

多环芳烃环境健康风险评估 技术规范

编 制 说 明

标准编制组

二〇二一年〇二月

目 录

1	工作概况.....	1
2	制订多环芳烃健康风险评价的必要性.....	1
3	国内外多环芳烃环境健康风险评估研究进展.....	3
4	编制原则.....	5
5	主要技术内容说明.....	5
6	对实施本标准的建议.....	13

1 工作概况

1.1 任务来源

为着力解决环境污染导致人群健康损害问题,生态环境部会同国家卫生和计划生育委员会于“十二五”期间组织开展了“全国重点地区环境与健康专项调查”(以下简称“专项调查”)工作。作为“专项调查”技术牵头单位,生态环境部华南环境科学研究所组织各省开展环境与健康调查。在开展环境与健康调查过程中,对环境调查、暴露调查及人群健康调查等技术环节进行了验证和摸索,并积累了丰富的经验。为了更好的指导地方开展环境与健康调查工作,贯彻《中华人民共和国环境保护法》,保护和改善环境,保障公众健康,推进生态文明建设,加强环境与健康风险管理,生态环境部法规与标准司决定在环境与健康调查的基础上颁布、制订一系列环境与健康调查技术规范。在《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(HJ 1111)关于健康风险评估顶层设计思路的指导下,结合“专项调查”工作基础,组织相关技术人员编写了《多环芳烃环境健康风险评估技术规范》。

本标准由生态环境部华南环境科学研究所牵头起草,中国环境科学学会归口,2020年申请立项,列入2020年中国环境科学学会第二批团体标准立项项目。本标准将为我国多环芳烃类污染物的健康风险评估工作提供基础技术支撑,有利于提高我国环境健康风险评估工作中多环芳烃类污染物的标准化和规范化。

1.2 工作过程

本标准是“专项调查”多年实际工作的凝练和探索,编制工作分以下几个阶段开展。

2015年—2017年:依托“全国重点地区环境与健康专项调查”和“环境与健康风险哨点监测”等项目,研究了多环芳烃环境健康风险评估技术方法。

2018年—2019年:系统开展国内外相关文献调研,针对标准的总体定位、适用范围、编制思路、技术需求等问题召开研讨会,明确了拟开展的主要工作和拟解决的关键问题,在此基础上,制定了《多环芳烃环境健康风险评估技术规范》(草案),并在山西、陕西、广东等哨点监测点位开展应用。

2020年3月—2020年9月 成立《多环芳烃环境健康风险评估技术规范》(以下简称“ ”)编制组,启动标准制定。编制组召开开题论证会,明确《标准》的编制原则、方法、技术路线和主要技术内容,形成《标准》(草案)及其编制说明,并向中国环境科学学会提交立项申请书。

2020年9月11日 中国环境科学学会在北京召开《多环芳烃环境健康风险评估技术规范》等团体标准立项论证会,经专家组质询论证,一致认为通过立项评审。

2020年9月11日—2021年3月 标准编制组根据立项论证会意见开展《标准》编制修改工作,经多次召开内部研讨会和专家咨询会,讨论、修改和完善标准的文本和编制说明,形成《标准》(征求意见稿)及其编制说明,并提交中国环境科学学会。

2 标准编制的必要性分析

2.1 多环芳烃主要环境问题

多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, PAHs)是一类含有2个或2个以上苯环或与苯环相似结构以稠环形式连接的碳氢化合物。这类化合物通常具有化学性质比较稳定,蒸汽压较低,辛醇-水分配系数较高的特点。按照PAHs环数的不同将其分成两类:一类是含有

2~3 个苯环的低分子量 PAHs(Low molecular weight PAHs, LMW PAHs), 如萘、菲、蒽等; 另一类是为 4~6 个苯环的高分子量 PAHs(High molecular weight PAHs, HMW PAHs), 如荧蒽、苯并[a]芘等。一般, LMW PAHs 对生物具有急性毒性危害, 而 HMW PAHs 具有致癌、致畸、致突变毒性。随着苯环数的增加, 组分在水中的溶解度逐渐下降, 萘在水中的溶解度最高, 为 31mg/L, 苯并[g, h, i]芘的溶解度较低, 仅为 0.00014mg/L。PAHs 的辛醇-水分配系数范围为 3.37~6.7, 亲脂能力随着苯环数的增加而增强。按照苯环相互连接的方式, PAHs 也可以分成两类: 一类是两个或两个以上苯环以单键相连的非稠环 PAHs, 如苯、三联苯等; 另一类是两个相邻的碳原子被两个苯环共用的稠环 PAHs, 如菲、蒽等。通常, 目前所研究的 PAHs 通常指稠环 PAHs。

