

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法

杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年5月

第42卷 第5期

Vol.42 No.5

目次

北京冬季PM_{2.5}中有机气溶胶的化学特征和来源解析 徐楠,王甜甜,李晓,唐荣志,郭松,胡敏 (2101)

北京地区2019年2~3月供暖结束后两次污染过程特征分析 尹晓梅,蒲维维,王继康,刘湘雪,乔林 (2110)

北京2019年冬季一次典型霾污染特征与成因分析 廉涵阳,杨欣,张普,陈义珍,杨小阳,赵好希,何友江,赵丹婷 (2121)

青岛沿海地区夏季和冬季新粒子生成特征对比 孙悦,朱玉姣,孟赫,刘兵,刘玉虹,董灿,姚小红,王文兴,薛丽坤 (2133)

太原市城乡居民区采暖季室内灰尘中重金属的污染特征及其生态风险评价 黄浩,徐子琪,严俊霞,赵秀阁,王丹璐 (2143)

西安市新装修公共场所空气污染物浓度分析及健康风险评价 范洁,樊灏,沈振兴,党文鹏,郑伟,王志华,付毅 (2153)

超低排放典型燃烧源颗粒物及水溶性离子排放水平与特征 胡月琪,王铮,郭建辉,冯亚君,丁萌萌,颜旭 (2159)

合肥市夏季大气颗粒物中微生物群落的高通量测序分析 姜少毅,孙博文,代海涛,王润芳,马大卫,朱仁斌 (2169)

郑州市细颗粒物时空差异及管控措施影响 董喆,袁明浩,苏方成,张剑飞,孙佳侯,张瑞芹 (2179)

2016~2019年江西省臭氧污染特征与气象因子影响分析 钱悦,许彬,夏玲君,陈燕玲,邓力琛,王欢,张根 (2190)

天山北坡城市群气溶胶光学特性时空分布特征 张喆,丁建丽,王瑾杰,陈香月,刘兴涛,阿提干·吾斯曼 (2202)

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法 杨子谦,刘怀庆,吕恒,李云梅,朱利,周亚明,李玲玲,毕顺 (2213)

太湖水体Chl-a预测模型ARIMA的构建及应用优化 李娜,李勇,冯家成,单雅洁,钱佳宁 (2223)

松花湖水水质空间差异及富营养化空间自相关分析 丁洋,赵进勇,张晶,付意成,彭文启,陈渠昌,李艳艳 (2232)

会仙岩溶湿地丰平枯水期地表水污染及灌溉适用性评价 朱丹尼,邹胜章,李军,樊连杰,赵一,谢浩,朱天龙,潘民强,徐利 (2240)

京杭大运河中下游段天然水化学变化特征及驱动因素 程中华,邓义祥,卓小可,代丹,于涛 (2251)

次降雨过程中不同土地利用配置对径流中氮流失的影响 罗义峰,陈方鑫,周豪,龙翼,严冬春,谭文浩,李丹丹,陈晓燕 (2260)

碳氮同位素解析典型岩溶流域地下水中硝酸盐来源与归趋 任坤,潘晓东,梁嘉鹏,彭聪,曾洁 (2268)

冰封状态下达里湖冰-水中浮游细菌群落结构差异 李文宝,杨旭,田雅楠,杜蕾 (2276)

城市再生水河道沉积物细菌群落空间变化分析:以京津冀北运河为例 邱莹,靳燕,苏振华,邱琰若,赵栋梁,郭道宇 (2287)

太湖春夏两季反硝化与厌氧氨氧化速率的空间差异及其影响因素 赵锋,许海,詹旭,朱广伟,郭宇龙,康丽娟,朱梦圆 (2296)

三峡库区典型支流水库浮游动植物群落结构特征及其与环境因子的关系 陈莎,谢青,付梅,江韬,王永敏,王定勇 (2303)

铁硫改性生物炭去除水中的磷 桑倩倩,王芳君,赵元添,周强,蔡雨麒,邓颖,田文清,陈永志,马娟 (2313)

钢渣对水体中磷的去除性能及机制解析 罗晓,张峻搏,何磊,杨雪晶,吕鹏翼 (2324)

BS-18两性修饰膨润土对四环素和诺氟沙星复合污染的吸附 王新欣,孟昭福,刘欣,王腾,胡啸龙,孙秀贤 (2334)

Ag₃PO₄/g-C₃N₄复合光催化剂的制备及其可见光催化性能 高闯闯,刘海成,孟无霜,郝双玲,薛婷婷,陈国栋,Joseph Acquah (2343)

可见光驱动下罗丹明B自活化过硫酸盐降解双酚A 张怡晨,白雪,石娟,金鹏康 (2353)

铁钛共掺杂氧化铝诱发表面双反应中心催化臭氧氧化去除水中污染物 张帆,宋阳,胡春,吕来 (2360)

硫化铁铜双金属复合材料的制备及除铬机制 屈敏,王源,陈辉霞,王兴润,徐红彬 (2370)

电催化-生物电化学耦合系统处理青霉素废水的机制 曲有鹏,吕江维,董跃,冯玉杰,张杰 (2378)

缺氧/好氧交替连续流的生活污水好氧颗粒污泥运行及污染物去除机制 李冬,杨敬畏,李悦,李帅,张诗睿,王文强,张杰 (2385)

反硝化除磷污泥聚集体内原位除磷活性及有机物浓度的影响 吕永涛,姜晓童,徒彦,王旭东,潘永宝,刘爽,崔双科,王磊 (2396)

基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术工艺 薛冰,刘宾寒,韦婷婷,王先恺,陈思思,董滨 (2402)

活性炭对城市有机固废厌氧消化过程抗生素抗性基因行为特征的影响 马佳莹,王盼亮,汪冰寒,苏应龙,谢冰 (2413)

6种农业废弃物初期碳源及溶解性有机物释放机制 凌宇,闫国凯,王海燕,董伟羊,王欢,常洋,李丛宇 (2422)

中国典型农田土壤有机碳密度的空间分异及影响因素 李成,王让会,李兆哲,徐扬 (2432)

不同水分条件和微生物生物量水平下水稻土有机碳矿化及其影响因子特征 刘琪,李宇虹,李哲,魏晓梦,祝贞科,吴金水,葛体达 (2440)

青藏高原林地土壤的氮转化特征及其影响因素分析:以祁连山和藏东南地区为例 何芳,张丽梅,申聪聪,陈金全,刘四义 (2449)

基于物元可拓模型的兰州市主城区公园表土重金属污染评价 胡梦瑶,李春艳,李娜娜,吉天琪,郑登友 (2457)

长期施用化肥和有有机肥对稻田土壤重金属及其有效性的影响 夏文建,张丽芳,刘增兵,张文学,蓝贤瑾,刘秀梅,刘佳,刘光荣,李祖章,王萍 (2469)

川南山区土壤与农作物重金属特征及成因 韩伟,王成文,彭敏,王乔林,杨帆,徐仁廷 (2480)

宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评价 杨帆,罗红雪,钟艳霞,王幼奇,白一茹 (2490)

重金属钝化剂阻控生菜Cd吸收的功能稳定性和适用性 鹿发虎,吴雪姣,孔雪菲,曾亮,王晓宇,陈兆进,姚伦广,韩辉 (2502)

典型污染稻田水分管理对水稻镉累积的影响 张雨婷,田应兵,黄道友,张泉,许超,朱挥华,朱奇宏 (2512)

油茶果壳改性生物炭吸附性能及其耦合淹水对土壤Cd形态影响 蔡彤,杜辉辉,刘孝利,铁柏清,杨宇 (2522)

土地利用变化对松花江下游湿地土壤真菌群落结构及功能的影响 徐飞,张拓,怀宝东,隋文志,杨雪 (2531)

渔业复垦塌陷地抗生素抗性基因与微生物群落 程森,路平,冯启言 (2541)

3种常用除草剂对细菌抗生素耐药性的影响 李曦,廖汉鹏,崔鹏,白玉丹,刘晨,文畅,周顺桂 (2550)

污水再生利用微生物控制标准及其制定方法探讨 陈卓,崔琦,曹可凡,陆韻,巫寅虎,胡洪营 (2558)

《环境科学》征订启事(2439) 《环境科学》征稿简则(2479) 信息(2152, 2231, 2286)

北京地区 2019 年 2 ~ 3 月供暖结束前后两次污染过程特征分析

尹晓梅¹, 蒲维维^{1*}, 王继康², 刘湘雪¹, 乔林¹

(1. 京津冀环境气象预报预警中心, 北京 100089; 2. 国家气象中心, 北京 100081)

摘要: 以 2019 年 2 ~ 3 月北京两次污染过程为例, 针对气象要素及污染物浓度进行特征分析, 利用后向轨迹及 WRF-CAMx 模式, 分析供暖结束前后的污染物演变规律, 并探讨气象条件、区域输送及二次转化等对污染过程的影响。结果表明, 2 月 21 ~ 24 日(过程 1)和 3 月 18 ~ 20 日(过程 2)平均 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 差异不大, 分别为 $100.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $97.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 但过程 1 平均峰值偏高、日变化明显、过程发展迅速和有两个峰值阶段, 且为区域性污染, 而过程 2 更倾向于北京局地污染。两次过程逐时 $\rho(\text{SO}_2)$ 均不超 $16 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 供暖燃煤治理效果显著, 但过程 1 的 SO_2 存在夜间次峰值, 体现供暖排放影响。过程 1 的 $\rho(\text{CO})$ 较高, 尤其是 2 月 21 ~ 22 日前后 $\rho(\text{CO})/\rho(\text{SO}_2)$ 升高, 且区域中南部城市及北京南部背景站污染高于城区, 表明过程 1 扩散条件不利, 且第一个峰值主要受区域输送影响。过程 2 的 $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ 偏高, 表明二次生成 $\text{PM}_{2.5}$ 占比略大; $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 、 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 和 $\rho(\text{SO}_4^{2-})/\rho(\text{PM}_{2.5})$ 偏大, SOR 与过程 1 持平, 表明过程 1 更有利于气体相态转化, 过程 2 受工业燃煤影响更大。但将过程 1 分阶段分析显示, 过程 1 第二阶段与过程 2 的 $\text{PM}_{2.5}$ 二次生成指征相似, 均高于过程 1 第一阶段, 即过程 1 第二个峰值与过程 2 主要与本地排放和化学转化相关。WRF-CAMx 对污染物演变趋势有较好的再现能力。同化试验对 $\text{PM}_{2.5}$ 趋势模拟显著提升, 提高了与观测的相关性, 但模拟值偏低; 对 NO_2 的模拟 2 月偏低、3 月偏高, 对 SO_2 模拟明显偏高有一定纠正; 此外, 过程 2 中北京污染物浓度对河北的敏感性相对过程 1 偏低, 即过程 1 受区域输送影响更大。模式对污染爆发性增长的模拟亟待提升, 污染物种类对减排的响应及大气氧化剂和气溶胶性质相关的反馈等可能是影响模拟效果的重要原因, 需进一步研究。

