

空气污染是否加剧了新冠病毒的传播?¹

——来自中国城市的实证研究

陈卓² 陈珂琪³ 李洁⁴

摘 要 2020 年初暴发的新冠肺炎疫情严重冲击了人民生命安全和经济社会发展。因此,深入理解影响新冠病毒(COVID-19)传播能力和致病性的因素对于高效的常态化防疫至关重要。本文利用中国 289 个城市的数据探究了空气污染在新冠病毒传播中的作用,发现:若疫情暴发前空气质量由优降至良,新冠病毒感染人数将增加 22%,累计死亡病例增加 11.2%,疫情持续时间延长 4 天;疫情期间短期空气污染对一个潜伏期后新冠病毒传播和致病性的加剧作用更为显著;空气污染对新冠病毒的影响集中在高出行强度、高温度、高湿度地区;利用工具变量法,本文建立起空气污染加剧新冠疫情的因果关系。本文的结果表明,继续加强生态环境保护符合疫情防控工作中科学防治、精准施策的总体要求,有利于打赢疫情防控阻击战,推动卫生健康事业和经济社会高质量发展。

关键词 新型冠状病毒(COVID-19); 空气污染; 空气质量指数(AQI); 环境保护

DOI:10.16513/j.cnki.cje.2021.03.004

0 引言

2020 年初以来,新冠病毒(COVID-19)疫情在我国和全球绝大多数国家相继暴发,新冠疫情迫使世界上超过 60 个国家进入“紧急状态”,各国相继出台严格的居家隔离措施,全球人流、物流和经济活动出现停滞,全球经济在 2020 年第一季度受到极大负面冲击,包括我国在内的多个主要经济体出现了经济增长

¹ 作者感谢国家自然科学基金专项项目“重大突发公共卫生事件对我国经济高质量发展的影响及对策”(72042011)、国家自然科学基金重大项目(71790605)和国家自然科学基金青年项目(71903124)的资助。文责自负。

² 陈卓,清华大学五道口金融学院副教授, E-mail: chenzh@pbcf.tsinghua.edu.cn。

³ 陈珂琪(通讯作者),清华大学五道口金融学院博士生, E-mail: chenqk.16@pbcf.tsinghua.edu.cn。

⁴ 李洁,上海交通大学上海高级金融学院助理教授, E-mail: jli6@saif.sjtu.edu.cn。

萎缩。面对百年一遇的重大疫情,在党中央、国务院的领导下,经过全国各级政府、医务工作者、党员群众艰苦卓绝的努力,疫情防控取得决定性成果,境内传播已基本阻断,各地复产复工有序推进。但是,海外疫情仍然处于蔓延期,境内个别地区社区传播时有发生,我国疫情境外输入和境内反复形势依然严峻。当今世界经济全球化程度较高,我国与各国的交流必将逐步恢复,因此推进常态化疫情防控和社会经济发展成为未来一段时间的工作重点。

为了实现疫情防控和经济发展的双重目标,理解影响新冠病毒传播能力和致病性的原因尤其重要。已有研究发现严格的居家隔离措施(Fang et al., 2020; Wang et al., 2020a)、较高的温度和湿度(Wang et al., 2020b)、年龄和某些基础病症等潜在风险因素的及早发现(Zhou et al., 2020)对于降低新冠病毒传播和减轻重症率上具有显著作用。与此同时,有关呼吸道疾病的研究已发现空气污染有可能提高该类疾病的发病率和致病性(Logan, 1953; Colley et al., 1973; Levy et al., 1977; Pope, 1989; Pope et al., 2002, 2011)。因此,关于新冠疫情防控的一个重要问题是空气污染是否会加剧新冠病毒的传播和致病性。

基于全国新冠病例确诊、死亡数据和各城市空气质量指数,本文重点回答三个问题:(1)在控制了其他影响新冠病毒致病性的因素后,空气污染较高的地区是否具有显著较高的新冠确诊人数和死亡人数?(2)空气污染影响新冠疫情严重程度潜在途径是什么?(3)空气污染对新冠疫情的影响能否建立因果关系?

对以上问题的回答,有助于我们理解空气污染在新冠疫情扩散中的作用。党的十八大以来,大力推进生态文明建设和全面贯彻绿色发展观始终是重要主题,特别是党的十九大报告将污染防治列为决胜全面建成小康社会的三大攻坚战之一。因此,防控空气污染问题不仅事关经济高质量发展,而且事关人民日益增长的优美生态环境需要。2020年新冠疫情对全球各国经济的负面冲击巨大。从实体经济来看,全球交通运输管控和人员流动限制等措施将会对全球产业链的发展造成严重影响,从而进一步降低全球贸易增长速度;从资本市场来看,全球金融市场自新冠肺炎疫情蔓延以来大幅震荡,美股在不到两周(3月9日—18日)时间内四次熔断,给机构和个人投资者带来巨大损失。而这样一场重创全球经济的病毒大流行还有可能长期存在,Kissler et al.(2020)最新研究表示,新冠病毒具有季节性暴发特征,需要作好持久作战的准备。当前,探寻有效的常态化防疫措施至关重要。我们的研究发现,空气污染程度对于疫情蔓延具有显著影响。当空气质量等级由优(AQI=50)转良(AQI=100)时,累计确诊病例将增加22%,累计死亡病例增加11%,疫情持续时长延长4天左右。因此,在未来常态化防疫的过程中,科学防控空气污染将有效提高防疫效率。即使在后疫情时期全国面临经济“六保”的极大压力和实现脱贫攻坚的目标,也应当坚持经济可持续发展指导下的防疫与复产复工的科学结合。

本文其余部分的结构安排如下:第1部分进行文献回顾,第2部分介绍本

文的实证模型设定和数据来源,第3部分展示主要的实证结果,第4部分总结全文并提出相应的政策建议。

1 文献回顾

由于新冠病毒极强的传染性(Chowell and Mizumoto, 2020; Kissler et al., 2020)和较高的重症率(Baud et al., 2020; Onder et al., 2020; Zhou et al., 2020)探究影响新冠病毒传播的因素对于科学防疫和有序推进复产复工具有重要意义。Wang et al.(2020b)利用我国105个城市的数据,发现新冠病毒在温度较高、湿度较高的城市传播较慢,Fang et al.(2020)和Wang et al.(2020a)发现我国强有力的居家隔离政策极大减缓了新冠病毒的社区传播^①。虽然很多医学和公共卫生研究发现空气污染会增加呼吸道疾病的发病率,但是目前国内还缺乏针对地区空气质量和新冠肺炎疫情严重程度关系的研究^②。过去几年在中央和各级地方政府的治理下,我国空气质量已取得长足进步,但地区之间空气质量水平仍有明显差异,同时各地在近年空气质量改善前也经历了不同的污染阶段,而这种短期或长期的空气质量差异是否影响新冠病毒的传播能力和致病性正是本文关注的重点。

空气污染是工业化和经济发展过程中产生的负外部性(王敏和黄滢, 2015; 潘毅凡, 2020)。空气污染不仅会直接损害人民群众的身体和心理健康(Block and Calderón-Garcidueñas, 2009; Fonken et al., 2011; Mohai et al., 2011; Weuve et al., 2012),而且会通过增加医疗费用支出、降低劳动生产效率和阻碍人力资本流动造成更严重的经济损失(黄茂兴等, 2013; Hanna and Oliva, 2015; Chang et al., 2016, 2019; 李超和李涵, 2017; 李明和张亦然, 2019; 李卫兵和张凯霞, 2019)。Yang and Zhang (2018)指出空气中PM_{2.5}浓度每上升1%,居民医疗费用支出将增加2.942%。Dechezleprêtre et al. (2019)估算出,PM_{2.5}每增加1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,实际GDP将下降0.8%。为了有效防治大气污染,保护公众健康,我国于2013年9月出台《大气污染防治行动计划》,要求到2017年全国地级及以上城市可吸入颗粒物浓度比2012年下降10%以上。之后,党的十九大报告明确指出,“我们要建设的现代化是人与自然和谐共生的现代化,既要创造更多物质财

^① 利用其他国家数据研究城市封闭、居家隔离、社交距离等因素影响新冠疫情严重程度的研究还包括Allcott et al.(2020)、Alvarez et al.(2020)、Berger et al.(2020)、Borjas (2020)、Chiou and Tucker(2020)、Jones et al.(2020)探究政府在重大公共卫生事件中应急管理的研究包括Briscese et al.(2020)、Pathak et al.(2020)基于SIR流行病学模型加入经济学要素的理论研究包括Atkeson(2020)、Stock(2020)。

^② Setti et al.(2020)对意大利空气污染样本进行分析,发现空气污染物颗粒上存在新冠病毒。Becchetti et al.(2020)和Conticini et al.(2020)使用意大利的数据发现新冠疫情严重程度与空气质量正相关,Wu et al.(2020)在美国的数据中也发现了类似的结论。

富和精神财富以满足人民日益增长的美好生活需要,也要提供更多优质生态产品以满足人民日益增长的优美生态环境需要。必须坚持节约优先、保护优先、自然恢复为主的方针,形成节约资源和保护环境的空间格局、产业结构、生产方式、生活方式,还自然以宁静、和谐、美丽”^①。在一系列政策的推动下,我国空气质量相较前几年有了较大改善。全国AQI指数平均值近五年来呈下降趋势,自2015年83.1下降至2019年74.5。京津冀、长三角、珠三角等区域细颗粒物(PM_{2.5})浓度分别下降25%、20%、15%左右(邵帅等,2016),实施低碳城市建设试点地区的空气污染平均下降了10%(宋弘等,2019)。充分认识空气污染及其危害,才能更加坚定决心,保持定力,开展落实好相关工作,实现空气质量的持续改善。在当前疫情背景下,空气污染如何影响新冠病毒的传播,是否会加剧疫情对公共卫生安全和社会经济发展的损害?通过聚焦空气污染与重大传染病之间的关系,本文进一步突出了防治污染、打赢蓝天保卫战的重要意义。

新冠疫情给我国和全球经济带来了巨大冲击,很多学者从宏观和微观等多个角度探讨了疫情对经济活动和金融市场的影响。严格的全国居家隔离和武汉等疫情严重地区的“封城”措施有效阻止了疫情的全面暴发,虽然在短期内我国居民线下消费需求将因此急剧下降(Chen et al., 2020b),中小微企业流动性压力倍增(廖理等,2020;朱武祥等,2020;),多个行业和产业链遭受严重冲击(夏杰长和丰晓旭,2020;祝坤福等,2020)以及整体经济活力下降(Chen et al., 2020a),但与此同时,我国中央政府实施了积极的财政政策(李明等,2020),严格防范系统性金融风险(杨子晖等,2020),另有大数据等科技助力复产复工(Xiao, 2021),我国经济在2020年第一季度负增长后在全球主要经济体中首先复苏。学者们也意识到海外特别是美国疫情的持续蔓延使得其他国家的经济活动(Lewis et al., 2020)、小微企业融资(Bartik et al., 2020)和不同地区的消费(Baker et al., 2020c)都遭受了二战以来极大的影响,股票市场也经历了1929年大萧条以来罕有的波动(Alfaro et al., 2020; Baker et al., 2020b; Gormsen and Koijen, 2020; Hassan et al., 2020; Ru et al., 2020)^②,因此我们关于空气污染对新冠病毒传播的研究不仅有利于未来常态化疫情防控,对后期全球开展经济活动的有序恢复也具有一定启示作用。

