0.01
			4-硝基芘	4-NPYR	0.1
			1-硝基芘	1-NPYR	0.1
			6-硝基苯	6-NCHR	10
			1,3-二硝基芘	1,3-DNP	0.031
			1,6-二硝基芘	1,6-DNP	10
			1,8-二硝基芘	1,8-DNP	0.1
			2-甲基萘	2-MNAPH	0.001
			1-甲基萘	1-MNAPH	0.0025
			1,3-二甲基萘	1,3-DMNAPH	0.01
			1-甲基菲	1-MPHE	0.0025

1.2 大气暴露风险评价

在大气中, PACs 可存在于气相或附着在颗粒物上, 其人体暴露途径包括呼吸暴露、皮肤接触暴露和口腔摄入. 呼吸暴露指人体在呼吸作用过程中吸入大气 PACs, 从而经呼吸道进入人体; 皮肤接触暴露指气相和颗粒相中的 PACs 与人体皮肤直接接触, 从而经皮肤渗透或皮肤毛孔进入人体; 口腔摄入指人体通过口腔吞咽大气中的颗粒物, 从而使附着于颗粒物上的 PACs 经消化道进入人体. 下面主要对呼吸和皮肤接触这两个途径的暴露风险评估相关研究进行综述.

1.2.1 评价模型

(1)呼吸暴露

在大气呼吸暴露健康风险评价中, 最常用的评价方法是终身致癌超额危险度 ECR 和终身癌症风

险增量 ILCR, 超过一半的文章都是使用这两种方法进行健康风险评价.

① 终身致癌超额危险度(excess cancer risk, ECR), 公式见(1—2)

ECR = TEQ × UR_{BaP}(1)

TEQ = ∑ C_i × TEF_i(2)

其中, TEQ(total equivalent quotient)是以 BaP 为参照的总致癌等效浓度(ng·m⁻³); UR_{BaP}(unit risk of BaP)是 BaP 单位风险系数, 定义为终身(70 a)吸入单位质量的 BaP 后患癌症的风险, 世界卫生组织(WHO)建议的 UR_{BaP} 值为 8.7×10⁻⁵ (ng·m⁻³)⁻¹, 美国加州环境保护署(CalEPA)建议的 UR_{BaP} 值为 1.1×10⁻⁶ (ng·m⁻³)⁻¹; C_i是第 *i* 个 PACs 的浓度(ng·m⁻³); TEF_i是第 *i* 个 PACs 的毒性当量因子.

ECR 定义为成年人人群中因吸入 PACs 而致癌的人数, 如 ECR 值为 5.98×10⁻⁴ 表示每百万成年人中有 598 人是由于吸入 PACs 而患癌^[16]. 根据美国环境署的规定: 当 ECR≤10⁻⁶ 时具有可接受或是可忽略的癌症风险^[16-24].

② 终身癌症风险增量(incremental lifetime cancer risk, ILCR), 公式见(3-6)

ILCR_{inh} = $\frac{CSF_{inh} \times TEQ \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$ (3)

其中, ILCR_{inh}(incremental lifetime cancer risk from inhalation)为吸入暴露的终身癌症风险增量; CSF_{inh}(carcinogenic slope factors for inhalation)为 BaP 的呼吸致癌斜率因子, 通常依据 3 种不同类型仓鼠的暴露呼吸速率进行评估, 几何平均值为 3.14 (kg·d)·mg⁻¹^[25-27]; BW(body weight)为体重(kg); IR(respiration rate)为呼吸速率(m³·day⁻¹); EF(exposure frequency)为年暴露频率(d·a⁻¹); ED(exposure duration)为终身暴露时间(year); AT(average life span)为平均寿命(day).

对于颗粒相 PACs 来说, 由于 PACs 在不同粒径颗粒物上的分布有较大差异, 而不同粒径的颗粒物进入人体呼吸系统的深度不同, 从而导致 PACs 在人体呼吸系统内部器官的沉积效率存在差异. 相对于粗颗粒物, 细颗粒更容易通过呼吸系统进入人体. 在考虑 PACs 粒径分布的情况下, 终身癌症风险增量 ILCR 的评价公式如下^[25-26, 28].

ILCR_{inh} = $\frac{DID \times CSF_{inh} \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-6}$ (4)

DID = ∑ (DC_{*i,i*} × TEF_{*i*}) × IR(5)

DC_{*i,i*} = ∑ DF_{*R,j*} × C_{*ji*}(6)

其中, DID(daily inhalation dose)为吸入暴露量(ng·d⁻¹); DC_{*i,i*}是第 *i* 个 PACs 在呼吸系统沉积的浓度(ng·m⁻³), 是大气颗粒物中 PACs 浓度经由大气颗粒物中 PACs 在呼吸系统沉积比例校正^[25]; C_{*ji*}是第 *i* 个 PACs 在第 *j* 级粒径范围的质量浓度(ng·m⁻³); DF_{*R,j*}是第 *j* 级粒径范围的 PACs 在人体呼吸系统各器官的沉积比例.

在以上公式中, 其中一些参数如体重、呼吸速率等随年龄变化, 因此, 常划分不同年龄段来进行致癌风险评估. 表 2 给出了致癌风险评估中常用的两种年龄段划分方式. 第一种年龄段划分较为细致, 将人的一生划分为五个年龄段^[29], 第二种则简单划分为儿童和成人两类, 这种划分方式在研究中使用较多^[11, 25, 30-31]. 评估模型公式中部分参数取值如表 2 所示^[25-26, 32-33].

表 2 暴露评价模型参数
Table 2 Exposure risk evaluation model parameters

	BW/kg	EF/(d·a ⁻¹)	ED/a	IR/(m ³ ·d ⁻¹)	AT/d	SA/m ²	参考文献 References
婴儿 0—2岁	9.75	360	2	5.31	25550	0.4675	[32]
幼儿 2—6岁	16.60	360	4	7.88	25550	0.7075	[32]
儿童 6—12岁	31.65	360	6	11.65	25550	1.07	[32]
青年 12—18岁	51.05	360	6	13.75	25550	1.535	[32]

续表 2

	BW/kg	EF/(d·a ⁻¹)	ED/a	IR/(m ³ ·d ⁻¹)	AT/d	SA/m ²	参考文献 References
成人 18—70岁	60.77	360	52	15.70	25550	1.75	[33]
儿童	15	360	10	8.6	25550	0.95	[25-26]
成人	62.4	360	30	15.1	25550	1.75	[25-26]

ILCR 定义为终身暴露于一定剂量的 PACs 而产生的超过正常水平的癌症发病率^[34]。根据美国环境保护署规定: 当 ILCR>10⁻⁴ 时表明致癌风险很高; 当 10⁻⁶<ILCR<10⁻⁴ 时表明具有潜在致癌风险; 当 ILCR<10⁻⁶ 时是可接受的风险水平^[17, 29, 35-36]。

③ 因致癌而导致的预期寿命损失(loss of life expectancy, LL), 公式见(7)。

PAHs 及其衍生物具有的高毒性可对人类寿命损失产生一定影响, 部分研究采用因致癌而导致的预期寿命损失 LL 对呼吸暴露的人体健康风险进行评价^[37-40]。

$$LL = 62.16 \times \frac{ILCR_{inh}}{10^{-5}}$$

(7)

LL 定义为终身暴露于一定剂量的 PACs 而产生的寿命损失。如 LL 值为 97 则表示因暴露于大气中 PACs 而导致的寿命损失为 97 min^[31, 37]。

(2) 皮肤暴露

皮肤暴露主要是指气相和颗粒相中的 PACs 与人体皮肤直接接触, 从而使得气相中以及附着于颗粒物上的 PACs 进入人体, 针对皮肤接触的研究较少, 可采用公式(8-12)进行健康风险评价^[40]。

$$ILCR_{derm} = ILCR_g + ILCR_p$$

(8)

$$ILCR_g = \frac{DAD_g \times CSF_{derm} \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

(9)

$$ILCR_p = \frac{DAD_p \times CSF_{derm} \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

(10)

$$DAD_g = TEQ \times K_{p-g} \times SA \times f_g \times t$$

(11)

$$DAD_p = TEQ \times K_{p-p} \times SA \times f_p \times t$$

(12)

其中, ILCR_{derm} (incremental lifetime cancer risk from dermal) 为皮肤暴露的终身癌症风险增量; ILCR_g 是气态 PACs 对人体的健康风险; ILCR_p 是与颗粒物相结合的 PACs 对人体的健康风险; DAD(daily dermal absorption dose) 为皮肤暴露量(ng·d⁻¹); DAD_g 是人体对气相中 PACs 的暴露量(ng·d⁻¹); DAD_p 是人体对颗粒相 PACs 的暴露量(ng·d⁻¹); CSF_{derm} 是皮肤暴露途径的致癌斜率因子, 为 25 (kg·d)·mg⁻¹^[25-27]; K_{p-g} 为气相 PACs 的透皮系数, 取 2.25^[40]; K_{p-p} 为颗粒相 PACs 的透皮系数, 取 0.007^[40]; SA 为体表面积(m²); f_g 为气相中皮肤表面积的暴露百分比, f_p 为颗粒相中皮肤表面积的暴露百分比, 有研究中两者都取 25%^[40], 有研究中 f_p 取值为 15%^[25-26], 还有研究认为不同季节 f_p 的取值不同, 其春、夏、秋、冬的取值分别为 10%、25%、10%、5%^[41]; t 为一天的暴露时间, 取 24 h·d⁻¹^[25-26]; 其余参数值如表 2 所示。

