

新冠肺炎疫情期间中国人为碳排放和大气污染物的变化

乐旭^①, 雷亚栋^②, 周浩^②, 刘竹^③, 胡斯勒图^④, 蔡兆男^⑤, 林金泰^⑥, 江志红^⑦, 廖宏^{①*}^① 南京信息工程大学 江苏省大气环境监测与污染控制高技术研究重点实验室/大气环境与装备技术协同创新中心/环境科学与工程学院, 江苏 南京 210044;^② 中国科学院大气物理研究所 中国科学院气候变化研究中心, 北京 100029;^③ 清华大学 地球系统科学系, 北京 100084;^④ 中国科学院 空天信息创新研究院, 北京 100010;^⑤ 中国科学院 大气物理研究所中层大气和全球环境探测重点实验室, 北京 100029;^⑥ 北京大学 物理学院大气与海洋科学系, 北京 100871;^⑦ 南京信息工程大学 气象灾害教育部重点实验室/气候与环境变化国际联合实验室/气象灾害预报预警与评估协同创新中心, 江苏 南京 210044

* 联系人, E-mail: hongliao@nuist.edu.cn

2020-04-08 收稿, 2020-04-10 接受

国家重点研发计划项目(2017YFA0603802); 国家自然科学基金资助项目(41975155); 南京信息工程大学人才启动经费

摘要 利用行业经济活动数据、1 580 个地面监测站和 6 套卫星反演数据, 分析了我国新冠肺炎疫情期间人为碳排放和主要大气污染物的变化。与 2019 年第一季度相比, 2020 年同期我国碳排放降低 9.8%, 其中交通部门降幅最大达到 43.4%。与 2019 年 2—3 月相比, 疫情期间全国地表臭氧浓度同比升高 1.9 nL/L (5%), 其中华北平原以降低为主, 东南部地区以上升为主。PM_{2.5} 浓度同比下降 12.6 μg·m⁻³ (24.9%), 其中长三角降幅最大。二氧化氮 (NO₂) 的地面浓度和对流层柱浓度在京津冀、珠三角和长三角都降低 20%~30%, 体现了高低层的一致性。地面一氧化碳 (CO) 浓度同比降低 17%, 而对流层 CO 柱浓度升高 2.5%, 可能原因是境外生物质燃烧输送提升了我国南方高层大气的 CO 浓度。中东部地区气溶胶光学厚度显著降低, 导致地表晴空短波辐射同比升高 11.6 W·m⁻² (9.6%)。

关键词
新冠肺炎疫情;
人为碳排放;
大气污染;
臭氧;
PM_{2.5};
葵花 8

为阻断新冠肺炎疫情的蔓延, 我国政府采取了迅速而彻底的防控措施。自 2020 年 1 月 23 日起, 疫情最严重的湖北地区“封城”。随后几天内, 全国多个省市陆续启动重大突发公共卫生事件一级响应, 采取的措施包括: 严格交通管制, 限制居民外出, 停止集市集会, 停工停业停课等。在上述措施的管控下, 疫情于 3 月底显著缓解(国家卫健委官网数据 <http://www.nhc.gov.cn/>), 全国大部分地区陆续实现复工复产(国办发[2020]6号文)。在这场史无前例的突发事件中, 我国工业生产和居民生活都有重大调整, 人为活动及其排放出现大幅波动, 导

致大气污染物浓度的显著变化。本文将对疫情期间我国不同行业/部门活动情况和主要大气污染物的浓度进行分析, 通过与历年同期数据的对比, 以期获得人为碳排放及空气质量对疫情的响应特征和定量结果。

1 资料和方法

利用行业统计数据来估算碳排放变化。电力部门的排放核算由发电量 I_{AD} 与相应排放因子 I_{EF} 计算得出:

$$E = I_{AD} \times I_{EF} \quad (1)$$

引用格式: 乐旭, 雷亚栋, 周浩, 等. 2020. 新冠肺炎疫情期间中国人为碳排放和大气污染物的变化[J]. 大气科学学报, 43(2): 265-274.

Yue X, Lei Y, D Zhou H, et al. 2020. Changes of anthropogenic carbon emissions and air pollutants during the COVID-19 epidemic in China[J]. Trans Atmos Sci, 43(2): 265-274. doi: 10.13878/j.cnki.dqkxxb.20200408010. (in Chinese).

其中:2019年和2020年月度 I_{AD} 数据来源于国家统计局(<http://www.stats.gov.cn>)。为了排除春节的影响,国家统计局每年只公布1—2月的累计值,不公布1月和2月的当期值。

EF 根据以下公式计算(Liu et al., 2012):

$$I_{EF} = \frac{E}{G} \quad (2)$$

式中: I_{EF} 为电力排放因子; E 为二氧化碳排放量; G 为全年发电量。其中排放量 E 可进一步分解为:

$$E = \sum_i I_{ADi} \times I_{EFi} \quad (3)$$

式中: I_{ADi} 为电力部门消耗的燃料类型 i 的消费量,包括20种燃料类型; I_{EFi} 为燃料类型 i 的排放因子(Liu et al., 2015; 刘竹等, 2018)。由于统计数据的公布有滞后性,本研究基于2017年能源平衡表中的全年发电量和燃料消费量进行核算(国家统计局, 2019),并假设2017—2020年的排放因子保持不变。排放因子在不同年份间有10%左右的差异(刘竹等, 2018),在不确定性中予以考虑。

2019年交通、工业、居民消费和其他部门排放量,通过与2019年电力部门排放量的比例关系计算得出。本研究中,各部门排放占比来源于国际能源署(IEA)部门排放数据(International Energy Agency, 2019)。部门经合并为电力、工业、交通、居民消费和其他部门,其排放分别占比49.41%、33.16%、9.55%、5.78%和2.10%。2020年除电力外的部门排放量,根据2020年各部门的同比增速推算得出。其中,工业部门增速依据国家统计局公布的第一季度工业增加值估算;交通部门增速根据百度地图迁徙规模指数同比变化率计算得出;居民消费和其他部门因数据暂缺,假设其不变。在不确定性中考虑由于默认的居民消费和其他部门的排放数据造成的排放误差。在综合考虑活动数据、排放因子假设和部分部门缺少后碳排放总的不确定性(90%置信区间)约为20%。

