科学通报 2023 年 第 68 卷 第 20 期: 2665 ~ 2677
论 文
《中国科学》杂志社
SCIENCE CHINA PRESS

基于国产卫星遥感的北京冬奥会空气质量监测和追因

吴洁[1,3], 张成歆[2*], 胡启后[3], 苏文静[4], 刘思含[5], 游代安[5], 滕佳华[5], 赵少华[5], 马鹏飞[5], 王中挺[5], 周春艳[5], 申文明[5], 刘诚[2,3*]

1. 中国科学技术大学环境科学与光电技术学院, 合肥 230026;
2. 中国科学技术大学精密机械与精密仪器系, 合肥 230026;
3. 中国科学院合肥物质科学研究院安徽光学精密机械研究所, 中国科学院环境光学与技术重点实验室, 合肥 230031;
4. 中国科学技术大学环境科学与工程系, 合肥 230026;
5. 生态环境部卫星环境应用中心, 北京 100094
* 联系人, E-mail: zcx2011@ustc.edu.cn; chliu81@ustc.edu.cn

2022-10-28 收稿, 2022-12-05 修回, 2022-12-09 接受, 2023-03-19 网络版发表
国家杰出青年科学基金(42225504)和国家重点研发计划(2022YFC3710101)资助

摘要 2021年9月, 高光谱观测卫星高分五号02星成功发射, 有效提升了我国大气环境遥感监测的综合应用水平, 为空气质量保障提供了自主可控的遥感数据支撑. 在2022年1~3月北京-张家口冬奥会期间, 我们近实时反演获取了高分五号02星污染气体监测产品, 并通过生态环境部卫星环境应用中心为冬奥会提供监测分析日报. 本文分析了冬奥会期间北京及周边重点城市的对流层二氧化氮(NO_2)时空分布特征, 探讨了气象条件和人为排放控制措施对冬奥会期间NO_2浓度的影响. 国产卫星反演结果表明, 冬奥会期间华北地区平均对流层NO_2柱浓度稳定在3.75×10^{15} molecules/cm^{2}以下, 低于会前和会后. 不同城市在冬奥会期间NO_2柱浓度下降幅度在53.1%~70.1%之间, 说明临时管控政策对空气质量改善效果显著, 但不同城市的减排实施有差异. 这与国控站点近地面NO_2监测结果具有较好的一致性. 冬奥会期间出现两天NO_2浓度高值, 主要受不利风场条件影响. 本文还通过建立广义相加模型来区分和量化人为减排等非气象因素与气象因素对于对流层NO_2浓度变化的贡献, 保定、北京、天津和太原在冬奥会期间的NO_2浓度分别下降了48.2%、67.5%、48.8%和72.8%, 其中人为排放和气象因素分别贡献了41.8%、32.0%、30.0%、42.8%和6.4%、35.6%、18.8%、30.1%. 总体上, 气象因素影响要弱于排放临时管控措施. 该研究首次利用国产卫星为冬奥会提供污染气体监测和溯源分析, 有力支撑了我国大气环境遥感监测的应用.

关键词 卫星遥感, 氮氧化物, 空气质量监测, 大气污染成因

空气污染已经成为重要的全球性环境问题, 长期暴露于污染空气中会对人体带来严重的健康危害[1~4]. 近年来, 随着中国工业化和城市化进程加快, 气溶胶(尤其是细颗粒物$PM_{2.5}$和PM_{10})和臭氧(O_3)污染在我国华北平原、长三角等区域频繁发生. 氮氧化物(NO_X, 主要包括NO和NO_2)作为大气中关键的反应性污染物之一, 在大气臭氧和气溶胶光化学生成过程中起着很重要的作用. NO_X、挥发性有机化合物(volatile organic compounds, VOCs)等是生成对流层臭氧的主要前体物, 在有利气象条件下会发生光化学反应[5]. NO_X氧化生成硝酸盐是重要的气溶胶污染来源之一. NO_2与OH反应生成硝酸(HNO_3), 促进酸雨和酸雾的形成[6~8]. 此外, 大

引用格式: 吴洁, 张成歆, 胡启后, 等. 基于国产卫星遥感的北京冬奥会空气质量监测和追因. 科学通报, 2023, 68: 2665–2677
Wu J, Zhang C X, Hu Q H, et al. Observations and tracing of air quality during the Beijing Winter Olympic Games using Chinese satellite hyperspectral measurements (in Chinese). Chin Sci Bull, 2023, 68: 2665–2677, doi: 10.1360/TB-2022-0975

© 2023《中国科学》杂志社

气中NO_2的浓度过高, 对人体呼吸系统、心血管系统以及死亡率都有不同程度的影响[9,10]. NO_2的人为来源主要是化石燃料的燃烧, 包括机动车尾气和电力、工业等部门排放. NO_2的自然来源包括生物质燃烧、土壤微生物排放以及闪电源排放[11~14].

目前, 对大气污染成分的常规监测主要是通过地面仪器进行连续采样监测, 我国城市环境空气质量监测网已实现了包括二氧化硫(SO_2)、NO_2、PM_{10}、$PM_{2.5}$、O_3和一氧化碳(CO)等6项监测指标的实时发布, 但观测站点数量有限、成本高, 只适用于大城市, 在空间上分布稀疏, 难以掌握区域尺度的大气污染物分布状况. 与传统的地面站点式监测相比, 卫星遥感具有观测速度快、成本低、能够实现大面积同步监测等优势, 能够在不同尺度上反映污染物的宏观分布趋势[15,16], 为大气污染的全方位立体监测提供重要的信息来源, 并可以在一定程度上弥补地面监测手段在区域尺度上的不足. 因此, 卫星遥感监测大气空气质量具有重要的研究意义和应用价值[17~20]. 美国宇航局和欧洲航天局利用臭氧监测仪器(ozone monitoring instrument, OMI)监测到新型冠状病毒感染疫情(下文简称疫情)期间武汉上空NO_2浓度有明显下降. 西欧和北美疫情时, 也有同样的NO_2浓度下降现象, 主要原因是疫情管控期间机动车和工业活动的大幅降低[21]. Liu等人[22]基于哨兵五号先导卫星对流层监测仪器(tropospheric monitoring instrument, TROPOMI)采集的2017年至今的NO_2数据, 分析了2019~2020年长江经济带对流层NO_2的时空演变及其驱动因素. 赵辉等人[23]利用G20峰会前后杭州及其周边城市空气质量监测数据, 分析了各污染物的时空分布特征. 结果表明, 除O_3外, 其他污染物浓度整体上呈现2015年同期>2016年会期保障阶段>G20峰会举办期间的特点. 然而, 目前针对我国地区的大气污染成分遥感较多依赖国外卫星数据源, 缺少自主可控的反演算法, 难以满足我国空气质量保障的定制化监测需求.

在我国举办奥运会等重大事件期间的空气质量保障中, 如何区分和量化自然气象与人为减排对空气质量提升的贡献, 是评估减排政策有效性的关键. 刘建国等人[24]综合利用多种监测手段, 对亚太经济合作会议(Asia-Pacific Economic Cooperation, APEC)前后京津冀地区的历次灰霾污染形成过程进行了全方位观测和模拟, 分析了京津冀域大气污染物环境容量、区域输送变化以及二次气溶胶所占比例, 对APEC期间应急控制措施的效果进行了评估, 并提出了留住“APEC蓝”的建议. 对于2014年南京举办的青年奥林匹克运动会(简称青奥会), 众多学者也对会期的空气质量及管控措施进行了深入研究[25~28], 进一步说明了保障措施的实施对青奥会的成功举办所起到的积极效果. 但现有研究存在一定局限性, 大多数仅停留在分析活动前后污染物浓度的时空变化, 并未深入探究浓度变化背后的具体驱动因素. 只有少数量化了人为管控措施对空气质量的影响. 例如, Zhang等人[29]采用区域化学模式WRF-Chem对南京的空气污染物进行了模拟, 并将结果与地面观测和卫星反演进行了比较, 估算了活动期间减排措施对污染物浓度降低的贡献. Boniardi等人[30]利用地面站点监测结合机器学习的方法, 评估了疫情期间封锁措施对NO_2浓度以及人体健康的影响. Dacre等人[31]利用多元线性回归模型和自动城乡网络监测站(The Automatic Urban and Rural Network, AURN), 调查了英国在新型冠状病毒感染(COVID-19)封锁前和封锁后NO_2浓度变化的空间分布. 然而, 基于化学传输模型的方法可能受到其空间分辨率和可能过时的排放清单的限制, 传统机器学习方法可解释性也较差, 往往会产生更多的“黑箱”非透明关系和结果[32,33].

