

王新辉,李金香,姜磊,等.基于卫星的城市 VOCs 高值区识别及长时序变化 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):66-77.

Wang X H, Li J X, Jiang L, et al. Identification of VOCs high-emission areas and analysis of long-term changes in urban area based on satellite observation [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):66-77.

基于卫星的城市 VOCs 高值区识别及长时序变化

王新辉¹,李金香^{1*},姜磊¹,鹿海峰¹,沈秀娥¹,王琴¹,余超² (1.北京市生态环境监测中心,北京 100048; 2.中国科学院空天信息创新研究院,北京 100094)

摘要: 基于卫星等多源数据研究了臭氧污染季(5-9月)城市 VOCs 高值区识别方法,并结合卫星监测 HCHO 柱浓度对北京臭氧污染季 VOCs 空间分布和 2005-2023 年长时序变化特征进行讨论.结果表明,北京 VOCs 浓度在京津冀范围内处于较高水平,其分布受人类活动影响显著,人为源主要影响区的 HCHO 总量是自然源主要影响区的 3.4 倍.固定源 VOCs 高值区多出现在北京城区的北部、中偏东和西南部,其中 61%为工艺过程源和工业溶剂使用源,主要分布在五环以外;39%为汽车维修、物流仓储等,主要沿高速路分布.该识别方法为精准监管提供了范围和对象,提升了 2023 年夏季臭氧污染防治工作效率.从年际变化来看,2005-2018 年北京 VOCs 浓度呈升高趋势,与人类活动增长关系密切,去温度依赖后的 HCHO 柱浓度升高幅度约 26%;2018-2023 年呈下降趋势,柱浓度下降幅度约 11%,体现了近年 VOCs 治理成效.

关键词: 卫星遥感; HCHO; VOCs; 高值区识别; 时空变化特征

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)01-0066-12

Identification of VOCs high-emission areas and analysis of long-term changes in urban area based on satellite observation.

WANG Xin-hui¹, LI Jin-xiang^{1*}, JIANG Lei¹, LU Hai-feng¹, SHEN Xiu-e¹, WANG Qin¹, YU Chao² (1. Beijing Municipal Ecological and Environmental Monitoring Center, Beijing 101117, China; 2. Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100094, China). *China Environmental Science*, 2025,45(1): 66~77

Abstract: This paper combined multi-source data to develop the identification approach of VOCs high-emission areas during ozone pollution season (from May to September). At the same time, the spatial distribution pattern and long-term change trend of VOCs during the ozone pollution season in Beijing from 2005 to 2023 was examined and discussed based on satellite-derived HCHO column concentration. The results showed that the concentration of VOCs in Beijing is at a high level within the Beijing-Tianjin-Hebei region, and its distribution was significantly affected by human activities. The total amount of HCHO in the areas of anthropogenic sources dominated was 3.4 times of that of natural sources dominated. The high emission areas of anthropogenic sources mostly appeared in the northern, central eastern, and southwestern parts of the urban area of Beijing City. Approximately 61% of the areas were sources of industrial production process and solvent usage, and mainly distributed outside the Fifth Ring Road. Approximately 39% of them were sources of automobile maintenance, logistics warehousing etc., and mainly distributed along highways. This identification method has improved the effectiveness of ozone pollution prevention and control work in the summer of 2023, offering technical support for locating key regulatory objects and areas. From the perspective of interannual variations, the column concentration of VOCs in Beijing showed an increasing trend from 2005 to 2018, with an increase of about 26% (after correction of temperature), while it showed a downward trend from 2018 to 2023, with a decrease of about 11%, reflecting the effectiveness of VOCs emission control in recent years.

Key words: satellite remote sensing; HCHO; VOCs; high emission area; spatiotemporal variations

挥发性有机物(VOCs)因其对人类健康和空气质量的负面影响而备受关注^[1-2].大气中的 VOCs 通过参与光化学反应生成臭氧(O₃)、二次污染物影响空气质量.同时部分 VOCs 具有毒性、刺激性或致癌性,对人体健康构成威胁.近 10a 来,细颗粒物与 O₃ 协同治理成为我国大气污染治理工作的主要任务^[3-4],VOCs 作为二者共同前体物是现阶段治理的关键.当前关于 VOCs 的研究集中在成分分析与来

源解析^[5-7]、排放量估算^[8-9]、O₃ 生成潜势^[10-12]等方向,数据主要来自地面站监测和统计数据.受限于观测点的位置以及采样分析仪器的高维护成本,VOCs 监测点位仅存在于少量的大气监测超级站、典型工业园区、外场研究实验中^[13].同时,由于

收稿日期: 2024-06-17

基金项目: 北京市科技计划项目(Z231100003823018)

* 责任作者, 教授级高工, lijinxiang@bjmemc.com.cn

VOCs 种类繁多,化学反应性差异较大,全面评估 VOCs 具有挑战性.

HCHO 是多数 VOCs 的重要氧化中间产物,在 VOCs 缺乏地面定量信息的情况下,可被用于指示大气 VOCs 的状态^[14-18].VOCs 经过一系列光化学氧化过程,最终转化成 CO₂ 和 H₂O,HCHO 是该氧化链的高产中间体^[19-20].高反应性 VOCs 光化学氧化产生的次级 HCHO 通常位于排放源附近,因此可以通过 HCHO 浓度推断 VOCs 排放^[21].且温度越高,化学反应越活跃,HCHO 和 VOCs 的相关性也越强.Boeke 等研究表明陆地上的非甲烷挥发性有机化合物(NMVOC)主导了 HCHO 的年际变化^[22].Sillman 早期研究中发现 HCHO 与 OH 速率常数加权的 VOC 反应性大致成正比^[20].Hong 等在广州开展的星地协同观测试验显示 HCHO 柱浓度与 VOCs 反应活性之间的相关性为 0.86,验证了卫星观测 HCHO 柱浓度与 NMVOCs 总量、VOCs 反应活性、O₃ 生产潜势等均具有很好的一致性,可用于指示估算 VOCs 的浓度水平^[21].Wu 等^[23]、Chen 等^[24]在上海和北京的观测试验结果均表明环境大气的 HCHO 约 70%来源于二次反应,主要前体物包括烯烃、烷烃、醛、酮等 VOCs 物种.

另一方面,卫星可提供长达几十年的 HCHO 全球分布信息^[25-30],从时空动态变化及空间覆盖角度补充地面站观测信息,为 VOCs 的减排效果的定量评估、VOCs 时空分布及变化趋势研究提供科学的数据支撑.例如,Zhu 等^[27]基于 OMI 数据分析 2005~2014 年美国东南部 HCHO 柱浓度,并发现其下降幅度与人为源 VOCs 排放变化一致;Shen 等^[28]基于 SCIAMACHY、OMI、GOME-2 传感器的 HCHO 柱浓度数据分析 2005~2016 年中国 VOCs 排放长期变化趋势.Bauwens 等^[29]、Pu 等^[30]也采用卫星 HCHO 柱浓度数据分析亚洲人为源 VOCs 变化并验证了 HCHO 柱浓度作为 NMVOC 排放代理变量的可靠性.王玥等^[31]将卫星 HCHO 柱浓度用于京津冀 VOCs 排放清单估算及校验,表明城市地区 VOCs 网格排放量与 HCHO 柱浓度取得较好的线性相关性($R=0.5$).此外,卫星 HCHO 与 NO₂ 柱浓度的比值被广泛用于指示近地面 O₃ 的生成,分析 O₃ 控制类型的演变,为 O₃ 控制策略提供依据^[32-35].以上研究进一步证明卫星 HCHO 柱浓度具有监测人为源 VOCs 排放变

化的能力,可用于指示并估算 VOCs 的浓度水平.

北京是中国的首都及政治文化中心,也是全国最大的城市.2020 年 Mozaffar^[36]在对 VOCs 监测综述中指出从城市尺度上,北京、天津和上海 TVOCs 浓度相对最高.研究^[37-40]表明北京大气中 VOCs 以烷烃为主,烯烃和芳香烃活性较大;VOCs 来源主要是机动车尾气源、燃烧源、溶剂使用源和油气挥发源.张博韬等^[41]最新研究发现老化背景和二次源对北京 VOCs 贡献最高,同时从传输角度发现 VOCs 主要来自区域东部和南部.但以上关于北京的研究以地面监测为主,试验结果通常来自单个点位,缺乏对北京 VOCs 整体的时空特征分析.且《2020 年挥发性有机物治理攻坚方案》指出要“提升 VOCs 监测能力”,其中包括卫星监测能力.因此本文结合已有研究结论,从卫星监测的角度,对北京 VOCs 时空特征进行探索.具体地,将 HCHO 作为 VOCs 指示物,以 O₃ 污染季 5~9 月为对象,研究 VOCs 高值区识别方法,并对北京 2005~2023 年的 VOCs 长时序变化进行分析,以期指导卫星遥感业务运行,对 VOCs 防治与管控提供科学的数据支持.

