

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2020020601

乔雅绮, 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 Yaqi, HUANG Lihui. Characterization of phthalates in residential house dust and their transfer routes[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(6): 1523-1529.

## 住宅室内降尘中邻苯二甲酸酯的污染特征及传输途径\*

乔雅绮<sup>1</sup> 黄立辉<sup>1,2,3\*\*</sup>

(1. 长安大学水利与环境学院环境工程系, 西安, 710054; 2. 长安大学水利与环境学院旱区地下水与生态效应教育部重点实验室, 西安, 710054; 3. 清华大学建筑技术科学系, 北京, 100084)

**摘要** 本文分别于夏季和冬季在北京市40户家庭的客厅和卧室采集降尘样品, 研究降尘中邻苯二甲酸酯(PAEs)的污染特征. 结果表明, 室内降尘中主要的PAEs(及其浓度)为DIBP(39.6 ng·mg<sup>-1</sup>, 几何平均浓度, 下同)、DBP(38.7 ng·mg<sup>-1</sup>)和DEHP(418.5 ng·mg<sup>-1</sup>). 降尘中PAEs的浓度与温度、相对湿度和换气次数均呈显著正相关( $P < 0.005$ ). 这是由于室温升高和换气次数增高加快PAEs的源排放速率, 促进室内空气PAEs积累并通过气相媒介传输使得降尘PAEs浓度增高; 湿度升高促进空气中PAEs向降尘的传质, 增大降尘中PAEs浓度. 3种因素共同影响使得夏季降尘中3种PAEs的浓度均显著高于冬季( $P < 0.0001$ ). 研究还发现, 源材料中PAEs至降尘的传输途径包括以气相为媒介的间接传输和源至降尘的直接转移, 因此降尘PAEs浓度与采集平面材料相关; 降尘PAEs浓度还受降尘在室内的停留时间影响, 因此, 相关研究需指明降尘的类型、采集位置和平面材料, 便于利用测量数据进行准确的暴露评估.

**关键词** 邻苯二甲酸酯, 室内降尘, DEHP, DIBP, DBP.

## Characterization of phthalates in residential house dust and their transfer routes

QIAO Yaqi<sup>1</sup> HUANG Lihui<sup>1,2,3\*\*</sup>

(1. Department of Environmental Engineering, School of Water and Environment, Chang'an University, Xi'an, 710054, China; 2. Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effects in Arid Region, Ministry of Education, School of Water and Environment, Chang'an University, Xi'an, 710054, China; 3. Department of Building Technology and Science, Tsinghua University, Beijing, 100084, China)

**Abstract:** House dust samples were collected in the living room and bedroom of forty residences in Beijing in both summer and winter. The concentrations of 7 phthalates in these samples were characterized. The results showed that the major phthalates in house dust were DIBP (39.6 ng·mg<sup>-1</sup>, geometric mean concentration, thereafter), DBP (38.7 ng·mg<sup>-1</sup>) and DEHP (418.5 ng·mg<sup>-1</sup>). The concentrations of dust-borne DIBP, DBP and DEHP were positively associated with temperature, relative humidity and ventilation rate ( $P < 0.005$ ). Elevated temperature and improved ventilation could accelerate the source emission rates of phthalates, resulting in the accumulation of airborne phthalates, and ultimately increase the concentration of dust-borne phthalates through the *air-mediated transfer*; whereas higher humidity could expedite the mass

2020年2月6日收稿 (Received: February 6, 2020).

\* 国家自然科学基金(21607015), 陕西省自然科学基金(2016JQ2008)和中央高校基础科研经费(300102299101)资助.

**Supported by** the Natural Science Foundation of China (21607015), the Science & Technology Support Foundation of Shaanxi Province (2016JQ2008) and the Fundamental Research Funds for the Central Universities (300102299101).

\*\* 通讯联系人, Tel: 15606103165, E-mail: huanglh@chd.edu.cn

**Corresponding author**, Tel: 15606103165, E-mail: huanglh@chd.edu.cn

transfer of phthalates from air to dust, leading to the higher concentration of dust-borne phthalates. Due to the combined effects of above factors, significantly higher concentrations of dust-borne phthalates were found in the summer ( $P < 0.0001$ ). The results also suggested that phthalates transport from source materials to house dust via two routes: *air-mediated indirect transfer* and *direct transfer from source to dust on source surface*. As a result, the concentrations of dust-borne phthalates were closely associated with surface material. The residence time of dust was also found to impact the concentrations of dust-borne phthalates. Therefore, it is necessary to specify the type of dust, collection location and surface material, so that accurate exposure assessment can be conducted using measurement data.