PAHs 是典型的燃烧副产物, 主要源于煤炭、石油等裂解或不完全燃烧等过程。通常石化产品(煤、石油等)、碳氢化合物的不完全燃烧、汽车发动机尾气、润滑油、防锈油、焦化、橡胶及塑胶产品以及炼油、沥青、塑料等工业废水等都存在 PAHs。PAHs 被联合国欧洲经济委员会列为“长距离越境空气污染物公约”的污染物之一。此外 PAHs 在具有其他持久性有机污染物(POPs)共性的同时, 还具有其他物质不能忽视的特征, 大部分 POPs 能通过生产禁用, 而 PAHs 仍能通过各种途径和来源进入环境, 并随着工业化程度和人口的不断增加有增无减。因此, 环境中 PAHs 问题受到世界各政府、组织及相关学者的普遍关注。1976 年, 国际癌症研究中心(IARC)列出 94 种致癌化合物中 15 种属于 PAHs; 1979 年, 美国环保局(USEPA)将 16 种不带支链的 PAHs 列为优先控制污染物。2002 年, 欧盟食品科学委员会(SCF)确定了 15 种 PAHs 的致癌和致突变性。我国首批公布的 68 种优先污染物中有 7 种属于 PAHs。

我国是 PAHs 污染较为严重的国家。由于我国人口众多及特定的能源结构, PAHs 排放密度高于发达国家, 环境中多环芳烃污染比较严重。我国在环境管理中一直重视 PAHs 的排放控制。在环境质量标准中, 《环境空气质量标准》和《室内空气质量标准》均对苯并[a]芘浓度限值提出了要求。在污染物排放标准中, 《大气污染物综合排放标准》和《铝工业污染物排放标准》、《炼焦化学工业污染物排放标准》、《石油炼制工业污染物排放标准》、《石油化学工业污染物排放标准》等 4 项多环芳烃主要产生行业的大气污染物排放标准, 也将苯并[a]芘列入控制范围, 除了铝工业标准外, 排放限值均要求为 0.0003mg/m³, 铝工业标准仅对厂界浓度提出要求, 限值为 0.00001mg/m³。

2.2 国家及环保主管部门的相关环保要求

随着影响我国居民健康的环境问题日益突出, 以保护人体健康为目标的环境健康风险受到党和政府的高度重视。《中华人民共和国环境保护法》第 39 条要求“国家建立、健全环境与健康监测、调查和风险评估制度”; 《“健康中国 2030”规划纲要》将建设健康环境作为建设健康中国的一个重点; 《国家环境保护“十三五”环境与健康工作规划》要求“建立环境与健康基准、标准体系”, “制定、发布环境与健康现场调查、暴露评价、风险评价等管理规范类标准”; 《国家环境保护标准“十三五”发展规划》明确提出“推动环境健康风险管理工作, 制定环境与健康现场监测、调查、暴露评价、风险评价等系列管理技术规范, 科学指导并规范我国环境与健康工作”。环境健康风险评估是连接科学研究与风险管理的重要环节, 是政府从源头预防、加强对具有高健康风险的环境污染因素主动管理的工作基础, 对于提高生态环境管理水平具有重要现实意义。

目前,《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(HJ 1111)作为环境健康风险评估的顶层设计已发布,对环境健康风险评估的一般性程序、内容、方法和技术要求等进行了规定;此外涉及环境与健康调查、环境污染物暴露评估等一系列基础类方法标准,如 HJ839、HJ877、HJ876、HJ875 等也相继发布。因此,在总纲和基础方法类技术指南的指导下,针对多环芳烃制定人体健康风险评估的方法也相对成熟。