与呼吸暴露类似, 对于颗粒相 PACs 而言, 由于 PACs 在不同粒径颗粒物上的分布有较大差异, 而不同粒径的颗粒物的透皮系数不同, 因而, 在考虑 PACs 的粒径分布的情况下, 颗粒相 PACs 的暴露量算法见公式(13)^[25-26]。

$$DAD_p = \sum (C_{j,i} \times TEF_i \times K_{p-dji}) \times SA \times f_p \times t$$

(13)

其中, K_{p-dji} 是第 j 个粒径范围内第 i 个 PAHs 的透皮渗透系数, 与化合物性质(如分子量、辛醇水分配系数、亨利常数)及化合物从颗粒相传输至皮肤表面的效率等有关^[25, 42]。

1.2.2 模型探讨

(1) ILCR 与 ECR 的区别

ECR 与 ILCR 均是用于评价暴露于大气中 PACs 引起癌症的风险。ECR 主要用于评价呼吸暴露途

径的致癌风险, 而 ILCR 可用于评价呼吸暴露及皮肤暴露的致癌风险. 在用于评价呼吸暴露的致癌风险时, ILCR 可区分年龄段, 考虑了不同年龄层次人群各项生理指标的差异, 较 ECR 来说更加细致. 有研究指出, ECR 用于职业暴露评估, 而 ILCR 用于非职业暴露评估^[17], 但在现有文献中较少出现以此区分两个模型的情况.

(2) 不确定性分析

毒性当量因子的不确定性. 现有大气 PACs 健康风险评估多采用 Nisbet 和 LaGoy^[9, 27, 43] 在 1992 年研究得出的毒性当量因子 TEF 值, 但是后续一些毒理研究得到了与之不同的 TEF 值. 如 DahA 的毒性当量因子, 在 Malcolm 等^[44] 的研究中数值为 5, 而 Nisbet 和 LaGoy 的研究中其数值为 1^[43], 相差了 5 倍; BkF 和 CHR 的毒性当量因子, 美国环境署 1993 年公布的数值分别为 0.01 和 0.001^[45], 而 Nisbet 和 LaGoy^[43] 的研究中其数值分别为 0.1 和 0.01, 相差了 10 倍. 可见, 毒性当量因子还具有很大的不确定性.

未知因子的不确定性. 目前已知的 PAHs 及其衍生物有上百种, 且某些衍生物的毒性大于母体 PAHs, 但是当前毒性当量因子的研究多集中于 16 种美国 EPA 提出的优先控制 PAHs, 仅有少部分的 NPAHs 和 OPAHs 的 TEF 值, 这可能会导致 PACs 毒性的严重低估, 因此, 仍需进一步开展 PAHs 衍生物的毒理学相关研究, 获得其毒性数据^[12, 29].

模型参数的不确定性. 如前所述, ILCR 中一些参数如体重、呼吸速率等会随年龄变化. 实际上, 这些参数不仅随年龄变化, 且同一年龄段不同性别之间也会有差异, 甚至个体之间因体质不同, 这些参数也存在较大差异. 这些差异都会给致癌风险评估带来不确定性. 如同年龄女性体重一般低于男性, 若不区分性别进行健康风险评估, 容易造成评价结果不准确. 又如呼吸速率不仅与个人体质有关, 且当人体进行不同活动时其呼吸也会有一定差异. 再例如皮肤暴露面积, 此参数易受个人习惯影响, 且不同季节穿衣厚度不同, 导致该参数不确定性较大. 此外, 较多研究在进行健康风险评价时选择参考美国环境保护署发布的推荐参数值进行取值, 但不同国家人群的身体条件存在差异, 如成人(男性)的平均体重在中国、美国、日本、韩国和澳大利亚分别为 65、86、64、69、80 kg, 可见各国间差异较大, 其中, 美国男性的平均体重是我国的 1.3 倍多, 这势必会对评估结果的准确性造成影响. 中国环境保护部于 2013 年至 2016 年陆续发布的《中国人群暴露参数手册(成人卷)》、《中国人群暴露参数手册(儿童卷: 0—5 岁)》和《中国人群暴露参数手册(儿童卷: 6—17 岁)》提供了我国人群的呼吸速率、体重、皮肤暴露面积等暴露参数数据, 为促进我国人体健康风险的准确评估提供了非常宝贵的数据. 除这些人体生理学参数差异外, 致癌斜率因子、透皮系数也存在较大不确定性. 有研究表明 BaP 的呼吸致癌斜率因子是呈以 3.9 为均值、1.8 为标准偏差的对数正态分布, 而 BaP 的皮肤暴露致癌斜率因子不同研究结果得出的值大小可能相差约 1.5 倍^[40]. 对于透皮系数, 美国 EPA 的推荐值为 0.007, 然而, 这比 Cao 等^[26] 的研究中最小的透皮系数低约一个数量级. 这些人体的生理学差异、参数的不确定性在通常的健康风险评价中很难得到体现. 因而, 部分研究在健康风险评价过程中引入了概率分析这种不确定性分析方法^[27, 46—48], 通过概率分布模型对参数的不确定性进行定量分析, 可以提供参数敏感度、评价结果的概率分布等信息. 这种方法虽然不能降低所要研究问题内在的不确定性, 但是能够确定风险水平, 给环境管理提供更多的依据. 然而, 这种方法需要参数的分布特征信息, 所以需要一定的数据量.

(3) 气相与颗粒相中 PACs 对人体的健康影响

为探讨 PACs 在大气中存在形态对其人体暴露风险的影响, 假设气态与颗粒态 PACs 具有相同的 TEQ 值, 对比 ILCR 计算结果. 对于呼吸暴露而言, 根据 ILCR 计算公式(3), 气相与颗粒相计算公式相同, 因此, 当气相与颗粒相 PACs 在具有相同的 TEQ 值时, 其致癌风险相同. 但是, 由于 PACs 主要富集在细颗粒物上, 而人体呼吸会使细颗粒物携带一部分 PACs 排出体外. 因此, 实际沉积在人体呼吸系统中对人体健康造成不利影响的颗粒相 PACs 浓度会大大降低^[49]. 然而, 值得一提的是, 目前对于气态 PACs 是否存在类似的情况还有待进一步研究. 对于皮肤接触暴露, 相同 TEQ 情况下, 气态 PACs 的致癌风险比颗粒态 PACs 高出 3 个数量级(如图 1 所示). 然而, 如果考虑 PACs 的粒径分布以及透皮系数的取值, 颗粒态 PACs 引起的致癌风险和气态 PACs 引起的致癌风险间的差距会缩小. 对于颗粒相 PACs 的透皮系数, 美国 EPA 的推荐值为 0.007, 而在 Cao 等^[26] 基于 PACs 粒径分布计算颗粒相

ILCR 的研究显示,当颗粒物粒径小于 3.2 μm 时,其 PACs 透皮系数随着粒径的增大而减小;当颗粒物粒径大于 3.2 μm 时,其 PACs 透皮系数随着粒径的增大而增大,说明粗颗粒 PACs 的透皮系数比细颗粒高. 最小的透皮系数为 0.01, 最大为 1.64, 若以此处最小的透皮系数计算,气相与颗粒相 ILCR 之间相差 2 个数量级,若以最大透皮系数计算,则其 ILCR 之间仅相差 2 倍. 随着 TEQ 的增加,气态 PACs 皮肤暴露致癌风险的增速最快,也就是说,在高 TEQ 情况下,该途径对人体危害更大,应受到重视.

