DOI: 10.16835/j.cnki.1000-9817.2025213

· 环境暴露与儿童青少年健康专栏 ·

固体燃料对儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染及影响因素分析

郑萍[1],师春立[2],辛淑芝[3],陈顺强[4],沈月[3],张北[5],许宁[1],王强[1]

1.中国疾病预防控制中心环境与健康相关产品安全所,北京 100050;2.四川省疾病预防控制中心环境与学校卫生消毒所;3.黑龙江省佳木斯市桦川县疾病预防控制中心;4.四川省绵阳市安州区疾病预防控制中心;5.卡尔顿大学化学系

【摘要】 目的 了解使用固体燃料的家庭儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染状况及影响因素,为有效降低儿童卧室 $PM_{2.5}$ 的污染提供依据。**方法** 2019 年 12 月—2020 年 11 月,在中国北方(黑龙江省佳木斯市)和南方(四川省绵阳市)选择 2 个试点,监测 198 户(北方 108 户,南方 90 户),通过家访了解固体燃料使用情况,采用实时在线监测设备监测儿童卧室 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度动态变化,使用混合效应模型分析儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染的影响因素。**结果** 监测周期内北方和南方试点儿童卧室 $PM_{2.5}$ 日均值分别为 78.33(40.50,154.80) 和 38.54(26.20,58.46) μg/m³,超标率分别为 44.57% 和 33.22%。取暖期内北方和南方试点 $PM_{2.5}$ 日均值分别为 212.50 (133.60, 244.10) 和 104.42 (73.97, 134.90) μg/m³,超标率分别为 96.75% 和 86.96%。混合效应模型分析结果显示,儿童卧室 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度与固体燃料使用时间、开窗时间、房间布局(厨房和卧室共用入户门)、室内吸烟、室内湿度和卧室内使用固体燃料等因素均相关(β 值分别为 0.19,−0.05,1.20,0.43,0.02,0.35,P 值均<0.05)。**结论** 使用固体燃料是儿童卧室内 $PM_{2.5}$ 污染的重要原因,固体燃料对北方儿童卧室空气质量的影响重于南方。

【关键词】 矿物燃料;颗粒物;环境污染;线性模型;儿童

【中图分类号】 R 122.2 R 179 TF 053 **【文献标识码】** A **【文章编号】** 1000-9817(2025)07-0932-05

Analysis of pollution of $PM_{2.5}$ in children's bedrooms caused by using solid-fuels and the influencing factors

ZHENG Ping*, SHI Chunli, XIN Shuzhi, CHEN Shunqiang, SHEN Yue, ZHANG Bei, XU Ning, WANG Qiang

* *National Institute of Environmental Health, Chinese Center for Disease Control and Prevention, Beijing* 100050, *China*

【Abstract】 Objective To investigate the indoor fine particulate matter ($PM_{2.5}$) pollution and its influencing factors in children's bedrooms using solid fuel, so as to provide evidence for effective strategy to reduce $PM_{2.5}$ pollution. **Methods** From December 2019 to November 2020, 198 households (108 in the north, 90 in the south) from two pilots in the north(Jiamusi in Heilongjiang Province) and south of China (Mianyang in Sichuan Province) were selected, and status of solid fuels using were obtained through home visits, dynamic changes in $PM_{2.5}$ concentrations in children's bedrooms were monitored by using real-time online instruments, and the influencing factors of $PM_{2.5}$ pollution were analyzed by using a mixed-effects model. **Results** During the monitoring period, the daily $PM_{2.5}$ concentrations in the northern and southern pilot were 78.33 (40.50, 154.80) and 38.54(26.20, 58.46) μg/m³, respectively, exceeding standard rates of 44.57% and 33.22%. During the heating period, the daily $PM_{2.5}$ concentrations in the northern and southern pilot were 212.50(133.60, 244.10) and 104.42(73.97, 134.90) μg/m³, respectively, with over standard rates of 96.75% and 86.96%. The mixed-effects model analysis results showed that children's bedroom $PM_{2.5}$ concentrations were associated with solid fuel usage duration, window opening time, room layout (shared entrance door between kitchen and bedroom), indoor smoking, indoor humidity, and solid fuel use in the bedroom (β=0.19, −0.05, 1.20, 0.43, 0.02, 0.35, all P<0.05). **Conclusion** Solid fuel combustion significantly comtributes to $PM_{2.5}$ pollution in children's bedrooms, with more pronounced impacts observed in northern China compared to southern regions.

