

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.12
第41卷 第12期

目次(卷终)

我国地级及以上城市臭氧污染来源及控制区划分 闫慧, 张维, 侯墨, 李银松, 高平, 夏青, 孟晓艳, 范丽雅, 叶代启(5215)

2015~2018年我国PM_{2.5}健康损害价值的动态评估 李惠娟, 周德群, 魏永杰(5225)

2011~2017年中国PM_{2.5}多尺度时空分异特征分析 杨文涛, 谯鹏, 刘贤赵, 雷雨亮(5236)

关中地区PM_{2.5}时空演化及人口暴露风险 黄晓军, 祁明月, 李艳雨, 王森, 黄馨(5245)

中原城市冬季两次重污染形成机制及来源 贾佳, 丛怡, 高清敏, 王玲玲, 杨静静, 张国辉(5256)

西北工业城市冬季PM_{2.5}污染特征及理化性质 杨燕萍, 陈强, 王莉娜, 杨丽丽(5267)

基于PMF模型的PM_{2.5}中金属元素污染及来源的区域特征分析 邓林俐, 张凯山, 殷子渊, 李欣悦, 武文琪, 向铎鹏(5276)

重庆主城大气降尘中重金属污染特征及评价 张夏, 刘斌, 肖柏林, 王佳, 万达(5288)

鄂尔多斯市夏秋季气溶胶新粒子生成过程影响因素分析 孔祥晨, 王红磊, 张连霞, 呼群, 李瑞锋, 许彩琴(5295)

杭州市城区挥发性有机物污染特征及反应活性 景盛翱, 高雅琴, 沈建东, 王倩, 彭亚荣, 李英杰, 王红丽(5306)

成都市区夏季大气挥发性有机物污染特征及来源解析 徐晨曦, 陈军辉, 姜涛, 韩丽, 王波, 李英杰, 王成辉, 刘政, 钱骏(5316)

石家庄市挥发性有机物和臭氧的污染特征及源解析 王帅, 崔建升, 冯亚平, 刘大喜, 陈静, 田亮, 冯超, 王梦璇, 王学臣, 王婷婷(5325)

厦门市工业源VOCs排放清单及控制对策分析 吴冬阳, 庄马展, 吴艳聪, 金磊, 吴义诚, 高攀峰, 刘建福, 金月正, 潘亚雷, 傅海燕(5336)

建筑胶黏剂使用VOCs排放系数与排放清单 梁小明, 孙西勃, 苏燕花, 黄礼海, 陈锋, 任璐, 卢清, 赖君怡, 陈朋龙, 陈来国(5345)

我国西北工业区城市大气多氯联苯来源及健康风险 毛潇萱, 李子璇, 宋世杰, 章晓冬, 高宏, 李春新, 黄韬, 马建民(5352)

基于广州塔观测的城市近地面甲醛垂直分布特征 黄山, 裴成磊, 张莹, 宋奇聪, 齐吉朋, 赵一鸣, 王鸣, 邵敏(5362)

新水沙条件下长江中下游干流水体总磷时空变化分析 卓海华, 姜保锋, 吴云丽, 王瑞琳, 陈杰, 兰静(5371)

三峡库区汉丰湖水体氮磷及化学计量比季节变化特征 钱田, 黄祺, 何丙辉, 李天阳, 刘淑婧, 付适, 曾荣昌, 向可翠(5381)

衡水湖沉积物营养盐形态分布特征及污染评价 张嘉雯, 魏健, 刘利, 王俭, 朱元荣, 段亮(5389)

宜兴市横山水库底泥内源污染及释放特征 崔会芳, 陈淑云, 杨春晖, 唐婉莹, 殷鹏, 尹洪斌(5400)

梅江流域清凉山水库沉积物重金属污染、生态风险评价及来源解析 江涛, 林伟稳, 曹英杰, 黎坤, 翟映雪, 李睿, 陈建耀(5410)

汉江流域金水河与淇河潜在硝化速率及硝化功能基因的影响因子 赵彬洁, 王旭, 张健, 谭香, 何睿, 周全, 史航, 张全发(5419)

山东省滨海旅游度假区水体环境典型全氟化合物污染特征及潜在生态风险 王世亮, 曹雪雅(5428)

