2013~2017年中国PM_{2.5}污染的快速改善及其健康效益

薛涛^{1,2}, 刘俊¹, 张强^{1*}, 耿冠楠¹, 郑逸璇¹, 同丹¹, 刘竹¹, 关大博¹, 薄宇³, 朱彤², 贺克斌⁴, 郝吉明⁴

1. 清华大学地球系统科学系, 北京 100084;

2. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871;

3. 中国科学院大气物理研究所, 北京 100029;

4. 清华大学环境学院, 北京 100084

* 通讯作者, E-mail: qiangzhang@tsinghua.edu.cn

收稿日期: 2019-10-14; 收修改稿日期: 2019-12-04; 接受日期: 2019-12-19; 网络版发表日期: 2020-02-24

国家自然科学基金项目(批准号: 41571130032、41571130035、41625020和41701591)和国家重点研发计划项目(编号: 2016YFC0201506)资助

摘要 大气细颗粒物(PM_{2.5})污染对公众健康造成严重危害. 2013年, 中国发布了《大气污染防治行动计划》, 开始实施严格的污染控制措施, 空气质量随之迅速改善. 在此背景下, 本研究评估了2013~2017年中国地区PM_{2.5}暴露及其健康影响的变化情况. 首先结合地面观测数据、卫星遥感数据和大气化学传输模型模拟, 构建了2013~2017年中国高时空分辨率PM_{2.5}浓度数据集, 基于该数据集评估了PM_{2.5}暴露的时空变化, 并结合PM_{2.5}暴露的长期和短期健康效应模型评估了中国PM_{2.5}暴露导致的超额死亡人数的变化情况. 研究显示, 2013~2017年间中国人口加权的PM_{2.5}年均浓度从67.4 μg m⁻³降至45.5 μg m⁻³, 下降幅度达到32%. 在此期间, PM_{2.5}浓度的快速降低使得与PM_{2.5}长期暴露相关的超额死亡人数下降了14%, 从2013年的120万人/年(95%置信区间: 100, 130; 占总死亡人数的13%)降至2017年的100万人/年(95%置信区间: 90, 120; 占总死亡人数的10%). 目前中国大多数地区的PM_{2.5}暴露依然处于较高水平, 由于在高浓度区间PM_{2.5}暴露水平下降带来的健康效益改善幅度要小于暴露下降幅度, 虽然2013~2017年间PM_{2.5}浓度迅速下降, 但带来的健康效益却相对有限. 研究还发现由于重污染天数迅速减少, PM_{2.5}急性暴露导致的超额死亡人数在2013~2017年间降低了61%. 本研究表明中国的清洁空气政策有效缓解了当前空气污染所导致的健康危害, 但未来仍需要继续大幅减少大气污染物排放, 以进一步保护公众健康.

关键词 空气污染改善, 健康风险评估, 大气污染防治行动计划, 大气细颗粒物(PM_{2.5}), 死亡风险

1 引言

空气污染, 尤其是大气细颗粒物(PM_{2.5})的暴露, 是

危害公众健康的重要风险因素. 全球疾病负担研究显示, 2015年PM_{2.5}暴露导致约420万人的超额死亡(Cohen等, 2017). 在中国, 频发的重雾霾事件引起了公

中文引用格式: 薛涛, 刘俊, 张强, 耿冠楠, 郑逸璇, 同丹, 刘竹, 关大博, 薄宇, 朱彤, 贺克斌, 郝吉明. 2020. 2013~2017年中国PM_{2.5}污染的快速改善及其健康效益. 中国科学: 地球科学, 50: 441~452. doi: [10.1360/SSTe-2019-0245](https://doi.org/10.1360/SSTe-2019-0245)

英文引用格式: Xue T, Liu J, Zhang Q, Geng G, Zheng Y, Tong D, Liu Z, Guan D, Bo Y, Zhu T, He K, Hao J. 2019. Rapid improvement of PM_{2.5} pollution and associated health benefits in China during 2013~2017. Science China Earth Sciences, 62: 1847~1856. <https://doi.org/10.1007/s11430-018-9348-2>

众的广泛关注. 已有研究表明, 在高污染地区, 例如华北平原和长江三角洲, 重雾霾天气会显著增加居民的急性死亡风险(Gao等, 2015, 2017; Wang等, 2015). 同时, PM_{2.5}的长期暴露是导致中国人群超额死亡的第四大风险因素(Yang等, 2013). 2010年PM_{2.5}长期暴露造成了中国约130万人的超额死亡(Xie等, 2016), 而该疾病负担主要被归因于人为活动——例如燃煤(GBD MAPS Working Group, 2016)所排放的空气污染物.

为缓解严重的空气污染状况, 保护公众健康, 中国政府于2013年启动了《大气污染防治行动计划》, 制定了十项空前严格的大气污染物排放控制策略. 为了响应这一政策, 地方政府根据各自区域特点和需求, 制定了多项具体的污染物减排措施. 大多数污染状况严重的省、直辖市制定了2013~2017年的PM_{2.5}或PM₁₀的年均浓度削减目标, 其中最高削减比例达25%(Cai等, 2017), 并通过采取降低煤炭消费比例、优化能源结构、执行更严格的机动车和工业排放标准等措施, 减少大气污染物的人为排放, 以实现空气质量的改善目标(Zheng等, 2017). 此外, 针对偶发性的重污染事件, 不同城市制定了一系列的应急机制, 例如, 关闭学校、工厂停产、错峰生产、限制交通等, 力图最大程度缩短重雾霾事件的持续时间, 从而保护公众健康(Lin等, 2016). 得益于上述一系列的清洁空气行动, 2013~2017年间, 中国多数地区观测的PM_{2.5}年平均浓度和重雾霾事件发生频率均有所下降(Huang等, 2018; Liu等, 2018; Sun等, 2018).