高分五号卫星是我国首颗大气环境综合观测的全谱段高光谱卫星, 其中高分五号01和02星分别于2018年5月和2021年9月发射, 大幅提升了我国生态环境监测业务的国产遥感数据保障能力. 2022年2月4~20日, 冬奥会在我国北京和张家口顺利举行. 为了保障冬奥会期间的空气质量, 北京及周边省市实施了全面的管控措施和保障计划, 将空气质量保障工作分为两个阶段: 赛前攻坚期和赛时管控期, 具体划分因各省市而异. 将管控区域划分为核心区、重点保障区和一般保障区(图S1). 管控措施大致分为交通上的车辆限行, 以及工业上的企业调控等. 在冬奥会期间, 中国科学技术大学研发的高分五号02星NO_2等痕量气体反演算法, 通过在生态环境部卫星环境应用中心业务化部署运行, 为冬奥会每日空气质量保障提供当天近实时观测的遥感数据. 本文利用该大气NO_2遥感反演算法, 定量分析了冬奥会期间华北地区NO_2浓度时空分布特征, 并进一步利用广义相加模型(generalized additive model, GAM)深入探究了NO_2浓度变化中气象要素与人为排放的贡献占比. GAM相较于其他溯源方法, 特别适合从其他混杂过程中分离排放减少的影响, 具有以观测数据为约束、计算过程简单、可解释性强等优势.

1 数据来源及方法

1.1 卫星数据

2021年9月，高分五号02星在太原卫星发射中心成功发射，可为我国大气环境、水环境、生态环境监测等环境保护主体业务提供国产高光谱数据. 卫星上搭载的大气痕量气体差分吸收光谱仪(environmental trace gases monitoring instrument, EMI)，主要用于实现对NO_2、SO_2、O_3、甲醛(HCHO)等大气痕量污染成分全球分布和变化的定量监测, EMI穿轨方向的地面观测范围为2600 km，能够实现一日全球覆盖[34]. 该卫星载荷星下点最高空间分辨率可达12 km×13 km，过境时间为当地太阳时上午10时30分. EMI光谱范围覆盖紫外和可见光波段(240~710 nm), 光谱分辨率为0.3~0.5 nm. 根据NO_2等气体在可见光波段的高频特征吸收光谱, 可以利用非线性最小二乘对其吸收强度进行光谱拟合. 本文使用的NO_2产品算法主要基于中国科学技术大学开发的高分五号NO_2反演算法[35]，验证结果与欧美最新一代大气NO_2卫星监测产品精度相当，能够支撑我国和全球大气污染监测服务.

1.2 辅助数据

本研究的每小时地表空气质量监测来自中国环境监测总站全国城市空气质量实时发布平台(https://air.cnemc.cn:18007/，最后访问时间为2023年5月13日)，其中选取了北京市等华北重点城市的各站点. 本文所用的气象数据来源于ERA5(欧洲中期天气预报中心对全球气候的第五代大气再分析资料，https://confluence.ecmwf.int/display/CKB/ERA5%3A+data+documentation，最后访问时间为2023年5月13日). ERA5具有全球1950年至今的多种大气参数，数据水平分辨为0.25°的等经纬网格，垂直分辨为从近地面到80 km高度的137个气压层. 本文利用ERA5提供的6个气候再分析参数的汇总值，其中地表向下短波辐射(uvb)和边界层高度(blh)由近地面数据集(ERA5-land)给出，温度(t)、相对湿度(rh)、纬向风速(u)和经向风速(v)来源于850 hPa高度层. 所有参数都处理为在卫星过境前后1 h内的日平均数.

1.3 广义相加模型

广义相加模型(GAM)是基于广义线性模型(generalize linear model, GLM)的非参数扩展, 通过处理因变量和解释变量之间复杂的非线性关系，拟合非参数回归, 以加和形式引入模型, 其数学形式不仅能够实现变量的线性匹配，也能同时实现与部分变量非线性光滑函数拟合. 适用于多变复杂的非线性分析[36]:

$$\log(y) \sim \beta + \sum_{i}^{n} S(X_i) + \varepsilon, \tag{1}$$

式中, y表示NO_2日浓度, β为常数均值, ε代表残差, $S(X_i)$为气象因子i的平滑函数项. 此处的气象因子包含经向风、纬向风、相对湿度、温度、边界层高度、地面向下短波辐射.

2 结果

2.1 空间分布特征

根据控制措施方案，将研究时段划分为会前(2022年1月1日~2月3日)、会中(2022年2月4~20日)和会后(2022年2月21日~3月13日). 华北地区在北京冬奥会前、中、后NO_2浓度平均值空间分布如图1所示: 可以看出NO_2高值集中于北京、天津、保定、石家庄、太原、唐山等地，主要由于华北地区西部和北部为高原地区(太行山脉、燕山山脉)，高原地区较为寒冷，植被覆盖率较高，人口密度低，工业和城市化水平较低，因此高原区域的 NO_2柱浓度较小. 而平原地区, 地势较为平坦, 人口居住较为密集, 如北京、天津、石家庄等地, 其人口以及机动车使用量较大，相应的工业生产、燃煤电厂也因燃料燃烧产生大量的污染物，对于这些城市，相比气象条件的变化，NO_2浓度对于人类活动变化更为敏感[37,38]，当实施一定的管控政策时，NO_2下降更为显著. 图S2给出了基于中国多尺度排放清单模型(multi-resolution emission inventory for China, MEIC)清单的NO_X排放空间分布，污染源包括工业、农业、电力、交通以及居民生活排放，对应的NO_X高值区也处于平原地区, 与卫星观测结果相似. 同时由于受太行山脉的影响，对流层 NO_2的扩散受到地形束缚较为严重，因此卫星观测到的NO_2分布呈现沿山脉蔓延的趋势[39]. 由图可知, 华北地区NO_2浓度呈现出会中<会后<会前的特征. NO_2在会前、中、后的浓度分别为9.49×10^{15}、3.75×10^{15}和6.33×10^{15} molecules/cm^2. 会中低于会前60.5%, 低于会后40.8%. 可以看出整个华北地区在冬奥会举办期间的NO_2浓度整体有一个明显下降. 本文选取高值区北京、天津、太原、唐山、石家庄、保定以及赛区张家口为研究对象.

