

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2023090901

朱荟澄, 陈昌成, 李宁, 等. 长春市大学生宿舍灰尘中邻苯二甲酸酯暴露及健康风险[J]. 环境化学, 2024, 43(7): 2465-2476.

ZHU Huicheng, CHEN Changcheng, LI Ning, et al. Phthalate exposure and health risks from dust in university dormitories in Changchun City[J]. Environmental Chemistry, 2024, 43 (7): 2465-2476.

长春市大学生宿舍灰尘中邻苯二甲酸酯暴露及健康风险^{*}

朱荟澄¹ 陈昌成¹ 李 宁¹ 潘佳敏² 郑 娜^{1,3 **}

(1. 吉林大学新能源与环境学院, 长春, 130012; 2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春, 130102;
3. 吉林大学地下水资源与环境教育部重点实验室, 长春, 130012)

摘 要 内分泌干扰物邻苯二甲酸酯(phthalic acid esters, PAEs)在室内环境中广泛存在. 室内灰尘作为一种复杂的环境载体, 是许多污染物的源和汇, PAEs 吸附在室内灰尘颗粒中可能会带来潜在的健康风险. 为了补充东北地区室内灰尘中 PAEs 的污染信息, 并探索 PAEs 的污染特征和风险水平, 在长春高校宿舍采集了 107 份冬季灰尘样本和 20 份夏季样本, 分析了灰尘中 PAEs 的含量, 并进一步研究了 PAEs 的分布特征、影响因素、潜在来源以及健康风险. 结果表明, 在冬季, 宿舍灰尘中 PAEs 的浓度为 141.94—1561.06 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 其中邻苯二甲酸二(2-乙基己)酯(DEHP)是最主要的 PAEs 污染物, 平均贡献率为 73.62%. 装修时间、个人因素以及季节变化都会影响宿舍内 PAEs 的含量, 其中新装修宿舍灰尘中 PAEs 的含量显著高于旧宿舍, 女性宿舍灰尘中 PAEs 的浓度显著高于男性宿舍, 配对的冬季灰尘中 PAEs 的浓度高于夏季. 宿舍灰尘中 PAEs 的主要来源可能是个人护理品、塑料制品以及纺织品. PAEs 的非致癌风险小于 1, 在可接受范围内, 摄入途径是暴露于 PAEs 的主要途径. 致癌性 PAEs, 邻苯二甲酸丁苄酯(BBP)和 DEHP 致癌风险为低风险, DEHP 的致癌风险显著高于 BBP.

关键词 邻苯二甲酸酯, 宿舍灰尘, 污染特征, 风险评价.

中图分类号 X-1; O6 **文献标识码** A

Phthalate exposure and health risks from dust in university dormitories in Changchun City

ZHU Huicheng¹ CHEN Changcheng¹ LI Ning¹ PAN Jiamin² ZHENG Na^{1,3 **}

(1. College of New Energy and Environment, Jilin University, Changchun, 130012, China; 2. Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun, 130102, China; 3. Key Laboratory of Groundwater Resources and Environment, Ministry of Education, Jilin University, Changchun, 130012, China)

Abstract The endocrine disruptor phthalic acid esters (PAEs) are widespread in the indoor environment. As a complex environmental carrier, indoor dust is a source and sink of many pollutants, and PAEs adsorbed in indoor dust particles may pose potential health risks. In order to supplement the pollution information of PAEs in indoor dust in Northeast China and to explore the pollution characteristics and risk levels of PAEs, 107 winter dust samples and 20 summer samples were collected from university dormitories in Changchun. The levels of PAEs in the dust were analyzed, and the distribution characteristics, influencing factors, potential sources, and health risks

2023 年 9 月 9 日收稿(Received: September 9, 2023).

^{*} 国家自然科学基金(42177413)和吉林省自然科学基金(20210203008SF)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (42177413) and the Natural Science Foundation of Jilin Province (20210203008SF).

^{**} 通信联系人 **Corresponding author**, Tel: +86-0431-85542265, E-mail: zhengnalzz@jlu.edu.cn

of PAEs were further investigated. The results showed that in winter, the concentrations of PAEs in dormitory dust ranged from $141.94 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ to $1561.06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, with bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) being the most dominant PAEs pollutant with an average contribution of 73.62%. The time of renovation, personal factors, and seasonal changes all affected the levels of PAEs in the dormitories, in which the levels of PAEs in dust in the newly renovated dormitories were significantly higher than those in the old dormitories, the concentrations of PAEs in dust in the female dormitories were significantly higher than those in the male dormitories, and the concentrations of PAEs in the dust in the paired winter months were higher than those in the summer months. The main sources of PAEs in dormitory dust may be personal care products, plastic products, and textiles. The noncarcinogenic risk of PAEs was less than 1, which is within the acceptable range, and the ingestion route was the main route of exposure to PAEs. For carcinogenic PAEs, the carcinogenic risk of benzyl butyl phthalate (BBP) and DEHP was low, and the carcinogenic risk of DEHP was significantly higher than that of BBP.

Keywords phthalates, dormitory dust, pollution characteristics, risk assessment.

邻苯二甲酸酯(PAEs)作为一种广泛使用的增塑剂,几十年来一直用于增强材料的柔韧性和耐用性^[1]. 流行病学研究表明,邻苯二甲酸盐可能对人类内分泌系统造成不良影响^[2-5],并造成生殖系统障碍^[6-7]. 目前,全球邻苯二甲酸酯增塑剂市场约为每年 550 万 t^[8],大约有四分之一是在中国生产的^[9].

在中国,城市化和现代化增加了室内合成材料的使用^[10],人类在室内花费了超过一半的时间^[11-12],室内环境质量已经引起越来越多的关注^[13]. 室内灰尘是许多半挥发性和非挥发性物质的储存库,包括 PAEs^[14]. 由于 PAEs 的广泛使用^[15-20],并且其与聚合物基体以较弱的范德华力结合^[21-22],这使得它们在储存和使用中容易经过挥发、磨损等方式释放及转移到室内介质中^[23]. 沉降的室内灰尘被认为是一种主要的暴露媒介和住宅污染的全球指标^[24]. 室内灰尘中含有高浓度的几种 PAEs,在每克室内灰尘中达到数十至数千微克^[10],PAEs 与室内颗粒结合,通过吸入、摄入或皮肤吸收的方式进入人体^[25],并且发现人类某些过敏、哮喘和支气管阻塞的增加与灰尘中 PAEs 的浓度有关^[26-27]. 此外,DEHP 和 BBP 已被美国环保署分别归类为可能的人类致癌物^[28]. PAEs 的水平可能与经济和工业发展的区域差异以及特定的地理位置有关^[29]. 在现有的研究中,多以家庭环境研究为主,关于东北地区 PAEs 的污染特征鲜有报道,之前已研究长春住宅中 PAEs 的含量^[30]. 与家庭环境相比,宿舍空间狭小,人口密集,而目前很少有针对东北地区大学宿舍灰尘的研究.

本文以长春某高校学生宿舍内灰尘中的 PAEs 为主要研究对象,采用气相质谱色谱联用仪(GC-MS)检测 PAEs 的浓度,分析大学生宿舍中 PAEs 的污染特征以及影响污染水平的主要因素,探索灰尘中 PAEs 的可能来源,为东北地区室内环境中 PAEs 的暴露风险提供依据.

