

# 京津冀地区长期PM<sub>2.5</sub>暴露的死亡负担与经济损失评价

吴文静 杨晓翠 姚明宏 吴功华 徐嘉悦 赵星 张菊英

四川大学华西公共卫生学院/华西第四医院流行病与卫生统计学系,成都 610041

通信作者:张菊英, Email:juying109@163.com

**【摘要】 目的** 精确估计2015年京津冀地区长期PM<sub>2.5</sub>暴露的死亡负担及其经济损失。**方法** 选取美国国家航空航天局(NASA)提供的遥感PM<sub>2.5</sub>数据与人口数据,空间分辨率为1 km×1 km,基于全球-暴露死亡模型评估2015年京津冀地区PM<sub>2.5</sub>长期暴露的归因死亡人数,并利用统计寿命价值法估计其对应的健康经济损失。**结果** 2012—2014年京津冀地区3年平均PM<sub>2.5</sub>浓度为46.25 μg/m<sup>3</sup>,平均有56.6%的人口居住在年均PM<sub>2.5</sub>浓度超过国家二级空气质量标准(35 μg/m<sup>3</sup>)的地区;2015年京津冀地区归因于PM<sub>2.5</sub>长期暴露的早死人数为19.38(95%CI: 14.09~23.33)万人,其中排名前5的城市分别为北京市、天津市、保定市、石家庄市和邯郸市;京津冀地区健康经济损失总计359.34(95%CI: 260.99~432.55)亿元,占2015年该地区生产总值的0.70%(95%CI: 0.51%~0.85%),其中排名前5的城市分别为北京市、天津市、保定市、石家庄市和沧州市。**结论** PM<sub>2.5</sub>污染造成了严重的疾病与经济负担,其空间分布提示针对重点城市的污染防控政策显得尤为必要。

**【关键词】** PM<sub>2.5</sub>; 全球-暴露死亡模型; 死亡负担; 经济损失

**基金项目:**国家自然科学基金(81773548, 81973151);四川省科技计划(2018JY0352);四川省软科学研究计划(2018ZR0007)

DOI:10.3760/cma.j.cn112338-20191205-00865

## Assessment of mortality burden and economic loss attributed to long-term PM<sub>2.5</sub> exposure in the Beijing-Tianjin-Hebei area

Wu Wenjing, Yang Xiaocui, Yao Minghong, Wu Gonghua, Xu Jiayue, Zhao Xing, Zhang Juying

Department of Epidemiology and Health Statistic, West China School of Public Health and West China Fourth Hospital, Sichuan University, Chengdu 610041, China

Corresponding author: Zhang Juying, Email: juying109@163.com

**【Abstract】 Objective** To accurately estimate the health burden and corresponding economic loss attributed to PM<sub>2.5</sub> pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) area in China in 2015. **Method** By using satellite-retrieved PM<sub>2.5</sub> concentration data and population data provided by NASA (the spatial resolution was 1 km×1 km), this study estimated excess mortality attributed to long-term PM<sub>2.5</sub> exposure in BTH area in 2015 based on Global Exposure Mortality Model (GEMM). Besides, Value of Statistic Life (VSL) method was used to evaluate the corresponding health economic loss. **Result** In BTH area, the population-weighted average PM<sub>2.5</sub> concentration during 2012–2014 was 46.25 μg/m<sup>3</sup>, and 56.6% of total population lived in the area where annual average PM<sub>2.5</sub> concentration exceeded Grade II of National Ambient Air Quality Standard in China (35 μg/m<sup>3</sup>); The PM<sub>2.5</sub>-related premature deaths amounted to 193.8 thousand (95%CI: 140.9 thousand–233.3 thousand), Beijing, Tianjin, Baoding, Shijiazhuang, and Handan were the top five cities with high incidences of PM<sub>2.5</sub>-related premature deaths; The corresponding health economic loss was about 35.934 billion (95%CI: 26.099 billion–43.255 billion) RMB, accounting for 0.70% (95%CI: 0.51%–0.85%) of the area's GDP in 2015, Beijing, Tianjin, Baoding, Shijiazhuang, and Cangzhou were the top five cities with high health economic loss. **Conclusions** PM<sub>2.5</sub> pollution has caused severe disease and economic burden in BTH area. Its spatial distribution suggested that it is particularly necessary to develop the air pollution prevention and control policies for key cities.

**【Key words】** PM<sub>2.5</sub>; Global exposure mortality model; Mortality burden; Economic loss

**Fund programs:** National Natural Science Foundation of China (81773548, 81973151); Science and Technology Program of Sichuan Province (2018JY0352); Soft Science Research Program of Sichuan Province (2018ZR0007)

DOI:10.3760/cma.j.cn112338-20191205-00865

大量流行病学研究表明,PM<sub>2.5</sub>长期暴露会导致心脑血管系统和呼吸系统等疾病的患病率和死亡率增加<sup>[1-2]</sup>,且与短期暴露相比,长期暴露对健康会产生更大的有害效应<sup>[3]</sup>。2017 年全球疾病负担研究显示大气颗粒物污染造成了全球约 297 万人的死亡,是全球的第八大健康风险因素<sup>[4]</sup>。在我国,大气 PM<sub>2.5</sub>污染是位居高血压、吸烟和高钠饮食之后的第四位危险因素,2017 年所造成的归因死亡人数高达 85 万人<sup>[5]</sup>,已成为我国重要的公共卫生问题。