2.2 时间变化特征

本文研究了冬奥会期间各城市卫星和国控点监测的NO_2浓度随时间变化趋势. 图2列举了北京、保定和天津的时间分布特征, 其他各城市NO_2时间序列图见图S3. 由图2可以看出, 卫星监测和地面监测的结果趋势基本上是一致的, 均稳定在50×10^{15} molecules/cm^{2}以下; 各城市在冬奥会举办当天或前1~2天, NO_2浓度下降到谷值, 保障冬奥会拉开了一个完美的序幕. 在冬奥会期间, 各城市均出现两天极值, 且出现时间一致或相近. 以北京为例, 卫星监测的极值出现时间为2月9和17日, 其他城市的污染物浓度基本上在同日或者前后出现一

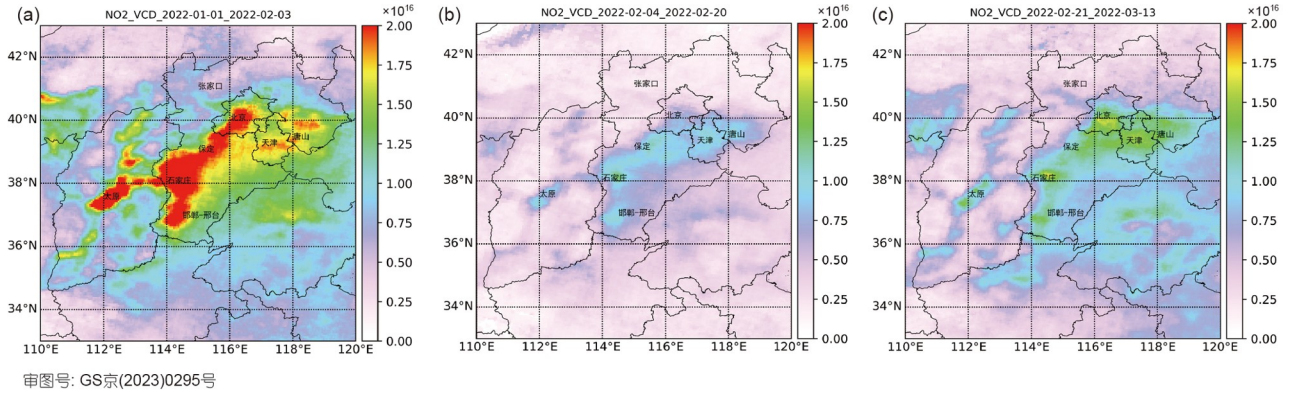


图 1 北京冬奥会前(a)、中(b)、后(c)华北地区NO_2平均浓度空间分布

Figure 1 Spatial distribution of mean NO_2 concentration before (a), during (b) and after (c) the Beijing Winter Olympics

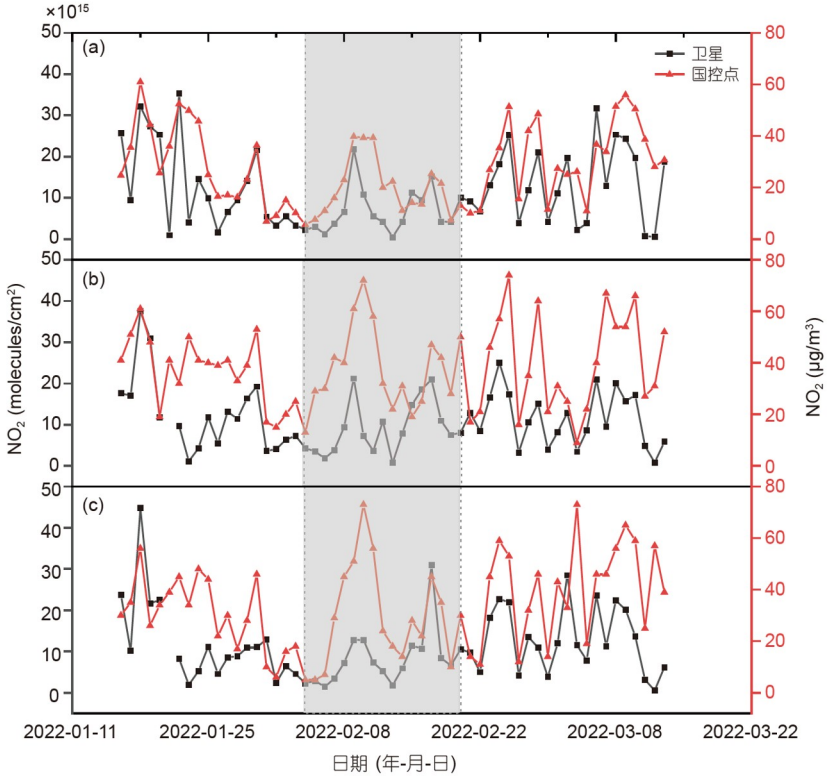


图 2 卫星和国控点监测的NO_2浓度时间序列图. (a) 北京; (b) 保定; (c) 天津. 阴影区域表示北京冬奥会举办期间

Figure 2 Time series of NO_2 concentrations in Beijing (a), Baoding (b) and Tianjin (c) monitored by satellite and national control points. The shaded areas indicate the duration of the Beijing Winter Olympics

个明显的峰谷值. 选取这两日进行风场分析, 如图3所示: 在2月9日, 京津冀地区受南风主导, 将污染物向北输送, 使NO_2聚集在保定-北京-天津-唐山一带. 2月17日, 京津冀地区以东风和东南风为主, 对唐山、山东等地的污染物存在明显的传输作用, 从而使NO_2在保定-天津地区形成高值区. 从整体情况来看, 冬奥会期间的NO_2平均水平要低于会前和会后, 说明管控措施具有一定成效, 但极端天气的出现使得气象条件不利于NO_2的扩散, 而目前的管控政策还无法避免由此产生的NO_2高值.

本文进一步探究了卫星和国控点观测的各个城市NO_2在会中的下降量, 如图4(a)所示: 卫星观测结果显示, 石家庄下降量最大, 为12.12×10^{15} molecules/cm^2, 张家口下降量最小, 为5.68×10^{15} molecules/cm^2. 其他城市下降量稳定在9.5×10^{15} molecules/cm^{2}上下, 国控点监测也有类似的结果, 张家口最低, 为4.03 μg/m^3, 其他城市稳定在11 μg/m^{3}上下. 图4(b)为国控点与卫星观测的NO_2浓度下降百分比, 卫星观测的各城市下降幅度相差无几, 稳定在65%上下, 太原略高, 天津略低. 国控点观测的下降百分比均在40%以下, 除北京略高外, 其他城市下降幅度相近, 稳定在25%上下, 北京地区下降了38.38%, 与Xu等人[40]的研究结果相似, 研究表明, 2015年抗日战争胜利纪念日北京阅兵期间控制措施带来的NO_2下降范围为33%~59%. 北京冬奥会举办前期, 各个城市就工业调控和交通限行出台了一系列管控政策, 如表S1所示. 北京地区实施了详细的临时交通限行措

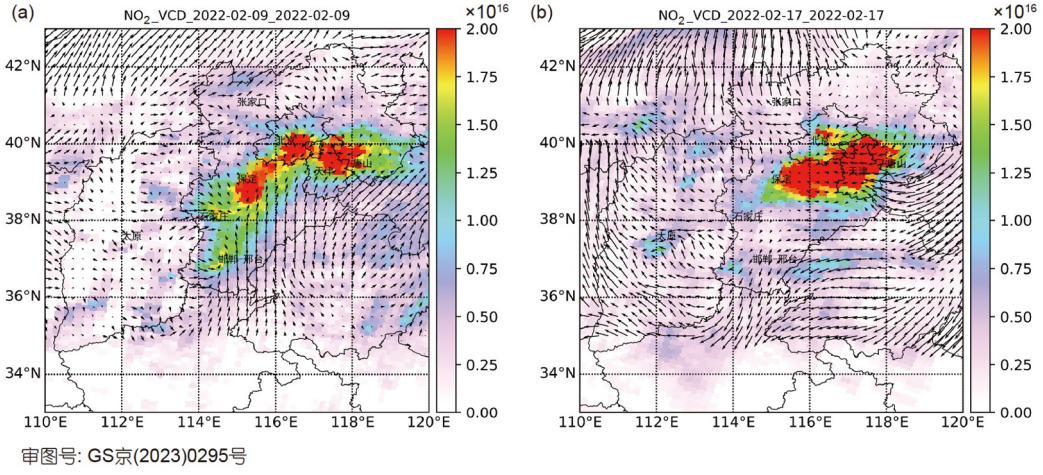


图 3 华北地区风场分布. (a) 2月9日; (b) 2月17日

Figure 3 Distribution of wind field in North China. (a) February 9th; (b) February 17th