太湖重点区域多介质水体中有机磷酸酯的分布特征及来源解析 吕佳佩, 张振飞, 刘杨, 张恒, 王春英, 罗莹, 郭昌胜, 徐建(5438)

岩溶地下水水体中有机氯农药和多氯联苯的残留特征及健康风险评价 叶凯, 孙玉川, 贾亚男, 朱琳跃, 徐昕(5448)

澜沧江硅藻的地理分布模式与关键驱动因素 孙胜浩, 陈娟, 王沛芳, 王超, 王洵, 苗令占, 刘胜, 袁秋生(5458)

白洋淀优势鱼类中喹诺酮类抗生素的生物累积特征及其与环境因子相关性 申立娜, 付雨, 张璐璐, 秦珊, 剧泽佳, 姚波, 崔建升(5470)

生物质粒径对负载MgO生物炭吸附水体中磷的影响 王鹏飞, 甄蒙蒙, 储昭升, 崔冠楠(5480)

Bi₂MoO₆/Bi₂S₃异质结构催化降解四环素-铜复合物 黄文鑫, 魏虎, 蒋彩云, 王玉萍(5488)

超滤膜负载UiO-66@Fe₃O₄@UiO-66强化PPCPs去除和膜污染控制 尹越, 吴道文, 孙梦瑶, 吕路, 张炜铭(5500)

低温季节水平潜流和垂直潜流人工湿地尾水深度处理中试 廖雪珂, 严晗璐, 王智源, 陈诚, 何东, 吴月龙, 陈求稳(5509)

盐度渐增对水解微生物群落结构与功能的影响 高京, 张少华, 王锐, 金鹏康(5518)

限NH₄⁺和限NO₂⁻厌氧氨氧化系统的运行特性及微生物种群特征 宋家俊, 朱明奕, 郭凯成, 汪倩, 刘文如, 沈耀良(5527)

厌氧氨氧化菌富集培养过程微生物群落结构及多样性 闫冰, 夏嵩, 桂双林, 付嘉琦, 吴九九, 熊继海, 魏源送(5535)

二价铁活化过氧化钙提高剩余活性污泥的脱水性能 毕薇薇, 阮书瑜, 陈吴傲啸, 梁方艺, 陈智文, 谢松儒, 唐晶, 邓靖(5544)

中国北方某城市绿地土壤重金属空间分布特征、污染评价及来源解析 赵靛, 梁云平, 陈倩, 徐谦, 荆红卫(5552)

我国南方水稻产地镉环境质量类别划分技术 窦韦强, 安毅, 秦莉, 林大松, 董明明(5562)

晒在土壤-农作物系统中的分布特征及富硒土壤阈值 王锐, 邓海, 贾中民, 严明书, 周皎, 何忠庠, 梁绍标, 董金秀, 苏黎明(5571)

广东鼻咽癌高发区土壤-作物系统重金属迁移特征及健康风险评价 叶脉, 张景茹, 张路路, 李朝晖, 李兴远, 周永章(5579)

胺鲜酯与螯合剂GLDA联合强化柳枝稷吸收积累镉效果 王正, 孙兆军, SAMEH Mohamed, 王珍, 何俊, 韩磊(5589)

毛竹遗态Fe/C复合材料对As(V)污染土壤的钝化修复性能 赵宁宁, 何豪, 冯国杰, 朱宗强, 方雅莉, 李超, 朱义年, 张立浩(5600)

大麦虫幼虫肠道菌群对聚苯乙烯泡沫塑料降解 杨莉, 刘颖, 高婕, 彭霞薇, 白志辉, 庄绪亮(5609)

1株耐油甲醛降解菌的分离鉴定及降解特性 韩茜, 王蓉蓉, 史纯珍(5617)

铜尾矿白羊草叶际和根际细菌群落特征 贾彤, 姚玉珊, 王瑞宏(5628)

生物质炭施用对再生水灌溉空心菜根际微生物群落结构及多样性的影响 崔丙健, 崔二革, 胡超, 樊向阳, 高峰(5636)

废弃物基水热炭改良对水稻产量及氮素吸收的影响 侯朋福, 薛利红, 冯彦房, 余姍, 杨林章(5648)