1 材料与方法

1.1 数据预处理

1.1.1 污染气体卫星数据 HCHO 及 NO₂ 柱浓度,采用紫外臭氧监测传感器(OMI/Aura)和对流层臭氧监测传感器(TROPOMI/Sentinel-5p)数据.Aura 和 Sentinel-5p 为极轨卫星,过境时间在当地 13:30 前后.TROPOMI 星下点分辨率为 3.5km×5.5km,OMI 星下点分辨率为 13km×24km.柱浓度数据均由差分光学吸收光谱算法(DOAS)反演获得. TROPOMI 的 HCHO、NO₂ 柱浓度反演的总不确定性分别为 30%~60%和 15%~50%^[42].OMI 的 HCHO、NO₂ 柱浓度反演的总不确定性分别为 40%~60%和 20%~55%^[43].结合数据质量标识,选取 TROPOMI 数据 QA≥75 的有效数据.OMI 数据选择 $-0.5\times 10^{16}\sim 10\times 10^{16}$ molec/cm².去除受云及边缘、影像畸变、水体等影响产生的不合格数据,通过插值填补小范围空缺值.

1.1.2 卫星辅助数据 归一化植被指数(NDVI),采用中分辨率成像光谱仪(MODIS)数据,空间分辨率为 1km,用来表征植被覆盖度^[44].夜间灯光指数,采用

VIIRS/DNB 数据,空间分辨率为 0.77km,反映人类活动强度^[45].地表类型数据,采用全球地理信息公共产品 GlobalLand30 (<https://www.cnopendata.com>),空间分辨率为 0.03km.

1.1.3 其他数据 POI 数据是真实地理实体空间和属性信息的集合,可通过电子地图获取.气象数据来自国家气象局,包括气温、湿度、气压数据. O_3 来自地面站监测数据,通过中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台获取.为与卫星监测数据匹配, O_3 数据和气象数据选取卫星过境时刻前后 12:00~15:00 的数据平均值,并通过插值获取近地面连续分布.

1.2 VOCs 高值区识别方法

1.2.1 总体思路 基于卫星数据识别 VOCs 高值区,首先考虑卫星数据的空间分辨率和数据精准度.目前 TROPOMI 是全球在轨空间分辨率最高的污染气体探测卫星,但网格中仍往往分布上百条信息源,更擅长在区域尺度寻找大型目标.对于城市监测需求,监管目标要求定位清晰且监管范围不易过大,因此提高卫星数据的空间分辨率是业务应用中需要解决的关键问题.针对该问题,1.2.3 中采用降尺度的方法进行优化.其次,将 HCHO 作为 VOCs 的指示物提取 VOCs 热点网格,一方面应考虑卫星柱浓度与近地面排放的差异以及外来传输、地形堆积等方面的影响,另一方面应考虑 VOCs 不同源排放量差异.对于大城市,密集的道路网和住宅区导致高值区大范围连续出现,仅根据浓度高低的方式提取往往会提取大量交通及住宅区,不利于定位未知源以及精细化管理效益提升.因此本研究采用动态等级和动态窗口判断相结合的方法提取高值网格,并融合多源数据,获取除道路移动源及住宅源以外的 VOCs 高值区.以下的 VOCs 高值区均特指道路移动源及住宅源以外的 VOCs 高值区,具体过程在 1.2.4,技术路线见图 1.

1.2.2 先验排放源数据库构建 (1)数据集成和清洗.获取 POI 数据属性信息包括名称、经纬度、地址、行业类别等;基于加权多属性相似度融合算法去除重复信息.(2)数据提取和分类.通过对行业类别以及名称进行关键词检索,遍历所有 POI 数据进行分类.关键词参考《大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南》等的 VOCs 排放源类型^[46-47].结合北京的情

况,选取与 VOCs 排放相关的工业企业、汽车维修、印刷、餐馆、加油站、交通枢纽等 POI 点.(3)多源数据校验.为确保数据质量,结合高分辨率卫星影像、本地污染企业名录等,对提取出的 POI 属性信息进行匹配验证、位置纠正和信息补充.(4)形成 VOCs 先验(潜在)污染源数据库,并根据实地调查工作反馈和逐日 VOCs 高值区提取结果进行调整,实现数据库的动态更新.

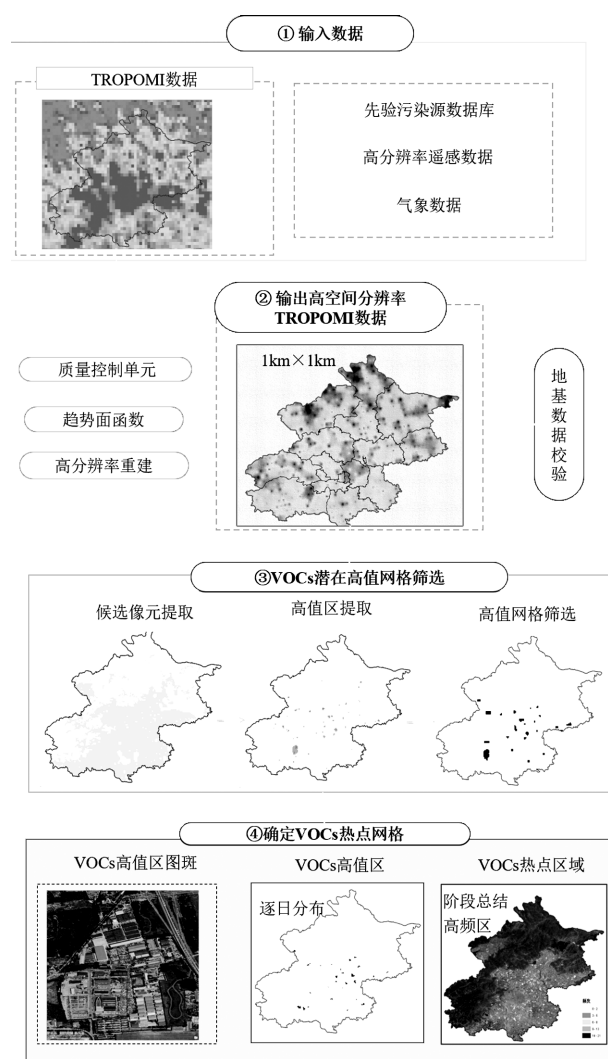


图 1 VOCs 高值区提取技术路线

Fig.1 Technical route for the extraction of high emission areas of VOCs

1.2.3 HCHO 高分辨率柱浓度获取 通过降尺度模型^[48]将 TROPOMI 卫星数据的空间分辨率提升至 $1\text{km}\times 1\text{km}$,以增强其在城市尺度监测的适用性.大量研究证实,HCHO 与温度、湿度、气压、地形、地表覆盖、人口等因子密切相关^[49-50].本研究参考张华玉

等^[51]、Kustas 等^[52]的方法,假设 HCHO 与相关因子之间的映射关系在不同尺度上保持不变,首先构建基于低分辨率环境因子的 HCHO 卫星数据趋势面函数,随后将此函数迁移至高分辨率趋势面因子数据集,通过融合额外的高分辨率信息,实现 HCHO 产品的空间降尺度.具体采用随机森林模型模拟 HCHO 与趋势面因子之间复杂的非线性关系.趋势面函数公式构建如下:

$$\text{HCHO}_L = f(\text{LNL}, \text{NDVIL}, \text{LCL}, \text{TEMPL}, \text{RHL}, \text{PrL}) + \Delta\text{HCHO}_L \quad (1)$$

式中:LN 为夜间灯光指数;LC 为地表类型数据;TEMP 为温度数据;RH 为湿度数据;Pr 为气压数据;HCHO_L 为低空间分辨率的柱浓度数据,数据来源和预处理见 1.1 节. ΔHCHO_L 为低分辨率上 HCHO 数据转换残差.将高分辨率环境因子数据集代入公式(2),获得降尺度后高空间分辨 HCHO 结果.

$$\text{HCHO}_H = f(\text{LN}_H, \text{NDVI}_H, \text{LC}_H, \text{TEMP}_H, \text{RH}_H, \text{Pr}_H) + \Delta\text{HCHO}_H \quad (2)$$

式中: ΔHCHO_H 为 ΔHCHO_L 经过地理统计空间插值获得的高空间分辨率残差.优化例子可见图 1 技术路线步骤②.

基于随机森林的 HCHO 柱浓度降尺度模型,误差分布分析结果如图 2 所示.结果表明 95%降尺度结果的误差小于 5%,且误差分布较对称.误差相对较大的像元分布在山区等浓度较低的地区.逐月的降尺度模型结果相关性 R 范围为 0.86~0.96.误差结果在可接受范围内,能够支撑本文的后续分析.