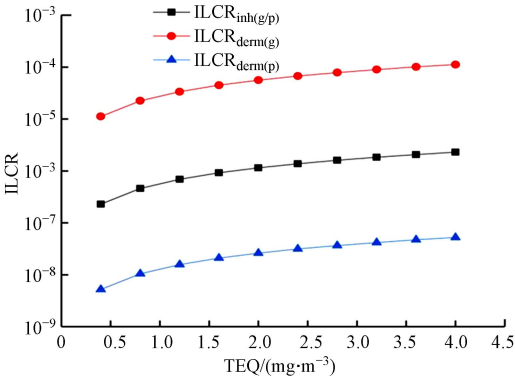


图 1 气态与颗粒态 PACs 的终身癌症风险增量
(ILCR_{inh(g/p)}、ILCR_{derm(g)}和 ILCR_{derm(p)}分别为气态或颗粒态吸入暴露、颗粒态皮肤暴露和气态皮肤暴露终身癌症风险增量)
Fig.1 ILCR of PACs in gaseous and particulate phases
(ILCR_{inh(g/p)}, ILCR_{derm(p)} and ILCR_{derm(g)} mean incremental lifetime cancer risk from inhalation in gaseous or particulate phases, dermal in particulate phases and dermal in gaseous phases, respectively)

在实际环境研究中, Wei 等^[15]发现,吸入存在于气相中的 PACs 对人体健康的影响占呼吸暴露总致癌风险的 29%—44%, 在较高的温度环境下此比例更高. 在 Huang 等^[40]对室内环境的研究中发现气态 PACs 不论是对呼吸暴露致癌风险还是对皮肤暴露致癌风险的贡献均高于颗粒态 PACs. 这些研究结果说明在呼吸暴露中气态 PACs 对人体健康的影响不可忽略. Huang 等^[40]的研究中还发现气相 PACs 通过皮肤暴露对人体造成的健康风险比颗粒相 PACs 高出 2 个数量级. 这些结果表明,无论呼吸暴露还是皮肤暴露,气态 PACs 的致癌风险都不可忽略. 然而,目前的研究主要集中于颗粒相,对气相中 PACs 的人体健康风险关注较少.

(4)不同暴露途径对人体健康的影响
对比不同暴露途径的终身癌症风险增量(图 2),皮肤暴露 ILCR 高出呼吸暴露约一个数量级,主要是因为气态 PACs 皮肤暴露的透皮系数及致癌斜率因子均较高导致其终身癌症风险增量较高. 随着 TEQ 值的升高,皮肤暴露的健康风险增加速度略大于呼吸暴露. 野外研究中, Cao 等^[26]发现,颗粒相中呼吸暴露与皮肤暴露所造成的人体健康风险基本相同; Tian 等^[25]研究也得出相似结论,并指出粗颗粒虽然在呼吸暴露中对人体健康的影响很小但在皮肤暴露中由于透皮渗透系数以及致癌斜率因子很大因此所造成的健康风险不容忽视. 值得一提的是,这些研究中呼吸暴露与皮肤暴露所造成的致癌风险相差不大,主要是由于这些研究并不包括气相 PACs,而气相 PACs 在皮肤暴露中的透皮渗透系数很大,同时皮肤暴露的致癌斜率因子约为呼吸暴露致癌斜率因子的 8 倍,如果考虑这些因素,皮肤暴露造成的致癌风险很可能远高于呼吸暴露.

(5)不同年龄段对终身致癌风险的贡献
分 5 个年龄段对比不同年龄段的终身癌症风险增量(图 3),未加入年龄相关调整系数(Age-related adjust factor, ADAF)前, 18 岁以上年龄段对终身癌症风险增量的贡献最大,高出其他年龄段 1—2 个数量级,主要是由于该年龄段各项参数数值较大且终身暴露时间最长; 2—6 岁年龄段与 12—18 岁年龄段对终身癌症风险增量的贡献基本相同,略低于 6—12 岁年龄段. 考虑到不同年龄段对致癌风险物质的敏感程度不同,且其对不同年龄段的生长发育影响程度不同,美国环境署提出了年龄相关调整系数 ADAF,在加入 ADAF 后, 2 岁以下年龄段的终身癌症风险增量提高了一个数量级,仅次于 18 岁以上年龄段的终身癌症风险增量.

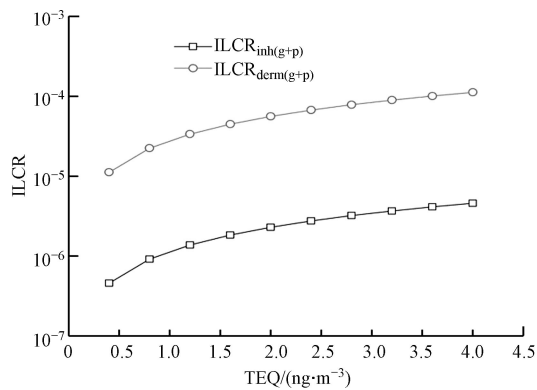


图 2 大气呼吸暴露($ILCR_{inh(g+p)}$)和皮肤暴露($ILCR_{derm(g+p)}$)的终身癌症风险增量

Fig.2 Incremental lifetime cancer risk (ILCR) from inhalation ($ILCR_{inh(g+p)}$) and dermal($ILCR_{derm(g+p)}$) in air

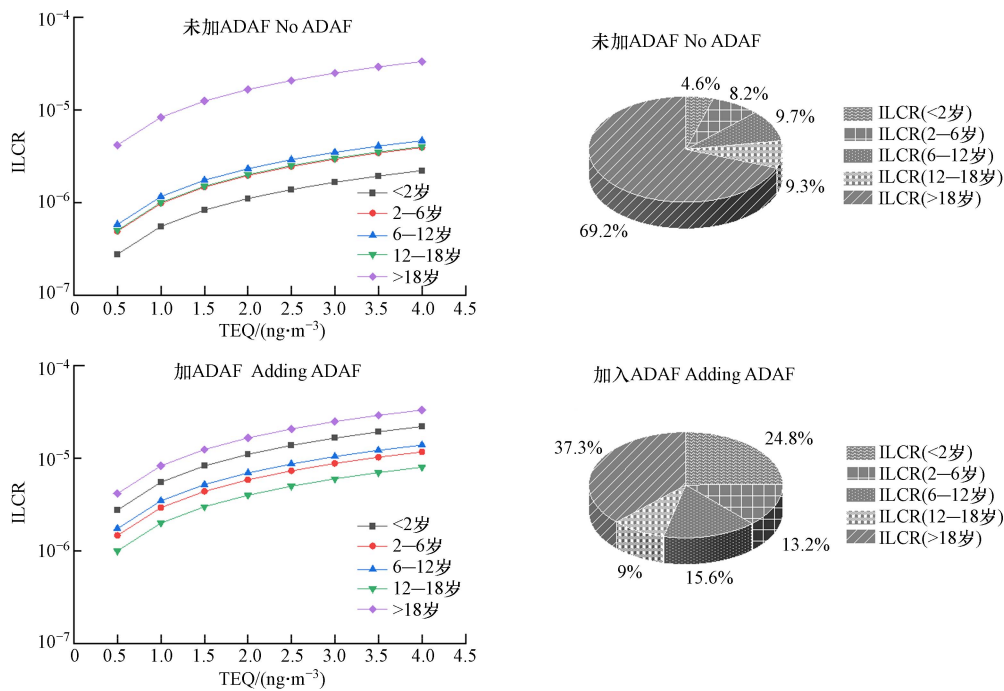


图 3 不同年龄段的终身癌症风险增量及其贡献

Fig.3 Values and contributions of ILCR of different age group

图 3 中饼图对比了各年龄段大气 PACs 暴露对终身致癌风险的贡献. 总体而言, 18 岁以上年龄段对终身致癌风险增量的贡献是最大的. 在考虑年龄相关调整系数后, 婴幼儿阶段(0—2 岁)对终身暴露致癌风险的贡献为 24.8%, 仅次于成年阶段. Zhu 等^[50]对水体中 PACs 的人体健康暴露风险研究也发现 2 岁以下年龄段虽然只占人一生不到 3% 的时间, 但其对终身癌症风险增量的贡献超过了 23%. 可见, 大气暴露 PACs 对婴幼儿阶段人群的危害不容忽视.

1.3 灰尘源暴露风险评价

1.3.1 室外灰尘源

室外灰尘源多指城市道路扬尘, 车辆交通以及与城市化相关的工业制造是道路扬尘中 PACs 的主要来源, 其可通过吸入、皮肤接触以及口腔摄入等 3 种方式进入人体, 在研究中多用终身癌症风险增量 ILCR 来评价其对人体的致癌风险, 公式见(14—17)^[11, 30].

$$ILCR_{inh} = \frac{TEQ \times CSF_{inh} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF}$$

(14)

$$ILCR_{\text{derm}} = \frac{TEQ \times CSF_{\text{derm}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6}$$

(15)

$$ILCR_{\text{ing}} = \frac{TEQ \times CSF_{\text{ing}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{\text{ing}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6}$$

(16)

$$ILCR = ILCR_{\text{inh}} + ILCR_{\text{derm}} + ILCR_{\text{ing}}$$

(17)

其中, $ILCR_{\text{inh}}$ 为吸入暴露的终身癌症风险增量; $ILCR_{\text{derm}}$ 为皮肤暴露的终身癌症风险增量; $ILCR_{\text{ing}}$ 为口腔摄入暴露的终身癌症风险增量; CSF_{ing} 是摄入暴露的致癌斜率因子, 值为 $7.3 \text{ (kg} \cdot \text{d)} \cdot \text{mg}^{-1}$ [11, 30]; IR_{ing} 是摄入率, 成人摄入率为 $100 \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$, 儿童摄入率为 $200 \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ [11, 30]; PEF 为颗粒物排放因子, 成人 为 $1.36 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$, 儿童为 $1.36 \times 10^{10} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ [11, 30]; AF 为皮肤粘附因子, 成人取 $0.07 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$, 儿童取 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ [11, 30]; ABS 为皮肤吸附分数, 值为 0.13 [11, 30].