关键词: $\text{PM}_{2.5}$ 污染; 气象条件; 二次生成; 同化模拟; 城市供暖

中图分类号: X51 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)05-2110-11 DOI: 10.13227/j.hjks.202008181

Characteristics of Two Pollution Episodes Before and After City Heating in Beijing from February to March of 2019

YIN Xiao-mei¹, PU Wei-wei^{1*}, WANG Ji-kang², LIU Xiang-xue¹, QIAO Lin¹

(1. Environment Meteorology Forecast Center of Beijing-Tianjin-Hebei, China Meteorological Administration, Beijing 100089, China; 2. National Meteorological Center of China Meteorological Administration, Beijing 100081, China)

Abstract: The characteristics of meteorological conditions and pollutant concentrations were analyzed based on two pollution episodes before and after city heating in Beijing during February to March of 2019. The backward trajectory and WRF-CAMx models were used to analyze the evolution of pollutants before and after city heating, and the influences of meteorological conditions, regional transport, and secondary transformation on the episodes were discussed. There was little difference in the average $\rho(\text{PM}_{2.5})$ between February 21-24 (episode 1) and March 18-20 (episode 2), with concentrations of $100.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and $97.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectively. However, compared with that of episode 2, in episode 1 the average peak value was higher with two peak stages, the diurnal variation was clearer, and the process developed much more rapidly. Moreover, episode 1 was regional pollution, while episode 2 was more related to local pollution in Beijing. The SO_2 concentrations in both episodes were not higher than $16 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, thereby indicating the effectiveness of coal-burning treatment and other measures. In addition, two peaks occurred in the diurnal fluctuation of SO_2 in episode 1, whereas only one peak occurred for episode 2. In episode 1, the CO concentration was high and the ratio of $\rho(\text{CO})/\rho(\text{SO}_2)$ increased around February 22-23 (phase 1); moreover, the pollutant concentrations in the central and southern areas of the Beijing-Tianjin-Hebei region and those in the background sites located in the southern part of the Beijing plain were higher than those in the urban area, thereby indicating that the diffusion conditions of episode 1 were unfavorable and the first $\text{PM}_{2.5}$ peak was mainly affected by regional transport. A high ratio of $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ in episode 2 suggested a slightly larger proportion of secondary generation for $\text{PM}_{2.5}$, whereas higher ratios of $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$, $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$, and $\rho(\text{SO}_4^{2-})/\rho(\text{PM}_{2.5})$ in episode 2 and the similar SOR value to that of episode 1 demonstrated that episode 1 was more advantageous for gas phase transformation and episode 2 was more affected by the coal industry. Phased analysis of episode 1 showed that the indicators of second generation for $\text{PM}_{2.5}$ in phase 2 (around February 23-24) of episode 1 and episode 2 were similar, and both were higher than that in phase 1 of episode 1, which implied that the second $\text{PM}_{2.5}$ peaks of episode 1 and episode 2 were mainly related to local emissions and chemical conversion. Both WRF-CAMx with and without assimilation experiments could better reproduce the temporal variation in pollutants, and the correlation between the simulation

收稿日期: 2020-08-17; 修订日期: 2020-10-26

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0201902); 北京市气象局科技项目(BMBKJ201901004); 北京市自然科学基金项目(8204075)

作者简介: 尹晓梅(1988 ~), 女, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为大气污染机制分析及预报, E-mail: yinxiaomei2010@163.com

* 通信作者, E-mail: wupu@ium.cn

and observations increased but with lower values after assimilation. The model performance for the $PM_{2.5}$ trend simulation significantly increased with data assimilation, and the simulated lower NO_2 in February and higher NO_2 in March as well as the overestimated SO_2 were also improved. In addition, the pollutant concentration simulation in Beijing was more sensitive to that of Hebei in episode 1, which suggested that episode 1 was more affected by regional transport. The simulation ability for the rapid growth of pollutants needs to be promoted, and the response of pollutant types to emission reduction and the feedback related to the atmospheric oxidant and aerosol properties may be important for the simulation effect, which all require further study.

Key words: $PM_{2.5}$ pollution; meteorological condition; secondary generation; assimilation simulation; city heating

近年来,随着社会经济的快速发展和城市化进程的加快,大量能源消耗导致空气污染物浓度攀升,大气环境问题成为社会共性问题而得到国内外的广泛关注.京津冀经济圈做为全国空气污染最严重的区域之一,自 2013 年起加大大气污染治理力度,空气质量逐年改善^[1,2].然而当遭遇不利气象条件影响时,仍会出现持续时间长、覆盖范围广和能见度低的污染过程,对公众健康、大气光学特征、天气及气候等产生重要影响^[3-6].针对重污染天气,已有众多学者开展了大量研究探讨不同地区大气污染特征及机制,指出在大气污染排放源相对稳定的情况下,大尺度环流形势、地形条件和局地气象要素等对污染过程起了决定性作用^[7-10].京津冀空气重污染主要发生在秋冬季,除较稳定的大气层结特征之外,供暖季燃煤量的增加也是导致重污染天气频发的重要原因^[11-13].国家积极采取举措,针对京津冀及周边地区提出至 2018 年 10 月前实现能源结构调整,提倡用天然气和电力等清洁能源,用洁净煤代替原煤,开展煤炭质量监督和消费总量控制,对锅炉进行全面改造,从而达到缓解京津冀采暖期大气污染问题^[14,15].众多学者针对不同社会排放水平下的采暖季和非采暖季的空气质量进行研究,评估不利气象条件及排放强度对污染发展的影响,以期为大气环境管理提供参考^[16-21].如 Cheng 等^[22]的研究过滤了气象条件对污染的影响后分析北京不同站点的 $PM_{2.5}$ 浓度变化趋势,结果显示 2013~2016 年采暖季的原始 $PM_{2.5}$ 浓度没有明显下降. Liu 等^[23]分析了 2016~2017 年秋季京津冀 $PM_{2.5}$ 的大气化学组分和消光系数以评估“禁煤措施”对能见度的影响,结果表明区域内北京市尤其是冬季 $PM_{2.5}$ 引起的低能见度改善最明显. Pang 等^[24,25]分析供暖期(2016 年 11 月 15 日至 2017 年 3 月 15 日)的数据发现,北京和廊坊的 $PM_{2.5}$ 污染形成阶段中二次生成和重污染区域的输运很大程度上促进了 $PM_{2.5}$ 增长;而对比 2016~2017 和 2017~2018 年冬季的 $PM_{2.5}$ 污染发现,非均相反应对前者的硫酸盐形成影响较大, O_3 在后者的硝酸盐形成中发挥了更重要作用,且有更多的被硝酸盐从西南地区带入北京. Yang 等^[26]研究了 2014~2016 年北京西南部柳河的观测,发现居

民固体燃料燃烧是北京农村气溶胶污染的最主要来源,侧重于市区的研究可能低估了京津冀的居民排放贡献.而主要针对北京减排成效显著和气象条件相对有利的近两年,尤其是停暖前后的污染特征差异的综合分析较少.本研究挑选 2019 年北京供暖停止前后的两次污染过程进行分析,对比 12 个国控站及 6 个城市背景站的大气成分、近地面气象要素及污染来源等,探讨采暖期和非采暖期污染过程的时间演变、日变化特征、气象要素差异及污染传输等.此外,结合 WRF-CAMx 模式进行长达 1 个月的模拟,探讨不同时段、不同排放特征下模式对污染过程再现能力的差异.通过加深污染排放基准变化背景下的环境空气 $PM_{2.5}$ 的特征认识,以期为区域大气污染综合防治及大气污染预报预警业务能力的提升等提供科学依据和参考.

1 材料与方法

1.1 数据来源

选取北京市作为重点研究区域,研究时段为 2019 年 2 月 21 日至 3 月 25 日,涵盖城市供暖期和停止供暖阶段.挑选较临近的两次污染过程,即 2 月 21~24 日及 3 月 18~20 日进行分析.常规污染物 $PM_{2.5}$ 、 SO_2 、 NO_2 、CO 和 O_3 的逐时站点观测来源于北京市生态环境监测中心网站数据及中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台,气象数据来自北京市观象台(116.28°E, 39.48°N)地面站点观测,混合层高度根据罗氏法进行计算,本方法是 Nozaki^[27]于 1973 年提出的一种利用地面气象资料估算混合层高度的方法,具体计算可参照文献[28]. SO_4^{2-} 逐时近地面质量浓度来自于美国国家航空航天局全球模拟和同化办公室(GMAO)制作的大气再分析数据 MERRA-2 (The Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications, version 2),空间分辨率为 $0.5^\circ \times 0.625^\circ$ (<http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/mdisc/>).气团后向轨迹采用美国国家海洋和大气管理局(NOAA)开发的混合单粒子拉格朗日积分传输和扩散模式 HYSPLIT (http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php) 进行计算.模式计算所用气象资料为美国国家环境预

报中心的全球再分析气象数据.

1.2 WRF-CMAx 模式构建及验证

本研究使用 WRF-CMAx 对空气质量进行模拟研究. 基于中尺度气象模式 WRF3.5.1 为模拟提供气象场背景, 利用大气化学模式 CAMx6.2 模拟大气化学过程, 采用 SAPRC99 气相化学机制. 污染物人为源排放清单采用清华大学 2016 年 0.25° 分辨率的 MEIC 排放源清单. 本研究使用三维变分同化方法对污染源进行同化试验, 三维变化同化方法中的目标反函数见式(1), 同化的数据为北京城区地面观测数据, 具体的试验设置及同化方法可参考文献[29~32].

$$J(x) = \frac{1}{2}(x_n - x_b)^T B^{-1}(x_n - x_b) + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^T [H(x_n) - y_i]^T R^{-1}[H(x_n) - y_i] \quad (1)$$

式中, x_b 为背景场初始源清单, B 为对应于 x_b 的背景误差协方差; y 为观测变量污染浓度, R 为观测误差, H 为观测算子, 本文采用模式中的敏感性分析工具(DDM)构建; x 为同化后的污染源清单最终求解得到的同化分析场, x_n 表示 x 的第 n 次估计值; T 代表矩阵的转置, J 为泛函数, t 为时间. 由于模式中的大气化学变量数目很大, 本研究主要关注 SO_2 、 NO_x 和一次颗粒物的排放.