**Keywords:** phthalates, house dust, DEHP, DIBP, DBP.

邻苯二甲酸酯(PAEs)是一种疏水性的半挥发性有机物(SVOCs)<sup>[1]</sup>.作为广泛使用的增塑剂和添加剂,PAEs在室内环境中普遍存在<sup>[2]</sup>.由于和产品分子间不以化学键结合,PAEs可浸出、迁移或蒸发到室内空气和各类表面,后通过多重暴露途径进入人体<sup>[3-4]</sup>.PAEs是一组内分泌干扰物,可对人体生殖和发育产生负面影响<sup>[5-6]</sup>.因此,PAEs成为严重威胁公共健康的污染物之一<sup>[7]</sup>.

降尘是生活中常接触的一种环境介质<sup>[8-9]</sup>,也是室内PAEs的重要暴露媒介之一<sup>[10]</sup>.近年来国内外学者开展了一系列监测降尘中PAEs浓度的研究<sup>[6,11-13]</sup>,均发现室内降尘中PAEs污染水平已十分显著.来自瑞典<sup>[14]</sup>和保加利亚<sup>[15]</sup>的研究进一步发现降尘中PAEs浓度与建筑类型、工期、装修材料、通风和家庭漏水情况有关,表明建筑环境是影响降尘中PAEs浓度的重要因素<sup>[16-17]</sup>,然而我国的相关研究仍十分少见.在我国开展此类研究有助于识别主要PAEs暴露源及影响暴露水平的关键因素.另一方面,研究PAEs的传输途径对发展相应的暴露控制措施十分重要.尽管传统观点认为PAEs以空气为媒介传播到其它固定相<sup>[18]</sup>,但是Sukiene等<sup>[19]</sup>发现实验室制造材料中的SVOCs可从原材料直接转移到与该材料接触的降尘中.上述直接传输途径在真实室内环境中是否存在有待研究.

本研究分别于夏季和冬季在北京市40户住宅采集降尘样品并分析其中的7种PAEs:邻苯二甲酸二甲酯(DMP)、邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、邻苯二甲酸异丁酯(DIBP)、邻苯二甲酸二丁酯(DBP)、邻苯二甲酸丁基苄酯(BBZP)、邻苯二甲酸二(2-乙基己)酯(DEHP)和邻苯二甲酸二正辛酯(DOP).在所获取的PAEs浓度水平基础上,本研究分析季节、温湿度、换气次数、降尘采样位置、降尘类型和降尘采集平面材料等因素对降尘中PAEs浓度的影响并探讨相关机制.

## 1 材料与方法(Materials and methods)

### 1.1 受试家庭

本研究选取北京市海淀区、朝阳、丰台、西城、石景山和昌平等6城区共40户家庭作为测试对象,并通过调查问卷调研了住宅的建筑环境和装修信息.相较于西方国家的类似研究,我国住宅年龄普遍较轻:约50%的住宅为10年内的新建和次新住宅,仅17%的住宅房龄超过20年.测试住宅距最近一次装修的间隔时间均超过3年,其中约45%的住宅在5年前装修,10年前装修的住宅占35%.约55%的住宅是南北通透式的建筑结构.仅一户住宅采用机械通风,其余均是开窗自然通风.室内装修使用的地板材料为复合木地板、实木地板、水泥地或大理石.除两所住宅使用木质墙裙外,其余住宅选择涂料或壁纸作为墙面材料.

### 1.2 样品采集

现场采样于2013年7月1日至9月8日(夏季)和2013年12月10日至2014年3月16日(冬季)进行.每户住宅的降尘样品分别在客厅和卧室采集.每个房间均采集两类平面上的降尘:第一类是书桌、沙发、茶几和玩具等经常受到住户日常活动干扰的表面,此类表面上的降尘在室内的停留时间通常较短(命名为新尘);第二类是门沿和衣柜顶部等极少受到日常活动干扰的表面,此类表面上的降尘停留时间相对较长(命名为旧尘).采样同时记录采集平面的材质,可分为木质、塑料、编织和其它(大理石、金