3 国内外多环芳烃环境健康风险评估研究进展

化合物大多以混合物的形式暴露于各种环境介质,为解决化学混合物暴露引起的健康风险,美国 EPA 在 1986 年发布了《化学混合物的健康风险评估指南》,并于 2000 年对其进行补充,发布了《化学混合物健康风险评估补充指南》(EPA/630/R-00/002),提出采用毒性效应法对化学混合物进行评估,并对评估的具体原则、细节及其应用步骤进行了细化。为了更合理的对 PAHs 混合物的致癌性进行评价,美国 EPA 在 1993 年发布了《多环芳烃的临时定量风险评估指南》,临时指南建议采用相对效应因子定量评估多环芳烃混合物,此外,也提出 7 种多环芳烃单体的毒性效应因子并广泛应用于美国 EPA 项目办公室和其他监管机构。2010 年,美国环保署研发办公室发布了《多环芳烃混合物的相对效应因子方法的制定》(草案),该草案不是对多环芳烃组分致癌性的评估,而是通过相对毒性效应因子与苯并[a]芘的效价比例缩放后对多环芳烃混合物的致癌风险进行评估。目前,PAHs 环境健康风险评价最常用的三种方法分别是毒性当量法、相对效应法和 BaP 浓度替代法。

3.1 毒性当量法

毒性当量评价法基于风险叠加假设,从原则上说,将所增加的风险与已评估的 PAHs 风险结合起来,就可以对风险进行评价。在实际研究中,研究者将单个 PAHs 的风险值相加后得到总风险值,通常使用 BaP 等效因子来表示单个 PAHs 引起的风险,然后再将这些值相加,即 BaP 当量法。

利用毒性当量法(或 BaP 当量法)评价化合物的健康风险的步骤如下:

第一步是测定单个 PAHs 的效应,以此作为推断其他组分效应的标准,该标准组分通常选用 BaP。在评价单个 PAHs 的效应时,不能直接对人体进行研究,所以在评估 BaP 对人体的影响时,是通过动物实验的结果推断所得。

第二步是将待测 PAHs 的效应与 BaP 相比较,以得到它的 BaP 等效量。这步评价基于动物实验中待测物质与 BaP 的相对效应。这里有个关键假设,即两种 PAHs 在动物体内的相关性等于或者接近于二者在人体中的相关性。研究者曾使用这一相对效应的方法将氯化二苯并呋喃与呋喃联系起来研究。此外,还有更多的证据支持这一假设。

第三步是得出总风险,它可由 BaP 当量相加再乘以 BaP 效应得到,或者也可以通过将每一个 PAHs 对人体的效应(致癌率)相加得出。此处有一个潜在假设,即风险与风险之间是可以相加的。尽管 PAHs 间可能存在着相互间的作用,但它们的风险值可近似看做可加,特别是在较低环境相关剂量的情况下。

毒性当量法在已知以下两个条件的情况下是可行的:(a)确定了混合物中每种 PAHs 的量,或者具有生物活性的 PAHs 的量。(b)对每种确定的 PAHs 进行了定量的风险评价。

3.2 相对效应法

相对效应法基于相似的混合物具有类似的毒理学作用,这两种混合物在体内或体外生

物试验中的生物效应与人体癌症效应成正比的假设。关系方程式表达如下：

$$\text{致癌物质 1}/\text{致癌物质 2}=\text{生物效应物质 1}/\text{生物效应物质 2}=k$$

由此可知,这种方法希望通过分析某个 PAHs 组分来预测整体 PAHs 对人体造成的风险。然而在实际研究时一般会分析混合物中所有的有机成分,在评价富含 PAHs 的混合物污染物时(如煤焦油),致癌性和生物效应的差异并不明显,而在分析其他一些混合物的暴露风险时,如香烟和环境空气等,这些混合物中 PAHs 可能并非主要成分,致癌性和生物效应的差异就会变得明显起来。

相对效应法最初用于评价柴油机废气中 PAHs 的致癌风险,此后该方法被证明也适用于其他一些污染物的评价,比如老鼠的皮肤癌风险评价及短期生物测定。此外,在对污染物效应的生物鉴定和人体之间发现了良好的相关性,尽管这种相关性尚缺乏具有说服力的流行病学数据。因此,目前使用该方法只能对香烟、焦炉废气,以及煤焦油这类污染物做质量较高的风险评价。

这种方法基本假设是:各污染源所排放的污染物,其有机物的含量组成不随时间发生变化,效应也不会发生变化。若同一种污染源所排出的污染物,其污染物种类和数量发生了较大的变化,或者单位效应变化明显,则作为标准的混合物将无法精确代表来自同一污染源的混合物。然而,近似污染源所排出的污染物在化学组成方面的差异明显。相对效应法在原则上是可行的,但若评价的污染物成分复杂,则不太适合使用。