【Keywords】 Fossil fuels; Particulate matter; Environmental pollution; Linear models; Child

固体燃料(煤炭、木柴、稻草秸秆等)现阶段仍然 是许多地区用来取暖、做饭的主要能源。根据世界卫

【基金项目】 国家卫生健康委和联合国儿童基金会合作项目

【作者简介】 郑萍(1980−),女,内蒙古呼伦贝尔人,博士,副研究员,主要研究方向为环境卫生学;师春立(1986−),男,河南周口人,硕士,副主任医师,主要研究方向为环境健康。郑萍和师春立为共同第一作者。

【通信作者】 王强,E-mail:wangqiang@ nieh.chinacdc.cn

生组织报告显示,全球仍有 21 亿人口使用固体燃料[1]。固体燃料燃烧会排放大量有害物质,包括颗粒物、一氧化碳、氮氧化物等,使用固体燃料引起的室内空气污染是全球过早死亡的主要危险因素之一[2-4]。2017 年,我国因室内固体燃料燃烧导致的空气污染引起的死亡人数达 27.1 万[5]。细颗粒物(fine particulate matter, $PM_{2.5}$)作为固体燃料燃烧产生的主要有害物质之一,被认为是混合污染物的指示物,与多种疾病相关,包括中风、心血管疾病、慢性阻塞性肺疾病等[6-7]。2019 年,中国城市因人类暴露于室内 $PM_{2.5}$ 而导致的死亡人数为 39.4 万[8]。

现阶段,我国农村家庭烹饪和取暖使用固体燃料占总能源消耗的 61%和 15%[9]。本研究于 2019 年 12 月至 2020 年 11 月,在我国南、北方地区选择 2 个典型的使用固体燃料的地区,以 $PM_{2.5}$ 指示固体燃料的污染水平,使用实时在线监测设备监测使用固体燃料家庭儿童卧室 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度,分析儿童卧室内 $PM_{2.5}$ 污染影响因素,为进一步制定室内空气污染干预策略提供依据。

1　对象与方法

1.1　对象　结合我国南北方气候、人们生活习惯等特点,本项目在我国北方(黑龙江省佳木斯市)和南方(四川省绵阳市)地区选择仍然主要使用固体燃料做饭、取暖的 2 个区县作为试点,调查儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染状况。纳入标准:被调查家庭使用固体燃料做饭或/和取暖,每个家庭至少有 1 名 14 岁以下儿童(不包括住校学生)。本研究使用 R 软件 pwr 包,根据采暖季和非采暖季室内 $PM_{2.5}$ 差异计算样本量,效应值设为 0.8,显著性水平设为 0.05,功效值设为 0.8,计算所得样本量应大于 25 个家庭。最后共纳入 198 户固体燃料使用家庭,其中北方试点 108 户,南方试点 90 户,试点家庭共有 233 名儿童。研究仅对儿童卧室空气 $PM_{2.5}$ 浓度进行监测。研究经中国疾病预防控制中心环境与健康相关产品安全所伦理审查委员会批准(编号:201920),所有调查对象均签署书面知情同意书。

1.2　方法

1.2.1　问卷调查　基于联合国儿童基金会推荐的“传播促进发展”理论[10]设计调查问卷,调查儿童父母文化程度、父母对室内 $PM_{2.5}$ 污染情况的了解程度、家庭固体燃料使用情况、通风换气情况、房屋布局、室内吸烟情况、室内种植绿植情况等基本信息。问卷针对室内吸烟情况进行重复设计,2 次问卷一致率为 93.5%,Cronbach α 系数为 0.91,调查结果具有良好的信度。

1.2.2　儿童卧室 $PM_{2.5}$ 监测方法　选择 $PM_{2.5}$ 环境监测仪(B5 型号,众清科技,北京)自 2019 年 12 月至 2020 年 11 月连续在线监测儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平。监测仪采用 $PM_{2.5}$ 激光散射传感器,量程为 0~1 000 $\mu g/m^3$,灵敏度为 1 $\mu g/m^3$,准确性为±10%。监测仪每 5 min 采集测量 1 次室内 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度并无线传输至云平台。实时监测仪器采用云校准专利技术,通过校准平台使用标准设备进行校准,对存在参数误差的传感器进行在线刷新。依据《室内空气质量标准》(GB/T 18883—2022)采样布点原则[11],结合儿童身高及活动特点、室内无线传输信号等情况,在每间儿童卧室放置 1 台监测仪,位置为距地面高度 1 m,避开通风口和热源,距离墙壁>0.5 m,距离门窗>1 m,避免外界因素干扰,室内传输信号稳定。