文中标准试验指未经过同化的试验, 而将数据源清单进行反演更新的试验称为同化试验. 为评估数值模拟的模拟效果, 本研究引入相关系数、NMB(normalized mean bias) 和 NME(normalized mean error) 等标准评估模拟性能[见式(2)]. 其中, R 越高表示模拟结果与近地面观测的时间变化趋势越一致; NMB 和 NME 越接近 0, 表示模拟与观测之间的整体偏差越小; 模拟性能越好. NMB 和 NME 计算公式如下:

$$\text{NMB} = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)}{\sum_{i=1}^n O_i};$$

$$\text{NME} = \frac{\sum_{i=1}^n |S_i - O_i|}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (2)$$

式中, S_i 代表模拟值, O_i 代表观测值^[33].

2 结果与讨论

2.1 $\text{PM}_{2.5}$ 污染物浓度变化特征

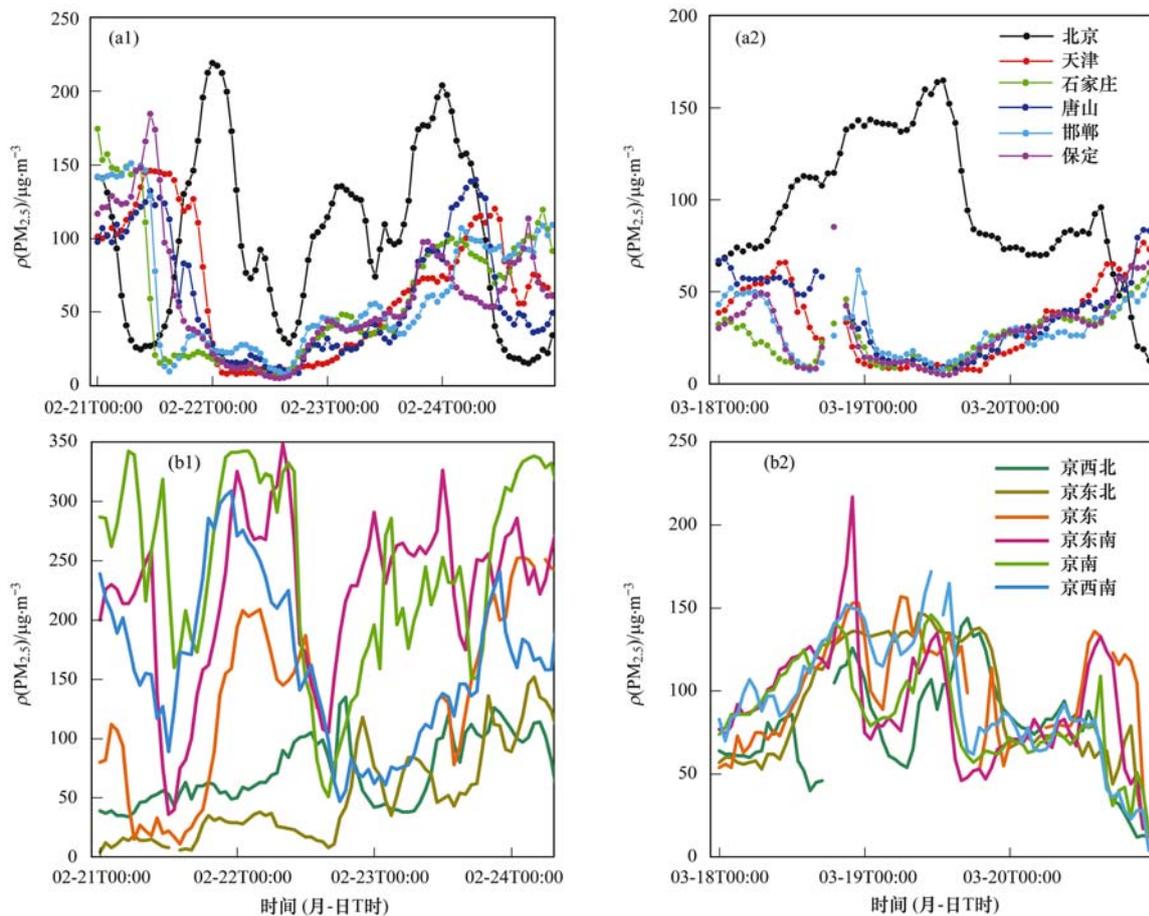
本研究时段内(2月21日至3月25日)的两次过程对应的北京及周边省市的逐时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 时间

变化如图 1 所示. 过程 1 污染 [$\rho(\text{PM}_{2.5}) > 75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] 持续 60 h, 平均 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 为 $100.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 全市平均浓度峰值 $219 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 出现在过程前期(2月22日凌晨); 站点的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 峰值 ($348 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) 于 2月22日早晨 08:00 出现在京东南背景站(永乐店). $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 日变化明显, 午后至夜间增长迅速, 凌晨前后达当日最大值, 中午前后浓度最低; 上午存在一个次峰值, 时间略滞后于交通早高峰. 与白天相比, 夜间混合层高度降低, 大气含水量增加, 扩散能力减弱, 有利于污染物浓度快速累积; 后半夜转偏北风和偏东风影响, 且风速较前半夜有所增加, 导致 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 峰值出现在凌晨前后. 6 个区域背景传输站逐时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 显示, 京南、京西南和京东南的污染最早且浓度增长迅速, 2月21日白天已达 $200 \sim 350 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 远高于全市平均浓度; 2月22日京东南站点的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 开始增加, 而京西北和京东北站点 2月23日白天才逐渐升高; 2月21日凌晨至 22日上午河北省 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 维持 $130 \sim 220 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 本次污染过程前期, 周边几个城市的污染物浓度均高于北京, 而 2月22日凌晨至 24日凌晨, 北京市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 显著高于其他城市; 在过程结束时, 北京地区的污染物在偏北风的影响下逐渐南推至河北和天津地区, 造成上述城市浓度再次高于北京. 综上, 污染累积阶段, 京津冀中南部污染物对北京的区域输送明显, 这也是 2月21日夜间至 2月22日凌晨北京 $\text{PM}_{2.5}$ 急剧增加的重要原因.

过程 2 的全市平均 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 为 $97.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 污染持续 49 h, 日平均 AQI 达轻度-中度污染. $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 日变化不显著, 污染发展缓慢, 整个过程呈“单峰型”态势, 峰值出现在过程中期, 峰值仅为 $165 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 站点的小时峰值浓度出现在前门站的 3月20日凌晨, 为 $323 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 与过程 1 的站点浓度峰值相差不大. 6 个区域背景传输点的逐时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 演变趋势表现一致, 站点间浓度差异小, 均与全市平均 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 持平. 同时段内, 天津、石家庄、唐山、邯郸和保定的逐时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 大部分时段低于 $75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 过程最大浓度分别为 76.8 、 60.4 、 83.8 、 61.8 和 $85.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 初步推断, 污染过程 2 中 $\text{PM}_{2.5}$ 很大程度来源于北京本地的排放累积及二次生成.

2.2 其他污染物浓度变化特征

图 2 给出了 $\rho(\text{NO}_2)$ 、 $\rho(\text{SO}_2)$ 、 $\rho(\text{O}_3)$ 和 $\rho(\text{CO})$ 的变化特征. 两次污染过程中, $\rho(\text{SO}_2)$ 均不足 $16 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 可见, 2019 年燃煤管控成效明显, 但两个过程 $\rho(\text{SO}_2)$ 时间演变差异明显. 过程 1 的 $\rho(\text{SO}_2)$ 日变化呈“双峰”型, 两个峰值出现时间分别



(a) 北京及周边城市平均; (b) 背景站
 图 1 两次污染过程北京及周边城市和区域背景传输点的逐时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 演变特征
 Fig. 1 Evolution characteristics of the hourly $\text{PM}_{2.5}$ concentration for two pollution events

in Beijing and its surrounding cities and background stations

为上午~中午和夜间,与北京秋冬季燃煤及大气扩散条件日变化规律一致^[34],污染时次的平均 $\rho(\text{SO}_2)$ 为 $7.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (范围: $2.7 \sim 12.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)。过程 2 中 $\rho(\text{SO}_2)$ 的日变幅大,且呈“单峰”型态,最大浓度在午后,这主要是供暖后导致夜间的取暖排放源消失,从而影响了夜间的次峰值;污染时次的平均 $\rho(\text{SO}_2)$ 为 $9.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (范围: $4.1 \sim 15.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)。两个过程 $\rho(\text{SO}_2)$ 相差不大,污染重、处于供暖期的过程 1 的 $\rho(\text{SO}_2)$ 略低,这可能与燃煤治理、重污染应急措施管控效应相关,且该时段为春节假期结束,工厂等未完全恢复生产;此外,可能有更多 SO_2 参与了二次无机化学反应^[35]。

CO 大气寿命相对较长,可看作化学反应惰性污染气体,其浓度变化主要受气象因子影响。过程 1 和过程 2 对比显示,过程 2 中 $\rho(\text{CO})$ 偏低。污染时次的统计结果表明,过程 1 和过程 2 的平均 $\rho(\text{CO})$ 分别为 $1.5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $0.9 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$,较大程度反映过程 2 的大气扩散条件优于过程 1。两个过程中, $\rho(\text{NO}_2)$ 和 $\rho(\text{O}_3)$ 呈反相位变化。两个过程污染时次

的平均 $\rho(\text{NO}_2)$ 分别为 $61.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $71.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,过程 2 的 $\rho(\text{NO}_2)$ 变幅大,峰值为 $103.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,比过程 1 峰值大 25.0%。过程 1 和过程 2 的 $\rho(\text{O}_3)$ 分别为 $37.0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $68.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,即较重污染过程中,低能见度和较弱光照等气象条件导致生成臭氧的光化学反应程度相对减弱。

NO_2 主要源自于燃煤和机动车尾气排放, SO_2 主要来自于煤燃烧排放,众多学者将两者的浓度比值 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{SO}_2)$ 做为移动源和燃煤源对污染的贡献指征^[35,36]。过程 1 和过程 2 污染时次对应的平均 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{SO}_2)$ 为 10.7 和 8.5,说明处于供暖期、污染程度重、持续时间长的污染过程 1 中,移动源的影响相对较高;而供暖结束、污染程度相对较轻的过程 2 中,固定源排放的影响更大。此外,更重的污染过程中, NO_2 累积效应更明显,但 SO_2 更易发生转化。同时,污染过程 1 中 2 月 22 日和 2 月 24 日的两个 $\text{PM}_{2.5}$ 峰值时段 (20:00 至次日 08:00), $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{SO}_2)$ 分别为 4.0 (范围: $2.9 \sim 5.9$) 和 8.6 (范围: $6.9 \sim 10.9$),表明第二个阶段有更大比

