

长三角地区 2004—2022 年 NO₂ 柱浓度演变特征 及其主要影响因素分析

沈利娟^{1,2}, 刁一伟^{1,2}, 贾浩博³, 王红磊^{3*}, 施双双^{1,2}, 赵天良³

1. 无锡学院大气与遥感学院, 江苏 无锡 214105
2. 无锡学院, 中国气象局生态系统碳源汇重点开放实验室, 江苏 无锡 214105
3. 南京信息工程大学, 中国气象局气溶胶-云-降水重点开放实验室, 江苏 南京 210044

摘要: 为研究长三角地区 NO₂ 柱浓度长期的时间演变特征及其影响因素, 利用 OMI 卫星观测的 NO₂ 柱浓度数据、GPM 降雨数据、MERRA-2 再分析数据和社会经济数据, 结合地面 NO₂ 浓度数据, 分析了卫星数据与地面观测数据的一致性以及 NO₂ 柱浓度的年际、月际和季节性变化特征及其主要影响因素。结果表明: ① OMI 卫星观测的 NO₂ 柱浓度与地面观测的 NO₂ 浓度一致性较好, 能够较好地反映地面 NO₂ 浓度分布及其时间变化特征。② 长三角地区 2004—2022 年 NO₂ 柱浓度高值主要集中在南京、常州、无锡、苏州、上海和杭州等核心城市地区; NO₂ 柱浓度年际变化呈波动变化趋势, 可分为 2 个阶段, 2004—2011 年为增加阶段, 年均变化率为 0.68%, 2011—2022 年为降低阶段, 年均变化率为 -4.51%。2011 年 NO₂ 柱浓度达最大值[(12.63×10¹⁵±9.16×10¹⁵)molec/cm²], 2022 年达到最小值, 仅为 (7.16×10¹⁵±4.80×10¹⁵)molec/cm²。③ 受气象条件和排放源的影响, 导致 NO₂ 柱浓度存在明显的月际和季节性变化, 呈冬季>春季>秋季>夏季的特征, 其中 12 月[(20.20×10¹⁵±8.89×10¹⁵)molec/cm²]最高, 7 月[(4.81×10¹⁵±1.72×10¹⁵)molec/cm²]最低。④ 长三角地区 NO₂ 柱浓度的长期演变特征受社会经济因素的影响。第二产业中的燃煤源和第三产业中交通运输对 NO₂ 柱浓度的影响较大, 机动车排放是长三角地区核心城市群对流层 NO₂ 的重要来源。研究显示, 2004—2022 年随着一系列大气污染防治措施的执行, 长三角地区在经济快速发展的同时 NO₂ 柱浓度持续降低, 充分证明了经济发展与环境保护可以实现良性互动。

关键词: 长三角地区; NO₂ 柱浓度; 时间演变; 影响因素; 社会经济因素

中图分类号: X51

文章编号: 1001-6929(2024)05-0950-13

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2024.02.07

Temporal Evolution and Influencing Factors of NO₂ Column Density in the Yangtze River Delta Region From 2004 to 2022

SHEN Lijuan^{1,2}, DIAO Yiwei^{1,2}, JIA Haobo³, WANG Honglei^{3*}, SHI Shuangshuang^{1,2}, ZHAO Tianliang³

1. School of Atmosphere and Remote Sensing, Wuxi University, Wuxi 214105, China
2. Key Laboratory of Ecosystem Carbon Source and Sink, China Meteorological Administration, Wuxi University, Wuxi 214105, China
3. China Meteorological Administration Aerosol-Cloud and Precipitation Key Laboratory, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China

Abstract: To study the long-term temporal evolution characteristics and influencing factors of NO₂ column density in the Yangtze River Delta region (YRD), OMI NO₂ column density data, GPM precipitation data, MERRA-2 reanalysis data and socioeconomic data are used in this paper. Combined with the ground-observed NO₂ mass concentration, the interannual, monthly and seasonal variations in NO₂ column density and the main influencing factors are analyzed, as well as the consistency of satellite and ground observational data. The results show that: (1) The OMI NO₂ column density is consistent with the ground-observed NO₂ mass concentration and can well reflect the temporal distribution of ground NO₂ concentration. (2) High NO₂ column densities in the YRD region averaged from 2004 to 2022 are mainly concentrated in core urban agglomerations such as Nanjing, Changzhou, Wuxi, Suzhou, Shanghai and Hangzhou. The interannual

收稿日期: 2023-09-25 修订日期: 2024-01-19

作者简介: 沈利娟(1987-), 女, 江苏启东人, 讲师, 博士, 主要从事大气环境研究, shenlj@cwuxu.edu.cn.

* 责任作者: 王红磊(1988-), 男, 山东蒙阴人, 副教授, 博士, 主要从事云-气溶胶相互作用研究, hongleiwang@nuist.edu.cn

基金项目: 无锡学院引进人才科研启动专项经费 (No.2023r035); 国家自然科学基金项目 (No.42275196); 江苏省自然科学基金项目 (No.BK20231300)

Supported by Wuxi University Research Start-Up Fund for Introduced Talents, China (No.2023r035); National Natural Science Foundation of China (No.42275196); Natural Science Foundation of Jiangsu Province, China (No.BK20231300)

variations in NO_2 column density fluctuate, showing an increasing trend from 2004 to 2011, with an annual change rate of 0.68%, and a downward trend from 2011 to 2022, with an annual change rate of -4.51%. The maximum NO_2 column density in 2011 was $(12.63 \times 10^{15} \pm 9.16 \times 10^{15})$ molec/cm², and the minimum value in 2022 dropped to $(7.16 \times 10^{15} \pm 4.80 \times 10^{15})$ molec/cm². (3) Due to differences in meteorological conditions, there are obvious monthly and seasonal variations in NO_2 column density. The seasonal distribution of NO_2 column density is winter > spring \approx autumn > summer, with the highest value being $(20.20 \times 10^{15} \pm 8.89 \times 10^{15})$ molec/cm² in December and the lowest being $(4.81 \times 10^{15} \pm 1.72 \times 10^{15})$ molec/cm² in July. (4) The long-term evolution of NO_2 column density in the YRD is largely affected by socioeconomic factors. Coal-burning emissions from the secondary industry and transportation from the tertiary industry have greater impacts on NO_2 column density. In addition, vehicle exhaust emissions are an important source of tropospheric NO_2 in the core urban agglomeration of the YRD region. With the implementation of a series of air pollution control measures from 2004 to 2022, the NO_2 column density in the YRD region continues to decline along with the rapid economic development. This fully proves that economic development and environmental protection can achieve a positive interaction.

Keywords: Yangtze River Delta region; NO_2 column density; temporal evolution; influencing factors; socioeconomic factors

NO_2 和 NO 是大气中最主要的两种氮氧化物 (NO_x), 在大气气溶胶和对流层 O_3 的生成过程中起重要作用^[1]. 所有的燃烧过程均会产生 NO_x , 汽车尾气和工业源等化石燃料的燃烧、生物质燃烧、闪电放电过程和土壤的排放等是对流层 NO_x 的主要来源^[2-5]. 虽然燃烧过程中直接排放的 NO_x 中超过 95% 是 NO , 但是 NO 在大气中可被 O_3 等氧化剂在几分钟内通过光化学过程转化为 NO_2 , 因此常使用 NO_2 来近似衡量 NO_x 浓度^[1,3,5-6]. NO_2 在大气中的停留时间通常小于 1 d, 在夏季的边界层中甚至仅为 1.8~7.5 h^[2], 因此很难进行远距离输送, 所以 NO_2 浓度存在较大的时空分布差异, 其在源区附近其浓度较高, 能够较好地反映 NO_x 的排放强度^[1,3,6].

城市地区的 NO_2 来源与 NO_x 类似, 主要来自化石燃料和生物质燃烧等人为源和闪电过程、微生物、海洋与土壤排放等自然源以及平流层光化学反应等过程^[3,6-9]. NO_2 参与了光化学反应以及光化学烟雾的形成, 其光解是对流层 O_3 的主要来源之一^[1,5,10-11]. 此外, NO_2 还可通过光化学反应过程产生硝酸盐二次颗粒物, 导致大气能见度下降, 形成霾污染^[12-14]. 同时, 排放到大气中的 NO_2 还可以与水蒸气发生作用, 产生硝酸和 NO , 进而形成酸雨^[15-16]. NO_2 可引起呼吸器官疾病, 短期接触会引起哮喘、炎症等呼吸道症状, 长期过量接触会导致肺功能减退, 引起心血管和中枢神经系统病变^[17-19].

近年来, 国内外研究人员针对 NO_2 的时空分布、源汇过程、传输机制和健康效应等开展了大量研究^[1-4,20-29]. 地面监测是研究 NO_x 的传统研究手段, 具有数据翔实、可靠性高和时间分辨率高等优点, 但是也存在站点代表区域较小、地面设备的维护需要消耗较多人力和物力以及站点分布不均匀等缺陷^[25-27]. 大气卫星遥感监测是近代形成并兴起的一种新型的

大气污染物监测手段, 弥补了传统监测方法范围小、成本高的缺点, 监测的区域由点变成了面, 具有便于获取大范围动态污染物数据的优势^[28-29]. 大气卫星遥感监测已逐渐成为全球长时间、大尺度范围内大气环境变化监测中至关重要的技术手段.