在大气污染方面,综合使用地面监测和卫星遥感数据。地面数据采用生态环境部1580个站点2015年1月—2020年3月的逐小时大气污染监测数据(<http://www.mee.gov.cn>)。大气成分的种类包括地表臭氧(O_3)、细颗粒物($PM_{2.5}$)、二氧化硫(SO_2)、二氧化氮(NO_2)和一氧化碳(CO)。其中 O_3 浓度用8h滑动平均的日最大值表征,其他污染物浓度用日均值表征。对站点数据质量进行控制,一天内超过12个时次无数据的定义为缺测,任意一

个月内有不少于5d缺测的站点被剔除。最终,分别有1025和1027个站点用于 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的分析。

遥感数据包括:

1) 两套卫星反演的月平均对流层 NO_2 垂直柱浓度,分别来自OMI和GOME-2的3级产品(<http://www.temis.nl>)。时间从2016年1月—2020年3月,水平分辨率分别为 $0.125^\circ \times 0.125^\circ$ 、 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 。

2) 2020年2—3月的TROPOMI对流层CO垂直柱浓度数据(<http://www.tropomi.eu>)用来与2019年2—3月数据对比,水平分辨率为 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ 。

3) 两套气溶胶光学厚度(AOD)数据,其一为美国TERRA太阳同步卫星上搭载的中分辨率成像光谱仪(MODIS)月平均反演产品(<https://modis.gsfc.nasa.gov>),水平分辨率 $1^\circ \times 1^\circ$,时间从2015年1月—2020年3月。另一个是日本葵花8静止卫星的反演产品(Kikuchi et al., 2018; Shang et al., 2019),水平分辨率10 km,时间从2016年1月—2020年3月,分辨率为10 min。

4) 晴空地表短波辐射数据,来自日本葵花8静止卫星的反演产品。该产品是利用Letu et al. (2019)和Ma et al. (2020)开发的葵花8高精度短波辐射产品,结合Shang et al. (2017)云检测算法结果,只保留无云像素的辐射值,从而剔除非云对太阳辐射的影响。

大气污染物的变化研究选择历年2—3月平均结果进行对照分析。将2020年数据分别与预期值(多年线性外推得到)和2019年同期值对比,获得疫情期间大气成分浓度的定量变化。在比较时,重点关注四大城市群,包括京津冀、长三角、珠三角和四川盆地,分别计算全国平均和地区平均,获得空间分布信息。需要注意的是,地表观测数据大部分集中在我国东部和南部,因此全国站点平均主要反映这两个地区的大气污染状况。

2 人为碳排放的变化

二氧化碳排放的来源按部门可划分为电力、交通、工业、居民消费和其他等五个部门(表1)。根据分部门核算结果,2020年电力部门1—2月排放量为6.53亿吨二氧化碳,同比下降6.5%;3月排放量为3.51亿吨二氧化碳,同比下降3.0%;第一季度合计排放10.04亿吨二氧化碳,同比下降5.3%。2020年第一季度交通部门排放同比下降43.4%,工业部

表1 2019年和2020年的1—3月我国人为碳排放的对比

Table 1 Comparisons of anthropogenic carbon emissions in China during January–March between 2019 and 2020

来源	2019年	2020年	2020年1—2月减排		2019年	2020年	2020年3月减排		2019年第	2020年第	2020年第一季度减排	
	1—2月/ 亿吨二 氧化碳	1—2月/ 亿吨二 氧化碳	减排量/ 亿吨二 氧化碳	减排 率/%	3月/ 亿吨二 氧化碳	3月/ 亿吨二 氧化碳	减排量/ 亿吨二 氧化碳	减排 率/%	一季度/ 亿吨二 氧化碳	一季度/ 亿吨二 氧化碳	减排量/ 亿吨二 氧化碳	减排 率/%
电力	6.98	6.53	-0.45	-6.5	3.62	3.51	-0.11	-3	10.60	10.04	-0.56	-5.3
交通	1.35	0.70	-0.65	-48.1	0.70	0.46	-0.24	-34.2	2.05	1.16	-0.89	-43.4
工业	4.69	4.05	-0.63	-13.5	2.43	2.40	-0.03	-1.1	7.12	6.46	-0.66	-9.3
居民消费	0.82	0.82	0	0	0.42	0.42	0	0	1.24	1.24	0	0
其他	0.30	0.30	0	0	0.15	0.15	0	0	0.45	0.45	0	0
总计	14.13	12.39	-1.74	-12.3	7.33	6.95	-0.38	-5.2	21.46	19.34	-2.11	-9.8

门排放同比下降9.3%。第一季度总减排2.1亿吨二氧化碳,同比下降9.8%。

3 地表大气污染物的变化

3.1 地表 O₃

我国2—3月平均地表O₃浓度在2015—2019年间呈上升趋势(图1a)。基于此线性趋势得到2020年的预期O₃浓度为43.5 nL/L,而实际O₃浓度与预期相比偏低3.3 nL/L(7.6%)。从空间分布来看,全国71%的地面站点显示地表O₃偏低(图1c),其中京津冀地区平均偏低5.1 nL/L(13.6%),偏差最小的区域是四川盆地(只有-0.7%,图2a)。通过对比单月的浓度发现,2月O₃与预期值相当(+1.4%,图2b),而3月O₃显著低于预期值(-13.7%)。其中3月,京津冀、珠三角和长三角地区O₃浓度分别偏低16.3%、26.2%和13.1%。

尽管低于预期浓度,全国66%的站点O₃仍比2019年同期升高(图1e),平均增幅1.9 nL/L(5%),幅度最大的是珠三角(13.6%,图2c)。其中2月,全国平均浓度同比2019年升高5.4 nL/L(16.7%,图2d),珠三角和长三角地区分别升高9.2 nL/L(31.7%)和6.7 nL/L(20.3%)。相比2019年,京津冀地区2020年O₃浓度在2月升高5.9%而3月降低7%,导致该地区2—3月的平均浓度与2019年几乎持平(图2c)。总而言之,疫情期间地表O₃浓度变化呈现出较大的时空差异。空间上,华北平原地区以降低为主,而东南部地区以上升为主;时间上2月和3月的O₃浓度也呈现出量级或符号上的差异。