目前, 卫星遥感数据已被广泛应用于PM_{2.5}的暴露评估及其时空变化趋势研究(Chen等, 2018; Lin等, 2018; Ma等, 2015). 例如, Lin等(2018)利用卫星遥感数据估算了中国2001~2015年的PM_{2.5}年平均浓度, 并指出2011~2015年的PM_{2.5}长期暴露具有下降趋势. 另外, 通过结合卫星遥感和地面监测数据, 有许多研究对PM_{2.5}长期暴露的疾病负担进行了估算(Huang等, 2018; Liu等, 2016; Liu等, 2017; Liu等, 2018; Song等, 2017; Xie等, 2016; Wang等, 2018). 然而, 由于PM_{2.5}监测网络的空间覆盖范围有限, 基于监测数据的健康风险评估往往局限于城市地区(Huang等, 2018; Song等, 2017). 因此, 空间覆盖范围更广的卫星遥感的暴露评估方法, 是系统评估PM_{2.5}长期暴露对全人群健康危害的更有效的手段. 在此前研究中, 本团队已采用基于卫星遥感的暴露评估方法, 开展了《大气污染防治行动

计划》的健康效益的中期评估(2013~2015年), 并发现, 以2013年为基准, 在《大气污染防治行动计划》实施三年后(2015年), 中国PM_{2.5}年均浓度下降了18%, 避免了约73000人/年的超额死亡风险(Zheng等, 2017).

流行病学研究表明长期或短期的PM_{2.5}暴露都可能导致死亡风险的显著增加(Analitis等, 2006; Lepeule等, 2012; Pope等, 2006, 2014). 通过这些研究, 可以获得评估PM_{2.5}暴露健康风险的重要参数——暴露响应函数. 美国环境保护署曾系统地评估了PM_{2.5}暴露相关的流行病学证据, 并得出结论: 短期和长期的PM_{2.5}暴露与循环系统疾病发病率和死亡率(包括总死亡率、循环系统疾病归因死亡率和呼吸系统疾病归因死亡率)之间存在因果关系(U.S. EPA, 2012). 另外, 最新研究表明, 在模型中控制了PM_{2.5}长期暴露的健康效应后, PM_{2.5}短期暴露与总死亡率之间仍具有显著的统计相关性(Shi等, 2016). 该研究证实了Künzli等(2001)提出的理论: 基于PM_{2.5}长期暴露响应函数(通常通过“队列研究”的流行病学分析获得)的健康风险评估可能会忽略PM_{2.5}短期暴露的急性健康效应. 因此, 中国清洁空气行动的健康收益可能不仅源于PM_{2.5}长期暴露水平的下降, 还部分归功于重雾霾事件的减少; 有必要开展2013~2017年中国PM_{2.5}长期暴露与短期暴露相结合的健康风险评价, 从而全面评估《大气污染防治行动计划》所带来的健康收益.

全面评估PM_{2.5}的健康风险需要全时空覆盖的PM_{2.5}浓度数据, 例如, 基于大气化学传输模式模拟的PM_{2.5}浓度(Gao等, 2015; Wang等, 2015). 然而, 由于污染源排放清单和大气物理和化学过程模拟中的不确定性, 大气化学传输模式模拟的PM_{2.5}浓度精确度较低(Gao等, 2017). 为解决这一问题, 最近的研究结合大气化学传输模式模拟、卫星遥感观测和站点观测, 开发了基于多元数据融合的PM_{2.5}暴露评估技术(Di等, 2016; Shaddick等, 2018; van Donkelaar等, 2016; Xue等, 2017). 该数据融合方法不仅能提高暴露评估的准确性, 而且具有完全的时空覆盖(Xue等, 2017). 在前期工作中, 本研究团队已通过融合站点观测、卫星遥感和社区多尺度空气质量模型(The Community Multi-scale Air Quality Modeling System, CMAQ)的模拟结果等多元数据, 开发了覆盖中国全域的、空间分辨率为0.1°×0.1°, 时间分辨率为每日的PM_{2.5}浓度数据集(Xue等, 2017). 该数据产品比原始的CMAQ模拟浓度

更为准确, 并且能够无缺失地刻画PM_{2.5}的时空变化. 基于上述PM_{2.5}浓度数据, 本研究评估了《大气污染防治行动计划》执行期间的PM_{2.5}长期暴露的超额死亡风险; 并且在敏感性分析中同时计算了PM_{2.5}短期暴露导致的急性死亡风险, 从多个角度分析了空气质量改善对公众健康的影响.

2 方法和数据

2.1 PM_{2.5}的暴露估计

本研究利用自主开发的三阶段数据融合模型(Xue等, 2017)来估算地表PM_{2.5}浓度. 该模型结合了地面站点观测、卫星遥感观测和CMAQ模拟结果. 关于三阶段数据融合模型的详细信息, 请参考本研究团队的相关文献(Xue等, 2017), 以下仅作简要介绍. 在模型的第一阶段, 模型首先纳入两个回归系数随空间变化的线性混合效应模型(Linear Mixed Effect model with Spatially-varying Coefficient, LME_{SC}), 其中一个LME_{SC}模型用于关联PM_{2.5}站点观测浓度和卫星搭载的中尺度影像光谱仪(Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS)测定的气溶胶光学厚度(Aerosol Optical Depth, AOD)以及其他辅助变量(包括温度、风速、风向、相对湿度、表面压力、行星边界层高度、归一化植被指数、卫星观测的二氧化氮柱密度和卫星夜间灯光数据), 另一个LME_{SC}模型用于利用站点观测的PM_{2.5}浓度校准CMAQ模拟结果. 在第二阶段, 模型采用最大似然法将上述两个LME_{SC}模型的估算结果进行融合. 在第三阶段, 模型纳入时空插值方法, 将第二阶段拟合后PM_{2.5}观测数据中的残差信号进一步融合到上述的最大似然估计中, 从而构成最终估算值. 上述数据融合模型生成的PM_{2.5}浓度估算值已被用于PM_{2.5}暴露的健康风险评估(Zheng等, 2017)和其他的流行病学研究(Guan等, 2018).