2016—2018 年的“中国环境状况公报”显示,空气质量综合指数排名最差的 10 个城市中有 ≥5 个位于京津冀地区。已有较多的研究指出京津冀地区是 PM<sub>2.5</sub>污染及其超额死亡的集中区域<sup>[6]</sup>,全国约 10% 的超额死亡发生在该区域<sup>[7]</sup>。因此,关注京津冀地区 PM<sub>2.5</sub>污染的人群健康效应并进行经济损失评估十分必要。然而由于粗空间分辨率的污染数据<sup>[8]</sup>,忽略空间异质性的人口数据<sup>[6]</sup>,缺乏高污染地区的暴露-反应函数等问题<sup>[7]</sup>,使得现有的 PM<sub>2.5</sub>长期暴露疾病负担研究存在较大的不确定性。因此本研究基于 1 km 空间分辨率的遥感 PM<sub>2.5</sub>数据及与之相匹配的网格人口数据,结合最新的纳入中国队列数据进行建模的全球-暴露死亡模型(Global Exposure Mortality Model, GEMM),估计 2015 年京津冀地区归因于 PM<sub>2.5</sub>长期暴露的死亡人数,并量化相应的经济损失,为相关政府部门制定 PM<sub>2.5</sub>防治政策提供依据。

### 资料与方法

1. 数据来源:研究区域包含北京市、天津市和河北省的 11 个地级市,共 13 个城市。考虑到大气颗粒物长期暴露慢性效应的滞后性,结合数据可获得性及目前现有研究证据<sup>[3,9]</sup>,本研究将死亡前 3 年的 PM<sub>2.5</sub>年均浓度作为长期暴露水平,其数据来自美国国家航空航天局(NASA)提供的 2012—2014 年的全球 1 km × 1 km PM<sub>2.5</sub>遥感反演数据集<sup>[10]</sup>。人口空间分布数据来自 NASA 提供的 2015 年全球 1 km × 1 km 网格人口数据集<sup>[11]</sup>。基线死亡率数据来源于 Zhou 等<sup>[12]</sup>的研究报道与全国的疾病负担研究<sup>[13]</sup>,从中提取并校正获得北京市、天津市与河北省的疾病别死亡率<sup>[14]</sup>。

2. 死亡效应评估方法:本研究基于暴露-反应模型,结合 Cohen 等<sup>[15]</sup>在 2015 年全球疾病负担研究中所提出的 PM<sub>2.5</sub>归因死亡负担评估方法,量化 PM<sub>2.5</sub>的死亡效应。计算公式:

$$M_{ij} = \gamma_{oi} \times AF_{ij} \times Pop_j; AF_{ij} = \frac{RR - 1}{RR} \quad (1)$$

式中:*i* 表示不同健康效应终点,*j* 表示网格;*M<sub>ij</sub>* 指归因于 PM<sub>2.5</sub>的超额死亡数; $\gamma_{oi}$  指疾病别的基线死亡率;*Pop<sub>j</sub>* 为每个网格的暴露人口数;*AF<sub>ij</sub>* 表示归因分值;*RR* 为相对风险度,本研究通过 GEMM 进行估计。

GEMM 为 Burnett 团队于 2018 年提出的用于评估 PM<sub>2.5</sub>健康效应的暴露-反应模型<sup>[16]</sup>。该模型整合了来自于 16 个国家的 41 项队列研究信息,其中包括我国的大型队列研究成果<sup>[17]</sup>,是目前首个考虑中国人群的暴露-反应模型,覆盖了全球的 PM<sub>2.5</sub>浓度暴露范围(2.4 ~ 84.0 μg/m<sup>3</sup>)。计算公式:

$$\begin{aligned} GEMM(\Delta z_i) &= \exp\{\beta T(\Delta z_i | \alpha, \mu, v)\}; \\ T(\Delta z_i | \alpha, \mu, v) &= \log(1 + \Delta z_i / \alpha) / \{1 + \exp[-(\Delta z_i - \mu) / v]\}; \\ \Delta z_i &= \max(0, z_i - z_{cf}) \end{aligned} \quad (2)$$

式中:*z<sub>i</sub>* 为每个网格的年均 PM<sub>2.5</sub>浓度;*z<sub>cf</sub>* 为“反事实最小 PM<sub>2.5</sub>浓度”,其假设在该浓度下,PM<sub>2.5</sub>对健康无影响,取值为 2.4 μg/m<sup>3</sup>; $\beta$  为暴露-反应模型系数;*T*( $\Delta z_i | \alpha, \mu, v$ ) 指对浓度进行的复杂变换函数,其中 ( $\alpha, \mu, v$ ) 参数定义了 PM<sub>2.5</sub>-死亡率关系的曲线形式。根据 Burnett 等<sup>[16]</sup>的研究结果,本研究模型参数的取值见表 1。GEMM 可用于评估 >25 岁成年人群 5 种主要疾病的 PM<sub>2.5</sub>长期暴露的归因死亡风险,包括脑卒中、缺血性心脏病、慢性阻塞性肺疾病、肺癌和下呼吸道感染,以上 5 类疾病将作为本研究的健康效应终点。