3.2 地表 PM_{2.5}和 PM₁₀

《大气污染防治行动计划》颁布实施以来,我国PM_{2.5}浓度在2015—2019年间逐年下降(图1b),预期2020年2—3月的平均PM_{2.5}浓度是49 μg·m⁻³。与预期值相比,疫情影响下PM_{2.5}浓度平均偏低11.1 μg·m⁻³(22.6%),全国82%的站点显示PM_{2.5}浓度低于预期(图1d)。长三角、京津冀和珠三角地区平均PM_{2.5}浓度比预期分别偏低16.7 μg·m⁻³(34.3%)、14.6 μg·m⁻³(22.5%)和5.7 μg·m⁻³(21%)。对比发现2月和3月全国平均PM_{2.5}浓度均比当月预期值偏低23%,区域上的变化趋势在这两个月也基本相当。PM₁₀呈现出与PM_{2.5}一致的变化趋势,而且降幅在大多数地区要比PM_{2.5}稍强(长三角除外,图2)。

与2019年同期相比,全国88%的站点PM_{2.5}浓度在疫情期间下降(图1f),对应全国平均浓度降低12.6 μg·m⁻³(24.9%)。其中,降幅最大的地区仍为长三角,达到20.1 μg·m⁻³(38.5%);而四川盆地的降幅最小,为5.2 μg·m⁻³(10.8%)。对比发现2月和3月的同比降幅相当,体现了PM_{2.5}浓度变化的时间连续性。PM₁₀与PM_{2.5}的浓度变化在时空上基本一致。总而言之,疫情期间PM_{2.5}浓度变化有较好的时间连续性,而在空间上存在一定差异,长三角地区降幅最大,四川盆地降幅较小。值得注意的是,西南和西北地区PM_{2.5}浓度在疫情期间比2019年同期显著升高(图1f)。

3.3 其他气态污染物

与2019年同期相比,主要的气态污染物均大幅降低。从全国平均来看,地表SO₂降低2.5 μg·m⁻³(19.9%),NO₂降低8.0 μg·m⁻³(26.5%),CO降

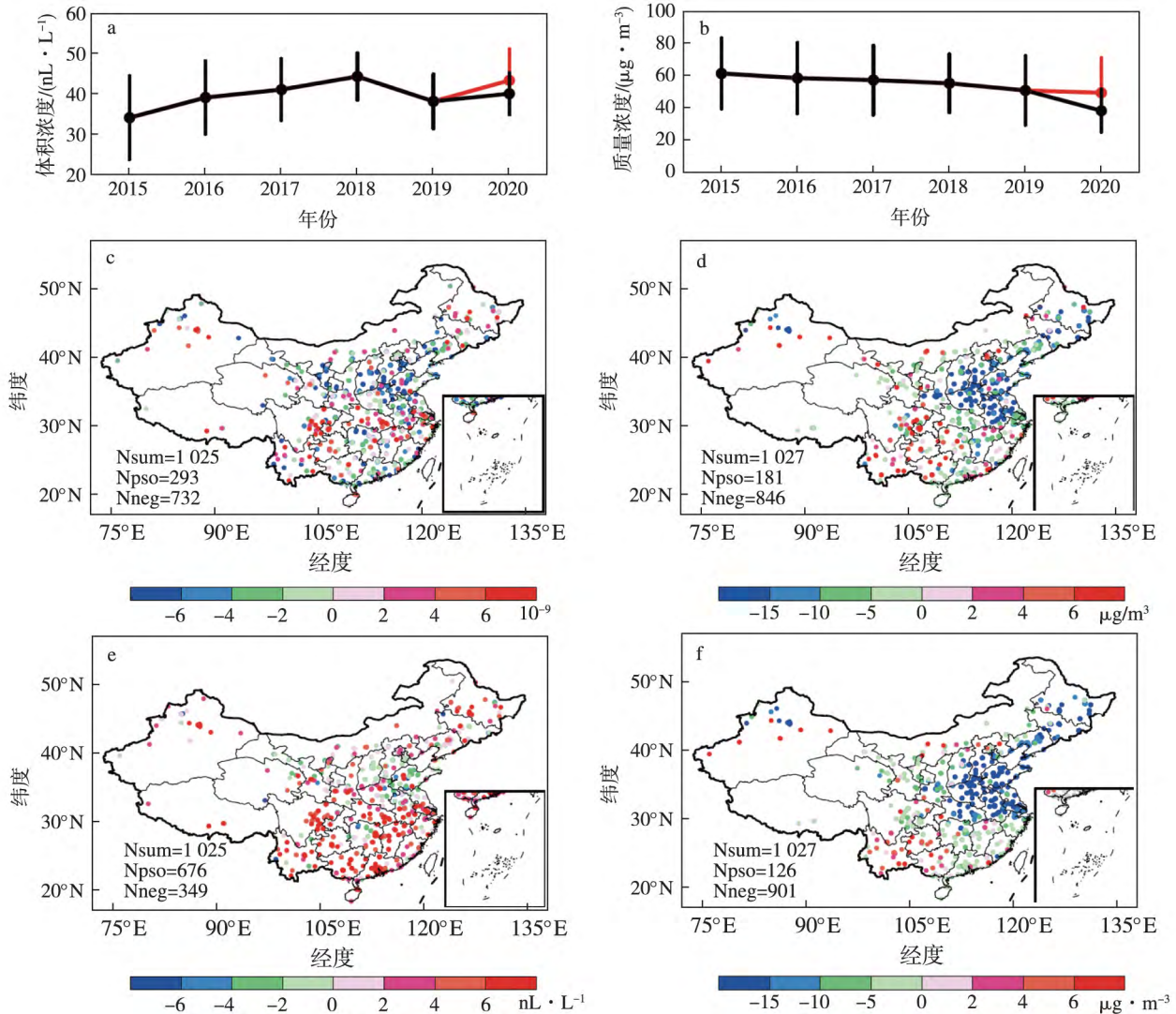


图1 疫情期间我国地表臭氧(O₃)和细颗粒物(PM_{2.5})浓度的变化:(a,b)2015—2020年逐年平均2—3月的O₃(a)和PM_{2.5}(b)变化(黑线是实际观测;2020年红点是根据2015—2019年2—3月浓度的线性外推结果;误差条代表不同站点平均浓度的范围);(c)2020年实际O₃相对于2015—2019年同期线性外推的预期O₃的变化;(d)2020年实际PM_{2.5}相对于2015—2019年同期线性外推的预期的PM_{2.5}变化;(e)2020年实际O₃与2019年同期的对比;(f)2020年实际PM_{2.5}与2019年同期的对比(浓度增加(N_{pos})和减少(N_{neg})的站点数显示在图中)