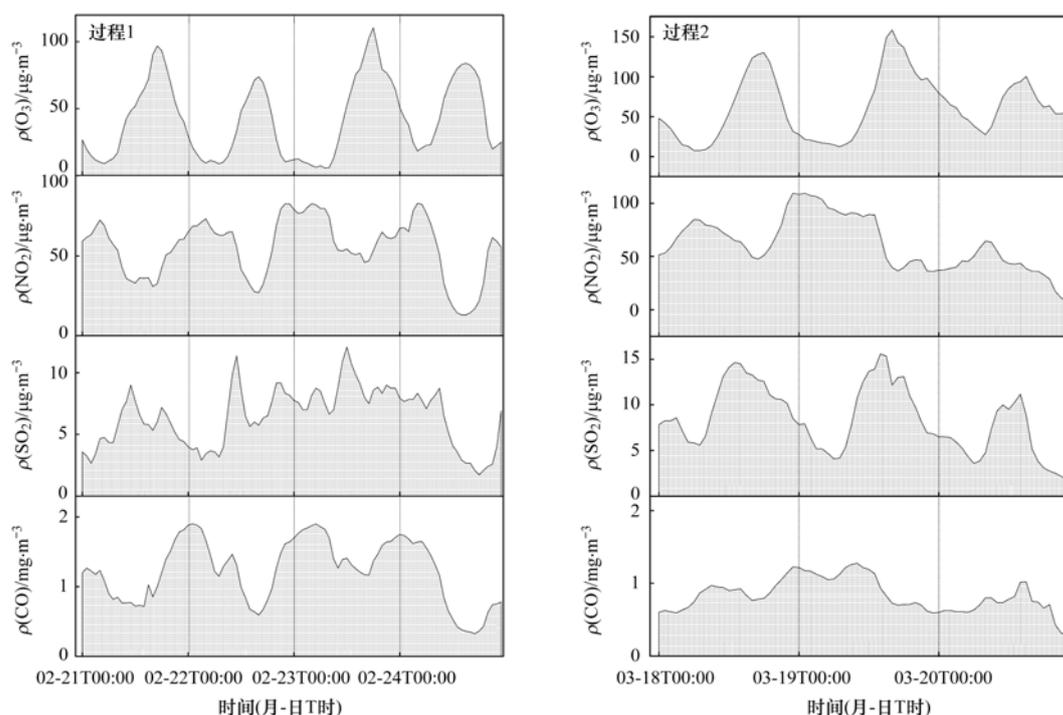


图2 两次污染过程的 $\rho(\text{NO}_2)$ 、 $\rho(\text{SO}_2)$ 、 $\rho(\text{O}_3)$ 及 $\rho(\text{CO})$ 时间演变特征

Fig. 2 Temporal variations in the $\rho(\text{NO}_2)$, $\rho(\text{SO}_2)$, $\rho(\text{O}_3)$, and $\rho(\text{CO})$ concentrations of two pollution events

例的 SO_2 参与相态转化。

2.3 污染分析

2.3.1 污染物特征

为进一步探究两次污染过程中化学反应及二次生成对污染物浓度变化的影响和贡献,根据前人的研究^[37,38],CO 在大气中存留时间长,可以将其看作示踪物, $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}/\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 下同)、 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 、 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 和 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 可以剔除气象条件的影响. 图3显示,两个过程的 $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ 与 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 时间变化规律一致,即 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 升高时,二次转化生成的 $\text{PM}_{2.5}$ 占比增加;污染缓解时的二次生成 $\text{PM}_{2.5}$ 占比减小. 污染时次的统计结果显示,过程2中, $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ 的均值和中位值均高于过程1,且过程1两个峰值时段与过程2峰值时段对应的 $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ 分别为91.1、100.2和127.4,表征过程1的第二浓度峰值阶段及过程2中,二次生成的 $\text{PM}_{2.5}$ 占比略高. 两个过程的 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 变化一致,在 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 较低、缓慢累积阶段, $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 与 $\text{PM}_{2.5}$ 变化趋势一致;当 $\text{PM}_{2.5}$ 爆发性增长或达到轻度及以上程度污染时, $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 随 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的增加而快速降低,表明此时 SO_2 通过化学反应由气态转为颗粒态进程增加,且 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 的日峰值均在中午前后. 也有学者利用 $\rho(\text{CO})/\rho(\text{SO}_2)$ 指证生物质污染输送的影响^[39]. 过程1中, $\rho(\text{CO})/\rho(\text{SO}_2)$ 由2月21日午后的0.1升至2月22日凌晨的0.6,

2月23~24日再次降至0.1~0.25;过程2中, $\rho(\text{CO})/\rho(\text{SO}_2)$ 稳定维持0.1~0.3;表明过程1的累积阶段受外来输送的影响大于过程维持发展阶段及过程2. 两个过程中,污染时次对应的 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 日差异明显小于 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$,一定程度上可推断污染发生时, NO_2 由气态转为颗粒态的化学反应程度低于 SO_2 .

图4为两次污染过程近地面 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 变化趋势. 过程1的 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 呈现与 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 相似的日变化特征,两个 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 峰值出现在2月22日凌晨和2月24日凌晨,但后者的 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 是前者的2.2~2.8倍;据此推断,过程1前期 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 峰值的出现和爆发性增长主要为区域输送导致,后期的峰值及 $\text{PM}_{2.5}$ 快速增加与二次转化密切相关,与前文结论一致. 过程2中,污染最重时段(3月19日白天)的 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 迅速增加,午后达 $18.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,但仍低于过程1. 两个污染过程的 $\rho(\text{SO}_4^{2-})/\rho(\text{PM}_{2.5})$ 平均值分别为0.12和0.17,过程1两个 $\text{PM}_{2.5}$ 增长阶段的 $\rho(\text{SO}_4^{2-})/\rho(\text{PM}_{2.5})$ 分别为0.06和0.12,表明过程2受工业燃煤影响大于过程1. 为讨论 SO_2 的转化程度,本研究计算了SOR(硫转化率)^[40],值越大说明大气氧化性越强. 过程1和过程2的污染时次的平均SOR均为0.44,两个过程整体的 SO_2 转化率差异不大,但过程1中两个污染阶段的SOR分别为0.49和0.52,说明过程1中2月24日前后的 SO_2 二次转化率更高.

过程 2 的 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 和 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 均大于过程 1 (图 3), 即过程 1 更有利于气体发生相态转化; 而过程 2 污染时次的 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 略偏低于过程 1 的 2 月 24 日发展阶段、大于 2 月 22 日的增长阶段, 与前述结果一致. 过程 2 中 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 较高, 说明更有利于光化学反应生成臭氧. 两

个过程中, 污染较重时段的 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 明显低于污染消散时段. 其中, 过程 1 中 2 月 24 日的 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 为 2 月 22 日的 2.5 倍, 而过程 2 中 3 月 20 日的 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 是 3 月 18 日的 1.5 倍, 即污染较重时段的臭氧光化学反应强度小于空气相对清洁时段.

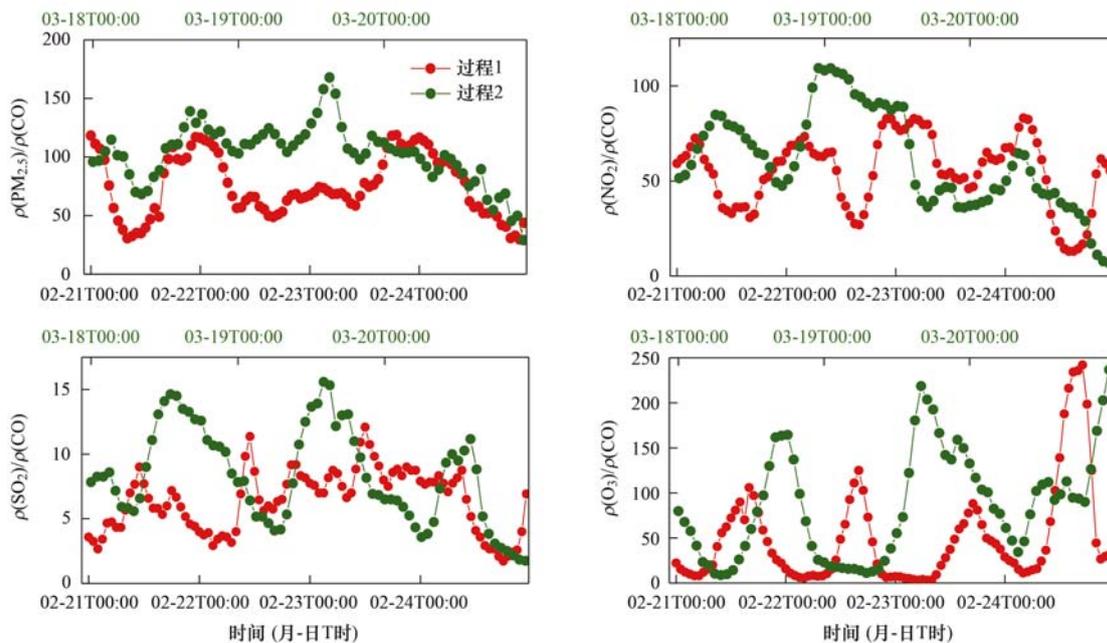


图 3 两次污染过程的 $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ 、 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 、 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 和 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 的逐时变化

Fig. 3 Hourly ratios of $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$, $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$, $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$, and $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$

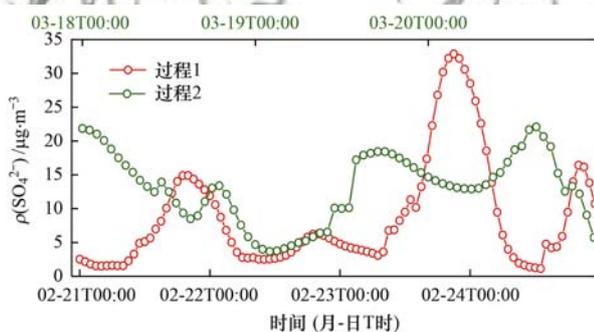


图 4 两次污染过程的 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 变化趋势

Fig. 4 Temporal variations in surface $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ for two pollution events

2.3.2 气象条件及区域输送分析

两次污染过程的气象要素对比分析结果如图 5. 过程 1 中, 所有气象要素的变化幅度要大于过程 2, 且日变化更显著. 过程 2 与过程 1 相比气温偏高, 白天最高小时气温可达 24.6°C ; 过程 2 污染时次的能见度为 $2.8 \sim 6.1 \text{ km}$, 过程 1 为 $0.7 \sim 5 \text{ km}$, 且过程 1 中第一个 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 峰值 (2 月 21~22 日) 对应的能见度更低; 由此揭示了过程 2 中 $\rho(\text{O}_3)$ 相对偏高的重要气象成因. 过程 1 和过程 2 中逐小时风速日变化范围为 $0 \sim 4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $0 \sim 2.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 污染发