当前卫星遥感监测 NO_2 浓度的传感器主要有 SCIAMACHY、SAGE、GOME、GOMOS、OMI 和 TROPOMI 等, 其中 OMI 和 TROPOMI 精度较高^[21,30-33]. TROPOMI 是 2017 年 10 月在欧洲航天局 (ESA) 发射的哥白尼哨兵 5 号先导 (S-5P) 卫星上的一个推扫式成像光谱仪, 虽然具有更高的空间分辨率, 但是观测时间较短, 无法获取长时间分布特征^[33]. OMI 卫星自 2004 年 7 月 15 日发射升空, 主要测量 270~500 nm 的紫外光谱波段, 光谱分辨率约为 0.5 nm, 空间分辨率精度较高, 星下点可达到 13 km \times 24 km, 每天可扫描全球一次. OMI 作为新一代的大气成分检测传感器, 具有更高的空间分辨率和更低的监测噪声, 主要用于大气中痕量气体的高分辨率监测, 但是其存在“行异常”状况, 数据缺失率要高于 TROPOMI^[30-31]. 因此, 大尺度范围、长时间序列的 NO_2 时空分布特征分析多利用 OMI 卫星遥感数据^[34-37].

我国 NO_2 地面浓度和柱浓度高值区主要分布在经济快速增长和人口密集的华北平原、长三角城市群和珠三角城市群地区^[36,38-39]. 空间分布上, 基本以“胡焕庸线”为界, 呈东高西低的分布特征^[38-42], 在西部地区的一些大城市附近也存在一些分散的高值区, 如乌鲁木齐、兰州和呼和浩特等^[26,43]. NO_2 地面浓度和柱浓度均呈冬季高、夏季低的季节性变化特征, 在城市地区大于郊区和农村地区, 但是由于我国东西部 NO_x 排放源的差异, 以自然源排放为主的西部局部地区会出现秋冬季小于春夏季的特征^[27-30,43-45]. 欧美地区过去 20 年中对流层 NO_2 柱浓度显著下降, 降

幅多超过 30%^[41]. 我国在近 10 年来也采取了严格的 NO_x 减排措施, NO_2 柱浓度有所下降^[42,46]. 值得注意的是, 虽然我国 NO_2 的减排工作在重点区域已取得显著成效, 但仍是全球高值区^[41-43], 因此对 NO_2 长期时空演变机制及其影响因素的分析仍然十分重要.

长三角地区作为世界上经济发展最为迅速的地区之一, 随着该地区城镇化、工业化进程的加快和能源消耗总量的不断上升, 随之而来的污染问题日益凸显, 尤其是 NO_x 排放量增速远高于我国其他地区, 是典型的大气 NO_2 污染代表区域之一. 研究^[47-49]表明, 长三角地区对流层 NO_2 柱浓度存在显著的时空分布特征, 并且这些时空分布特征随着时间和排放源的演变可发生明显的变化; 对流层 NO_2 柱浓度在 2006—2011 年具有明显稳定的增长趋势, 在 2011 年达到了最大值, 2011 年后整体呈下降趋势; 高值区围绕太湖明显呈口对西南向的 U 字形分布. 自 2013 年以来, 我国颁布执行了一系列的大气污染防治措施, 取得了显著的成效, 长三角地区近年来大气环境已经发生了显著改变. 此外, 以往的研究多侧重于对流层 NO_2 时空演变特征, 对气象条件和社会经济等影响因素的综合讨论较少. 近年来长三角地区经济、能源结构和大气环境均发生了较大改变, 亟需梳理该地区对流层 NO_2 长期的演变特征及其主要影响因素, 以期为进一步打好新形势下的大气污染防治攻坚战提供科学依据. 因此, 本研究利用 2004—2022 年 OMI 卫星观测的 NO_2 柱浓度数据、GPM 降雨数据、MERRA-2 再分析数据和社会经济数据, 结合地面 2014—2022 年 NO_2 浓度数据, 对比分析了卫星数据与地面观测数据的一致性、 NO_2 柱浓度的年际、月际和季节变化特征及其主要影响因素 (气象要素和社会经济因素), 以期为该地区大气物理研究、环境污染治理及空气质量控制等提供科学依据, 也为今后持续贯彻执行污染防治策略提供理论支撑.

1 方法与数据

1.1 研究区域

国务院 2019 年颁发的《长江三角洲区域一体化发展规划纲要》规定, 长三角地区区划全域包括江苏省、浙江省、安徽省、上海市, 共 41 个城市, 区域面积 $35.8 \times 10^4 \text{ km}^2$, 约占国土总面积的 3.7%, 是我国最大的城市群. 据国家统计局 2022 年统计显示, 长三角地区常住人口约 2.37×10^8 人, 约占全国总人口的 16.8%, 人口密度大, 且其城镇化率超过 60%. 截至 2022 年, 长三角 GDP 合计约 29.03×10^{12} 元, 其一次产业、二次产业、三次产业对应的产业结构比例分别为 4%、

41%、55%; 经济总量约占全国的 25%, 是全国经济发展最发达的地区之一. 综上, 该区域为国内经济总量第一的都市经济圈, 人口密度较高, 工业发展强劲, 能源消耗总量高, NO_x 人均排放量多, 并存在一个 NO_2 柱浓度的高值中心 (见图 1).

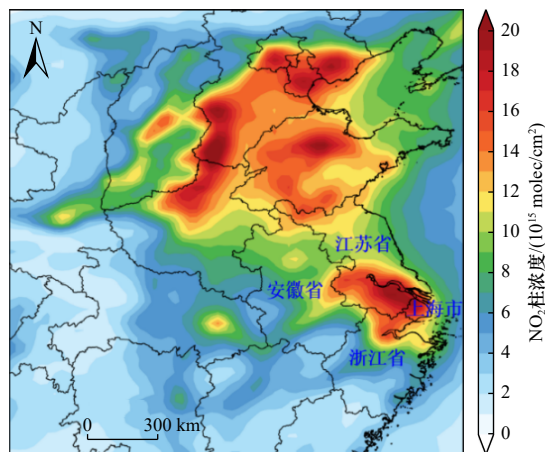


图 1 2004—2022 年中国东部地区 NO_2 柱浓度空间分布情况

Fig. 1 Spatial distribution of average NO_2 column density in Eastern China from 2004 to 2022

1.2 卫星和再分析数据

本研究所用的 NO_2 柱浓度数据源自 OMI 卫星的垂直柱浓度数据产品 OMNO2d, 时间分辨率为 1 d. 数据获取自 NASA (美国国家航空航天局) Aura 卫星上所搭载的 OMI 臭氧监测仪的 NO_2 通道数据 (<http://gdata2.sci.gsfc.nasa.gov>); 该检测仪传感器由荷兰、芬兰与 NASA 合作制作完成, 是领域内最新一代大气成分探测传感器, 共有 3 个通道, 地面扫描宽幅为 2 600 km, 扫描视场角度为 114° ^[21]. 利用差分吸收光谱算法 (DOAS)^[33]、辐射传输模型和大气模式等方法, 去除大气反射和地表散射的影响, 处理窗口通道的探测信号, 过滤去除杂波信号的影响, 最终获取到对流层 NO_2 柱浓度^[33-36]. 卫星观测的 NO_2 柱浓度观测时间为 2004 年 10 月 1 日 (OMI 卫星于 2004 年 7 月 15 日发射, 当年 10 月开始正式提供数据产品)—2022 年 12 月 31 日.

GPM 降雨数据来自 NASA 降雨测量计划网站 (<https://gpm.nasa.gov>) 的 3 级融合降雨产品 IMERG (integrated multi-satellite retrievals for GPM), 该产品是多卫星、多传感器以及多算法的 GPM 综合反演产品. IMERG 提供 Early Run、Late Run 和 Final Run 等 3 种产品, Early Run 产品使用向前推演技术, 主要用于实时预报分析的需要; Late Run 增加了后向推演,

数据信息更为丰富. 本研究使用 Late Run 数据, 空间分辨率为 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$, 时间分辨率为日值. 关于数据的具体介绍和在中国地区的准确性评估参见文献 [50]. GPM 降雨数据时段为 2004 年 1 月 1 日—2022 年 12 月 31 日.

风速为 MERRA-2 再分析数据, 空间分辨率为 $0.5^\circ \times 0.625^\circ$, 时间分辨率包含 1 h、3 h 和月际 3 个尺度, 所有产品均可通过美国宇航局地球科学数据网站 (<https://earthdata.nasa.gov>) 访问下载, 具体介绍参见文献 [51]. 研究 [52] 表明, MERRA 资料在我国对流层中层和低层的适用性和可信度较好. MERRA-2 再分析数据的风速数据时段为 2004 年 1 月 1 日—2022 年 12 月 31 日.

1.3 地面 NO₂ 浓度数据

2014 年 5 月 13 日—2022 年 12 月 31 日长三角地区 35 个城市的地面 NO₂ 浓度数据来自全国城市空气质量实时发布平台 (<http://106.37.208.233:20035>), 时间分辨率 1 h. 分别计算这 35 个城市的日均值和月均值并与 OMI 卫星观测的 NO₂ 柱浓度进行对比. 数据使用前进行了有效数据筛查, 确保数据合理, 分析结果可靠. 数据统计的有效性按照 GB 3095—2012《环境空气质量标准》[53] 和 HJ 663—2013《环境空气

质量评价技术规范(试行)》[54] 执行.