本研究进一步应用“隔离站点”交叉验证方法评估上述PM_{2.5}估算值的准确性. 该方法随机选择占数据总量10%的、距离其他监测站点至少25km的监测站点的所有数据, 用来检验基于其他PM_{2.5}监测数据所训练的模型. 交叉验证的详细结果请参考本文的补充数据(网络版附图S1, <http://earthn.scichina.com>). 简而言之, 模型预测值在日均、月均和年均的时间尺度上与独立的站点观测数据具有高度一致性, 相关系数(R^2)分别

为0.72、0.79和0.76. 关于具体算法和验证方法, 请参阅本研究团队的相关文献(Xue等, 2017). 为了对暴露浓度的进行量化, 在上述网格化PM_{2.5}浓度的基础上, 本研究进一步利用面积加权平均法计算了中国县级行政单元的PM_{2.5}年均浓度.

2.2 PM_{2.5}长期暴露的超额死亡风险评估

本研究采用全球疾病负担研究开发的综合暴露-响应(Integrated Exposure-Response, IER)模型(Burnett等, 2014)计算PM_{2.5}长期暴露的超额死亡风险. 对于年龄 ≥ 25 岁的成年人, IER模型主要考虑PM_{2.5}暴露相关的四种健康终点——肺癌(Lung Cancer, LC)、慢性阻塞性肺病(Chronic Obstructive Pulmonary Disease, COPD)、缺血性心脏病(Ischemic Heart Disease, IHD)和中风(Stroke). 根据研究对象的不同年龄和性别, 量化一年或数年的PM_{2.5}累积暴露与疾病死亡率之间的函数关系. 长期PM_{2.5}暴露会导致人体健康受损, 这将增加暴露发生后一段时间内的死亡概率; 但IER模型没有明确暴露与死亡发生之间的间隔时间(或暴露发生后个体的存活时间). 因此, 在下文中我们使用“某一年度长期PM_{2.5}暴露导致的死亡”表示暴露人群所增加的终身死亡风险, 即与“反事实情景”——同年未接触超标的PM_{2.5}暴露相比而言终身死亡风险的增加. 在IER模型中, 每个健康终点对应的相对风险度(Relative Risk, RR)可通过公式(1)求解:

$$RR(C) = 1 + (1 - \alpha \exp[-\gamma \max(C - C_0, 0)^\delta]), \quad (1)$$

式中, C 表示PM_{2.5}年均暴露浓度, C_0 表示PM_{2.5}浓度的无效应阈值, α 、 γ 和 δ 是确定暴露-响应函数曲率的调整参数. 为了表征暴露-响应函数中的不确定性, 针对每一组暴露-响应函数, IER模型利用蒙特卡罗法生成了1000组 C_0 、 α 、 γ 和 δ 的参数集合. 在此基础上, 本研究利用公式(2)来量化某一年内长期PM_{2.5}暴露导致的成人超额死亡人数:

$$\begin{aligned} LD &= \sum_{i,j,k} LD_{i,j,k}, \\ LD_{i,j,k} &= P_{i,j} \cdot B_{j,k} \cdot [1 - 1 / RR(C)], \end{aligned} \quad (2)$$

式中, i 表示县级地理单元, j 表示基于年龄、性别和城乡的亚人群分组, k 表示四种疾病, $LD_{i,j,k}$ 表示居于第 i 个县级地理单元, 在第 j 个人口亚群中, 归因于PM_{2.5}长期暴露所导致的第 k 种疾病的超额死亡人数, $P_{i,j}$ 表示

下标*i*和*j*所对应的亚人群数目, $B_{j,k}$ 表示全国亚人群*j*中归因于疾病*k*的基线死亡率, C_i 表示相应县级单元的PM_{2.5}年均浓度. IER模型提供了分性别和年龄组的暴露-响应函数, 从而可以评估不同人口亚群中PM_{2.5}长期暴露的死亡风险; 对应的人口亚群数据来自2010年的人口普查资料. 此外, 各人口亚群的肺癌、慢性阻塞性肺病、缺血性心脏病和中风的归因死亡率来自2013年《中国卫生和计划生育统计年鉴》. 最后, 本研究采用蒙特卡罗法计算了超额死亡人数(LD)的不确定性, 考虑到与暴露-响应函数相比, 人口普查数据和基线死亡率数据的不确定性较小, 因此蒙特卡罗分析主要关注相对风险度(RR)所带来的不确定性.