3.3 BaP 浓度替代法

浓度替代法通常采用已知浓度水平和致癌效力的混合物来评价未知毒性的污染物。已知浓度水平和致癌效力的混合物被称作替代物。这种方法基本假设替代物与评价污染物需“足够相似”。“足够相似”主要体现在:(1)存在一定的毒性潜势如 BaP;(2)与某些 PAHs 成一定比例;(3)是否存在其他组分的贡献(如硝基多环芳烃);(4)来源;(5)毒性作用方式。其他考虑的因素还包括监测和毒理学数据库的性质,如替代混合物能否在环境样本中检出,是否致癌,组分间毒理间的相互作用。

BaP 浓度替代法基于 PAHs 组分所引起的风险以及 PAHs 在污染物中的浓度水平与混合物中的 BaP 浓度成正比的假设。使用这种方法,则可通过测量环境中的 BaP 污染水平,然后评估污染物中单位 BaP 所造成的风险,最后根据比值计算得到 PAHs 组分的风险值。

3.4 三种方法的比较与总结

三种方法对 PAHs 的健康风险评估各有优劣,应根据不同的要求和检测条件选用不同的方法。表 1 对三种方法的优缺点进行了总结和比较。

表 1 多环芳烃三种风险评估方法的优缺点比较

毒性当量法	相对效应法	BaP 浓度法
主要优点		
明确界定了所评价的化学物; 可获得较多数量的参考文献以用于评估; 不会因污染物组分太多而受到干	能评价所有 PAHs 混合物的风险,而不仅仅是一部分 PAHs 风险; 可获得大量参考文献以用于评	可用于评价污染物中总 PAHs 组分 的风险; 简单,假设少; 有很好的数据支持;

扰； 在评价多种来源的污染物时相对容易。	估； 充分利用了现有的关于人体致癌性的数据； 监测简单，花费小。	监测相对简单，物资耗费少。 有以往的经验可循
主要缺点 仅考虑了小部分 PAHs，可能低估由总 PAHs 所导致的风险； 主要基于动物实验，应用于人体时需要外推； 监测和分析需要大量资源；	不能用于多途径来源和未知来源混合物的评价； 由于吸烟等混杂因素影响，肺癌流行病学研究的可信度和准确性存在较大的不确定性； 该方法主要基于吸入暴露数据，可能只适用于吸入途径，不适用于其他暴露途径； 对污染物进行风险评价时并没有界定污染物中 PAHs 组分的风险； 不能对污染物中的特定组分进行评价； 进行风险评价时，还需要测定环境中各组分相对总有机组分的含量水平 该方法的假设——来源相似的污染物所造成的风险相同——没有现实数据支持； 找不到有关有机溶剂的提取物含量水平的报道，相关分析方法尚不规范。	可能高估污染物中 PAHs 组分的风险； 有些 PAHs，如有取代基的 PAHs，不适合使用 BaP 当量，需要另行评价。

4 编制原则

多环芳烃健康风险评价程序与方法制订将遵循以下原则：

（1）科学性

标准的制订应充分调研总结国内外多环芳烃风险评估的理论、方法和实践经验，分析其优缺点；通过借鉴国内外成熟可靠的评价技术与方法，分析其优缺点，充分考虑其理论和方法的科学性。

（2）实用性

应以满足环境健康风险管理的需求为目标，在构建多环芳烃环境风险评估原则、程序和框架的基础上，针对毒性参数缺失等具体业务需求提出切实可行的技术要求。

（3）可行性

在充分考虑科学性和实用性的同时，标准的制订也应考虑我国区域多环芳烃环境污染与

健康损害的特征，考虑标准中规定的技术可行性。

(4) 阶段性

任何标准都不是一成不变的，应随着技术的进步不断完善，定期对标准进行修订。

5 主要技术内容说明

5.1 层次框架

技术规范由 9 部分组成，包括：

- (1) 适用范围
- (2) 规范性引用文件
- (3) 术语和定义
- (4) 工作内容与程序
- (5) 数据收集与评估
- (6) 暴露评估
- (7) 毒性评估
- (8) 风险表征
- (9) 报告编制

5.2 技术要点

5.2.1 适用范围

本标准适用于环境介质（空气、水、土壤/尘等）中 16 种多环芳烃污染的健康风险评估，目标物包括：萘、蒽、苊、芘、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并[a]蒽、屈、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、二苯并[a,h]蒽、苯并[g,h,i]花和茚并[1,23-c,d]芘。