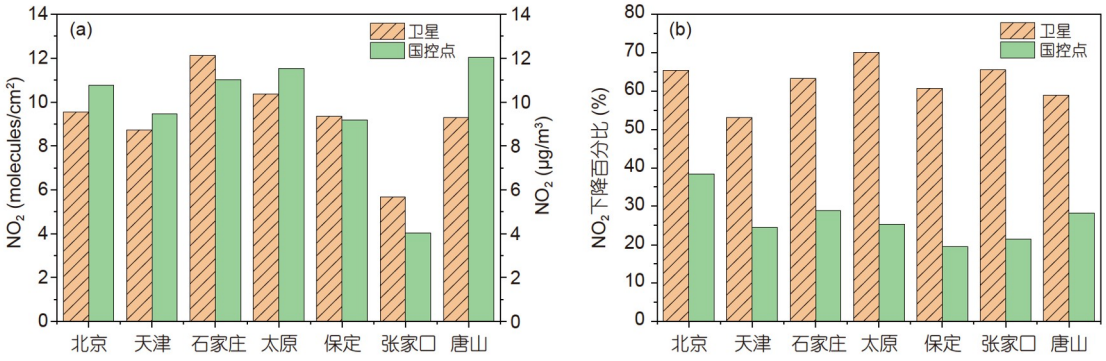


图 4 各城市北京冬奥会前、会中卫星监测和国控点监测的对比. (a) 各城市会前、会中卫星和国控点监测的NO_2下降量; (b) 各城市会前、会中卫星和国控点监测的NO_2下降百分比

Figure 4 Comparison of satellite monitoring and state control monitoring before and during the Beijing Winter Olympics by city. (a) The amount of NO_2 decline in pre-conference, in-conference satellite and national control site monitoring by city. (b) The percentage of NO_2 decline in pre-conference, in-conference satellite and national control site monitoring by city

施, 不同时间段对不同车型、功能用车都进行了严格的管控; 天津、太原和张家口也实施了一系列工业管控措施, 包括编制管控期白名单和赛时管控清单, 煤电厂实行“一厂一策”方案; 唐山将管控时段划分为赛前攻坚期和赛时管控期, 拟定企业管控名单, 实施限工限产以及交通限行措施. 图S4给出了基于MEIC清单的各城市不同行业NO_X排放量及其占比, 各城市排放源占比中, 交通和工业排放居多. 因此, 各城市实施的管控减排政策实质上对冬奥会期间空气质量起到了一定的改善作用. 不同城市之间空气质量改善程度有所差异, 原因有两方面: 气象因素的影响和各城市的管控措施不同. 管控措施制定得越严格越合理, 实施得越到位, 越有利于NO_2的下降. 此外, 由图2(b)可见, 国控点与卫星观测的NO_2均有所下降, 且各城市下降幅度差异不大, 因此两者在时间尺度上具有一定的一致性, 说明了使用卫星遥感方法分析冬奥会期间华北地区NO_2分布特征的可行性. 但具体下降百分比有所不同, 主要由卫星与地面遥感监测的差异导致, Barré等人[41]的研究也详细地解释了这一点.

3 讨论

3.1 边际效应

除了分析人为管控措施对各城市NO_2浓度下降的影响外, 本文还深入探究了气象条件对NO_2变化的影响. 对各城市污染状况进行GAM分析, GAM中光滑项$S(X_i)$的边际效应计算为$100\% \times [e^{S(X_i)}-1]$, 表示单个气象参数对整体响应的相应贡献. 在考虑了最优变量的选择, 并基于迭代重加权最小二乘法排除异常值后, 不同城市NO_2的R^2范围为0.20~0.59(R^2表示线性回归分析中的确定系数, 取值范围为[0,1], R^2越接近于1, 表明两个变量间相关性越好). 各城市气象因子对NO_2变化的影响不尽相同, 因地形地貌和城市规划不同而有所差异[42]. 以保定为例, 其他各城市的边际效应图见图S5~S10. 图5为保定地区GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图, u为正值代表东风, v为正值代表南风, u和v有相似的趋势, 都与NO_2浓度变化百分比呈近似线性关系. 当东风风速大于3.68 m/s时, 对应的$S(u)>0$, 对NO_2浓度的变化表现为正作用, 原因可能是此时的东风将海上或港口的污染物吹往京津冀地区并在此积聚, 使得NO_2浓度增加. 当u为负值时, 对应西风, 此时西风将NO_2吹往海上扩散, 对应在图5(a)上表现为负作用. 与纬向风速类似, 当$v>0$ m/s时, 即吹南风时, 对应的$S(v)$也大于0, 可能由于南风将南方污染物带往京津冀地区并在此积聚, 使得NO_2浓度增加. 当rh<35%时, 有利于NO_2浓度增加, 且促进作用几乎保持不变, 维持在16.7%上下; 当rh>35%时, 促进作用开始缓慢下降, 此后, 相对湿度与NO_2浓度存在显著的负相关, 直至rh>54.4%时, $S(\mathrm{rh})<0$, 开始表现为对NO_2的削弱作用, 最终降低NO_2浓度; 当$t<265$ K时, 温度与NO_2浓度呈负相关, 当$t>265$ K时, NO_2浓度变化百分比维持在0上下, 而保定地区冬季温度通常在265 K以上, 表明该地NO_2的浓度受温度影响较小. 图5中边界层高度与NO_2浓度呈显著的负相关, 当边界层高度小于359 m时, $S(\mathrm{blh})>0$, 虽然NO_2浓度呈现的是增长状态, 但增长趋势随边界层高度增加而变缓. 直至blh>359 m时, NO_2浓度转为减少趋势, 原因是相较于较高高度, 边界层高度越低, 空气气流越稳定, NO_2越易聚集而难消散[43,44]. 当uvb为55785~106690 J/m^{2}时, NO_2浓度表现为增加, 当uvb为79497 J/m^{2}时, NO_2的累积作用达到最高, 浓度增长百分比为10.9%. 随后, NO_2的累积作用开始减弱, uvb与NO_2浓度呈现负相关, 直至uvb>106690 J/m^2, $S(\mathrm{uvb})<0$, NO_2浓度表现为减少.

3.2 气象和非气象贡献

本文进一步探究了气象和非气象因素对NO_2浓度变化的贡献. 根据下式推算:

$$y_{\mathrm{ob}} = y_{\mathrm{pre}} + \varepsilon_1, \tag{2}$$

式中, y_{ob}为卫星观测的NO_2日浓度, y_{pre}为GAM模型预测的NO_2日浓度, 也代表气象因子对NO_2变化的贡献, ε_1为观测值与预测值之间的残差, 在此也表示非气象因素的贡献.

图6为各城市在冬奥会前、中、后的NO_2浓度及气象贡献和非气象贡献. 与会前相比, 各城市NO_2浓度均有显著下降, 且在会后有一定程度的回升; 保定、北京、唐山、天津、太原、张家口和石家庄分别下降了6.61×10^{15}、13.01×10^{15}、8.26×10^{15}、4.80×10^{15}、9.96×10^{15}、1.50×10^{15}和14.02×10^{15} molecules/cm^2. 从图6可以看出, 保定和石家庄的非气象贡献显著大于气象影响, 唐山的气象贡献显著大于非气象贡献. 我们量化了气象因素和非气象因素对这种变化的贡献占比, 如图7所示. 冬奥会期间, 各城市控制措施导致NO_2减少