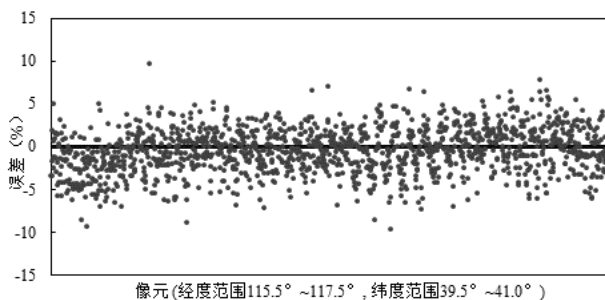


图 2 HCHO 柱浓度降尺度模型精度分析

Fig.2 Accuracy analysis of downscaling model for HCHO column concentration

1.3 多源卫星数据融合

基于 OMI 与 TROPOMI 两种 HCHO 数据,分析 2005~2023 年时序变化,首先对两种数据进行相关性

分析,以确保数据在时间序列上的连续性和可比性.选取 2019~2021 年北京的月均值数据,通过空间匹配将观测像元重新插值为 10km×10km,获得 3040 组有效数据.如图 3 所示,两种数据呈现高度线性相关($R=0.80$).将 2019 年作为中继点,2005~2019 年的数据采用 OMI,2019~2023 年的数据采用 TROPOMI.采用换算公式(3),将 TROPOMI 数据归化至 OMI 的数据尺度,实现跨传感器的数据衔接.

$$\text{HCHO}_{(\text{TROPOMI})} = 0.714 \times \text{HCHO}_{(\text{OMI})} + 0.28 \quad (3)$$

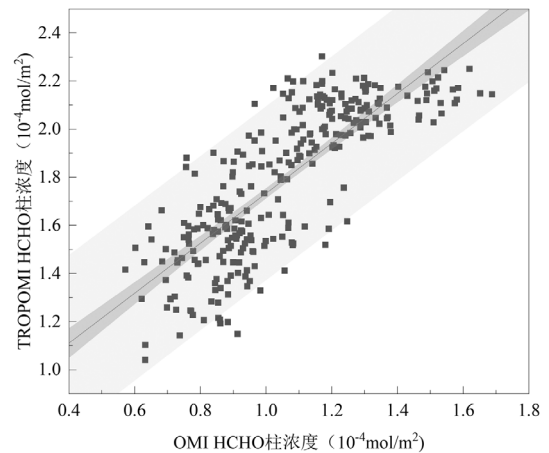


图 3 TROPOMI 与 OMI HCHO 柱浓度数据相关性

Fig.3 Correlation between TROPOMI and OMI HCHO column concentrations

1.4 HCHO 柱浓度温度校正

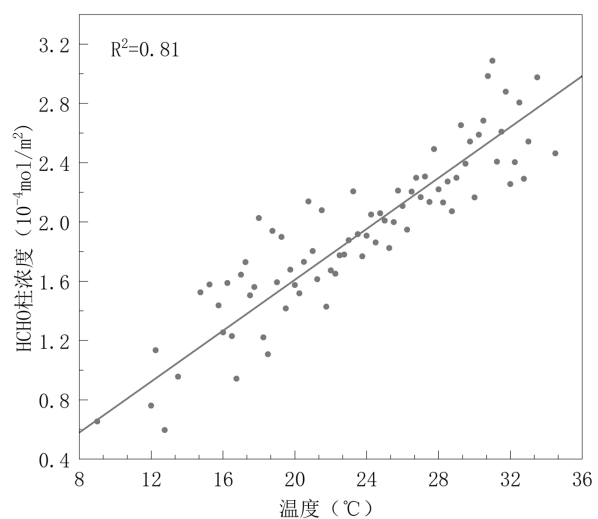


图 4 2005~2023 年北京 54511 气象站温度与 HCHO 柱浓度相关性

Fig.4 Correlation between air temperature and HCHO column concentration at the 54511 meteorological station of Beijing from 2005 to 2023

Guenther 等研究揭示了北美地区 HCHO 柱浓度与温度的关系,温度每升高约 7K,浓度增加 1 倍^[53-54].因此在长时间序列的趋势分析中,本文纳入温度要素,对数据进行去温度依赖处理.将 HCHO 与温度的关系简化为 $HCHO=f(TEMP)+HCHO_R$, 其中 $f(TEMP)$ 为受到温度影响的 HCHO 增量, $HCHO_R$ 为人为源自然源排放等其他因素的影响^[55-56].采用 Zhu 的方法^[27],将地面研究区域按照 $50\text{km}\times 50\text{km}$ 进行网格划分,建立每个网格 i 内的 $f_i(TEMP)$.为了增加置信度,对于每个网格均有 j 个 HCHO 柱浓度数据, $j\geq 1000$,温度箱 N_i 至少有 20 个.以 2005~2023 年北京气象站 54511 为例,温度与 HCHO 柱浓度线性相关性达 0.9,如图 4 所示.

2 结果与讨论

2.1 卫星 HCHO 柱浓度验证与空间分布

2.1.1 HCHO 柱浓度数据验证 本研究将 HCHO 高分辨率柱浓度用于 VOCs 高值区识别,为验证 1.2.3 数据结果的可靠性,将卫星获取的高分辨率 HCHO 柱浓度数据与地面监测站 HCHO 浓度数据进行相关性比较.其中,地面数据为 2023 年 1~10 月车公庄站点(经纬度坐标: $116.332^\circ, 39.938^\circ$)的 HCHO 浓度逐日监测结果,为了与卫星过境时间匹配,选取 12:00~15:00 的平均值.卫星数据选取以车公庄监测站经纬度坐标为中心 3×3 窗口数据的平均值.通过以上时空匹配后,最终获取有效的卫星及地面数据 148 组,总相关性 $R=0.75, P<0.001$.偏离趋势线较远的点主要有两方面原因,一是发生在冬季 HCHO 浓度较低时,卫星反演结果会出现过低条带,二是发生在污染层较高的天气,卫星监测的整层 HCHO 柱浓度与地面监测的近地层 HCHO 浓度差距扩大.进一步去除受到以上影响显著的 8 组数据后,如图 5 所示,总相关系数 R 达 0.81,两组数据随时间变化保持较好的一致性.其中 O_3 污染季 5~9 月期间的相关性为 0.82.综上所述,基于降尺度方法的高分辨率 HCHO 柱浓度数据与地面监测数据有强相关性,可用于北京 O_3 污染季 VOCs 高值区的识别.

2.1.2 O_3 污染季 HCHO 柱浓度空间分布 图 6 显示 2023 年 5~9 月北京及周边 HCHO 柱浓度空间分布.京津冀 HCHO 柱浓度相对高值区主要分布在京津冀平原区,北京-廊坊-天津城市群及石家庄周边尤为显

著.京津冀 HCHO 柱浓度平均值为 $2.05\times 10^{-4}\text{mol/m}^2$.北京 HCHO 柱浓度平均值为 $2.37\times 10^{-4}\text{mol/m}^2$,在区域中处于高水平.北京 HCHO 柱浓度范围在 $1.54\times 10^{-4}\sim 2.95\times 10^{-4}\text{mol/m}^2$,空间分布呈现中南部高于西北部的特点,受人类活动影响特征明显.

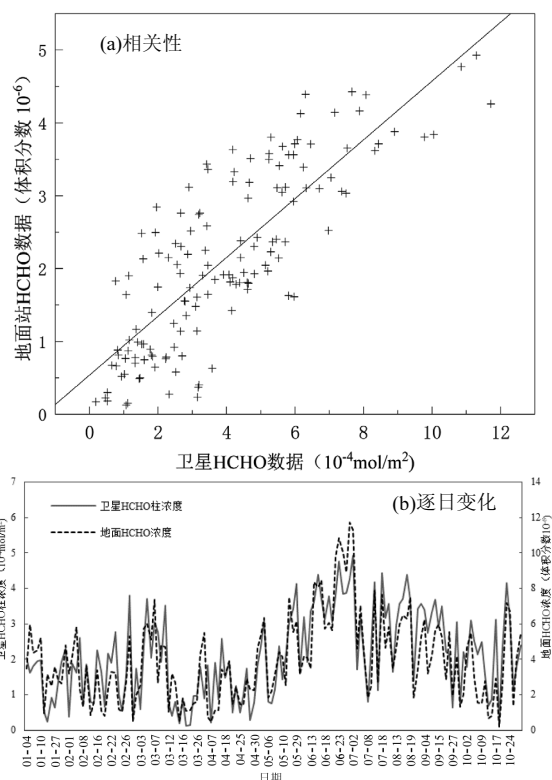


图 5 卫星 HCHO 柱浓度与地面 HCHO 浓度相关性及其逐日变化

Fig.5 Scatter plot and daily variation of satellite-derived HCHO column concentration and ground HCHO concentrations

已有研究中,Wang 等^[40]基于地面数据对北京 VOCs 空间分析显示高值区分布在北京中南部,与 HCHO 柱浓度高值区分布较一致.另一方面基于 MEIC 的 VOCs 排放清单^[57-58]统计北京及周边 5~9 月 VOCs 排放量,与同期 HCHO 柱浓度比较.图 7 所示,两组数据均采用 2020 年,空间分辨率为 $0.25^\circ\times 0.25^\circ$,VOCs 排放量与 HCHO 柱浓度分布特征显示出较好的一致性.北京 VOCs 排放量高值分布在中南部,周边城市高值主要分布在城区位置,与 HCHO 柱浓度高值分布高度空间相关.提取京津冀数据,两者呈指数关系,相关系数为 0.69.与已有研究的比较,进一步说明了 HCHO 柱浓度和 VOCs 分布较好的空间相关性,HCHO 可以作为 VOCs 的指示物.