相较于现有研究,本文的贡献主要体现在三个方面。第一,本文是国内第一个关注空气污染对新冠病毒传播能力影响的研究,拓展了影响疫情传播因素

^① <http://finance.sina.com.cn/china/gncj/2017-10-18/doc-ifymvuyt4098830.shtml>

^② 其他关于新冠疫情影响的研究还包括经济不确定性的增大(Baker et al., 2020a)、个人对生产恢复与疫情防控的选择(Li et al., 2020)、社交距离与居家工作(Dingel and Neiman, 2020)、疫情影响的历史经验(Fan et al., 2016; Correia et al., 2020)。同时,一系列的近期研究讨论了新冠疫情的宏观理论和实证检验,包括Eichenbaum et al.(2020)、Guerrieri et al.(2020)、Hong et al.(2020)、Huang et al.(2020)、Jordà et al.(2020)、Ludvigson et al.(2020)、刘世锦等(2020)。

的相关文献,为建立疫情防控与预警的长效机制提供启示。第二,虽然已有少数文献开始关注空气污染对新冠病毒的传播能力和致病性的影响,但尚未就其中的因果关系、影响机制作出深入探讨。本文将研究视角放到中国城市层面,基于地区间的差异,利用秦岭-淮河线等工具变量及多组异质性分析,尝试更加清晰地揭示空气污染对新冠病毒传播的助推作用。第三,本文丰富了空气污染对生命健康和社会经济发展影响的相关研究。空气污染不仅直接损害身体健康,而且会通过加剧百年一遇的新冠病毒传播进一步产生危害,增加社会经济负担,再次突出了大力防治污染、全面贯彻绿色发展观的重要性。

2 数据与研究方法

2.1 数据说明

本文使用的新冠疫情数据来自CSMAR疫情数据库,该数据库搜集了自2020年1月10日以来国家卫生健康委员会每日公布的各市疫情数据,包括累计确诊病例(AccConfirmed)、累计死亡病例(AccDeath)、新增确诊病例(NewConfirmed)、新增死亡病例(NewDeath)等。本文还计算了死亡率(即累计死亡/累计确诊,记为DeathRate)和疫情持续时长(即自第一例病例至连续7天无新增本土病例的天数,记为Period)来衡量疫情的严重程度。由于湖北省是此次国内疫情的“震中”,尤其是武汉,确诊人数和死亡人数远高于其他省市。为避免离群值的干扰,本文在基准回归中删除了湖北省17个城市(包含武汉市)的观测。在稳健性分析中,本文将加入湖北(除武汉外)的城市观测,以检验文章结论的一致性。

截至2020年2月29日^①,全国超过320个城市在本次新冠疫情中都发生了新冠确诊病例,而其中超过70个城市出现了因新冠病毒致死的病例。武汉市作为本次疫情的“重灾区”,累计确诊病例达49122例,累计死亡病例为2195例。表1展示了截至2020年2月29日国内累计确诊病例和累计死亡病例的地理分布情况。与湖北临近的河南、湖南、安徽,以及北京、上海、广东、重庆等人口流动较多的省市,疫情也相对严重。本文在实证分析中将控制人口流动这一重要因素。

^①2月底,疫情已得到基本控制,复工复产开始稳步推进。3月1日,武汉首家方舱医院休舱,武汉定点医院、方舱医院、隔离治疗点全部实现“床等人”(http://www.xinhuanet.com/politics/2020-03/02/c_1125650482.htm)。3月4日,全国21省区市下调应急响应级别(<https://baijiahao.baidu.com/s?id=1660241556556928187&wfr=spider&for=pc>)。这表明3月份之后,本土疫情传播已明显减缓。在传染源被严格隔离、病毒传播途径被有力阻断的情况下,空气污染等其他因素对疫情传播的影响也将受限。因此,本文在主要分析中以2月29日为样本结束日期。在3.5稳健性分析中,如果将样本结束日期延长至3月31日,本文结论依然成立。

表1 累计确诊病例、累计死亡病例和空气质量指数的地理分布(不含港澳台)

地区	累计确诊病例	累计死亡病例	AQI1	AQI2	AQI3
北京市	413	8	66.48	90.16	104.07
天津市	136	3	131.70	102.03	103.05
河北省	318	6	128.83	119.81	107.70
山西省	133	0	146.32	110.83	98.37
内蒙古自治区	75	0	92.56	66.90	72.95
辽宁省	122	1	110.35	91.62	81.59
吉林省	93	1	102.11	89.51	72.84
黑龙江省	480	13	108.28	75.46	60.16
上海市	337	3	85.87	89.22	80.18
江苏省	631	0	102.30	103.97	88.75
浙江省	1205	1	61.66	82.43	72.50
安徽省	990	6	105.83	108.26	85.36
福建省	296	1	51.21	56.19	54.50
江西省	935	1	61.96	83.90	68.84
山东省	756	6	138.92	117.58	103.39
河南省	1272	22	161.27	139.16	111.12
湖北省	66907	2761	89.21	120.03	86.09
湖南省	1018	4	74.73	104.09	74.52
广东省	1349	7	59.28	66.42	60.94
广西壮族自治区	252	2	56.44	80.92	59.70
海南省	168	5	43.13	50.06	41.17
重庆市	576	6	74.13	104.34	78.20
四川省	538	3	79.85	100.00	72.69
贵州省	146	2	40.14	62.86	53.20
云南省	174	2	42.35	52.58	49.92
西藏自治区	1	0	43.83	59.88	60.79
陕西省	245	1	129.81	114.48	92.46
甘肃省	91	2	73.50	89.46	80.21
青海省	18	0	62.98	78.22	71.57
宁夏回族自治区	73	0	113.80	92.93	87.62
新疆维吾尔自治区	76	3	144.10	143.28	106.38

本文的主要解释变量空气质量指数(Air Quality Index, 即AQI)来自于中华人民共和国生态环境部(Ministry of Ecology and Environmental of People's Republic of China, 即MEEC)^①。具体而言, MEEC对于每个城市都有监测站来观察空气质量, MEEC根据从监测站获得的信息计算该城市的日平均空气质量指数。

AQI空气质量指标同步了空气污染的各项指标, 包括二氧化硫(SO₂)、二氧化氮(NO₂)、一氧化碳(CO)、臭氧(O₃)以及空气中的颗粒物, 如灰尘、烟雾、

^① 数据来源: <http://www.mee.gov.cn/>

液滴、灰尘和其他颗粒(PM)。近年来,颗粒物尤其引起了公众的关注,因为直径小于2.5微米的颗粒物(即,颗粒物2.5)会沉积在人的肺部,并造成严重的健康风险。中国的空气质量指数在0到500之间^①。尽管对MEEC标准的建设性存在争议,但人们普遍认为空气质量指数高于100表明空气污染。数据的具体特征和细节参考Li et al.(2019)。

为了衡量空气质量对于新冠疫情严重性的短期和长期影响,本文基于各个城市的日AQI指数构造了5个空气质量指标,其中,前三个指标是横截面数据,后两个指标是面板数据。AQI¹:2020.1.1—2020.1.23的日均AQI,衡量了新冠疫情爆发前短期空气污染程度;AQI²:基于农历时间,以2020.1.23为事件日期0,对应的2015—2019年各年在事件日期[-21,0]的日均AQI,衡量了春节前一段时间冬季的历史平均空气污染程度;AQI³:2015.1.1—2019.12.31的日均AQI,衡量了过去5年的平均空气污染程度;AQI⁴:对于自2020.1.24开始的某一天作为 $t=0$,[-14,-8]这7天的日均AQI;AQI⁵:对于自2020.1.24开始的某一天作为 $t=0$,[-21,-8]这14天的日均AQI。表1后三列展示了各地区AQI¹、AQI²、AQI³的值,可以看到东部、中部经济较为发达地区也存在空气污染现象,而这些地区一般人口密度、人员流动、医疗水平也较强,因此本文在之后的实证模型中就将这些因素进行控制。

各城市的每日温度(Tem)、相对湿度(Rhu)数据来自于国家气象科学数据中心(<http://data.cma.cn/>)。每日城内出行强度(Wcni)来自百度迁徙(<http://qianxi.baidu.com/>),百度迁徙还提供了城市流入(流出)规模指数及城市间人口流入(流出)比例,据此可计算出各城市迁入人口中从武汉迁入强度(IM_{WH})、从湖北其他城市迁入强度(IM_{HB/WH})。由于社会经济发展及医疗卫生条件也可能对疫情蔓延产生影响,我们也将控制各城市在2018年末的宏观变量,包括人均可支配收入(IncomeCap)、人口(Population)、医疗卫生支出(HealthExp)和医疗机构床位数(Bed),数据来自于城市统计年鉴并从Wind数据库下载。

表2报告了用于本文实证分析的变量描述性统计。Panel A为289个城市的关键变量横截面描述性统计。截至2020年2月29日,每个城市平均有44个确诊病例,中位数为20;而超过3/4的国内城市没有新冠死亡病例。2020年初武汉“封城”前的日均AQI与过去五年春节前相同时间段的日均AQI分布非常接近,说明相较于过去五年春节前,“封城”前中国的经济活动并没有明显变化。而2015—2019年日均AQI较过去五年春节前相同时段的日均AQI更低,反应

^① 根据MEEC的分类,空气质量指数中的空气污染总体上按照以下七个类别增加:(1)空气质量指数低于50时为优秀(空气质量);(2)空气质量指数在50至100之间为良;(3)空气质量指数在101~150之间,属于轻微污染;(4)空气质量指数在151~200之间,属于轻度污染;(5)空气质量指数在201至250之间,属于中度污染;(6)空气质量指数在201至250之间,重度污染;(7)空气质量指数高于300,污染严重。

了冬季空气污染一般较为严重,提高呼吸道疾病的发生概率(Roemer et al., 1993; The Eurowinter Group, 1997; Fleming, 2000)。Panel A 同时显示了控制变量的特征,其中温度和相对湿度数据为2020.1.1—2020.2.29的日均值;由于1月24日武汉实施“封城”,湖北另外12个地区也宣布暂停区域公共交通,故关于人口出行和流动的三个指标(城内出行强度、从武汉迁入强度、从湖北除武汉以外城市的迁入强度)为2020.1.1—2020.1.23的日均值。Panel B 报告了各个城市变量的面板描述性统计。对于每个城市而言,该表展示了自2020.1.24—2020.2.29的每日新增确诊病例、新增死亡病例和死亡率,以及滞后7天的一周、两周内日均AQI。与之对应,气象、出行和人口流动控制变量也采用滞后7天移动平均的计算方法。城市层面宏观变量依然为2018年末数值。Panel A 和 Panel B 中的变量将分别用于随后的截面和面板分析。