属、水泥或皮革)。

本研究采用家用吸尘器采集室内降尘。采样时在吸尘器的导管中放入不锈钢架,并将纤维滤筒置于不锈钢架上。当气流通过时,降尘截留在纤维滤筒上。现场采样过程中,将吸尘器进气口在选定的平面缓慢来回清理直至清理完选定表面的所有降尘。降尘的质量由采集前后滤筒的质量差决定。采集好的样品用铝箔纸包好保存在超低温冰箱( $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ )中直至前处理。使用二氧化碳浓度衰减法(ASHRAE, 2009)测定监测期间住宅的换气次数,并同时测定监测期间住宅室内温湿度<sup>[20]</sup>。测试住宅夏季换气次数为 $2.7\pm 1.9\text{ h}^{-1}$ ,冬季为 $0.6\pm 0.7\text{ h}^{-1}$ ;夏季室内平均温度为 $28.5\pm 1.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,冬季为 $22.7\pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;夏季平均相对湿度为 $62\%\pm 8.5\%$ ,冬季为 $35\%\pm 10.3\%$ 。夏季室内环境中温度、湿度和换气次数均显著高于冬季( $P<0.05$ )。

### 1.3 样品分析

样品前处理使用二氯甲烷作为溶剂进行 24 h 索氏抽提。样品萃取前使用微量注射器在样品中加入  $10\text{ }\mu\text{L}$   $50\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$  的氘代标记 PAEs 标准物( $d_4$ -DEP,  $d_4$ -DiBP,  $d_4$ -DEHP),以计算萃取过程中 PAEs 的回收率。抽提液通过旋转蒸发和氮吹进行浓缩。氮吹后用微量注射器向浓缩液中加入  $10\text{ }\mu\text{L}$  浓度为  $50\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$  的苯甲酸苄酯作为内标物。混匀后使用气相色谱-质谱联用仪进行化学分析。

气相色谱-质谱分析条件如下:(1)色谱柱规格是 HP-5MS ( $30\text{ m}\times 0.25\text{ mm}\times 0.25\text{ }\mu\text{m}$ );(2)升温程序如下: $100\text{ }^{\circ}\text{C}$  保持 2 min,以  $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  升至  $300\text{ }^{\circ}\text{C}$  保持 5 min;(3)各室温度分别为:汽化室  $280\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,离子源  $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,传输线  $280\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,四极杆  $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;(4)采用不分流进样,进样量为  $1\text{ }\mu\text{L}$ ,进样口气压是 7.34 psi;(5)柱流速是  $1.0\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ,EI 电离电压为 70 eV;(6)载气采用高纯氮气,载气流速为  $54.8\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ;(7)分析模式为选择离子模式。

### 1.4 质量保障与控制

为减少背景污染,玻璃纤维膜和铝箔在采样前置于  $420\text{ }^{\circ}\text{C}$  马弗炉中烘烤 4 h。在存储和运输过程中,采样膜和纤维滤筒使用马弗炉焙烤过的铝箔纸包装。所有样品和待使用的采样膜、滤筒均存贮在超低温冰箱( $-35\text{ }^{\circ}\text{C}$ )中。采样前用酒精清洁不锈钢架,采集样品用铝箔纸包好,运至实验室冷藏至分析。实验过程中严格避免塑料制品的使用。将样品中 PAEs 的浓度进行回收率校正:(1)DMP 和 DEP 的浓度通过  $d_4$ -DEP 的回收率(夏季为  $73.3\%\pm 23.6\%$ ,冬季为  $82.8\%\pm 26.5\%$ )进行校正;(2)DIBP、DBP、BBZP 的浓度通过  $d_4$ -DBP 的回收率(夏季为  $82.2\%\pm 25.7\%$ ,冬季为  $83.4\%\pm 29.4\%$ )进行校正;(3)DEHP 和 DOP 的浓度通过  $d_4$ -DEHP 的回收率(夏季为  $85.1\%\pm 28.9\%$ ,冬季为  $89.8\%\pm 29.1\%$ )进行校正。采样时以每个季节总样品数的 10%和 25%分别在两个季节采集现场空白和平行样,空白样品和平行样的处理和分析手段与普通样品一致。空白样品的检测值用以评估方法检出限,低于检测限的 PAEs 浓度在分析时用 1/2 检出限代替。平行样品的检测值用以评估结果的复现性,夏季平行样的偏差为  $14.6\%\pm 8.4\%$ ,冬季为  $12.8\%\pm 7.5\%$ 。

### 1.5 数据分析

本研究运用描述性统计分析住宅室内降尘中 7 种 PAEs 的浓度水平,并发现浓度数据无一遵循正态分布或对数正态分布( $P<0.001$ , Shapiro Walk)。随后采用皮尔逊积距相关系数定性评价 PAEs 之间的相关性,并利用线性回归分析温度、湿度和换气次数与 PAEs 浓度之间的关联性。为了使数据的概率分布更接近统计模型假设的要求,上述分析均使用对数化处理后的数据。最后采用非参数检验分析季节、采样位置、降尘类型和采集平面材料等类别型变量对 PAEs 浓度的影响。数据统计分析工具使用 Statistical Analysis System (SAS v9.4, SAS Inc., Cary, NC)。