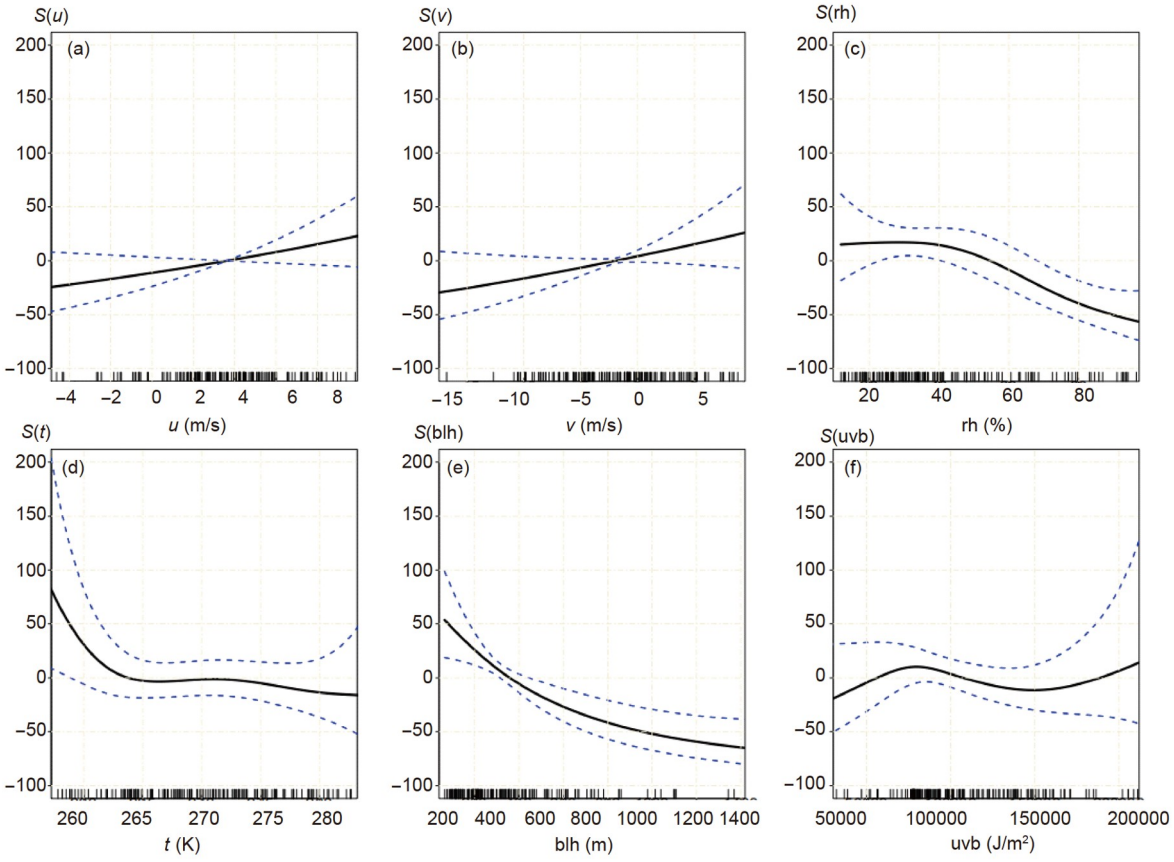


图 5 (网络版彩色)保定地区GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图. 纵坐标S项为边际效应, 计算为100% × [$e^{S(X_i)}$ – 1], 表示单个气象参数对整体响应的相应贡献. (a) 纬向风速(u); (b) 经向风速(v); (c) 相对湿度(rh); (d) 温度(t); (e) 边界层高度(blh); (f) 向下短波辐射(uvb)

Figure 5 (Color online) Marginal effects of individual covariates on daily tropospheric NO_2 in GAM in Baoding area. The term S in the ordinate is marginal effect, which can be calculated as 100% × [$e^{S(X_i)}$ – 1], represents the corresponding contribution of a single meteorological parameter to the overall response. (a) Zonal wind speed (u); (b) meridional wind speed (v); (c) relative humidity (rh); (d) temperature (t); (e) boundary layer height (blh); (f) downward shortwave radiation (uvb)

量分别为8.22×10^{15}、8.74×10^{15}、1.94×10^{15}、5.57×10^{15}、12.11×10^{15}、2.62×10^{15}和12.10×10^{15} molecules/cm^2, 而气象因素导致NO_2减少量约为0.76×10^{15}、4.84×10^{15}、6.13×10^{15}、2.37×10^{15}、3.85×10^{15}、1.214×10^{15}和3.13×10^{15} molecules/cm^2. 除唐山和张家口外, 其他城市的NO_2柱浓度减少变化中, 非气象因素占主导作用. 非气象因素主要是各城市为保障冬奥会空气质量而制定的人为减排措施. 由图6可知, 气象和非气象因素对NO_2变化都呈现负作用, 都促进了NO_2的消除和下降. 石家庄、保定、天津和太原的非气象贡献占比显著大于气象贡献, 分别为40.85%、41.8%、29.96%和42.76%, 一定程度上反映了这些城市在冬奥会空气质量保障措施的制定和落实方面实行得较到位. 而对于北京NO_2变化中, 非气象因素与气象因素的贡献不相上下, 分别为31.96%和35.56%, 既有人为控制管控政策的影响, 又受到有利气象条件的作用. 这与Hua等人[45]所研究的疫情管控期间北京NO_2变化的影响因素略有差异. 原因是北京地区有雾霾现象以及伴有不利气象条件, 控制措施导致NO_2平均减少19 μg/m^3, 气象因素导致NO_2增加约12 μg/m^3, 从而抵消了大部分管控措施对NO_2的正作用. 而冬奥会期间北京地区的气象条件相对有利, 从而发挥了正作用. 对于唐山和张家口这两个地区, 气象因素的作用要高于非气象因素. 张家口地区作为赛区, 非气象因素的占比为31.31%, 管控起始时间较早, 管控效果好, 冬奥会前夕该地区原本NO_2浓度及其变化就很低, 接近于本底值, 因此受到的人为扰动相对其他城市来说不显著. 唐山市拟定了《唐山市2022年北京冬奥会和冬残奥会空气

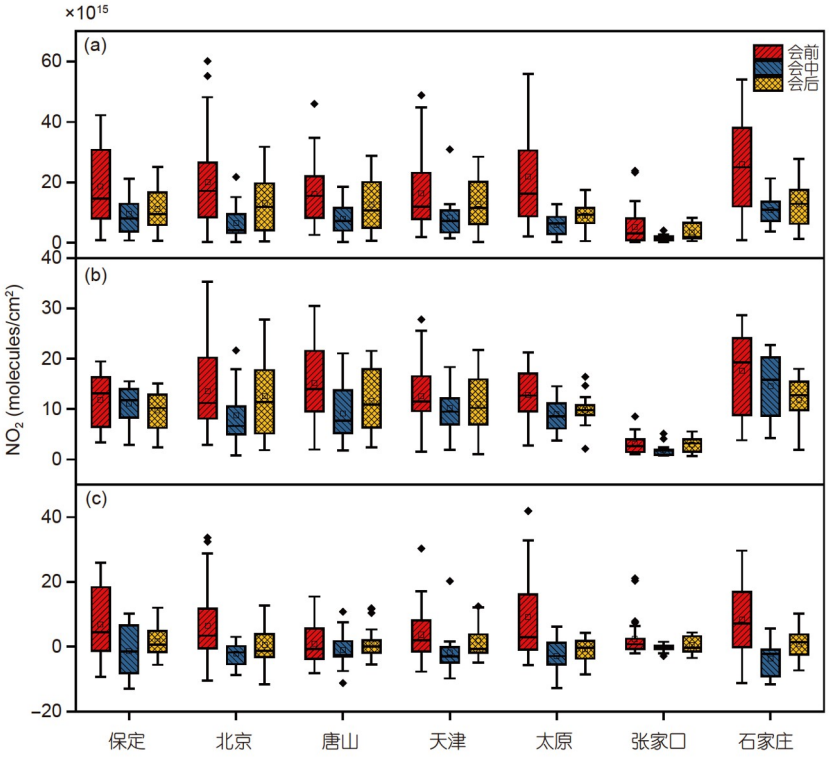


图 6 (网络版彩色)各城市在北京冬奥会前、中、后NO_2浓度变化及其气象贡献和非气象贡献. (a) 各城市在会前、中、后的NO_2浓度; (b) 各城市在会前、中、后NO_2变化中的气象贡献; (c) 各城市在会前中后NO_2变化中的非气象贡献