表2 描述性统计

Panel A.城市截面(累计确诊、累计死亡和死亡率为截止2020.2.29的日度数据)									
变量	变量名	观测量	均值	标准差	Min	P25	中位数	P75	Max
累计确诊	AccConfirmed	289	44.31	73.43	1	8	20	47	576
累计死亡	AccDeath	289	0.35	0.99	0	0	0	0	8
死亡率(%)	DeathRate	289	0.63	1.82	0.00	0.00	0.00	0.00	14.29
疫情持续时长	Period	289	24.43	9.31	8	17	26	31	53
AQI1	AQI ¹	289	93.43	44.05	32.17	57.09	83.70	120.80	227.20
AQI2	AQI ²	289	93.22	29.24	42.00	71.10	92.37	111.80	209.30
AQI3	AQI ³	289	78.04	20.54	38.25	61.39	76.91	89.75	143.00
温度/°C	Tem	276	3.96	8.70	-21.72	-1.85	5.10	9.50	21.34
相对湿度/%	Rhu	276	71.57	10.23	40.75	65.39	73.62	79.40	88.57
城内出行强度	Wcemi	276	5.25	0.54	3.19	4.97	5.35	5.63	6.52
从武汉迁入强度	IM _{WH}	276	0.78	1.30	0.01	0.15	0.37	0.85	9.42
从湖北(除武汉)迁入强度	IM _{HB/WH}	276	0.60	2.19	0.00	0.02	0.08	0.27	24.01
人均可支配 收入/千元	IncomeCap	276	34.76	8.67	20.83	29.60	32.45	36.71	68.03
人口/千人	Population	276	4541	3267	296	2417	3839	5899	34036
医疗卫生 支出/亿元	HealthExp	276	46.91	52.14	0.10	23.19	36.59	53.86	490.10
医疗机构床位 /千张	Bed	276	25.27	17.99	1.59	13.52	20.18	32.75	143.20

续表

Panel B.城市面板(新增确诊、新增死亡和死亡率为2020.1.24—2020.2.29的日度数据)									
变量	变量名	观测量	均值	标准差	Min	P25	中位数	P75	Max
新增确诊	NewConfirmed	9682	1.28	3.89	0	0	0	1	201
新增死亡	NewDeath	9681	0.01	0.11	0	0	0	0	3
死亡率/%	DeathRate	9655	0.38	2.03	0	0	0	0	100
AQI4	AQI ⁴	9682	78.21	42.28	21.86	47.57	64.14	95.00	274.60
AQI5	AQI ⁵	9682	81.26	40.67	26.43	50.29	68.93	100.70	246.40
温度4	Tem ⁴	9682	3.26	8.70	-27.64	-2.01	4.70	8.87	22.94
温度5	Tem ⁵	9682	3.01	8.78	-25.94	-2.44	4.51	8.64	22.38
湿度4	Rhu ⁴	9682	71.21	13.18	20.57	63.71	72.57	81.57	99.00
湿度5	Rhu ⁵	9682	72.26	11.69	24.93	65.85	74.00	81.14	94.57
城内出行强度4	WCMI ⁴	9682	3.34	1.48	0.33	2.19	2.90	4.60	8.05
城内出行强度5	WCMI ⁵	9682	3.62	1.43	0.43	2.40	3.43	4.96	7.54
从武汉迁入强度4	IM _{WH} ⁴	9682	0.27	0.84	0.00	0.00	0.00	0.17	14.61
从武汉迁入强度5	IM _{WH} ⁵	9682	0.35	0.90	0.00	0.00	0.05	0.32	11.40
从湖北(除武汉)迁入强度4	IM _{HB/WH} ⁴	9682	0.40	1.81	0.00	0.00	0.01	0.12	35.49
从湖北(除武汉)迁入强度5	IM _{HB/WH} ⁵	9682	0.44	1.78	0.00	0.00	0.03	0.19	30.17
人均可支配 收入/千元	IncomeCap	9682	34.84	8.71	20.83	29.67	32.49	36.55	68.03
人口/千人	Population	9682	4617	3303	296	2459	3889	5952	34036
医疗卫生 支出/亿元	HealthExp	9682	47.87	53.14	0.10	24.09	37.46	55.71	490.10
医疗机构 床位/千张	Bed	9682	25.73	18.20	1.59	13.71	20.62	33.42	143.20

2.2 研究设计

本文在基准回归中,采用横截面模型检验一个城市的空气污染强度是否与该城市的新冠患者确诊数、新冠病毒致死病例和疫情持续时间显著相关。回归设定如下式(1)所示:

$$\log(1 + \text{severity}_i) = \partial_0 + \beta_1^j \log(\text{AQI}_i^j) + \text{Control}_i \beta_2 + \varepsilon_i, \quad j \in \{1, 2, 3\} \quad (1)$$

其中,因变量 severity_i 是城市 i 截至2020年2月29日的新冠病例累计确诊人数、累计死亡人数、死亡率或疫情持续时长,解释变量 AQI_i^j 是三个不同时间区间城市 i 的日均空气质量指数。控制变量 Control_i 是其他研究已发现的影响新冠病毒传播和致死率的变量,包括温度(Tem)、湿度(Rhu)、城内出行强度(Wcmi)、

武汉输入人数 (IM_{WH})、湖北其他城市输入人数 ($IM_{HB/WH}$)、人均可支配收入 (IncomeCap)、人口 (Population)、医疗卫生支出 (HealthExp) 和医疗机构床位数 (Bed)。 δ_0 为常数项, β_1^j 是本文核心的待估计系数, β_2 是与控制变量对应的系数向量, ε_i 为随机误差项。另外, 三个因变量 (累计确诊病例、累计死亡病例、死亡率)、空气质量指数及四个城市宏观变量均进行对数化处理。为更为直观地理解回归系数的经济含义, 本文没有对疫情持续时长进行对数化处理^①。

除了基准回归, 我们还利用面板数据检验一个城市在最近一段时间 (包括一周、两周) 的空气污染是否会影响一周之后新冠疫情的严重程度。我们选择间隔一周是因为新冠病毒的潜伏期平均数约为 5.1 天 (Kraemer et al., 2020), 选择一周接近该病毒潜伏周期且降低了周内工作日和周末空气质量由于开工与否而不同的影响。回归设定如式 (2) 所示:

$$\log(1 + \text{severity}_{i,t}) = \delta_0 + \beta_1^j \log(AQI_{i,t-7}^j) + \text{Control}_{i,t-7} \beta_2 + \delta_t + \mu_p + \varepsilon_{i,t}, \quad j \in \{4, 5\} \quad (2)$$

其中, 因变量 $\text{severity}_{i,t}$ 是城市 i 截至日期 t 的新冠病例新增确诊人数、新增死亡人数或死亡率, 解释变量 $AQI_{i,t-7}^j$ 是城市 i 日期 t 前 7 天的一周、两周日均空气质量指数 (即 AQI^4 , AQI^5)。控制变量与表 2 中 Panel B 相对应。 δ_t 为日固定效应, μ_p 为省级固定效应^②。

3 实证结果

3.1 基准横截面回归结果

本文首先从城市横截面角度分析空气污染程度是否与该城市新冠病例确诊数、死亡数和疫情持续时长显著正相关。新冠病毒作为一种全新的病毒, 学界对其致病机理了解有限。因此, 空气污染是否显著加剧新冠病毒的传播和致病性是本文首先要探究的问题。

本文利用普通最小二乘法 (OLS) 对模型 (1) 进行估计, 并计算根据怀特异方差稳健标准误得出的 t 统计量, 结果如表 3 所示。Panel A 报告了空气污染对累计确诊病例影响。其中, 列 (1)、(3) 和 (5) 是仅使用空气质量指数而不包含控制变量的回归结果。三种计算方法下的 $\text{Log}(AQI_t^j)$ ($j \in \{1, 2, 3\}$) 前系数均

① AQI 前回归系数的经济含义为: 空气质量指数变动百分比对疫情持续天数的影响。是否对疫情持续时长这一变量进行对数化处理不影响本文在实证分析中的结论。

② 考虑到疫情防控的严格程度也是影响新冠病毒传播的重要因素, 且公共卫生响应级别和防疫措施部署基本是在省级层面开展, 为控制疫情防控相关因素对 COVID-19 传播的影响, 本文在省级层面施加固定效应, 并且通过加入城市层面的宏观变量来控制城市层面有可能影响疫情传播的主要因素。

表3 横截面回归

Panel A. Log(1+AccConfirmed)						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.364 *** (2.60)	0.220* (1.83)				
Log(AQI ²)			0.985 *** (4.84)	0.200 (1.15)		
Log(AQI ³)					1.010 *** (4.06)	0.133 (0.58)
Tem		0.003 (0.35)		-0.000 (-0.03)		-0.000 (-0.05)
Rhu		0.022 *** (3.89)		0.021 *** (3.68)		0.022 *** (3.74)
Wcmi		-0.153 (-1.32)		-0.146 (-1.23)		-0.138 (-1.17)
IM _{WH}		0.358 *** (5.51)		0.355 *** (5.36)		0.360 *** (5.39)
IM _{HB/WH}		0.002 (0.11)		0.001 (0.04)		0.001 (0.06)
Log(IncomeCap)		1.316 *** (5.12)		1.340 *** (5.17)		1.307 *** (5.15)
Log(Population)		0.282 (1.56)		0.321* (1.75)		0.328* (1.79)
Log(HealthExp)		-0.006 (-0.07)		-0.030 (-0.32)		-0.045 (-0.50)
Log(Bed)		0.231 (1.55)		0.234 (1.52)		0.254* (1.66)
Constant	1.463 ** (2.33)	-6.560 *** (-3.80)	-1.342 (-1.46)	-6.742 *** (-3.64)	-1.291 (-1.20)	-6.456 *** (-3.44)
Obs.	289	276	289	276	289	276
Adj. R ²	0.0166	0.616	0.0652	0.614	0.0467	0.613
Panel B. Log(1+AccDeath)						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.162 *** (2.94)	0.112 ** (2.07)				
Log(AQI ²)			0.220 *** (2.99)	0.041 (0.60)		
Log(AQI ³)					0.293 *** (2.99)	0.038 (0.36)

续表

Panel B. Log(1+AccDeath)						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Control	No	Yes	No	Yes	No	Yes
Obs.	289	276	289	276	289	276
Adj. <i>R</i> ²	0.029	0.316	0.025	0.308	0.031	0.308
Panel C. Log(1+DeathRate)						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.006 ** (2.15)	0.005 (1.30)				
Log(AQI ²)			0.005 (1.57)	0.002 (0.43)		
Log(AQI ³)					0.008 * (1.77)	0.005 (0.83)
Control	No	Yes	No	Yes	No	Yes
Obs.	289	276	289	276	289	276
Adj. <i>R</i> ²	0.019	-0.009	0.005	-0.017	0.010	-0.014
Panel D. Period						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	3.860 *** (3.48)	4.074 *** (3.55)				
Log(AQI ²)			8.413 *** (5.17)	4.227 *** (2.69)		
Log(AQI ³)					8.563 *** (4.24)	3.663 * (1.81)
Control	No	Yes	No	Yes	No	Yes
Obs.	289	276	289	276	289	276
Adj. <i>R</i> ²	0.034	0.466	0.079	0.456	0.0558	0.449