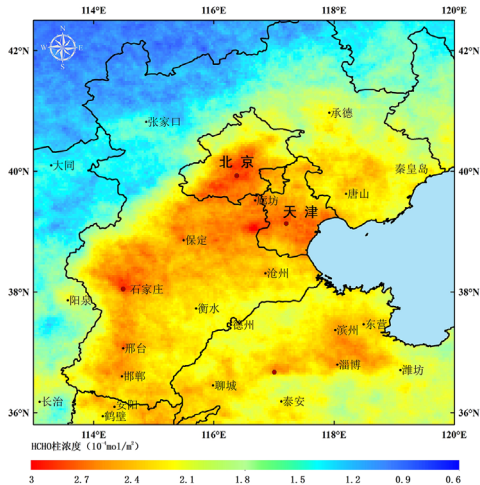


图6 2023年5~9月北京及周边HCHO柱浓度均值空间分布
Fig.6 Spatial distribution of HCHO column concentration from May to September 2023 in Beijing and surrounding areas

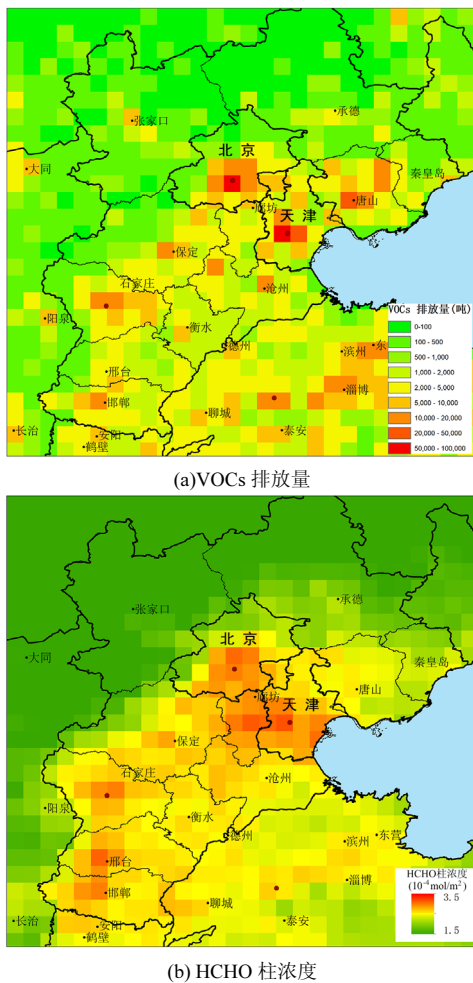


图7 2020年5~9月北京及周边基于MEIC的VOCs排放量与HCHO柱浓度分布
Fig.7 Spatial distribution of VOCs emissions (MEIC data) and HCHO column concentration in Beijing and surrounding areas from May to September, 2020

2.2 VOCs 人为源与自然源影响区

VOCs 来源于自然界和人类活动,NO₂ 主要来源为人类活动.基于此,通过 HCHO/NO₂ 对自然源和人为源区域进行分区.当 HCHO/NO₂ 的值越高,自然源影响越大,反之人类活动影响大.通过阈值法将北京分为自然源主要影响区域、人为源主要影响区域和过渡区域.为减弱气象条件、偶然误差、系统偏差等的影响,统计 5~9 月每天的有效数据,剔除极端天气下的反演结果,获得 HCHO/NO₂ 比值的平均值,如图 8(b)所示.人类活动范围结合夜间灯光指数 LN 进行提取, LN ≥ 2 时判定为人类主要活动范围,如图 8(c)所示.结合提取的人类主要活动范围,选取 HCHO/NO₂ 的 3.5 和 4 作为划分标准,即 HCHO/NO₂ > 4 的区域, VOCs 浓度受自然源影响较大,为自然源主要影响区; HCHO/NO₂ < 3.5 的区域, VOCs 浓度受人为源影响较大,为人为源主要影响区; 3.5 < HCHO/NO₂ < 4 的区域, VOCs 浓度受人为源和自然源综合影响,划分为过渡区,得到分布图,如图 8(a)所示.

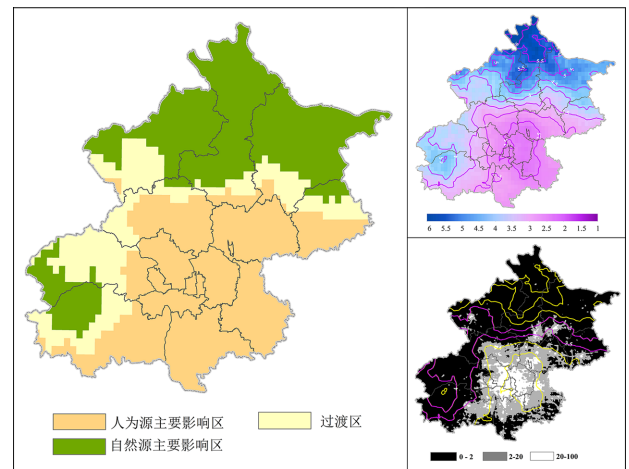


图8 VOCs 人为源自然源影响区划分及不同分区 HCHO、NO₂ 柱浓度
Fig.8 Zoning of VOCs of anthropogenic and natural sources, and column concentrations of HCHO and NO₂ in different zones

以该分区为基础,定量统计 HCHO、NO₂ 的柱浓度平均水平 and 总量,结果如图 8(d)所示.人为源主要影响区的 HCHO 柱浓度均值约为 $2.58 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$, 是自然源主要影响区的 1.3 倍, NO₂ 柱浓度均值约为 $0.95 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$, 是自然源影响为主区域的 2.1 倍.人为源主要影响区的日均 HCHO 总量约为 $32.24 \times 10^6 \text{ mol}$, 是自然源主要影响区的 3.4 倍, NO₂ 总量约为

$11.85 \times 10^6 \text{ mol}$, 是自然源主要影响区的 5.4 倍。以上结果表明北京人为源主要影响区 VOCs 排放量高于自然源主要影响区。

2.3 VOCs 高值区分布

2.3.1 VOCs 高值区识别结果 结合多源数据, 提取 VOCs 固定源高值区, 统计高值区的数量 254 个、累计频次为 1047 个。根据高值区位置和频次绘制核密度分布如图 9 所示。高值区累计出现较为密集的地区主要分布在北京平原区的北部、中偏东和西南部。高值区 HCHO 柱浓度分布在 $2.59 \times 10^{-4} \sim 2.89 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$, 高于人为源影响区平均值 $2.58 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$ 。

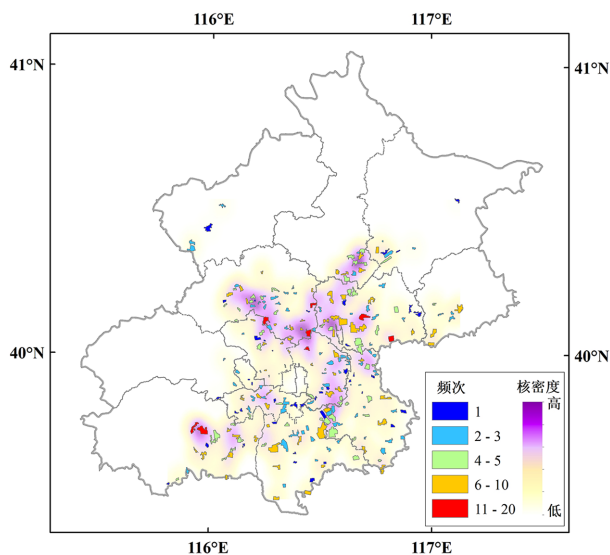


图 9 2023 年 5~9 月北京 VOCs 高值区频次叠加核密度分布
Fig.9 Frequency of VOCs high-emission areas in Beijing from May to September 2023 overlaid with kernel density