表 1 全球-暴露死亡模型参数估计值

疾 病	$\beta$ 值	<i>S</i> $\bar{x}$	$\alpha$ 值	$\mu$ 值	<i>v</i> 值
脑卒中	0.272 0	0.076 97	6.2	16.7	23.7
缺血性心脏病	0.296 9	0.017 87	1.9	12.0	40.2
慢性阻塞性肺疾病	0.251 0	0.067 62	6.5	2.5	32.0
肺癌	0.294 2	0.061 47	6.2	9.3	29.8
下呼吸道感染	0.446 8	0.117 35	6.4	5.7	8.4

注:参数估计结果来源于 Burnett 等<sup>[16]</sup>

3. 经济效应评估方法:采用目前广泛使用的统计寿命价值法<sup>[7]</sup>,以城市为单位,进一步评估 PM<sub>2.5</sub>污染的健康经济损失。由于京津冀地区部分城市的统计寿命价值的不可获得性,本研究将以谢旭轩<sup>[18]</sup>2010 年对北京市的研究成果作为基准统计寿命价值,通过单位价值转移法,估计获得京津冀地区 13 个城市的统计寿命价值<sup>[19]</sup>,具体计算公式:

$$VSL_{l,2015} = VSL_{B,2010} \times \left( \frac{G_{l,2010}}{G_{B,2010}} \right)^\beta \times (1 + \% \Delta P_l + \% \Delta G_l)^\beta \quad (3)$$

式中:*VSL<sub>l,2015</sub>* 为第 *l* 个城市的统计寿命价值;

$VSL_{B, 2010}$  指基准统计寿命价值;  $G_{l, 2010}$  与  $G_{B, 2010}$  分别为第  $l$  个城市与北京市 2010 年人均国内生产总值 (GDP);  $\beta$  为收入弹性, 此处取经济合作与发展组织 (OECD) 推荐的 0.8;  $\% \Delta P_l$  与  $\% \Delta G_l$  表示 2010 年到 2015 年, 第  $l$  个城市的消费价格指数 (CPI) 与人均 GDP 变化的百分比。城市人均 GDP 与消费价格指数来自各城市的年度国民经济和统计年鉴, 其中缺少的数据, 用城市所在省份的数据进行替代。基于  $PM_{2.5}$  污染导致的暴露人群死亡增长量, 使用公式 (4) 计算  $PM_{2.5}$  健康经济损失。

$$Economic\ Burden = VSL_{l, 2015} \times M_{l, 2015} \quad (4)$$

式中:  $VSL_{l, 2015}$  为式 (3) 所计算的统计寿命价值;  $M_{l, 2015}$  为第  $l$  个城市的  $PM_{2.5}$  归因死亡人数。本研究利用 R 语言 (3.6.1 版本) 进行统计分析。

### 结 果

1.  $PM_{2.5}$  浓度空间分布特征: 京津冀地区 3 年平均  $PM_{2.5}$  浓度 (2012—2014 年) 与人口 (2015 年) 分布近似, 均呈现北低南高趋势, 说明  $PM_{2.5}$  的污染更多的集中在人口较密集的地区 (图 1)。京津冀地区 3 年平均  $PM_{2.5}$  浓度为  $46.25 \mu g/m^3$ , 平均有 56.6% 的人口生活在年均污染浓度超过国家二级空气质量标准 ( $35 \mu g/m^3$ ) 的地区。就城市污染特征而言 (表 2), 排名前 5 位的城市分别为处于中心地带的衡水市、沧州市、廊坊市、天津市与邢台市; 而处于西北部的张家口市、承德市污染浓度相对较低。

2.  $PM_{2.5}$  归因死亡人数: 2015 年京津冀地区  $PM_{2.5}$  对不同疾病死亡的相对风险度随  $PM_{2.5}$  浓度的增加而增大 (图 2)。使用 5 种健康效应终点的累计总死亡作为  $PM_{2.5}$  归因总死亡估计值, 京津冀地区 2015 年归因于  $PM_{2.5}$  污染的超额死亡人数共 19.38 (95% CI: 14.09 ~ 23.33) 万人, 占该地区同年统计总死亡人数的 31.1%, 其中缺血性心脏病和脑卒中为首要死因, 分别约造成了 8.93 (95% CI: 8.22 ~ 9.57) 万人和 5.35 (95% CI: 2.78 ~ 7.21) 万人的死亡, 其次为慢性阻塞性肺疾病、肺癌与下呼吸道感染, 分别造成了 1.88 (95% CI: 1.01 ~ 2.54) 万人、2.03 (95% CI: 1.35 ~ 2.56) 万人和 1.18 (95% CI: 0.73 ~ 1.45) 万人的死亡。