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 样品采集

在 2022 年 11 月至 2023 年 1 月期间收集宿舍内的灰尘样品,采用一次性毛刷扫取灰尘样本. 在取样前使用的所有刷子都进行了预清洗,以去除制造或包装过程中的污染^[13]. 采集样品时,尽量选择采集宿舍内多个位置,包括宿舍四周、床缝、暖气下方及橱柜的上方等^[31]. 在采集过程中避免样品沾到水,除去灰尘样品中较大的颗粒和毛发等杂质,将同一宿舍多个区域的灰尘混合. 将采集好的样品装入铝箔袋内,在 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱低温保存等待分析^[13]. 在 2023 年 8—9 月,在 107 间宿舍中随机选择 20 间宿舍采集夏季灰尘样本,采集方法与上述做法一致. 同时记录了宿舍面积、装修时间、宿舍通风频率及每次通风时长等信息.

1.2 仪器与试剂

仪器: 气质联用仪 (Agilent 7890B/7000C); 旋转蒸发仪 (Xiande-5000ADQ); 激光粒度分析仪

(Malvern MS-2000); 多参数分析仪(DZS-706F); 超声波萃取仪(XM-P22H)。

试剂: 丙酮(分析纯)、二氯甲烷(色谱纯)、正己烷(色谱纯), 6 种 PAEs 的标准品: 邻苯二甲酸二甲酯(DMP)、邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、邻苯二甲酸二异丁酯(DiBP)、邻苯二甲酸二丁酯(DBP)、邻苯二甲酸丁苄酯(BBP)和邻苯二甲酸二(2-乙基己)酯(DEHP)浓度为 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ (纯度大于 98%)。

1.3 样品处理

用不锈钢筛对灰尘样品进行筛分, 去除毛发和非降尘颗粒。取 0.050—0.100 g 样品(精确到 0.001 g), 在 20 mL 的具塞试管中加入 10 mL 二氯甲烷, 超声提取 40 min。此过程重复 3 次, 将 3 次萃取液合并^[31]。使用旋转蒸发仪将提取液浓缩至近干燥。浓缩液被转移到一个具有刻度的浓缩管, 该管已用少量二氯甲烷润洗。浓缩管中的溶液经二氯甲烷试剂定容至 1 mL。然后用 0.22 μm 有机微孔滤膜进行净化, 转移至 1.5 mL 棕色自动进样瓶中, 进行 GC-MS 分析。

1.4 测定条件

气相色谱(Agilent Technologies 7890 B)和质谱(Agilent Technologies 7000C)用于测定 PAEs^[32], 使用熔融石英毛细管柱(CD-5MS; 内径 30 mm $\times$ 0.25 mm; 薄膜厚度 0.25 mm)在选择性离子监测模式下进行分离, 将样品(1 μL)分流进样。离子源和入口温度分别为 230 $^{\circ}\text{C}$ 和 280 $^{\circ}\text{C}$ 。将烘箱温度保持在 40 $^{\circ}\text{C}$ 2.0 min, 以 10 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 180 $^{\circ}\text{C}$, 然后在 12.5 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 350 $^{\circ}\text{C}$ 。质谱以电子轰击电离源(EI), 系统采用质谱检测器(MSD)。DMP、DEP、DiBP 和 BBP 的仪器定量限为 0.2 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, DBP 和 DEHP 的仪器定量限分别为 1.4 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 3.6 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.5 质量控制与保证

本研究禁止使用塑料制品, 使用的玻璃制品包括具塞试管、烧杯、浓缩管、玻璃注射器、巴斯德玻璃吸管以及旋转蒸发瓶。使用前用自来水和超纯水冲洗, 然后放入超声波清洗仪(KQ-500E, Kunshan Ultrasonic Inc., Kunshan, China)中 20 min。再用超纯水洗涤 3 次, 60 $^{\circ}\text{C}$ 烘箱中烘烤至没有水滴残留, 最后用丙酮洗涤两次。购买的 PAEs 标准溶液浓度为 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$, 体积为 1 mL。将 1 mL 标准溶液完全转移至 100 mL 棕色容量瓶中, 以正己烷稀释定容, 得到浓度为 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的混合标准储备液。用移液管移取 5 mL 储备液于 10 mL 棕色容量瓶中, 用正己烷稀释定容, 得到浓度为 5000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的标液, 以此方法稀释依次得到浓度为 1000、800、500、200、100、50、20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的标液。各 PAEs 的校准曲线呈线性关系, $r^2 > 0.993$ 。对每批次 12 个样本分析 3 个方法空白和 3 个加标空白, 所有空白与样品相同的程序分析, 在方法空白中 PAEs 含量较低, 占实际样品浓度的 0.43%—6.38%, 样品中 PAEs 的所有浓度均用空白值校正。DMP、DEP 和 DiBP 的仪器检出限为 0.2 $\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}$, DBP 和 DEHP 的检出限为 1.4 $\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 3.7 $\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。标准加标回收实验表明, 6 种 PAEs 的回收率为 85.6%—106.7%, 满足实验要求。

1.6 健康风险评价

灰尘中的 PAEs 通过摄入、吸入以及皮肤吸收途径进入人体并对健康产生危害, 使用公式(1) — (3)计算 PAEs 的暴露量。

$$\text{EDI}_{\text{ing}} = \frac{(C_{\text{dust}} \times f_1 \times R_{\text{ing}})}{\text{BW}}$$

(1)

式中, EDI_{ing} 为经口摄入的暴露量, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; C_{dust} 是灰尘中 PAEs 的浓度, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; f_1 是室内暴露分数, 学生在宿舍的暴露分数为 0.55^[33]; R_{ing} 是灰尘摄入量, 为 0.03 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[14]; BW 是体重(kg), 根据中国人群暴露参数手册, 体重采用男性 66.1 kg, 女性为 57.8 kg^[34]。

$$\text{EDI}_{\text{inh}} = \frac{(C_{\text{dust}} \times f_1 \times R_{\text{inh}})}{\text{BW} \times \text{PEF}}$$

(2)

式中, EDI_{inh} 为吸入途径的暴露量, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; R_{inh} 是吸入率, 男性为 17.7 $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 女性为 14.5 $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ^[34], PEF 是颗粒排放因子($1.36 \times 10^6 \text{ m}^3\cdot\text{g}^{-1}$)^[25]。

$$\text{EDI}_{\text{der}} = \frac{(C_{\text{dust}} \times f_1 \times f_2 \times f_3 \times A)}{\text{BW}}$$

(3)

式中, EDI_{der} 为皮肤接触途径的暴露量, $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; f_2 是皮肤中 PAEs 的吸收分数, DMP: 0.0004775, DEP: 0.0010255, DiBP: 0.000601, DBP: 0.000778, BBP: 0.0003535, DEHP: 0.000053; f_3 是附着在皮肤上的灰

尘, $0.096\text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ ^[14]; A 是暴露于灰尘的体表面积, 男性体表面积为 1.7 m^2 , 女性为 1.5 m^2 ^[34], 冬季暴露分数为 5%, 夏季为 25%^[35].

使用危害指数(HI)法估算 PAEs 的累积风险评估, HI 是单个 PAE 的危害商(HQ)之和^[36-37], 计算方法如式(4)和(5)所示, 若 $HQ > 1$, 则该物质表现出非致癌风险. 在 6 种目标污染物中, BBP 和 DEHP 具有致癌性, 用 CR 代表致癌风险, 计算方法如式(6)所示, 若 $CR < 10^{-6}$, 则致癌风险非常低; 若 CR 在 10^{-6} — 10^{-4} 范围内, 则致癌风险为低; 若 CR 在 10^{-4} — 10^{-3} 范围内, 则致癌风险为中度; 若 CR 在 10^{-3} —1 范围内, 则为高; 若 $CR > 1$, 则非常高^[38].

$$HQ = \frac{EDI}{\text{Reference limit value}}$$

(4)

$$H = \sum_{i=1}^n HQ_i$$

(5)

$$CR = EDI\cdot CFS$$

(6)

式中, 参考限值采用美国环保局推荐的 RfD^[39]; CFS 是致癌物质的斜率因子($\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$), DEHP 的 CFS 值为 $0.014\text{ kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$, BBP 为 $0.0019\text{ kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$ ^[40].