1.4 社会经济数据

长三角地区各项社会经济数据(包括人口、面积、GDP、机动车保有量和煤炭消耗量等)的统计数据均收集自国家统计局数据库 (<http://data.stats.gov.cn>) 及江苏省、浙江省、安徽省和上海市统计局历年统计年鉴. 社会经济数据为 2004—2022 年的逐年数据.

1.5 MEIC 排放源数据

NO_x 排放源数据取自《中国多尺度排放清单数据库》(<http://meicmodel.org.cn>) 提供的多尺度排放清单模型 (MEIC)v2.0 版本. 该模型由清华大学自 2010 年起开发并维护, 旨在构建高分辨率的全球范围多尺度人为温室气体与大气污染物排放清单数据库, 并通过云计算平台向科学界共享数据产品, 进而为相关科学研究、政策评估和空气质量管理提供基础排放数据支持[55-56]. NO_x 包括 NO 和 NO₂, 由于 NO 反应活性较强, 一般认为 NO_x 和 NO₂ 具有共同的来源, 因此大气中 NO₂ 的排放量可以近似等同于 NO_x 的排放量. NO_x 排放源数据为 2008—2021 年的逐年数据.

2 结果与讨论

2.1 卫星数据与地面数据对比

由图 2 可见, 卫星观测的 NO₂ 柱浓度与地面观

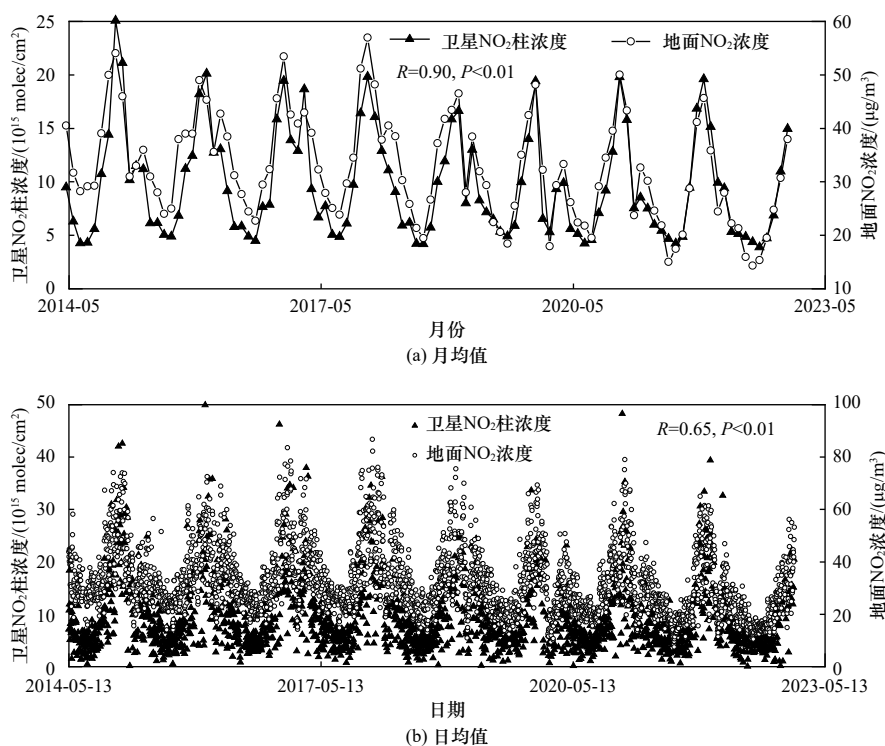


图 2 2014—2023 年长三角地区地面观测 NO₂ 浓度与卫星观测 NO₂ 柱浓度时间序列和相关性

Fig.2 Time series and correlation between ground-observed NO₂ mass concentration and satellite-observed NO₂ column density in the Yangtze River Delta region from 2014 to 2023

测的 NO₂ 浓度一致性较好,二者月均值和日均值相关性分别为 0.90 和 0.65,均通过 0.01 显著性统计检验.结果表明,本研究使用的 OMI 对流层 NO₂ 柱浓度产品能够较好地反映地面 NO₂ 浓度分布及其随时间变化特征.卫星观测的 NO₂ 柱浓度可以消除地面监测数据受下垫面环境等的影响,并且其可用来弥补地面观测资料时间短、观测站点有限且集中在城区等缺陷.

由图 2 可见,卫星观测的 NO₂ 柱浓度与地面观测的 NO₂ 浓度的时间演变特征基本一致,均呈现出明显的年际和月际变化特征.但是,两组数据之间还存在差异,2015 年 1 月和 2 月地面观测到的 NO₂ 浓度分别为 46 和 31 μg/m³,但是卫星观测到的 NO₂ 柱浓度分别为 21.13×10¹⁵ 和 10.16×10¹⁵ molec/cm²,NO₂ 柱浓度的变化大于 NO₂ 地面浓度的变化.计算可知,月均值和日均值数据中分别有 69.2% 和 84.9% 的 NO₂ 柱浓度数据变化要高于地面 NO₂ 浓度数据的变化,这可能是因为卫星观测到的 NO₂ 柱浓度数据受到周边输送和气象条件的影响比地面更强,使得柱浓度的波动更加明显.

2.2 年际变化特征

由图 3 可见,长三角地区 2004—2022 年 NO₂ 柱浓度的年际变化呈波动变化趋势,2011 年达到最大值[(12.63×10¹⁵±9.16×10¹⁵)molec/cm²],2022 年达最小值,仅为 (7.16×10¹⁵±4.80×10¹⁵)molec/cm².整体来看,2004—2022 年长三角地区 NO₂ 柱浓度呈降低趋势,经线性回归计算的年际变化率为-2.48%.由表 1 可见,长三角地区 2008—2021 年 NO_x 排放量也在逐年降低,NO_x 排放量与 NO₂ 柱浓度的变化呈现较好的一致性,相关系数为 0.87(显著性水平为 0.01).但值得注意的是,地面排放量的变化与 NO₂ 柱浓度的变化并非完全一致,如 2011 年 NO_x 排放量比 2010 年减少了 8.37%,但是 NO₂ 柱浓度反而增加了 1.77%,这可能是由于地面排放的 NO_x 与 NO₂ 柱浓度的来源差异导致.由图 1 可见,长三角地区 NO₂ 柱浓度高值主要集中在南京、常州、无锡、苏州、上海和杭州等核心城市地区,其余地区的柱浓度相对较低,而在城市群中 NO_x 的排放主要来源是汽车尾气,其排放量的降幅较小.由表 1 可见,长三角地区 4 个省市 NO_x 排放量的降幅和时间变化并不一致,即 NO_x 排放量的变化存在显著的时空分布差异,这可能是导致 NO₂ 柱浓度和 NO_x 排放量在某些年份变化不一致的主要原因.此外,由图 1 可知,整个中东部地区 NO₂ 柱浓度均较高,尤其是华北平原地区存在多个 NO₂ 高值

中心(见图 1).

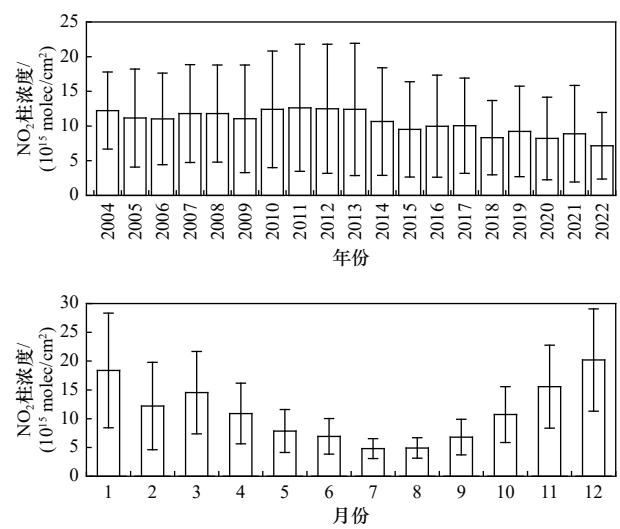


图 3 2004—2022 年长三角地区 NO₂ 柱浓度的年际和月际变化情况

Fig.3 Interannual and monthly variations in NO₂ column density in the Yangtze River Delta region from 2004 to 2022

表 1 2008—2021 年长三角地区 NO_x 排放量变化

Table 1 Changes in NO_x emissions in the Yangtze River Delta region from 2008 to 2021

年份	NO _x 排放量/(10 ⁴ t)				
	上海市	江苏省	浙江省	安徽省	长三角地区
2008	56.10	167.20	109.80	90.30	423.40
2009	51.90	170.90	108.90	96.20	427.90
2010	51.00	186.30	85.31	90.92	413.53
2011	43.54	153.57	85.91	95.91	378.93
2012	40.16	147.96	80.88	92.13	361.13
2013	38.04	133.80	75.30	86.37	333.51
2014	33.28	123.26	68.79	80.73	306.06
2015	30.06	106.76	60.77	72.15	269.74
2016	16.96	105.17	44.42	70.08	236.63
2017	16.96	93.18	42.04	58.37	210.55
2018	15.79	92.40	39.28	58.77	206.24
2019	15.16	87.56	38.04	57.34	198.10
2020	15.98	48.50	38.73	46.43	149.64
2021	13.57	44.34	38.05	44.58	140.54