本标准从环境暴露层面规定了 16 种多环芳烃的健康风险评估方法，未对个体外暴露和个体内暴露层面规定其健康风险评估方法。

5.2.2 规范性引用文件

本标准主要引用了以下 13 个规范性文件，具体引用内容如下：

编号	文件号	规范性引用文件	引用内容
1	HJ 1111	生态环境健康风险评估技术指南 总纲	工作内容与程序框架
2	HJ 25.3	建设用地土壤污染风险评估技术导则	土壤暴露评估部分
3	HJ 2.1	环境影响评价技术导则 总纲	工作内容与程序框架
4	HJ 839	环境与健康现场调查技术规范 横断面调查	数据收集与调查部分，环境空气、室内空气、室内积尘、土壤、食品、饮用水等监测相关要求
5	HJ 877	暴露参数调查技术规范	暴露参数数据调查
6	HJ 876	儿童土壤摄入量调查技术规范	暴露参数数据调查
7	环境保护部公告 2017 年第 63 号	环境与健康横断面调查数据统计分析技术指南	数据评估

8	HJ 875	环境污染人群暴露评估技术指南	多环芳烃暴露评估
9	HJ 805	土壤和沉积物 多环芳烃的测定气相色谱-质谱法	土壤、积尘中多环芳烃分析
10	HJ 646	环境空气和废气 气相和颗粒物中多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法	空气中多环芳烃分析
11	HJ 478	水质 多环芳烃的测定 液液萃取和固相萃取高效液相色谱法	水体中多环芳烃分析
12	GB 5009.256	食品安全国家标准 食品中多环芳烃的测定	食品中多环芳烃分析
13	SC/T 3042	水产品中 16 种多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法	水产品中多环芳烃分析

5.2.3 术语和定义

标准主要对以下术语进行了定义，其定义的依据主要来自于国家相应标准以及高等教育出版社或人民卫生出版社等出版发行的经典教科书。

毒性当量因子：引自 Recommended Toxicity Equivalence Factors (TEFs) for Human Health Risk Assessments of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin and Dioxin-Like Compounds 中关于“毒性当量因子”的定义。Toxic Equivalence Factors (TEFs): TEFs are consensus estimates of compound-specific toxicity/potency relative to the toxicity/potency of an index chemical。指某个化合物异构体对指定化合物的相对毒性效力。

毒性当量浓度：引自 Recommended Toxicity Equivalence Factors (TEFs) for Human Health Risk Assessments of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin and Dioxin-Like Compounds 中关于“毒性当量”的定义。Toxicity equivalence concentration (TEC) is the product of the concentration of an individual DLC in an environmental mixture and its corresponding TCDD TEF for that compound。指某个化合物异构体浓度与其对应的 TEF 乘积。

5.2.4 工作内容与程序

本标准主要参考《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》（HJ 1111），确定多环芳烃人体健康风险评估的程序。本标准将健康风险评估划分为数据收集与评估、暴露评估、毒性评估（包括危害识别和剂量—反应关系评估）和风险表征四个相互联系的部分。为了突出生态环境健康风险评估的目的性，本标准在传统的风险评估过程“四步法”的基础上，增加了数据收集与评估，与国外生态环境健康风险评估框架的进展相一致。

5.2.5 数据收集与评估

数据收集与评估主要参考 HJ 839 对环境与健康现场预调查和正式调查阶段获得的相关资料和数据获取。环境空气、室内空气、土壤、农畜水产品、饮用水、地表水、地下水等多环芳烃的实验室分析按照 HJ646、HJ478、GB5009.256、SC/T3042 相关规定执行；评价区域中敏感人群的暴露参数按照 HJ877 和 HJ876 的相关规定开展现场调查获得。数据缺失值、未检出值、离群值等按照环境保护部公告 2017 年第 63 号 环境与健康横断面调查数据统计分析技术指南中的相关要求执行。

5.2.6 暴露评估

多环芳烃是典型的燃烧副产物，主要来源包括工业污染源、交通运输污染源、生活污染源和其它人为污染源等。多环芳烃从污染源排放进入大气中，会随着大气的运动扩散，使其污染范围不断扩大，大气中的多环芳烃还会在气相和颗粒相间分配，被悬浮颗粒物吸附形成大的颗粒物而发生干湿沉降，通过干湿沉降作用进入水体、土壤以及植物等，同时可以通过水生和陆生生态系统逐级放大，累积到较高的浓度。因此一般人群往往能通过食物、饮水、空气和皮肤接触等途径暴露多环芳烃，从而危害人体健康。据估计，一般人群暴露 PAHs 的途径中膳食暴露为主导，其次是呼吸暴露和皮肤暴露。