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 灰尘的理化性质

通过激光粒度仪分析, 得出了宿舍内灰尘各粒径的含量百分比. 如图 1 所示, 粒径小于 $30\text{ }\mu\text{m}$ 的灰尘平均含量百分比为 31.05%, $30\text{—}50\text{ }\mu\text{m}$ 的灰尘占比 14.89%, 粒径在 $50\text{—}100\text{ }\mu\text{m}$ 之间的含量占比 19.83%, $100\text{—}200\text{ }\mu\text{m}$ 粒径的灰尘占比 14.53%, 粒径为 $200\text{—}2000\text{ }\mu\text{m}$ 占比 19.71%. 男性宿舍粒径大于 $80\text{ }\mu\text{m}$ 的灰尘含量百分比显著高于女性宿舍($P < 0.05$), 平均粒径为 $96.14\text{ }\mu\text{m}$, 女性宿舍中粒径小于 $80\text{ }\mu\text{m}$ 的灰尘含量显著高于男性宿舍($P < 0.05$), 平均粒径为 $39.34\text{ }\mu\text{m}$. 总体上, 灰尘样本的平均粒径为 $67.74\text{ }\mu\text{m}$, 在灰尘组成中, 粘粒占 3.30%, 粉粒占 42.63%, 砂砾占 54.06%. 一般来说, 小于 $63\text{ }\mu\text{m}$ 的颗粒更容易粘附在皮肤上^[41]. 更小颗粒的灰尘会悬浮在空气中, 这些灰尘成分中的 PAEs 可以通过手-口摄入和吸入呼吸系统转移到人体中, 对健康构成风险. 小粒径的灰尘颗粒具有更强的吸附能力, 这可以通过每单位质量更细颗粒的更大表面积来解释^[42].

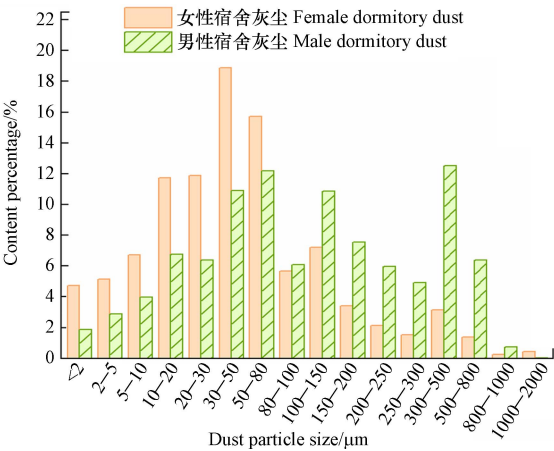


图 1 宿舍灰尘的粒径组成

Fig.1 Particle size composition

2.2 宿舍内灰尘中 PAEs 的累积特征

宿舍灰尘中 PAEs 的污染水平如图 2(a)所示, 灰尘中 6 种 PAEs 的总含量在 $141.94\text{—}1561.06\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间, 平均值和中值分别为 $494.19\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $372.56\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. 如图 2(b)所示, 室内灰尘中最主要 PAE 是 DEHP, 这是由于 DEHP 是在各种领域中最常使用的 PAE^[29], 并且 DEHP 饱和蒸气压较低, 更容易被灰尘吸收. 其次是 DBP 和 DiBP, 分别约占总 PAEs 的 19.86% 和 6.39%, 二者常用于个人护理品、印刷油

墨、粘合剂和纺织品等^[43], 而 DMP 和 DEP 相对分子量较小, 饱和蒸气压较高, 常以气态形式存在, 在灰尘中的含量较低^[44].

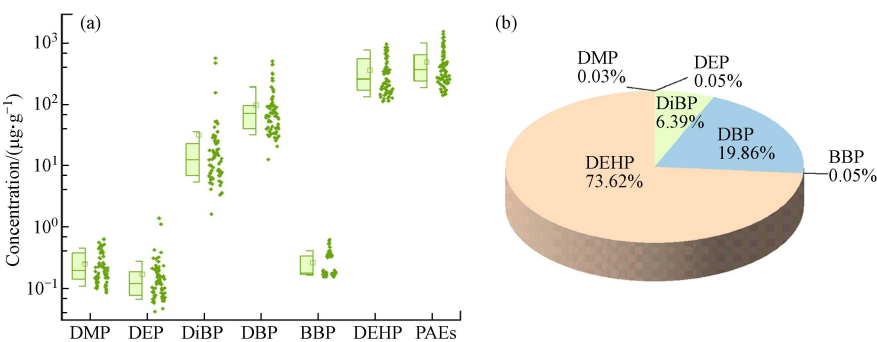


图2 宿舍灰尘中 PAEs 的(a)浓度(b)百分比组成
Fig.2 (a) Concentration (b) Percentage composition of PAEs in dust from dormitories

2.3 与其他地区灰尘中 PAEs 浓度的比较

比较近几年多地区 PAEs 的浓度和组成, 如表 1 所示, 大多数研究来自南方地区^[14,45-54] 以及华北地区^[10,14,27,31,43,55-57], 且样本采集时间较早, 多数研究以家庭住宅灰尘为介质^[58-59]. 在三项调查了大学生宿舍灰尘 PAEs 的研究中, 在我们的研究中 DEHP 的平均浓度 ($364.5\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) 高于南京大学生宿舍 ($135\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)^[47] 以及北京宿舍中 DEHP 的浓度 ($211\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)^[31], 与哈尔滨大学生宿舍中 DEHP 的浓度相当 ($355\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), 低于沈阳宿舍 DEHP 的浓度 ($430\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)^[15]. 并且南京和广州室内 PAEs 的浓度似乎有下降趋势^[14,46-50], 在重庆和成都, PAEs 浓度显著高于其他地区^[51-52], 在北京和西安^[9,10,14,27,31,43,59], PAEs 浓度略有上升, 在西安室内 DiBP 和 DBP 的浓度显著高于其他地区, DEHP 的浓度与重庆相当. 在东北地区缺少相同城市的研究, 在长春家庭住宅灰尘中测得的 DEHP 浓度低于哈尔滨及齐齐哈尔的浓度^[14-15,30]. 比较了采样时间较近的研究中 PAEs 的组成, 如图 3 所示, 与长春住宅中 PAEs 的组成相比, 宿舍灰尘 6 种 PAEs 中 DEHP 占比更高, 且 DBP 比 DiBP 贡献更高. 与其他北方城市相比, 长春宿舍中 DiBP 占比较高, 与哈尔滨宿舍相当^[15], 高于乌鲁木齐和天津室内 DiBP 的贡献^[57], DBP 处于中等水平, 而 DMP、DEP 的贡献较低, 仅占 0.03% 和 0.05%. 与南方城市相比, 上海室内灰尘中 DEHP 占比相当大^[45], 在广州和上海室内灰尘中的 DiBP 显著低于本研究, 而南京宿舍中 DMP、DEP 和 DiBP 的贡献均高于长春宿舍^[47]. 从整体来看, 长春宿舍灰尘中 PAEs 的处于中等水平.