降雨和风是影响污染物浓度最重要的 2 个气象要素.由图 4 可见,2004—2022 年长三角地区降雨量呈略微增加的趋势,这也有利于 NO₂ 柱浓度的降低.降雨量与 NO₂ 柱浓度的相关系数为-0.40,但是未通过显著性检验.这主要是因为降雨过程的持续时间较短,降雨多发生在对流层的中下层,因此降雨虽然对

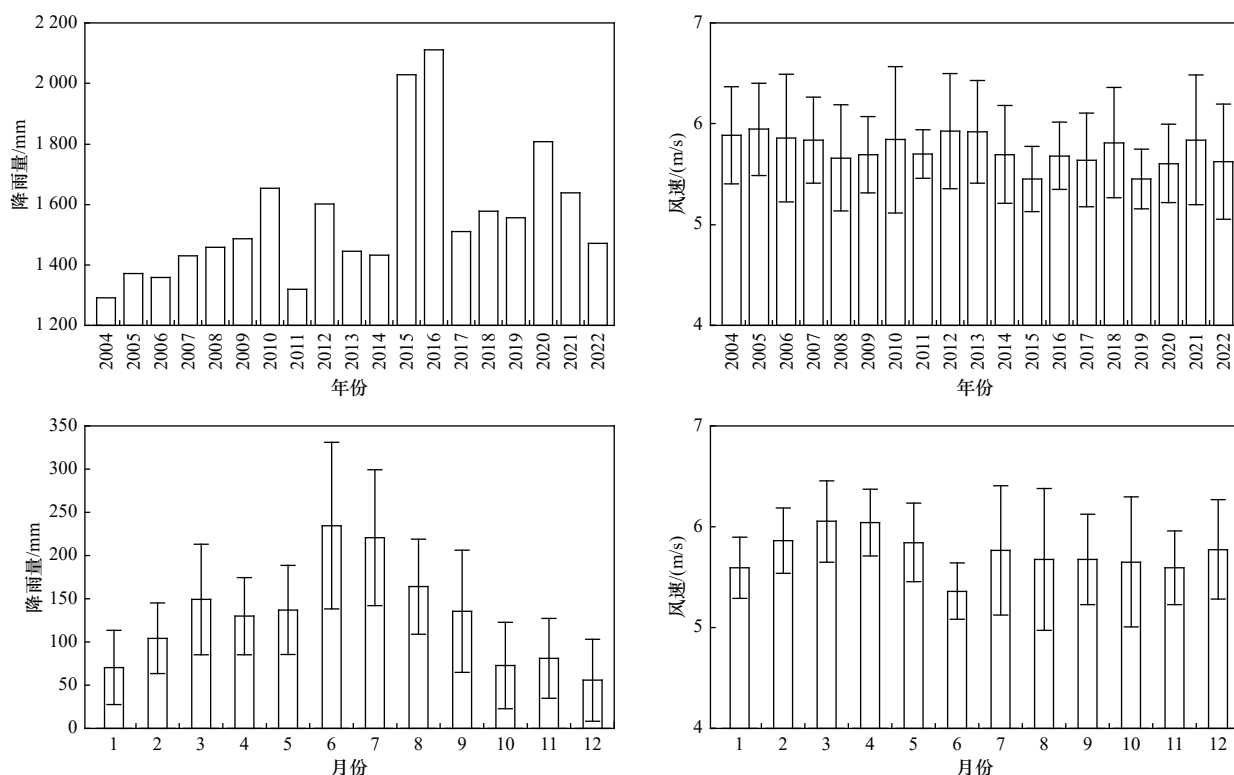


图4 2004—2022年长三角地区降雨和风速的年际和月际变化情况

Fig.4 Interannual and monthly variations in precipitation and wind speed in the Yangtze River Delta region from 2004 to 2022

NO₂ 起到清除作用,但是与对流层整层 NO₂ 柱浓度的相关性并未通过显著性检验. 2004—2022 年长三角地区风速的年际变化较小,平均值为 5.74 m/s,这表明长三角地区大气扩散条件的年际差异较小. 风速与 NO₂ 柱浓度的相关系数为 0.53(显著性水平为 0.05),风速的年际变化整体呈略微降低的趋势,因此风速与 NO₂ 柱浓度年均值呈正相关. 风速与 NO₂ 柱浓度在春、夏、秋、冬四个季节的相关性分别为 0.36(显著性水平为 0.01)、-0.32(显著性水平为 0.05)、-0.24(未通过显著性检验)和 -0.19(显著性水平为 0.05),因此风速整体有利于 NO₂ 柱浓度的降低(除春季外).

2004—2022 年长三角地区 NO₂ 柱浓度年际变化可分为两个阶段:①2004—2011 年为增加阶段,年均变化率为 0.68%;②2011—2022 年为降低阶段,年均变化率为 -4.51%. 2004 年 NO₂ 柱浓度为 $(12.23 \times 10^{15} \pm 5.55 \times 10^{15}) \text{ molec/cm}^2$,由于 2004 年 10 月开始有卫星观测数据,因此 2004 年 NO₂ 柱浓度相对较高. 2005 年 NO₂ 柱浓度较低,为 $(11.15 \times 10^{15} \pm 7.06 \times 10^{15}) \text{ molec/cm}^2$,此后 NO₂ 柱浓度开始逐年增加(2009 年有所降低),2011 年达到最大值. 其中,2010 年 NO₂ 柱浓度显著增加,相比 2009 年,NO₂ 柱浓度增加了 12.33%. 由图 4 可见,2004—2011 年降雨量相对较少,湿清除过程对 NO₂ 柱浓度的影响相对较弱.

2012 年和 2013 年长三角地区 NO₂ 柱浓度开始略微降低,但仍维持在较高水平,分别为 $(12.49 \times 10^{15} \pm 9.30 \times 10^{15})$ 和 $(12.39 \times 10^{15} \pm 9.54 \times 10^{15}) \text{ molec/cm}^2$; 2014 年之后,NO₂ 柱浓度显著降低,2022 年仅为 $(7.16 \times 10^{15} \pm 4.80 \times 10^{15}) \text{ molec/cm}^2$,其中 2014 年、2015 年、2018 年、2020 年和 2022 年下降较为显著,分别比前一年下降了 14.09%、10.67%、17.04%、10.97% 和 19.51%. 由图 4 可见,2002—2022 年降雨量相对较多,湿清除过程对 NO₂ 柱浓度的影响相对较强,有利于 NO₂ 柱浓度的降低. 此外,由图 3 可见,2004—2013 年 NO₂ 柱浓度虽稍有波动但整体上均处于较高水平,国务院 2013 年 9 月颁布了《大气污染防治行动计划》,2014 年空气质量开始显著改善,因此 NO₂ 柱浓度自 2014 年才开始出现明显下降趋势.

2.3 季节和月际变化

由图 5 可见: NO₂ 柱浓度存在显著的月际和季节分布特征,在冬季较高,夏季较低. 2010—2013 年 NO₂ 柱浓度较高,高值持续时间显著增多; 2013 年之后,污染季的持续时间显著减少,这也证实我国的一系列大气污染防治措施对空气质量的改善效果显著. 此外,在 2020 年新型冠状病毒感染疫情防控期间 NO₂ 柱浓度显著降低,多低于 $5 \times 10^{15} \text{ molec/cm}^2$,显著低于 2019 年和 2021 年,这说明卫星观测的 NO₂ 柱

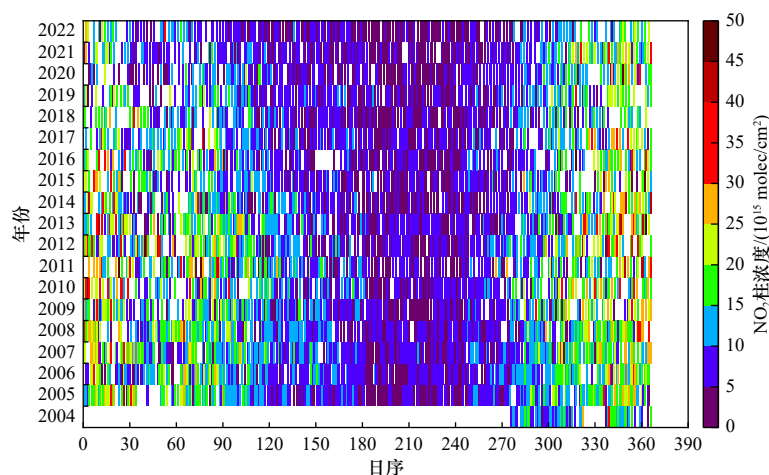


图 5 2004—2022 年长三角地区 NO_2 柱浓度逐日变化情况

Fig.5 Daily variations in NO_2 column density in the Yangtze River

Delta region from 2004 to 2022

浓度可以很好地反映地面污染源短时间内的变化状况. 由图 3 也可发现, 相较于 2019 年和 2021 年, 2020 年 NO_2 柱浓度显著降低, 这表明新型冠状病毒感染疫情防控期间对 NO_2 柱浓度年际变化也有影响. 新型冠状病毒感染疫情期间卫星 NO_2 柱浓度的相关变化已有大量文献^[10,57-58] 进行了深入探讨, 在此不再做深入分析.