2.3 PM_{2.5}短期暴露的超额死亡风险评估

本研究采用敏感性分析, 探索了PM_{2.5}重污染事件发生频率降低的健康收益. 在分析中, 本研究使用对数函数形式的暴露响应关系, 量化了中国PM_{2.5}短期暴露造成的急性死亡人数, 类似方法已被美国环保署和之前的研究广泛应用(Gao等, 2015, 2017; Wang等, 2015). 暴露-响应关系函数的相关参数来源于中国最新流行病学的荟萃分析(Lu等, 2015). 具体而言, 本研究使用公式(3)计算某一天内短期PM_{2.5}暴露导致的超额死亡:

$$\begin{aligned} SD &= \sum_{i,j} SD_{i,j}, \\ DD_{i,j} &\approx P_{i,j} \cdot (B_j/365), \\ SD_{i,j} &= B_{i,j} \cdot (1 - \exp[-\beta \cdot \max(C_i - C_0, 0)]), \end{aligned} \quad (3)$$

式中, $SD_{i,j}$ 表示居于第*i*个县级行政单元的第*j*个人口亚群中归因于PM_{2.5}短期暴露的超额死亡人数, $B_j/365$ 表示日平均基线死亡率, $DD_{i,j}$ 表示居于第*i*个县级行政单元中的第*j*个人口亚群中每日死亡总人数, β 表示单位PM_{2.5}增加与总死亡率之间的关联系数, C_0 表示PM_{2.5}短期暴露的环境基准浓度. 根据《环境空气质量标准》(GB 3095-2012)本研究采用75 $\mu\text{g m}^{-3}$ 作为环境基准浓度. 在评估短期暴露的健康风险时, 本研究关注PM_{2.5}污染超过《环境空气质量标准》的不良影响. 通过将逐日的风险评估结果(即超额死亡人数, SD)相加, 本研究进一步量化了某年或者某一特定时间段内短期PM_{2.5}暴露导致的急性死亡总人数. 最后, 在假设 β 服从正态分布、 $DD_{i,j}$ 服从泊松分布的前提下, 本研究利用

蒙特卡罗法定量分析了SD中的不确定.

3 结果

3.1 PM_{2.5}年均暴露浓度下降

基于县级的数据分析, 本研究首先计算了中国人人口加权的PM_{2.5}年均浓度. 如图1a所示, 全国人口加权PM_{2.5}年均浓度从2013年的67.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ 迅速下降至2017年的45.5 $\mu\text{g m}^{-3}$, 年均下降浓度约4.4 $\mu\text{g m}^{-3}$. PM_{2.5}年均浓度的空间分布显示, 中国大多数人口密集地区的空气质量已显著改善(如图2a~2e所示). 然而PM_{2.5}浓度的下降趋势存在空间差异——与其他地区相比, 华北平原、四川盆地和长江中下游平原等空气污染严重地区的PM_{2.5}浓度下降幅度更大(图2f), 反映了排放控制措施或气象条件的区域差异. 对于中国的三大城市群——京津冀、长三角和珠三角地区, 人口加权的PM_{2.5}年均浓度从2013年的102.8、67.1和47.8 $\mu\text{g m}^{-3}$, 分别下降至2017年的66.1、44.0和34.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ (如图1a). 根据《大气污染防治行动计划》要求, 以2013年为基准, 京津冀、长三角和珠三角地区将在2017年之前将PM_{2.5}年均浓度分别降低25%、20%和15%. 本研究显示, 2013~2017年, 京津冀、长三角和珠三角城市群的PM_{2.5}年均浓度分别下降了37%、34%和28%, 均实现了设定的空气质量改善目标. 然而除珠三角外, 2017年京津冀、长三角地区的PM_{2.5}年平均浓度仍超过国家环境空气质量标准要求的35 $\mu\text{g m}^{-3}$, 表明降低PM_{2.5}污染仍是一项巨大挑战. 关于更详细的2013~2017年PM_{2.5}浓度降趋势及分省结果, 请参见附S2和S3.

图3显示了不同年份全国PM_{2.5}长期暴露的人群分布. 图中的四分位距(定义为第一和第三四分位数之间的差值)表示在全人群中暴露水平处于中间50%的人口所对应的PM_{2.5}浓度变化范围. 2013~2017年, PM_{2.5}长期暴露分布的四分位距从50.3~81.6 $\mu\text{g m}^{-3}$ 下降至34.1~56.7 $\mu\text{g m}^{-3}$, 与PM_{2.5}长期暴露的下降趋势一致. 并且暴露在清洁空气环境(暴露浓度低于国家环境空气质量标准35 $\mu\text{g m}^{-3}$)的人口数量增加了2.25亿(占全国总人口的16.9%).

3.2 PM_{2.5}短期暴露水平下降

为了评估PM_{2.5}的短期暴露, 本研究首先在每个县级行政单元内计算逐年的PM_{2.5}日均浓度超过某一标

图1 2013~2017年间,全国范围和重点城市群细颗粒物($\text{PM}_{2.5}$)的年平均浓度(a)和不同程度的污染时段所占比例(b)

准浓度的天数,然后在国家或地区范围内计算超标天数的人口加权平均值(图1b)。从全国尺度来看,2013年人口加权的污染时段天数(即24h的 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度 $>75\mu\text{g m}^{-3}$)为110天(占全年时间的30.3%),严重污染时段天数($>150\mu\text{g m}^{-3}$)为22天(6.0%)。2017年,相应污染程度的天数分别下降为51天(13.9%)和8天(2.2%)。区域尺度结果与全国尺度一致:在京津冀、长三角和珠三角城市群,污染天数比例从2013年的56.1%、30.4%和17.0%分别下降至2017年的27.0%、11.6%和3.7%;严重污染天数的比例分别从19.4%、6.6%和0.2%下降至7.4%、1.0%和0.1%。受到工业源排放和不利气象条件的影响,京津冀地区的雾霾发生次数明显高于长三角和珠三角地区。京津冀地区尽管在2013~2017年雾霾发生的频次显著降低,但2017年仍有7.4%的严重污染时段。