1.3　统计学分析　使用 R 4.2.2 软件进行统计分析。计量资料经 Anderson-Darling 检验,不符合正态分布,使用 $M(P_{25}, P_{75})$ 表示,使用 Wilcoxon 秩和检验进行分析;分类资料采用频数和率描述,使用 χ^2 检验或 Fisher 精确检验进行分析。使用混合效应模型分析固体燃料引起的室内 $PM_{2.5}$ 污染的影响因素。以 $P<0.05$ 为差异有统计学意义。

2　结果

2.1　儿童家庭基本情况　100%入组家庭使用固体燃料取暖或做饭,但儿童家长对室内 $PM_{2.5}$ 污染情况了解不足。北方家庭取暖燃料主要为煤(93.5%,101 户),其次为稻草秸秆(50.0%,54 户)等,其中 46.3%(50 户)的家庭同时使用煤和稻草秸秆;南方家庭取暖使用的固体燃料主要为木柴(41.1%,37 户)和碳(17.8%,16 户)。南、北方试点家庭做饭时均有使用清洁燃料,南方使用家庭比例高于北方($P<0.01$);北方卧室和厨房共用入户门的家庭和室内种植绿植的家庭多于南方(P 值均<0.01)。见表 1。北方家庭冬季通风时间[0 (0, 0.5) h/d]低于南方[8.0 (4.5, 8.5) h/d],差异有统计学意义($Z=90.61$, $P<0.01$);2 个试点室内做饭时长[北方 3.0(2.0, 3.0) h/d,南方 3.0 (3.0, 3.0) h/d]差异无统计学意义($Z=1.62$, $P>0.05$)。见表 1。

2.2　儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染情况

2.2.1　儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平年度分布特征　调查共获得 11 个月的儿童卧室 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度监测数据,由图 1 可见,$PM_{2.5}$ 质量体积浓度 1,2 月最高,从 3 月开始逐渐下降,7,8 月降至最低,10 月开始逐渐升高。北方试点 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度日均值的平均值为(103.73±78.25) $\mu g/m^3$,最高值为 350.68 $\mu g/m^3$,最低

值为 10.53 μg/m³，$M(P_{25}, P_{75})$ 为 78.33（40.50，154.80）μg/m³；南方试点 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度日均值的平均值为（47.73 ± 30.79）μg/m³，最高值为 165.96 μg/m³，最低值为 11.15 μg/m³，$M(P_{25}, P_{75})$ 为 38.54（26.20，58.46）μg/m³。北方试点室内空气 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度日均值高于南方试点（$Z = 282.21$，$P < 0.01$）。根据我国《室内空气质量标准》（GB/T 18883—2022）室内 $PM_{2.5}$ 限值（50 μg/m³）[11]，监测周期内北方试点家庭 $PM_{2.5}$ 水平日均值超标率为 51.77%（8 062/15 573），南方试点家庭超标率为 33.22%（1 473/4 434）。

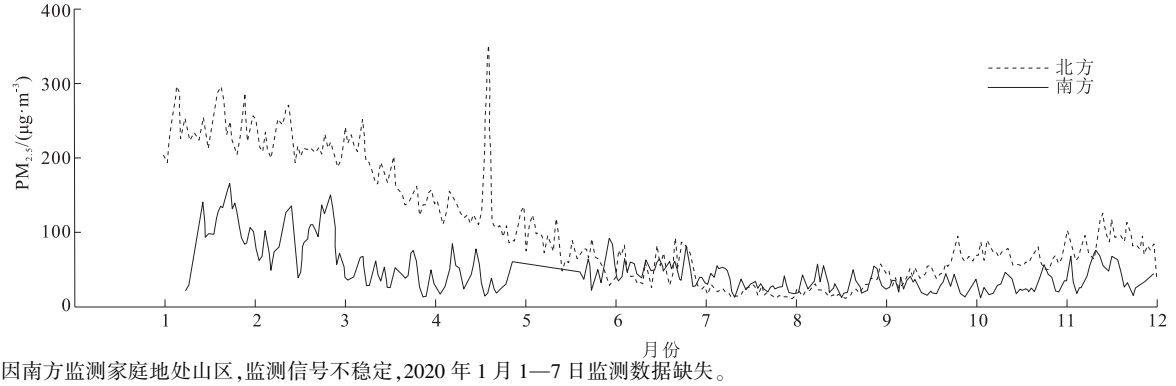
表 1　北方和南方试点儿童家庭基本情况

Table 1　Basic characteristics of children's households in the pilot in the north and south