Fig.1 Changes of surface ozone (O₃) and particulate matters smaller than 2.5 μm (PM_{2.5}) during epidemic in China.The national February-March average (black points) concentrations during 2015—2020 are shown in (a b) with errorbars indicating spatial ranges.The red points are the expected (EXP) values in 2020 extrapolated from 2015—2019 linear trends. Differences between 2020 observations and 2020 EXP are shown in (c d).Differences between observations of 2020 and 2019 are shown in (e f).The numbers of sites showing positive (N_{pos}) and negative (N_{neg}) changes are denoted on each panel

低 155 μg · m⁻³ (17.1%)。其中,NO₂ 的变化在空间上比较均匀,四个主要城市群的降幅在 22%~28%。CO 的最大降幅(24%)出现在珠三角地区,而SO₂ 的最大降幅(30%)在京津冀地区(图 2)。这种降幅的空间格局在 2 月和 3 月基本一致。

与预期浓度相比,疫情期 CO 的降幅缩小,全国平均偏低 77.5 μg · m⁻³ (9.4%),局地最大降幅

出现在长三角地区(15.8%)。相反,NO₂ 的降幅扩大,全国平均偏低 9.7 μg · m⁻³ (30.4%),四个主要城市群的降幅为 27%~35%。尽管 SO₂ 低于去年同期水平,其浓度仍然比预期值偏高 1.7 μg · m⁻³ (20%)。在京津冀地区,SO₂ 浓度从 2015 年的 53 μg · m⁻³ 快速降低至 2019 年的 15 μg · m⁻³,对应

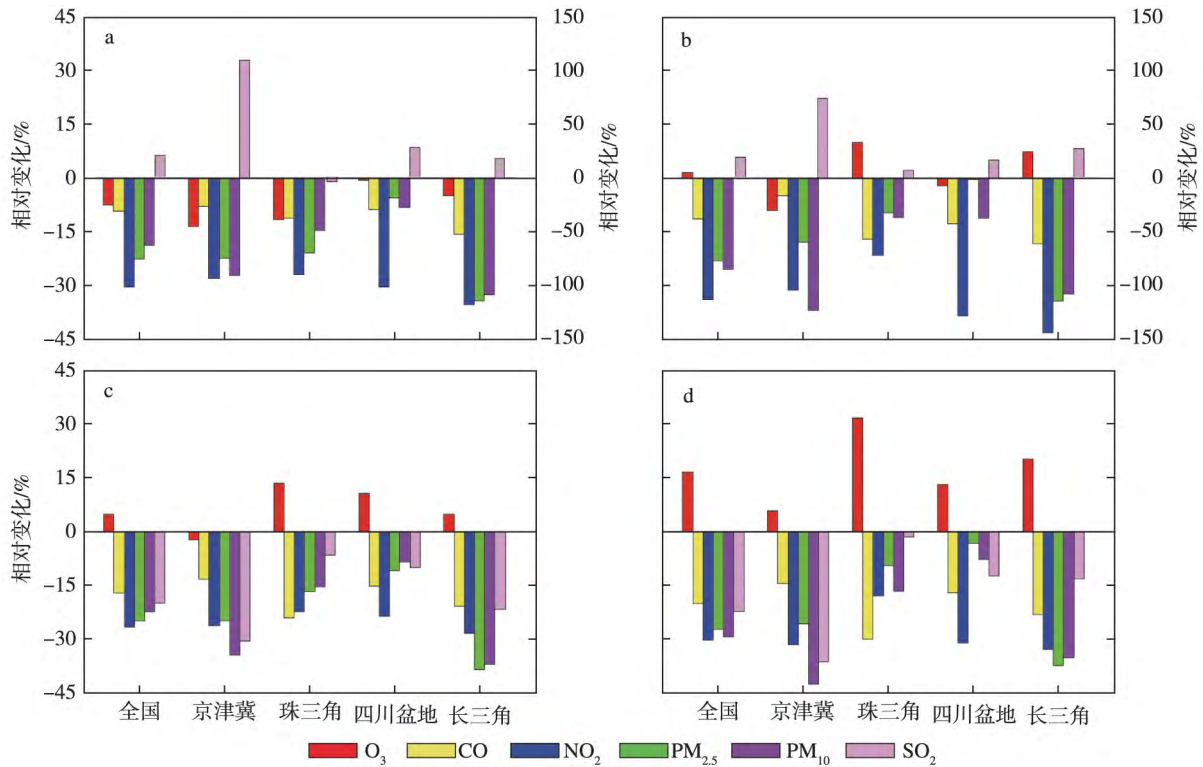


图2 疫情期间不同大气污染物的实际浓度与预期相比(a、b)以及与2019年同期的百分比变化(c、d):(a、c)2—3月;(b、d)2月(a、b中SO₂的变化对应右侧坐标轴)

Fig.2 Relative changes of multiple air pollutants during epidemic relative to (a、b) 2020 EXP and (c、d) 2019 observations: (a、c) February–March; (b、d) February (Changes of SO₂ are corresponding to right axes)

2020年预期浓度为 $4.8\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。而观测浓度 $10.1\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 相比预期值偏高110%,表明该地区出现了超过预期的较强SO₂排放活动。在四川盆地和长三角地区,实际浓度分别比预期浓度偏高28%和18%(图2a),表明SO₂的减排趋势在大部分地区有所削弱。

4 卫星反演大气成分的变化

4.1 对流层NO₂柱浓度

从全国平均来看,2020年预期NO₂柱浓度与2019年同期基本持平(图3a、b)。与同期数据相比,平均NO₂柱浓度在疫情期间下降18%~21%。OMI显示NO₂在长三角、珠三角和京津冀分别降低28.8%、26.6%和21.7%(图3e)。尽管GOME-2显示更强的NO₂降低量,其相对变化与OMI相当,在上述地区分别降低26.7%、31.1%和25%(图3f)。这些变化与地表观测的NO₂降幅非常一致(图2)。值得注意的是,长江以南地区NO₂的变化量总体较小,最大降幅出现在广州及其周边地区。在四川盆地,两套卫星数据的NO₂降幅都有限,局地甚至出现升高的趋势,这与地基观测结果不一致(图2),可

能与卫星反演的不确定性有关。

4.2 对流层CO柱浓度

与NO₂变化相反,疫情期间对流层CO的柱浓度比2019年同期升高2.5%(图4)。全国CO的变化呈现南升北降的空间分布态势。降幅主要出现在山西、山东、内蒙古等北方地区,京津冀地区CO柱浓度同比降低1.4%。增幅主要出现在西南地区(包括广西、贵州和云南等省份),局地最大增加超过 $10\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}$ 。在长三角、珠三角和四川盆地,CO柱浓度分别同比升高5.3%、5.2%和4.5%。而地表CO浓度在上述地区均下降(图2),表明高层有额外的CO输送。每年2—4月是南亚地区生物质燃烧的高峰期(Streets et al. 2003),包含较高CO浓度的大气从我国西南地区进入,对当地的空气质量造成影响(Cong et al. 2015)。因此,疫情期间源于南亚生物质燃烧的大气污染物可能比往年浓度更高,输送更强。