展阶段的风向均为西南风, 但过程 2 西南风连续维持的时次更长, 相对更有利于污染物在平原的缓慢累积增加. 两次污染过程平均相对湿度为 44.3% 和 42.2% , 过程平均差异不大; 但过程 1 两个污染发展阶段 (2 月 21 日午后~22 日早晨、2 月 23 日午后~24 日早晨) 及过程 2 污染时段的平均相对湿度分别为 63.7% ($26\% \sim 91\%$)、 43.9% ($19\% \sim 73\%$) 和 38.3% ($17\% \sim 73\%$). 为进一步分析气象要素与污染物转化及二次生成之间的关系, 根据 Zhang 等^[37] 的研究方法, 选取混合层高度 (MLH) 及风速 (WS) 两个关键影响因子计算 $\text{CO} \times \text{MLH} \times \text{WS}$ 和 $\text{SO}_4^{2-} \times \text{MLH} \times \text{WS}$. 经对比, 过程 2 和过程 1 的 $\text{CO} \times \text{MLH} \times \text{WS}$ 的比值为 1, 说明混合层高度和风速是 CO 浓度变化的两大主导因素, 基本可以解释 $\rho(\text{CO})$ 的变化. 两个过程的 $\text{SO}_4^{2-} \times \text{MLH} \times \text{WS}$ 有所差异: 过程 1 中, 第二个 $\text{PM}_{2.5}$ 发展时段与过程 2 的 $\text{SO}_4^{2-} \times \text{MLH} \times \text{WS}$ 大体一致, 均高于过程 1 的第一时段, 且与过程 1 的第一时段最大值的比值为 2.3 和 2.5, 说明过程 1 第一时段更多受气象条件的控制, 而过程 1 第二时段及过程 2 的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度增加受二次转化的影响更大.

两次污染过程的后向轨迹分析显示 (图 6), 污

染过程 1 主要以近距离的区域输送为主. 其中, 2 月 21 ~ 22 日的 $\text{PM}_{2.5}$ 暴发性增长阶段, 近地面气团大部分来自西南方向, 此时河北省 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度达中度 ~ 严重污染; 2 月 23 ~ 24 日 $\text{PM}_{2.5}$ 快速增长阶段, 北京近地面气团主要来自京津冀南部和东部, 2 月 23 日

受弱冷空气扰动影响, 京津冀大部分地区 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 快速下降, 尤其东部地区迅速达到良的水平. 过程 2 中, 气团主要来自南部华东地区的远距离输送和华北的西部地区输送, 但 3 月 18 ~ 19 日华东及京津冀中南部地区均为优-良水平, 即上游气团相对清洁.

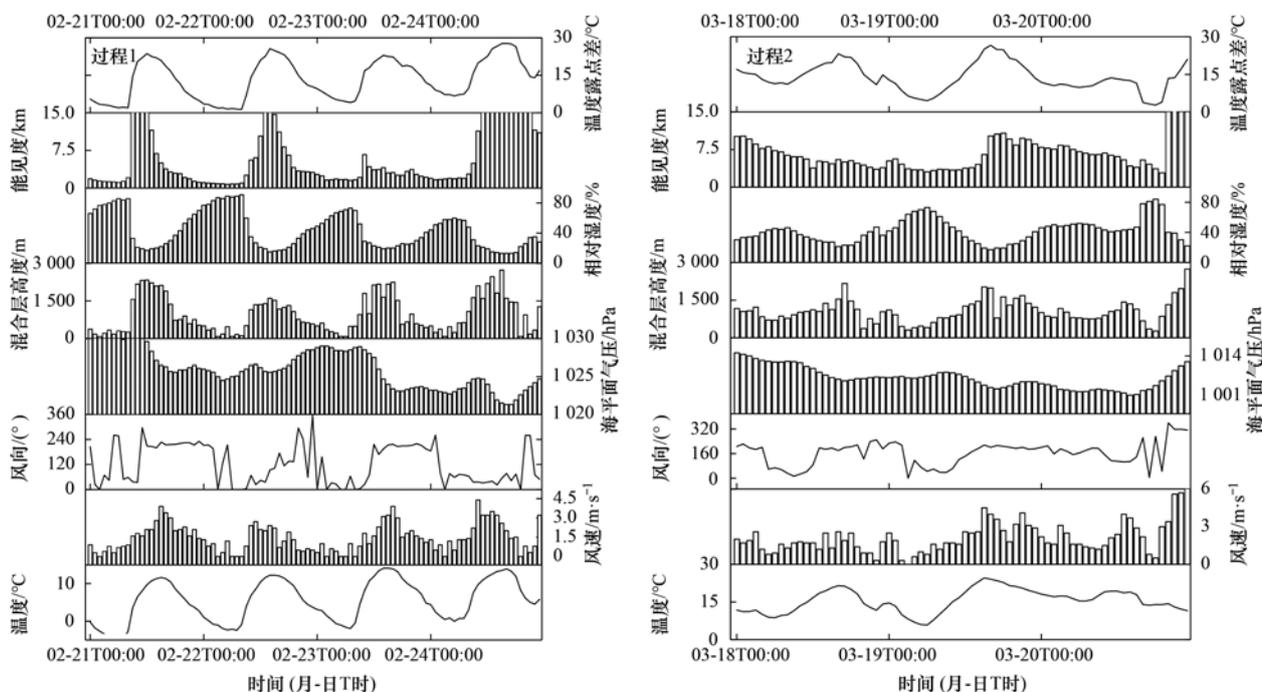


图 5 两次污染过程的气象要素时间序列

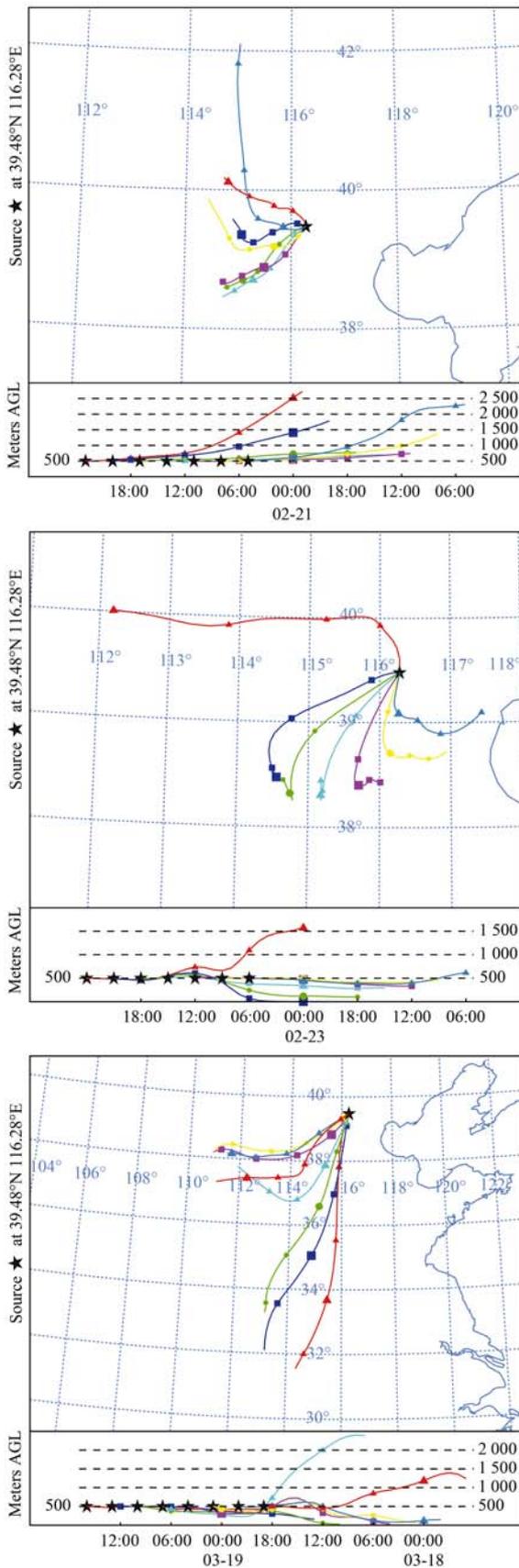
Fig. 5 Temporal variations in meteorological factors for two pollution events

3 污染过程模拟

利用 WRF-CMAx 大气化学模式对 2019 年 2 月 21 至 3 月 25 日京津冀地区进行模拟(图 7), 分析探讨模式对不同程度污染过程及污染源变化情况下的敏感性. 从京津冀地区一个月的模拟结果来看, 模式的标准模拟试验(未同化)结果略高于观测, 而经过同化之后的模拟(同化)结果与观测相比略偏低. 将逐时的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的观测结果与模拟值对比评估可见, 标准试验和同化试验模拟的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 变化趋势相似, 但量值有所不同. 其中, 对于较重程度的污染过程, 标准试验的模拟量值更接近观测值, 同化试验的结果则略偏低, 这主要与同化后的试验对 $\text{PM}_{2.5}$ 前体物的模拟出现了明显低估和气象场模拟的偏差等因素有关; 而对于污染程度相对较轻或清洁天气的模拟, 同化试验的模拟结果相对更优, 标准试验模拟的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 水平明显偏高. 总体而言, 两个模拟试验均能够较好地再现研究时段内京津冀地区 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的时间变化趋势及浓度水平, 且经过数据同化方法改进了模式源输入后的试验, 能更好地给出 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 趋势演变特征, 但两个试验对暴发性增长污染过程的模拟能力仍有较大的改进空间. 与观

测相比, 标准和同化试验对 $\rho(\text{NO}_2)$ 的模拟低估明显, 2 月的 $\rho(\text{NO}_2)$ 模拟与观测之间差异略偏大, 偏差可能来自于供暖期对 NO_x 排放的低估; 3 月尤其是相对清洁时段, 两个模拟试验对 $\rho(\text{NO}_2)$ 的模拟结果反而偏高, 可能在春季对 NO_x 排放存在一定的高估. 根据统计指标显示, 标准试验和同化试验对 2019 年 2 ~ 3 月京津冀地区的 $\rho(\text{SO}_2)$ 均表现了明显的高估, 尤其在供暖期间的重污染天气过程中, 3 月供暖停止后模拟与观测值之间的偏差显著减小, 这说明目前使用的清单中仍可能存在 SO_2 较实际排放偏高的情况.