另外,依据不同的 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露水平,人群分布的四分位距从2013年的 $36.8\sim83.1\mu\text{g m}^{-3}$ 降至2017年的 $22.0\sim56.6\mu\text{g m}^{-3}$ (图3b);该变化与短期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露水平的降低趋势保持一致,反映了重污染预报预警和相关

应急措施对雾霾事件的控制效果。此外,2013~2017年,污染事件(即24h的 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度 $>75\mu\text{g m}^{-3}$)的发生频率减少了2.19亿(人·年)。

3.3 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露相关死亡风险的降低

在全国范围,2013年 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露的超额死亡人数为120万(95%置信区间:100, 130),占总死亡人数的13%。得益于 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露浓度的降低,2017年相应的超额死亡人数比2013年降低了14%(95%置信区间:11%, 16%)(图4)。由于人口规模和 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露水平的差异, $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露导致的死亡人数也存在地区差异。在中国三大城市群中,长三角地区的人口数最多(1.35亿居民,总死亡率为6‰),2013年归因于 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露的死亡人数最多(约16万人);而京津冀(9000万居民,总死亡率为5‰)是中国污染最严重的地区(图2), $\text{PM}_{2.5}$ 的长期暴露导致了约10万人的超额死亡;珠三角的污染程度最低(图2),是三大城市群中人口最少的地区(4300万居民,总死亡率为4‰),其相应的超额死亡人数也最低(约2.8万人)。由于暴露-响应函数的超线性曲

图2 中国2013~2017年PM_{2.5}年均浓度的空间分布((a)~(e))及浓度变化量的空间分布(f)

港澳台及部分南海诸岛的数据未在本地图中展示

率(如附图S4a), 2013~2017年, 不同城市的污染水平与单位PM_{2.5}浓度下降带来的死亡风险下降成反比(如附图S4b). 因此, 京津冀地区PM_{2.5}长期暴露相关死亡风险的相对下降比例(约为11%)最小, 略低于长三角和珠三角地区(均约为14%), 表明PM_{2.5}高污染地区需要进一步降低PM_{2.5}浓度, 以实现更为显著的边际健康收益. 关于PM_{2.5}长期暴露相关死亡风险的详细时空分布, 请参见附图S5.

4 讨论

4.1 PM_{2.5}短期暴露的健康风险

由于死亡原因和发生时间的差异, PM_{2.5}长期和短

期暴露的健康风险不可叠加. 考虑到单独的长期健康效应风险评估可能低估了PM_{2.5}的总体健康危害(Künzli等, 2001; Shi等, 2016), 本研究构建了敏感性分析, 通过同时呈现长期与短期两种类型的风险评估结果(图5和6c), 全面地评估中国的清洁空气行动所获得的健康效益.

2013年全国PM_{2.5}短期暴露的超额死亡人数约为3.7万人, 京津冀地区约为7600人, 长三角地区约为5000人, 珠三角地区约为280人(图5a). 由于本研究仅量化了超过国家环境空气质量标准的PM_{2.5}短期暴露对健康的影响, 因此相关的急性死亡案例主要集中在京津冀等污染严重的地区. 随着雾霾发生频率的降低, 大量PM_{2.5}暴露的急性死亡风险得以降低. 2017年全国

图3 2013~2017年中国人群长期和短期PM_{2.5}暴露水平的分布

PM_{2.5}短期暴露的超额死亡人数降低为1.5万人, 仅占2013年超额死亡人数的39%。在区域尺度上, 2017年京津冀、长三角和珠三角地区PM_{2.5}短期暴露导致的超额死亡人数分别下降约4000人(下降率为62%)、3900人(下降率为78%)和230人(下降率为81%)(如图6b)。

此外, 研究发现污染较严重地区的PM_{2.5}长期和短期暴露水平降低所带来的健康收益处于同一数量级。例如, 在京津冀地区, PM_{2.5}短期暴露降低所减少的超额死亡人数为4700人, 大于任何归因于单一疾病的长期暴露降低所减少的超额死亡人数(例如归因于中风的3700人)。该结果表明, 在评估减排政策的健康效益时, 不应忽视PM_{2.5}短期暴露改善的贡献。此外, PM_{2.5}短期暴露水平降低的相对健康收益(以2013年为基准, 2017年的超额死亡人数减少61%)远高于长期暴露水平降低的相对健康收益(以2013年为基准, 2017年的超额死亡人数减少14%)。尽管针对PM_{2.5}短期暴露的风险评估模型(公式(3))存在潜在的缺陷, 但是考虑到中国相对较高的空气污染水平和超线性的长期暴露-响应函数关系, 与长期暴露相比, 中国2013~2017年的清洁空气行动可能在减缓PM_{2.5}短期暴露相关的急性死亡上更为有效。鉴于此, 中国在削减PM_{2.5}长期暴露的疾病负担方面, 仍面临巨大挑战——2017年PM_{2.5}长期暴露的超额死亡人数仍高达100万。因此, 应采取措继续大幅度降低PM_{2.5}的长期暴露, 从而进一步保障中国

的公众健康。值得强调的是, 本研究的结果是基于当前已知的暴露-响应函数关系计算所得, 但这些暴露-响应函数本身仍存在不足, 因此本研究结果旨在根据当前最优的流行病学证据为相关政策制定者提供科学支撑, 读者对其准确性不宜做过度解读。