基于GIS和PMF模型的石嘴山市土壤多环芳烃空间分布及来源解析 夏子书, 王玉玉, 钟艳霞, 白一茹, 王幼奇, 杨帆, 李鸣驥(5656)

氮肥和秸秆还田方式对麦玉米轮作土壤N₂O排放的影响 许宏伟, 李娜, 冯永忠, 任广鑫, 谢呈辉, 吕宏菲, 马星霞, 郝嘉琪(5668)

《环境科学》第41卷(2020年)总目录 (5677)

《环境科学》征订启事(5344) 《环境科学》征稿简则(5361) 信息(5287, 5499, 5508)

鄂尔多斯市夏秋季气溶胶新粒子生成过程影响因素分析

孔祥晨^{1,2}, 王红磊^{2*}, 张连霞¹, 呼群¹, 李瑞锋¹, 许彩琴¹

(1. 鄂尔多斯市气象局, 鄂尔多斯 017000; 2. 南京信息工程大学气象灾害预报预警与评估协同创新中心, 中国气象局气溶胶-云-降水重点开放实验室, 南京 210044)

摘要: 利用宽范围粒径谱仪于2019年8月16至10月4日在鄂尔多斯市观测了10 nm~10 μm气溶胶粒径分布, 结合PM (PM_{2.5}和PM₁₀)、污染气体、气象数据和HYSPLIT模式, 分析了新粒子生成(NPF)特征及其主要影响因素。结果表明, 观测期间一共出现19次NPF过程, 占总观测期间的37.5%。NPF过程中对不同模态气溶胶数浓度日变化的影响不同。NPF使得核模态和爱根核模态气溶胶数浓度急剧增加, 但是对积聚模态和粗模态气溶胶数浓度的影响较小。NPF发生时往往温度较高, 风速较大, 总辐照度较高, RH较低。NPF天PM_{2.5}、PM₁₀、CO和NO₂的浓度较低, O₃和SO₂浓度较高。40.0%的偏北气团和29.6%的偏南气团可观测到NPF过程。不同气团类型NPF过程中气象要素存在显著差异。南部气团类型NPF过程中风速最小, 平均为(2.4±1.5)m·s⁻¹; RH最高, 平均为(48.8±10.8)%; 北部气团类型NPF过程中风速最大, 平均为(4.2±1.9)m·s⁻¹; 总辐照度最高, 平均为(664.5±255.6)W·m⁻²; 西部气团类型NPF过程中RH最低, 平均为(29.8±12.7)%。不同气团类型NPF过程中新粒子的生成速率相差不大, 为1.5~1.8 cm⁻³·s⁻¹。南部气团类型NPF过程中增长速率最大, 为(12.7±13.6)nm·h⁻¹, 是北部气团类型和西部气团类型的1.2倍和1.4倍。

关键词: 鄂尔多斯; 新粒子生成(NPF); 气象要素; 气团类型; 粒径分布

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)12-5295-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.202004212

Factors Influencing New Atmospheric Particle Formation in Ordos During Summer and Autumn 2019

KONG Xiang-chen^{1,2}, WANG Hong-lei^{2*}, ZHANG Lian-xia¹, HU Qun¹, LI Rui-feng¹, XU Cai-qin¹