1.3.2 室内灰尘源

人类一天约有 80% 的时间处于室内环境中, 吸附在室内灰尘上的 PACs 多为高环 PACs, 其主要来源是室内外燃煤、室内烹饪、吸烟以及室外交通排放 [51–52]. 对于室内灰尘源中 PACs 对人体的健康风险, 其评价方法与室外灰尘源的评价方法相同 [51, 53].

1.3.3 模型探讨

(1) 不确定性分析

采样不确定性. 对于室内灰尘来说, 室内采样点位置的不同可能会造成研究结果的偏差. 例如, 如果在室内通风较好或是人群活动较多的地方采样, 则样品多是新灰尘; 如果在角落或是地毯等地方进行采集, 则样品多为沉积较久的灰尘. 相比于沉积较久的灰尘, 新灰尘受到偶然因素的影响较大, 而沉积灰尘更能反应长期暴露情况.

季节不确定性. 皮肤接触是人体在灰尘源中的主要暴露途径之一, 对于人体皮肤来说, 由于不同季节的温度差异, 会导致皮肤毛孔的张合度不同, 从而可能会使得污染物通过毛孔进入人体的量有所差异; 同时不同季节穿衣厚度不同, 夏季穿衣少导致皮肤暴露面积大, 冬季穿衣多, 皮肤暴露面积小, 但目前的评价方法中并没有考虑到此方面的内容.

(2) 不同暴露途径对人体的健康影响

对于灰尘源的 3 种暴露途径, 研究显示在室外灰尘源中皮肤接触和摄入是对人体健康造成影响的主要暴露方式, 其风险比呼吸暴露高出 4 个数量级以上 [51, 54–55]. 已有研究结果(表 3)表明, 对于成人来说, 摄入和皮肤接触的风险数量级相当, 但是皮肤接触的暴露风险稍高于摄入, 而对于儿童来说, 口腔摄入和皮肤接触的风险更为接近, 这是合理的, 因为他们的手对嘴活动较多, 所以比成人更容易通过口腔摄入受污染的灰尘 [51, 54–55].

表 3 灰尘源中人体健康风险状况

Table 3 Human health risk due to exposure to dust

灰尘源 Dust sources	日期 Date	化合物 Compounds	皮肤接触 Dermal	吸入 Inhalation	摄入 Ingestion	健康风险 Health risk	参考文献 References
室外(儿童)	2010.08	16PAHs	2.58×10^{-7} — 3.58×10^{-6}	3.61×10^{-12} — 5.56×10^{-11}	1.86×10^{-7} — 1.07×10^{-6}	潜在风险	[54]
室外(成人)	2010.08	16PAHs	2.58×10^{-7} — 3.98×10^{-6}	1.13×10^{-11} — 1.74×10^{-10}	1.45×10^{-7} — 2.24×10^{-6}	潜在风险	[54]
室外(儿童)		16PAHs	2.2×10^{-6} — 2.1×10^{-4}	6.7×10^{-12} — 6.6×10^{-10}	1.7×10^{-6} — 1.07×10^{-5}	潜在风险	[55]
室外(成人)		16PAHs	6.1×10^{-6} — 6.1×10^{-4}	2.7×10^{-10} — 2.6×10^{-8}	3.4×10^{-6} — 3.4×10^{-4}	潜在风险	[55]
室内(儿童)	2012.03—2012.12	16PAHs	1.3×10^{-6}	2.01×10^{-11}	1.04×10^{-6}	潜在风险	[51]
室内(成人)	2012.03—2012.12	16PAHs	2.8×10^{-6}	1.22×10^{-10}	1.57×10^{-6}	潜在风险	[51]

从模型的角度对比灰尘源中 PACs 不同暴露途径的终身癌症风险增量, 结果如图 4 所示. 从图 4 可看出, 皮肤暴露和口腔摄入的终身癌症风险增量远高于呼吸暴露, 说明皮肤接触和口腔摄入是灰尘源

PACs 的主要暴露方式, 对于成人来说其风险比呼吸暴露高出 4 个数量级, 而对于儿童来说其风险比呼吸暴露高出 5 个数量级. 随着 TEQ 值的升高, 不同暴露途径的终身癌症风险值不断增大, 健康风险不断增加, 皮肤暴露终身癌症风险增速>口腔摄入终身癌症风险增速>呼吸暴露终身癌症风险增速, 说明当灰尘中 PACs 的毒性当量浓度不断增加时, 皮肤暴露对人体健康造的危害相对更显著.

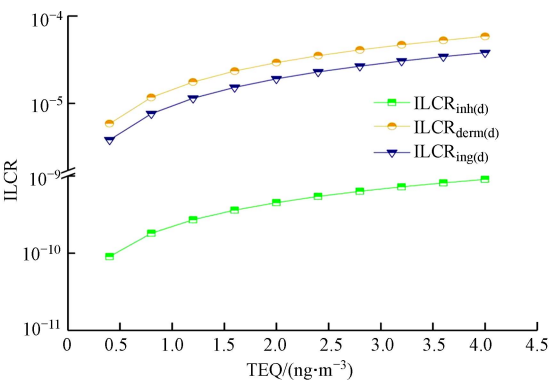


图 4 灰尘源通过呼吸($ILCR_{inh(d)}$)、皮肤($ILCR_{derm(d)}$)、口腔摄入($ILCR_{ing(d)}$)暴露途径的终身癌症风险增量
Fig.4 Incremental lifetime cancer risk from inhalation ($ILCR_{inh(d)}$), dermal ($ILCR_{derm(d)}$) and ingestion($ILCR_{ing(d)}$) in dust

(3)大气与灰尘暴露健康风险对比

在具有相同 TEQ 值的情况下, 大气与灰尘暴露的终身癌症风险增量随 TEQ 值的变化如图 5 所示. 从图 5 可看出, 对于皮肤暴露来说, 皮肤接触大气颗粒态 PACs 所造成的终身癌症风险增量低于气态和灰尘源 3 个数量级, 说明皮肤接触暴露中对人体健康造成危害的主要是存在于气态和灰尘源的 PACs. 随着 TEQ 浓度的增加, 气态 PACs 造成的终身癌症风险增量的增速高于灰尘源, 说明随着污染程度的升高, 皮肤接触气态中 PACs 对人体健康造成的危害较颗粒态及灰尘源 PACs 越来越显著. 对于呼吸暴露来说, 吸入存在于灰尘中的 PACs 所造成的终身癌症风险增量值明显低于大气气态或颗粒态, 且低了 3 个数量级以上, 说明呼吸暴露中对人体健康造成危害的主要是大气中的 PACs. 综合考虑各种暴露途径, 对比 3 种存在形态的 PACs 发现, 气态 PACs 造成的终身癌症风险增量与灰尘源 PACs 基本相同, 且显著高于颗粒态中 PACs 造成的终身癌症风险增量, 说明气态与灰尘源 PACs 是造成人体健康危害的主要来源. 随着 TEQ 浓度的增加, 气态 PACs 造成的终身癌症风险增量的增速高于灰尘源, 说明随着污染程度的升高气态 PACs 对人体健康的影响相比另两个形态的 PACs 更加显著.

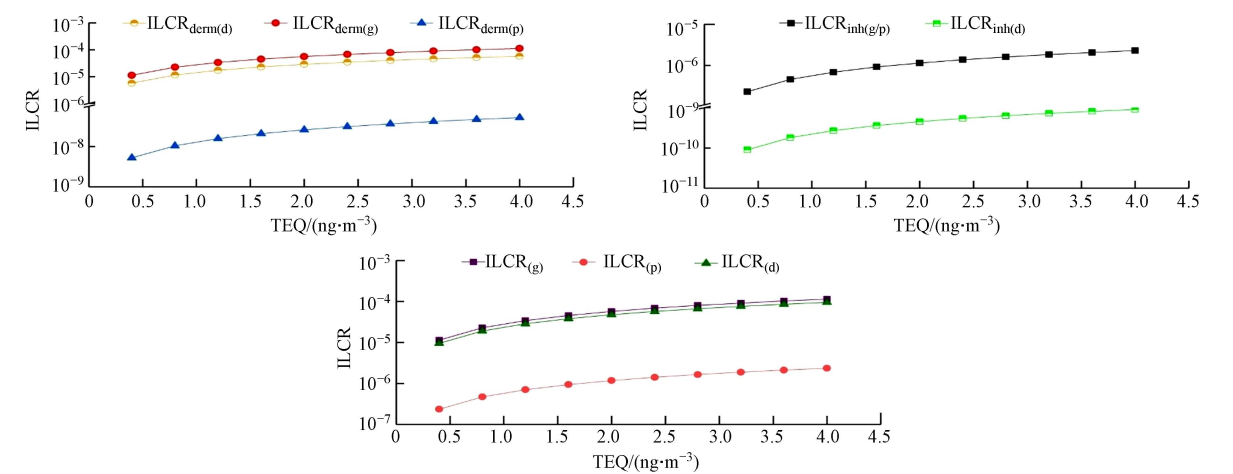


图 5 不同源 PACs 的终身癌症风险增量
($ILCR_{(d)}$:暴露于灰尘源 PACs 的终身癌症风险增量, $ILCR_{(g)}$:暴露于气态中 PACs 的终身癌症风险增量, $ILCR_{(p)}$:暴露于颗粒态中 PACs 的终身癌症风险增量)