4.2 研究的不确定性和潜在不足

尽管本研究与本研究团队的前序研究(Zheng等, 2017), 以及其他团队研究结果(Liu等, 2016; Liu等, 2017; Xie等, 2016)高度一致, 但暴露和健康风险评估仍具有不确定性和一些潜在不足。首先, 本研究通过融合多种来源的环境数据, 试图减少PM_{2.5}暴露估计的误差, 但误差无法完全避免, 尤其是短期暴露的分析。本研究的PM_{2.5}浓度估计值和站点观测值之间的比较(如图S1所示)显示, 前者会低估PM_{2.5}浓度的变化幅度。其次, 在评估健康风险时, 由于数据有限, 本研究忽略了人口变化(包括人口老龄化、迁移等)和其他可能影响基线死亡率的因子(例如, 医疗服务质量)对结果的影响。在人口不变的前提假设下, 本研究的健康风险评价仅反映了归因于研究期间PM_{2.5}浓度变化的健康状况变化。在现实情景中, 归因于PM_{2.5}暴露的疾病负担的变化还取决于具体的人口特征(例如, 人口结构及其基线健康状况), 因此可能与本研究的估算结果有一定差异。第三, 由于PM_{2.5}暴露健康效应的流行病学证

图 4 2013~2017年归因于PM_{2.5}长期暴露的超额死亡人数

据有限, 当前的暴露-响应函数具有较宽的置信区间, 进而在死亡风险的评估中引入了较大的不确定性. 此外, 在健康效应模型中, 暴露-响应函数的曲率很大程度上取决于人为的经验假设, 而这可能会进一步增加研究的不确定性. 例如, 在IER模型中, 暴露-响应函数的曲率会受到高污染情景下相对风险度(RR)估算值的影响, 但IER模型中PM_{2.5}高浓度段暴露的RR估算值来源于香烟颗粒暴露的流行病学研究, 而非直接的环境大气PM_{2.5}暴露风险研究. 这种“替代方案”不仅增加了风险评估结果的不确定性, 而且阻碍了基于暴露-响应函数曲率的精细化分析(例如, 计算暴露-响应函数从平缓区间过渡到陡峭区间的拐点浓度). 此外, 本研究未充分考虑PM_{2.5}健康效应的复杂性(Guan等, 2018). 例如, 虽然IER模型考虑了年龄和性别对暴露-响应函数的影响, 但仍可能忽略了社会经济状况、遗传等其他因素对不同人群PM_{2.5}易感性(Bell等, 2013)的影响.

最后, 在评估PM_{2.5}短期暴露的健康影响时, 根据中国当前的环境标准, 采用了75 $\mu\text{g m}^{-3}$ 作为阈值浓度. 但目前关于PM_{2.5}急性暴露健康效应的阈值尚无定论, PM_{2.5}短期暴露水平低于75 $\mu\text{g m}^{-3}$ 时, 污染空气可能仍然对健康有害. 因此, 本研究结果可能低估了短期PM_{2.5}暴露导致的死亡风险.

4.3 本研究的政策意义

面对日益严重的空气污染问题, 2013年中国政府启动了比此前任何法规都更为严格的《大气污染防治行动计划》, 在全国范围执行了一系列的大气污染物减排措施, 包括污染源的全面管理和治理、工业结构优化、能源消费模式调整等, 从而实现了多行业、多部门大气污染物排放的削减效果. 本研究评估显示, 2013~2017年, 中国总体实现了《大气污染防治行动计划》要求的环境颗粒物浓度降低目标, 并且在大多

图 5 2013~2017年归因于 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露的超额死亡人数(a)和 2013~2017年 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露水平降低实现的超额死亡人数减少(b)

港澳台及部分南海诸岛的数据未在本地图中展示

图 6 2013~2017年不同省份的颗粒物浓度控制目标(a)、 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度实际下降率(b)和归因于 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露降低的超额死亡人数减少(c)

港澳台及部分南海诸岛的数据未在本地图中展示

数省份, 超额完成了 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度的削减目标(如图 6); 人口加权的 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度总体下降了32%, 证明了污染减排措施的有效性. 除了排放控制的长效措施, 为减少重污染天气的发生, 部分地方政府还制定了重污染应急措施, 包括机动车限行、工业停产或限产、建筑工地限制作业等. 得益于上述措施, 全国人口加

权平均的污染天数从2013年的110天减少到2017年的51天.

空气质量的快速改善带来了显著的长期和短期的健康收益. 本研究发现, $\text{PM}_{2.5}$ 的长期和短期暴露水平下降可避免部分超额死亡, 并且短期暴露的健康风险下降速率更快, 主要原因是: (1) 雾霾事件发生频率

的下降率大于PM_{2.5}年均浓度的下降率; (2) 短期暴露-响应函数比长期暴露-响应函数更为陡峭. 此外, 短期健康风险在PM_{2.5}暴露后几乎立即(通常为在几天内)发作, 因此采取紧急响应措施可以获得直接健康收益, 而长期健康影响通常在PM_{2.5}累积暴露几年后才会发生, 而且其暴露-响应函数目前被认为具有非线性, 因此, 对于中国的大多数省份, 长期死亡风险的下降率低于短期死亡风险下降率(如附图S6所示). 2013~2017年, PM_{2.5}短期暴露水平的降低, 减少了61%的相关急性死亡人数, 而PM_{2.5}长期暴露水平的降低, 仅减少了14%的相关慢性死亡人数. 因此, 在清洁空气政策成功实施的第一阶段, 尽管重雾霾事件的发生频次及其急性健康风险显著降低, 但中国大部分地区的PM_{2.5}年均浓度仍未达标, 仍无法有效地保护公众健康. 另外, 随着PM_{2.5}年均浓度的降低, 空气质量改善的边际长期健康收益将显著增加, 因此, 有必要采取更积极和严格的控制措施来进一步降低中国PM_{2.5}的年均浓度.