(1. Ordos Meteorological Bureau of Inner Mongolia, Ordos 017000, China; 2. Key Laboratory for Aerosol-Cloud-Precipitation of China Meteorological Administration, Collaborative Innovation Center on Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: In this study, the aerosol number size distribution in the range of 10 nm-10 μm was collected from August 16 to October 04, 2019 at Ordos using a wide-range particle spectrometer (WPS). Combined with PM (PM_{2.5} and PM₁₀), pollution gases, meteorological data, and the HYSPLIT model, the characteristics and impact factors of new particle formation (NPF) were discussed. The results indicated that there were 19 NPF events during the observation period, which have different effects on diurnal variation in aerosol number concentration in different modes. The NPF events caused a sharp increase in the number concentration of nucleation and Aitken mode aerosols, but had little effect on the number concentration of accumulation and coarse mode aerosols. The temperature, wind speed, and total solar radiation during NPF days were usually higher than those in non-NPF days, and the RH during NPF days was lower. On NPF days, the mass concentrations of PM_{2.5}, PM₁₀, CO, and NO₂ were lower than those on non-NPF days, while the mass concentrations of O₃ and SO₂ were higher. NPF events were observed in 40.0% of northern air masses and 29.6% of southern air masses. There were significant differences in meteorological elements in different NPF event air mass types. The southern NPF event air mass type had the lowest wind speed and the highest RH, with averages of (2.4±1.5) m·s⁻¹ and (48.8±10.8)%, respectively. The northern NPF event air mass type had the highest wind speed and total solar radiation, with averages of (4.2±1.9) m·s⁻¹ and (664.5±255.6) W·m⁻², respectively. The western air mass type of NPF event had the lowest RH, with an average of (29.8±12.7)%. The formation rates of new particles in the different air mass types of NPF events were similar, ranging from 1.5 to 1.8 cm⁻³·s⁻¹. The largest growth rate was (12.7±13.6) nm·h⁻¹ in the southern NPF event air mass type, which was 1.2 times and 1.4 times higher than the NPF events of northern air masses and western air masses.

Key words: Ordos; new particle formation(NPF); meteorological element; air mass; size distribution

气溶胶新粒子生成(new particle formation, NPF)作为气溶胶的重要来源之一,对于区域空气污染和全球气候变化具有十分重要的意义^[1~4]。气溶胶新粒子是指大气中的凝结蒸汽形成的稳定分子簇,通过碰并或者凝结过程长大至可观测到的粒子^[5,6]。这些新生成的粒子在边界层中的增长速率为1~20 nm·h⁻¹,因此经过十几小时的持续增长后,可对大气云凝结核和城市霾污染产生较大影

响^[6~9]。

NPF事件的研究最早可追溯到1897年,由Aitken^[10]首先推测得出,但是由于受到观测技术的

收稿日期: 2020-04-25; 修订日期: 2020-06-11

基金项目: 江苏省自然科学基金项目(BK20180801); 国家自然科学基金项目(41805096); 江苏省高等学校自然科学基金项目(18KJB170011)

作者简介: 孔祥晨(1987~),男,硕士研究生,工程师,主要研究方向为大气环境与大气化学, E-mail: 15147736650m@sina.cn
* 通信作者, E-mail: hongleiwang@nuist.edu.cn

限制,当时并没有直接的观测证据.随着气溶胶粒径谱分布观测技术的迅速发展,目前已在全球不同大气环境中均观测到大量的 NPF 事件,例如极地地区、高山、森林、城市地区、乡村地区和沿海地区等^[1,11~14].以往的研究表明 NPF 事件多发生在相对清洁的地区,在污染地区,由于大气背景气溶胶浓度较高,因此很难观测 NPF 事件.但是,近年来在中国地区的大量观测表明即使是在污染大气中,仍然可观测到较高频率的 NPF 事件.在气溶胶污染比较严重的京津冀、长三角和珠三角地区均观测到大量的 NPF 事件^[15~27].Guo 等^[7]的研究发现在我国城市地区大气复合污染条件下,由于机动车排放的大量的高浓度挥发性有机物使得环境大气具有极强的新粒子生成潜势,使得大气中超细颗粒物浓度急剧增加,进而导致城市地区霾的形成.Nie 等^[26]则在沙尘期间观测到 NPF 事件,发现在沙尘过程中 15~50 nm 的气溶胶的生成速率和增长速率都有明显的增强.这表明不同大气环境下 NPF 事件的形成条件和机制存在较大的差异,因此针对不同大气环境下的观测有利于加深对 NPF 事件的形成机制的认识.