试点	家庭数	父母文化程度 *				父母是否了解室内 $PM_{2.5}$ 污染的危害 *			父母对室内 $PM_{2.5}$ 污染情况的认知 *					卧室内使用固体燃料
		小学	初中	高中	大学及以上	听说过很多	听说过一些	不了解	不知道	有很多	有但不多	几乎没有	没有	
北方	108	8(7.4)	88(81.5)	10(9.3)	2(1.8)	1(0.9)	18(16.7)	89(82.4)	4(3.7)	35(32.4)	31(28.7)	37(34.3)	1(0.9)	19(17.6)
南方	90	8(8.9)	50(55.5)	26(28.9)	6(6.7)	2(2.2)	15(16.7)	73(81.1)	46(51.4)	22(24.3)	12(13.5)	8(9.0)	2(1.8)	50(55.6)
χ^2 值														31.16
P 值		<0.01				<0.01					<0.01			<0.01

试点	家庭数	取暖燃料类型 *				做饭燃料类型 *			厨房和卧室共用入户门	室内吸烟	室内种植绿植
		固体燃料	清洁燃料	固体和清洁燃料	不取暖	固体燃料	清洁燃料	固体和清洁燃料			
北方	108	101(93.5)	2(1.9)	5(4.6)	0	35(32.4)	22(20.4)	51(47.2)	95(88.0)	64(59.3)	63(58.3)
南方	90	31(34.4)	24(26.7)	7(7.8)	28(31.1)	1(1.1)	0	89(98.9)	7(7.8)	55(61.1)	12(13.3)
χ^2 值									126.37	0.07	42.25
P 值		<0.01				<0.01			<0.01	0.79	<0.01

注：（）内数字为构成比或报告率/%；* 使用 Fisher 精确检验。



注：因南方监测家庭地处山区，监测信号不稳定，2020 年 1 月 1—7 日监测数据缺失。

图 1　不同月份试点儿童卧室内 $PM_{2.5}$ 质量体积浓度日均值

Figure 1　Average daily concentration of $PM_{2.5}$ in children's bedrooms in the pilots for each month

2.2.2　儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平日间分布特征　根据在线监测结果，研究选取室内 $PM_{2.5}$ 污染最重的 2020 年 1 月[$PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$：北方 212.5（133.6，244.1）μg/m³，南方 104.42（73.97，134.90）μg/m³]，超标率分别为 96.75%（1 397/1 444）和 86.96%（960/1 104）。首先按照是否采用固体燃料取暖分层分析儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平日间变化情况，然后对使用固体燃料取暖的家庭按照是否在室内吸烟进一步进行分层分析。

1 月北方儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 252.39（155.89，315.79）μg/m³，均超过 50 μg/m³，其中使用固体燃料和清洁燃料取暖的家庭 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 分别为 253.42（157.97，319.68），121.05（77.73，170.54）μg/m³，日均 21 h 均超过 100 μg/m³。经配对 Wilcoxon 检验，使用固体燃料取暖家庭 $PM_{2.5}$ 水平日均值中位数高于使用清洁燃料取暖家庭（$Z = 4.27$，$P < 0.01$）。

1 月北方儿童卧室使用固体燃料取暖且有人在室内吸烟的家庭室内 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 299.61（182.93，372.48）μg/m³；使用固体燃料但不在室内吸烟家庭的室内 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 182.15（103.79，249.16）μg/m³，均超过 100 μg/m³。经配对 Wilcoxon 检验，在室内吸烟且使用固体燃料取暖的家庭 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 高于不在室内吸烟的家庭（$Z = 4.27$，$P < 0.01$）。

1 月南方儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 111.97（86.15，141.12）μg/m³，均超过 50 μg/m³，其