$PM_{2.5}$  归因死亡数的空间分布特征见图 3, 可见疾病别的归因死亡数

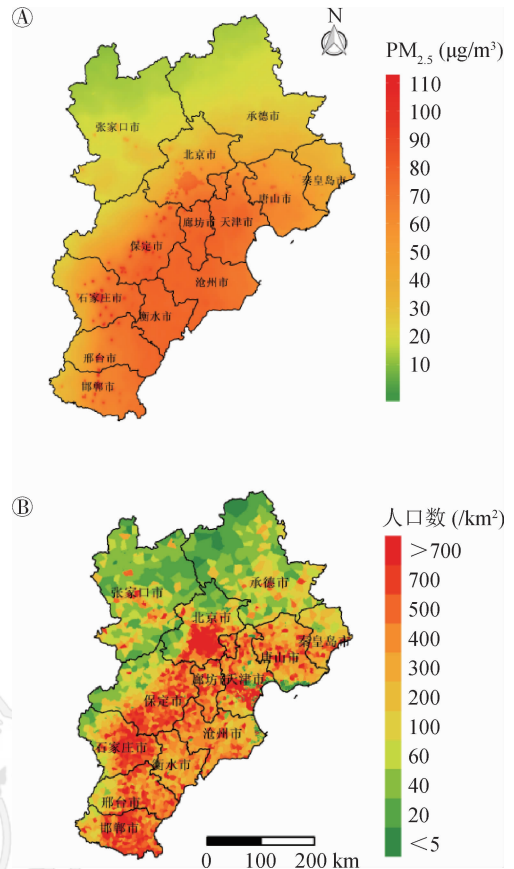


图 1 2012—2014 年平均  $PM_{2.5}$  污染浓度 (A) 与 2015 年人口 (B) 的空间分布

分布较为近似, 且其分布与污染浓度和人口密度的分布基本一致, 多集中在中心地带及其周边城市, 呈现“北低南高, 东高西低”特征。其中,  $PM_{2.5}$  归因总死亡数排名前 5 的城市为北京市、天津市、保定市、石家庄市和邯郸市 (表 2)。不同城市间的疾病死因构成基本一致, 首要死因均为缺血性心脏病与脑卒中。为排除人口基数对估计结果的影响, 本研究进

表 2 城市别  $PM_{2.5}$  污染、人口数及其死亡负担估计值

城市	平均 $PM_{2.5}$ 浓度 ( $\mu g/m^3$ )	人口数 (万人)	总死亡数 (万人)	死亡率 (/万人)
衡水市	76.83	443.43	0.88(0.65 ~ 1.06)	19.92(14.59 ~ 23.82)
沧州市	74.91	732.11	1.45(1.06 ~ 1.73)	19.79(14.49 ~ 23.69)
廊坊市	74.89	454.18	0.89(0.65 ~ 1.07)	19.66(14.38 ~ 23.55)
石家庄市	57.42	1 059.23	2.06(1.51 ~ 2.47)	19.45(14.24 ~ 23.29)
邢台市	63.91	730.57	1.40(1.02 ~ 1.68)	19.20(14.02 ~ 23.04)
保定市	54.75	1 149.28	2.19(1.60 ~ 2.63)	19.06(13.93 ~ 22.87)
邯郸市	59.14	949.23	1.76(1.28 ~ 2.12)	18.51(13.49 ~ 22.30)
唐山市	57.15	778.40	1.39(1.01 ~ 1.68)	17.89(12.99 ~ 21.64)
天津市	71.61	1 471.39	2.45(1.79 ~ 2.93)	16.65(12.15 ~ 19.94)
秦皇岛市	40.77	304.58	0.47(0.34 ~ 0.58)	15.50(11.17 ~ 18.98)
北京市	45.07	2 347.47	3.57(2.56 ~ 4.32)	15.23(10.91 ~ 18.41)
承德市	23.14	352.56	0.39(0.28 ~ 0.49)	11.09(7.96 ~ 13.80)
张家口市	19.71	439.22	0.46(0.33 ~ 0.57)	10.44(7.51 ~ 13.01)
京津冀	46.25	11 211.65	19.38(14.09 ~ 23.33)	17.28(12.56 ~ 20.81)