表 1 中国城市室内灰尘中 PAEs 的浓度
Table 1 Concentrations of PAEs in indoor dust in Chinese cities

城市 City	采样地点 Sampling site	采样时间 Sampling time	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) Concentration						参考文献 References
			DMP	DEP	DiBP	DBP	BBP	DEHP	
上海	家庭	2010	0.2	0.4	33.6	26.9	0.2	319	[14]
	家庭	2017	2.87	1.49	32.5	56.46	0.78	485.17	[45]
南京	家庭	2014—2015	1.91	0.22	—	99.6	0.77	557	[46]
	家庭	2016	0.97	0.6	51.5	152.7	—	397.3	[47]
	宿舍	2016	0.5	0.5	28.4	38.8	—	135	
广州	公寓	2007	1.73	1.42	38.9	53.5	1.23	858	[48]
	家庭	2010	0.3	0.2	11.1	11.6	0.2	146	[14]
	家庭	2016—2019	0.82	5.01	42.4	20.5	—	301	[49]
	家庭	2018	0.44	0.16	10.7	74.5	ND	355	[50]
重庆	家庭	2014—2015	6	16	181.6	180	0.8	1892	[51]
成都	家庭	2020	0.63	0.78	82.9	152.93	1.04	564.16	[52]
香港	家庭	2010	8.09	8.34	9.94	17.9	8.22	690	[53]

续表 1

城市 City	采样地点 Sampling site	采样时间 Sampling time	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) Concentration						参考文献 References
			DMP	DEP	DiBP	DBP	BBP	DEHP	
台湾	幼儿园	2012—2014	ND	ND	3.6	9.2	ND	571.8	[54]
	家庭	2012—2014	ND	ND	1.7	4.9	ND	298.3	
	学校	2012—2014	ND	ND	ND	7.9	2	860.3	
济南	家庭	2010	0.06	0.1	10.4	9.3	0.1	98.2	[14]
北京	家庭	2010	0.7	0.4	12.6	18.9	0.6	156	[14]
	家庭	2010—2011	—	ND	ND	68.8	—	231	[10]
	幼儿园	2012	—	—	166	124	—	333	[27]
	家庭	2013	ND	ND	39	63	ND	460	[43]
	宿舍	2017	—	—	12.1	39.8	66.6	211	[31]
天津	家庭	2013—2016	—	0.56	43.1	230.11	0.91	457.38	[55]
	家庭	2013—2016	—	0.58	49.6	243.74	0.46	574.24	[56]
	家庭	2016—2017	0.64	1.08	17.36	60.09	1.63	253.56	[57]
石河子	家庭	2017	1.6	0.81	24.9	246	0.29	539	[58]
	家庭	2017	0.79	0.61	16.4	261	0.95	697	
西安	家庭	2012—2013	5.66	—	900.98	447.78	—	798.61	[9]
	家庭	2019	75.4	—	527.5	1256.8	—	1787.9	[59]
哈尔滨	宿舍	2014	0.71	0.84	27.3	60.1	0.18	355	[15]
	家庭	2014	1.33	0.89	17.4	66.6	0.16	521	[15]
齐齐哈尔	家庭	2010	0.1	1.5	26	21.9	0.2	348	[14]
沈阳	宿舍	2014	0.56	0.71	23.1	33	0.23	430	[15]
长春	家庭	2019	3.42	1.43	74.86	38.4	0.52	208.5	[30]
保定	宿舍	2014	0.35	0.6	13.1	33.1	0.076	79.7	[15]
乌鲁木齐	家庭	2010	0.5	0.8	32.8	170	0.4	563	[14]
	家庭	2016-2017	0	9.96	15.06	163.75	ND	609.51	[57]

ND, 未检出. ND, not detected. —, 无数据. —, no data is available.

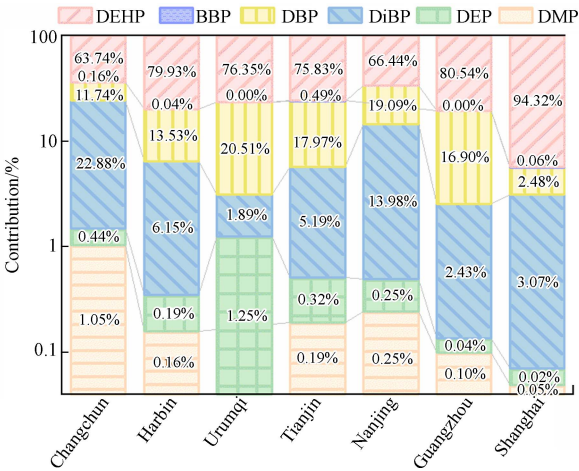


图 3 不同城市室内灰尘中 PAEs 的百分比组成

Fig.3 Percentage composition of PAEs in indoor dust in different cities

2.4 PAEs 在宿舍灰尘中累积的影响因素

根据图 4(a)所示, 在 56 间女性宿舍检测到六种 PAEs 的浓度范围为 198.73—1561.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 平均

浓度是 $669.0\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 51 间男性宿舍 PAEs 总浓度范围在 $141.94\text{--}650.33\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. 女性宿舍中的 DMP、DEP、DiBP、BBP 和 DEHP 均显著高于男性宿舍 ($P < 0.05$). 在女性宿舍发现了更多的邻苯二甲酸酯来源, 包括个人护理品、衣服和女性卫生用品等, 这与 Duan 等在大学宿舍中的发现一致^[60]. 与男性相比, 女性使用个人护理品频率更高^[20, 61], 在 Fichoux 等的研究中女性平均每天使用 12 种个人护理品, 而男性使用 6 种^[62]. 此外, Zhang 等发现女性使用毛巾的 PAEs 暴露量高于男性, 这也与使用个人护理品的情况有关^[32]. DiBP 和 DBP 是纺织品中广泛使用的添加剂, 衣物和空气之间存在半挥发性有机化合物 (SVOCs) 的分配行为, 会向室内环境中排放 PAEs^[37, 63], 女性宿舍中更多的衣物也可能增加环境中 PAEs 的浓度. 此外, 宿舍的灰尘中 PAEs 的浓度差异可能与其粒径分布有关. 灰尘颗粒物的粒径大小能够影响灰尘颗粒本身与环境中共存污染物的相互作用. 一般而言, 灰尘的粒径越小, 其吸附能力越强^[64]. Wang 等分析了不同粒径的室内外灰尘中 PAEs 的含量, 发现 $< 63\text{ }\mu\text{m}$ 的灰尘颗粒物具有最高的 PAEs 的分布因子^[54]. 在灰尘中多环芳烃与重金属的粒径分布也检测到这一特征^[65–66]. 因此, 在男女宿舍中所识别的灰尘粒径的差异部分也解释了女性宿舍中 PAEs 污染程度更高的现象.

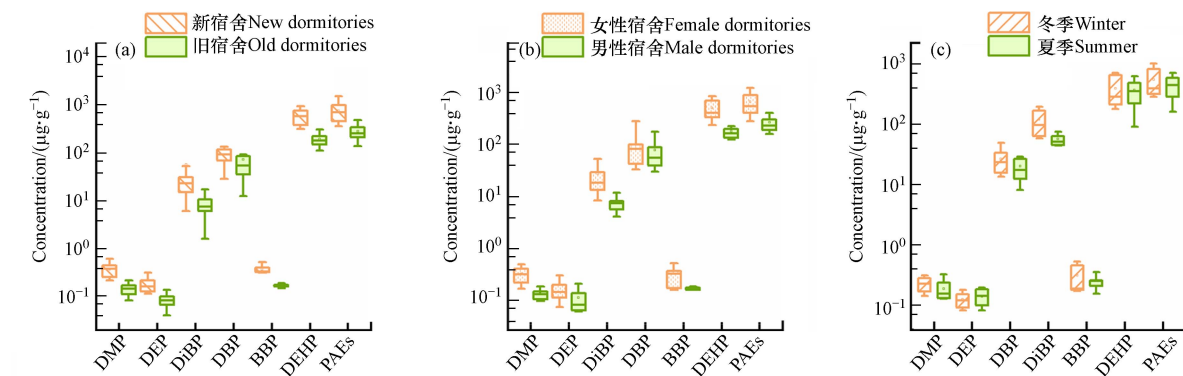


图 4 (a)新旧宿舍、(b)不同性别宿舍和(c)不同季节的灰尘中 PAEs 的污染水平

Fig.4 Pollution levels of PAEs in dust from (a) newly renovated and old dormitories, (b) female and male dormitories, and (c) different seasons