Figure 6 (Color online) Variation of NO_2 concentration in cities before, during and after the Beijing Winter Olympics and its meteorological and non-meteorological contributions. (a) NO_2 concentrations in cities before, during and after the Beijing Winter Olympics; (b) meteorological contribution of cities to changes in NO_2 before, during and after the Beijing Winter Olympics; (c) the non-meteorological contribution of cities to changes in NO_2 before, during and after the Beijing Winter Olympics

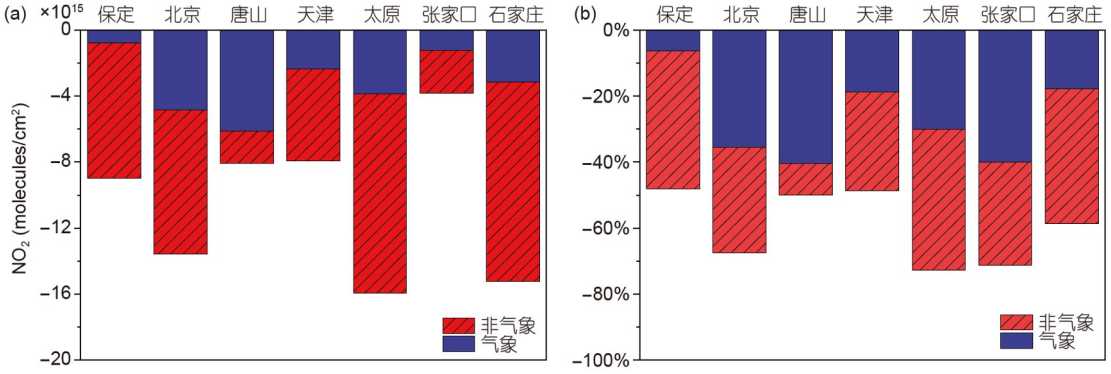


图 7 (网络版彩色)GAM量化的各城市NO_2浓度变化中气象与非气象因素的占比. (a) GAM模拟的气象因素和非气象因素分别引起的NO_2下降量; (b) GAM模拟的气象因素和非气象因素分别引起的NO_2下降百分比

Figure 7 (Color online) The proportion of meteorological and non-meteorological factors in the variation of NO_2 concentration in each city quantified by GAM. (a) The decrease of NO_2 caused by meteorological and non-meteorological factors respectively in GAM simulation; (b) the percentages of NO_2 declines caused by meteorological and non-meteorological factors in GAM simulations

质量保障实施方案》, 将管控时间段划分为赛前攻坚期(2021年8月~2022年1月27日)和赛时管控期(2022年1月28日~2月20日). 方案对各行业部门、各污染源都制定了详细的减排管控措施, 但非气象贡献仅为9.74%, 相较于其他城市显著偏低. 原因可能是该市管控政策的制定与实施相对其他城市偏早, 在本研究时段内, 政

表 1　GAM模拟的唐山市各气象因素及其对NO_2浓度的贡献在北京冬奥会前、中的变化[a)]

Table 1　GAM simulation of Tangshan meteorological factors and their contributions to NO_2 concentration before and during the Beijing Winter Olympics

	u(m/s)		*v*(m/s)		rh		*t*(K)		blh(m)		uvb(μm)	
	x_i	$e^{S(X_i)}-1$	x_i	$e^{S(X_i)}-1$	x_i	$e^{S(X_i)}-1$	x_i	$e^{S(X_i)}-1$	x_i	$e^{S(X_i)}-1$	x_i	$e^{S(X_i)}-1$
会前	5.42	1.42%	–4.11	5.65%	45.47	1.38%	263.72	8.60%	398.21	7.11%	86806.2	12.03%
会中	4.85	2.81%	–4.12	5.94%	50.32	3.11%	261.6	13.19%	565.91	1.11%	116352.3	5.52%
变化量	–0.57	+1.39%	–0.01	+0.29%	+4.85	1.73%	–2.12	+4.59%	+167.7	8.23%	+29546.1	17.55%
变化百分比	10.55%	–	0.25%	–	+10.68%	–	0.80%	–	+42.12%	–	+34.04%	–

a) “+”代表增加, “–”代表减少; X_i表示各气象因子本身值, $e^{S(X_i)}-1$代表各气象因子自身变化对NO_2的影响

策制定与落实并未有较大改变, 因此人为管控带来的NO_2浓度下降不明显. 唐山市会期NO_2的下降主要得益于有利的气象条件, 占比为40.34%. 我们细化探究了各气象因素的具体贡献, 如表1所示. X_i表示各气象因子本身值, $e^{S(X_i)}-1$代表各气象因子自身变化对NO_2的影响. 就各气象因子自身会前、会中的变化来说, blh和uvb的变化最大, 其次是*u*和*v*, rh和*t*几乎不变. 各气象因子的变化会带来的NO_2变化, 其中*u*、*v*和*t*表现为正作用, 使NO_2增加. rh、blh和uvb对NO_2变化呈现负作用, 其中uvb对NO_2的影响最大, 使会中相较于会前下降了17.55%. 光化学转化是清除NO_2的一个重要途径, 辐射强度与光化学反应有直接联系, 短波辐射越强, 光化学反应也增强, 从而有利于NO_2的光化学转化和清除. 总体来说, rh、blh和uvb对NO_2变化的负作用要大于*u*、*v*和*t*的正作用, 其中uvb带来的变化最大. 因此, 可以初步判断, 唐山市NO_2下降主要得益于有利的会中短波辐射增强.

4　结论

高分五号02星的成功发射和业务化运行, 实现了对区域和全球大气污染成分的自主遥感监测, 并首次成功应用于冬奥会期间大气环境监测保障. 本文利用高分五号国产卫星观测的2021年11月~2022年4月中国华北地区的NO_2数据, 结合GAM分析, 以定量识别冬奥会期间管控措施和气象条件对空气质量的影响. 结果显示, 冬奥会期间NO_2浓度要显著低于会前和会后, 各城市NO_2浓度下降的幅度相差不大, 稳定在65%左右, 卫星观测与国控点观测结果有一定的一致性. 冬奥会期间出现两天NO_2浓度极值, 对这两天前后进行风场分析, 在2月9日, 京津冀地区受南风主导, 2月17日以东南风为主, 使得污染物积聚在此, 形成高值. 本文还探究了不同城市气象因子对对流层NO_2浓度变化的边际效应, 发现NO_2受风速、温湿度等影响较大, 但在不同地区有差异. 冬奥会期间, 保定、北京、唐山、天津、太原、张家口和石家庄相较于会前分别下降了48.21%、67.52%、50.08%、48.76%、72.84%、71.38%和58.60%, 其中因空气质量管控等人为因素而导致NO_2减少的部分分别为41.80%、31.96%、9.74%、29.96%、42.76%、31.31%和40.85%, 气象因素的贡献则分别为6.41%、35.56%、40.34%、18.8%、30.08%、40.07%和17.75%. 其中, 唐山市可能由于管控政策实施较早, 在冬奥会前后人为因素力度变化不明显, 模型解释为气象因素占主要贡献. 综上, 本研究建立的基于国产卫星大气NO_2监测及追因技术不仅呈现了冬奥会期间区域污染气体的时空分布特征, 还能定量评估空气质量变化的人为和气象驱动因素, 可用于评价空气质量管控措施的实施成效, 能够促进我国大气环境遥感的有效应用.