## 2 结果与讨论(Results and discussion)

### 2.1 住宅室内降尘中 PAEs 的浓度特征

家庭住宅室内降尘中 7 种 PAEs 浓度的描述性统计分析结果汇总于表 1。DEHP 在所有家庭中均被检出,几何平均浓度为  $418.5\text{ ng}\cdot\text{mg}^{-1}$ ,说明 DEHP 在测试家庭的建筑和装修材料中普遍使用<sup>[9]</sup>。DIBP 和 DBP 也是测试家庭降尘中的主要 PAEs,检出率分别为 93%和 92%,几何平均浓度分别为  $39.6\text{ ng}\cdot\text{mg}^{-1}$  和  $38.7\text{ ng}\cdot\text{mg}^{-1}$ 。DMP 和 DEP 具有较高的饱和蒸气压,在室内主要以气相形式存在<sup>[21]</sup>,故其检出率较

低,分别为 46%和 31%,且几何平均浓度均低于检出限.尽管 BBZP 和 DOP 饱和蒸气压较低,但它们的检出率(33%和 66%)和几何平均浓度同样较低,可见两者在测试家庭中的使用量有限.考虑到 DMP、DEP、BBZP 和 DOP 在降尘中占比很低,本文将主要针对 DIBP、DBP 和 DEHP 的相关性和可能影响因素展开分析.

表 1 室内降尘中 PAEs 的浓度 ( $\text{ng}\cdot\text{mg}^{-1}$ )

Table 1 Concentrations of phthalates in house dust ( $\text{ng}\cdot\text{mg}^{-1}$ )

化合物 Compounds	检出率 Detection rate/%	GM±GSD	最小值 Minimum value	P <sub>25</sub>	P <sub>50</sub>	P <sub>75</sub>	P <sub>95</sub>	最大值 Maximum value
DMP	46	nd.	nd.	nd.	nd.	1.9	17.5	448.7
DEP	31	nd.	nd.	nd.	nd.	1.0	11.0	732.1
DIBP	93	39.6±6.1	nd.	24.2	44.6	97.2	449.0	13741.7
DBP	92	38.7±9.7	nd.	24.8	76.6	152.6	505.9	7038.4
BBZP	33	nd.	nd.	nd.	nd.	1.3	16.4	184.6
DEHP	100	418.5±10.0	nd.	258.8	515.1	1362.3	7459.3	659461.4
DOP	66	1.4±6.2	nd.	nd.	1.1	5.0	31.0	506.5

注:nd.表示未检出.nd., not detected.

图 1 显示夏季室内降尘中 PAEs 的总浓度显著高于冬季( $P<0.0001$ , Student's *t* test).皮尔逊相关分析表明 DIBP 与 DBP( $P<0.0001$ ,  $r=0.32$ )、DEHP( $P=0.005$ ,  $r=0.17$ )有显著弱相关关系,而 DBP 与 DEHP 呈显著中度相关性( $P<0.0001$ ,  $r=0.40$ ).据此推测测试住宅中 DBP 和 DEHP 有明显的共同来源,而 DIBP 与其它两种 PAEs 共同来源很少.DBP 和 DEHP 均是地板、墙纸、油漆和黏合剂生产过程中的主要增塑剂<sup>[2]</sup>,不同之处可能是 DBP 还常作为食品包装和化妆品中的添加剂<sup>[22]</sup>.