目前,中国针对 NPF 事件的研究多集中在中东部地区和沿海地区,如北京^[14,15,28]、青岛^[29,30]、南京^[31,32]、上海^[20,22]和香港^[33,34]等城市地区,此外在泰山^[13]、衡山^[26]和黄山^[27]等高山站点也有一些观测研究.但是对于内陆城市地区的观测相对较少.内蒙古高原作为中国第 2 大高原,平均海拔在 1 000~1 200 m,北连蒙古大戈壁,南临黄土高原和华北平原.鄂尔多斯位于内蒙古自治区西南部,地处鄂尔多斯高原腹地,位于蒙古高原和黄土高原中间位置,为典型的北温带半干旱大陆性气候区,全年多盛行西风及北偏西风,为华北平原的上风向.本研究使用宽范围粒径谱仪于 2019 年 8 月 16 至 10 月 4 日在鄂尔多斯观测了 10 nm~10 μm 气溶胶粒径分布,结合同期的 PM($PM_{2.5}$ 和 PM_{10})、污染气体、气象数据和 HYSPLIT 模式,分析了 NPF 过程中气溶胶粒径分布特征和形成条件,并根据气团来向分为 3 类 NPF 事件,分析了不同类型 NPF 过程的气溶胶分布特征和形成条件差异.

1 材料与方法

1.1 观测站点介绍

观测点位于鄂尔多斯气象局(39.37°N, 109.49°E; 1 300 m),位于鄂尔多斯市中南部的康巴什区(图 1),地处鄂尔多斯高原腹地,距东胜区 25 km、阿勒腾席热镇 3 km.康巴什区是鄂尔多斯新的政治文化中心、金融中心、科研教育中心和装备制

造基地、轿车制造业基地,也是全国首个以城市景观命名的 4A 级旅游景区.观测点北部紧邻考考什纳滨湖公园,南部紧邻康巴什新区第一小学,西部为康巴什第一中学,东部为居民区,周边无明显排放源.

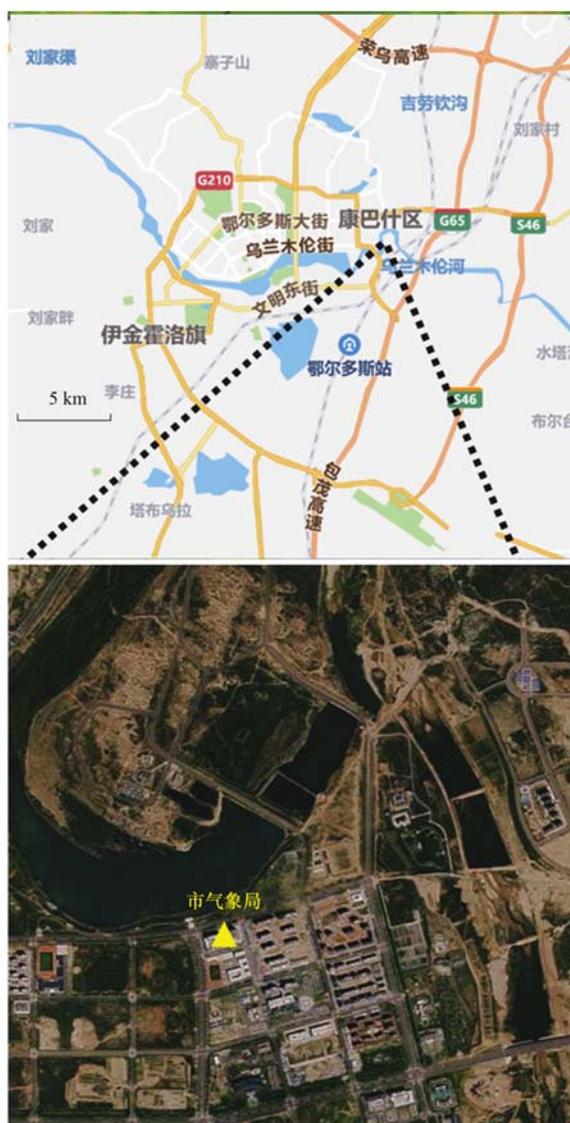


图 1 研究区地形和站点周边分布示意

Fig. 1 Topography of the observation site and the surrounding area

1.2 观测数据介绍

气溶胶数浓度观测仪器使用美国 MSP 公司生产的宽范围颗粒粒径谱仪(WPS),测量粒径范围为 0.01~10 μm.关于仪器原理的具体介绍可参见文献^[27].观测时间为 2019 年 8 月 16 日至 10 月 4 日,观测时间分辨率设置为 5min,剔除无效和错误数据共获得 12 206 组有效数据.