注: 括号内数据为 95% CI

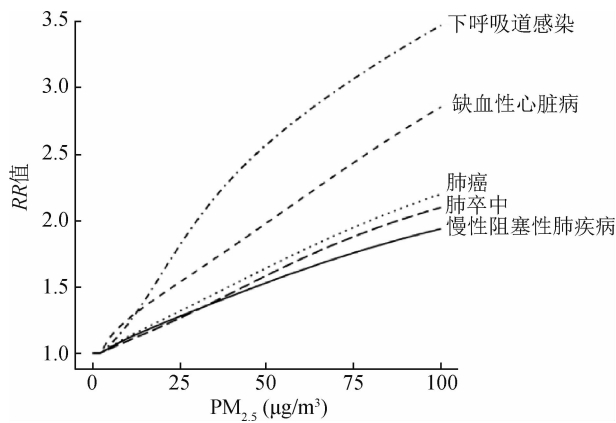


图2 2015年京津冀地区疾病别PM<sub>2.5</sub>暴露的相对危险度估计值

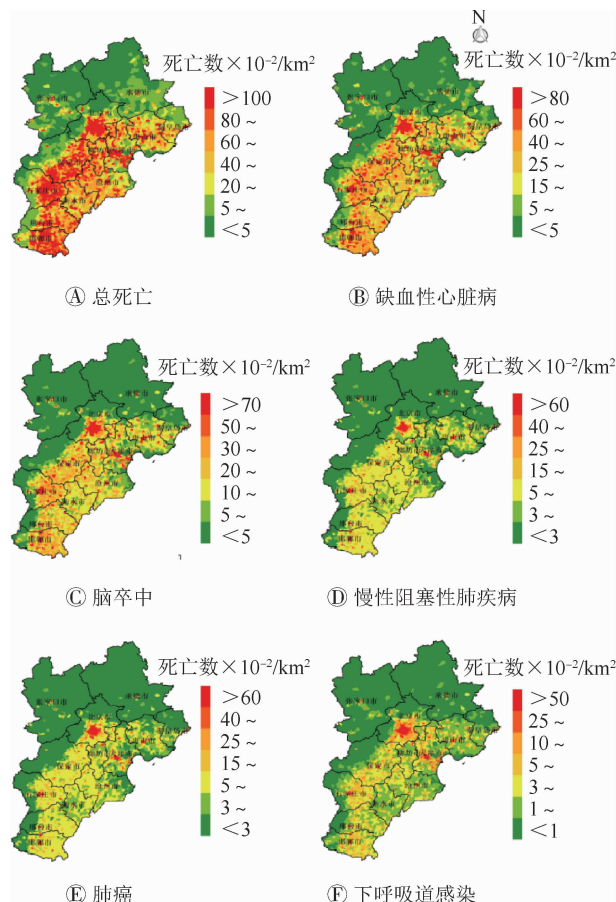


图3 PM<sub>2.5</sub>污染归因死亡数的空间分布

应终点中,缺血性心脏病与脑卒中占主导地位,分别占总经济损失的45.65%和27.34%,其次为肺癌、慢性阻塞性肺疾病与下呼吸道感染,分别占10.48%、9.24%和6.45%。总经济损失的空间分布见图4。经济损失排名前5的城市为北京市、天津市、保定市、石家庄市和沧州市,共计占总经济损失的69.06%;若按健康经济损失占该城市GDP比重排序,占比最高的5个城市为沧州市、邢台市、衡水市、保定市与邯郸市。见表3。

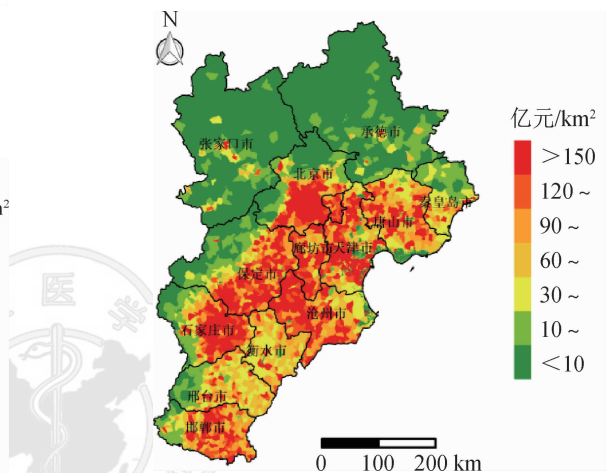


图4 归因于PM<sub>2.5</sub>污染的总经济损失空间分布

### 讨论

本研究发现长期PM<sub>2.5</sub>暴露对京津冀地区居民的健康构成了较大的危害,其中缺血性心脏病与脑卒中为首要死因,占PM<sub>2.5</sub>归因总死亡的73.7%,高于国内既往研究结果<sup>[7-8,20]</sup>,产生这种差异的主要原因可能是选取的暴露-反应模型不同。Liu等<sup>[8]</sup>与Maji等<sup>[7]</sup>选择的综合暴露反应模型(integrated exposure response, IER)<sup>[21]</sup>仅纳入了污染浓度较低的欧美地区的队列研究信息,其所得结果往往会低估我国等高污染地区的PM<sub>2.5</sub>归因死亡<sup>[7,22]</sup>。谢志祥等<sup>[20]</sup>选择的对数线性模型(log-linear, LL),由于其曲线形式限制<sup>[20]</sup>,在浓度较高的地区易导致PM<sub>2.5</sub>健康效应估计的偏倚<sup>[8]</sup>。相较之下,近年提出的GEMM在IER模型的基础上增加了中国队列的信息,在LL模型的基础上优化了模型设置并综合了多项研究结果,且模型比较结果显示,GEMM所估计出的全球归因总死亡数比IER模型的估计结果高120%<sup>[16]</sup>。Lelieveld等<sup>[23]</sup>使用GEMM更新了欧洲的超额死亡结果,指出既往的研究低估了大气PM<sub>2.5</sub>的归因死亡负担。Xue等<sup>[14]</sup>指出GEMM的估计结果可能更适