中使用固体燃料家庭 $PM_{2.5}$ 水平 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 97.54 (72.15, 121.30) μg/m³，日均 10 h 均超过 100 μg/m³；使用清洁燃料取暖家庭 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 115.29 (89.54, 148.62) μg/m³，日均 23 h 均超过 100 μg/m³，使用固体燃料家庭室内 $PM_{2.5}$ 污染与使用清洁燃料家庭差异有统计学意义($Z=4.16$, $P<0.01$)。

1 月南方儿童卧室使用固体燃料取暖且有人在室内吸烟的家庭 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 89.50 (70.56, 118.18) μg/m³，日均 10 h 均超过 100 μg/m³；使用固体燃料但不在室内吸烟的家庭室内 $PM_{2.5}$ 水平日均值 $M(P_{25}, P_{75})$ 为 100.14 (67.80, 123.55) μg/m³，日均 10 h 超过 100 μg/m³，经配对 Wilcoxon 检验，吸烟对使用固体燃料家庭室内 $PM_{2.5}$ 污染影响无统计学意义($Z=1.87$, $P=0.06$)。

2.3　儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染的影响因素分析　根据家访和基线监测结果，采用混合效应模型分析采暖季固体燃料燃烧引起的室内 $PM_{2.5}$ 污染的影响因素，以经自然对数转换的 $PM_{2.5}$ 水平为因变量，以固体燃料使用时间(h)、开窗时间(h)、卧室内使用固体燃料(是/否)、厨房和卧室公用入户门(是/否)、室内吸烟(是/否)、卧室内种植植物(是/否)、室内湿度(%)。室内温度(℃)为自变量进行混合效应模型分析。结果显示，固体燃料使用时间、卧室内使用固体燃料、厨房和卧室共用入户门、室内吸烟以及室内湿度与室内 $PM_{2.5}$ 水平均呈正相关；冬季开窗时间与室内 $PM_{2.5}$ 水平呈负相关(P 值均<0.05)；室内种植绿植和室内温度对 $PM_{2.5}$ 影响均无统计学意义(P 值均>0.05)。见表 2。

表 2　儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平影响因素的混合效应模型分析($n=198$)

Table 2　Result of mixed effect model of influencing factors of $PM_{2.5}$ concentration in children's bedroom($n=198$)

自变量	β 值	标准误	t 值	P 值
固体燃料使用时间/h	0.19	0.01	2.31	0.02
开窗时间/h	−0.05	0.02	−3.55	<0.01
卧室内使用固体燃料	0.35	0.15	2.29	0.02
厨房和卧室共用入户门	1.20	0.16	7.66	<0.01
室内吸烟	0.43	0.12	3.60	<0.01
卧室内种植植物	0.06	0.13	0.45	0.66
室内湿度/%	0.02	0.00	21.61	<0.01
室内温度/℃	−0.00	0.00	−1.22	0.22

注：因家长 $PM_{2.5}$ 污染认知水平普遍较低，未将其纳入模型。

3　讨论

本研究在我国南、北方选择 2 个典型的使用固体燃料的试点地区，进行为期 1 年的儿童卧室空气 $PM_{2.5}$ 污染情况监测，发现使用固体燃料是儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染的重要来源，除了固体燃料使用，室内烟草烟雾及开窗通风时间也是影响儿童卧室 $PM_{2.5}$ 的重要因素。

首先根据在线监测数据发现，固体燃料燃烧是试点儿童家庭室内 $PM_{2.5}$ 污染的主要来源。从时间分布上看，试点家庭的儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平的年度高峰时间和日高峰时间都与固体燃料取暖和做饭时间一致，而且用清洁燃料取暖家庭儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平低于用固体燃料取暖家庭。虽然 2020 年 1 月数据未发现南方试点使用固体燃料取暖家庭室内 $PM_{2.5}$ 污染重于使用清洁燃料取暖家庭，但是本研究利用固体燃料取暖和做饭的加权时间评估固体燃料使用量，对整个取暖周期的数据进行分析后，显示固体燃料使用量仍是影响儿童卧室内 $PM_{2.5}$ 污染的主要因素之一。