职业暴露多环芳烃可能的过程包括石油炼制、金属加工、焦炭生产、阳极制造和铝生产等。例如，在涉及原油提取和加工等过程，包括钻井、泵送和处理、运输、储存和提炼，职业接触多环芳烃都是可能的，其主要的暴露途径是吸入途径，也有部分涉及皮肤接触；对于经消化道摄入的职业暴露通常受个人卫生或生活习惯的直接影响，且目前还没有相关量化暴露的统一方法，因此经消化道摄入途径在职业暴露评估中一般不予考虑。

本标准暴露情景考虑最不利的情景假设，暴露人群包括敏感人群和职业暴露人群。一般暴露情景下，儿童和成人均可能会长时间暴露多环芳烃污染而产生健康危害。对于致癌效应，考虑人群的终生暴露危害，一般根据儿童期和成人期的暴露来评估多环芳烃的终生致癌风险；对于非致癌效应，儿童体重较轻、暴露量较高，一般根据儿童期暴露来评估多环芳烃的非致癌风险。职业暴露情景下，成人的暴露期长、暴露频率高，一般根据成人期的暴露来评估多环芳烃的终生致癌风险和非致癌风险。外暴露剂量模型参考 HJ875 环境污染物人群暴露评估技术指南。

5.2.7 毒性评估

(1) 危害识别

参考《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》（HJ 1111），危害识别主要针对每一种可能的健康危害或毒性效应，分别判断人体证据和动物证据的证明，集成人体证据、动物证据和作用机制证据等不同证据链的信息，对目标环境因素与每一种可能的健康危害或毒性效应间的因果关联做出总体判断。通过国内外政府机构或国际组织发布关于 16 种多环芳烃的相关毒性参数报告，对这些毒性参数对应的毒作用、靶器官、作用模式等信息总结于表 1。

表 1 多环芳烃健康效应特征

中文名称	癌症等级		靶器官及关键效应
	IARC	IRIS	
苯	2B	C	呼吸系统：呼吸道和嗅上皮增生及化生； 其他：雄鼠体重下降
萘烯	-	D	/
萘	3	D	肝脏：肝毒性
蒽	3	D	血液系统：红细胞、细胞体积和血红蛋白

			白下降
菲	3	D	/
蒽	3	D	其他:
荧蒽	3	D	肝脏: 肝脏重量增加 泌尿系统: 肾病
芘	3	D	肾脏: 肾小管病理, 肾脏重量下降
苯并[a]蒽	2B	B2	灌胃、皮下或肌肉注射以及局部注射可致小鼠肿瘤
屈	2B	B2	腹腔注射后可致恶性淋巴瘤, 皮肤暴露后可致皮肤癌, 灌胃暴露后小鼠生殖细胞染色体异常
苯并[b]荧蒽	2B	B2	肺植入、腹腔或皮下注射以及皮肤擦拭可致小鼠肿瘤
苯并[k]荧蒽	2B	B2	肺植入及皮肤擦拭可致小鼠肿瘤, 细菌产生诱变
苯并[a]芘	1	A	发育系统: 行为学改变 免疫系统: 胸腺重量和血清IgM降低 生殖系统: 卵泡和卵巢重量降低
二苯并[a,h]蒽	2A	B2	小鼠口腔或真皮暴露后产生癌, 并在皮下或肌肉注射后产生多种肿瘤。细菌DNA损伤和基因突变, 哺乳动物细胞培养引起基因突变和转化。
茚并[1,2,3-cd]芘	2B	B2	肺植入、皮下注射和真皮暴露可致小鼠肿瘤。
苯并[g,h,i]芘	3	D	无

(2) 剂量—反应关系

剂量—反应关系评估是健康风险评价的重要部分, 目的是为求得污染物的剂量(浓度)与主要的特定健康效应的定量关系, 确定暴露水平与健康效应发生概率之间的关系。剂量—反应关系的评估包括有阈化合物剂量—反应评估和无阈化合物剂量—反应评估。剂量—反应关系评估主要通过动物毒性实验和流行病学调查, 研究污染物的毒性作用机制, 确定对有阈、无阈化合物的参考剂量/参考浓度和致癌斜率因子。