参考文献

1　Hoek G, Krishnan R M, Beelen R, et al. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: A review. Environ Health, 2013, 12: 23

2　Hu J, Huang L, Chen M, et al. Premature mortality attributable to particulate matter in China: Source contributions and responses to reductions. Environ Sci Technol, 2017, 51: 9950–9959

3　Cohen A J, Ross Anderson H, Ostro B, et al. The global burden of disease due to outdoor air pollution. J Toxicol Environ Health Part A, 2005, 68: 1301–1307

4 Li Y, Yuan X, Wei J, et al. Long-term exposure to ambient air pollution and serum liver enzymes in older adults: A population-based longitudinal study. Ann Epidemiol, 2022, 74: 1–7
5 Chameides W L, Fehsenfeld F, Rodgers M O, et al. Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. J Geophys Res-Atmos, 1992, 97: 6037–6055
6 Crutzen P J. The role of NO and NO_2 in the chemistry of the troposphere and stratosphere. Annu Rev Earth Planet Sci, 1979, 7: 443–472
7 Lu J C, Ling L Y, Dong K X, et al. Monitoring of atmospheric NO_2 and O_3 based on electrochemical sensor (in Chinese). Acta Sci Circumst, 2021, 41: 2633–2639 [路佳城, 凌六一, 董科学, 等. 基于电化学传感器的大气 NO_2与O_3监测研究. 环境科学学报. 2021, 41: 2633–2639]
8 Richter A, Burrows J P, Nüß H, et al. Increase in tropospheric nitrogen dioxide over China observed from space. Nature, 2005, 437: 129–132
9 Achakulwisut P, Brauer M, Hystad P, et al. Global, national, and urban burdens of paediatric asthma incidence attributable to ambient NO_2 pollution: Estimates from global datasets. Lancet Planet Health, 2019, 3: E166–E178
10 Aga E, Samoli E, Touloumi G, et al. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: A combined analysis within the APHEA-2 project. Epidemiology, 2001, 12: S55–S55
11 Crutzen P J, Schmailzl U. Chemical budgets of the stratosphere. Planet Space Sci, 1983, 31: 1009–1032
12 Lee D S, Köhler I, Grobler E, et al. Estimations of global no, emissions and their uncertainties. Atmos Environ, 1997, 31: 1735–1749
13 Boersma K F, Eskes H J, Meijer E W, et al. Estimates of lightning NO_x production from GOME satellite observations. Atmos Chem Phys, 2005, 5: 2311–2331
14 Singh S N. Trace Gas Emissions and Plants. Dordrecht: Kluwer Academic, 2000
15 Zhao R, Zhang C X, Wu Y, et al. Analysis of spatio-temporal variations of tropospheric nitrogen dioxide in the North China Plain based on EMI (in Chinese). J Atmos Environ Opt, 2021, 16: 186–196 [赵冉, 张成歆, 吴跃, 等. 基于EMI 观测华北平原对流层NO_2的时空变化研究. 大气与环境光学学报, 2021, 16: 186–196]
16 Wang X H, Xu Y Z, Zhang C X, et al. Spatial-temporal variation of tropospheric NO_2 concentration in Pearl River Delta based on EMI observations (in Chinese). J Atmos Environ Opt, 2021, 16: 197–206 [王肖汉, 徐翼洲, 张成歆, 等. 基于EMI观测的珠三角地区对流层NO_2柱浓度时空变化特征分析. 大气与环境光学学报, 2021, 16: 197–206]
17 Chen L F, Tao J H, Wang Z F, et al. Review of satellite remote sensing of air quality (in Chinese). J Atmos Environ Opt, 2015, 10: 117–125 [陈良富, 陶金花, 王子峰, 等. 空气质量卫星遥感监测技术进展. 大气与环境光学学报, 2015, 10: 117–125]
18 Beirle S, Boersma K F, Platt U, et al. Megacity emissions and lifetimes of nitrogen oxides probed from space. Science, 2011, 333: 1737–1739
19 Su J T, Zhang C X, Hu Q H, et al. Analysis of spatial and temporal change trend of Xinjiang NO_2 in 2007–2017 based on satellite hyperspectral remote sensing (in Chinese). Spectrosc Spect Anal, 2021, 41: 1631–1638 [苏锦涛, 张成歆, 胡启后, 等. 基于卫星高光谱遥感的2007年–2017年新疆地区大气NO_2时空变化趋势分析. 光谱学与光谱分析, 2021, 41: 1631–1638]
20 Xia C Z, Liu C, Cai Z N, et al. Evaluation of the accuracy of the Sentinel-5 Precursor operational SO_2 products over China (in Chinese). Chin Sci Bull, 2020, 65: 2106–2111 [夏丛紫, 刘诚, 蔡兆男, 等. 哨兵5号欧洲业务二氧化硫产品在中国的准确性评估. 科学通报, 2020, 65: 2106–2111]
21 Lefer B, Crisp D, Fastnacht Z, et al. A multi-agency COVID-19 dashboard with satellite air quality data. In: IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2021. 1553–1555
22 Liu X, Yi G, Zhou X, et al. Atmospheric NO_2 distribution characteristics and influencing factors in Yangtze River Economic Belt: Analysis of the NO_2 product of TROPOMI/Sentinel-5P. Atmosphere, 2021, 12: 1142
23 Zhao H, Zheng Y F, Wei L, et al. Evolution and evaluation of air quality in Hangzhou and its surrounding area during the G20 Summit (in Chinese). China Environ Sci, 2017, 37: 2016–2024 [赵辉, 郑有飞, 魏莉, 等. G20峰会期间杭州及周边地区空气质量的演变与评估. 中国环境科学, 2017, 37: 2016–2024]
24 Liu J G, Xie P H, Wang Y S, et al. Haze observation and control measure evaluation in Jing-Jin-Ji (Beijing, Tianjin, Hebei) area during the period of the Asia-Pacific Economic Cooperation (APEC) Meeting (in Chinese). Bull Chin Acad Sci, 2015, 30: 368–377 [刘建国, 谢品华, 王跃思, 等. APEC前后京津冀区域灰霾观测及控制措施评估. 中国科学院院刊, 2015, 30: 368–377]
25 Li L, Liu Q, Li B, et al. Assessment of air quality benefits from control measures during Nanjing Youth Olympic Games (in Chinese). Res Environ Sci, 2016, 29: 175–182 [李荔, 刘倩, 李冰, 等. 南京青奥会期间管控措施空气质量改善效果评估. 环境科学研究, 2016, 29: 175–182]
26 Zhao H, Zheng Y F, Wu X Y, et al. Variation and analysis of air pollutants concentration in Nanjing during the Youth Olympic Games (in Chinese). Environ Chem, 2015, 34: 824–831 [赵辉, 郑有飞, 吴晓云, 等. 青年奥林匹克运动会期间南京市主要大气污染物浓度变化与分析. 环境化学, 2015, 34: 824–831]
27 Zhang X Z, Ding A J, Chen W T, et al. Effect evaluation of air quality control measures during Nanjing Youth Olympic Games (in Chinese). Environ Monit China, 2016, 32: 40–44 [张祥志, 丁爱军, 陈文泰, 等. 南京青奥会空气质量保障管控措施效果评估. 中国环境监测, 2016, 32: 40–44]
28 Jin Q, Zhang Z X, Huang Y H. Investigation on the various characteristics of air quality and analysis on causes Nanjing during the Youth Olympic Games (in Chinese). Bull Sci Technol, 2018, 34: 217–222 [金秋, 张增信, 黄钰瀚. 南京市青奥会期间空气质量的变化特征及成因分析. 科技通