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 *t* 值, 标准误为怀特稳健标准误。

为正,且在 1%的水平上显著。表明随着城市空气污染程度的增加,累计确诊病例显著增加。在列(2)中加入天气、出行和人口流动情况及城市宏观变量等一系列控制变量后,Log(AQI¹)前系数仍然保持正向且统计显著。Log(AQI¹)系数为 0.22,在 10%的水平上正显著。这一结果表明,在其他变量维持在均值水平不变时,AQI¹每上升 1%,累计确诊病例就会增加 0.22%。如果空气质量指数从级别优(50)下降至级别良(100),累计确诊病例将增加 22%(=(100-50)/50×0.220×100%),空气污染大大提高了新冠病毒的传播能力。一方面,新冠病毒会附着在空气污染物颗粒上(Setti et al., 2020),并有可能形成传播;另一方面,人们暴露于高污染环境中,身体处于亚健康状态,更容易受到病毒的影响

(Block and Calderón-Garcidueñas 2009)。这两方面因素都可能导致空气污染加剧新冠疫情的蔓延。在列(4)、(6)中,加入控制变量后, $\text{Log}(AQI^2)$ 和 $\text{Log}(AQI^3)$ 前系数虽不显著,但依然为正。对比基于 $\text{Log}(AQI^1)$ 的结果,新冠疫情暴发前短期窗口内空气污染对于病毒传染具有更为突出的影响。空气污染颗粒为病毒传播提供了方便的载体,短期内空气污染加剧疫情蔓延的渠道更为明显。在随后的面板分析中,也发现短期内空气污染将显著增加感染病例。控制变量中,从武汉迁入强度(IM_{WH})显著为正,与Fang等(2020)结论一致,从武汉迁入的人数越多,城市累计确诊病例越多。人均可支配收入($\text{Log}(\text{IncomeCap})$)也与累计确诊病例显著正相关,这可能是由于经济较发达地区的空气污染相对严重,人口流动频繁,易于病毒传播。

进一步,Panel B和Panel C分析了空气污染对死亡人数及死亡率的影响。在我国强有力的疫情防控措施及全国医疗资源全力支持下,各城市的新冠病毒死亡率都得到有效控制。如前所述,除湖北省以外,超过3/4的城市均无死亡,平均死亡率为0.63%。在这一样本特征下,空气污染与新冠肺炎致病性关系的显著性可能会受到影响。根据Panel B的结果可知,不论是否加入控制变量, $\text{Log}(AQI^1)$ 前系数均显著为正,表明空气污染不仅加快了新冠病毒扩散传播,还可能使患病之后的病情恶化,增加死亡人数,与海外学者利用意大利数据的发现一致(Conticini et al. 2020)。以列(2)为例,如果空气质量指数从级别优(50)下降至级别良(100),累计死亡病例将增加11.2%(= $(100-50)/50 \times 0.112 \times 100\%$)。在Panel C中,未加入控制变量时, $\text{Log}(AQI^1)$ 前系数显著为正。从实际含义来看,当 AQI^1 从级别优(50)下降至级别良(100)时,死亡率将增加0.6%(= $(100-50)/50 \times 0.006 \times 100\%$)。考虑到样本平均死亡率为0.63%,这一增幅意味着疫情暴发前的空气污染极大增加了新冠病毒对人体的损害,提高了死亡率。加入控制变量后, $\text{Log}(AQI^1)$ 前系数虽不再显著,但符号依然为正,且数值大小与加入控制变量前变化不大。

Panel D展示了空气污染对疫情持续时长的影响。即使在控制其他影响新冠病毒的因素之后,三个空气质量指标前系数依然显著为正,数值大小均在4附近,表明空气污染延长了疫情的持续过程。从影响程度上来看,以列(2)为例,如果 AQI^1 从级别优(50)下降至级别良(100),疫情持续时长将延长4(= $(100-50)/50 \times 4.074$)天左右。新冠病毒的蔓延严重阻碍了社会经济运行的正常运行,国内经济在2020年第一季度基本陷入停滞,大批企业停工停产。疫情持续时间越久,社会经济损失越严重。根据国家统计局数据,2020年国内一季度GDP同比下降6.8%,改革开放以来首次出现季度同比下降,其中作为疫情“震中”的武汉市一季度GDP同比下降40%,表明这场重大公共卫生事件给中国经济带来的损失是极为罕见的。如果能够通过控制空气污染降低新冠病毒

此类传染疾病的传播能力和致病性,对于防疫控疫和维护人民群众生命财产安全都具有重大意义。

3.2 面板回归结果

本文进一步探究在我国疫情暴发期间,一个城市的空气污染程度是否会影响一周后的新增新冠确诊病例和新增死亡病例。许多文献指出,空气污染会在短期内显著增加死亡率、医疗费用支出和降低劳动生产效率(Arceo et al., 2016; Hicks et al., 2016; Jans et al., 2018; Deryugina et al., 2019),空气污染颗粒会在几天甚至几个小时内渗入呼吸系统,引发呼吸和心血管疾病。本文推测,新冠病毒也会通过空气污染颗粒传播造成更大的伤害。

表 4 展示了根据模型(2)进行回归的结果,所有气象、出行、人口流动及城市宏观变量均已控制,标准误经时间层面聚类调整。根据列(1)和(2), $\text{Log}(\text{AQI}^4)$ 和 $\text{Log}(\text{AQI}^5)$ 前系数均为正,且在 1%的水平上显著,表明疫情期间较严重的空气污染同样会加速疫情扩散。换言之,如果一周内日均空气质量 AQI^4 从级别优(50)下降至级别良(100),一周之后的每日新增确诊病例会增加 9.2%($= (100-50)/50 \times 0.092 \times 100\%$)。列(3)和(4)显示空气污染对新增死亡病例的影响虽然为正但不显著。列(5)和(6)还探究了疫情暴发期间空气污染程度对每日死亡率的影响。可以看到,疫情期间空气污染的加重还会显著提高新冠死亡率,当一周内日均空气质量 AQI^4 从级别优(50)下降至级别良(100)时,一周之后的死亡率将增加 0.3%($= (100-50)/50 \times 0.003 \times 100\%$)。Isphording and Pestel(2021)利用德国数据也得出类似的结论,他们发现过去五天平均的 PM_{10} 将显著增加新冠感染人数。根据世界卫生组织(WHO)2018年公布的数据,每年因室外空气污染导致疾病而死亡的人数高达约 700 万人。本文进一步发现,空气污染在短期内会通过加剧新冠病毒的传播和致病性严重威胁到人类健康。因此,在常态化防疫期间,减少空气污染,推进绿色可持续发展,应当是当前我国实现防疫与经济增长双重目标的重要手段。

表 4 面板回归

	Log(1+NewConfirmed)		Log(1+NewDeath)		Log(1+DeathRate)	
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI^4)	0.092*** (4.96)		0.002 (0.94)		0.003*** (3.16)	
Log(AQI^5)		0.118*** (4.98)		0.003 (0.99)		0.004*** (4.48)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Date FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes

续表

	Log(1+NewConfirmed)		Log(1+NewDeath)		Log(1+DeathRate)	
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Province FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	9682	9682	9681	9681	9655	9655
Adj. R^2	0.492	0.513	0.037	0.046	0.091	0.093

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 t 值 标准误经过时间层面聚类调整。

3.3 工具变量识别

在本小节,我们利用工具变量法解决内生性对我们 OLS 回归系数的潜在影响。内生性问题主要包括遗漏变量偏差和反向因果关系,由于新冠病毒几乎不会反向影响疫情暴发前 AQI 的程度高低,因此反向因果关系的干扰较弱。本文主要考虑的内生性问题是遗漏变量偏差,即新冠病毒传播不仅会受到 AQI 程度高低的影响,还会受到诸多不可观测的因素的影响。例如,当地经济发展特征如重工业占比,既影响当地空气质量,也影响该地新冠疫情严重程度:一方面,重工业占比大的地区不仅空气污染严重,其他方面的污染可能也会加剧当地居民抵抗力降低和其他基础病的产生,从而增加新冠病毒感染风险和死亡率,造成 OLS 回归系数有可能被高估;另一方面,通常来讲,工业化程度较高地区其经济也较为发达,医疗条件和群众生活卫生条件都较高,从而降低新冠病毒感染风险,造成 OLS 回归系数有可能被低估。为缓解内生性问题带来的估计误差,本节将采用“淮河政策”和大气逆温这两个工具变量来检验空气污染是否加剧新冠病毒传播和致病性。

秦岭淮河将中国分为南北两部分,中央政府在每年的 11 月 15 日至次年 3 月 15 日之间对淮河以北的城市提供冬季集中供暖的福利,称为“淮河政策”。由于冬季供暖是通过锅炉燃烧煤来运行,锅炉燃烧将释放空气污染物,尤其增加了空气中的总悬浮颗粒,这一政策使河流以北城市的空气质量不断恶化(Almond et al., 2009; 李金珂和曹静, 2017),并在河流两岸(即“河对岸”)城市的空气质量指数方面造成了“不连续性”。此政策仅与地理位置有关,并不涉及城市经济发展程度、工业结构等其他因素,除了经由空气污染这一渠道外,不会直接影响到新冠疫情,满足工具变量的“外生性”。Chen et al.(2013) 基于秦淮一线,运用断点回归(Regression Discontinuity) 来研究空气污染对预期寿命的因果影响。Li et al.(2019) 和 Xue et al.(2020) 以“秦淮以北”为工具变量,分别分析了空气污染对投资者处置效应、公司人力资本的影响。我们采用同样的方法对 AQI 与新冠病毒传播和致病性之间的关系进行因果识别。此方法可以帮助我们解决遗漏变量对回归系数偏差的影响,我们的基本假设认为秦岭淮河南北

的城市除AQI之外的其他特征没有明显差异,由此通过城市所在位置是否在淮河以北作为AQI的工具变量,识别AQI对新冠病毒传播影响的因果性关系。由于距离秦淮一线较近时,南北城市空气质量差异受“淮河政策”的影响更大,因此,在这一部分分析中,我们仅包含距离秦淮一线小于10纬度的城市^①。10纬度范围近似为1000千米,秦淮南北10纬度范围内包含了237个城市,样本具有代表性。