本研究发现固体燃料取暖对北方儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染影响更大。采暖季(2020 年 1 月)，北方和南方试点室外 $PM_{2.5}$ 水平差异不大，但北方室内 $PM_{2.5}$ 水平高于南方达 2 倍以上。原因可能是北方采暖时间长、固体燃料用量大，且冬季时几乎每家每户都会用塑料密封窗户，导致严重通风不良，产生的 $PM_{2.5}$ 长时间在室内滞留，采暖季北方儿童卧室 $PM_{2.5}$ 全天 24 h 均超过我国《室内空气质量标准》(GB/T 18883—2022)[11]。另外，北方家庭卧室兼具客厅功能，是冬季家人活动的主要场所，室内“烧炕”和吸烟等活动加重 $PM_{2.5}$ 污染。而南方家庭冬季室外温度相对较高、取暖时间短，固体燃料用量相对较少，且多数家庭全年 24 h 开窗通风；另外家庭成员白天在室外和客厅活动居多，包括烤火盆和吸烟等活动也多在客厅进行等，因此固体燃料使用对儿童卧室 $PM_{2.5}$ 污染的影响相对北方低。

本研究还发现家庭儿童卧室与厨房的布局也与固体燃料对儿童卧室 $PM_{2.5}$ 水平的影响有关。通过家访发现北方的房屋布局基本为入户门-厨房-卧室，即厨房和卧室只有一门之隔，厨房中取暖和做饭使用固体燃料产生的 $PM_{2.5}$ 更容易进入卧室。而多数南方家庭厨房与卧室不相通，固体燃料燃烧对卧室 $PM_{2.5}$ 污染的影响相对较小。

综上所述，减少固体燃料使用量是控制室内 $PM_{2.5}$ 污染的有效手段，但是北方冬季采暖时间长达半年，使用清洁能源取暖费用昂贵，现阶段完全替代固体燃料存在一定难度。但加强室内通风是一项经济实用的手段，研究证明通风可以改善室内空气质量[12]，因此应鼓励居民增加开窗换气的时间，或者安装换气设备，如换气扇、引风机等。现有研究显示使用空气净化器也可以有效降低因固体燃料使用引起的室内 $PM_{2.5}$ 污染[13]，在北方寒冷的冬季也可以选择使用空气净化器。

本研究存在一定的局限性：限于一氧化碳及二氧化硫等固体燃料污染物连续在线监测设备的成本和

可获得性,研究仅监测了固体燃料污染相关的 $PM_{2.5}$,而固体燃料对儿童卧室一氧化碳及二氧化硫污染仍待监测。

利益冲突声明 所有作者声明无利益冲突。

参考文献

[1] International Energy Agency, International Renewable Energy Agency, United Nations Statistics Division, et al. Tracking SDG 7: the energy progress report[M]. Washington DC: World Bank, 2024.

[2] ALI M U, YU Y, YOUSAF B, et al. Health impacts of indoor air pollution from household solid fuel on children and women[J]. J Hazard Mater, 2021, 416: 126127.

[3] YANG Y, LIU Y, PENG L, et al. Cooking or heating with solid fuels increased the all-cause mortality risk among mid-aged and elderly people in China[J]. Environ Health, 2022, 21(1): 91-99.

[4] 张松,陈晓芳,陈小芳,等. 取暖固体燃料暴露及其时长对 30~79 岁居民呼吸系统疾病发病风险影响的前瞻性研究[J]. 中华流行病学杂志, 2024, 45(4): 490-497.
ZHANG S, CHEN X F, CHEN X F, et al. A prospective study on the relationship between exposure to solid fuels for heating and its duration and the risk of morbidity of respiratory diseases among residents aged 30-79 years[J]. Chin J Epidemiol, 2024, 45(4): 490-497. (in Chinese)

[5] YIN P, BRAUER M, COHEN A J, et al. The effect of air pollution on deaths, disease burden, and life expectancy across China and its provinces, 1990-2017: an analysis for the Global Burden of Disease Study 2017[J]. Lancet Planet Health, 2020, 4(9): e386-e398.

[6] HAYES R B, LIM C, ZHANG Y, et al. $PM_{2.5}$ air pollution and cause-specific cardiovascular disease mortality[J]. Int J Epidemiol, 2020, 49(1): 25-35.

[7] WANG Q, LIU S. The effects and pathogenesis of $PM_{2.5}$ and its components on chronic obstructive pulmonary disease[J]. Int J Chron Obstruct Pulmon Dis, 2023, 18: 493-506.