Fig.5 ILCR of PACs from different sources
($ILCR_{(d)}$: incremental lifetime cancer risk of PACs from dust, $ILCR_{(g)}$: incremental lifetime cancer risk of PACs from gas, $ILCR_{(p)}$: incremental lifetime cancer risk of PACs from particulate)

2 国内大气 PACs 人体暴露健康风险(Health risks of human exposure to domestic atmospheric PACs)

2.1 典型城区

2.1.1 城区室外人体健康风险状况

国内评价城区室外多环芳香类物质对人体的健康影响时,常采用 ECR、ILCR 和 LL 的评价方法.采用终身致癌超额危险度 ECR 进行评价的城市(广州、西安、西宁、绵阳)大气中 PACs 的 ECR 值范围在 1.55×10^{-5} 至 1.45×10^{-3} 之间^[16, 22, 56-57],全都高于美国环境署规定的 1×10^{-6} 这一可接受范围,可能造成重大的健康风险,其中西安市的 ECR 值 1.45×10^{-3} 是世界上报告的最高 ECR 值之一^[10, 16, 19, 21-22, 56-59].采用终身癌症风险增量 ILCR 进行评价的城市(郑州、南京、太原、金华、泉州、重庆、济南、北京、成都、锦州、天津、青岛、唐山、合肥、长春)大气中 PACs 的 ILCR 值范围在 1.1×10^{-8} 至 1.70×10^{-4} ^[26, 60-70],处于可接受的风险水平与具有显著的健康风险水平之间,超标概率在 40% 左右.采用因致癌而导致的预期寿命损失 LL 进行评价的城市(乌鲁木齐、自贡、石家庄、武汉、哈尔滨、广州、淄博、西宁)大气中 PACs 的 LL 值范围在 0.12 min 至 333.54 min^[71-77],处于可接受的风险水平与具有显著的健康风险水平之间,如表 4 可见.总体而言,我国典型城区室外 PACs 对人体的健康风险整体较高,其风险水平比一些发达国家高,如法国夏蒙尼及莫里安河谷地区的 ECR 值为 1×10^{-7} 左右(风险可接受)^[58];西班牙萨拉戈萨的 ECR 值为 2.5×10^{-5} (具有潜在风险)^[59].

表 4 国内典型城市人体健康风险状况

Table 4 Human health risk from atmospheric PACs in typical cities in China

城市(省份) City(Province)	日期 Date	化合物 Compounds	来源 Source	方法 Method	数值 Value	健康风险 Health risk	参考文献 References
广州(广东)	2012.06—2013.05	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ECR	5.98×10^{-4}	重大风险	[16]
西安(陕西)	2008.07—2009.08	17PAHs、3NPAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ECR	1.45×10^{-3}	重大风险	[22]
西宁(青海)	2019.01—2019.12	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ECR	$(2.58-3.72)\times 10^{-4}$	重大风险	[56]
绵阳(四川)	2021.09—2021.12	16PAHs	气相	ECR	1.55×10^{-5}	潜在风险	[57]
郑州(河南)	2017.01	15PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	9.56×10^{-7}	可接受	[26]
南京(江苏)	2016.09、2016.12	16PAHs	颗粒物(PM ₁₀)	ILCR	$(5.17-5.58)\times 10^{-5}$	潜在风险	[60]
太原(山西)	2019.12—2020.01	16PAHs	颗粒物	ILCR	$(3.28-8.85)\times 10^{-6}$	潜在风险	[61]
金华(浙江)	2013.12—2014.01	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$(4.29-8.25)\times 10^{-6}$	潜在风险	[62]
泉州(福建)	2016.03—2016.10	8PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$(0.7-1.4)\times 10^{-7}$	可接受	[63]
重庆	2015.04—2015.05、2015.07、 2015.10—2015.12、2016.01	24PAHs、6OPAHs、 11NPAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$3.79\times 10^{-7}-1.06\times 10^{-4}$	可接受- 风险显著	[64]
济南(山东)	2016.03、2016.06、 2016.09、2016.12	6NPAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$(4.80-6.46)\times 10^{-7}$	可接受	[65]
北京	2019.11—2019.12	16PAHs、3OPAHs、 8NPAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$(8.39-9.59)\times 10^{-7}$	可接受	[66]
成都(四川)	2019.11—2019.12	16PAHs、3OPAHs、 8NPAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$(5.57-6.37)\times 10^{-7}$	可接受	[66]
锦州(辽宁)	2015.05—2016.04	6NPAHs	颗粒物(PM ₁₀)	ILCR	$(3.9-4.8)\times 10^{-8}$	可接受	[67]
天津	2015.05—2016.04	6NPAHs	颗粒物(PM ₁₀)	ILCR	$(3.1-3.9)\times 10^{-8}$	可接受	[67]
青岛(山东)	2015.05—2016.04	6NPAHs	颗粒物(PM ₁₀)	ILCR	$(1.1-1.4)\times 10^{-8}$	可接受	[67]
唐山(河北)	2014.10—2014.12	18PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$5.81\times 10^{-7}-1.70\times 10^{-4}$	可接受- 风险显著	[68]
合肥(安徽)	2019.03—2019.12	16PAHs	颗粒物、气相	ILCR	$1.23\times 10^{-8}-1.99\times 10^{-7}$	可接受	[69]
长春(吉林)	2020.09—2021.04	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	ILCR	$1.84\times 10^{-6}-2.43\times 10^{-5}$	潜在风险	[70]
石家庄(河北)	2018.01—2018.12	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	310.8 min	风险显著	[71]
武汉(湖北)	2009.06、2009.12	8PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	333.54 min	风险显著	[72]
哈尔滨(黑龙江)	2009.06、2009.12	8PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	108.54 min	风险显著	[72]
乌鲁木齐(新疆)	2019.05—2019.12	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	(0.12—2.78)min	可接受	[73]
自贡(四川)	2017.01—2017.12	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	(6.71—10.19)min	可接受	[74]

续表 4

城市(省份) City(Province)	日期 Date	化合物 Compounds	来源 Source	方法 Method	数值 Value	健康风险 Health risk	参考文献 References
广州(广东)	2018.01—2018.12	8PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	(10.4—27.8)min	可接受	[75]
淄博(山东)	2019.01—2019.12	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	(72.6—87.6)min	潜在风险	[76]
西宁(青海)	2020.11—2021.03	16PAHs	颗粒物(PM _{2.5})	LL	(26.6—203.3)min	可接受- 风险显著	[77]

国内城市的健康风险评价监测的物质大多为 16 种优先控制 PAHs, 对其衍生物的监测研究较少, 可能会大大低估 PACs 对人体造成的危害; 现在研究多集中于附着在颗粒物上的 PACs, 对气态中存在的 PACs 研究较少; 对呼吸暴露研究较多而忽略了皮肤暴露. 但是, 气态 PACs 的皮肤暴露途径不可忽略, 甚至高于呼吸暴露, 因此, 国内城区大气中 PACs 的人体健康风险可能被大大低估.

2.1.2 城区室内人体健康风险状况

目前针对室内 PACs 对人体的健康影响评价研究较少, Wang 等^[78] 研究显示, 在西安某中学的室内环境中其 ECR 值为 5.44×10^{-5} , 存在潜在的健康风险. Lu 等^[79] 研究显示, 在杭州公共场所室内环境中其 ECR 值为 0.6×10^{-3} 至 2.4×10^{-3} 之间, 存在显著的健康风险, 且结果表明 2 环至 4 环 PACs 多来源于室内源, 而 5 环至 6 环 PACs 主要来自于室外输送, 室内空气 PACs 浓度与室外环境呈正相关. 室内环境通常存在装修装饰, 且室内扩散条件较差; 同时室内环境因场所或场地用途不同, 易受人为活动及室外空气影响. 总体来说, 我国城区室内环境中 PACs 浓度较国外多数地区高^[79-81], 伴随而来的人体健康风险也更高.