一步计算了PM<sub>2.5</sub>归因死亡率,其所得排名前5的城市分别为衡水市、沧州市、廊坊市、石家庄市与邢台市(表2)。

3. PM<sub>2.5</sub>健康经济损失:2015年京津冀地区PM<sub>2.5</sub>污染所造成的健康经济损失总计为359.34(95%CI: 260.99~432.55)亿元,占2015年该地区生产总值的0.70%(95%CI: 0.51%~0.85%)。在5种主要健康效

表3 城市别PM<sub>2.5</sub>污染所造成的健康经济损失

城市	统计寿命价值 (万元/人)	总经济损失 (亿元)	国内生产 总值(亿元)	经济损失占比 (%)
北京市	245.59	87.80(62.90 ~ 106.13)	23 014.59	0.38(0.27 ~ 0.46)
天津市	246.04	60.29(43.98 ~ 72.18)	16 538.19	0.36(0.27 ~ 0.44)
保定市	159.19	34.87(25.49 ~ 41.84)	1 014.42	3.44(2.51 ~ 4.12)
石家庄市	159.56	32.87(24.06 ~ 39.36)	2 909.81	1.13(0.83 ~ 1.35)
沧州市	223.11	32.33(23.66 ~ 38.69)	650.31	4.97(3.64 ~ 5.95)
唐山市	213.94	29.80(21.64 ~ 36.04)	3 165.32	0.94(0.68 ~ 1.14)
邯郸市	126.23	22.18(16.17 ~ 26.72)	807.73	2.75(2.00 ~ 3.31)
廊坊市	200.10	17.87(13.07 ~ 21.41)	789.25	2.26(1.66 ~ 2.71)
邢台市	91.33	12.81(9.36 ~ 15.37)	280.97	4.56(3.33 ~ 5.47)
衡水市	130.41	11.52(8.44 ~ 13.78)	284.77	4.05(2.96 ~ 4.84)
秦皇岛市	146.19	6.90(4.98 ~ 8.45)	854.61	0.81(0.58 ~ 0.99)
张家口市	118.32	5.43(3.90 ~ 6.76)	534.55	1.02(0.73 ~ 1.26)
承德市	119.68	4.68(3.36 ~ 5.82)	283.06	1.65(1.19 ~ 2.06)

注:括号内数据为95%CI

用于我国等高污染地区。因此,本研究选择GEMM作为暴露-反应模型更新我国京津冀地区的PM<sub>2.5</sub>长期暴露死亡效应,提示既往的研究可能低估了大气PM<sub>2.5</sub>对人群健康的影响。其次,有研究发现中国肿瘤登记年报中的肺癌死亡率数据略低于本研究所使用的GBD死亡率估计值<sup>[24]</sup>,提示死亡率数据的不确定性也可能是本研究估计结果较高的原因之一。此外,病种选择的差异、研究时间和研究区域的差异、计算所用的其他数据(PM<sub>2.5</sub>数据、人口资料)不同等原因,也会导致结果间存在细微的差别<sup>[7]</sup>。

京津冀地区PM<sub>2.5</sub>归因总死亡数的高值区主要分布在北京市、天津市和保定市等中心城市,呈现“北低南高,东高西低”的空间分布特征,与既往研究结果一致<sup>[20]</sup>。污染水平和人口密度是导致该分布特征的主要原因。与位于西北部的城市相比,中心城市往往人口密度较高,且其迅猛的城市化进程、较高的机动车保有量与巨大的化石能源消耗量等均使得这些区域具有较高的PM<sub>2.5</sub>浓度<sup>[25]</sup>。进一步排除人口密度对估计结果的影响后,衡水市、廊坊市、沧州市与邢台市成为新的排名前5的PM<sub>2.5</sub>归因死亡率高值城市,其较高的死亡率更多归因于高PM<sub>2.5</sub>浓度。以上均提示在制定和实施防控大气污染相关的公共卫生政策时,应优先在人口密集和污染水平较高的区域进行管控。

PM<sub>2.5</sub>污染在造成严重健康危害的同时还导致了重大的经济损失,不同城市间存在较大的差异。PM<sub>2.5</sub>污染所造成的健康经济损失值主要取决于该地区的统计寿命价值与PM<sub>2.5</sub>归因死亡人数。如沧州市(1.45万人)PM<sub>2.5</sub>归因死亡人数低于邯郸市(1.76万人),但由于其单位寿命价值较高,使得沧

市(32.33亿元)健康经济损失值明显高于邯郸市(22.18亿元)。同时,本研究PM<sub>2.5</sub>健康经济损失的估计结果高于既往研究<sup>[26]</sup>。差异原因除了统计寿命价值估计值的细微差别外,主要在于本研究所估计出的超额死亡结果显著高于既往研究。除此之外,在考虑城市GDP水平的差异之后,以经济损失占城市GDP比重反应PM<sub>2.5</sub>健康经济负担,发现经济负担的高值城市从北京市、天津市和保定市等中心城市向西南方向偏移,邢台市、衡水市和邯郸市等城市将成为新的排名前5的高经济负担城市,如北京市的

经济损失绝对值是衡水市的9倍,然而衡水市的经济损失占比是北京市的10倍。由此可见,纵使周边城市的经济损失值相对较低,其PM<sub>2.5</sub>污染所导致的经济负担可能较大。