4.3 AOD变化

AOD表征整层气溶胶的柱浓度,而PM_{2.5}表征近地面气溶胶的浓度,两者存在一定的联系,但又不完全相同(图5)。此外,AOD的覆盖范围比地表站

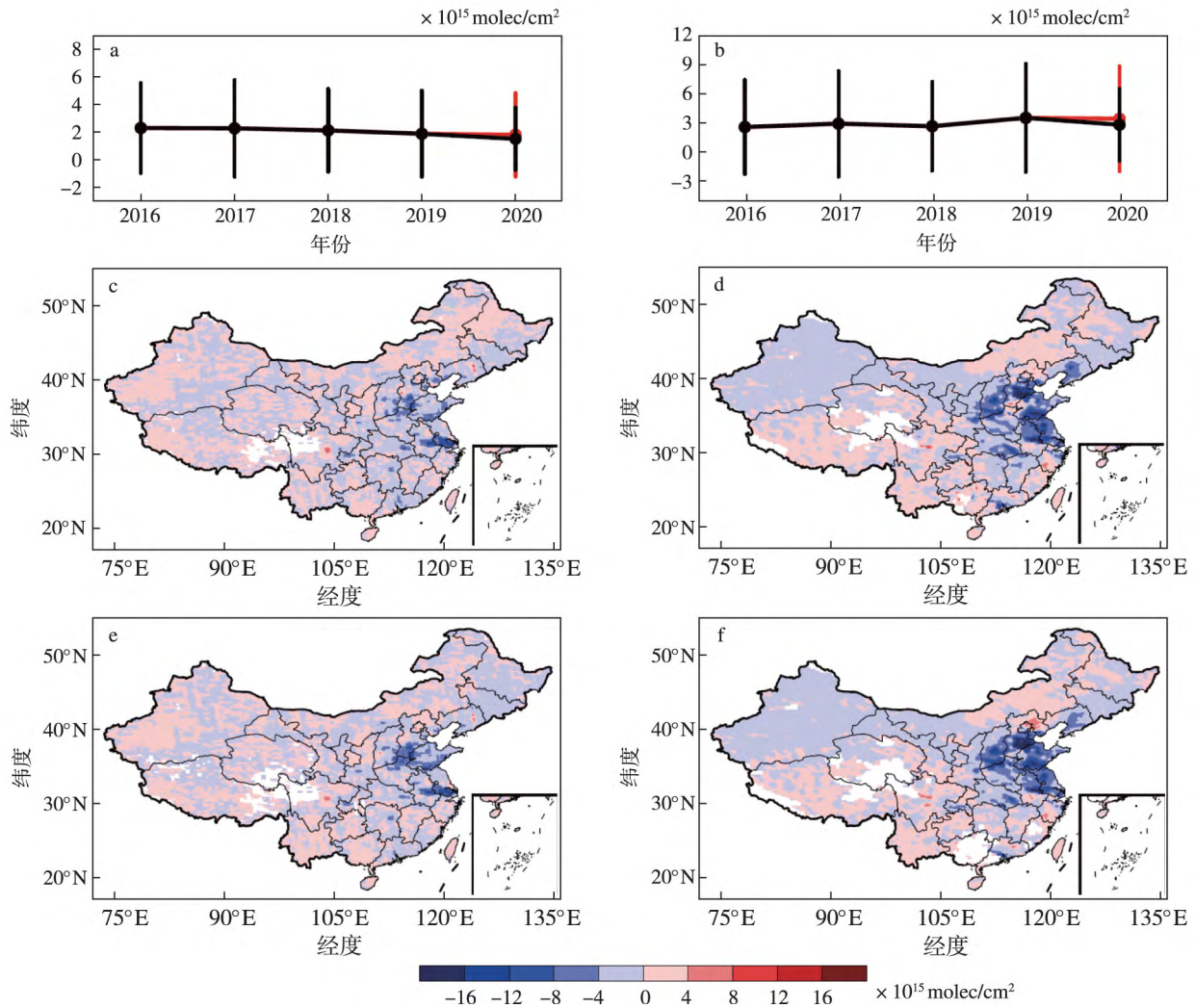


图3 疫情期间 OMI (a,c,e) 和 GOME-2 (b,d,f) 反演的 NO₂ 柱浓度的变化: (a,b) 2016—2020 逐年平均 2—3 月的 NO₂ 变化(黑线是实际观测; 2020 年红点根据 2016—2019 年 2—3 月 NO₂ 的线性外推结果; 误差条代表不同格点 NO₂ 的范围); (c,d) 2020 年 NO₂ 相对于预期的变化; (e,f) 2020 年 NO₂ 相对于 2019 年同期的变化

Fig.3 Changes of column NO₂ from OMI (a,c,e) and GOME-2 (b,d,f) during epidemic in China: (a,b) The national February-March average (black points) NO₂ during 2016—2020 with errorbars indicating spatial ranges. The red points are the expected (EXP) values in 2020 extrapolated from 2016—2019 linear trends. (c,d) differences between 2020 observations and 2020 EXP; (e,f) differences between observations of 2020 and 2019

点更广,有更好的空间代表性。两套卫星产品显示的 AOD 空间变化总体一致。无论与预期还是同期相比,疫情期间 AOD 在西北、西南和东北地区均有所升高(图 5)。这些地区 AOD 的主要来源是自然或境外排放,例如西北地区的大气成分以沙尘气溶胶为主(Zhang et al. 2003; Huang et al. 2010),西南地区的大气成分在 2—3 月受到南亚地区生物质燃烧的跨境输送影响(图 4)。因此,疫情期间自然或境外排放较往年同期偏多。而在华北平原,疫情期间 AOD 有显著降低。与 2020 年预期和 2019 年同期相比,MODIS 的 AOD 在京津冀分别偏低 19.6%

和 21% 在长三角分别偏低 15.5%和 25.6%; 葵花 8 的 AOD 在京津冀分别偏低 21.6%和 17%,在长三角分别偏低 34.1%和 40.6%。总而言之,卫星显示 AOD 在华北平原和长江流域显著降低,与地表 PM_{2.5} 浓度变化相对应(图 1)。