目前在对剂量—反应关系不断深入研究的基础上, 一些国家和部门构建了针对环境中各种化学物质的毒理数据库。例如美国环保局的综合风险信息系统(Integrated Risk Information System, IRIS), 该系统包含了近 600 种化学物质的致癌效应与非致癌效应毒理数据, 并不断更新。此外, 美国能源部的风险评价信息系统(Risk Assessment Information System, RAIS), 包含了 1100 多种化学物质的毒性以及物理化学性质数据和资料。美国加州环保局环境健康危害评估办公室(Office of Environmental Health Hazard Assessment, OEHHA)构建了毒性

标准数据库, 包含了 400 多种化学物质的毒性资料, 并不断更新完善。这些化学物质毒理数据库均包含了各种化学物质的剂量—反应关系数据(参考剂量和致癌强度系数), 这些数据库的构建, 极大地方便了健康风险评价和管理工作, 已成为世界各国相关部门获取化学物质毒性资料的重要来源。

PAHs 由于其各化合物具有类似的化学结构及相同的致癌反应机理, 因此, 目前对 PAHs 健康评价通常采用毒性当量因子(TEF)方法估算 16 种优控 PAHs 相对 BaP 的总毒性当量浓度, 然后采用 BaP 的致癌风险系数进行评价。美国环保署计算出 BaP 经口摄入的致癌斜率系数是 $1(\text{mg/kg-d})^{-1}$, 经呼吸的单位风险因子为 $6.0 \times 10^{-4} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ 。表 2 和表 3 总结了 16 种多环芳烃的剂量—反应关系。

表 2 16 种多环芳烃非致癌的危害表征

污染物	慢性经口参考剂量			慢性经呼吸参考剂量		
	RfD (mg/kg-d)	起算点 (mg/kg-d)	不确定系数 及确定依据	RfD (mg/m ³)	起算点 (mg/m ³)	不确定系数 及确定依据
萘	2×10^{-2}	71	3000 (大鼠外推至人为10, 保护敏感人群为 10, 由亚慢性到慢性外推为10, 不完整数据推导为3)	3×10^{-3}	9.3	3000(由大鼠外推至人为10, 保护敏感人群为 10, 由LOAEL外推至 NOAEL 为 10, 不完整数据推导为3)
苊烯	—	—	—	—	—	—
苊	6×10^{-2}	175	3000 (种内和种间差异各为10, 亚慢性到慢性RfD外推为10, 不完整数据推导为3)	—	—	—
芴	4×10^{-2}	125	3000 (亚慢性到慢性外推为10, 种内和种间差异各为10, 不完整数据推导为3)	—	—	—
菲	—	—	—	—	—	—
蒽	3×10^{-1}	1000	3000 (种内和种间差异各为10, 亚慢性到慢性RfD外推及生殖/发育和毒性数据缺乏为30)	—	—	—
荧蒽	4×10^{-2}	125	3000 (种内和种间差异各为10, 亚慢性到慢性RfD外推及生殖/	—	—	—

			发育和毒性数据缺乏为30)			
芘	3×10^{-2}	75	3000 (种内和种间差异各为10, 亚慢性到慢性RfD外推为10, 生殖/发育和毒性数据缺乏为3)	—	—	—
苯并[a]蒽	—	—	—	—	—	—
屈	—	—	—	—	—	—
苯并[b]荧蒽	—	—	—	—	—	—
苯并[k]荧蒽	—	—	—	—	—	—
苯并[a]芘	3.0×10^{-4}	9.2×10^{-2}	300 (由动物外推至人为10, 种内差异为10, 毒性数据缺乏为3)	2.0×10^{-6}	4.6×10^{-3}	3000 (动物和人的毒代动力学差异为3, 人类易感性的个体间差异为10, LOAEL到NOAEL外推为10, 毒性数据缺乏为10)
二苯并[a,h]蒽	—	—	—	—	—	—
茚并[1,2,3-cd]芘	—	—	—	—	—	—
苯并[g,h,i]花	—	—	—	—	—	—