目前, 中国清洁空气政策的实施力度和空气质量管理存在明显的地区差异. 在京津冀、长三角和珠三角等重点地区, 空气污染的控制更受关注, 为改善空气质量投入的资源更多. 同时, 在中国中部的空气污染热点地区, 污染治理也较受关注. 本研究表明, 下一阶段的空气污染治理应更加关注《大气污染防治行动计划》实施后PM_{2.5}污染削减相对不明显的地区, 例如山西、陕西、安徽、河南等省份(如图6b所示). 事实上, 中国的后续空气污染控制政策也特别关注了上述地区. 2016年, 中国“十三五”规划将PM_{2.5}浓度目标纳入了环境保护工作的绩效考核, 要求地级以上且空气质量未达标的城市在“十三五”期间将PM_{2.5}的年均浓度降低18%以上. 2018年6月, 国务院发布了《打赢蓝天保卫战三年行动计划(2018~2020)》, 山西、陕西、河南等省份的多数城市受到了重点关注. 随着上述政策的实施, 相信在不久的将来, 中国人民可以呼吸更加清洁的空气.

参考文献

- Analitis A, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Samoli E, Nikolouloupoulos A K, Petasakis Y, Touloumi G, Schwartz J, Anderson H R, Cambra K, Forastiere F, Zmirou D, Vonk J M, Clancy L, Kriz B, Bobvos J, Pekkanen J. 2006. Short-term effects of ambient particles on cardiovascular and respiratory mortality. *Epidemiology*, 17: 230–233
- Bell M L, Zanobetti A, Dominici F. 2013. Evidence on vulnerability and susceptibility to health risks associated with short-term exposure to particulate matter: A systematic review and meta-analysis. *Am J Epidemiol*, 178: 865–876
- Burnett R T, Pope C A, Ezzati M, Olives C, Lim S S, Mehta S, Shin H H, Singh G, Hubbell B, Brauer M, Anderson H R, Smith K R, Balmes J R, Bruce N G, Kan H, Laden F, Prüss-Ustün A, Turner M C, Gapstur S M, Diver W R, Cohen A. 2014. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ Health Perspect*, 122: 397–403
- Cai S, Wang Y, Zhao B, Wang S, Chang X, Hao J. 2017. The impact of the “Air Pollution Prevention and Control Action Plan” on PM_{2.5} concentrations in Jing-Jin-Ji region during 2012–2020. *Sci Total Environ*, 580: 197–209
- Chen G, Li S, Knibbs L D, Hamm N A S, Cao W, Li T, Guo J, Ren H, Abramson M J, Guo Y. 2018. A machine learning method to estimate PM_{2.5} concentrations across China with remote sensing, meteorological and land use information. *Sci Total Environ*, 636: 52–60
- Cohen A J, Brauer M, Burnett R, Anderson H R, Frostad J, Estep K, Balakrishnan K, Brunekreef B, Dandona L, Dandona R, Feigin V, Freedman G, Hubbell B, Jobling A, Kan H, Knibbs L, Liu Y, Martin R, Morawska L, Pope C A, Shin H, Straif K, Shaddick G, Thomas M, van Dingenen R, van Donkelaar A, Vos T, Murray C J L, Forouzanfar M H. 2017. 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. *Lancet*, 389: 1907–1918
- Di Q, Kloog I, Koutrakis P, Lyapustin A, Wang Y, Schwartz J. 2016. Assessing PM_{2.5} exposures with high spatiotemporal resolution across the continental United States. *Environ Sci Technol*, 50: 4712–4721
- Gao M, Guttikunda S K, Carmichael G R, Wang Y, Liu Z, Stanier C O, Saide P E, Yu M. 2015. Health impacts and economic losses assessment of the 2013 severe haze event in Beijing area. *Sci Total Environ*, 511: 553–561
- Gao M, Saide P E, Xin J, Wang Y, Liu Z, Wang Y, Wang Z, Pagowski M, Guttikunda S K, Carmichael G R. 2017. Estimates of health impacts and radiative forcing in winter haze in Eastern China through constraints of surface PM_{2.5} predictions. *Environ Sci Technol*, 51: 2178–2185
- Analitis A, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Samoli E, Nikolouloupoulos A K, Petasakis Y, Touloumi G, Schwartz J, Anderson H R,