4.4 晴空地表短波辐射

疫情期间,我国大部分地区晴空地表短波辐射显著上升(图 6)。与 2020 年预期相比,全国平均辐射增加 $14.5 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (12.2%),其中长三角、四川盆地和京津冀的辐射分别偏高 $39 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (43.6%)、 $13.8 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (15.5%) 和 $10.9 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (7.6%)。

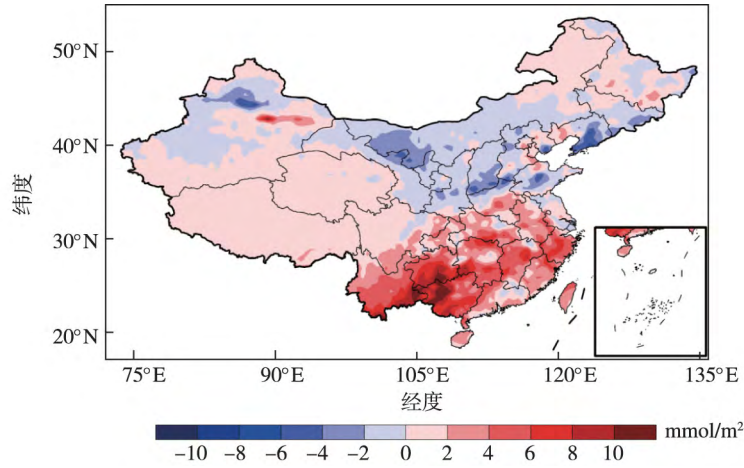


图4 疫情期间 TROPOMI 反演的 CO 柱浓度相比 2019 年 2—3 月平均的变化

Fig.4 Changes of column CO from OMI during epidemic relative to February-March during 2019 in China

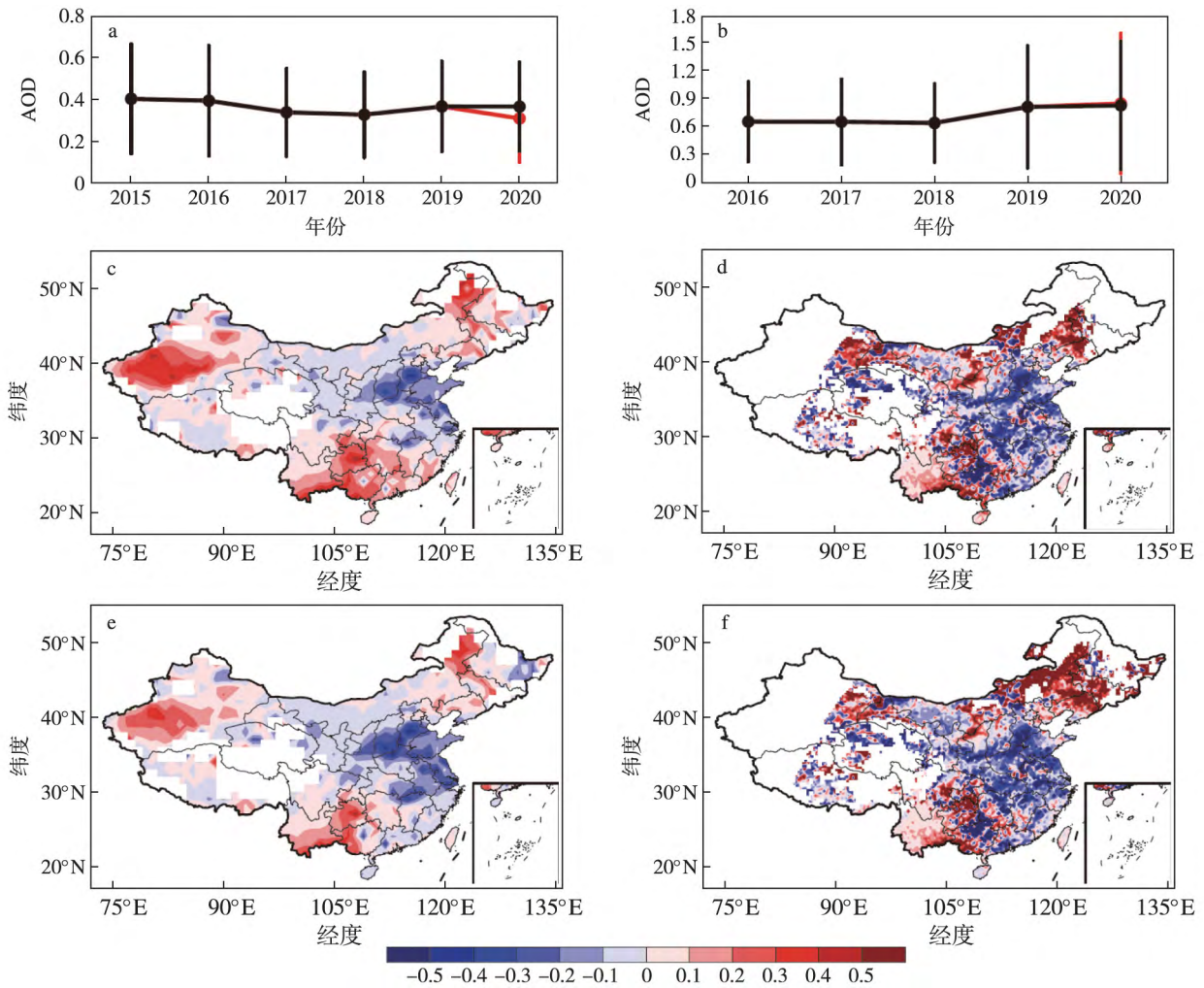


图5 疫情期间 MODIS (a,c,e) 和 葵花 8 号 (b,d,f) 反演的气溶胶光学厚度 (AOD) 的变化: (a,b) 2016—2020 逐年平均 2—3 月的 AOD 变化 (黑线是实际观测; 2020 年红点根据 2016—2019 年 2—3 月 AOD 的线性外推结果; 误差条代表不同格点 NO₂ 的范围); (c,d) 2020 年 AOD 相对于预期的变化; (e,f) 2020 年 AOD 相对于 2019 年同期的变化

Fig.5 Changes of aerosol optical depth (AOD) from MODIS (a,c,e) and Himawari8 (b,d,f) during epidemic in China: (a , b) The national February-March average (black points) AOD during 2016—2020 with errorbars indicating spatial ranges. The red points are the expected(EXP) values in 2020 extrapolated from 2016—2019 linear trends. (c,d) differences between 2020 observations and 2020 EXP; (e,f) differences between observations of 2020 and 2019