本研究包括 35 间装修时间在两年以内新宿舍, 以及 72 间装修时间超过五年的旧宿舍, 如图 4(b) 所示, 新装修宿舍中 PAEs 的总浓度平均值为 $776.29\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 旧宿舍中 PAEs 的总浓度平均值为 $287.78\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. 在 6 种 PAEs 中, 除 DiBP 以外的所有 PAEs 在新装修宿舍中的浓度均显著高于旧宿舍 ($P < 0.05$). 在新装修宿舍中, 装修程度更高, 研究表明均室内装修材料中 PAEs 的污染较为普遍^[67], 主要来源于 PVC 材料、涂料等, 并且从家具板材、塑料制品中释放的污染可能是长期存在的. 此外, 新装修宿舍的面积更小, Zhao 等发现 DEHP 的浓度与教室的面积显著负相关, 这可能也是新宿舍比旧宿舍 PAEs 浓度更高的原因^[68].

为了比较季节变化对 PAEs 的影响, 使用配对的冬季和夏季灰尘样本进行对比. 如图 4(c) 所示, 在夏季, 6 种 PAEs 的浓度均有所下降. 根据居住者报告的宿舍内通风频率和时间统计, 在冬季有 34 间宿舍通风频率大于一天一次, 44 间通风频率为一天一次, 29 间通风频率少于一天一次, 平均每次通风时间为 15 min. 而在夏季, 通风频率和时间显著提高, 在采样宿舍中, 所有宿舍都保持每天通风, 有 35% 的宿舍窗户保持一直敞开状态, 每天持续通风 24 h. 有研究表明, 室外环境中 PAEs 的浓度普遍低于室内环境, Ouyang 等的研究中测量的三种室内环境中 15 种 PAEs 平均浓度为 $22.1\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 而室外空气中 15 种 PAEs 平均浓度为 $3.62\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 二者相差一个数量级^[69]. 南京室内住宅灰尘中 6 种 PAEs 的平均浓度为 $139.1\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 而室外灰尘 PAEs 的浓度约为 $14.1\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[24]. 因此增加通风时间可以降低室内环境中 PAEs 的累积^[70]. 此外, 研究表明, 增塑剂从 PVC 板扩散到表面, 在 PVC 板表层与空气之间发生对流传质, 较高的温度可以增加分子内能, 分子扩散和对流速率也会增加^[71], 然而温度的升高虽然会增加源排放率, 也会导致尘-气分配系数 (K_d) 的降低^[52], Pei 等发现温度并非通过排放率来影响灰尘中 PAEs 的浓度, 而是通过 K_d ^[57].

2.5 主成分分析

使用主成分分析(PCA)来探索宿舍环境灰尘中 PAEs 的可能来源^[72]. 使用 IBM SPSS Statistics 20.0 进行分析. 以 107 份粉尘样品中 6 种 PAEs 的浓度为主动变量, 通过主成分分析为所有样本提取了两个主要因子, 因子载荷如图 5 所示, PC1 和 PC2 分别解释了总体方差的 55.4% 和 17.6%, 累积贡献率为 73.0%. 根据每个 PAE 的得分分成两组, 第一组与 PC1 呈显著正相关, 包括 DMP、DEP、BBP 和 DEHP, 其中 DEHP 在 PC1 上载荷最高, 为 0.960. DMP 和 DEP 广泛用于化妆品中^[14], DEHP 和 BBP 主要作为增塑剂使用在塑料制品和 PVC 中以提升产品的柔韧性^[60], 因此第一主成分反映了室内灰尘中的 PAEs 可能来自于化妆品以及塑料制品. DiBP 在第二成分上载荷最高, 为 0.636, DiBP 是粘合剂、纺织品添加剂中的常用物质^[73], 因此第二主成分主要源于室内纺织品及日常生活品.

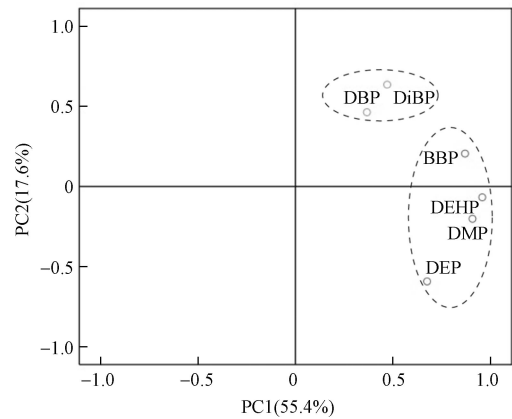


图 5 PAEs 主成分分析因子载荷图

Fig.5 Factor loadings of PAEs by principal component analysis

2.6 风险评估

PAEs 对人体具有多种毒性, 进行健康风险评估对于了解 PAEs 的污染情况以及保护人类健康极为重要. 表 2 中显示了暴露于新宿舍、旧宿舍、男性宿舍、女性宿舍以及冬季和夏季灰尘中 PAEs 的非致癌风险和致癌风险. 结果显示所有宿舍灰尘中 PAEs 的非致癌风险均小于 1, 在 3 种暴露途径中, 摄入途径对灰尘中 PAEs 的健康风险贡献最大, 显著高于吸入和皮肤接触途径 ($P < 0.05$). DEHP 和 BBP 的总致癌风险在 3.67×10^{-7} — 5.13×10^{-6} 之间, 有 32% 的宿舍灰尘中的 PAEs 的致癌风险小于 10^{-6} , 显示为非常低的致癌风险, 68% 的宿舍灰尘中 PAEs 的致癌风险在 10^{-6} — 10^{-4} 之间, 显示为低风险. 其中新装修宿舍灰尘中的 PAEs 的 HI 及 CR 值均高于旧宿舍, 女性宿舍灰尘中的 PAEs 导致的致癌和非致癌风险均高于男性宿舍. 此外, 在冬季宿舍灰尘的健康风险高于夏季. DEHP 的致癌风险显著高于 BBP ($P < 0.05$), 应持续关注室内环境中 DEHP 的污染情况. DEHP 通过诱导内分泌系统生物标志物和炎性细胞因子的增加来干扰肿瘤坏死因子 α ^[74-76], 而持续暴露于高水平的 DEHP 可能会导致不可逆转的健康影响, 如生殖毒性和发育毒性^[77-78]. 因此, 不能忽视 DEHP 长期暴露对人体的健康影响. 灰尘是暴露于 DEHP 的重要介质, 且 DEHP 的污染广泛存在, 应加强对其生产和使用的管理^[79]. 为了降低宿舍中 PAEs 的健康风险, 大学生应该及时清理不必要的塑料制品, 并增加通风频率增加室外空气的交换以减少室内 PAEs 的浓度, 由于 DEHP 相对分子量较大, 其广泛存在于尘相中, 经常进行地面清洁, 清扫擦除灰尘有利于减少 DEHP 的暴露风险.