将 VOCs 高值区分为两大类。第一类以工业企业为主, 包括医药制造、电子制造、家具制造、塑料制造、酒厂、汽车制造等工艺生产过程源和印刷印染等溶剂使用源; 第二类为汽车维修、物流仓储、储油站等。大部分高值区内存在多种污染源。若两类出现在同一高值区内则以贡献更大的类别为主。图 10 的分类结果显示, 第一类高值区大多分布在五环以外, 约占 61%, 其中以工业生产过程源为主的高值区约占其中的 88%, 以印刷印染等溶剂使用源为主的高值区约占 12%; 房山、怀柔、密云、经开区、平谷、延庆以第一类高值区为主。第二类高值区大多沿高速路段分布, 约占 39%, 其中以汽车维修为主的高值区约占其中的 72%; 朝阳、丰台、海淀以第二类高值

区为主。昌平、通州、顺义、密云、大兴两种类型的高值区均构成较大比重。

选取化工、沥青、制药、汽修、印刷等不同类型的 VOCs 高值区, 在 O_3 污染季开展实地测量, 进一步验证识别结果。表 1 中 HCHO 目标浓度和背景浓度为使用 HCHO 浓度测量仪测量的高值区目标地的浓度和目标地周边浓度。结果显示 VOCs 高值区 HCHO 浓度一般为背景值的 2~5 倍。不同 VOCs 高值区的 HCHO 目标值浓度具有较大差距, 大部分 HCHO 目标值浓度范围在 $8 \sim 20 \times 10^{-6}$ 之间, 汽车行业相关公司浓度相对其他类型高; 背景值浓度大多分布在 $2 \times 10^{-6} \sim 7 \times 10^{-6}$ 之间。

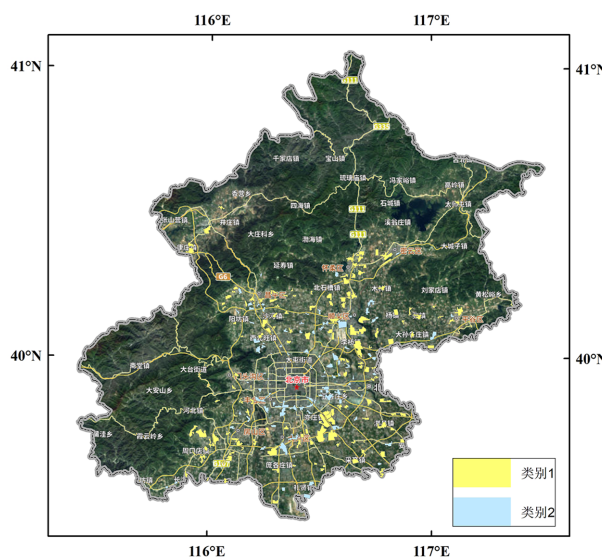


图 10 2023 年 5~9 月北京 VOCs 高值区类型分布
Fig.10 Classification of VOCs high-emission areas in Beijing from May to September 2023

2.3.2 VOCs 高值区识别的不确定性 卫星监测会受云层、沙尘等干扰, 造成污染气体反演数据的缺失。有效数据的时空分布, 对 VOCs 高值区的识别和统计有一定影响。对 2023 年 5~9 月研究时段进行统计, 共监测天数为 153d, 有效天数 88d, 数据有效率为 58%; 其中 O_3 超标 51d, 超标天的数据捕获有效率为 74%。整个研究阶段, 遥感监测数据有效率为中等, 遥感监测数据对 O_3 超标天的数据捕获率较高, 考虑到数据样本数量较多, 识别结果具有较好的可靠性。

另一方面, 由于北京市区移动源以及住宅区较为密集, 导致此类高值区连片出现, 提取此类范围较大的成片高值区对精细管理的效率提升较小, 因此

本研究提取的对象以移动源和住宅区以外的固定排放源为主,忽略此类地区,如东西城区.最终明确的高值区会因此存在一些疏漏,应结合走航其他方式,对此类高值区进一步地协同监测.

表 1 不同类型高值区 HCHO 实测浓度示例(体积分数, 10^{-6})

Table 1 Instances of measured HCHO concentrations in different classes of high-emission areas(volume fraction, 10^{-6})

测量点位	HCHO 目标浓度	HCHO 背景浓度	测量点位	HCHO 目标浓度	HCHO 背景浓度
X 沥青公司	14.56	3.52	X 塑料公司	11.92	4.62
X ₂ 沥青公司	15.44	6.12	X 塑业	11.38	3.12
X 啤酒公司	11.44	2.64	X 生物公司	14.89	3.36
X 汽车公司	16.08	3.45	X 药业	11.95	3.25
X 汽车工厂	275.83	65.78	X ₂ 药业	12.16	2.13
X 汽车配件	26.72	6.34	X ₃ 药业	14.59	4.76
X 汽修集群	14.24	6.88	X ₄ 药业	9.51	3.22
X 润滑油厂	19.95	5.46	X 印刷公司	9.16	3.78
X 石化园区	19.04	5.37	X ₂ 印刷公司	10.57	2.68
X 化工基地	8.87	4.12			

2.4 2005~2023 年 O₃ 污染季 VOCs 变化

当环境温度较高时,HCHO 浓度可近似反映 VOCs 浓度水平,尤其在夏季 HCHO 与 VOCs 总量近似线性相关.基于 OMI、TROPOMI 的 HCHO 柱浓度数据对北京 2005~2023 年 5~9 月数据进行分析,反映长时间序列上 O₃ 污染季 VOCs 排放变化情况.另一方面,为减弱温度对 HCHO 时间序列的影响,更好地反映 VOCs 排放水平,对 HCHO 柱浓度数据进行温度校正,确定 HCHO 月平均柱浓度对月平均地表温度的依赖性,并将 2005~2023 年 5~9 月的温度均值作为标准温度值.

图 11 为基于 OMI 和 TROPOMI 的 2005~2023 年逐月 HCHO 柱浓度以及年均和 5~9 月年均 HCHO 柱浓度.结果显示 5~9 月年均 HCHO 柱浓度与全年年均 HCHO 柱浓度变化趋势基本相同,前者的波动幅度大于后者;2019~2021 年 OMI 和 TROPOMI 的数据变化趋势相同,期间 5~9 月年均 TROPOMI 数据下降幅度大于 OMI 数据.图 12 为基于 OMI 和 TROPOMI 数据融合后和温度校正处理后,获得的 2005~2023 年 5~9 月 HCHO、HCHO_C 柱浓度月均值和年均值.结果显示,HCHO_C 柱浓度和 HCHO 柱浓度变化趋势整体一致,部分年份不同.如 2021~2023 年,HCHO 柱浓度呈明显升高趋势,但与此同

时温度也升高明显,尤其 2023 年温度是近 19a 最高,HCHO_C 柱浓度在此期间的变化则表现为持平中轻微下降,这也进一步表明进行温度校正对研究的重要性.

19a 间 HCHO_C 柱浓度范围在 $1.64 \times 10^{-4} \sim 2.07 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$ 之间,2018 年柱浓度最高,2005 年最低.将 2005~2023 年的变化分为两个阶段.阶段 1 为 2005~2018 年,HCHO_C 呈升高趋势,增长幅度约为 26%,年均增幅 2%.阶段 2 为 2018~2023 年,HCHO_C 呈下降趋势,下降幅度约为 11%,年均降幅 2.2%.以下分别对两个阶段进行分析.

阶段 1,图 13(a)显示 2005~2018 年北京及周边省市普遍升高.北京北部地区升高幅度大于南部,大部分地区升高 $0.2 \times 10^{-4} \sim 0.7 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$.最近研究发现 O₃ 污染季北京 VOCs 来源占比较高的包括移动源约 25%~27%,溶剂使用约 13%~17%,背景排放 15.7%,汽修 13%,工业过程源约 9%等.统计 2005~2018 年北京年鉴数据显示,期间机动车保有量增加了 136%,常住人口增加 42%,涉及 VOCs 排放相关的行业生产总值,如工业增加 2.6 倍、交通运输和仓储增加 3.0 倍,建筑业增加 4.3 倍,住宿与餐饮业增加 2.7 倍.总体来看人类活动的影响对 2005~2018 年 VOCs 排放水平的增长具有重要的推动作用.在此阶段有 3 次短暂的下降过程:2007~2009 年、2011~2012 年、2015~2017 年.其中 2007~2009 年的下降或与北京奥运会的举办有关,同期大气污染物浓度普遍下降^[59].2015~2017 年的下降或与 2013~2017 清洁空气计划实施及达标要求有关,多项研究分析表明期间中国空气质量得到普遍改善^[60-61].