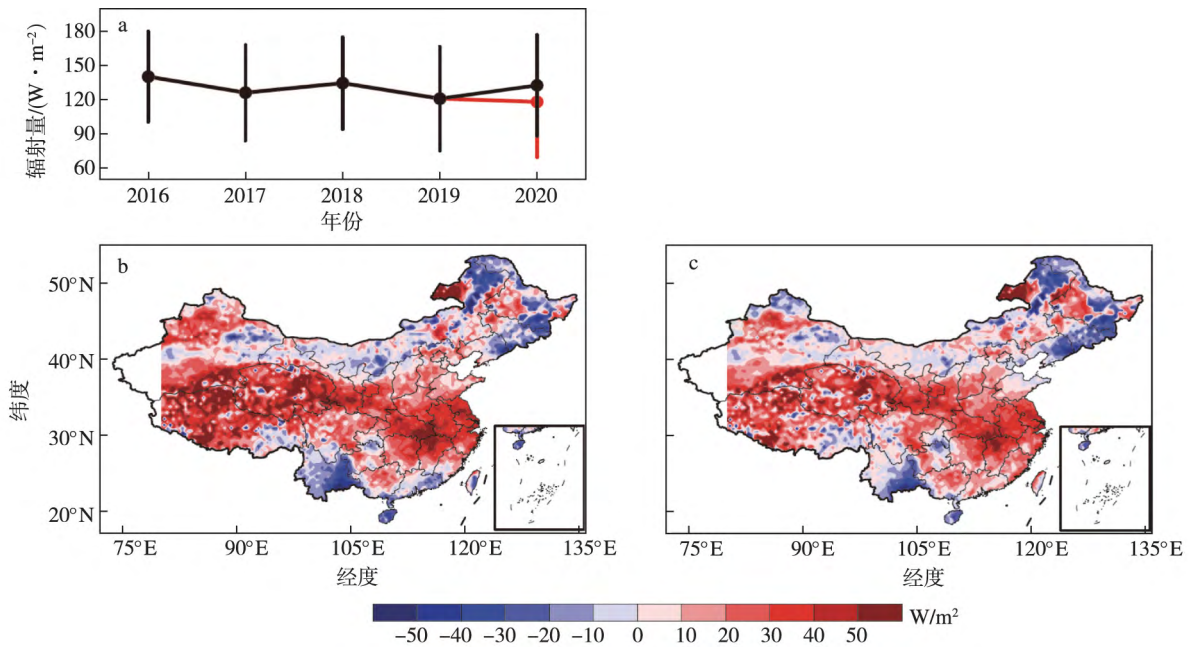


图6 疫情期间葵花8号反演的地表晴空辐射的变化:(a) 2016—2020 逐年平均2—3月地表晴空变化(黑线是实际观测; 2020年红点根据2016—2019年2—3月地表晴空的线性外推结果; 误差条代表不同格点地表晴空辐射的范围); (b) 2020年地表晴空辐射相对于预期的变化; (c) 2020年地表晴空辐射相对于2019年同期的变化

Fig.6 Changes in clear-sky surface downward shortwave radiation(SW) from Himawari8 during epidemic in China: (a) The national February–March average(black points) SW during 2016—2020 with errorbars indicating spatial ranges. The red points are the expected(EXP) values in 2020 extrapolated from 2016—2019 linear trends; (b) Differences between 2020 observations and 2020 EXP; (c) Differences between observations of 2020 and 2019

与2019年同期相比,全国平均增加 $11.6 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (9.6%),上述地区的辐射值升高 $33.4 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (35.2%), $11.1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (12.1%) 和 $6.8 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (4.6%)。由于晴空辐射产品已剔除云的影响,辐射的变化主要由气溶胶消光效应所致。因此,疫情期间AOD的减少(图5),导致晴空辐射的显著增加(图6)。需要注意的是,我国局部地区AOD和短波辐射出现了同向变化,例如,四川盆地的AOD和辐射均升高。这种偏差可能与卫星数据反演的不确定性有关。尽管如此,我国中东部地区一致显示“**AOD减少-辐射增加**”,表明人为排放的降低促进了辐射的升高,并可能进一步对局地的天气条件造成反馈。

5 结论与讨论

系统分析了疫情期间我国人为碳排放和主要大气污染物浓度的变化。相比2019年,我国碳排放在2020年第一季度降低9.8%,其中交通部门的排放降幅最大。由于执行了较强的管控措施,在我国中东部和南部等人口分布和工业活动较为密集的地区, $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 等颗粒物和 NO_2 、 CO 、 SO_2 等气态污

染物相比同期或预期均显著下降。而在西南和西北地区,可能受境外生物质燃烧或本地自然源排放增强的影响,局地污染物浓度同比上升。地表 O_3 浓度在华北平原地区以降低为主,而在长江以南地区以上升为主,体现了 O_3 浓度与局地排放变化的复杂关系。卫星反演的 NO_2 柱浓度变化与地表监测数据有较好的一致性,而 CO 柱浓度的上升与地表观测的下降趋势相反,体现了高层较强的污染物输送影响。卫星反演的AOD在华北平原和长江流域显著降低,导致我国中东部和南部地区晴空地表短波辐射显著上升。

疫情期间严格的管控措施对交通部门的碳排放有较大抑制作用,而该部门对总体碳排放的贡献只有10%左右。电力和工业排放占碳排放总量的80%以上,虽然在疫情期间这两个部门排放同比也有显著下降,但降幅在3月变小。因此,在同等限制条件下,全国碳减排比例小于 $\text{PM}_{2.5}$ 的降幅,这一方面体现了碳排放和大气污染的行业贡献差异,另一方面也反映了大气污染浓度变化的非线性。相比已有的大气污染研究(Chen et al., 2020; Wang et al., 2020),本文在时间上涵盖了整个疫情期间(2020年

2—3月) ,在空间上分析了全国及主要城市群的变化 ,并通过对比地表和卫星观测产品的异同 ,获得了大气污染物的多维空间变化信息。在后续研究中 ,我们将结合数值模式 ,解析疫情期间大气污染变化的原因 ,量化人为排放减少和天气气候条件分别对污染物变化的贡献。在此基础上 ,进一步研究大气污染变化对天气气候的反馈影响 ,以及相应的环境、生态和健康效应。

参考文献(References)