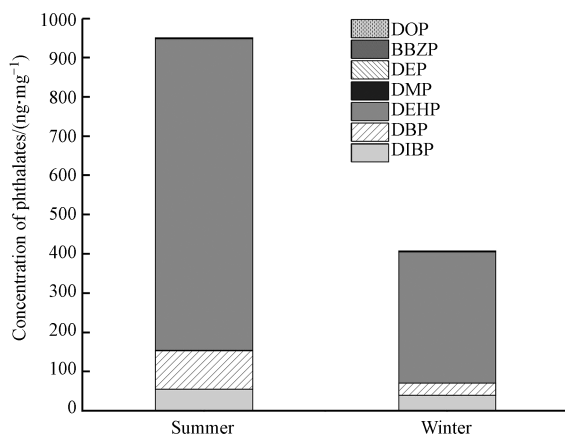


图 1 测试家庭室内降尘中 PAEs 浓度分布

Fig.1 Concentrations of phthalates in house dust in the tested residences

与国内外相关研究比较汇总于图 2.我国各地城市室内降尘中主要 PAEs 均为 DIBP、DBP 和 DEHP,可见这 3 种增塑剂广泛存在于我国室内装修材料和日常消费品中.全国范围看,北京市住宅室内降尘中 PAEs 的污染处于居中地位,高于东北及南方城市<sup>[4,7]</sup>,而低于西部地区<sup>[11,23]</sup>.全球范围看,我国室内降尘中 PAEs 污染普遍高于美国<sup>[24]</sup>和韩国<sup>[25]</sup>,但没有欧洲国家(如法国<sup>[26]</sup>、瑞典<sup>[14]</sup>和德国<sup>[13]</sup>)严重.在现有报道中,保加利亚降尘中 PAEs 污染最为严重,原因可能是研究期间保加利亚并未加入欧盟,欧盟的 PAEs 限制政策并未在当地实施,致使上述增塑剂仍在该国广泛使用<sup>[27]</sup>.另一方面,DEHP 在中外室内降尘中均为主要 PAE,而各国降尘中其它 PAEs 污染状况有所不同.美国加州<sup>[24]</sup>、保加利亚<sup>[15]</sup>和法国<sup>[26]</sup>家庭降尘中检出显著浓度的 BBZP.西欧国家已逐步使用 DINP 替代 DEHP、DBP 和 BBZP<sup>[26]</sup>,因此在法国家庭降尘中检出显著浓度的 DINP.



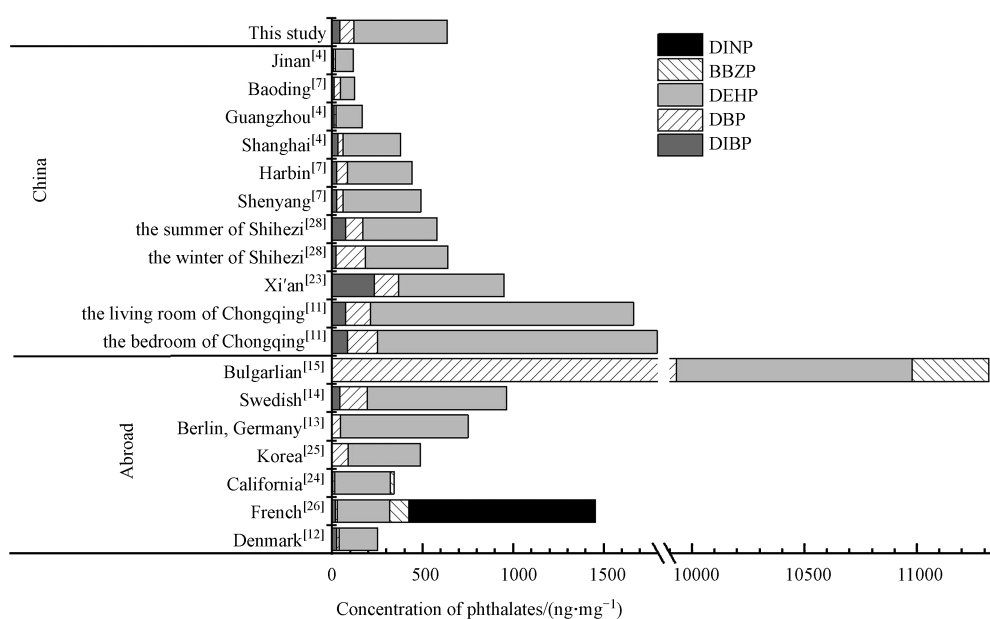


图2 国内外相关降尘中 PAEs 污染研究比较

Fig.2 Comparison of dust-borne phthalate concentrations across the world

## 2.2 降尘中 PAEs 浓度与建筑环境因素的关联性

### 2.2.1 季节、室内温湿度及换气次数

本研究夏季室内降尘中 DIBP、DBP 和 DEHP 的浓度均显著高于冬季 ( $P < 0.0001$ , Wilcoxon test). 回归分析(表 2)显示,室内降尘中 DIBP、DBP 和 DEHP 的浓度与温度、相对湿度和换气次数均呈显著正相关 ( $P < 0.005$ ). 3 种 PAEs 浓度的季节差异是温度、相对湿度和换气次数共同影响的结果. 相关机制讨论如下:

表 2 降尘中 PAEs 浓度与温度、相对湿度和换气次数的回归分析结果

Table 2 Association between dust borne phthalate concentrations and temperature, RH and air exchange rate; multivariate regression analysis results