由图 3 可见, NO_2 柱浓度存在明显的月际变化, 12 月最高, 为 $(20.20 \times 10^{15} \pm 8.89 \times 10^{15}) \text{ molec/cm}^2$; 7 月最低, 为 $(4.81 \times 10^{15} \pm 1.72 \times 10^{15}) \text{ molec/cm}^2$. NO_2 柱浓度的季节性分布呈冬季>春季~秋季>夏季的特征. NO_2 柱浓度的月际和季节分布主要是由于气象条件差异导致. 由图 4 可见: 6 月降雨量最高为 $(234.6 \pm 96.4) \text{ mm}$, 其次是 7 月, 为 $(220.8 \pm 78.7) \text{ mm}$; 12 月降雨量最少, 为 $(55.8 \pm 47.4) \text{ mm}$. 长三角地区为典型的亚热带季风气候, 夏季盛行东南风, 夏季上风向地区 NO_2 柱浓度较低 (见图 1), 加之夏季降雨集中, 雨量充沛, 湿清除作用较强, 因此夏季 NO_2 柱浓度最低. 夏季强烈的太阳辐射有利于 NO_2 光解, 光解产物与 O_3 发生反应生成 O_3 , 此外 NO_2 还可与 OH 自由基等发生反应生成 HNO_3 , 并通过干湿沉降过程从大气中清除, 这也是 NO_2 柱浓度夏季较低的原因之一. 冬季盛行偏北风, 尤其是西北风为主, 位于上方向的华北平原上空较高的 NO_2 柱浓度也可能输送至长三角地区 (见图 1), 加之冬季降雨较少, 湿清除作用较弱, 因此冬季 NO_2 柱浓度最高. 春季和秋季为冬季风和夏季风转换季节, 因此 NO_2 柱浓度低于冬季但是高于夏季.

由图 4 可见, 不同月份的风速差异较小, 6 月最小, 为 $(5.4 \pm 0.3) \text{ m/s}$, 3 月最大, 为 $(6.1 \pm 0.4) \text{ m/s}$. 风速呈

春季>冬季>秋季~夏季的特征, 不同季节的风速差异较小, 春季为 $(6.0 \pm 0.4) \text{ m/s}$, 夏季为 $(5.6 \pm 0.5) \text{ m/s}$, 这表明风速不是影响 NO_2 柱浓度月际和季节变化的主要因素.

2.4 社会经济影响因素

由图 6 可见, 长三角地区 2004—2022 年人口呈持续增加趋势, 意味着居民生活源排放在逐年增加. 长三角地区 2022 年常住人口为 2.37×10^8 人, 比 2004 年增加了 $3\,194.95 \times 10^4$ 人, 增加了 15.58%. 人口增加意味着生活烹饪源和交通源等人为源的增加. 在 2011—2013 年长三角地区人口增速较快, 年增幅分别为 1.60%、1.18% 和 1.06%. 长三角 GDP 在 2011 年之后增速显著增加, 这表明某地区的人口变化与社会经济活动息息相关, 这也凸显出人为源变化的复杂性.

产业结构是指第一产业 (农林牧业)、第二产业 (生产制造、能源工业) 和第三产业 (服务、技术业) 在国家经济构成结构中所占的比例. 长三角地区第一产业占比极低, 以第二、三产业为主. 第一产业主要利用自然力为主, NO_x 多以自然源和农业肥料排放为主. 长三角地区的农牧业多集中在安徽省、江苏省中北部和浙江省南部地区, 核心城市群地区占比较少, 第一产业集中地区的 NO_2 柱浓度较低 (见图 1). 由图 6 可见, 长三角地区第一产业 GDP 在总 GDP 中的占比迅速降低, 2022 年是 2004 年的 3.47 倍, 低于第二产业 GDP (5.90 倍) 和第三产业 GDP (9.90 倍) 的增幅, 这表明长三角地区第一产业对 NO_2 柱浓度年际变化的影响相对较小.

第二产业生产过程能源需求量极大, 如原煤开采、

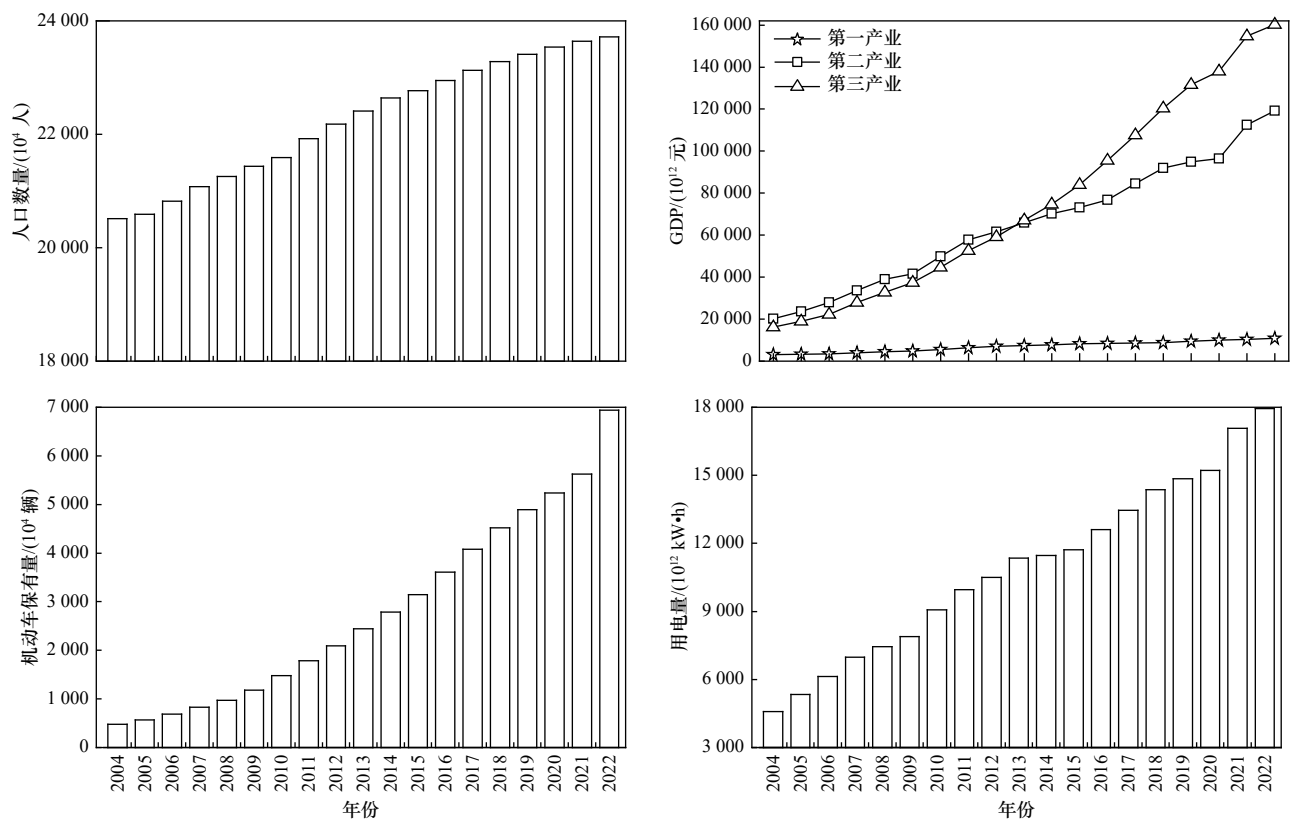


图 6 2004—2022 年长三角地区常住人口、GDP、机动车保有量和用电量的年际变化情况

Fig.6 Interannual variations in resident population, GDP, motor vehicle ownership and electricity consumption in the Yangtze River Delta region from 2004 to 2022

火力发电、化学加工等过程均有大量 NO_x 排放进入大气,使得 NO₂ 浓度骤增. 第三产业指交通运输、餐饮、金融、技术服务和地质勘查等服务行业,该产业与地区经济发展及人口密度有紧密联系,其对 NO₂ 排放的贡献则主要来源于机动车尾气排放和烹饪源等居民生活源的排放,对 NO₂ 的影响低于第二产业.