表 2 暴露于大学宿舍灰尘中 PAEs 的健康风险

Table 2 Health risks of exposure to PAEs from dust in university dormitories

	数值 Values	新宿舍 New dormitories	旧宿舍 Old dormitories	男性宿舍 Male dormitories	女性宿舍 Female dormitories	冬季 Winter	夏季 Summer
HI _{ing}	最小值	4.41×10 ⁻³	1.87×10 ⁻³	1.87×10 ⁻³	2.81×10 ⁻³	1.87×10 ⁻³	1.01×10 ⁻³
	平均值	1.35×10 ⁻²	3.77×10 ⁻³	3.63×10 ⁻³	1.52×10 ⁻²	8.73×10 ⁻³	6.12×10 ⁻³
	最大值	2.18×10 ⁻²	1.13×10 ⁻²	8.55×10 ⁻³	2.18×10 ⁻²	2.18×10 ⁻²	1.93×10 ⁻²

续表 2

	数值 Values	新宿舍 New dormitories	旧宿舍 Old dormitories	男性宿舍 Male dormitories	女性宿舍 Female dormitories	冬季 Winter	夏季 Summer
HI _{inh}	最小值	1.06×10 ⁻⁶	5.83×10 ⁻⁷	5.83×10 ⁻⁷	6.72×10 ⁻⁷	5.83×10 ⁻⁷	4.62×10 ⁻⁷
	平均值	4.35×10 ⁻⁶	1.22×10 ⁻⁶	1.01×10 ⁻⁶	3.78×10 ⁻⁶	2.71×10 ⁻⁶	1.92×10 ⁻⁶
	最大值	6.89×10 ⁻⁶	6.42×10 ⁻⁶	2.57×10 ⁻⁶	6.89×10 ⁻⁶	6.89×10 ⁻⁶	5.37×10 ⁻⁶
HI _{da}	最小值	1.84×10 ⁻⁶	8.77×10 ⁻⁷	8.77×10 ⁻⁷	1.32×10 ⁻⁶	8.77×10 ⁻⁷	5.63×10 ⁻⁶
	平均值	9.73×10 ⁻⁶	2.13×10 ⁻⁶	2.32×10 ⁻⁶	8.72×10 ⁻⁶	5.64×10 ⁻⁶	3.83×10 ⁻⁶
	最大值	3.62×10 ⁻⁵	5.15×10 ⁻⁶	5.34×10 ⁻⁶	3.62×10 ⁻⁵	3.62×10 ⁻⁵	1.03×10 ⁻⁵
CR _{BBP}	最小值	1.76×10 ⁻¹⁰	6.58×10 ⁻¹¹	7.23×10 ⁻¹¹	6.58×10 ⁻¹¹	6.58×10 ⁻¹¹	4.87×10 ⁻¹¹
	平均值	3.82×10 ⁻¹⁰	1.12×10 ⁻¹⁰	1.08×10 ⁻¹⁰	3.28×10 ⁻¹⁰	2.77×10 ⁻¹⁰	1.42×10 ⁻¹⁰
	最大值	6.64×10 ⁻¹⁰	2.03×10 ⁻¹⁰	2.03×10 ⁻¹⁰	6.64×10 ⁻¹⁰	6.64×10 ⁻¹⁰	4.58×10 ⁻¹⁰
CR _{DEHP}	最小值	7.91×10 ⁻⁷	3.67×10 ⁻⁷	3.67×10 ⁻⁷	6.87×10 ⁻⁷	3.67×10 ⁻⁷	2.11×10 ⁻⁷
	平均值	3.52×10 ⁻⁶	9.33×10 ⁻⁷	8.76×10 ⁻⁷	2.62×10 ⁻⁶	1.52×10 ⁻⁶	8.32×10 ⁻⁷
	最大值	5.13×10 ⁻⁶	2.17×10 ⁻⁶	1.88×10 ⁻⁶	5.13×10 ⁻⁶	5.13×10 ⁻⁶	3.35×10 ⁻⁶

3 结论 (Conclusion)

1)PAEs 在长春宿舍灰尘中广泛存在, 由于 DEHP、DiBP 和 DBP 的高使用量以及其物理化学性质使其在室内灰尘中含量较高. 长春宿舍灰尘中 PAEs 的浓度低于长春住宅灰尘, 与其他地区相比处于中等水平.

2)新装修宿舍 PAEs 的浓度显著高于旧宿舍, 女性宿舍 PAEs 浓度高于男性宿舍, 季节因素也会影响 PAEs 的污染水平, 夏季 PAEs 浓度更低. 基于 PCA 的主成分分析表明, PAEs 主要来源于室内的个人护理品、塑料制品及纺织品.

3)由宿舍内灰尘中 PAEs 导致的非致癌风险在安全阈值内, 在摄入、吸入及皮肤吸收 3 种途径中, 摄入途径会导致最高的健康风险. 致癌物 BBP 和 DEHP 致癌风险为低风险. 建议增加通风时间, 并及时清理不必要的塑料制品以减少宿舍环境中 PAEs 的暴露风险.

参考文献 (References)

[1] BU Z M, MMEREKI D, WANG J H, et al. Exposure to commonly-used phthalates and the associated health risks in indoor environment of urban China[J]. [The Science of the Total Environment](#), 2019, 658: 843-853.

[2] BANG D Y, LEE I K, LEE B M. Toxicological characterization of phthalic acid[J]. [Toxicological Research](#), 2011, 27(4): 191-203.

[3] EJAREDAR M, NYANZA E C, TEN EYCKE K, et al. Phthalate exposure and childrens neurodevelopment: A systematic review[J]. [Environmental Research](#), 2015, 142: 51-60.

[4] CHIANG C, LEWIS L R, BORKOWSKI G, et al. Exposure to di(2-ethylhexyl) phthalate and diisononyl phthalate during adulthood disrupts hormones and ovarian folliculogenesis throughout the prime reproductive life of the mouse[J]. [Toxicology and Applied Pharmacology](#), 2020, 393: 114952.

[5] HUANG S Y, QI Z H, MA S T, et al. A critical review on human internal exposure of phthalate metabolites and the associated health risks[J]. [Environmental Pollution](#), 2021, 279: 116941.

[6] MÍNGUEZ-ALARCÓN L, BURNS J, WILLIAMS P L, et al. Urinary phthalate metabolite concentrations during four windows spanning puberty (prepuberty through sexual maturity) and association with semen quality among young Russian men[J]. [International Journal of Hygiene and Environmental Health](#), 2022, 243: 113977.

[7] LI Y Y, ZHENG N, LI Y, et al. Exposure of childbearing-aged female to phthalates through the use of personal care products in China: An assessment of absorption via dermal and its risk characterization[J]. [The Science of the Total Environment](#), 2022, 807: 150980.

[8] HEALTH N I O P, GKRILLAS A, DIRVEN H, et al. Risk assessment of phthalates based on aggregated exposure from foods and personal care products and comparison with biomonitoring data[J]. [EFSA Journal](#). European Food Safety Authority, 2020, 18(Suppl 1): e181105.

[9] WANG X K, TAO W, XU Y, et al. Indoor phthalate concentration and exposure in residential and office buildings in Xi'an, China[J].