	温度 Temperature		相对湿度 Relative humidity		换气次数 Air exchange rate	
	回归参数 Regression parameter	P 值 P value	回归参数 Regression parameter	P 值 P value	回归参数 Regression parameter	P 值 P value
DIBP	0.14	$\leq 0.0001$	0.04	$\leq 0.0001$	0.18	$\leq 0.005$
DBP	0.22	$\leq 0.0001$	0.06	$\leq 0.0001$	0.32	$\leq 0.0001$
DEHP	0.23	$\leq 0.0001$	0.05	$\leq 0.0001$	0.31	$\leq 0.0002$

曾有学者在换气次数恒定且高效的试验舱中研究温度对 PAEs 排放速率的影响,发现随着温度的升高(20 °C 至 80 °C, 23 °C 至 35 °C),材料中 PAEs 的排放速率及其在空气中的浓度指数级增加<sup>[29-30]</sup>,由此可见温度升高能促使 PAEs 从本体材料中散发,造成室内空气中 PAEs 的积累.升高的空气中 PAEs 浓度可通过气相媒介传输途径导致降尘中 PAEs 浓度的升高.综上,本文中温度升高使建筑材料中 PAEs 的排放速率随之加快,降尘中 PAEs 的浓度也相应升高.

有关相对湿度和室内降尘中 PAEs 浓度关系的研究报道较少.本文分别从源散发和气相-降尘分配两个角度做探讨.针对源散发过程, Clausen 等<sup>[31]</sup>通过可控条件试验舱研究发现 DEHP 的材料/气相传质系数 ( $h_m$ ) 与相对湿度无关,表明环境湿度对 PAEs 源散发无影响.针对气相-降尘分配过程,室温下颗粒物的含水量随相对湿度升高而增大,吸水后颗粒物有机层的黏度会随之降低<sup>[32]</sup>,致使疏水性 SVOCs 在有机介质中的稀释活性系数增大,可促进 SVOCs 向颗粒物(包括降尘)的传质过程<sup>[33]</sup>.因此相对湿度升

高,加速了空气中 DIBP、DBP 和 DEHP 向降尘相的传质过程,使得降尘中 PAEs 浓度增大。

本文从两个角度探讨通风对室内降尘中 PAEs 浓度的影响。一方面,空气交换率升高可显著降低室内环境空气中的 DEHP 浓度<sup>[34-35]</sup>。另一方面,加快通风速率能增大源材料与气相之间的浓度梯度( $\Delta y$ ),从而加快 PAEs 的源散发速率<sup>[36]</sup>,导致室内空气中 PAEs 的积累。研究结果,显示换气次数与降尘中 PAEs 浓度正相关,说明后者作用更强,导致室内空气中 PAEs 的总浓度升高,最终通过气相媒介传输途径导致降尘中 PAEs 浓度升高。

### 2.2.2 采集房间、降尘类型和采集平面材料

对客厅和卧室降尘中 PAEs 浓度比较发现,两者的 DIBP、DBP 和 DEHP 的浓度无显著差异( $P>0.05$ , Wilcoxon test)。对不同采集平面材料比较发现,塑料和木制材料表面降尘中 DIBP 的浓度显著高于编织类材料( $P=0.0083$ , Kruskal-Wallis)。针对降尘类型,新尘中 DBP 和 DEHP 的含量显著高于旧尘( $P<0.0008$ , Wilcoxon test)。基于上述结果,室内材料中的 PAEs 既可通过气相媒介传输途径,亦可通过直接传输途径进入室内降尘,并且降尘中 PAEs 浓度与其在室内停留时间及采集位置关系密切。

传统观点认为,室内 PAEs 以气相为媒介传输到包括降尘在内的其它固定相。考虑到室内气相 PAEs 混合均匀<sup>[37]</sup>,当气相媒介途径主导 PAEs 传输时,采样房间(客厅或卧室)对降尘中 PAEs 浓度应无显著影响。本研究发现客厅和卧室降尘中 3 种 PAE 浓度无显著差异,表明气相媒介传输途径确实起到主导作用。另一方面,如果气相媒介传输是唯一途径,各采集平面降尘中的 PAEs 均来自气相 PAEs 的分配过程,则采集平面材料对降尘中 PAEs 浓度应无显著影响。然而本研究发现在含有 PAEs 的材料(塑料和木板)表面降尘中的 PAE 浓度显著高于不含 PAEs 的编织类表面,说明 Sukiene 等<sup>[19]</sup>通过实验室自制材料发现的直接传输途径在真实室内环境中确实存在。综上所述,室内 PAEs 应以气相媒介途径为主传输到室内降尘中,但同时室内建筑材料中的 PAEs 也可以通过直接传输途径进入材料表面的降尘中。