表 3 16 种多环芳烃致癌的危害表征

污染物	经口致癌斜率因子		经呼吸的单位风险因子	
	SF (mg/kg-d) ⁻¹	推导方法及确定依据	URF (μg/m ³) ⁻¹	推导方法及确定依据
苯	1.2×10^{-1}	基准剂量法 ^a , 其中 q_{animal} 取值为 $0.02219(\text{mg/kg-d})^{-1}$, bw_h 为70kg, bw_{animal} 为0.445kg, 得出 q_{human} 为 $0.12(\text{mg/kg-d})^{-1}$ 。	3.4×10^{-5}	q_{human} 乘以转换系数 (人体呼吸速率[20m ³ /day]与人体体重[70kg]比值)
萘烯	—	—	—	—

芘	—	—	—	—
芴	—	—	—	—
菲	—	—	—	—
蒽	—	—	—	—
荧蒽	—	—	—	—
芘	—	—	—	—
苯并[a]蒽	1.0×10^{-1}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.1确定	6.0×10^{-5}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.1确定
屈	1.0×10^{-3}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.001确定	6.0×10^{-7}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.001确定
苯并[b]荧蒽	1.0×10^{-1}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.1确定	6.0×10^{-5}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.1确定
苯并[k]荧蒽	1.0×10^{-2}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.01确定	6.0×10^{-6}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.01确定
苯并[a]芘	1	肿瘤剂量-反应线性外推模型，基于雌性 B6C3F1 大鼠消化道肿瘤的发生。	6.0×10^{-4}	线性外推（ $0.1/\text{BMCL}_{10}$ ），其中 BMCL_{10} 为长期吸入苯并[a]芘对雄性仓鼠呼吸道和消化道(前胃)肿瘤的发生
二苯并[a,h]蒽	1	根据苯并[a]芘毒性当量因子1确定	6.0×10^{-4}	根据苯并[a]芘毒性当量因子1确定
茚并[1,2,3-cd]芘	1.0×10^{-1}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.1确定	6.0×10^{-5}	根据苯并[a]芘毒性当量因子0.1确定
苯并[g,h,i]芘	—	—	—	—
注： $a \ q_{human} = q_{animal} \times \left(\frac{bw_h}{bw_a}\right)^{1/3}$				

5.2.8 风险表征

（1）毒性当量因子的确定

由于多环芳烃组分的复杂性，进行动物实验时，只研究了环境中致癌 PAHs 的一小部分，而大部分存在于多组分污染物中的其他 PAHs 的致癌性尚不知晓。为了更合理的对 PAHs 混合物的致癌性进行评价，许多学者采取类似评价二噁英类化合物所用的毒性当量因子法。这种方法基于一种一般性的假设：等效效应假设。表 4 列出了部分 PAHs 的 BaP 毒性当量因子。

表 4 部分 PAHs 的 BaP 毒性当量因子

序号	污染物	USEPA	毒性因子范	置信度	暴露途径
----	-----	-------	-------	-----	------

		(1993)	围		
1	菲	0.001	0	高	皮肤、腹膜、肺
2	蒽	—	0	中	皮肤
3	荧蒽	0.001	0.009~0.2	低	腹膜
4	芘	0.001	0	中	皮肤、腹膜
5	苯并[a]蒽	0.1	0.02~0.4	中	皮肤、腹膜
6	屈	0.001	0.04~0.2	高	皮肤、腹膜、肺
7	苯并[b]荧蒽	0.1	0.1~2	高	皮肤、腹膜、肺
8	苯并[k]荧蒽	0.01	0.03	中	皮肤、肺
9	二苯并[a, h] 芘	1	0.9	低	皮肤
10	茚并[1,2,3-cd]芘	0.1	0.07	低	肺
11	苯并[g,h,i]花	0.01	0.009	低	肺

(2) 可接受风险水平的确定

美国环保局将单一污染物或暴露途径的可接受致癌风险水平设定为 10^{-6} 。美国密苏里州、新墨西哥等州环保局在制订基于风险评估的土壤筛选值时，均采用致癌风险 10^{-5} 作为可接受风险水平；荷兰住房空间规划和环境部在制定基于健康风险评估标准时，以 10^{-4} 作为可接受致癌风险；瑞典环保局和英国皇家协会推荐的最大可接受水平均为 10^{-6} 。综上分析，结合我国经济社会发展及技术水平，采用 10^{-6} 作为单一污染物所有暴露途径的可接受致癌风险。

(3) 不确定性分析

不确定性分析参照 HJ 1111 中规定的方法执行。

6 对实施本标准的建议

本技术规范为现阶段指导性技术规范。建议标准发布实施后，根据标准实施情况适时对本标准进行修订，同步加强相关科学研究。