报, 2018, 34: 217–222]
29 Zhang H, Tang K, Feng W, et al. Impact of short-term emission control measures on air quality in Nanjing during the Jiangsu Development Summit. Front Environ Sci, 2021, 9: 693513
30 Boniardi L, Nobile F, Stafoggia M, et al. A multi-step machine learning approach to assess the impact of COVID-19 lockdown on NO_2 attributable deaths in Milan and Rome, Italy. Environ Health, 2022, 21: 17
31 Dacre H F, Mortimer A H, Neal L S. How have surface NO_2 concentrations changed as a result of the UK's COVID-19 travel restrictions? Environ Res Lett, 2020, 15: 104089
32 Shen F, Hegglin M I, Luo Y, et al. Disentangling drivers of air pollutant and health risk changes during the COVID-19 lockdown in China. npj Clim Atmos Sci, 2022, 5: 54
33 Solberg S, Walker S E, Schneider P, et al. Quantifying the impact of the COVID-19 lockdown measures on nitrogen dioxide levels throughout Europe. Atmosphere, 2021, 12: 131
34 Chen L F, Shang H Z, Fan M, et al. Mission overview of the GF-5 satellite for atmospheric parameter monitoring (in Chinese). Natl Remote Sens Bull, 2021, 25: 1917–1931 [陈良富, 尚华哲, 范萌, 等. 高分五号卫星大气参数探测综述. 遥感学报, 2021, 25: 1917–1931]
35 Zhang C X, Liu C, Hu Q, et al. Satellite UV-Vis spectroscopy: Implications for air quality trends and their driving forces in China during 2005–2017. Light Sci Appl, 2019, 8: 100
36 Chen J. $PM_{2.5}$ concentration estimation based on GAM/BME model and components analysis during heavy pollution period (in Chinese). Master Dissertation. Hefei: Hefei University of Technology, 2021 [陈建. 基于GAM/BME的$PM_{2.5}$浓度时空分布模拟研究及其重污染成分特征分析. 硕士学位论文. 合肥: 合肥工业大学, 2021]
37 Cooper M J, Martin R V, Hammer M S, et al. Global fine-scale changes in ambient NO_2 during COVID-19 lockdowns. Nature, 2022, 601: 380–387
38 Lyu W, Li Y, Guan D, et al. Driving forces of Chinese primary air pollution emissions: An index decomposition analysis. J Clean Prod, 2016, 133: 136–144
39 Wang X D. Spatial and temporal distribution characteristics of air pollutants in North China were revealed based on OMI satellite (in Chinese). In: The 35th Annual Meeting of the Chinese Meteorological Society S21 Satellite Meteorological and Ecological Remote Sensing. Hefei: Chinese Meteorological Society, 2018. 209–213 [王小丹. 基于OMI卫星揭示我国华北地区大气污染物的时空分布特征. 见: 第35届中国气象学会年会S21卫星气象与生态遥感. 合肥: 中国气象学会, 2018. 209–213]
40 Xu W, Song W, Zhang Y, et al. Air quality improvement in a megacity: Implications from 2015 Beijing Parade Blue Pollution Control Actions. Atmos Chem Phys, 2017, 17: 31–46
41 Barré J, Petetin H, Colette A, et al. Estimating lockdown-induced European NO_2 changes using satellite and surface observations and air quality models. Atmos Chem Phys, 2021, 21: 7373–7394
42 Badaro-Saliba N, Adjizian-Gerard J, Zaarour R, et al. A geostatistical approach for assessing population exposure to NO_2 in a complex urban area (Beirut, Lebanon). Stoch Environ Res Risk Assess, 2013, 28: 467–474
43 Yang J, Li X, Li Q, et al. Variation characteristics of atmospheric stability and mixed layer thickness and their relation to air pollution in recent 30 years in Urumqi (in Chinese). Arid Land Geogr, 2011, 34: 747–752 [杨静, 李霞, 李秦, 等. 乌鲁木齐近30 a大气稳定度和混合层高度变化特征及与空气污染的关系. 干旱区地理, 2011, 34: 747–752]
44 Zhong X. Studying atmospheric boundary layer height characteristics of polluted weather based on GIS (in Chinese). Master Dissertation. Ganzhou: Jiangxi University of Science and Technology, 2016 [钟鑫. 基于GIS的污染天气下大气边界层高度特征研究. 硕士学位论文. 赣州: 江西理工大学, 2016]
45 Hua J, Zhang Y, de Foy B, et al. Quantitative estimation of meteorological impacts and the COVID-19 lockdown reductions on NO_2 and $PM_{2.5}$ over the Beijing area using generalized additive models (GAM). J Environ Manage, 2021, 291: 112676

补充材料

图S1 北京冬奥会华北地区管控区划分
图S2 基于MEIC清单的全国NO_X排放空间分布
图S3 其他城市卫星和国控点监测的NO_2浓度时间序列图
图S4 基于MEIC清单的各城市不同行业NO_X排放量及其占比
图S5 石家庄市GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图
图S6 北京市GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图
图S7 天津市GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图
图S8 张家口市GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图
图S9 太原市GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图
图S10 唐山市GAM中个体协变量对逐日对流层NO_2的边际效应图
表S1 各城市冬奥会临时管控措施

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “基于国产卫星遥感的北京冬奥会空气质量监测和追因”

Observations and tracing of air quality during the Beijing Winter Olympic Games using Chinese satellite hyperspectral measurements

Jie Wu[1,3], Chengxin Zhang[2*], Qihou Hu[3], Wenjing Su[4], Sihan Liu[5], Daian You[5], Jiahua Teng[5], Shaohua Zhao[5], Pengfei Ma[5], Zhongting Wang[5], Chunyan Zhou[5], Wenming Shen[5] & Cheng Liu[2,3*]

[1] *School of Environmental Science and Optoelectronic Technology, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China;*
[2] *Department of Precision Machinery and Precision Instruments, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China;*
[3] *Key Laboratory of Environmental Optics and Technology, Anhui Institute of Optics and Fine Mechanics, Hefei Institutes of Physical Sciences, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China;*
[4] *Department of Environmental Science and Engineering, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China;*
[5] *Satellite Environment Application Center, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100094, China*
* Corresponding authors, E-mail: zcx2011@ustc.edu.cn; chliu81@ustc.edu.cn

In September 2021, China’s Gaofen-5B satellite carrying the environmental trace gas monitoring instrument (EMI) was successfully launched, which promoted the self-directed development of remote sensing monitoring in China. During the Beijing-Zhangjiakou Winter Olympics, we used the satellite product to provide remote sensing data support for air quality assurance at the Winter Olympics. This paper introduced the domestic hyperspectral satellite product of tropospheric NO_2 retrievals, analysed the spatial and temporal distribution of NO_2 pollution in Beijing and its surrounding key cities during the 2022 Winter Olympic Games from January to March, and further discussed the influence of meteorological conditions and anthropogenic emission control measures on the atmospheric NO_2 concentration during the Winter Olympic Games. The results showed that the average tropospheric NO_2 column concentration in North China during the Winter Olympics was approximately 3.75×10^{15} molecules/cm^2, which was significantly lower than that before and after the Winter Olympics. NO_2 concentrations in major cities decreased between 53.14% and 70.07%, indicating that the temporary control policy during the Winter Olympics had a significant effect. However, the implementation of the policy varies in different cities, which is consistent with the *in situ* measurements of NO_2 concentration by the national air quality sites. High concentrations of tropospheric NO_2 occurred on two days during the event, mainly due to unfavourable wind fields. Moreover, a generalized additive model was established to distinguish and quantify the contribution of meteorological and anthropogenic factors to the change in tropospheric NO_2 concentrations. For example, the decreases in NO_2 concentrations in Baoding, Beijing, Tianjin and Taiyuan during the event were 48.2%, 67.5%, 48.8% and 72.8%, respectively, and emission controls and meteorology contributed 41.8%, 32.0%, 30.0%, 42.8% and 6.4%, 35.6%, 18.8%, 30.1%, respectively. In general, the influence of meteorological factors on the sharp decrease in NO_2 concentration was significantly weaker than the temporary measures of NO_X emission control. Satellite air quality monitoring revealed the spatial and temporal variations in air pollutants during the event. Further analysis based on the GAM model can evaluate the effectiveness of air quality control measures and benefit environmental policy-makers.

satellite remote sensing, nitrogen oxide, air quality monitoring, causes of air pollution

doi: 10.1360/TB-2022-0975