我们以“城市位于秦淮以北”这一虚拟变量作为截面回归中AQI¹,AQI²和AQI³的工具变量。表5报告了两阶段最小二乘法(2SLS)第一阶段F检验结果和第二阶段估计结果,各列模型设定与表3中(2)、(4)和(6)列一一对应。根据各个Panel最后一行,第一阶段回归的F检验值均大于10,排除了弱工具变量问题。表5中三个空气质量指标均与累计确诊、累计死亡、死亡率和疫情持续时长之间呈现显著的正相关关系。以AQI¹为例,AQI¹每增加1%,累计确诊病例将增加107.2%,累计死亡病例增加57.1%,死亡率增加2.4%。如果AQI¹从级别优(50)下降至级别良(100),疫情持续时间将增加6天左右((100-50)/50×6.177)。工具变量回归结果支持了空气污染与新冠疫情传播和致病性之间的作用关系,疫情暴发前的空气污染大大增加了新冠病毒造成的伤害,延长了疫情的蔓延期间。此外,与工具变量回归相比,OLS回归系数存在低估,这可能是因为OLS回归中存在减弱新冠疫情严重程度的遗漏变量,例如城市化程度较高的地区经济发展程度较高的同时也有更高的污染程度,而综合发展指标可以提高该地区人员的卫生条件和身体素质。从统计学和经济学含义上,本文验证了空气污染会加剧新冠病毒的传播和致病性。

表5 工具变量(淮河政策)截面回归

	Panel A. Log(1+AccConfirmed)			Panel B. Log(1+AccDeath)		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^1)$	1.072** (2.55)			0.571** (2.51)		
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^2)$		2.590** (2.29)			1.380** (2.32)	
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^3)$			2.257** (2.46)			1.202** (2.50)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	237	237	237	237	237	237
F-statistic	55.28	15.57	38.24	55.28	15.57	38.24

①我们还选择了在秦淮南北的所有城市进行分析,工具变量结果依然与基准回归一致。由于篇幅所限,此结果没有列出,如有兴趣可向作者索取。

续表

	Panel C. Log(1+DeathRate)			Panel D. Period		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^1)$	0.024 ^{***} (2.77)			6.177 [*] (1.69)		
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^2)$		0.057 ^{**} (2.51)			14.928 (1.63)	
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^3)$			0.050 ^{***} (2.79)			13.006 [*] (1.69)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	237	237	237	237	237	237
F-statistic	55.28	15.57	38.24	55.28	15.57	38.24

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 t 值, 标准误为怀特稳健标准误。

本文还参考 Arceo et al.(2016)、Chen et al.(2017) 和 Xue et al.(2020) 选择大气逆温作为面板回归中 AQI⁴ 和 AQI⁵ 的工具变量。一般条件下, 气温随高度的增加而降低, 海拔每上升 100 米, 气温约下降 0.6 摄氏度。在正常天气下, 近地层空气温度高、密度小, 而高层空气温度低、密度大, 上下空气形成对流, 可将近地面层空气中的污染颗粒向高空扩散, 从而减轻城市上空污染程度。但当逆温发生时, 即气温随高度增加而升高时, 空气无法向上流动, 污染物聚集在近地面, 将会加剧大气污染。冬季更容易出现逆温, 且持续较长时间。Arceo et al.(2016) 发现逆温发生时, 空气中 PM10 增加 5.7%, 一氧化碳增加 6.3%。由于逆温仅与气象条件有关, 几乎不会与除空气污染之外的其他影响新冠病毒蔓延的因素产生关联, 因此, 在本实证分析中具有很强的外生性。

美国国家航空航天局 (NASA) 的 MERRA 气象数据库提供了全球 42 个大气层每 6 个小时的温度数据, 每 0.5 纬度 \times 0.625 经纬就有这种“大气层-时间”维度的温度记录^①。参照 Chen et al.(2017), 我们用第三大气层与第一大气层温度之差来衡量逆温的强度。温差为正时, 表明逆温发生; 温差为负时, 表明是正常天气, 我们将其数值截断为 0。对每个城市一天内每 6 个小时的逆温强度进行平均, 便得到每日的逆温强度, 将其作为面板回归中的工具变量。表 6 报告了工具变量回归结果。最后一行显示, 第一阶段 F 检验值均大于 10, 说明逆温强度满足工具变量“相关性”条件。除列(1)外, 各列 AQI 前系数均在 1% 水平显著为正。列(1)中 AQI⁴ 虽不显著, 但其符号与表 4 中 OLS 回归结果一致, 且系数也大于 OLS 点估计。以 AQI⁴ 为例, 在其他控制变量保持不变的情况下, 当 AQI⁴ 从级别优(50)下降至级别良(100)时, 每日新增确诊病例将增加 20.5%(=

① 数据来源: https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/M2I6NPANA_5.12.4/summary

($100-50$)/ $50 \times 0.205 \times 100\%$) ,新增死亡病例增加 7.3% ($= (100-50) / 50 \times 0.073 \times 100\%$) 死亡率增加 4.6% ($= (100-50) / 50 \times 0.046 \times 100\%$) 。基于大气逆温的工具变量回归同样验证了短期空气污染会显著且大幅增加每日新增和死亡病例。作为文献中常用的解决空气污染内生性问题的方法,“秦淮以北”及大气逆温的工具变量能够较好地控制回归中的遗漏变量偏差问题。尽管在回归模型中加入包括城市经济发展、人口、气候以及疫情防控措施等诸多控制变量,遗漏变量偏差依旧存在。依据已有文献(Almond et al., 2009; Chen et al., 2013, 2017; Arceo et al., 2016; Li et al., 2019) ,我们认为其他可能的遗漏变量不会对回归结果产生显著影响。

表6 工具变量(大气逆温)面板回归

	Log(1+NewConfirmed)		Log(1+NewDeath)		Log(1+DeathRate)	
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^4)$	0.205 (1.00)		0.073 ^{***} (4.06)		0.046 ^{***} (4.75)	
$\widehat{\text{Log}}(\text{AQI}^5)$		0.868 ^{**} (2.44)		0.124 ^{***} (3.26)		0.109 ^{***} (6.00)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Date FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Province FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	9682	9682	9681	9681	9655	9655
F-statistic	74.73	81.79	74.73	81.72	74.03	81.91

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 t 值,标准误经过时间层面聚类调整。

3.4 空气质量影响的异质性分析

新冠病毒作为一种全新的病毒,关于其致病机理、干预和治疗的有效措施,全世界科学家仍在紧锣密鼓的研究中。本文发现疫情暴发前期和暴发阶段的空气污染都会加重新冠疫情,基于此,本文继续探索空气污染是否与文献中提到的其他有关新冠病毒传染的因素存在相互作用,这将为常态化防疫手段的安排设计提供实证依据。

首先,城市间以及城市内人员流动可能会进一步加剧空气污染对新冠病毒传播的影响。如果某地来自湖北的流入人口较多,该地将面临更多的外来感染源,空气污染的放大作用会更加凸显。同样,如果城内人员流动频繁,也加大了空气中病毒含量和传播机率,再加上空气污染颗粒的携带和传播作用(Setti et al., 2020) ,疫

情将更为严重。为检验这一猜测,我们分别根据从湖北流入强度(IM_{HB})^①和城内出行强度的中位数将样本等分为两组,进行横截面分组回归。

表7和表8分别报告了累计确诊病例、疫情持续时长对空气污染在各组回归的结果,控制变量与表3保持一致。在表7 Panel A中,在从湖北迁入强度较高的组内,空气污染对累计确诊病例的影响均为正,且 $\text{Log}(AQI^1)$ 对疫情持续时长的影响显著为正。如果 AQI^1 从级别优(50)下降至级别良(100),累计确诊病例将增加27%($= (100-50)/50 \times 0.270 \times 100\%$),疫情持续时长延长4天($= (100-50)/50 \times 3.574$)左右,即这些城市将由于疫情蔓延程度更深、持续时间更长而遭受更为严重的社会损失。而在从湖北迁入强度较低的城市中,空气污染对累计确诊病例和疫情持续时长的影响均不显著,且系数估计值较小。空气污染主要作用于有大量外来输入病例的城市中,而在输入病例较少的城市,本地疫情的传播机率低,受空气污染影响也较小。

表7 空气污染与累计确诊病例: 分组回归

	Panel A. 从湖北流入强度分组					
	高 IM_{HB}			低 IM_{HB}		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
$\text{Log}(AQI^1)$	0.270 (1.63)			-0.026 (-0.14)		
$\text{Log}(AQI^2)$		0.125 (0.47)			-0.191 (-0.75)	
$\text{Log}(AQI^3)$			0.010 (0.03)			-0.324 (-1.00)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	138	138	138	138	138	138
Adj. R^2	0.591	0.584	0.584	0.249	0.252	0.255
	Panel B. 出行强度分组					
	高WCMI			低WCMI		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
$\text{Log}(AQI^1)$	0.494*** (3.21)			-0.032 (-0.18)		
$\text{Log}(AQI^2)$		0.779*** (2.90)			-0.226 (-0.99)	

① 由于1月24日武汉实施“封城”之前,已有较多病例传播至邻近城市,如果某城市有这些武汉邻近城市的人员流入,该城市内也有可能发生疫情传播。为更好衡量国内其他城市对感染源的暴露,我们以湖北迁入强度(IM_{HB})为指标来分析交互效应。

续表

Panel B. 出行强度分组						
	高 WCMI			低 WCMI		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ³)			1.007 ^{***}			-0.484
			(3.44)			(-1.62)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	138	138	138	138	138	138
Adj.R ²	0.614	0.613	0.618	0.660	0.662	0.668
Panel C. 温度分组						
	高温度			低温度		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.459 [*]			0.027		
	(1.70)			(0.14)		
Log(AQI ²)		0.375			-0.238	
		(1.10)			(-0.61)	
Log(AQI ³)			0.764			-0.604
			(1.47)			(-1.20)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	137	137	137	139	139	139
Adj.R ²	0.593	0.587	0.590	0.592	0.594	0.599
Panel D. 湿度分组						
	高湿度			低湿度		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.436 [*]			0.148		
	(1.87)			(1.01)		
Log(AQI ²)		0.437			0.123	
		(1.17)			(0.59)	
Log(AQI ³)			0.878 ^{**}			-0.020
			(2.21)			(-0.07)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	138	138	138	138	138	138
Adj.R ²	0.538	0.532	0.541	0.604	0.602	0.601

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 t 值 标准误为怀特稳健标准误。

表8 空气污染与疫情持续时长: 分组回归

Panel A. 从湖北流入强度分组						
	高IM _{HB}			低IM _{HB}		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	3.574 ** (2.07)			2.152 (1.21)		
Log(AQI ²)		3.465 (1.38)			0.737 (0.33)	
Log(AQI ³)			2.881 (0.90)			-0.624 (-0.21)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	136	136	136	138	138	138
Adj.R ²	0.280	0.264	0.257	0.177	0.168	0.168
Panel B. 出行强度分组						
	高WCMI			低WCMI		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	6.179 *** (5.05)			1.794 (0.94)		
Log(AQI ²)		9.057 *** (4.02)			0.130 (0.06)	
Log(AQI ³)			9.838 *** (3.44)			-1.413 (-0.54)
Control						
Obs.	138	138	138	138	138	138
Adj.R ²	0.515	0.506	0.497	0.447	0.442	0.443
Panel C. 温度分组						
	高温度			低温度		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	5.837 ** (2.26)			4.071 ** (2.11)		
Log(AQI ²)		6.675 * (1.81)			1.337 (0.40)	
Log(AQI ³)			10.511 * (1.87)			-0.809 (-0.18)
Control						
Obs.	137	137	137	139	139	139
Adj.R ²	0.376	0.370	0.371	0.507	0.488	0.487