- Chen K ,Wang M ,Huang C et al. 2020.Air pollution reduction and mortality benefit during the COVID-19 outbreak in China [J].medRxiv.doi: <https://doi.org/10.1101/2020.03.23.20039842>.
- Cong Z Y ,Kawamura K ,Kang S C et al. 2015.Penetration of biomass-burning emissions from South Asia through the Himalayas: new insights from atmospheric organic acids[J].*Sci Rep* 5: 9580.
- 国家统计局 2019.中国能源统计年鉴 2018[M].北京: 中国统计出版社. National bureau of statistics 2019.China energy statistics yearbook 2018 [M].Beijing: China Statistics Press.(in Chinese) .
- Huang J ,Minnis P ,Yan H et al. 2010.Dust aerosol effect on semi-arid climate over Northwest China detected from A-Train satellite measurements[J]. *Atmos Chem Phys* ,10(14) : 6863-6872.
- International Energy Agency 2019.CO₂ Emissions from Fuel Combustion 2019[EB/OL]. [2020-01-12].[http://data.iaea.org/payment/products/115-CO₂-emissions-from-fuel-combustion-2018-edition-coming-soon.aspx](http://data.iaea.org/payment/products/115-CO2-emissions-from-fuel-combustion-2018-edition-coming-soon.aspx).
- Kikuchi M ,Murakami H ,Suzuki K et al. 2018.Improved hourly estimates of aerosol optical thickness using spatiotemporal variability derived from himawari-8 geostationary satellite[J].*IEEE Trans Geosci Remote Sensing* 56(6) : 3442-3455.
- Letu H S ,Yang K ,Nakajima T Y ,et al. ,2020. High-resolution retrieval of cloud microphysical properties and surface solar radiation using Himawari-8/AHI next-generation geostationary satellite[J].*Remote Sens Environ* 239: 111583.
- Liu Z ,Liang S ,Geng Y et al. 2012.Features ,trajectories and driving forces for energy-related GHG emissions from Chinese mega cites: the case of Beijing ,Tianjin ,Shanghai and Chongqing [J].*Energy* 37(1) : 245-254.
- Liu Z ,Guan D B ,Wei et al. 2015.Reduced carbon emission estimates from fossil fuel combustion and cement production in China [J].*Nature* 524 (7565) : 335-338.
- 刘竹 关大博 魏伟 2018.中国二氧化碳排放数据核算[J].*中国科学: 地球科学* ,48(7) : 878-887. Liu Z ,Guan D B ,Wei W ,2018. Carbon emission accounting in China[J].*Sci Sin Terrae* 48(7) : 878-887.(in Chinese) .
- Ma R ,Letu H S ,Yang K ,et al. 2020.Estimation of surface shortwave radiation from himawari-8 satellite data based on a combination of radiative transfer and deep neural network [J].*IEEE Trans Geosci Remote Sensing*: 1-13.
- Shang H Z ,Chen L F ,Letu H S ,et al. 2017.Development of a daytime cloud and haze detection algorithm for Himawari-8 satellite measurements over central and Eastern China[J].*J Geophys Res Atmos* ,122(6) : 3528-3543.
- Shang H Z ,Letu H S ,Pan X L et al. 2019.Diurnal haze variations over the North China plain using measurements from Himawari-8/AHI[J].*Atmos Environ* 210: 100-109.
- Streets D G ,Yarber K F ,Woo J H et al. 2003.Biomass burning in Asia: Annual and seasonal estimates and atmospheric emissions[J].*Global Biogeochem Cycles*.doi: 10.1029/2003gb002040.
- Wang P F ,Chen K Y ,Zhu S Q et al. 2020.Severe air pollution events not avoided by reduced anthropogenic activities during COVID-19 outbreak [J]. *Resour Conserv Recycl* ,158: 104814.
- Zhang X Y ,Gong S L ,Shen Z X et al. 2003.Characterization of soil dust aerosol in China and its transport and distribution during 2001 ACE-Asia: 1. network observations [J].*J Geophys Res*.doi: 10.1029/2002jd002632.

Changes of anthropogenic carbon emissions and air pollutants during the COVID-19 epidemic in China

YUE Xu¹, LEI Yadong², ZHOU Hao², LIU Zhu³, LETU Husi⁴, CAI Zhaonan⁵, LIN Jintai⁶,
JIANG Zhihong⁷, LIAO Hong¹

¹Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control, Collaborative Innovation Center of Atmospheric Environment and Equipment Technology, School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology (NUIST), Nanjing 210044, China;

²Climate Change Research Center, Institute of Atmospheric Physics (IAP), Chinese Academy of Sciences (CAS), Beijing 100029, China;

³Department of Earth System Science, Tsinghua University, Beijing 100084, China;

⁴Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100010, China;

⁵Key Laboratory of Middle Atmosphere and Global Environment Observation, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China;

⁶Department of Atmospheric and Oceanic Sciences, School of Physics, Peking University, Beijing 100871, China;

⁷Ministry of Education Key Laboratory of Meteorological Disaster, Joint International Research Laboratory of Climate and Environment Change, Collaborative Innovation Center on Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters, NUIST, Nanjing 210044, China

We quantify the changes of anthropogenic carbon emissions and major air pollutants during the COVID-19 epidemic in China by analyzing data from economic sectors, 1 580 surface monitoring sites, and 6 satellite retrievals. Compared to the first quarter of 2019, national carbon emissions decreased by 9.8% in 2020 with the maximum reduction of 43.4% in transportation sector. Compared to the average of February–March in 2019, surface ozone concentrations increased by 1.9 nL/L (5%) during the epidemic on the country level, with major reductions in North China Plain but enhancements in the Southeast. Surface PM_{2.5} concentrations decreased by 12.6 μg · m⁻³ (24.9%) with the maximum reduction in Yangtze River Delta (YRD). For NO₂, both the surface concentrations and tropospheric column density showed consistent reductions of 20%–30% in Beijing–Tianjin–Hebei, Pearl River Delta, and YRD. Surface CO concentrations declined by 17% while tropospheric column CO increased by 2.5%, likely because the transportation of air pollutants from biomass burning outside China enhances CO density at high levels in southern China. Aerosol optical depth significantly decreased in the middle and eastern China, leading to an increased surface shortwave radiation by 11.6 W · m⁻² (9.6%).

COVID-19 epidemic; anthropogenic carbon emissions; air pollutants; ozone; PM_{2.5}; Himawari8

doi: 10.13878/j.cnki.dqkxxb.20200408010

(责任编辑: 袁东敏)