长三角地区经济高速发展但能源结构主要以化石能源中的煤炭为主,结构较为单一,地区发展所需能源对于煤炭的依赖程度较高,长三角地区 2004—2019 年煤炭消耗量如表 2 所示. 长三角地区煤炭消耗与第一产业、第二产业和第三产业 GDP 的相关系数分别为 0.88、0.99 和 0.74,第二产业 GDP 与燃煤消耗的相关性最高,这也表明该地区煤炭消耗量主要来自第二产业中的燃煤消耗. 2011 年我国“十二五”规划正式实施,该规划首次正式划定了 NO_x 排放的约束性指标,而此前历次“五年”规划并未对 NO_x 排放做出限制,故以该年为界,即 2011 年之前 (2004—2011 年) 长三角地区第二产业 GDP 以年均增长率为 16.30% 的速度增加 (见图 6),此阶段 NO₂ 柱浓度也呈上升趋势,NO₂ 柱浓度与第二产业 GDP 呈较为明显的正相关,相关系数为 0.69. 由图 6 可见,2004—2022

表 2 2004—2019 年长三角地区煤炭消耗量

Table 2 Changes in coal consumption in the Yangtze River Delta region from 2004 to 2019

年份	煤炭消耗量/(10 ⁴ t)				
	上海市	江苏省	浙江省	安徽省	长三角地区
2004	5 144.32	13 272.08	8 361.83	7 823.06	34 601.29
2005	5 324.52	16 778.57	9 680.80	8 339.64	40 123.53
2006	5 143.09	18 427.68	11 334.43	8 830.52	43 735.72
2007	5 259.53	19 951.80	13 024.12	9 783.74	48 019.19
2008	5 463.91	20 736.71	13 040.94	11 377.10	50 618.66
2009	5 305.17	21 003.02	13 276.16	12 666.40	52 250.75
2010	5 875.52	23 100.48	13 949.86	13 375.70	56 301.56
2011	6 142.00	27 364.00	14 776.00	14 538.00	62 820.00
2012	5 703.00	27 762.00	14 374.00	14 704.00	62 543.00
2013	5 681.19	27 946.07	14 161.26	15 665.08	63 453.60
2014	4 895.78	26 912.61	13 824.37	15 786.98	61 419.74
2015	4 728.13	27 209.12	13 826.07	15 671.32	61 434.64
2016	4 625.62	28 048.13	13 948.49	15 728.68	62 350.92
2017	4 577.84	26 620.03	14 262.04	16 084.62	61 544.53
2018	4 420.62	25 407.28	14 180.08	16 673.06	60 681.04
2019	4 238.28	24 902.05	13 676.90	16 699.74	59 516.97

年长三角地区用电量的变化与 GDP 变化基本一致,这主要是因为社会用电量主要以工业用电为主,工业用电中又以第二产业用电量为主.因此,社会用电量的变化可以非常直观地反映出当地的经济活动变化.2004—2011 年社会用电量快速增加,年均增速可达 11.82%.而此前我国风力、水力等清洁能源发电占比较少,主要以燃煤发电为主.

2011 年为“十二五”的开局之年,一系列配套措施亟待出台,各工业企业也正处于转型升级起步阶段,故 NO₂ 浓度仍保持剧增状态;而 2011 年之后(2012—2022 年),随着国家“十二五”规划的贯彻落实和“十三五”“十四五”等规划中对 NO₂ 约束性排放指标要求的进一步提高,以及生态文明建设的持续推进,工业企业快速转型进行高质量发展.由图 6 可见,第二产业 GDP 增速显著放缓,2012—2022 年的增速为 6.85%,2013 年第三产业 GDP 超过第二产业 GDP.2012—2022 年长三角地区第二产业 GDP 占总 GDP 的比重逐年降低,平均值为 42.97%;第三产业 GDP 占总 GDP 的比重逐年增加,平均值为 52.53%,表明长三角地区产业升级转型开始取得成效.期间 NO₂ 柱浓度与第二产业 GDP 呈显著负相关,相关系数为-0.80,表明对 NO_x 污染治理的效果突出.

由表 2 可见:长三角地区煤炭消耗量逐年增加,但是不同省份间差异较显著.上海市煤炭消耗量在 2011 年达到峰值,此后煤炭消耗量迅速降低;浙江省煤炭消耗量也在 2012 年开始下降,但 2015—2017 年又略有回升;江苏省 2014 年煤炭消耗量显著降低,2015—2016 年略有回升,此后又开始迅速降低;安徽省煤炭消耗量仅在 2015 年略有降低,其余年份均呈增加趋势.长三角地区煤炭消耗量的空间差异,一定程度上也反映出该地区产业结构的调整变化.整体来看,长三角地区自 2011 年之后煤炭消耗量开始减少,但是还存在显著的空间分布不均匀性.此外,2013 年以前我国的煤炭资源质量不高,大气污染较重,而随着 2013 年《大气污染防治计划》等一系列的空气质量改善措施的颁布执行,加快了重点行业的脱硫、脱硝改造工程建设进程,加速推进了工业企业集中供热、废热利用、优化提高能源利用率等工程建设.虽然煤炭消耗量仍然较高,第二产业 GDP 迅速增加,但是 NO_x 的排放量显著降低(见表 1),NO₂ 柱浓度从 2013 年开始下降趋势明显(见图 5).由图 6 可见,用电量在 2013—2015 年增幅减慢,2015 年之后用电量又开始显著增加.一方面近年来燃煤电厂已完成超低排放改造,另一方面清洁能源发电占比逐年增加,因此虽

然用电量近年来快速增加,但是对 NO₂ 的贡献反而在降低.

城市地区人口密集,机动车数量多,交通源是大气中 NO₂ 的主要来源.长三角地区 2004—2022 年机动车保有量基数大且持续增加(见图 6),年均增加率达 16.18%.2022 年机动车排放的 NO_x 高达 637.5×10⁴ t,占全国 NO_x 排放总量的 26.52%,而机动车尾气的处理牵涉到油品、技术、政策法规法规等众多方面,是 NO_x 等污染物减排的难点.机动车保有量在第三产业发达的地区更高,如上海市、江苏省和浙江省的机动车保有量均较高(见表 3).江苏省 2022 年机动车保有量为 2 496.80×10⁴ 辆,其中苏州市、无锡市、南京市、南通市和常州市分别为 507.3×10⁴、258.87×10⁴、320.6×10⁴、239.3×10⁴ 和 176×10⁴ 辆,占江苏省的 50.56%;杭州市 2022 年机动车保有量为 414.2×10⁴ 辆,占浙江省机动车总保有量的 17.78%.根据《中国机动车污染防治年报》可知,长江三角洲地区机动车尾气中 NO_x 排放浓度远高于国际平均水平.结果表明,在长三角核心城市群地区机动车保有量非常高,交通源排放的 NO_x 较高.长三角地区机动车保有量逐年攀升,

表 3 2004—2022 年长三角地区机动车保有量

Table 3 Changes in motor vehicle ownership in the Yangtze River Delta region from 2004 to 20 222

年份	机动车保有量/(10 ⁴ 辆)				
	上海市	江苏省	浙江省	安徽省	长三角地区
2004	83.51	161.19	162.34	68.28	475.32
2005	95.16	192.25	202.92	80.50	570.83
2006	107.04	240.80	248.36	94.61	690.81
2007	119.70	296.31	301.61	113.42	831.04
2008	132.12	349.51	352.84	134.89	969.36
2009	147.11	436.81	431.73	167.36	1 183.01
2010	175.51	550.80	542.05	209.81	1 478.17
2011	194.75	675.18	656.80	258.62	1 785.35
2012	212.66	802.20	773.56	303.13	2 091.55
2013	234.91	944.35	901.99	358.74	2 439.99
2014	255.03	1 095.45	1 012.05	422.46	2 784.99
2015	282.23	1 240.91	1 120.58	498.70	3 142.42
2016	322.87	1 427.91	1 257.35	600.81	3 608.94
2017	360.96	1 612.82	1 395.80	708.93	4 078.51
2018	393.37	1 776.57	1 532.95	814.20	4 517.09
2019	413.82	1 912.66	1 661.27	907.83	4 895.58
2020	442.34	2 038.04	1 773.38	986.54	5 240.30
2021	465.50	2 176.49	1 923.62	1 062.67	5 628.28
2022	537.00	2 496.80	2 329	1 574.26	6 937.06

但 NO_x 排放量却逐年降低(见表 1), 这表明 NO_x 排放量中机动车的占比可能在增加。

2004—2022 年长三角地区人口、第一产业 GDP、第二产业 GDP、第三产业 GDP、用电量、煤炭消耗量、汽车保有量与对流层 NO₂ 柱浓度年均值的相关系数分别为-0.77、-0.76、-0.80、-0.85、-0.79、0.55 和-0.87(煤炭消耗量的显著性水平为 0.05, 其余因素的显著性水平为 0.01)。结果表明, 社会经济因素与对流层 NO₂ 柱浓度多呈负相关, 这说明经济发展与环境保护可以实现良性互动。

3 结论

a) OMI 卫星观测的 NO₂ 柱浓度与地面观测的 NO₂ 浓度一致性较好, 二者月均值和日均值相关性分别为 0.90 和 0.65, 均通过 0.01 显著性统计检验, 说明对流层 NO₂ 柱浓度产品能够较好地反映地面 NO₂ 浓度的分布及其时间变化特征。

b) 长三角地区 2004—2022 年 NO₂ 柱浓度的年际变化呈波动变化趋势, 2011 年达最大值 ($12.63 \times 10^{15} \pm 9.16 \times 10^{15}$) molec/cm², 2022 年达最小值, 仅为 ($7.16 \times 10^{15} \pm 4.80 \times 10^{15}$) molec/cm²。NO₂ 柱浓度高值主要集中在南京、常州、无锡、苏州、上海和杭州等核心城市地区。降雨有利于 NO₂ 柱浓度的降低, 风速对 NO₂ 柱浓度的影响较小。NO₂ 柱浓度年际变化可分为 2 个阶段: 2004—2011 年为增加阶段, 年均变化率为 0.68%; 2011—2022 年为降低阶段, 年均变化率为-4.51%。NO₂ 柱浓度年际变化主要受气象条件和排放源的影响。2004—2011 年降雨量相对较少, 不利于 NO₂ 清除, 社会经济发展偏向于粗放式发展, 燃煤源和工业源等人为源排放较多; 2011—2022 年降雨量较多, 有利 NO₂ 清除, 长三角地区产业结构升级转型, 人为源排放较少。

c) NO₂ 柱浓度存在明显的月际和季节性变化特征。12 月最高, 为 ($20.20 \times 10^{15} \pm 8.89 \times 10^{15}$) molec/cm², 7 月最低, 为 ($4.81 \times 10^{15} \pm 1.72 \times 10^{15}$) molec/cm², 呈冬季>春季~秋季>夏季的特征。NO₂ 柱浓度的月际和季节分布主要是由于气象条件差异导致。

d) 长三角地区 NO₂ 柱浓度的长期演变特征受社会经济因素的影响。该地区居民生活源和第一产业排放变化对 NO₂ 柱浓度的影响较小, 第二产业中的燃煤源和第三产业中交通运输对 NO₂ 柱浓度的影响较大, 机动车排放是该地区核心城市群对流层 NO₂ 的重要来源。2012—2022 年 NO₂ 柱浓度与社会经济因素之间的关系表明, 经济发展与环境保护可以实现良性互动。