与已有PM<sub>2.5</sub>长期暴露疾病负担研究相比,本研究的优势在于利用1 km高空间分辨率的遥感PM<sub>2.5</sub>数据与网格人口数据,极大程度的考虑了PM<sub>2.5</sub>浓度与暴露人口的空间异质性,提高了估计的精度;应用目前最新的GEMM方法,更新了我国京津冀地区归因于PM<sub>2.5</sub>的超额死亡及其经济损失。由于数据的限制,本研究存在局限性。首先,仅考虑了PM<sub>2.5</sub>质量浓度的健康效应,忽略了PM<sub>2.5</sub>化学组分的影响,使得PM<sub>2.5</sub>死亡效应的估计存在不确定性。其次,由于年龄别的死亡率与每公里人口数较难获取,因此本研究使用全年龄的基线死亡率与公里人口数加以替代,忽略了人口年龄结构对健康效应估计的影响,将造成估计的不确定性。一方面,已有研究显示,年龄会显著影响空气污染对心血管疾病的风险效应估计,不同年龄阶段的RR估计值可能存在较大的差异<sup>[15-16]</sup>。因此使用全年龄的RR估计值,可能会导致死亡负担的估计偏倚。同时GEMM主要针对成年人群(≥25岁),使用全年龄的人口数据可能会造成死亡负担的高估。另一方面,不同年龄别人群的基线死亡率往往存在一定的差异<sup>[27]</sup>,仅使用全年龄的死亡率将会造成估计的不确定性。最后,由于本研究无法直接获取公里尺度上的居民死亡数据,故利用省级与市级尺度的基线死亡率数据加以替代,忽视了研究单元内部居民死亡的空间变异,从而造成微观尺度居民死亡人数评估的不确定性。

综上所述,本研究发现京津冀地区长期PM<sub>2.5</sub>暴

露造成了严重的健康危害与经济损失,其中缺血性心脏病与脑卒中为首要死因;GEMM 所得京津冀地区死亡负担估计结果显著高于传统模型估计值,提示既往的结果存在一定的低估;PM<sub>2.5</sub> 归因死亡与经济负担呈现明显空间分布特征,人口密集或 PM<sub>2.5</sub> 污染严重的城市应为重点管控区域。