2.2 特殊源排放

2.2.1 烧烤源

烧烤已成为越来越多人喜爱的户外活动, 其燃料来源多为木炭, 燃烧时会产生大量含有 PACs 的烟气, 可通过吸入、摄入以及皮肤接触进入人体, 用 ILCR 值对其人体健康风险进行评价, 公式见 (18—21)^[82-83].

$$DID_g = \sum (C_{g,i} \times TEF_i) \times IR$$

(18)

$$DID_p = \sum (C_{p,i} \times TEF_i) \times IR$$

(19)

$$DID_f = \sum (C_{f,i} \times TEF_i) \times IR_f$$

(20)

$$ILCR = \sum \frac{(DID_i + DAD_i) \times CSF_i \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

(21)

其中, $C_{g,i}$ 、 $C_{p,i}$ 、 $C_{f,i}$ 分别与气态、颗粒态及食物结合的 PACs 浓度 ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$); IR_f 是每日膳食摄入量 ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$), 儿童为 $70\text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$, 成人为 $100\text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[82-83]; 其余参数如表 2 所示.

对烧烤源来说, 研究显示^[83] 通过摄入的人体健康风险在 10^{-7} 至 10^{-5} 之间; 通过吸入和皮肤接触造成的人体健康风险在 10^{-9} 至 10^{-5} 之间, 其数值相差较大的原因是距离烧烤位置的距离不同, 距离越近则风险越大; 总体而言烧烤源对人体存在着潜在的健康风险, 且摄入是造成人体健康风险的主要途径.

2.2.2 香烟源

吸烟是造成室内空气污染的主要因素, 会产生大量细颗粒物和有毒有害化合物如 PACs, 且多为 4 环的 PACs, 在停止吸烟后很长时间内, 灰尘和空气中可能仍会存在 PACs^[84]. 在评价烟草烟雾对人体的健康风险时, 通常只考虑呼吸暴露, 采用终身致癌超额危险度 ECR 对其进行评价^[85].

Castro 等^[85] 研究指出对于香烟源来说, 其呼吸暴露的 ECR 值为 4.1×10^{-3} , 其风险是不吸烟家庭的 2 倍至 3 倍, 且高出健康指导水平的 400 倍, 这说明香烟源对人体健康的影响是十分显著的.

2.2.3 烟花源

烟花燃放主要增加的是大气中 5—6 环的 PACs^[86], 且多集中于节假日, 在造成空气污染的同时, 会增加人类健康风险. 对于烟花源来说, 可使用终身癌症风险增量 ILCR 进行人体健康风险评价^[86-87].

Zhang 等^[87] 对山东省春节燃放烟花期间的人体健康风险进行了评估, 研究显示呼吸暴露大气中

PACs 引起的 ILCR 值在 10^{-6} 至 10^{-5} 之间, 存在潜在的健康风险, 且成人受到的风险高于儿童. Pongpiachan 等^[86] 对泰国曼谷水灯节燃放烟花期间大气 PACs 引起的人体健康风险进行了评估, 研究显示其总 ILCR 值在 10^{-8} 左右. 其中, 呼吸暴露造成的健康风险很小, 仅为 10^{-15} 至 10^{-13} , 摄入与皮肤接触所造成的健康风险相当, 且是主要的暴露方式, 其 ILCR 值比呼吸暴露高出 5 至 6 个数量级.

3 结论(Conclusion)

1) 在进行人体健康风险评价时, 采用终身致癌超额危险度 ECR 比较便捷, 但其只能评价大气呼吸暴露风险, 且没有考虑个体差异, 所以准确度相对较低; 采用终身致癌风险增量 ILCR 可对不同年龄段人群的暴露风险进行评价, 同时还能对不同暴露方式分别评价, 提高了评价的准确度; 采用预期寿命损失 LL 可预估因大气呼吸暴露致癌而减少的寿命, 此方法可视为 ILCR 的延伸, 但只有少数研究使用. 总体而言, 终身致癌风险增量 ILCR 能够评价各种暴露条件下的健康风险, 是目前运用最为普遍的方法, 不论从评价准确性或是认可程度而言, 此方法应该是评价时最合理的选择. 但该方法在参数的选择上要尽量选择贴近样本的指南所提供的参数, 另外, 部分参数还需要更多的研究确定其值, 降低不确定性. 此外, 可以采用概率风险评估, 反应更真实的健康风险分布, 为环境管理提供更多依据.

2) 对于大气 PACs 的致癌风险, 气态 PACs 的皮肤接触是最主要的暴露途径; 对于灰尘源, 皮肤接触暴露的致癌风险也高于呼吸及口腔摄入. 然而, 目前研究多忽略大气气相而集中于颗粒相, 对皮肤暴露途径的重视也有所欠缺, 可能导致致癌风险的极大低估.

3) 总体而言, 我国城市大气 PACs 暴露健康风险较高. 目前对人体健康风险进行评价的研究中, 评价物质多为 16 种优先控制 PAHs, 忽略了其他种类的 PAHs 及其衍生物. 然而, 已有部分研究证实了这些 PACs 对人体健康的重要影响. 因此, 应进一步进行 PAH 衍生物的毒理监测, 提高健康风险评价的准确性.

参考文献(References)

- [1] QIAO M, QI W X, LIU H J, et al. Oxygenated, nitrated, methyl and parent polycyclic aromatic hydrocarbons in rivers of Haihe River System, China: Occurrence, possible formation, and source and fate in a water-shortage area[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 481: 178-185.
- [2] JOHN L D, WILLIAM F B J, Arthur L L, et al. Human cell mutagenicity of oxygenated, nitrated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons associated with urban aerosols[J]. *Mutation Research*, 1996, 371(3-4): 123-157.
- [3] UMBUZEIRO G A, FRANCO A, MARTINS M H, et al. Mutagenicity and DNA adduct formation of PAH, nitro-PAH, and oxy-PAH fractions of atmospheric particulate matter from São Paulo, Brazil[J]. *Mutation Research*, 2008, 652(1): 72-80.
- [4] VERMA V, WANG Y, EL-AFIFI R, et al. Fractionating ambient humic-like substances (HULIS) for their reactive oxygen species activity—Assessing the importance of quinones and atmospheric aging[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 120: 351-359.
- [5] LI N, SIOUTAS C, CHO A, et al. Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2003, 111(4): 455-460.
- [6] KOJIMA Y, INAZU K, HISAMATSU Y, et al. Influence of secondary formation on atmospheric occurrences of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(24): 2873-2880.
- [7] 夏文迪. 多环芳烃(PAHs) 人体内暴露剂量与致癌风险研究[D]. 长沙: 中南大学, 2014.
XIA W D. Internal exposure dose and cancer risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in human body[D]. Changsha: Central South University, 2014 (in Chinese).
- [8] GUNGORMUS E, TUNCEL S, HAKAN TECER L, et al. Inhalation and dermal exposure to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons and associated carcinogenic risks in a relatively small city[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 108: 106-113.
- [9] TSAI P J, SHIH T S, CHEN H L, et al. Assessing and predicting the exposures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their carcinogenic potencies from vehicle engine exhausts to highway toll station workers[J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(2): 333-343.
- [10] ALBINET A, LEOZ-GARZIANDIA E, BUDZINSK H, et al. Nitrated and oxygenated derivatives of polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air of two French alpine valleys Part 1: Concentrations, sources and gas/particle partitioning[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(1): 43-54.
- [11] GBEDDY G, EGODAWATTA P, GOONETILLEKE A, et al. Application of quantitative structure-activity relationship (QSAR) model in comprehensive human health risk assessment of PAHs, and alkyl-, nitro-, carbonyl-, and hydroxyl-PAHs laden in urban road dust[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 383: 121154.