续表

Panel D.湿度分组						
	高湿度			低湿度		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	7.221 *** (3.71)			3.231 ** (2.16)		
Log(AQI ²)		8.258 ** (2.57)			2.658 (1.40)	
Log(AQI ³)			11.542 *** (3.16)			1.743 (0.73)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	138	138	138	138	138	138
Adj. R ²	0.320	0.302	0.309	0.513	0.501	0.496

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 t 值, 标准误为怀特稳健标准误。

根据表 7 Panel B, 在城内出行强度较高组内, $\text{Log}(\text{AQI}^1)$ 、 $\text{Log}(\text{AQI}^2)$ 和 $\text{Log}(\text{AQI}^3)$ 前系数均显著为正, 且系数大小和显著性均高于表 3 的 (2)、(4) 和 (6) 列。根据表 7 列 (1), AQI^1 每上升 1%, 累计确诊病例增加 0.494%, 是全样本中影响程度(表 3 列 (2) ρ .220%) 的两倍多。而在城内出行强度较低组内, 三个空气质量指标均没有对累计确诊病例产生显著影响。这一结果表明, 居家隔离、封闭城市等减少人员出行和接触的公共卫生干预措施卓有成效, 物理隔离阻断了病毒传播, 使得空气污染的影响程度也大大下降。反之, 在人员流动密集的情况下, 空气污染会进一步成为病疫情延的“帮凶”。类似地, 在表 8 的 Panel A 中, 对于出行强度较高的城市, 空气污染显著延长了疫情持续时长。如果 AQI^1 从级别优 (50) 下降至级别良 (100), 疫情持续时间将增加 6 天左右 ($(100-50)/50 \times 6.179$)。保持城内人员流动, 虽然可以在短期内维持生产生活的正常运行, 但也加剧了空气污染对疫情传播和持续时间的影响, 随后如果为应对疫情暴发而采取更加严格的居家隔离、封闭城市等措施, 将会带来更加严重的生命健康和经济损失。因此, 空气质量较差的地区需要格外重视公共卫生干预措施。

其次, 我们分别根据温度、湿度的中位数进行分组检验, 回归结果如表 7 和表 8 的 Panel C、Panel D 所示。三个空气质量指标前系数均在高温、高湿度组内更大, 且 $\text{Log}(\text{AQI}^1)$ 对累计确诊病例的影响在高温、高湿度样本中均显著为正, 表明空气污染与新冠病毒之间的作用关系也会受到气象条件的影响。Luo et al. (2017) 和 Zhang et al. (2016) 提出温度、相对湿度与空气污染程度之间存在正相关关系。我们的研究与之形成了补充, 即在高温、高湿度环境下, AQI 对新冠肺炎这种呼吸道疾病的严重性的影响更为明显。同样地, 高温、高湿度条件下, 空气污染也更加显著得延长了疫情持续时间。

3.5 稳健性分析

在以上分析中,为避免湖北省内确诊和死亡病例数过高而影响主要结论,均删去了湖北省内城市的观测。考虑到湖北省内疫情暴发更为严重,本文也希望探究空气污染是否会对这些城市内新冠病毒的传播产生影响。在稳健性分析中,我们将湖北省内城市(除武汉之外)的观测加入样本中,进行与表3相同的截面回归、与表4相同的面板回归。

表9的回归结果表明前述结论依然成立,不论是疫情暴发前还是暴发期间的空气污染,都会对各城市的确诊、死亡和疫情持续时长产生显著正向影响,而且影响程度及显著性均高于表3和表4对应列中的结果。根据表9中Panel A,在控制变量相同的情况下,AQI¹每增加1%,累计确诊病例增加0.275%,累计死亡病例增加0.161%。如果AQI¹从级别优(50)下降至级别良(100),疫情持续时长将增加4天左右。此外,过去五年冬季特定窗口内日均AQI的增加也会显著增加累计确诊和累计死亡病例。冬季空气污染程度一般较高,不论是短期还是长期暴露于这种高污染环境中,都会更容易受到新冠病毒的影响。根据Panel B,过去一周内日均AQI每增加1%,一周后新增病例会增加0.145%,新增死亡病例增加0.22%,死亡率增加0.003%。这一结果表明,在包含全国除武汉以外的所有城市样本,空气污染都会加剧新冠病毒的传播和致病性。

表9 稳健性分析:包含湖北非武汉城市

Panel A. 截面回归						
	A1. Log(1+AccConfirmed)			A2. Log(1+AccDeath)		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.275** (2.22)			0.161*** (2.80)		
Log(AQI ²)		0.371** (2.05)			0.134* (1.81)	
Log(AQI ³)			0.300 (1.25)			0.138 (1.26)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
D_Hubei	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	288	288	288	288	288	288
Adj. R ²	0.680	0.679	0.677	0.776	0.773	0.772
Panel B. 面板回归						
	A3. Log(1+DeathRate)			A4. Period		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ¹)	0.005 (1.47)			4.254*** (3.65)		

续表

Panel A. 截面回归						
	A3. Log(1+DeathRate)			A4. Period		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ²)		0.003 (0.62)			5.094 *** (3.24)	
Log(AQI ³)			0.006 (1.00)			4.594 ** (2.22)
Control	Yes	Yes	Yes			
D_Hubei	Yes	Yes	Yes	288	288	288
Obs.	288	288	288	Yes	Yes	Yes
Adj. R ²	0.048	0.040	0.043	0.496	0.491	0.483
Panel B. 面板回归						
	Log(1+NewConfirmed)		Log(1+NewDeath)		Log(1+DeathRate)	
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Log(AQI ⁴)	0.145 *** (6.67)		0.022 *** (3.85)		0.003 *** (3.52)	
Log(AQI ⁵)		0.167 *** (6.48)		0.036 *** (6.50)		0.005 *** (4.68)
Control	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
D_Hubei	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Date FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Province FE	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Obs.	10123	10123	10122	10122	10096	10096
Adj. R ²	0.593	0.613	0.417	0.427	0.107	0.109

注: ***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 水平上显著; 括号内为 t 值。Panel A 中标准误为怀特稳健标准误, Panel B 中标准误经过时间层面聚类调整。

此外,为验证结论的稳健性,本文也将样本延长至 2020 年 3 月 31 日,进行实证分析。2020 年 3 月底,中央指导组宣布以武汉为主战场的全国本土疫情传播基本阻断^①。当传染源被有效管控、传播途径被有效阻断时,空气污染将难以影响新冠病毒的传播。基于 3 月底之前的样本进行分析,已经能够充分反映空气污染对疫情传播的影响。如果继续延长样本至更长时间,数据中的有效信息增量较小,分析的必要性下降。本文发现,当以 3 月 31 日为分析时点时,横截面回归和面板回归结果依然成立。受篇幅所限,相关结果未在正文中报告,读者如有兴趣可向作者索取。

① 国务院新闻办公室报道: <http://www.scio.gov.cn/xwfbh/xwfbh/wqfbh/42311/42816/zy42820/Document/1676487/1676487.htm>

4 结论与政策建议

4.1 研究结论

面对突发呼吸道传染病,掌握疾病流行规律、控制传染源和切断传播途径,是疫情防控的关键。首先,本文发现空气污染会显著影响新冠病毒的传播能力和致病性。疫情暴发前的城市空气污染大幅提高了该地区新冠疫情的严重程度。在控制了影响新冠病毒致病性的其他因素后,如果空气质量指数从级别优(AQI=50)下降至级别良(AQI=100),累计确诊病例将会增加22%,累计死亡病例将增加11%,疫情持续时长增加4天左右。空气污染与新冠病毒双重叠加之下,人民生命安全和经济社会发展面临更加严峻的风险与挑战。

其次,本文发现在疫情蔓延期间,更差的空气质量也会加重该地区的疫情,即使考虑了严格“居家隔离”政策下居民出行强度大幅下降,当期较低的空气污染水平不论从统计意义还是经济意义上,都对疫情防控具有显著的促进作用。再次,本文利用城市所在位置是否在淮河以北及逆温效应作为工具变量,消除了潜在遗漏变量的影响,识别了空气污染导致新冠病毒传播加速和致病性增强的因果关系。最后,本文发现空气污染对新冠病毒传播能力和蔓延时长的影响集中在高出行强度、高温度和高湿度地区,进一步梳理了人口流动、环境因素与疫情蔓延之间的关系。研究表明,在人员流动频繁、温度高、湿度大的地区,更要关注空气污染这一影响因素,从强化空气质量管控的角度做好疫情防控工作。

公共卫生建设事关民生福祉、经济发展、社会稳定、国家安全,是一项极其重要而紧迫的战略任务。本文对空气污染与新冠病毒传播之间作用关系的研究,一方面为加强公共卫生安全建设提供了启示,指出防治污染、践行绿色发展理念是统筹疫情防控和经济社会发展的有效保障;另一方面,本文的分析表明,空气污染程度可以作为预测疫情影响严重程度的一项指标,起到监测预警的作用。

4.2 政策建议

第一,打赢蓝天保卫战始终是打好污染防治攻坚战的重中之重,不仅要解决病理上的“心肺之患”,还要切实解决空气污染这一“心肺之患”。

坚持以党的十九大提出“加快生态文明体制改革,建设美丽中国”为宗旨,加强空气污染治理力度。这不仅涉及可持续发展这一经济问题,还关系到未来一段时期内我国经济社会生活恢复过程中常态化防疫的效率。本文基于空气

污染会加剧新冠病毒传播的实证发现,从改善空气污染的角度,结合相关学术研究,提出以下政策建议:一方面,坚持通过科技创新和产业升级来实现环境保护,支持新能源技术产业的发展。新能源技术产业发展不仅符合国家能源战略的发展要求,而且符合科学发展观中经济可持续发展的理念。国家对新能源产业的大力扶持进一步体现我国对全球气候环境的保护,同时充分利用电能可以大幅度减少对进口石油的依赖,对于国家能源安全具有重大意义。另一方面,基于利用“秦岭淮河”作为分界线的工具变量检验表明,秦岭淮河以北冬季供暖显著拉高这些城市的空气污染水平,因此本文建议各地采取低碳供暖技术,减轻冬季空气污染对居民健康的负面影响,同时可以降低冬季冠状病毒传播的速度和致病性。