利益冲突 所有作者均声明不存在利益冲突

### 参 考 文 献

- [1] Danesh Yazdi MD, Wang Y, Di Q, et al. Long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> and ozone and hospital admissions of Medicare participants in the Southeast USA [J]. *Environ Int*, 2019, 130: 104879. DOI: 10.1016/j.envint.2019.05.073.
- [2] Ostro B, Hu JL, Goldberg D, et al. Associations of mortality with long-term exposures to fine and ultrafine particles, species and sources: results from the California Teachers Study Cohort [J]. *Environ Health Perspect*, 2015, 123(6): 549–556. DOI: 10.1289/ehp.1408565.
- [3] Brook RD, Rajagopalan S, Pope III CA, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association [J]. *Circulation*, 2010, 121(21): 2331–2378. DOI: 10.1161/CIR.0b013e3181dbeeel.
- [4] GBD 2017 Risk Factor Collaborators Stanaway JD, Afshin A, Gakidou E, et al. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017 [J]. *Lancet*, 2018, 392(10159): 1923–1994. DOI: 10.1016/s0140-6736(18)32225-6.
- [5] Zhou MG, Wang HD, Zeng XY, et al. Mortality, morbidity, and risk factors in China and its provinces, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017 [J]. *Lancet*, 2019, 394(10204): 1145–1158. DOI: 10.1016/s0140-6736(19)30427-1.
- [6] Wang Q, Wang JN, He MZ, et al. A county-level estimate of PM<sub>2.5</sub> related chronic mortality risk in China based on multi-model exposure data [J]. *Environ Int*, 2018, 110: 105–112. DOI: 10.1016/j.envint.2017.10.015.
- [7] Maji KJ, Ye WF, Arora M, et al. PM<sub>2.5</sub>-related health and economic loss assessment for 338 Chinese cities [J]. *Environ Int*, 2018, 121: 392–403. DOI: 10.1016/j.envint.2018.09.024.
- [8] Liu J, Han YQ, Tang X, et al. Estimating adult mortality attributable to PM<sub>2.5</sub> exposure in China with assimilated PM<sub>2.5</sub> concentrations based on a ground monitoring network [J]. *Sci Total Environ*, 2016, 568: 1253–1262. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.165.
- [9] Lin HL, Guo YF, Di Q, et al. Ambient PM<sub>2.5</sub> and stroke: effect modifiers and population attributable risk in six low- and middle-income countries [J]. *Stroke*, 2017, 48(5): 1191–1197. DOI: 10.1161/STROKEAHA.116.015739.
- [10] van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M, et al. Global Annual PM<sub>2.5</sub> grids from MODIS, MISR and SeaWiFS Aerosol Optical Depth (AOD) with GWR, 1998–2016 [Z]. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). 2018. <https://doi.org/10.7927/H4ZK5DQS>.
- [11] Center for International Earth Science Information Network-CIESIN-Columbia University. Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Count Adjusted to Match 2015 Revision of UN WPP Country Totals, Revision 11 [Z]. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). 2018. <https://doi.org/10.7927/H4PN93PB>.
- [12] Zhou MG, Wang HD, Zhu J, et al. Cause-specific mortality for 240 causes in China during 1990–2013: a systematic subnational analysis for the Global Burden of Disease Study 2013 [J]. *Lancet*, 2016, 387(10015): 251–272. DOI: 10.1016/s0140-6736(15)00551-6.
- [13] GBD 2015 Mortality and Causes of Death Collaborators Wang H, Naghavi M, Allen C, et al. Global, regional, and national life expectancy, all-cause mortality, and cause-specific mortality for 249 causes of death, 1980–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015 [J]. *Lancet*, 2016, 388(10053): 1459–1544. DOI: 10.1016/S0140-6736(16)31012-1.
- [14] Xue T, Zhu T, Zheng YX, et al. Change in the number of PM<sub>2.5</sub>-attributed deaths in China from 2000 to 2010: Comparison between estimations from census-based epidemiology and pre-established exposure-response functions [J]. *Environ Int*, 2019, 129: 430–437. DOI: 10.1016/j.envint.2019.05.067.
- [15] Cohen AJ, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015 [J]. *Lancet*, 2017, 389(10082): 1907–1918. DOI: 10.1016/s0140-6736(17)30505-6.
- [16] Burnett R, Chen H, Szyszkowicz M, et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter [J]. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2018, 115(38): 9592–9597. DOI: 10.1073/pnas.1803222115.
- [17] Yin P, Brauer M, Cohen A, et al. Long-term fine particulate matter exposure and nonaccidental and cause-specific mortality in a large national cohort of Chinese men [J]. *Environ Health Perspect*, 2017, 125(11): 117002–11–11. DOI: 10.1289/ehp1673.
- [18] 谢旭轩. 健康的价值: 环境效益评估方法与城市空气污染控制策略 [D]. 北京: 北京大学, 2011.
- [19] Xie XX. Health value: environmental benefit assessment method and urban air pollution control strategy [D]. Beijing: Peking University, 2011.
- [20] Giannadaki D, Giannakis E, Pozzer A, et al. Estimating health and economic benefits of reductions in air pollution from agriculture [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 622–623: 1304–1316. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.064.
- [21] 谢志祥, 秦耀辰, 郑智成, 等. 京津冀大气污染传输通道城市 PM<sub>2.5</sub> 污染的死亡效应评估 [J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3): 843–852. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2018.0420.
- [22] Xie ZX, Qin YC, Zheng ZC, et al. Assessing the death effect of PM<sub>2.5</sub> pollution in cities of atmospheric pollution transmission channel in the Beijing-Tianjin-Hebei district [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(3): 843–852. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2018.0420.
- [23] Burnett RT, Pope CA, Ezzati M, et al. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure [J]. *Environ Health Perspect*, 2014, 122(4): 397–403. DOI: 10.1289/ehp.1307049.
- [24] Li J, Liu H, Lv ZF, et al. Estimation of PM<sub>2.5</sub> mortality burden in China with new exposure estimation and local concentration-response function [J]. *Environ Pollut*, 2018, 243: 1710–1718. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.09.089.
- [25] Lelieveld J, Klingmüller K, Pozzer A, et al. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions [J]. *Eur Heart J*, 2019, 40(20): 1590–1596. DOI: 10.1093/eurheartj/ehz135.
- [26] Chen WQ, Zheng RS, Baade PD, et al. Cancer statistics in China, 2015 [J]. *CA Cancer J Clin*, 2016, 66(2): 115–132. DOI: 10.3322/caac.21338.
- [27] 温佳薇, 贺军亮, 赵晴, 等. 京津冀地区 PM<sub>2.5</sub> 的时空效应研究 [J]. *环境污染与防治*, 2018, 40(9): 1033–1038, 1043. DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2018.09.016.
- [28] Wen JW, He JL, Zhao Q, et al. Study on time-space effects of PM<sub>2.5</sub> in Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2018, 40(9): 1033–1038, 1043. DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2018.09.016.
- [29] 吕铃钥, 李洪远. 京津冀地区 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 污染的健康经济学评价 [J]. *南开大学学报: 自然科学版*, 2016, 49(1): 69–77.
- [30] Lu LY, Li HY. Health economics evaluation of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei region of China [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Nankaiensis*, 2016, 49(1): 69–77.
- [31] 张珊, 姜莹莹, 董文兰, 等. 2007–2016 年中国居民慢性非传染性疾病死亡水平与变化趋势 [J]. *中国慢性病预防与控制*, 2018, 26(11): 801–804, 809. DOI: 10.16386/j.cjpcd.issn.1004-6194.2018.11.001.
- [32] Zhang S, Jiang YY, Dong WL, et al. Mortality and trend of chronic non-communicable diseases in China from 2007 to 2016 [J]. *Chin J Prev Control Chron Dis*, 2018, 26(11): 801–804, 809. DOI: 10.16386/j.cjpcd.issn.1004-6194.2018.11.001.

(收稿日期: 2019-12-05)

(本文编辑: 李银鸽)