- [12] MA Y Q, CHENG Y B, QIU X H, et al. A quantitative assessment of source contributions to fine particulate matter (PM_{2.5})-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their nitrated and hydroxylated derivatives in Hong Kong[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219: 742-749.
- [13] MUELLER A, ULRICH N, HOLLMANN J, et al. Characterization of a multianalyte GC-MS/MS procedure for detecting and quantifying polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and PAH derivatives from air particulate matter for an improved risk assessment[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 255: 112967.
- [14] WEI C, BANDOWE B A M, HAN Y M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their derivatives (alkyl-PAHs, oxygenated-PAHs, nitrated-PAHs and azaarenes) in urban road dusts from Xi'an, Central China[J]. *Chemosphere*, 2015, 134: 512-520.
- [15] WEI C, HAN Y M, BANDOWE B A M, et al. Occurrence, gas/particle partitioning and carcinogenic risk of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygen and nitrogen containing derivatives in Xi'an, central China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 814-822.
- [16] LIU J J, MAN R L, MA S X, et al. Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to PM_{2.5} in Guangzhou, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 100(1): 134-143.
- [17] YANG L, ZHANG H, ZHANG X, et al. Exposure to atmospheric particulate matter-bound polycyclic aromatic hydrocarbons and their health effects: A review[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(4): 2177.
- [18] KELLY J M, IVATT P D, EVANS M J, et al. Global cancer risk from unregulated polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *GeoHealth*, 2021, 5(9): e2021GH000401.
- [19] AGUDELO-CASTAÑEDA D M, TEIXEIRA E C, SCHNEIDER I L, et al. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{1.0} of urban environments: Carcinogenic and mutagenic respiratory health risk by age groups[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 224: 158-170.
- [20] ZHANG J, WANG P, LI J Y, et al. Estimating population exposure to ambient polycyclic aromatic hydrocarbon in the United States - Part II: Source apportionment and cancer risk assessment[J]. *Environment International*, 2016, 97: 163-170.
- [21] ALVES C A, VICENTE A M, CUSTÓDIO D, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives (nitro-PAHs, oxygenated PAHs, and azaarenes) in PM_{2.5} from Southern European cities[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 595: 494-504.
- [22] BANDOWE B A M, MEUSEL H, HUANG R J, et al. PM_{2.5}-bound oxygenated PAHs, nitro-PAHs and parent-PAHs from the atmosphere of a Chinese megacity: Seasonal variation, sources and cancer risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 473/474: 77-87.
- [23] WEI C, BANDOWE B A M, HAN Y M, et al. Polycyclic aromatic compounds (PAHs, oxygenated PAHs, nitrated PAHs, and azaarenes) in air from four climate zones of China: Occurrence, gas/particle partitioning, and health risks[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 786: 147234.
- [24] 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.
- [25] TIAN M, LIANG B, ZHANG L M, et al. Measurement of size-segregated airborne particulate bound polycyclic aromatic compounds and assessment of their human health impacts - A case study in a megacity of southwest China[J]. *Chemosphere*, 2021, 284: 131339.
- [26] CAO Z G, WANG M M, SHI S Y, et al. Size-distribution-based assessment of human inhalation and dermal exposure to airborne parent, oxygenated and chlorinated PAHs during a regional heavy haze episode[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114661.
- [27] CHEN S C, LIAO C M. Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 366(1): 112-123.
- [28] BAIR W J. The ICRP human respiratory tract model for radiological protection[J]. *Radiation Protection Dosimetry*, 1995, 60(4): 307-310.
- [29] 张俊美. 山东典型地区 PM_{2.5} 中无机元素、多环芳烃及其衍生物污染特征和氧化潜势 [D]. 济南: 山东大学, 2019.
- ZHANG J M. The pollution characteristics of inorganic elements, polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives, and oxidative potential of PM_{2.5} in Shandong Province [D]. Jinan: Shandong University, 2019 (in Chinese).
- [30] MA Y K, LIU A, EGODAWATTA P, et al. Quantitative assessment of human health risk posed by polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 895-904.
- [31] 郑乐宜. 上海某区空气中多环芳烃与人体健康的相关性 [J]. 环境与发展, 2018, 30(12): 176-177.
- ZHENG L Y. Correlation between polycyclic aromatic hydrocarbons in air and human health in a certain area of Shanghai[J]. *Environment and Development*, 2018, 30(12): 176-2177(in Chinese).
- [32] 段小丽. 中国人群暴露参数手册概要-儿童卷 [M]. 北京: 中国环境出版社, 2016.
- DUAN X L. Highlights of the Chinese exposure factors handbook [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2016(in Chinese).
- [33] 赵秀阁, 段小丽. 中国人群暴露参数手册 (成人卷) 概要 [M]. 北京: 中国环境出版社, 2014.
- ZHAO X G, DUAN X L. Highlights of the Chinese exposure factors handbook(adults)[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014(in Chinese).

- [34] 李娜. 海口与长治 PM_{2.5} 中有害化学成分的季节变化与人群健康风险评估 [D]. 海口: 海南医学院, 2020.
LI N. Seasonal changes of harmful chemical components in PM_{2.5} and population health risk assessment in Haikou and Changzhi [D]. Haikou: Hainan medical university, 2020 (in Chinese).
- [35] BAI Z P, HU Y D, YU H, et al. Quantitative health risk assessment of inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons on citizens in Tianjin, China [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 83(2): 151-154.
- [36] 董喆, 姜楠, 王佳, 等. 郑州市大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征及健康风险评价 [J]. 郑州大学学报 (理学版), 2020, 52(2): 108-113.
DONG Z, JIANG N, WANG J, et al. Pollution characterization and health risk assessment of PM_{2.5}-bound PAHs in ambient air in Zhengzhou [J]. *Journal of Zhengzhou University (Natural Science Edition)*, 2020, 52(2): 108-113 (in Chinese).
- [37] 焦海涛, 孙湛, 刘仲, 等. 济南市社区大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征及健康风险评价 [J]. 环境与健康杂志, 2016, 33(5): 425-428.
JIAO H T, SUN Z, LIU Z, et al. Pollution characterization and health risk assessment of PAHs in PM_{2.5} in Ji'nan [J]. *Journal of Environment and Health*, 2016, 33(5): 425-428 (in Chinese).
- [38] 马丽新. 哈尔滨大气细颗粒物中 PAHs 及其衍生物污染特性与风险研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
MA L X. Pollution characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon and its derivatives in atmospheric fine particulate matter from Harbin [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019 (in Chinese).
- [39] ZHANG X, YANG L, ZHANG H, et al. Assessing approaches of human inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A review [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(6): 3124.
- [40] HUANG Z Y, WU C C, BAO L J, et al. Characteristics and potential health risk of rural Tibetans' exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons during summer period [J]. *Environment International*, 2018, 118: 70-77.
- [41] 王喆, 刘少卿, 陈晓民, 等. 健康风险评价中中国人皮肤暴露面积的估算 [J]. 安全与环境学报, 2008, 8(4): 152-156.
WANG Z, LIU S Q, CHEN X M, et al. Estimates of the exposed dermal surface area of Chinese in view of human health risk assessment [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2008, 8(4): 152-156 (in Chinese).
- [42] WESCHLER C J, NAZAROFF W W. Dermal uptake of organic vapors commonly found in indoor air [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(2): 1230-1237.
- [43] NISBET I C T, LAGOY P K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 1992, 16(3): 290-300.
- [44] MALCOLM H M, DOBSON S. The calculation of an environmental assessment level (EAL) for atmospheric PAHs using relative potencies [M]. London, UK: Department of the Environment, 1994.
- [45] BOSTRÖM C, GERDE P, HANBERG A. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2002, 110(3): 451-488.
- [46] KENTEL E, ARAL M M. 2D Monte Carlo versus 2D Fuzzy Monte Carlo health risk assessment [J]. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2005, 19(1): 86-96.
- [47] WANG Y H, HU L F, LU G H. Health risk analysis of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in big cities of China [J]. *Ecotoxicology*, 2014, 23(4): 584-588.
- [48] ZHOU B, ZHAO B. Analysis of intervention strategies for inhalation exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and associated lung cancer risk based on a Monte Carlo population exposure assessment model [J]. *PLoS One*, 2014, 9(1): e85676.
- [49] 王娟, 郭观林, 秦宁, 等. 某工业城市大气颗粒物中 PAHs 的粒径分布及人体呼吸系统暴露评估 [J]. 环境科学, 2019, 40(10): 4345-4354.
WANG J, GUO G L, QIN N, et al. Size distribution characteristics and inhalation exposure of particle-bound PAHs in an industrial city [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(10): 4345-4354 (in Chinese).
- [50] ZHU Y X, LIANG B, XIA W W, et al. Assessing potential risks of aquatic polycyclic aromatic compounds via multiple approaches: A case study in Jialing and Yangtze Rivers in downtown Chongqing, China [J]. *Environmental Pollution*, 2022, 294: 118620.
- [51] CAO Z G, WANG M M, CHEN Q Y, et al. Spatial, seasonal and particle size dependent variations of PAH contamination in indoor dust and the corresponding human health risk [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 653: 423-430.
- [52] QI H, LI W L, ZHU N Z, et al. Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 491/492: 100-107.
- [53] ALI N. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor air and dust samples of different Saudi microenvironments; health and carcinogenic risk assessment for the general population [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 696: 133995.
- [54] WANG W, HUANG M J, KANG Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(21): 4519-4527.
- [55] BANDOYE B A M, NKANSAH M A. Occurrence, distribution and health risk from polycyclic aromatic compounds (PAHs, oxygenated-PAHs and azaarenes) in street dust from a major West African Metropolis [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 553:

439-449.