研究采集的降尘包括新尘和旧尘:前者是住户日常接触的降尘,后者则很少与住户接触。前者与人体暴露直接相关,因此针对降尘中 PAEs 的暴露评估应选用前者的测量数据。本研究发现新尘中 PAEs 的浓度显著高于旧尘,故使用旧尘的测量数据进行暴露评估可能低估相应的暴露量<sup>[28]</sup>。加之前面的分析显示降尘中 PAEs 的浓度与采集平面的材料密切相关。因此,在相关研究中需要说明采集降尘的类型和采集平面的特征,便于利用相关数据进行准确的暴露评估。

## 3 结论(Conclusion)

北京市住宅室内降尘中主要 PAEs 为 DIBP、DBP 和 DEHP。受到室内温湿度和换气次数的共同影响,夏季室内降尘中 3 种 PAEs 的浓度均显著高于冬季。源材料中的 PAEs 可通过以气相为媒介的间接传输和源至降尘的直接转移两种途径传输至室内降尘中,因此降尘中 PAEs 浓度与采集平面的材料密切相关。此外,降尘在室内的停留时间也会影响其中的 PAEs 浓度。因此,今后研究需说明采集降尘的类型和采集平面的特征,便于准确利用分析数据进行 PAEs 的暴露评估。

### 参考文献(References)

- [1] ABB M, HEINRICH T, SORKAU E, et al. Phthalates in house dust[J]. *Environment International*, 2009, 35(6):965-970.
- [2] HEUDORF U, MERSCH-SUNDERMANN V, ANGERER J. Phthalates: Toxicology and exposure[J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2007, 210(5):623-634.
- [3] GUO Y, WU Q. Phthalate metabolites in urine China, and implications for human exposures[J]. *Environment International*, 2011, 37(5):893-898.
- [4] GUO Y, KANNAN K. Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States[J]. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45(8):3788-3794.
- [5] 王夫美,陈丽,焦姣,等.住宅室内降尘中邻苯二甲酸酯污染特征及暴露评价[J].*中国环境科学*,2012,32(5):780-786.  
WANG F M, CHEN L, JIAO J, et al. Pollution characteristics of phthalate esters derived from household dust and exposure assessment[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(5):780-786 (in Chinese).
- [6] PEI X Q, GUO M, MO F F, et al. Concentration and risk assessment of phthalates present in indoor air from newly decorated apartments [J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 68:17-23.
- [7] LI H L, SONG W W, ZHANG Z F, et al. Phthalates in dormitory and dust of northern Chinese cities: Occurrence, human exposure, and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 565:496-502.
- [8] 吕怡兵,付强,陈瑛.环境中邻苯二甲酸酯类物质的污染现状与监测方法[J].*中国环境监测*,2007,23(5):66-70.