表 1 给出了标准试验和同化试验模拟结果与观测值对比的指标统计结果. 对于各种污染物, 模式同化前后指标的差异相对较稳定. 从相关系数来看, 标准试验和同化试验均能准确地再现污染物逐时浓度随时间的演变规律. 对于 $\text{PM}_{2.5}$ 而言, 经过同化之后的模拟结果对再现 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化趋势上的性能显著优于标准试验, 相关系数由 0.75 提升至 0.82, 但经过同化之后却在一定程度上低估了 $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度水平, 而标准试验对 $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度水平有较好的表现. 对比标准试验和同化试验发现, 两个模拟结果对 NO_2 的表现较为相似, 3 个统计参数的差别并不明



不同颜色曲线代表不同来向气流
图 6 两次污染过程的后向轨迹分析

Fig. 6 Backward trajectory analysis for two pollution events

显. 对比两个试验模拟 SO_2 的表现, 根据标准平均偏

差 NMB 和标准平均误差 NME 可以发现, 模式经过数据同化之后的表现较好, 标准试验对 $\rho(\text{SO}_2)$ 的模拟高估明显. 综上, 模式在严重污染过程中因对化学机制及二次生成的把握偏差导致模拟不足, 标准试验的量值与结果更接近可能与排放量高于实际排放水平, 从一定程度上而弥补了模拟不足. 而同化后的试验一方面调整了源输入水平, 一方面对爆发性增长模拟有限, 导致模拟量值偏低. 在污染相对较轻的时段, 同化后的结果明显更优. 可见, 气溶胶种类对减排的响应及其与大气氧化剂和气溶胶性质相关的反馈是复杂的, 需要进一步研究.

表 1 污染物模拟与观测值对比的指标统计

Table 1 Indexes for pollutant comparisons between models and simulations

污染物	R		NMB		NME	
	未同化	同化	未同化	同化	未同化	同化
$\text{PM}_{2.5}$	0.75	0.82	0.20	-0.29	0.41	0.39
NO_2	0.67	0.68	0.00	0.13	0.35	0.36
SO_2	0.66	0.64	1.45	0.86	1.46	0.90

两次污染过程的同化结果(表 2)对比显示, 北京和河北地区 2019 年的污染物排放量相对于 2016 年同期都有大幅减少. 其中, 2019 年北京地区的 SO_2 排放量为 2016 年的 30%~40%, $\text{PM}_{2.5}$ 排放量为 2016 年的 60% 左右, NO_x 排放量为 2016 年的 80% 左右, 排放变化较 Cheng 等^[41] 在 2017 年的研究结果更大, 可见本次模拟试验的结果可信. 但两次过程存在一定差异: 过程 2 中, 北京地区的 3 种污染物的变化系数均小于过程 1, 体现了供暖的变化导致的污染物排放量的下降. 从两次过程中污染物的排放调整来看, 过程 1 中河北污染物排放明显下降, 而过程 2 中河北地区除 SO_2 之外的变化较小. 本研究只同化了北京地区的观测数据, 根据式(1), 对于河北污染物排放的同化结果依赖于敏感性分析的结果, 即北京污染浓度变化对河北污染物排放的敏感性. 过程 2 中对于河北的排放结果显著小于过程 1, 且调整系数接近于 1, 说明过程 2 中北京污染物浓度对于河北排放的敏感度显著小于过程 1, 即过程 1 来自于河北的传输作用高于过程 2.

表 2 两次过程同化后污染源的变化系数

Table 2 Coefficient of the change in pollution sources between two processes assimilation

项目	省市	SO_2	NO_x	$\text{PM}_{2.5}$
过程 1	北京	0.41	0.82	0.62
	河北	0.61	0.91	0.77
过程 2	北京	0.38	0.78	0.58
	河北	0.69	1.02	1.03

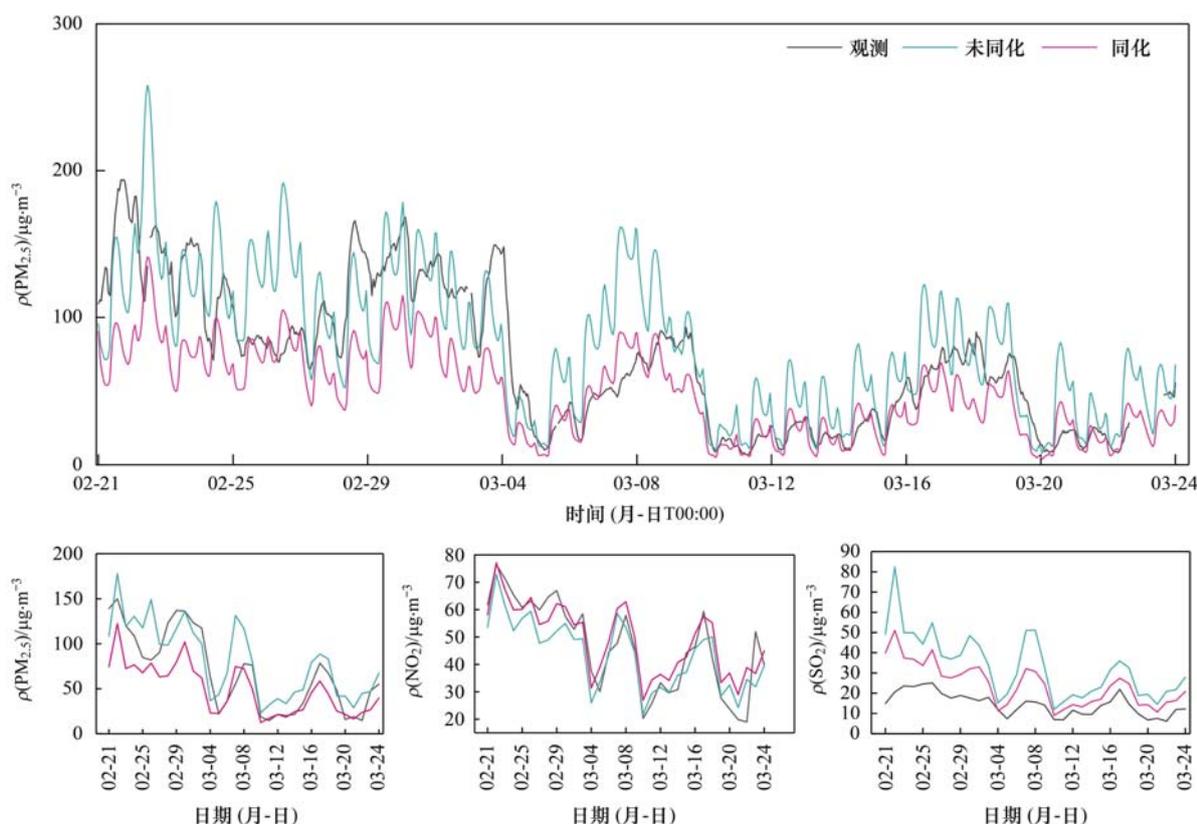


图7 2019年2月21日至3月25日京津冀区域模拟与观测的污染物浓度时间序列对比

Fig. 7 Comparison of pollutant concentrations between the simulations and observations in the Beijing-Tianjin-Hebei region from February 21 to March 25, 2019

4 结论

(1) 2019年2月21~24日供暖期的污染过程持续60h,日变化明显,分两个快速增长阶段, $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 峰值在过程前期($219 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$);停止供暖的3月18~20日过程持续49h,发展缓慢,峰值在过程中期($165 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$),与过程1的站点峰值浓度差异小.过程1为区域泛性污染,过程2更倾向于北京本地污染.

(2) 两个过程 $\rho(\text{SO}_2)$ 差异小,过程1的 SO_2 日变化有两个峰值,夜间次峰值体现了供暖排放影响.过程2的 $\rho(\text{CO})$ 偏低,显示大气扩散条件相对有利.过程1和2污染时次的平均 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{SO}_2)$ 为10.7和8.5,表征过程1移动源影响偏高,过程2受工业源影响较大,且污染严重的过程更利于 SO_2 转化.

(3) 过程1的 $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{CO})$ 和 $\rho(\text{O}_3)/\rho(\text{CO})$ 偏低,表明一次 $\text{PM}_{2.5}$ 占比略高,且 $\text{PM}_{2.5}$ 重污染过程不利于 O_3 生成; $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$ 和 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 相对较低,显示过程1整体更易发生相态转化.两个过程 $\rho(\text{SO}_4^{2-})/\rho(\text{PM}_{2.5})$ 分别为0.12和0.17,SOR均为0.44,过程2各指标与过程1中第二阶段(2月23日夜間至24日)结果相近,

均大于2月21日夜間至22日阶段,说明过程2和2月24日前后的污染主要受二次转化影响.两个过程的 $\rho(\text{NO}_2)/\rho(\text{CO})$ 日差异显著小于 $\rho(\text{SO}_2)/\rho(\text{CO})$,可见 NO_2 较 SO_2 的化学转化效率偏低.

(4) 后向轨迹结合 $\rho(\text{CO})/\rho(\text{SO}_2)$ 及多个区域背景站的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 分析显示:过程1中,2月21日夜間至22日凌晨 $\text{PM}_{2.5}$ 爆发性增长主要由京津冀南部高污染气团近距离输送引起;2月23日夜間至24日的快速增长与本地累积和二次生成密不可分;虽然过程2与2月23日至24日类似,但其区域输送主要为上游长距离的清洁气团.

(5) WRF-CMAx同化后模拟的污染演变趋势更接近观测,但量值偏低.同化试验对 SO_2 模拟的高估现象改进明显,但仍高于实测.供暖期间的重污染过程中, NO_2 模拟结果偏低,同化对其改进较大;停止供暖后的3月模拟效果相对转好,但清洁时段的模拟略偏高,这与 $\text{PM}_{2.5}$ 出现模拟偏差有较大的相关性. $\text{PM}_{2.5}$ 爆发性增长的模拟效果差,除了排放清单与实际排放的差异外,也与模式的化学反应过程及二次转化的模拟能力密切相关.