- [56] 吉秀亮, 杨君胜, 谢晓媛, 等. 2019 年西宁市城区 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征及健康风险评价 [J]. 现代预防医学, 2020, 47(22): 4056-4059,4067.
- JI X L, YANG J S, XIE X Y, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons of PM_{2.5} in Xining in 2019[J]. Modern Preventive Medicine, 2020, 47(22): 4056-4059,4067(in Chinese).
- [57] 陈山雨, 董发勤, 霍婷婷, 等. 四川绵阳大气多环芳烃垂直分布特征及健康风险评价 [J]. 环境污染与防治, 2023, 45(6): 822-828,836.
- CHEN S Y, DONG F Q, HUO T T, et al. Vertical distribution characteristics and health risk assessment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Mianyang, Sichuan Province[J]. Environmental Pollution & Control, 2023, 45(6): 822-828,836(in Chinese).
- [58] ALBINET A, LEOZ-GARZANDIA E, BUDZINSKI H, et al. Nitrated and oxygenated derivatives of polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air of two French alpine valleys Part 2: Particle size distribution[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(1): 55-64.
- [59] CALLÉN M S, ITURMENDI A, LÓPEZ J M. Source apportionment of atmospheric PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons by a PMF receptor model. Assessment of potential risk for human health[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 195: 167-177.
- [60] 吉贵祥, 顾杰, 郭敏, 等. 南京市典型地区大气多环芳烃污染特征及健康风险评价 [J]. 环境监控与预警, 2021, 13(5): 87-92.
- JI G X, GU J, GUO M, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of atmospheric PAHs in typical areas in Nanjing city[J]. Environmental Monitoring and Forewarning, 2021, 13(5): 87-92(in Chinese).
- [61] 康敏捷, 樊文华, 武智晖, 等. 太原市冬季大气颗粒物中多环芳烃分布特征及健康风险评价研究 [J]. 环境科学与管理, 2021, 46(5): 180-184.
- KANG M J, FAN W H, WU Z H, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particulates in Taiyuan in winter[J]. Environmental Science and Management, 2021, 46(5): 180-184(in Chinese).
- [62] 刘聪聪, 杨新亚, 宋睿, 等. 金华市冬季大气颗粒物 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染现状及健康风险评价 [J]. 科学通报, 2017, 62(12): 1285-1291.
- LIU C C, YANG X Y, SONG R, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric fine particulates PM_{2.5} in Jinhua City[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2017, 62(12): 1285-1291(in Chinese).
- [63] 陈璋璋. 泉州市大气 PM_{2.5} 中 PAHs 的污染特征、来源及其健康风险评价 [J]. 地球与环境, 2019, 47(03): 275-282.
- CHEN Z Q. Characteristics, source and health risk assessment of PM_{2.5}-bound PAHs in Quanzhou city, Fujian[J]. Earth and Environment, 2019, 47(03): 275-282(in Chinese).
- [64] HAO W W, GAO B, LIANG B, et al. Distinct seasonal variability of source-dependent health risks from PM_{2.5}-bound PAHs and related derivatives in a megacity, southwest China: Implications for the significance of secondary formation[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 885: 163742.
- [65] LI J S, YANG L X, GAO Y, et al. Seasonal variations of NPAHs and OPAHs in PM_{2.5} at heavily polluted urban and suburban sites in North China: Concentrations, molecular compositions, cancer risk assessments and sources[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 178: 58-65.
- [66] SUN J, SHEN Z X, ZHANG T, et al. A comprehensive evaluation of PM_{2.5}-bound PAHs and their derivative in winter from six megacities in China: Insight the source-dependent health risk and secondary reactions[J]. *Environment International*, 2022, 165: 107344.
- [67] CHEN L Y, LIU W J, TAO S, et al. Spatiotemporal variations and source identification of atmospheric nitrated and oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal cities of the Bohai and Yellow Seas in Northern China[J]. *Chemosphere*, 2021, 279: 130565.
- [68] FANG B, ZHANG L, ZENG H, et al. PM_{2.5}-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.
- [69] 夏琳琳, 王建兵, 黄颖珊, 等. 基于 PAF 和 ICLR 模型的大气多环芳烃人体暴露肺癌风险评价: 以合肥市为例 [J]. 环境化学, 2024, 43(3): 856-863.
- XIA L L, WANG J B, HUANG Y S, et al. Lung cancer risk assessment of the exposure to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons based on population attributable fraction and incremental lifetime cancer risk models: A case study in Hefei[J]. *Environmental Chemistry*, 2024, 43(3): 856-863(in Chinese).
- [70] 赵东洋, 安淼, 刘宝林, 等. 长春大气细颗粒物中多环芳烃的季节变化及健康风险评价 [J]. 环境污染与防治, 2024, 46(2): 226-232.
- ZHAO D Y, AN M, LIU B L, et al. Seasonal variation and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric fine particulate matter in Changchun[J]. Environmental Pollution & Control, 2024, 46(2): 226-232(in Chinese).
- [71] 张荣芝, 史密伟, 王云霞, 等. 石家庄市大气细颗粒物中多环芳烃呼吸暴露健康风险评估 [J]. 甘肃科技, 2021, 37(21): 21-25.
- ZHANG R Z, SHI M W, WANG Y X, et al. Health risk assessment of respiratory exposure of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric fine particles in Shijiazhuang city[J]. Gansu Science and Technology, 2021, 37(21): 21-25(in Chinese).

- [72] 金银龙, 李永红, 常君瑞, 等. 我国五城市大气多环芳烃污染水平及健康风险评估 [J]. 环境与健康杂志, 2011, 28(9): 758-761. JIN Y L, LI Y H, CHANG J R, et al. Atmospheric PAHs levels and health risk assessment in five cities of China[J]. Journal of Environment and Health, 2011, 28(9): 758-761(in Chinese).
- [73] 彭小武, 祁倩倩, 吴智慧, 等. 乌鲁木齐市大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的健康风险评估 [J]. 新疆环境保护, 2021, 43(3): 10-16. PENG X W, QI Q Q, WU Z H, et al. Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in PM_{2.5} in Urumqi[J]. Environmental Protection of Xinjiang, 2021, 43(3): 10-16(in Chinese).
- [74] 黄季维, 范正轩, 樊文明, 等. 自贡市城区大气 PM_{2.5} 中多环芳烃污染特征及健康风险评估 [J]. 环境与健康杂志, 2020, 37(1): 54-57. HUANG J W, FAN Z X, FAN W M, et al. Characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{2.5} in Zigong[J]. Journal of Environment and Health, 2020, 37(1): 54-57(in Chinese).
- [75] 江思力, 李文学, 步犁, 等. 广州市 2018 年大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征分析和健康风险评估 [J]. 中国热带医学, 2020, 20(8): 710-716. JIANG S L, LI W X, BU L, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5} in Guangzhou, 2018[J]. China Tropical Medicine, 2020, 20(8): 710-716(in Chinese).
- [76] 高慧, 汪洋, 袁月, 等. 2019 年淄博市城区大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的污染特征及健康风险评估 [J]. 环境与健康杂志, 2021, 38(10): 903-906. GAO H, WANG Y, YUAN Y, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of PAHs in atmospheric PM_{2.5} in Zibo city in 2019[J]. Journal of Environment and Health, 2021, 38(10): 903-906(in Chinese).
- [77] 罗良, 吉秀亮. 西宁市二城区采暖期大气 PM_{2.5} 中多环芳烃的源解析及健康风险评估 [J]. 职业与健康, 2023, 39(21): 2980-2984. LUO L, JI X L. Source analysis and health risk evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{2.5} during heating period in two urban areas of Xining City[J]. Occup and Health, 2023, 39(21): 2980-2984(in Chinese).
- [78] WANG J Z, XU H M, GUINOT B, et al. Concentrations, sources and health effects of parent, oxygenated- and nitrated- polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in middle-school air in Xi'an, China[J]. Atmospheric Research, 2017, 192: 1-10.
- [79] LU H, ZHU L Z, CHEN S G. Pollution level, phase distribution and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air at public places of Hangzhou, China[J]. Environmental Pollution, 2008, 152(3): 569-575.
- [80] van WINKLE M R, SCHEFF P A. Volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and elements in the air of ten urban homes[J]. Indoor Air, 2001, 11(1): 49-64.
- [81] LV J G, XU R J, WU G P, et al. Indoor and outdoor air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Xuanwei and Fuyuan, China[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2009, 11(7): 1368-1374.
- [82] LAO J Y, XIE S Y, WU C C, et al. Importance of dermal absorption of polycyclic aromatic hydrocarbons derived from barbecue fumes[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(15): 8330-8338.
- [83] WU C C, BAO L J, GUO Y, et al. Barbecue fumes: An overlooked source of health hazards in outdoor settings?[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(17): 10607-10615.
- [84] SLEZAKOVA K, CASTRO D, PEREIRA M C, et al. Influence of tobacco smoke on carcinogenic PAH composition in indoor PM₁₀ and PM_{2.5}[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(40): 6376-6382.
- [85] CASTRO D, SLEZAKOVA K, DELERUE-MATOS C, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in gas and particulate phases of indoor environments influenced by tobacco smoke: Levels, phase distributions, and health risks[J]. Atmospheric Environment, 2011, 45(10): 1799-1808.
- [86] PONGPIACHAN S, HATTAYANONE M, SUTTINUN O, et al. Assessing human exposure to PM₁₀-bound polycyclic aromatic hydrocarbons during fireworks displays[J]. Atmospheric Pollution Research, 2017, 8(5): 816-827.
- [87] ZHANG J M, YANG L X, LEDOUX F, et al. PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and nitrated PAHs (NPAHs) in rural and suburban areas in Shandong and Henan Provinces during the 2016 Chinese New Year's holiday[J]. Environmental Pollution, 2019, 250: 782-791.