阶段 2,2018~2023 年北京 HCHO_C 柱浓度呈下降趋势,其中 2018~2021 年下降幅度较大,2021 年~2023 年变化幅度较小.图 13(b)为基于 TROPOMI 数据的北京及周边地区 HCHO 变化,2019~2023 年之间,区域平原区以下降为主.北京 HCHO_C 柱浓度下降约 7%,除了部分高海拔植被茂盛的地区有轻度升高,大部分地区下降,市区下降幅度在 $0.2 \times 10^{-4} \sim 0.6 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2$ 之间.2018 年以来随着各地 PM_{2.5} 浓度治理效果显著,国家及地方政府的大气污染治理重心向 O₃ 及 VOCs 转移,VOCs 的监测治理方案频出,如《2018 年重点地区环境空气挥发性有机物监测方案》、《2019 年重点行业挥发性有机物综合治理

方案》、《2020 年挥发性有机物治理攻坚方案》等。年鉴数据显示 2018~2022 年,住宿餐饮业、交通运输和仓储行业生产总值有所下降,其他方面仍逐年升

高;2023 年疫情结束交通运输、餐饮等也大幅回升。在此期间 HCHO_C 浓度仍保持下降趋势,体现了 VOCs 治理政策的实施成效。

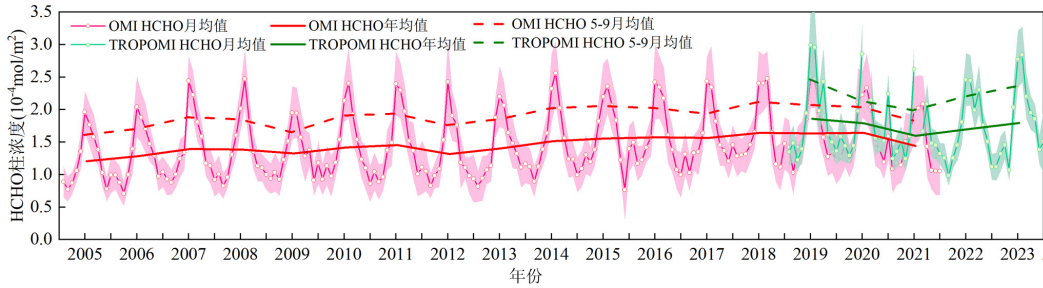


图 11 2005~2023 年基于 OMI 及 TROPOMI 的北京 HCHO 柱浓度逐月、逐年变化

Fig.11 Monthly and annual changes variations of OMI and TROPOMI HCHO column concentrations in Beijing based on OMI and TROPOMI, 2005 to 2023

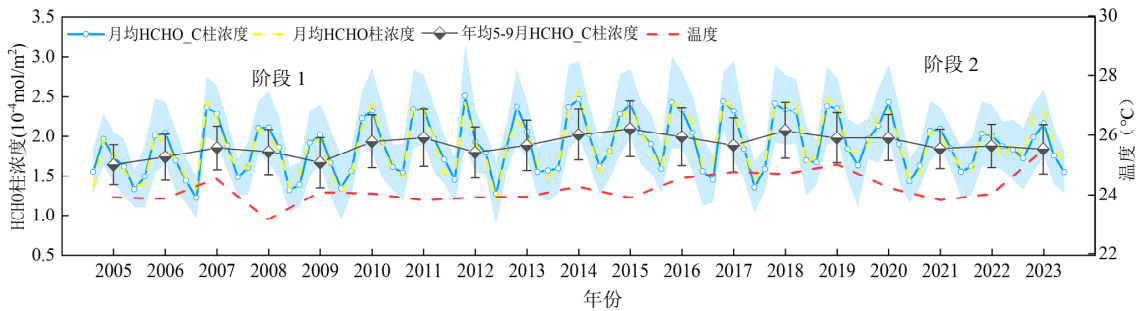


图 12 2005~2023 年 5~9 月 OMI 及 TROPOMI 融合后的北京 HCHO 及 HCHO_C 柱浓度变化

图 12 Monthly and annual changes variations of HCHO and HCHO_C column concentrations based on OMI and TROPOMI merged data in Beijing from May to September, 2005 to 2023

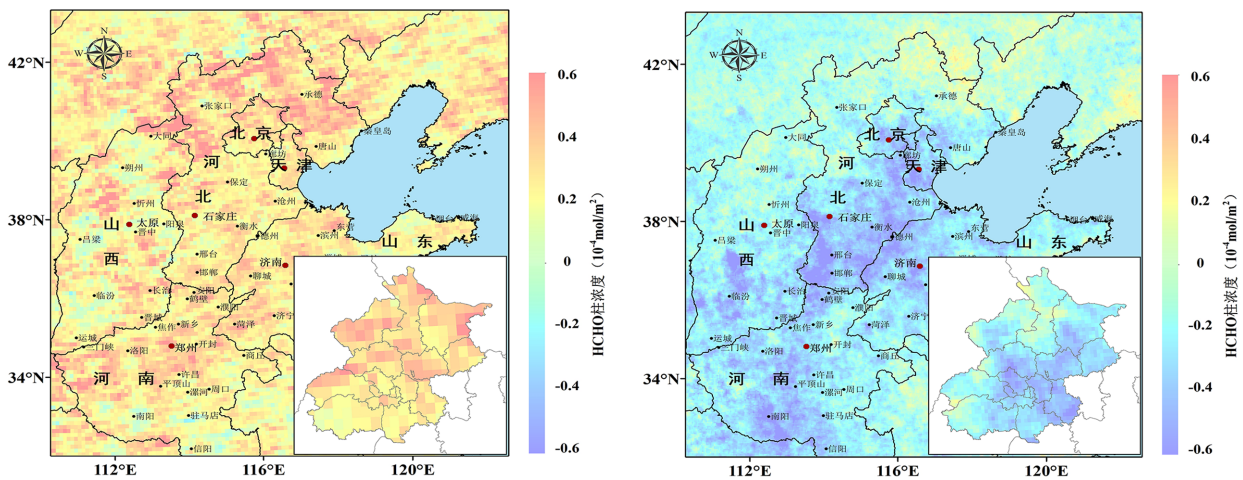


图 13 基于 OMI 的 2005~2018 年与基于 TROPOMI 的 2019~2023 年 5~9 月北京及周边 HCHO_C 柱浓度差值

Fig.13 HCHO_C VCDs difference retrieved from OMI in Beijing and the surrounding areas from May to September between 2005 and 2018, and difference retrieved from TROPOMI from May to September between 2019 and 2023

3 结论

3.1 O₃ 污染季 5~9 月卫星 HCHO 柱浓度与地面监

测 HCHO 浓度相关性可达 0.81.基于卫星监测到北京 HCHO 浓度在京津冀处于高水平.HCHO 可作为 VOCs 的指示物.北京 HCHO 浓度与已有研究中北

京 VOCs 浓度分布特征一致。京津冀 HCHO 浓度与 VOCs 排放量高低空间分布一致性强,数值相关性达 0.69。

3.2 基于 HCHO/NO₂ 将北京划分为 VOCs 人为源主要影响区(HCHO/NO₂<3.5)、自然源主要影响区(HCHO/NO₂>4)和过渡区。2023 年 O₃ 污染季人为源主要影响区日均 HCHO 总量约 3.22×10⁷mol,是自然源主要影响区的 3.4 倍,可见人为源主要影响区 VOCs 排放量贡献大于自然源主要影响区。

3.3 人为源 VOCs 高值区出现频次密集的地区分布在北京平原区的北部、中偏东和西南部,涉及顺义、昌平、朝阳、房山、密云等地。北京工艺过程源和溶剂使用源为主的高值区基本分布在五环以外,约占总数的 61%;汽修、物流仓储等为主的高值区大多沿高速路段分布,约占总数的 39%。

3.4 基于 OMI 与 TROPOMI 卫星 HCHO 柱浓度及去温度依赖后的 HCHO_C 柱浓度,对北京 2005~2023 年 O₃ 污染季 VOCs 排放年际变化进行趋势分析。阶段 1(2005~2018 年)VOCs 排放呈上升趋势,HCHO_C 柱浓度升高幅度约 26%,年均增幅 2%;人类活动的影响对该阶段 VOCs 排放水平的增长具有重要的推动作用。阶段 2(2018~2023 年)VOCs 排放呈下降趋势,以 2018~2021 年最为显著;HCHO_C 柱浓度下降幅度约 11%,年均下降 2.2%,尤以城区下降明显,体现了近年来 VOCs 治理成效显著。

参考文献:

- [1] Li P, Chen C, Liu D, et al. Characteristics and source apportionment of ambient volatile organic compounds and ozone generation sensitivity in urban Jiaozuo, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2024, 138:607-625.
- [2] Mellouki A, Wallington T J, Chen J, et al. Atmospheric chemistry of oxygenated volatile organic compounds: impacts on air quality and climate [J]. *Chemical Reviews*, 2015, 28(10):436-437.
- [3] 严刚, 薛文博, 雷宇, 等. 我国臭氧污染形势分析及防控对策建议 [J]. *环境保护*, 2020, 48(15):15-19.
Yan G, Xue W B, Lei Y, et al. Situation and control measures of ozone pollution in China [J]. *Environmental Protection*, 2020, 48(15):15-19.
- [4] 罗悦函, 赵天良, 孟凯, 等. 华北平原和山区城市 PM_{2.5} 和 O₃ 变化关系比较分析 [J]. *中国环境科学*, 2021, 41(9):3981-3989.
Luo Y H, Zhao T L, Meng K, et al. Comparative analysis of the relationship between PM_{2.5} and O₃ in plain and mountainous cities in North China [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(9):3981-3989.
- [5] 孟祥来, 孙扬, 廖婷婷, 等. 北京市城区夏季 VOCs 变化特征分析与来源解析 [J]. *环境科学*, 2022, 43(9):4484-4496.
Meng X L, Sun Y, Liao T T, et al. Characteristic analysis and source apportionment of VOCs in urban areas of Beijing in summer [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(9):4484-4496.
- [6] 王艺璇, 刘保双, 吴建会, 等. 天津市郊夏季 VOCs 化学特征及其时间精细化的来源解析 [J]. *环境科学*, 2021, 42(12):5644-5655.
Wang Y X, Liu B Q, Wu J H, et al. Chemical characteristics and source apportionment with temporal refinement for VOCs in Tianjin suburb in summer [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(12):5644-5655.
- [7] 王倩. 2019 年 5 月上海复合污染过程中挥发性有机物的污染特征及来源 [J]. *环境科学*, 2020, 41(6):2555-2564.
Wang Q. Chemical characteristics and sources of volatile organic compounds in Shanghai during an ozone and particulate pollution episode in May 2019 [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(6):2555-2564.
- [8] 范西彩, 张新民, 张晓红, 等. 鹤壁市大气挥发性有机物源排放清单研究 [J]. *中国环境科学*, 2021, 41(2):558-565.
Fan X C, Zhang X M, Zhang X H, et al. Research on the emission inventory of volatile organic compounds in Hebi city, Henan province [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(2):558-565.
- [9] 张蕾, 李令军, 赵文慧, 等. 北京森林 BVOCs 排放特征及对区域空气质量的影响 [J]. *中国环境科学*, 2021, 41(2):622-632.
Zhang Q, Li L J, Zhao W H, et al. Emission characteristics of VOCs from forests and its impact on regional air quality in Beijing [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(2):622-632.
- [10] 杨永安, 许肖云, 胡艳丽, 等. 成渝地区典型中小城市 VOCs 污染特征、臭氧生成潜势及来源分析 [J]. *中国环境监测*, 2023, 39(2):125-138.
Yang Y A, Xu X Y, Hu Y L, et al. Analysis of pollution characteristics, ozone formation potential and sources of ambient VOCs on typical small and medium-sized cities in Chengdu-Chongqing region [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2023, 39(2):125-138.
- [11] 肖建军, 汪天明, 可传豪, 等. 夏季典型背景及城市地区 VOCs 对比研究 [J]. *中国环境监测*, 2023, 39(1):45-50.
Xiao J J, Wang T M, Ke C H, et al. A comparative study of summer VOCs between typical background and urban stations [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2023, 39(1):45-50.
- [12] 刘新军, 王淑娟, 刘程, 等. COVID-19 疫情期间雄安新区 VOCs 的变化特征、臭氧生成潜势及来源解析 [J]. *环境科学*, 2022, 43(3):1268-1276.
Liu X J, Wang S J, Liu C, et al. Characteristics, ozone formation potential, and source apportionment of VOCs during the COVID-19 epidemic in Xiong'an [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(3):1268-1276.
- [13] 陈良富, 王雅鹏, 张欣欣, 等. 面向区域二次污染风险控制的臭氧及其前体物卫星遥感监测 [J]. *环境监控与预警*, 2019, 11(5):13-21.
Chen L F, Wang Y P, Zhang X X, et al. Satellite remote sensing monitoring of ozone and its precursors for regional secondary pollution risk control [J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2019, 11(5):13-21.
- [14] Martin R V, Parrish D D, Ryerson T B, et al. Evaluation of GOME satellite measurements of tropospheric NO₂ and HCHO using regional data from aircraft campaigns in the southeastern United States [J].

- Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2004,109(D24): D24307.1–D24307.11.
- [15] Liu H, Liu C, Xie Z, et al. A paradox for air pollution controlling in China revealed by “APEC Blue” and “Parade Blue” [J]. Scientific Reports, 2016,6(1):34408.
- [16] Choi Y, Kim H, Tong D, et al. Summertime weekly cycles of observed and modeled NO_x and O₃ concentrations as a function of satellite-derived ozone production sensitivity and land use types over the Continental United States [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012,12(14):6291–6307.
- [17] Jin X, Holloway T. Spatial and temporal variability of ozone sensitivity over China observed from the Ozone Monitoring Instrument [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2015, 120(14):7229–7246.
- [18] Duncan B N, Yoshida Y, Olson J R, et al. Application of OMI observations to a space-based indicator of NO_x and VOC controls on surface ozone formation [J]. Atmospheric Environment, 2010,44(18): 2213–2223.
- [19] Palmer P I, Jacob D J, Fiore A M, et al. Mapping isoprene emissions over North America using formaldehyde column observations from space [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003,108 (D6):ACH 2-1–ACH 2-9.
- [20] Sillman S. The use of NO_y, H₂O₂, and HNO₃ as indicators for ozone-NO_x-hydrocarbon sensitivity in urban locations [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1995,100(D7):14175–14188.
- [21] Hong Q, Liu C, Hu Q, et al. Evaluating the feasibility of formaldehyde derived from hyperspectral remote sensing as a proxy for volatile organic compounds [J]. Atmospheric Research, 2021,264:105777.
- [22] Boeke N L, Marshall J D, Alvarez S, et al. Formaldehyde columns from the Ozone Monitoring Instrument: Urban versus background levels and evaluation using aircraft data and a global model [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2011,116(D5): D05303.
- [23] Wu Y, Huo J, Yang G, et al. Measurement report: Production and loss of atmospheric formaldehyde at a suburban site of Shanghai in summertime [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2023,23(5): 2997–3014.
- [24] Chen W T, Shao M, Lu S H, et al. Understanding primary and secondary sources of ambient carbonyl compounds in Beijing using the PMF model [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014,14(6): 3047–3062.
- [25] Fan J, Ju T, Wang Q, et al. Spatiotemporal variations and potential sources of tropospheric formaldehyde over eastern China based on OMI satellite data [J]. Atmospheric Pollution Research, 2021,12(1): 272–285.
- [26] Pakkattil, Anoop, M.Muhsin, et al. COVID-19lockdown: Effects on selected volatile organic compound (VOC) emissions over the major Indian metro cities [J]. Urban Climate, 2021,8:100838.
- [27] Zhu L, Mickley L, Jacob D, et al. Long-term (2005–2014) trends in formaldehyde (HCHO) columns across North America as seen by the OMI satellite instrument: Evidence of changing emissions of volatile organic compounds [J]. Geophysical Research Letters, 2017,44:7079–7086.
- [28] Shen L, Jacob D J, Zhu L, et al. The 2005–2016 trends of formaldehyde columns over China observed by satellites: Increasing anthropogenic emissions of volatile organic compounds and decreasing agricultural fire emissions [J]. Geophysical Research Letters, 2019,46(8):4468–4475.
- [29] Bauwens M, Verreyken B, Stavrou T, et al. Spaceborne evidence for significant anthropogenic VOC trends in Asian cities over 2005–2019 [J]. Environmental Research Letters, 2022,17(1):015008.
- [30] Pu D, Zhu L, De Smedt I, et al. Response of anthropogenic volatile organic compound emissions to urbanization in Asia probed with TROPOMI and VIIRS satellite observations [J]. Geophysical Research Letters, 2022,49(18):099470.
- [31] 王 玥,魏 巍,任云婷,等.基于卫星遥感和地面观测的人为源 VOCs 区域清单多维校验 [J]. 环境科学, 2021,42(6):2713–2720.
Wang Y, Wei W, Ren Y T, et al., Multidimensional Verification of Anthropogenic VOCs Emissions Inventory through Satellite Retrievals and Ground Observations [J]. Environmental Science, 2021,42(6): 2713–2720.
- [32] 蒲东川,王大康,朱 雷,等.基于 OLI 和 TROPOMI 卫星数据的北京市臭氧前体物研究 [J]. 中国环境科学, 2024,44(7):3592–3600.
Pu D C, Wang D K, Zhu L, et al. Study on ozone precursors in Beijing based on OLI and TROPOMI satellite data [J]. China Environmental Science, 2024,44(7):3592–3600.
- [33] Hong Q, Zhu L, Xing C, 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.
- [34] Acdan J J M, Pierce R B, Dickens A F, et al. Ozone-NO_x-VOC Sensitivity of the Lake Michigan Region Inferred from TROPOMI Observations and Ground-Based Measurements [J]. EGU sphere, 2022, 2022:1–38.
- [35] 王 峰,汪健伟,翟 菁,等.卫星观测资料改进活性 VOCs 源排放及其对臭氧模拟影响 [J]. 中国环境科学, 2021,41(6):2504–2514.
Wang F, Wang J W, Zhai J, et al. Emission improvements of reactive VOCs based on satellite observations and their impact on ozone simulations [J]. China Environmental Science, 2021,41(6):2504–2514.
- [36] Mozaffar A, Zhang Y L. Atmospheric volatile organic compounds (VOCs) in China: a review [J]. Current Pollution Reports, 2020,6: 250–263.
- [37] 张利慧,毋振海,李 斌,等.北京市城区春季大气挥发性有机物污染特征 [J]. 环境科学研究, 2020,33(3):526–535.
Zhang L H, Wu Z H, Li B, et al. Variation characteristics and ozone formation potential of ambient VOCs in urban Beijing in summer [J]. Environmental Science, 2020,33(3):526–535.
- [38] 程 曦,张利慧,李 红,等.首届“一带一路”会议期间北京市典型城区空气中 VOCs 的污染特征及健康风险评估 [J]. 环境科学学报, 2019,39(9):2839–2851.
Cheng X, Zhang L H, Li H, et al. Atmospheric VOCs in a typical urban area of Beijing: Pollution characterization and health risk during the period of the first forum on the Belt and Road initiatives [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(9):2839–2851.
- [39] 胡 君,王淑兰,吴亚君,等.北京怀柔 O₃ 污染过程初始 VOCs 浓度特征及来源分析 [J]. 环境科学研究, 2019,32(5):766–775.