[8] HU Y, JI J S, ZHAO B. Deaths attributable to indoor $PM_{2.5}$ in urban China when outdoor air meets 2021 WHO air quality guidelines[J]. Environ Sci Technol, 2022, 56(22): 15882-15891.

[9] QIU S, CHEN X, CHEN X, et al. Solid fuel use, socioeconomic indicators and risk of cardiovascular diseases and all-cause mortality: a prospective cohort study in a rural area of Sichuan, China[J]. Int J Epidemiol, 2022, 51(2): 501-513.

[10] United Nations International Children's Emergency Fund. Global annual results report 2019: communication for development[EB/OL]. (2020-06)[2024-11-01]. https://www.unicef.org/reports/global-annual-results-2019-communication-for-development.

[11] 国家市场监督管理总局,国家标准化管理委员会. 室内空气质量标准: GB/T 18883—2022[S]. 2023-02-01.
State Administration for Market Regulation, Standardization Administration of the PRC. Standards for indoor air quality: GB/T 18883-2022[S]. 2023-02-01. (in Chinese)

[12] DEGOIS J, VEILLETTE M, POULIN P, et al. Indoor air quality assessment in dwellings with different ventilation strategies in Nunavik and impacts on bacterial and fungal microbiota[J]. Indoor Air, 2021, 31(6): 2213-2225.

[13] CHEN C F, HSU C H, CHANG Y J, et al. Efficacy of HEPA air cleaner on improving indoor particulate matter 2.5 concentration[J]. Int J Environ Res Public Health, 2022, 9(18): 11517.

收稿日期:2024-12-02 **修回日期**:2024-12-25 **本文编辑**:顾璇

(上接第 931 页)

[30] KYOUNG-BOK M. Relationship between low blood lead levels and growth in children of white-collar civil servants in Korea[J]. Int J Hygiene Environ Health, 2008, 211(1/2): 82-87.

[31] 张乔柔,曹云,田英,等. 学龄期儿童重金属暴露水平与其体格发育相关指标的关联性研究[J]. 环境与职业医学, 2022, 39(2): 127-132, 140.
ZHANG Q R, CAO Y, TIAN Y, et al. Correlation between heavy metal exposure levels in school-age children and their physical development-related indicators[J]. J Environ Occup Med, 2022, 39(2): 127-132, 140. (in Chinese)

[32] PASTOR A J S, DESAI G, GARCÍA-VILLARINO M, et al. Exposure to a mixture of metals and growth indicators in 6-11-year-old children from the 2013-2016 NHANES[J]. Expos Health, 2021, 13(2): 173-184.

[33] SHAO W, LIU Q, HE X, et al. Association between level of urinary trace heavy metals and obesity among children aged 6-19 years: NHANES 1999-2011. Environmental science and pollution research international[M]. Germany: Springer, 2017: 11573-11581.

[34] SHIN Y Y, RYU I K, PARK M J, et al. The association of total blood mercury levels and overweight among Korean adolescents: analysis of the Korean National Health and Nutrition Examination Survey (KNHANES) 2010-2013[J]. Korean J Pediatr, 2018, 61(4): 121-128.

[35] GARCÍA-VILLARINO M, SIGNES-PASTOR A J, KARAGAS M R, et al. Exposure to metal mixture and growth indicators at 4-5 years. A study in the INMA-Asturias Cohort[J]. Environ Res, 2022, 204(Pt D): 112375.

[36] JILLIAN A M. Blood metal levels and early childhood anthropometric measures in a cohort of Canadian children[J]. Environ Res, 2019, 179(Pt A): 108736.

[37] MOON M K, LEE I, LEE A, et al. Lead, mercury, and cadmium exposures are associated with obesity but not with diabetes mellitus: Korean National Environmental Health Survey (KoNEHS) 2015-2017[J]. Environ Res, 2022, 204(Pt A): 111888.

[38] IAVICOLI I, FONTANA L, BERGAMASCHI A. The effects of metals as endocrine disruptors[J]. J Toxicol Environ Health B Crit Rev, 2009, 12(3): 206-223.

[39] FARKHONDEH T, SAMARGHANDIAN S, AZIMI-NEZHAD M. The role of arsenic in obesity and diabetes[J]. J Cell Physiol, 2019, 234(8): 12516-12529.

收稿日期:2024-12-20 **修回日期**:2025-05-06 **本文编辑**:孙曼莉