- GBD MAPS Working Group. 2016. Burden of disease attributable to coal-burning and other major sources of air pollution in China. Special Report 20. Boston: Health Effects Institute
- Geng G N, Zhang Q, Martin R V, van D A, Huo H, Che H Z, Lin J T, He K B. 2015. Estimating long-term $PM_{2.5}$ concentrations in China using satellite-based aerosol optical depth and a chemical transport model. *Remote Sens Environ*, 166: 262–270
- Guan T, Xue T, Liu Y, Zheng Y, Fan S, He K, Zhang Q. 2018. Differential susceptibility in ambient particle-related risk of first-ever stroke: Findings from a national case-crossover study. *Am J Epidemiol*, 187: 1001–1009
- Huang J, Pan X, Guo X, Li G. 2018. Health impact of China's air pollution prevention and control action plan: An analysis of national air quality monitoring and mortality data. *Lancet Planet Health*, 2: e313–e323
- Künzli N, Medina S, Kaiser R, Quenel P, Horak J F, Studnicka M. 2001. Assessment of deaths attributable to air pollution: Should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Am J Epidemiol*, 153: 1050–1055
- Lepeule J, Laden F, Dockery D, Schwartz J. 2012. Chronic exposure to fine particles and mortality: An extended follow-up of the Harvard Six Cities study from 1974 to 2009. *Environ Health Perspect*, 120: 965–970
- Lin A, Pu Y, Qi W, Li X, Li X, Wang C, Yang X J. 2016. China's partial emission control. *Science*, 351: 674–675
- Lin C Q, Liu G, Lau A K H, Li Y, Li C C, Fung J C H, Lao X Q. 2018. High-resolution satellite remote sensing of provincial $PM_{2.5}$ trends in China from 2001 to 2015. *Atmos Environ*, 180: 110–116
- Liu J, Han Y, Tang X, Zhu J, Zhu T. 2016. Estimating adult mortality attributable to $PM_{2.5}$ exposure in China with assimilated $PM_{2.5}$ concentrations based on a ground monitoring network. *Sci Total Environ*, 568: 1253–1262
- Liu M, Huang Y, Ma Z, Jin Z, Liu X, Wang H, Liu Y, Wang J, Jantunen M, Bi J, Kinney P L. 2017. Spatial and temporal trends in the mortality burden of air pollution in China: 2004–2012. *Environ Int*, 98: 75–81
- Liu T, Cai Y, Feng B, Cao G, Lin H, Xiao J, Li X, Liu S, Pei L, Fu L, Yang X, Zhang B, Ma W. 2018. Long-term mortality benefits of air quality improvement during the twelfth five-year-plan period in 31 provincial capital cities of China. *Atmos Environ*, 173: 53–61
- Lu F, Xu D Q, Cheng Y B, Dong S X, Guo C, Jiang X, Zheng X Y. 2015. Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient $PM_{2.5}$ and PM_{10} pollution in the Chinese population. *Environ Res*, 136: 196–204
- Ma Z, Hu X, Sayer A M, Levy R, Zhang Q, Xue Y, Tong S, Bi J, Huang L, Liu Y. 2015. Satellite-based spatiotemporal trends in $PM_{2.5}$ concentrations: China, 2004–2013. *Environ Health Perspect*, 124: 184–192
- Pope C A, Muhlestein J B, May H T, Renlund D G, Anderson J L, Horne B D. 2006. Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution. *Circulation*, 114: 2443–2448
- Pope C A, Turner M C, Burnett R T, Jerrett M, Gapstur S M, Diver W R, Krewski D, Brook R D. 2015. Relationships between fine particulate air pollution, cardiometabolic disorders, and cardiovascular mortality. *Circ Res*, 116: 108–115
- Shaddick G, Thomas M L, Amini H, Broday D, Cohen A, Frostad J, Green A, Gumy S, Liu Y, Martin R V, Pruss-Ustun A, Simpson D, van Donkelaar A, Brauer M. 2018. Data integration for the assessment of population exposure to ambient air pollution for global burden of disease assessment. *Environ Sci Technol*, 52: 9069–9078
- Shi L, Zanobetti A, Kloog I, Coull B A, Koutrakis P, Melly S J, Schwartz J D. 2016. Low-concentration $PM_{2.5}$ and mortality: Estimating acute and chronic effects in a population-based study. *Environ Health Perspect*, 124: 46–52
- Song C, He J, Wu L, Jin T, Chen X, Li R, Ren P, Zhang L, Mao H. 2017. Health burden attributable to ambient $PM_{2.5}$ in China. *Environ Pollut*, 223: 575–586
- Sun D, Fang J, Sun J. 2018. Health-related benefits of air quality improvement from coal control in China: Evidence from the Jing-Jin-Ji region. *Resour Conser Recycl*, 129: 416–423
- U.S. EPA. 2012. Provisional Assessment of Recent Studies on Health Effects of Particulate Matter Exposure. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-12/056, 2012
- van Donkelaar A, Martin R V, Brauer M, Hsu N C, Kahn R A, Levy R C, Lyapustin A, Sayer A M, Winker D M. 2016. Global estimates of fine particulate matter using a combined geophysical-statistical method with information from satellites, models, and monitors. *Environ Sci Technol*, 50: 3762–3772
- Wang J, Wang S, Voorhees A S, Zhao B, Jang C, Jiang J, Fu J S, Ding D, Zhu Y, Hao J. 2015. Assessment of short-term $PM_{2.5}$ -related mortality due to different emission sources in the Yangtze River Delta, China. *Atmos Environ*, 123: 440–448
- Wang Q, Wang J, He M Z, Kinney P L, Li T. 2018. A county-level estimate of $PM_{2.5}$ related chronic mortality risk in China based on multi-model exposure data. *Environ Int*, 110: 105–112
- Xie R, Sabel C E, Lu X, Zhu W, Kan H, Nielsen C P, Wang H. 2016. Long-term trend and spatial pattern of $PM_{2.5}$ induced premature mortality in China. *Environ Int*, 97: 180–186
- Xue T, Zheng Y X, Geng G, Zheng B, Jiang X J, Zhang Q, He K B.

2017. Fusing observational, satellite remote sensing and air quality model simulated data to estimate spatiotemporal variations of PM_{2.5} exposure in China. *Remote Sens*, 9: 221
- Yang G, Wang Y, Zeng Y, Gao G F, Liang X, Zhou M, Wan X, Yu S, Jiang Y, Naghavi M, Vos T, Wang H, Lopez A D, Murray C J. 2013. Rapid health transition in China, 1990–2010: Findings from the global burden of disease study 2010. *Lancet*, 381: 1987–2015
- Zheng Y X, Xue T, Zhang Q, Geng G N, Tong D, Li X, He K B. 2017. Air quality improvements and health benefits from China's clean air action since 2013. *Environ Res Lett*, 12: 114020
- (责任编委: 王体健)