- LV Y B, FU Q, CHEN Y. Environmental pollution status of phthalates and monitoring methods[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2007, 23(5):66-70 (in Chinese).
- [ 9 ] 张文娟,王利军,王丽,等. 西安城区地表灰尘中邻苯二甲酸酯分布、来源及人群暴露[J]. *环境科学*, 2016, 37(10):3758-3765.
- ZHANG W J, WANG L J, WANG L, et al. Distribution, source and exposure of phthalates in surface dust in Xi'an City [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(10):3758-3765 (in Chinese).
- [ 10 ] WORMUTH M, SCHERINGER M, VOLLENWEIDER M, et al. What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans[J]. *Risk Analysis*, 2006, 26(3):803-824.
- [ 11 ] BU Z M, ZHANG Y P, 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.
- [ 12 ] LANGER S, WESCHLER C J, FISCHER A, et al. Phthalate and PAH concentrations in dust collected from Danish homes and daycare centers[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(19):2294-2301.
- [ 13 ] FROMME H, LAHRZ T, PILOTY M, et al. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany)[J]. *Indoor Air*, 2004, 14(3):188-195.
- [ 14 ] BOMEHAG C G, LUNGGREN B, WESCHLER C J, et al. Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113(10):1399-1404.
- [ 15 ] KOLARIK B, BORNEHAG C G, NAYDENOV K. The concentrations of phthalates in settled dust in Bulgarian homes in relation to building characteristic and cleaning habits in the family[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(37):8553-8559.
- [ 16 ] KOCH H M, ROSSBACH B, DREXLER H, et al. Internal exposure of the general population to DEHP and other phthalates - determination of secondary and primary phthalate monoester metabolites in urine[J]. *Environmental Research*, 2003, 93(2):177-185.
- [ 17 ] MERCIER F, GLORENNEC P, THOMAS O, et al. Organic contamination of settled house dust, a review for exposure assessment purposes [J]. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45(16):6716-6727.
- [ 18 ] WESCHLER C J, SALTHAMMER T, FROMME H. Partitioning of phthalates among the gas phase, airborne particles and settled dust in indoor environments[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(7):1449-1460.
- [ 19 ] SUKIENE V, VON G N, GERECKE A C, et al. Direct and air-mediated transfer of labeled SVOCs from indoor sources to dust[J]. *Environmental Science and Technology*, 2017, 51(6):3269-3277.
- [ 20 ] HUANG L H, ZHAO W P, LI M. Determinants on ambient PM<sub>2.5</sub> infiltration in non-heating season for urban residences in Beijing: Building characteristics, interior surface coverings and human behavior[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2015, 6(6):1046-1054.
- [ 21 ] KASHYAP D, AGARWAL T. Concentration and factors affecting the distribution of phthalates in the air and dust: A global scenario[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 635:817-827.
- [ 22 ] WU W, ZHOU F, WANG Y, et al. Phthalate levels and related factors in children aged 6-12 years[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220(B):990-996.
- [ 23 ] WANG X, TAO W, XU Y, et al. Indoor phthalate concentration and exposure in residential and office buildings in Xi'an, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 87:146-152.
- [ 24 ] GASPAR F W, CASTORINA R, MADDALENA R L, et al. Phthalate exposure and risk assessment in California child care facilities[J]. *Environmental Science and Technology*, 2014, 48(13):7593-7601.
- [ 25 ] KIM H H, YANG J Y, KIM S D, et al. Health risks assessment in children for phthalate exposure associated with childcare facilities and indoor playgrounds[J]. *Environmental Health and Toxicology*, 2011, 26:1-9.
- [ 26 ] BLANCHARD O, GLORENNEC P, MERCIER F, et al. Semi volatile organic compounds in indoor air and settled dust in 30 French dwellings[J]. *Environmental Science and Technology*, 2014, 48(7):3959-3969.
- [ 27 ] 董夫银,闫杰. 欧盟及美国禁用邻苯二甲酸酯的法规及其出台始末[J]. *检验检疫科学*, 2006, 15(3):78-80.
- DONG F Y, YAN J. The European Union and the United States to ban phthalates and its legislation[J]. *Inspection and Quarantine Science*, 2006, 15(3):78-80 (in Chinese).
- [ 28 ] 李亚华,鲁建江,尹晓文,等. 石河子市采暖季和非采暖季住宅中邻苯二甲酸酯的污染特征及婴幼儿健康风险评估[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(9):3154-3162.
- LI Y H, LU J J, YIN X W, et al. Pollution characteristics of phthalates in residences during heating and non-heating seasons and health risk assessment to infants and children in Shihezi[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(9):3154-3162 (in Chinese).
- [ 29 ] FUJII M, SHINOHARA A, LI M, et al. A study on emission of phthalate esters from plastic materials using a passive flux sampler[J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(39-40):5495-5504.
- [ 30 ] CLAUSEN P A, LIU Z, SORENSEN V K, et al. Influence of temperature on the emission of Di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) from PVC flooring in the emission cell FLEC[J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(2):909-915.
- [ 31 ] CLAUSEN P A, XU Y, SORENSEN V K, et al. The influence of humidity on the emission of DEHP from vinyl flooring in the emission cell "FLEC" [J]. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(15):3217-3224.
- [ 32 ] ODUM J R, YU J, KAMENS R M. Modeling the mass transfer of semi volatile organics in combustion aerosols[J]. *Environmental Science and Technology*, 1994, 28(13):2278-2285.
- [ 33 ] JANG M, KAMENS R M. A thermodynamic approach for modeling partitioning of semi-volatile organic compounds on atmospheric particulate matter: Humidity effects[J]. *Environmental Science and Technology*, 1998, 32(9):1237-1243.
- [ 34 ] XU Y, CONHEN HUBAL E, CLAUSEN P, et al. Predicting residential exposure to phthalate plasticizer emitted from vinyl flooring: A mechanistic analysis[J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(7):2374-2380.
- [ 35 ] LIU C, ZHANG Y, BENNING J L, et al. The effect of ventilation on indoor exposure to semivolatile organic compounds[J]. *Indoor Air*, 2015, 25(3):285-296.
- [ 36 ] CLAUSEN P A, LIU Z, XU Y, et al. Influence of air flow rate on emission of DEHP from vinyl flooring in the emission cell FLEC: Measurements and CFD simulation[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(13):2760-2766.
- [ 37 ] DODSON R E, CAMANN D E, MORELLO-FROSCH R, et al. Semi-volatile organic compounds in homes: Strategies for efficient and systematic exposure measurement based on empirical and theoretical factors[J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 49(1):113-122.