第二,在常态化防疫和全球经济衰退的背景下实现全面复产复工,不应以牺牲空气质量和环境保护为代价。

新冠疫情对世界各国经济冲击巨大,我国一季度GDP同比下降6.8%,而全球主要经济体一季度经济均有较大程度的萎缩。目前,我国疫情防控形势持续向好,复工复产有序推进。但在海外疫情未见明显拐点且短期内新冠疫苗难以大范围推广的情况下,我们应当作好这场公共卫生危机可能演变为成长期性和周期性事件的思想准备。考虑到目前全国各行各业“六保”压力较大,部分地区有可能降低对环境保护的重视程度,但我们的研究表明空气污染会加剧新冠病毒传播,在全面推进复工复产的同时,建议:首先,各级政府和环保监管机构应当继续加强空气质量监控和环境保护,以便对未来长期可能发生的疫情反弹做好准备工作;其次,设计激励相容的政策,鼓励企业开展自主研发、优化生产工艺流程和加快发展新型环保产业,提高我国企业参与污染防治攻坚战积极性;最后,在宣传部署常态化防疫工作的同时,加强我国居民环保意识的教育,不以牺牲环境换经济,更加有效地控制疫情传播速度。

第三,在未来完善我国公共卫生应急管理、健全重大疫情监测预警体系建设上,应将空气质量大数据监测纳入整体考量体系。

首先,从硬件和软件两方面加强对全国空气污染检测体系的建设和完善。硬件方面,应当加大空气污染监测基础设施建设,完善各地空气污染监测站的配套设施,利用大数据和5G技术实现全国空气质量检测与公共卫生风险监测体系的实时联网。软件方面,空气监测是一项专业并且具有技术难度的工作,建议大力培养和吸引环境科学方面的高尖端人才,并且提高相关检测人员的业务能力和专业素质,为自动检测工作的长远发展做好人才储备工作。其次,积极推进“全国直辖市、省会城市和计划单列市城市空气质量预报信息联网发布系统”项目建设工作。加强空气质量信息披露透明度,通过完善全国重点区域、省(区、市)级、市级空气质量预测预报系统建设以及远程自动化空气污染数据

传输网络,全面开展空气质量预测预报工作;通过全国空气质量预报信息发布平台系统实现全国联网,及时并且准确地披露各地空气质量信息,积极鼓励民营资本参与空气污染防治工作。

参考文献

黄茂兴,林寿富. 2013. 污染损害、环境管理与经济可持续增长——基于五部门内生经济增长模型的分析[J]. *经济研究*, 48(12): 30-41.

Huang M X, Lin S F. 2013. Pollution damage, environmental management and sustainable economic growth—Based on the analysis of five-department endogenous growth model[J]. *Economic Research Journal*, 48(12): 30-41. (in Chinese)

李超,李涵. 2017. 空气污染对企业库存的影响——基于我国制造业企业数据的实证研究[J]. *管理世界*, (8): 95-105.

Li C, Li H. 2017. The impact of air pollution on enterprise inventory: An empirical analysis based on the data of China's manufacturing enterprises [J]. *Management World*, (8): 95-105. (in Chinese)

李金珂,曹静. 2017. 集中供暖对中国空气污染影响的实证研究[J]. *经济学报*, 4(4): 138-150.

Li J K, Cao J. 2017. Empirical analysis of the effect of central heating on air pollution in China [J]. *China Journal of Economics*, 4(4): 138-150. (in Chinese)

李明,张亦然. 2019. 空气污染的移民效应——基于来华留学生高校-城市选择的研究[J]. *经济研究*, 54(6): 168-182.

Li M, Zhang Y R. 2019. The effect of air pollution on migration: A study based on the choice of university city by international students in China [J]. *Economic Research Journal*, 54(6): 168-182. (in Chinese)

李明,张璿璿,赵剑治. 2020. 疫情后我国积极财政政策的走向和财税体制改革任务[J]. *管理世界*, 36(4): 26-34.

Li M, Zhang R R, Zhao J Z. 2020. The active fiscal policy trend and the finance-taxation system reform in China after the epidemic [J]. *Management World*, 36(4): 26-34. (in Chinese)

李卫兵,张凯霞. 2019. 空气污染对企业生产率的影响——来自中国工业企业的证据[J]. *管理世界*, 35(10): 95-112, 119.

Li W B, Zhang K X. 2019. The effects of air pollution on enterprises' productivity: Evidence from Chinese industrial enterprises [J]. *Management World*, 35(10): 95-112, 119. (in Chinese)

廖理,李鹏飞,袁伟,等. 2020. 疫情下的中小微经济恢复状况——基于百万量级中

- 小微企业经营数据的分析[J]. 清华金融评论, (5): 105-112.
- Liao L, Li P F, Yuan W, et al. 2020. The recovery of small, medium and micro economy under the epidemic—Based on the analysis of the business data of millions of small, medium and micro enterprises[J]. *Tsinghua Financial Review*, (5): 105-112. (in Chinese)
- 刘世锦, 韩阳, 王大伟. 2020. 基于投入产出架构的新冠肺炎疫情冲击路径分析与应对政策[J]. 管理世界, 36(5): 1-12, 51.
- Liu S J, Han Y, Wang D W. 2020. An impact path analysis of COVID-19 outbreak in China and policy response [J]. *Management World*, 36(5): 1-12, 51. (in Chinese)
- 潘毅凡. 2020. 中国产业二氧化碳排放的因素分解: 2002—2017 [J]. 经济学报, 7(2): 139-161.
- Pan Y F. 2020. Factor decomposition of CO₂ emission in China's industry: 2002—2007 [J]. *China Journal of Economics*, 7(2): 139-161. (in Chinese)
- 邵帅, 李欣, 曹建华, 等. 2016. 中国雾霾污染治理的经济政策选择——基于空间溢出效应的视角[J]. 经济研究, 51(9): 73-88.
- Shao S, Li X, Cao J H, et al. 2016. China's economic policy choices for governing smog pollution based on spatial spillover effects [J]. *Economic Research Journal*, 51(9): 73-88. (in Chinese)
- 宋弘, 孙雅洁, 陈登科. 2019. 政府空气污染治理效应评估——来自中国“低碳城市”建设的经验研究[J]. 管理世界, 35(6): 95-108.
- Song H, Sun Y J, Chen D K. 2019. Assessment for the effect of government air pollution control policy: Empirical evidence from “low-carbon city” construction in China [J]. *Management World*, 35(6): 95-108. (in Chinese)
- 王敏, 黄滢. 2015. 中国的环境污染与经济增长 [J]. 经济学(季刊), 14(2): 557-578.
- Wang M, Huang Y. 2015. China's environmental pollution and economic growth [J]. *China Economic Quarterly*, 14(2): 557-578. (in Chinese)
- 夏杰长, 丰晓旭. 2020. 新冠肺炎疫情对旅游业的冲击与对策 [J]. 中国流通经济, 34(3): 3-10.
- Xia J C, Feng X X. 2020. The impact of novel coronavirus outbreak on tourism industry and the counter measures [J]. *China Business and Market*, 34(3): 3-10. (in Chinese)
- 杨子晖, 陈雨恬, 张平淼. 2020. 重大突发公共事件下的宏观经济冲击、金融风险传导与治理应对 [J]. 管理世界, 36(5): 13-35.
- Yang Z H, Chen Y T, Zhang P M. 2020. Macroeconomic shock, financial risk

- transmission and governance response to major public emergencies [J]. *Management World*, 36(5): 13-35. (in Chinese)
- 祝坤福,高翔,杨翠红,等. 2020. 新冠肺炎疫情对全球生产体系的冲击和我国产业链加速外移的风险分析[J]. 中国科学院院刊, 35(3): 283-288.
- Zhu K F, Gao X, Yang C H, et al. 2020. The COVID-19 shock on global production Chains and risk of accelerated China's industrial chains outflow [J]. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 35(3): 283-288. (in Chinese)
- 朱武祥,张平,李鹏飞,等. 2020. 疫情冲击下中小微企业困境与政策效率提升——基于两次全国问卷调查的分析[J]. 管理世界, 36(4): 13-26.
- Zhu W X, Zhang P, Li P F, et al. 2020. Firm crisis, government support and policy efficiency under the epidemic shock: Evidence from two waves of questionnaire on SMEs [J]. *Management World*, 36(4): 13-26. (in Chinese)
- Alfaro L, Chari A, Greenland A N, et al. 2020. Aggregate and firm-level stock returns during pandemics, in real time [R]. National Bureau of Economic Research, Working Paper 26950.
- Allcott H, Boxell L, Conway J, et al. 2020. Polarization and public health: Partisan differences in social distancing during the Coronavirus pandemic [J]. *Journal of Public Economics*, 191: 104254.
- Almond D, Chen Y Y, Greenstone M, et al. 2009. Winter heating or clean air? Unintended impacts of China's Huai River policy [J]. *American Economic Review*, 99(2): 184-190.
- Alvarez F E, Argente D, Lippi F. 2020. A simple planning problem for COVID-19 lockdown [R]. National Bureau of Economic Research, Working Paper 26981.
- Arceo E, Hanna R, Oliva P. 2016. Does the effect of pollution on infant mortality differ between developing and developed countries? Evidence from Mexico City [J]. *The Economic Journal*, 126(591): 257-280.
- Atkeson A. 2020. What will be the economic impact of COVID-19 in the US? Rough estimates of disease scenarios [R]. National Bureau of Economic Research, Working Paper 26867.
- Baker S R, Bloom N, Davis S J, et al. 2020a. COVID-induced economic uncertainty [R]. National Bureau of Economic Research, Working Paper 26983.
- Baker S R, Bloom N, Davis S J, et al. 2020b. The unprecedented stock market reaction to COVID-19 [J]. *The Review of Asset Pricing Studies*, 10(4): 742-758.
- Baker S R, Farrokhnia R A, Meyer S, et al. 2020c. How does household spending respond to an epidemic? Consumption during the 2020 COVID-19 pandemic [R]. National Bureau of Economic Research, Working Paper 26949.