- Atmospheric Environment*, 2014, 48: 146-152.
- [10] WANG L X, GONG M Y, XU Y, et al. Phthalates in dust collected from various indoor environments in Beijing, China and resulting non-dietary human exposure[J]. *Building and Environment*, 2017, 124: 315-322.
- [11] LI Z M, ZHENG N, AN Q R, et al. Impact of environmental factors and bacterial interactions on dust mite allergens in different indoor dust[J]. *The Science of the Total Environment*, 2022, 844: 157177.
- [12] LAO J Y, RUAN Y F, LEUNG K M Y, et al. Review on age-specific exposure to organophosphate esters: Multiple exposure pathways and microenvironments[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2023, 53(7): 803-826.
- [13] ZHU Q Q, JIA J B, ZHANG K G, et al. Phthalate esters in indoor dust from several regions, China and their implications for human exposure[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 652: 1187-1194.
- [14] GUO Y, KANNAN K. Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(8): 3788-3794.
- [15] LI H L, SONG W W, ZHANG Z F, et al. Phthalates in dormitory and house dust of northern Chinese cities: Occurrence, human exposure, and risk assessment[J]. *The Science of the Total Environment*, 2016, 565: 496-502.
- [16] MALARVANNAN G, ONGHENA M, VERSTRAETE S, et al. Phthalate and alternative plasticizers in indwelling medical devices in pediatric intensive care units[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 363: 64-72.
- [17] ZHANG L E, RUAN Z L, JING J J, et al. High-temperature soup foods in plastic packaging are associated with phthalate body burden and expression of inflammatory mRNAs: A dietary intervention study[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(12): 8416-8427.
- [18] BABICH M A, BEVINGTON C, DREYFUS M A. Plasticizer migration from children's toys, child care articles, art materials, and school supplies[J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2020, 111: 104574.
- [19] HSIEH C J, CHANG Y H, HU A R, et al. Personal care products use and phthalate exposure levels among pregnant women[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 648: 135-143.
- [20] STUHLÍK FIŠEROVÁ P, MELYMUK L, KOMPRDOVÁ K, et al. Personal care product use and lifestyle affect phthalate and DINCH metabolite levels in teenagers and young adults[J]. *Environmental Research*, 2022, 213: 113675.
- [21] NET S, SEMPÉRÉ R, DELMONT A, et al. Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(7): 4019-4035.
- [22] 朱冰清, 胡冠九, 纪轩禹, 等. 江苏省自来水中邻苯二甲酸酯的污染特征及风险评估[J]. *环境化学*, 2023, 42(8): 2586-2593.
- ZHU B Q, HU G J, JI X Y, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in tap water from Jiangsu Province[J]. *Environmental Chemistry*, 2023, 42(8): 2586-2593 (in Chinese).
- [23] PRASAD B, PRASAD K S, DAVE H, et al. Cumulative human exposure and environmental occurrence of phthalate esters: A global perspective[J]. *Environmental Research*, 2022, 210: 112987.
- [24] ZHANG Q, LU X M, ZHANG X L, et al. Levels of phthalate esters in settled house dust from urban dwellings with young children in Nanjing, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 69: 258-264.
- [25] KANG Y, MAN Y B, CHEUNG K C, et al. Risk assessment of human exposure to bioaccessible phthalate esters via indoor dust around the Pearl River Delta[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(15): 8422-8430.
- [26] BORNEHAG C G, SUNDELL J, WESCHLER C J, et al. The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in house dust: A nested case-control study[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2004, 112(14): 1393-1397.
- [27] WANG L X, WU Z X, GONG M Y, et al. Non-dietary exposure to phthalates for pre-school children in kindergarten in Beijing, China[J]. *Building and Environment*, 2020, 167: 106438.
- [28] WANG W, LEUNG A O W, CHU L H, et al. Phthalates contamination in China: Status, trends and human exposure-with an emphasis on oral intake[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 771-782.
- [29] GAO D W, LI Z, WANG H, et al. An overview of phthalate acid ester pollution in China over the last decade: Environmental occurrence and human exposure[J]. *The Science of the Total Environment*, 2018, 645: 1400-1409.
- [30] 侯胜男. 灰尘中重金属和邻苯二甲酸酯复合污染特征及毒理学效应[D]. 北京: 中国科学院大学, 2021.
- HOU S N. Characteristics and toxicological effects of combined pollution of heavy metals and phthalates in dust[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2021 (in Chinese).
- [31] QU M N, WANG L X, LIU F, et al. Characteristics of dust-phase phthalates in dormitory, classroom, and home and non-dietary exposure in Beijing, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(28): 38159-38172.
- [32] ZHANG W H, ZHENG N, WANG S J, et al. Characteristics and health risks of population exposure to phthalates via the use of face towels[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2023, 130: 1-13.
- [33] CHEN Y, LV D, LI X H, et al. PM_{2.5}-bound phthalates in indoor and outdoor air in Beijing: Seasonal distributions and human exposure via inhalation[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 241: 369-377.
- [34] 中华人民共和国生态环境部. 中国人群暴露参数手册(成人). 北京: 中国环境科学出版社;2013.

- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Exposure Factors Handbook of Chinese Population (Adults). Beijing: China Environmental Science Press;2013(in Chinese).
- [35] 李佳. 室内降尘与个人护理品中邻苯二甲酸酯的分析研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
LI J. The analysis of phthalates in indoor dust and personal care products [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2014 (in Chinese).
- [36] BENSON R. Hazard to the developing male reproductive system from cumulative exposure to phthalate esters—Dibutyl phthalate, diisobutyl phthalate, butylbenzyl phthalate, diethylhexyl phthalate, dipentyl phthalate, and diisononyl phthalate [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2009, 53(2): 90-101.
- [37] LI H L, MA W L, LIU L Y, et al. Phthalates in infant cotton clothing: Occurrence and implications for human exposure [J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 683: 109-115.
- [38] LI Y, YAN H Q, LI X Q, et al. Presence, distribution and risk assessment of phthalic acid esters (PAEs) in suburban plastic film pepper-growing greenhouses with different service life [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 196: 110551.
- [39] USEPA. Noncancer assessment. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC [EB/OL]. [2023-5-19].
- [40] USEPA. Regional Screening Level (RSL) Summary Table. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC [EB/OL]. [2023-5-19].
- [41] CHOATE L M, RANVILLE J F, BUNGE A L, et al. Dermal adhered soil: 1. Amount and particle-size distribution [J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2006, 2(4): 375-384.
- [42] WEISS J M, GUSTAFSSON A, GERDE P, et al. Daily intake of phthalates, MEHP, and DINCH by ingestion and inhalation [J]. *Chemosphere*, 2018, 208: 40-49.
- [43] HUANG S Y, MA S T, WANG D W, et al. National-scale urinary phthalate metabolites in the general urban residents involving 26 provincial capital cities in China and the influencing factors as well as non-carcinogenic risks [J]. *The Science of the Total Environment*, 2022, 838: 156062.
- [44] MENG Z Y, WANG L X, CAO B K, et al. Indoor airborne phthalates in university campuses and exposure assessment [J]. *Building and Environment*, 2020, 180: 107002.
- [45] 杨其帆, 沈冰, 蔡菁婷, 等. 上海市室内灰尘中邻苯二甲酸酯分布及人群暴露风险评估 [J]. *上海预防医学*, 2022, 34(3): 247-251, 264.
YANG Q F, SHEN B, CAI J T, et al. Distribution and exposure assessment of phthalic acid esters (PAEs) in indoor dust of Shanghai [J]. *Shanghai Journal of Preventive Medicine*, 2022, 34(3): 247-251, 264 (in Chinese).
- [46] HE R W, LI Y Z, XIANG P, et al. Organophosphorus flame retardants and phthalate esters in indoor dust from different microenvironments: Bioaccessibility and risk assessment [J]. *Chemosphere*, 2016, 150: 528-535.
- [47] XU S, LI C. Phthalates in house and dormitory dust: Occurrence, human exposure and risk assessment [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021, 106(2): 393-398.
- [48] LAN Q, CUI K Y, ZENG F, et al. Characteristics and assessment of phthalate esters in urban dusts in Guangzhou city, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184(8): 4921-4929.
- [49] SHI Y M, LIU X T, XIE Q T, et al. Plastic additives and personal care products in South China house dust and exposure in child-mother pairs [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 281: 116347.
- [50] HUANG C, ZHANG Y J, LIU L Y, et al. Exposure to phthalates and correlations with phthalates in dust and air in South China homes [J]. *The Science of the Total Environment*, 2021, 782: 146806.
- [51] BU Z M, ZHANG Y P, MMEREKI D, et al. Indoor phthalate concentration in residential apartments in Chongqing, China: Implications for preschool children's exposure and risk assessment [J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 127: 34-45.
- [52] 曾迪娅, 陈志伟, 张彬. 家庭灰尘中邻苯二甲酸酯的经皮风险评价 [J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(12): 185-193.
ZENG D Y, CHEN Z W, ZHANG B. Dermal risk assessment of PAEs contained in household dust [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 44(12): 185-193 (in Chinese).
- [53] WANG W, WU F Y, HUANG M J, et al. Size fraction effect on phthalate esters accumulation, bioaccessibility and *in vitro* cytotoxicity of indoor/outdoor dust, and risk assessment of human exposure [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 261: 753-762.
- [54] HUANG C N, CHIOU Y H, CHO H B, et al. Children's exposure to phthalates in dust and soil in Southern : A study following the phthalate incident in 2011 [J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 696: 133685.
- [55] ZHU C Q, SUN Y X, ZHAO Y X, et al. Associations between Children's asthma and allergic symptoms and phthalates in dust in metropolitan Tianjin, China [J]. *Chemosphere*, 2022, 302: 134786.
- [56] SUN Y X, ZHANG Q N, HOU J, et al. Exposure of phthalates in residential buildings and its health effects [J]. *Procedia Engineering*, 2017, 205: 1901-1904.
- [57] PEI J J, SUN Y H, YIN Y H. The effect of air change rate and temperature on phthalate concentration in house dust [J]. *The Science of the Total Environment*, 2018, 639: 760-768.
- [58] LI Y H, LU J J, YIN X W, et al. Indoor phthalate concentrations in residences in Shihezi, China: Implications for preschool children's exposure and risk assessment [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2019, 26(19): 19785-19794.