参考文献 (References):

- [1] CRUTZEN P J. The role of NO and NO₂ in the chemistry of the troposphere and stratosphere [J]. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 1979, 7: 443-472.
- [2] LIU F, BEIRLE S, ZHANG Q, et al. NO_x lifetimes and emissions of cities and power plants in polluted background estimated by satellite observations [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16(8): 5283-5298.
- [3] van der A R J, ESKES H J, BOERSMA K F, et al. Trends, seasonal variability and dominant NO_x source derived from a ten year record of NO₂ measured from space [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2008, 113(D4): e2007jd009021.
- [4] HESTERBERG T W, BUNN W B, McCLELLAN R O, et al. Critical review of the human data on short-term nitrogen dioxide (NO₂) exposures: evidence for NO₂ no-effect levels [J]. *Critical Reviews in Toxicology*, 2009, 39(9): 743-781.
- [5] 王晓雯, 刘旻霞, 王扬, 等. 华东地区对流层 O₃ 和前体物 HCHO 及 NO₂ 的时空特征 [J]. *环境科学*, 2023, 44(9): 4809-4818.
WANG X W, LIU M X, WANG Y, et al. Temporal and spatial characteristics of troposphere O₃ and precursors HCHO and NO₂ in East China [J]. *Environmental Science*, 2023, 44(9): 4809-4818.
- [6] DEGRAEUWE B, THUNIS P, CLAPPIER A, et al. Impact of passenger car NO_x emissions and NO₂ fractions on urban NO₂ pollution: scenario analysis for the city of Antwerp, Belgium [J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 126: 218-224.
- [7] 刘翰青, 陈建华, 高健, 等. 冬奥会期间潍坊市工业源大气污染物管理措施及效果评估 [J]. *环境科学研究*, 2023, 36(4): 684-693.
LIU H Q, CHEN J H, GAO J, et al. Management measures and effect evaluation of industrial air pollutants in Weifang City during the winter olympics [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(4): 684-693.
- [8] LIN J T. Satellite constraint for emissions of nitrogen oxides from anthropogenic, lightning and soil sources over East China on a high-resolution grid [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2012, 12(6): 2881-2898.
- [9] 吕玲玲, 胡京南, 何立强, 等. 汽油车技术发展对尾气排放影响研究进展 [J]. *环境科学研究*, 2021, 34(2): 286-293.
LÜ L L, HU J N, HE L Q, et al. Research progress on impact of gasoline vehicles technology development on exhaust emission [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(2): 286-293.
- [10] 刘婵芳, 张傲星, 房庆, 等. 深圳市 2022 年春季新冠疫情管控期间空气质量分析 [J]. *环境科学*, 2023, 44(6): 3117-3129.
LIU C F, ZHANG A X, FANG Q, et al. Impacts of COVID-19 lockdown on air quality in Shenzhen in spring 2022 [J]. *Environmental Science*, 2023, 44(6): 3117-3129.
- [11] HONG Q Q, ZHU L B, XING C Z, et al. Inferring vertical variability and diurnal evolution of O₃ formation sensitivity based on the

- vertical distribution of summertime HCHO and NO₂ in Guangzhou, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 827: 154045.
- [12] HUANG L, AN J Y, KOO B, et al. Sulfate formation during heavy winter haze events and the potential contribution from heterogeneous SO₂ + NO₂ reactions in the Yangtze River Delta Region, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, 19(22): 14311-14328.
- [13] 潘光, 丁椿, 孙友敏, 等. 德州市采暖季环境空气含氮/硫物质的污染及气-粒分配特征 [J]. *环境科学研究*, 2020, 33(8): 1766-1775.
- PAN G, DING C, SUN Y M, et al. Pollution of ambient nitrogen/sulfur substances and associated gas-particle distribution characteristics during heating period in Dezhou City [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33(8): 1766-1775.
- [14] LIU P F, YE C X, XUE C Y, et al. Formation mechanisms of atmospheric nitrate and sulfate during the winter haze pollution periods in Beijing: gas-phase, heterogeneous and aqueous-phase chemistry [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, 20(7): 4153-4165.
- [15] 李陵, 黎冰珊, 彭良, 等. 桂林市酸雨污染特征及防治对策研究 [J]. *环境科学研究*, 2020, 33(6): 1393-1401.
- LI L, LI Y S, PENG L, et al. Pollution characteristics and control countermeasures of acid rain in Guilin [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33(6): 1393-1401.
- [16] IRWIN J G, WILLIAMS M L. Acid rain: chemistry and transport [J]. *Environmental Pollution*, 1988, 50(1/2): 29-59.
- [17] BURNETT R T, STIEB D, BROOK J R, et al. Associations between short-term changes in nitrogen dioxide and mortality in Canadian cities [J]. *Archives of Environmental Health*, 2004, 59(5): 228-236.
- [18] 王柯懿, 康平, 欧奕含, 等. 黄石市大气二氧化氮健康效应与人群暴露风险 [J]. *中国环境科学*, 2023, 43(1): 383-393.
- WANG K Y, KANG P, OU Y H, et al. Health effects and population exposure risk of nitrogen dioxide in Huangshi City [J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(1): 383-393.
- [19] CHEN T M, KUSCHNER W G, GOKHALE J, et al. Outdoor air pollution: nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects [J]. *The American Journal of the Medical Sciences*, 2007, 333(4): 249-256.
- [20] 符传博, 陈有龙, 丹利, 等. 近 10 年海南岛大气 NO₂ 的时空变化及污染物来源解析 [J]. *环境科学*, 2015, 36(1): 18-24.
- FU C B, CHEN Y L, DAN L, et al. Temporal and spatial characteristics of atmospheric NO₂ over Hainan Island and the pollutant sources in recent 10 years [J]. *Environmental Science*, 2015, 36(1): 18-24.
- [21] 陈玲, 闫世明, 倪成诚, 等. 基于 OMI 的汾渭平原对流层 NO₂ 长期变化趋势 [J]. *中国环境科学*, 2022, 42(8): 3492-3501.
- CHEN L, YAN S M, NI C C, et al. Long-term trends of tropospheric NO₂ over the Fenwei Plain of China based on OMI data [J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(8): 3492-3501.
- [22] 李艳红, 王莉莉, 赵晓蓉. 奎屯市-独山子区-乌苏市区域大气对流层 NO₂ 柱浓度时空变化分析 [J]. *环境科学研究*, 2021, 34(9): 2122-2131.
- LI Y H, WANG L L, ZHAO X R. Spatial and temporal variation of atmospheric tropospheric NO₂ column concentration in Kuitun City, Dushanzi District and Wusu City [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(9): 2122-2131.
- [23] HERNDON S C, SHORTER J H, ZAHNISER M S, et al. NO and NO₂ emission ratios measured from in-use commercial aircraft during taxi and takeoff [J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(22): 6078-6084.
- [24] DI Q, AMINI H, SHI L H, et al. Assessing NO₂ concentration and model uncertainty with high spatiotemporal resolution across the contiguous United States using ensemble model averaging [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(3): 1372-1384.
- [25] 王耀庭, 殷振平, 郑祚芳, 等. 基于长时序“地-星”数据的京津冀大气污染时空分布及演变特征 [J]. *环境科学*, 2022, 43(7): 3508-3522.
- WANG Y T, YIN Z P, ZHENG Z F, et al. Spatial-temporal distribution and evolution characteristics of air pollution in Beijing-Tianjin-Hebei Region based on long-term ‘ground-satellite’ data [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(7): 3508-3522.
- [26] 姜建芳, 侯丽丽, 王鑫龙, 等. 中国近地面 NO₂ 污染分布特征及其社会经济影响因素分析 [J]. *生态环境学报*, 2019, 28(8): 1632-1641.
- JIANG J F, HOU L L, WANG X L, et al. Spatial analysis of ground-level NO₂ in China and its socio-economic factors [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(8): 1632-1641.
- [27] 尉鹏, 任阵海, 苏福庆, 等. 中国 NO₂ 的季节分布及成因分析 [J]. *环境科学研究*, 2011, 24(2): 155-161.
- WEI P, REN Z H, SU F Q, et al. Seasonal distribution and cause analysis of NO₂ in China [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(2): 155-161.
- [28] 游志强, 尉鹏, 邱雄辉, 等. 基于卫星观测的 2005—2015 年京津冀地区 NO₂ 柱浓度分布及变化趋势 [J]. *环境科学研究*, 2016, 29(10): 1400-1407.
- YOU Z Q, WEI P, QIU X H, et al. Spatial and temporal variation of vertical column density of tropospheric NO₂ over the Beijing-Tianjin-Hebei Region based on satellite observation during 2005-2015 [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2016, 29(10): 1400-1407.
- [29] 张强, 耿冠楠, 王斯文, 等. 卫星遥感观测中国 1996—2010 年氮氧化物排放变化 [J]. *科学通报*, 2012, 57(16): 1446-1453.
- ZHANG Q, GENG G N, WANG S W, et al. Satellite remote sensing of changes in NO_x emissions over China: 1996-2010 [J]. *Chinese*