- Bartik A W , Bertrand M , Cullen Z B , et al. 2020. How are small businesses adjusting to COVID-19? Early evidence from a survey [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26989.
- Baud D , Qi X L , Nielsen-Saines K , et al. 2020. Real estimates of mortality following COVID-19 infection [J]. *The Lancet Infectious Diseases* , 20(7) : 773.
- Becchetti L , Conzo G , Conzo P , et al. 2020. Understanding the heterogeneity of adverse COVID-19 outcomes: The role of poor quality of air and lockdown decisions [R]. Available at SSRN 3572548.
- Berger D W , Herkenhoff K F , Mongey S. 2020. An SEIR infectious disease model with testing and conditional quarantine [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26901.
- Block M L , Calderón-Garcidueñas L. 2009. Air pollution: Mechanisms of neuroinflammation and CNS disease [J]. *Trends in Neurosciences* , 32(9) : 506-516.
- Borjas G J. 2020. Demographic determinants of testing incidence and COVID-19 infections in New York City neighborhoods [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26952.
- Briscese G , Lacetera N , Macis M , et al. 2020. Compliance with COVID-19 social-distancing measures in Italy: The role of expectations and duration [R]. CESifo Working Paper No. 8182.
- Chang T , Graff Zivin J , Gross T , et al. 2016. Particulate pollution and the productivity of pear packers [J]. *American Economic Journal: Economic Policy* , 8(3) : 141-169.
- Chang T Y , Graff Zivin J , Gross T , et al. 2019. The effect of pollution on worker productivity: Evidence from call center workers in China [J]. *American Economic Journal: Applied Economics* , 11(1) : 151-172.
- Chen H Q , Qian W L , Wen Q. 2020b. The impact of the COVID-19 pandemic on consumption: Learning from high frequency transaction data [R]. Available at SSRN 3568574.
- Chen Q , He Z G , Hsieh C T , et al. 2020a. Economic effects of lockdown in China [R]. Working Paper.
- Chen S , Oliva P , Zhang P. 2017. The effect of air pollution on migration: Evidence from China [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 24036.
- Chen Y Y , Ebenstein A , Greenstone M , et al. 2013. Evidence on the impact of sustained exposure to air pollution on life expectancy from China's Huai River policy [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* , 110(32) : 12936-12941.
- Chiou L , Tucker C. 2020. Social distancing , internet access and inequality [R]. National

- Bureau of Economic Research , Working Paper 26982.
- Chowell G , Mizumoto K. 2020. The COVID-19 pandemic in the USA: What might we expect? [J]. *The Lancet* , 395(10230) : 1093-1094.
- Colley J R T , Douglas J W B , Reid D D. 1973. Respiratory disease in young adults: Influence of early childhood lower respiratory tract illness , social class , air pollution , and smoking [J]. *British Medical Journal* , 3(5873) : 195-198.
- Coticcini E , Frediani B , Caro D. 2020. Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy? [J]. *Environmental Pollution* , 216: 114465.
- Correia S , Luck S , Verner E. 2020. Pandemics depress the economy , public health interventions do not: Evidence from the 1918 flu [R]. SSRN 3561560.
- Dechezleprêtre A , Rivers N , Stadler B. 2019. The economic cost of air pollution: Evidence from Europe [R]. Economics Department Working Papers No. 1584.
- Deryugina T , Heutel G , Miller N H , et al. 2019. The mortality and medical costs of air pollution: Evidence from changes in wind direction [J]. *American Economic Review* , 109(12) : 4178-4219.
- Dingel J I , Neiman B. 2020. How many jobs can be done at home? [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26948.
- Eichenbaum M S , Rebelo S , Trabandt M. 2020. The macroeconomics of epidemics [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26882.
- Fan V Y , Jamison D T , Summers L H. 2016. The inclusive cost of pandemic influenza risk [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 22137.
- Fang H M , Wang L , Yang Y. 2020. Human mobility restrictions and the spread of the novel coronavirus (2019-nCoV) in China [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26906.
- Fleming D M. 2000. The contribution of influenza to combined acute respiratory infections , hospital admissions , and deaths in winter [J]. *Communicable Disease and Public Health* , 3(1) : 32-38.
- Fonken L K , Xu X , Weil Z M , et al. 2011. Air pollution impairs cognition , provokes depressive-like behaviors and alters hippocampal cytokine expression and morphology [J]. *Molecular Psychiatry* , 16(10) : 987-995.
- Gormsen N J , Koijen R S J. 2020. Coronavirus: Impact on stock prices and growth expectations [J]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 27387.
- Guerrieri V , Lorenzoni G , Straub L , et al. 2020. Macroeconomic implications of COVID-19: Can negative supply shocks cause demand shortages? [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26918.

- Hanna R , Oliva P. 2015. The effect of pollution on labor supply: Evidence from a natural experiment in Mexico City [J]. *Journal of Public Economics* , 122: 68-79.
- Hassan T A , Hollander S , van Lent L , et al. 2020. Firm-level exposure to epidemic diseases: Covid-19 , SARS , and H1N1 [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26971.
- Hicks D L , Marsh P , Oliva P. 2016. Air pollution and procyclical mortality: Causal evidence from thermal inversions [J]. NBER Working Paper.
- Hong H , Wang N , Yang J. 2020. Mitigating COVID-19 risks to sustain growth [R]. Working paper.
- Huang Y , Wang P , Chen L , et al. 2020. Pandemic and panic [R]. Asian Bureau of Finance and Economic Research.
- Isphording I E , Pestel N. 2021. Pandemic meets pollution: Poor air quality increases deaths by COVID-19 [J]. *Journal of Environmental Economics and Management* , 108: 102448.
- Jans J , Johansson P , Nilsson J P. 2018. Economic status , air quality , and child health: Evidence from inversion episodes [J]. *Journal of Health Economics* , 61: 220-232.
- Jones C J , Philippon T , Venkateswaran V. 2020. Optimal mitigation policies in a pandemic: Social distancing and working from home [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26984.
- Jordà Ò , Singh S R , Taylor A M. 2020. Longer-run economic consequences of pandemics [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26934.
- Kissler S M , Tedijanto C , Goldstein E , et al. 2020. Projecting the transmission dynamics of SARS-CoV-2 through the postpandemic period [J]. *Science* , 368(6493) : 860-868.
- Kraemer M U G , Yang C H , Gutierrez B , et al. 2020. The effect of human mobility and control measures on the COVID-19 epidemic in China [J]. *Science* , 368(6490) : 493-497.
- Levy D , Gent M , Newhouse M T. 1977. Relationship between acute respiratory illness and air pollution levels in an industrial city [J]. *American Review of Respiratory Disease* , 116(2) : 167-173.
- Lewis D , Mertens K , Stock J H. 2020. U.S. economic activity during the early weeks of the SARS-Cov-2 outbreak [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26954.
- Li J J , Massa M , Zhang H , et al. 2019. Air pollution , behavioral bias , and the disposition effect in China [J]. *Journal of Financial Economics*.
- Li K Y , Qin Y , Wu J , et al. 2020. Containing the virus or reviving the economy? Evidence from individual expectations during the COVID-19 epidemic [J].

- SSRN 3563597.
- Logan W P D. 1953. Mortality in the London fog incident , 1952 [J]. *The Lancet* , 261(6755) : 336-338.
- Ludvigson S C , Ma S , Ng S. 2020. Covid19 and the macroeconomic effects of costly disasters [R]. NBER Working Paper.
- Luo J Q , Du P J , Samat A , et al. 2017. Spatiotemporal pattern of PM_{2.5} concentrations in mainland China and analysis of its influencing factors using geographically weighted regression [J]. *Scientific Reports* , 7(1) : 40607.
- Mohai P , Kweon B S , Lee S , et al. 2011. Air pollution around schools is linked to poorer student health and academic performance [J]. *Health Affairs* , 30(5) : 852-862.
- Onder G , Rezza G , Brusaferro S. 2020. Case-fatality rate and characteristics of patients dying in relation to COVID-19 in Italy [J]. *JAMA* , 323(18) : 1775-1776.
- Pathak P A , Sönmez T , Ünver M U , et al. 2020. Triage protocol design for ventilator rationing in a pandemic: Integrating multiple ethical values through reserves [R]. National Bureau of Economic Research.
- Pope C A III. 1989. Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill , Utah Valley [J]. *American Journal of Public Health* , 79(5) : 623-628.
- Pope C A III , Burnett R T , Thun M J , et al. 2002. Lung cancer , cardiopulmonary mortality , and long-term exposure to fine particulate air pollution [J]. *JAMA* , 287(9) : 1132-1141.
- Pope C A III , Hansen J C , Kuprov R , et al. 2011. Vascular function and short-term exposure to fine particulate air pollution [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association* , 61(8) : 858-863.
- Roemer W , Hoek G , Brunekreef B. 1993. Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms [J]. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* , 147(1) : 118-124.
- Ru H , Yang E D , Zou K R. 2020. What do we learn from SARS-CoV-1 to SARS-CoV-2: Evidence from global stock markets [R]. Available at SSRN 3569330.
- Setti L , Passarini F , De Gennaro G , et al. 2020. SARS-Cov-2RNA found on particulate matter of Bergamo in Northern Italy: First evidence [J]. *Environmental Research* , 188: 109754.
- Stock J H. 2020. Data gaps and the policy response to the novel coronavirus [R]. National Bureau of Economic Research , Working Paper 26902.
- The Eurowinter Group. 1997. Cold exposure and winter mortality from ischaemic heart disease , cerebrovascular disease , respiratory disease , and all causes in warm and cold regions of Europe [J]. *The Lancet* , 349(9062) : 1341-1346.

- Wang J Y , Tang K , Feng K , et al. 2020a. When is the COVID-19 pandemic over? Evidence from the stay-at-home policy execution in 106 Chinese cities [R]. Available at SSRN 3561491.
- Wang J Y , Tang K , Feng K , et al. 2020b. Impact of temperature and relative humidity on the transmission of COVID-19: A modeling study in China and the United States [R]. SSRN 3551767.
- Weuve J , Puett R C , Schwartz J , et al. 2012. Exposure to particulate air pollution and cognitive decline in older women [J]. *Archives of Internal Medicine* , 172 (3) : 219-227.
- Wu X , Nethery R C , Sabath M B , et al. 2020. Air pollution and COVID-19 mortality in the United States: Strengths and limitations of an ecological regression analysis [J]. *Science advances* , 6(45) : eabd4049.
- Xiao K R. 2021. Saving lives versus saving livelihoods: Can big data technology solve the pandemic dilemma? [M] // Impact of COVID-19 on Asian Economies and Policy Responses. World Scientific Publishing , 19-24.
- Xue S Y , Zhang B H , Zhao X F. 2020. Brain drain: The impact of air pollution on firm performance [R]. Available at SSRN 3490344.
- Yang J , Zhang B. 2018. Air pollution and healthcare expenditure: Implication for the benefit of air pollution control in China [J]. *Environment International* , 120: 443-455.
- Zhang H F , Wang Z H , Zhang W Z. 2016. Exploring spatiotemporal patterns of PM_{2.5} in China based on ground-level observations for 190 cities [J]. *Environmental Pollution* , 216: 559-567.
- Zhou F , Yu T , Du R H , et al. 2020. Clinical course and risk factors for mortality of adult inpatients with COVID-19 in Wuhan , China: A retrospective cohort study [J]. *The Lancet* , 395(10229) : 1054-1062.

Does Air Pollution Affect the Transmission of COVID-19? Evidence from China

Zhuo Chen¹ Keqi Chen¹ Jie Li²

(1. *PBC School of Finance , Tsinghua University;*

2. *Shanghai Advanced Institute of Finance , Shanghai Jiao Tong University*)

Abstract Understanding the transmission of COVID-19 is critical for the effectiveness of regular virus prevention. By exploiting data from 289 cities in China , we investigate the influence of air pollution on the transmission of COVID-19. We find that the change in the average pre-outbreak air quality from good to moderate increases the infection cases by 22% , the death cases by 11.2% , and the epidemic duration for four days. Short-term air pollution worsens COVID-19 severity more significantly in the next week. The impact of air pollution on COVID-19 transmission is more prominent for cities with higher within-city movements , higher temperature , and higher humidity. Two instrumental variables are introduced to establish the causal relation between air pollution and virus transmission. Our findings imply that strengthening ecological environment protection is in line with the general requirements of epidemic prevention and thus promotes the high-quality development of public health and social economy.

JEL Classification I18 , Q53 , Q56