- [59] LIU K, KANG L Y, LI A, et al. Field investigation on phthalates in settled dust from five different surfaces in residential apartments[J]. *Building and Environment*, 2020, 177: 106856.
- [60] DUAN J H, WANG L X, ZHUO S H, et al. Seasonal variation of airborne phthalates in classroom and dormitory, and its exposure assessment in college students[J]. *Energy and Buildings*, 2022, 265: 112078.
- [61] LIM S. The associations between personal care products use and urinary concentrations of phthalates, parabens, and triclosan in various age groups: The Korean National Environmental Health Survey Cycle 3 2015-2017[J]. *The Science of the Total Environment*, 2020, 742: 140640.
- [62] FICHEUX A S, WESOLEK N, CHEVILLOTTE G, et al. Consumption of cosmetic products by the French population. First part: Frequency data[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2015, 78: 159-169.
- [63] SAINI A, OKEME J O, MARK PARNIS J, et al. From air to clothing: Characterizing the accumulation of semi-volatile organic compounds to fabrics in indoor environments[J]. *Indoor Air*, 2017, 27(3): 631-641.
- [64] 宋怡. 大同市区春夏季道路灰尘中重金属与多环芳烃污染研究 [D]. 西安: 陕西师范大学, 2020.
SONG Y. Study on pollution of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust in Datong city in spring and summer[D]. Xi'an: Shaanxi Normal University, 2020 (in Chinese).
- [65] 王钰. 哈尔滨市主城区道路灰尘重金属污染研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨师范大学, 2022.
WANG Y. Study on heavy metal pollution of road dust in the main urban area of Harbin[D]. Harbin: Harbin Normal University, 2022 (in Chinese).
- [66] 马晓丽, 何雨恒, 张辉等. 福州市道路灰尘中多环芳烃粒径分布、生物可利用度及其毒性当量 [J]. *环境化学*, 2024, 43(2): 515-523.
MA X L, HE Y H, ZHANG H et al. Distribution, bioaccessability and toxicity equivalence of polycyclic aromatic hydrocarbons in different particle-size fractions of road dust in Fuzhou[J]. *Environmental Chemistry*, 2024, 43(2): 515-523(in Chinese).
- [67] 刘正丹, 白文娟, 刘俊玲, 等. 武汉市居民住宅室内空气颗粒物中邻苯二甲酸酯污染状况 [J]. *公共卫生与预防医学*, 2020, 31(4): 36-40.
LIU Z D, BAI W J, LIU J L, et al. Phthalate esters pollution in household indoor air particles in Wuhan[J]. *Journal of Public Health and Preventive Medicine*, 2020, 31(4): 36-40 (in Chinese).
- [68] 赵玮. 上海市高校教室内邻苯二甲酸酯暴露研究 [J]. *上海节能*, 2019(9): 763-772.
ZHAO Y. Study on phthalate exposure in university classrooms in Shanghai[J]. *Shanghai Energy Conservation*, 2019(9): 763-772 (in Chinese).
- [69] OUYANG X Z, XIA M, SHEN X Y, et al. Pollution characteristics of 15 gas- and particle-phase phthalates in indoor and outdoor air in Hangzhou[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 86: 107-119.
- [70] 乔雅琦, 黄立辉. 住宅室内降尘中邻苯二甲酸酯的污染特征及传输途径 [J]. *环境化学*, 2020, 39(6): 1523-1529.
QIAO Y Q, HUANG L H. Characterization of phthalates in residential house dust and their transfer routes[J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(6): 1523-1529 (in Chinese).
- [71] ZHOU X J, LIAN J L, CHENG Y, et al. The gas/particle partitioning behavior of phthalate esters in indoor environment: Effects of temperature and humidity[J]. *Environmental Research*, 2021, 194: 110681.
- [72] 甄晓龙, 刘刚, 李久海, 等. 南京化工园区道路尘中邻苯二甲酸酯的时空变化和风险评估 [J]. *环境化学*, 2020, 39(2): 531-541.
ZHEN X L, LIU G, LI J H, et al. Spatial-temporal variation and risk assessment of phthalic acid esters in road dust of Nanjing chemical industry park[J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(2): 531-541 (in Chinese).
- [73] TANG Z W, CHAI M, WANG Y W, et al. Phthalates in preschool children's clothing manufactured in seven Asian countries: Occurrence, profiles and potential health risks[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 387: 121681.
- [74] GU Y, GAO M, ZHANG W W, et al. Exposure to phthalates DEHP and DINP May lead to oxidative damage and lipidomic disruptions in mouse kidney[J]. *Chemosphere*, 2021, 271: 129740.
- [75] ZHANG Y J, WU L H, WANG F, et al. DNA oxidative damage in pregnant women upon exposure to conventional and alternative phthalates[J]. *Environment International*, 2021, 156: 106743.
- [76] van T ERVE T J, ROSEN E M, BARRETT E S, et al. Phthalates and phthalate alternatives have diverse associations with oxidative stress and inflammation in pregnant women[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(6): 3258-3267.
- [77] PARRA-FORERO L Y, VELOZ-CONTRERAS A, VARGAS-MARÍN S, et al. Alterations in oocytes and early zygotes following oral exposure to di(2-ethylhexyl) phthalate in young adult female mice[J]. *Reproductive Toxicology*, 2019, 90: 53-61.
- [78] LIN C Y, CHEN C W, LEE H L, et al. Global DNA methylation mediates the association between urine mono-2-ethylhexyl phthalate and serum apoptotic microparticles in a young Taiwanese population[J]. *The Science of the Total Environment*, 2022, 808: 152054.
- [79] GAO X Y, CUI L, MU Y M, et al. Cumulative health risk in children and adolescents exposed to bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP)[J]. *Environmental Research*, 2023, 237: 116865.