- Hu J, Wang S L, Wu Y J, et al. Characteristics and source analysis of initial mixing ratio of Atmospheric VOCs during an ozone episode in Huairou, Beijing [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(5):766-775.
- [40] Wang M, Shao M, Chen W, et al. A temporally and spatially resolved validation of emission inventories by measurements of ambient volatile organic compounds in Beijing, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014,14:5871-589.
- [41] 张博韬,景 宽,王 琴,等.北京城区夏季 VOCs 初始体积分数特征及来源解析 [J]. *环境科学*, 2024,45(1):81-92.
Zhang B T, Jing K, Wang Q, et al. Characteristics and source apportionment of VOCs initial mixing ratio in Beijing during summer [J]. *Environmental Science*, 2024,45(1):81-92.
- [42] De Smedt I, Theys N, Yu H, et al. Algorithm theoretical baseline for formaldehyde retrievals from SSP TROPOMI and from the QA4ECV project [J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2018,11(4):2395-2426.
- [43] Bauwens M, Verreyken B, Stavrakou T, et al. Spaceborne evidence for significant anthropogenic VOC trends in Asian cities over 2005-2019 [J]. *Environmental Research Letters*, 2022,17(1):015008.
- [44] Pettorelli N, Vik J O, Mysterud A, et al. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change [J]. *Trends in ecology & evolution*, 2005,20(9):503-510.
- [45] 姜梦蝶,陈 林,何玉青,等.利用 NPP/VIIRS 微光数据反演夜间气溶胶光学厚度 [J]. *遥感学报*, 2022,26(3):493-504.
Jiang M D, Chen L, He Y Q, et al. Nighttime aerosol optical depth retrievals from VIIRS day/night band data [J]. *National Remote Sensing Bulletin*, 2022,26(3):493-504.
- [46] 龚 芳.我国人为源 VOCs 排放清单及行业排放特征分析 [D]. 西安:西安建筑科技大学, 2013.
Gong F. Anthropogenic volatile organic compounds emission inventory and characteristics [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2013.
- [47] 国家环境保护部.大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南 [R]. 公告 2014 年第 55 号, 2014.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Technical guide for compiling emission inventory of atmospheric volatile organic compounds sources [R]. Announcement No.55 of 2014, 2014.
- [48] 景映红,沈焕锋,李星华,等.数据融合视角下的遥感参量空间降尺度 [J/OL]. *武汉大学学报(信息科学版)*, 2024,49(2):175-184.
Jing Y H, Shen H F, Li X H, et al. Spatial downscaling of remote sensing parameters from perspective of data fusion [J]. *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 2024,49(2):175-189.
- [49] 宋金舸,陈勇航,刘 琼,等.基于 TROPOMI 卫星数据的长三角地区甲醛时空分布及影响因素分析 [J]. *环境科学学报*, 2023,43(5):366-374.
Song J K, Chen Y H, Liu Q, et a. Spatial and temporal distribution of formaldehyde and its influencing factors in the Yangtze River Delta region based on TROPOMI satellite data [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023,43(5):366-374.
- [50] 焦 驷,刘旻霞,李俐蓉,等.近 12 年华北五省区域对流层甲醛柱浓度时空变化及影响因素 [J]. *环境科学学报*, 2018,38(6):2191-2200.
- Jiao J, Liu M X, Li L R, et al. Spatio-temporal change and influencing factors of tropospheric HCHO column density of the five Provinces of North China in the 12years [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 38(6): 2191-2200.
- [51] 张华玉,邹 滨,刘 宁,等.空间分辨率与精度协同改进的卫星 AOD 产品降尺度模型 [J]. *中国环境科学*, 2022,42(9):4033-4042.
Zhang H Y, Zou B, Liu N, et al. A downscaling model for satellite AOD product improvement in spatial resolution and accuracy [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(9):4033-4042.
- [52] Kustas W P, Norman J M, Anderson M C, et al. Estimating subpixel surface temperatures and energy fluxes from the vegetation index-radiometric temperature relationship [J]. *Remote sensing of environment*, 2003,85(4):429-440.
- [53] Guenther A, Karl T, Harley P, et al. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2006, 6(11):3181-3210.
- [54] Duncan B N, Yoshida Y, Damon M R, et al. Temperature dependence of factors controlling isoprene emissions [J]. *Geophysical Research Letters*, 2009,36(5):L05813.
- [55] Li K, Jacob D J, Liao H, et al. Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2019,116(2):422-427.
- [56] Li D, Wang S, Xue R, et al. OMI-observed HCHO in Shanghai, China, during 2010-2019 and ozone sensitivity inferred by an improved HCHO/NO₂ ratio [J]. *Copernicus GmbH*, 2021,(20):15447-15460.
- [57] Li M, Zhang Q, Zheng B, et al. Persistent growth of anthropogenic non-methane volatile organic compound (NMVOC) emissions in China during 1990-2017: drivers, speciation and ozone formation potential [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019,19(13):8897-8913.
- [58] Liu F, Zhang Q, Tong D, et al. High-resolution inventory of technologies, activities, and emissions of coal-fired power plants in China from 1990 to 2010 [J]. *Atmos. chem. Phys*, 2015,15:13299-13317.
- [59] 汪伟峰,王迎红,王莉莉,等.北京奥运会期间奥运村站空气质量的观测与研究 [J]. *环境科学研究*, 2010,23(1):48-54.
Wang W F, Wang Y H, Wang L L, et al. Observation and study on the air quality at the olympic village station during the Beijing Olympic Games [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2010,23(1):48-54.
- [60] Li R, Wang Z, Cui L, et al. Air pollution characteristics in China during 2015-2016: Spatiotemporal variations and key meteorological factors [J]. *Science of the total environment*, 2019,648:902-915.
- [61] Li J. Pollution trends in China from 2000 to 2017: A multi-sensor view from space [J]. *Remote Sensing*, 2020,12(2):208.
- 致谢:** 文中所用卫星数据来自美国航天局及欧空局数据网站,VOCs 排放清单数据来自 MEIC Model 平台,社会经济和人类活动分析数据如人口、汽车保有量等来自中国国家统计局.在此表示感谢.
- 作者简介:** 王新辉(1990-),女,山东泰安人,高级工程师,硕士,主要从事大气环境遥感定量及应用方面的研究.发表论文 2 篇.wangxinhui@126.com.