参考文献:

- [1] Maji K J, Li V O K, Lam J C K. Effects of China's current air pollution prevention and control action plan on air pollution

- patterns, health risks and mortalities in Beijing 2014-2018[J]. *Chemosphere*, 2020, **260**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127572.
- [2] Geng G N, Xiao Q Y, Zhang Y X, *et al.* Impact of China's air pollution prevention and control action plan on PM_{2.5} chemical composition over eastern China [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, **62**(12): 1872-1884.
- [3] Lim S S, Vos T, Flaxman A D, *et al.* A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010; a systematic analysis for the global burden of disease study 2010 [J]. *The Lancet*, 2012, **380**(9859): 2224-2260.
- [4] Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, *et al.* The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on PM_{2.5} mass reduction in key regions in China [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, **62**(12): 1885-1902.
- [5] 谷少华, 贾红英, 李萌萌, 等. 济南市空气污染对呼吸系统疾病门诊量的影响[J]. *环境与健康杂志*, 2015, **32**(2): 95-98.
- Gu S H, Jia H Y, Li M M, *et al.* Effects of air pollution on hospital visits for respiratory diseases in Ji'nan City [J]. *Journal of Environment and Health*, 2015, **32**(2): 95-98.
- [6] Wei W, Xin M C, Yi B, *et al.* The impacts of meteorology on source contributions of air pollution in winter in Beijing, 2015-2017 changes [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2020, **11**(11): 1953-1962.
- [7] 徐冉, 张恒德, 杨孝文, 等. 北京地区秋冬季大气污染特征及成因分析[J]. *环境科学*, 2019, **40**(8): 3405-3414.
- Xu R, Zhang H D, Yang X W, *et al.* Concentration characteristics of PM_{2.5} and the causes of heavy air pollution events in Beijing during autumn and winter [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(8): 3405-3414.
- [8] Li M M, Wang T J, Xie M, *et al.* Improved meteorology and ozone air quality simulations using MODIS land surface parameters in the Yangtze River Delta urban cluster, China [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2017, **122**(5): 3116-3140.
- [9] 周静博, 段青春, 王建国, 等. 2019 年元旦前后石家庄市重污染过程 PM_{2.5} 污染特征及来源解析[J]. *环境科学*, 2020, **41**(1): 39-49.
- Zhou J B, Duan J C, Wang J G, *et al.* Analysis of pollution characteristics and sources of PM_{2.5} during heavy pollution in Shijiazhuang city around New Year's Day 2019 [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(1): 39-49.
- [10] 马艳, 黄容, 时晓曦, 等. 青岛冬季 PM_{2.5} 持续重污染天气的大气边界层特征[J]. *环境科学研究*, 2018, **31**(1): 42-52.
- Ma Y, Huang R, Shi X M, *et al.* Characteristics of planetary boundary layer for persistent PM_{2.5} heavy pollution in winter in Qingdao City [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2018, **31**(1): 42-52.
- [11] Zhao P S, Dong F, He D, *et al.* Characteristics of concentrations and chemical compositions for PM_{2.5} in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, **13**(9): 4631-4644.
- [12] Zhang Z Z, Wang W X, Cheng M M, *et al.* The contribution of residential coal combustion to PM_{2.5} pollution over China's Beijing-Tianjin-Hebei region in winter [J]. *Atmospheric Environment*, 2017, **159**: 147-161.
- [13] Song C B, Wu L, Xie Y C, *et al.* Air pollution in China: status and spatiotemporal variations [J]. *Environmental Pollution*, 2017, **227**: 334-347.
- [14] Wang C Y, Li Y Q, Liu Y. Investigation of water-energy-emission nexus of air pollution control of the coal-fired power industry: a case study of Beijing-Tianjin-Hebei region, China [J]. *Energy Policy*, 2018, **115**: 291-301.
- [15] Zhao S M, Hu B, Gao W K, *et al.* Effect of the "coal to gas" project on atmospheric NO_x during the heating period at a suburban site between Beijing and Tianjin [J]. *Atmospheric Research*, 2020, **241**, doi: 10.1016/j.atmosres.2020.104977.
- [16] 钟焜盛, 周颖, 程水源, 等. 首都重大活动与空气重污染应急减排措施效果对比分析[J]. *环境科学*, 2020, **41**(8): 3449-3457.
- Zhong Y S, Zhou Y, Cheng S Y, *et al.* Comparison analysis of the effect of emission reduction measures for major events and heavy air pollution in the capital [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(8): 3449-3457.
- [17] 周敏. 上海大气 PM_{2.5} 来源解析对比: 基于在线数据运用 3 种受体模型[J]. *环境科学*, 2020, **41**(5): 1997-2005.
- Zhou M. Comparison of three receptor models for source apportionment of PM_{2.5} in Shanghai: using hourly resolved PM_{2.5} chemical composition data [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(5): 1997-2005.
- [18] 杜小申, 燕丽, 贺晋瑜, 等. 安阳市典型工业源 PM_{2.5} 排放特征及减排潜力估算[J]. *环境科学*, 2019, **40**(5): 2043-2051.
- Du X S, Yan L, He J Y, *et al.* PM_{2.5} emission characteristics and estimation of emission reduction potential from typical industrial sources in Anyang [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(5): 2043-2051.
- [19] 张晶, 朱兆洲, 杨鑫鑫. 集中供暖与非集中供暖城市的冬季大气污染状况-以天津和上海为例[J]. *天津师范大学学报(自然科学版)*, 2020, **40**(1): 60-66.
- Zhang J, Zhu Z Z, Yang X X. Atmospheric pollution in winter of central heating city and non-central heating city: a case study of Tianjin and Shanghai, China [J]. *Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition)*, 2020, **40**(1): 60-66.
- [20] 王晓元, 江飞, 徐圣辰, 等. 长三角区域大气重污染应急减排效果评估[J]. *环境科学研究*, 2020, **33**(4): 783-791.
- Wang X Y, Jiang F, Xu S C, *et al.* Assessment of emergency emission reduction effect during a severe air pollution episode in Yangtze River Delta Region [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, **33**(4): 783-791.
- [21] Yang X, Teng F. The air quality co-benefit of coal control strategy in China [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2018, **129**: 373-382.
- [22] Cheng N L, Cheng B F, Li S S, *et al.* Effects of meteorology and emission reduction measures on air pollution in Beijing during heating seasons [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, **10**(3): 971-979.
- [23] Liu G J, Xin J Y, Wang X, *et al.* Impact of the coal banning zone on visibility in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **692**: 402-410.
- [24] Pang N N, Gao J, Che F, *et al.* Cause of PM_{2.5} pollution during the 2016-2017 heating season in Beijing, Tianjin, and Langfang, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2020, **95**: 201-209.
- [25] Pang N N, Gao J, Zhu G H, *et al.* Impact of clean air action on the PM_{2.5} pollution in Beijing, China: insights gained from two heating seasons measurements [J]. *Chemosphere*, 2021, **263**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127991.
- [26] Yang H, Wang S X, Jiang J K, *et al.* Characteristics and sources of aerosol pollution at a polluted rural site southwest in Beijing,

- China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **626**: 519-527.
- [27] Nozaki K Y. Mixing depth model using hourly surface observations [R]. USA: USAF Environmental Technical Application Center, 1973.
- [28] 张恒德, 吕梦瑶, 张碧辉, 等. 2014年2月下旬京津冀持续重污染过程的静稳天气及传输条件分析[J]. *环境科学学报*, 2016, **36**(12): 4340-4351.
Zhang H D, Lü M Y, Zhang B H, *et al.* Analysis of the stagnant meteorological situation and the transmission condition of continuous heavy pollution course from February 20 to 26, 2014 in Beijing-Tianjin-Hebei [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(12): 4340-4351.
- [29] 王继康, 张碧辉, 张恒德, 等. 边界层方案对华北一次污染过程模拟的影响[J]. *中国环境科学*, 2019, **39**(1): 61-71.
Wang J K, Zhang B H, Zhang H D, *et al.* The impacts of planetary boundary layer schemes on pollutants simulations during an air pollution episode over BTH region [J]. *China Environmental Science*, 2019, **39**(1): 61-71.
- [30] 王继康, 张恒德, 张碧辉, 等. 同化反演方法在污染源清单更新中的应用[J]. *环境工程技术学报*, 2018, **8**(6): 577-585.
Wang J K, Zhang H D, Zhang B H, *et al.* Application of data assimilation method in updating emission inventory [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2018, **8**(6): 577-585.
- [31] Zou X L. Three-dimensional variational data assimilation [A]. In: Zou X L (Ed.). *Atmospheric Satellite Observations: Variation Assimilation and Quality Assurance* [M]. Elsevier: Academic Press, 2020, doi: 10.1016/B978-0-12-820950-9.00008-8.
- [32] Hooghiemstra P B, Krol M C, Meirink J F, *et al.* Optimizing global CO emission estimates using a four-dimensional variational data assimilation system and surface network observations [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, **11**(10): 4705-4723.
- [33] 黄晓波, 殷晓鸿, 黄志炯, 等. 不同模式对珠三角地区细颗粒物污染模拟效果对比评估[J]. *环境科学学报*, 2016, **36**(10): 3505-3514.
Huang X B, Yin X H, Huang Z J, *et al.* Evaluation and intercomparison of PM_{2.5} simulations by air quality models over Pearl River Delta [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(10): 3505-3514.
- [34] 林艺辉, 谢品华, 秦敏, 等. 北京冬季大气 SO₂、NO₂ 与 O₃ 的监测与分析[J]. *大气与环境光学学报*, 2007, **2**(1): 55-59.
Lin Y H, Xie P H, Qin M, *et al.* Monitoring and analysis of SO₂, NO₂ and O₃ in winter of Beijing [J]. *Journal of Atmospheric and Environmental Optics*, 2007, **2**(1): 55-59.
- [35] 徐虹, 肖致美, 陈魁, 等. 天津市 2017 年重污染过程二次无机化学污染特征分析[J]. *环境科学*, 2019, **40**(6): 2519-2525.
Xu H, Xiao Z M, Chen K, *et al.* Secondary inorganic pollution characteristics during heavy pollution episodes of 2017 in Tianjin [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(6): 2519-2525.
- [36] Wang Y, Zhuang G S, Zhang X Y, *et al.* The ion chemistry, seasonal cycle, and sources of PM_{2.5} and TSP aerosol in Shanghai [J]. *Atmospheric Environment*, 2006, **40**(16): 2935-2952.
- [37] Zhang Q, Quan J N, Tie X X, *et al.* Effects of meteorology and secondary particle formation on visibility during heavy haze events in Beijing, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, **502**: 578-584.
- [38] Brasseur G P, Orlando J J, Tyndall G S. *Atmospheric chemistry and global change* [M]. New York: Oxford University Press, 1999.
- [39] Begum B A, Kim E, Jeong C H, *et al.* Evaluation of the potential source contribution function using the 2002 Quebec forest fire episode [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, **39**(20): 3719-3724.
- [40] Truex T J, Pierson W R, McKee D E. Sulfate in diesel exhaust [J]. *Environmental Science & Technology*, 1980, **14**(9): 1118-1121.
- [41] Cheng J, Su J P, Cui T, *et al.* Dominant role of emission reduction in PM_{2.5} air quality improvement in Beijing during 2013-2017: a model-based decomposition analysis [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, **19**(9): 6125-6146.