- Science Bulletin*, 2012, 57(16): 1446-1453.
- [30] 王跃启, 江洪, 张秀英, 等. 基于 OMI 卫星遥感数据的中国对流层 NO₂ 时空分布 [J]. 环境科学研究, 2009, 22(8): 932-937.
WANG Y Q, JIANG H, ZHANG X Y, et al. Temporal-spatial distribution of tropospheric NO₂ in China using OMI satellite remote sensing data [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(8): 932-937.
- [31] JION M M M F, JANNAT J N, MIA M Y, et al. A critical review and prospect of NO₂ and SO₂ pollution over Asia: hotspots, trends, and sources [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 876: 162851.
- [32] DIRKSEN R J, BOERSMA K F, ESKEH H J, et al. Evaluation of stratospheric NO₂ retrieved from the ozone monitoring instrument: intercomparison, diurnal cycle, and trending [J]. *Journal of Geophysical Research*, 2011, 116(D8): D08305.
- [33] WANG C J, WANG T, WANG P C, et al. Comparison and validation of TROPOMI and OMI NO₂ observations over China [J]. *Atmosphere*, 2020, 11(6): 636.
- [34] 石颖颖, 李莉, 陈勇航, 等. 基于 OMI 数据的长三角地区 NO_x 排放清单校验 [J]. 环境科学研究, 2017, 30(6): 825-834.
SHI Y Y, LI L, CHEN Y H, et al. Verification of NO_x emissions in the Yangtze River Delta Region based on OMI Data [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(6): 825-834.
- [35] 燕丽, 贺晋瑜, 杨晓玥, 等. 2005—2018 年河南省 NO₂ 柱浓度变化特征 [J]. 中国环境科学, 2020, 40(10): 4259-4264.
YAN L, HE J Y, YANG X Y, et al. Variation of NO₂ column concentration over Henan Province in 2005-2018 [J]. *China Environmental Science*, 2020, 40(10): 4259-4264.
- [36] KROTKOV N A, McLINDEN C A, LI C, et al. Aura OMI observations of regional SO₂ and NO₂ pollution changes from 2005 to 2015 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16(7): 4605-4629.
- [37] CHEN D, ZHOU B, BEIRLE S, et al. Tropospheric NO₂ column densities deduced from zenith-sky DOAS measurements in Shanghai, China, and their application to satellite validation [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2009, 9(11): 3641-3662.
- [38] CUI Y Z, ZHA H, DANG Y X, et al. Spatio-temporal heterogeneous impacts of the drivers of NO₂ pollution in Chinese cities: based on satellite observation data [J]. *Remote Sensing*, 2022, 14(14): 3487.
- [39] DONG J D, CAI X B, TIAN L Q, et al. Satellite-based estimates of daily NO₂ exposure in urban agglomerations of China and application to spatio-temporal characteristics of hotspots [J]. *Atmospheric Environment*, 2023, 293: 119453.
- [40] CHEN M X, GONG Y H, LI Y, et al. Population distribution and urbanization on both sides of the Hu Huanyong Line: answering the Premier's question [J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2016, 26(11): 1593-1610.
- [41] GEORGOULIAS A K, van der A R J, STAMMES P, et al. Trends and trend reversal detection in 2 decades of tropospheric NO₂ satellite observations [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, 19(9): 6269-6294.
- [42] FAN C, LI Z Q, LI Y, et al. Variability of NO₂ concentrations over China and effect on air quality derived from satellite and ground-based observations [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2021, 21(10): 7723-7748.
- [43] 程韵初, 吴莹. 基于 OMI 资料的中国对流层 NO₂ 柱浓度时空变化及其影响因子分析 [J]. 地球物理学进展, 2020, 35(5): 1644-1650.
CHENG Y C, WU Y. Spatiotemporal changes of tropospheric NO₂ vertical column densities in China based on OMI data and its influencing factors [J]. *Progress in Geophysics*, 2020, 35(5): 1644-1650.
- [44] 马超, 巨天珍, 温飞, 等. 基于甘肃省卫星遥感的对流层 NO₂ 时空变化 [J]. 中国环境科学, 2020, 40(3): 956-966.
MA C, JU T Z, WEN F, et al. Temporal and spatial variation of tropospheric NO₂ based on satellite remote sensing in Gansu Province [J]. *China Environmental Science*, 2020, 40(3): 956-966.
- [45] 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 NO₂ 时空变化趋势分析 [J]. 光谱学与光谱分析, 2021, 41(5): 1631-1638.
SU J T, ZHANG C X, HU Q H, et al. Analysis of spatial and temporal change trend of Xinjiang NO₂ in 2007-2017 based on satellite hyperspectral remote sensing [J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2021, 41(5): 1631-1638.
- [46] 翟浩然, 李黔湘, 霍青兰, 等. 基于卫星遥感的中国东部地区 NO₂ 减排成效验证 [J]. 中国环境监测, 2020, 36(5): 160-168.
ZHAI H R, LI Q X, HUO Q L, et al. Verification of NO₂ emission reduction effectiveness in Eastern China based on satellite remote sensing [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2020, 36(5): 160-168.
- [47] 韦英英, 杨苏勤, 陈志泉, 等. 基于 OMI 卫星数据的长三角对流层 NO₂ 特征研究 [J]. 环境科学与技术, 2018, 41(3): 80-87.
WEI Y Y, YANG S Q, CHEN Z Q, et al. Tropospheric NO₂ characteristics of the Yangtze River Delta Region based on OMI satellite data [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(3): 80-87.
- [48] 何月, 绳梦雅, 雷莉萍, 等. 长三角地区大气 NO₂ 和 CO₂ 浓度的时空变化及驱动因子分析 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(8): 3544-3553.
HE Y, SHENG M Y, LEI L P, et al. Driving factors and spatio-temporal distribution on NO₂ and CO₂ in the Yangtze River Delta [J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(8): 3544-3553.
- [49] 管庆丹, 左小清, 李石华, 等. 基于 OMI 数据的长三角城市群对流层 NO₂ 浓度时空变化特征及其驱动因素分析 [J]. 贵州大学学

- 报 (自然科学版),2021,38(6):115-124.
- GUAN Q D,ZUO X Q,LI S H,et al.Spatiotemporal variation characteristics and driving factors of tropospheric NO_2 concentration in Yangtze River Delta urban agglomeration based on OMI data[J].*Journal of Guizhou University (Natural Sciences)*, 2021,38(6):115-124.
- [50] 施丽娟,冯婉悦,雷勇,等.GPM 日降水产品在中国大陆的准确性评估 [J].*气象*,2022,48(11):1428-1438.
- SHI L J,FENG W Y,LEI Y,et al.Accuracy evaluation of daily GPM precipitation product over China 's mainland[J].*Meteorological Monthly*,2022,48(11):1428-1438.
- [51] GELARO R,McCARTY W,SUÁREZ M J,et al.The modern-era retrospective analysis for research and applications,version 2 (MERRA-2)[J].*Journal of Climate*,2017,30(13):5419-5454.
- [52] 赵佳莹,徐海明.中国区域探空资料与再分析资料风速场的对比分析 [J].*气候与环境研究*,2014,19(5):587-600.
- ZHAO J Y,XU H M.Comparison of wind velocity among reanalysis and radiosonde datasets over China[J].*Climatic and Environmental Research*,2014,19(5):587-600.
- [53] 国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会.环境空气质量标准:GB 3095—2012[S].北京:中国环境科学出版社,2016.
- [54] 中华人民共和国环境保护部.环境空气质量评价技术规范 (试行):HJ 663—2013[S].北京:中国环境科学出版社,2013.
- [55] LI M,LIU H,GENG G N,et al.Anthropogenic emission inventories in China:a review[J].*National Science Review*,2017,4(6):834-866.
- [56] ZHENG B,TONG D,LI M,et al.Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions[J].*Atmospheric Chemistry and Physics*,2018,18(19):14095-14111.
- [57] CHU B W,ZHANG S P,LIU J,et al.Significant concurrent decrease in $\text{PM}_{2.5}$ and NO_2 concentrations in China during COVID-19 epidemic[J].*Journal of Environmental Sciences*,2021,99:346-353.
- [58] HUANG G Y,SUN K.Non-negligible impacts of clean air regulations on the reduction of tropospheric NO_2 over East China during the COVID-19 pandemic observed by OMI and TROPOMI [J].*Science of the Total Environment*,2020,745:141023.
- (责任编辑:刘 方)