CONTENTS

Chemical Characteristics and Source Apportionment of Organic Aerosols in Atmospheric PM _{2.5} in Winter in Beijing	XU Nan, WANG Tian-tian, LI Xiao, <i>et al.</i> (2101)
Characteristics of Two Pollution Episodes Before and After City Heating in Beijing from February to March of 2019	YIN Xiao-mei, PU Wei-wei, WANG Ji-kang, <i>et al.</i> (2110)
Analysis of Characteristics and Causes of a Typical Haze Pollution in Beijing in the Winter of 2019	LIAN Han-yang, YANG Xin, ZHANG Pu, <i>et al.</i> (2121)
New Particle Formation Events in Summer and Winter in the Coastal Atmosphere in Qingdao, China	SUN Yue, ZHU Yu-jiao, MENG He, <i>et al.</i> (2133)
Characteristics of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Evaluation of Indoor Dust from Urban and Rural Areas in Taiyuan City During the Heating Season	HUANG Hao, XU Zi-qi, YAN Jun-xia, <i>et al.</i> (2143)
Concentration Analysis and Health Risk Assessment of Air Pollutants in Newly Decorated Public Places in Xi'an	FAN Jie, FAN Hao, SHEN Zhen-xing, <i>et al.</i> (2153)
Emission Concentration and Characteristics of Particulate Matter and Water-Soluble Ions in Exhaust Gas of Typical Combustion Sources with Ultra-Low Emission	HU Yue-qi, WANG Zheng, GUO Jian-hui, <i>et al.</i> (2159)
High-Throughput Sequencing Analysis of Microbial Communities in Summertime Atmospheric Particulate Matter in Hefei City	JIANG Shao-yi, SUN Bo-wen, DAI Hai-tao, <i>et al.</i> (2169)
Spatiotemporal Variations in Fine Particulate Matter and the Impact of Air Quality Control in Zhengzhou	DONG Zhe, YUAN Ming-hao, SU Fang-cheng, <i>et al.</i> (2179)
Characteristics of Ozone Pollution and Relationships with Meteorological Factors in Jiangxi Province	QIAN Yue, XU Bin, XIA Ling-jun, <i>et al.</i> (2190)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Aerosol Optical Properties in Urban Agglomerations on the North Slope of the Tianshan Mountains	ZHANG Zhe, DING Jian-li, WANG Jin-jie, <i>et al.</i> (2202)
Comprehensive Classification Method of Urban Water by Remote Sensing Based on High-Resolution Images	YANG Zi-qian, LIU Huai-qing, LÜ Heng, <i>et al.</i> (2213)
Construction and Application Optimization of the Chl-a Forecast Model ARIMA for Lake Taihu	LI Na, LI Yong, FENG Jia-cheng, <i>et al.</i> (2223)
Spatial Differences in Water Quality and Spatial Autocorrelation Analysis of Eutrophication in Songhua Lake	DING Yang, ZHAO Jin-yong, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (2232)
Pollution and Irrigation Applicability of Surface Water from Wet, Normal, and Dry Periods in the Huixian Karst Wetland, China	ZHU Dan-ni, ZOU Sheng-zhang, LI Jun, <i>et al.</i> (2240)
Changes in Water Chemistry and Driving Factors in the Middle and Lower Reaches of the Beijing-Hangzhou Grand Canal	CHENG Zhong-hua, DENG Yi-xiang, ZHUO Xiao-ke, <i>et al.</i> (2251)
Effects of Different Land Use Practices on Nitrogen Loss from Runoff During Rainfall Events	LUO Yi-feng, CHEN Fang-xin, ZHOU Hao, <i>et al.</i> (2260)
Sources and Fate of Nitrate in Groundwater in a Typical Karst Basin: Insights from Carbon, Nitrogen, and Oxygen Isotopes	REN Kun, PAN Xiao-dong, LIANG Jia-peng, <i>et al.</i> (2268)
Changes in the Bacterioplankton Community Between "Ice" and "Water" in the Frozen Dali Lake	LI Wen-bao, YANG Xu, TIAN Ya-nan, <i>et al.</i> (2276)
Analysis of the Spatial Changes in Bacterial Communities in Urban Reclaimed Water Channel Sediments; A Case Study of the North Canal River	QIU Ying, JIN Yan, SU Zhen-hua, <i>et al.</i> (2287)
Spatial Differences and Influencing Factors of Denitrification and ANAMMOX Rates in Spring and Summer in Lake Taihu	ZHAO Feng, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i> (2296)
Structural Characteristics of Zooplankton and Phytoplankton Communities and Its Relationship with Environmental Factors in a Typical Tributary Reservoir in the Three Gorges Reservoir Region	CHEN Sha, XIE Qing, FU Mei, <i>et al.</i> (2303)
Application of Iron and Sulfate-Modified Biochar in Phosphorus Removal from Water	SANG Qian-qian, WANG Fang-jun, ZHAO Yuan-tian, <i>et al.</i> (2313)
Analysis of the Performance and Mechanism of Phosphorus Removal in Water by Steel Slag	LUO Xiao, ZHANG Jun-bo, HE Lei, <i>et al.</i> (2324)
Adsorption of BS-18 Amphoterically Modified Bentonite to Tetracycline and Norfloxacin Combined Pollutants	WANG Xin-xin, MENG Zhao-fu, LIU Xin, <i>et al.</i> (2334)
Preparation of Ag ₃ PO ₄ /g-C ₃ N ₄ Composite Photocatalysts and Their Visible Light Photocatalytic Performance	GAO Chuang-chuang, LIU Hai-cheng, MENG Wu-shuang, <i>et al.</i> (2343)
Activation of Permonosulfate by Rhodamine B for BPA Degradation Under Visible Light Irradiation	ZHANG Yi-chen, BAI Xue, SHI Juan, <i>et al.</i> (2353)
Fe-Ti Co-Doped Alumina-Induced Surface Dual Reaction Center for Catalytic Ozonation to Remove Pollutants from Water	ZHANG Fan, SONG Yang, HU Chun, <i>et al.</i> (2360)
Preparation of Sulfidated Copper-Iron Bimetallic Compositing Material and Its Mechanism for Chromium Removal	QU Min, WANG Yuan, CHEN Hui-xia, <i>et al.</i> (2370)
Mechanisms of Penicillin Wastewater Treatment by Coupled Electrocatalytic and Bioelectrochemical Systems	QU You-peng, LÜ Jiang-wei, DONG Yue, <i>et al.</i> (2378)
Aerobic Granular Sludge Operation and Nutrient Removal Mechanism from Domestic Sewage in an Anaerobic/Aerobic Alternating Continuous Flow System	LI Dong, YANG Jing-wei, LI Yue, <i>et al.</i> (2385)
In-situ Phosphorus Removal Activity and Impact of the Organic Matter Concentration on Denitrifying Phosphorus Removal in Sludge Aggregates	LÜ Yong-tao, JIANG Xiao-tong, TU Yan, <i>et al.</i> (2396)
In-situ Sludge Reduction Technology Based on Ozonation	XUE Bing, LIU Bin-han, WEI Ting-ting, <i>et al.</i> (2402)
Effects of Activated Carbon on the Fate of Antibiotic Resistance Genes During Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste	MA Jia-ying, WANG Pan-liang, WANG Bing-han, <i>et al.</i> (2413)
Release Mechanisms of Carbon Source and Dissolved Organic Matter of Six Agricultural Wastes in the Initial Stage	LING Yu, YAN Guo-kai, WANG Hai-yan, <i>et al.</i> (2422)
Spatial Differentiation of Soil Organic Carbon Density and Influencing Factors in Typical Croplands of China	LI Cheng, WANG Rang-hui, LI Zhao-zhe, <i>et al.</i> (2432)
Characteristics of Paddy Soil Organic Carbon Mineralization and Influencing Factors Under Different Water Conditions and Microbial Biomass Levels	LIU Qi, LI Yu-hong, LI Zhe, <i>et al.</i> (2440)
Analysis of Nitrogen Transformation Characteristics and Influencing Factors of Forestland Soil in the Qinghai-Tibet Plateau; A Case Study of the Qilian Mountains and Southeast Tibet	HE Fang, ZHANG Li-mei, SHEN Cong-cong, <i>et al.</i> (2449)
Using the Matter-Element Extension Model to Assess Heavy Metal Pollution in Topsoil in Parks in the Main District Park of Lanzhou City	HU Meng-jun, LI Chun-yan, LI Na-na, <i>et al.</i> (2457)
Effects of Long-Term Application of Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers on Heavy Metals and Their Availability in Reddish Paddy Soil	XIA Wen-jian, ZHANG Li-fang, LIU Zeng-bing, <i>et al.</i> (2469)
Characteristics and Origins of Heavy Metals in Soil and Crops in Mountain Area of Southern Sichuan	HAN Wei, WANG Cheng-wen, PNEG Min, <i>et al.</i> (2480)
Spatial Distribution Characteristics, Source Apportionment, and Risk Assessment of Topsoil PAHs in the Core Area of the Ningdong Energy and Chemical Industry Base	YANG Fan, LUO Hong-xue, ZHONG Yan-xia, <i>et al.</i> (2490)
Functional Stability and Applicability of Heavy Metal Passivators in Reducing Cd Uptake by Lettuce	PANG Fa-hu, WU Xue-jiao, KONG Xue-fei, <i>et al.</i> (2502)
Effects of Water Management on Cadmium Accumulation by Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) Growing in Typical Paddy Soil	ZHANG Yu-ting, TIAN Ying-bing, HUANG Dao-you, <i>et al.</i> (2512)
Adsorption Properties of Oiltea Camellia Shell-Modified Biochar and Effects of Coupled Waterlogging on Soil Cd Morphology	CAI Tong, DU Hui-hui, LIU Xiao-li, <i>et al.</i> (2522)
Effects of Land Use Changes on Soil Fungal Community Structure and Function in the Riparian Wetland Along the Downstream of the Songhua River	XU Fei, ZHANG Tuo, HUAI Bao-dong, <i>et al.</i> (2531)
Distribution of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Communities in a Fishery Reclamation Mining Subsidence Area	CHENG Sen, LU Ping, FENG Qi-yan (2541)
Effects of Three Commonly Used Herbicides on Bacterial Antibiotic Resistance	LI Xi, LIAO Han-peng, CUI Peng, <i>et al.</i> (2550)
Discussion of Microbial Control Standards of Water Reclamation and Formulation Methods	CHEN Zhuo, CUI Qi, CAO Ke-fan, <i>et al.</i> (2558)