气象数据(温度、气压、风速、风向、RH、降水量和能见度)来自鄂尔多斯市康巴什气象观测场,数据质量控制参照中国气象局气象数据观测标准,时间分辨率为 1 h. $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 O_3 、 SO_2 、CO 和 NO_2 数据来自中国环境监测总站全国城市空气质量实时发布平台(<http://106.37.208.233:20035/>)公布的

数据,时间分辨率为 1 h. 选取距离观测点最近的康泽苑国控点数据,距离鄂尔多斯市气象局约 5.8 km.

1.3 HYSPLIT 模式

本文所采用的后向轨迹模式是由美国国家海洋及大气管理局 (NOAA) 开发的轨迹计算模式 HYSPLIT (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>). 该模式目前已在大气污染物输送研究中得到了广泛的应用^[35]. 利用 HYSPLIT 模式计算了观测期间每小时距地 500 m 高度的 24 h 后向轨迹. 模式采用的气象场为美国国家环境预报中心 (NECP) 的再分析资料,水平分辨率为 $1.0^\circ \times 1.0^\circ$.

1.4 新粒子生成事件判断标准

根据以往研究成果^[1,6,8,12,28,31],NPF 过程必须满足以下 3 个条件:①NPF 事件发生时,核模态气溶胶 (10 ~ 20 nm) 数浓度出现明显的新的峰值,且持续时间在 1 h 以上;②新出现的核模态气溶胶的粒径在大气中持续增长,在几小时内可增长至爱根核模态 (20 ~ 100 nm);③这个新出现的核模态气溶胶峰值与交通源、居民生活源等能源使用过程产生的 SO_2 、CO 和 NO_2 等污染气体的浓度无关,在核模态气溶胶新峰值出现时,其他粒径段气溶胶没有同时出现峰值.

1.5 生成速率和增长速率计算

NPF 过程气溶胶粒子的增长速率根据 Herrmann 等^[31]和 Kulmala 等^[36]介绍的方法计算:

$$\text{GR} = \frac{dD_p}{dt} = \frac{\Delta D_p}{\Delta t} = \frac{D_{p2} - D_{p1}}{t_2 - t_1} \quad (1)$$

式中, D_{p1} 和 D_{p2} 分别是 t_1 和 t_2 的核模态气溶胶粒子的几何中值粒径.

NPF 过程气溶胶粒子的生成速率采用了 Kulmala 等^[1]介绍的公式计算:

$$\text{FR}_{\text{nuc}} = \frac{dN_{\text{nuc}}}{dt} + F_{\text{Coag}} + F_{\text{growth}} \quad (2)$$

式中, N_{nuc} 是核模态气溶胶数浓度, F_{Coag} 是由于碰并过程引起的核模态气溶胶的损失通量, F_{growth} 表示气溶胶长大超过 20 nm 上限的通量,该因子一般可忽略^[37].

F_{Coag} 可用以下公式计算:

$$F_{\text{Coag}} = \text{CoagS}_{\text{nuc}} \cdot N_{\text{nuc}} \quad (3)$$

式中, $\text{CoagS}_{\text{nuc}}$ 是核模态气溶胶的碰并汇. 碰并汇的大小直接反映大气中已存在气溶胶对成核新形成气溶胶的碰并去除能力与速率. $\text{CoagS}_{\text{nuc}}$ 可由以下公式计算:

$$\text{CoagS}(D_p) = \int K(D'_p, D_p) \cdot n(D'_p) dD'_p \quad (4)$$

式中, $K(D'_p, D_p)$ 是直径为 D'_p 和 D_p 气溶胶粒子的碰并效率^[38].

2 结果与讨论

2.1 新粒子天粒径分布特征

观测期间一共出现 19 次 NPF 过程, NPF 天占总观测天数的 37.5%. 由图 2 可发现, NPF 过程中对气溶胶粒径分布的影响较大. 一方面, 在 NPF 过程中气溶胶数浓度, 尤其是 100 nm 以下的数浓度急剧增加. 另一方面, NPF 过程中气溶胶的峰值粒径明显增大. 虽然 NPF 生成的气溶胶粒子为 20 nm 以

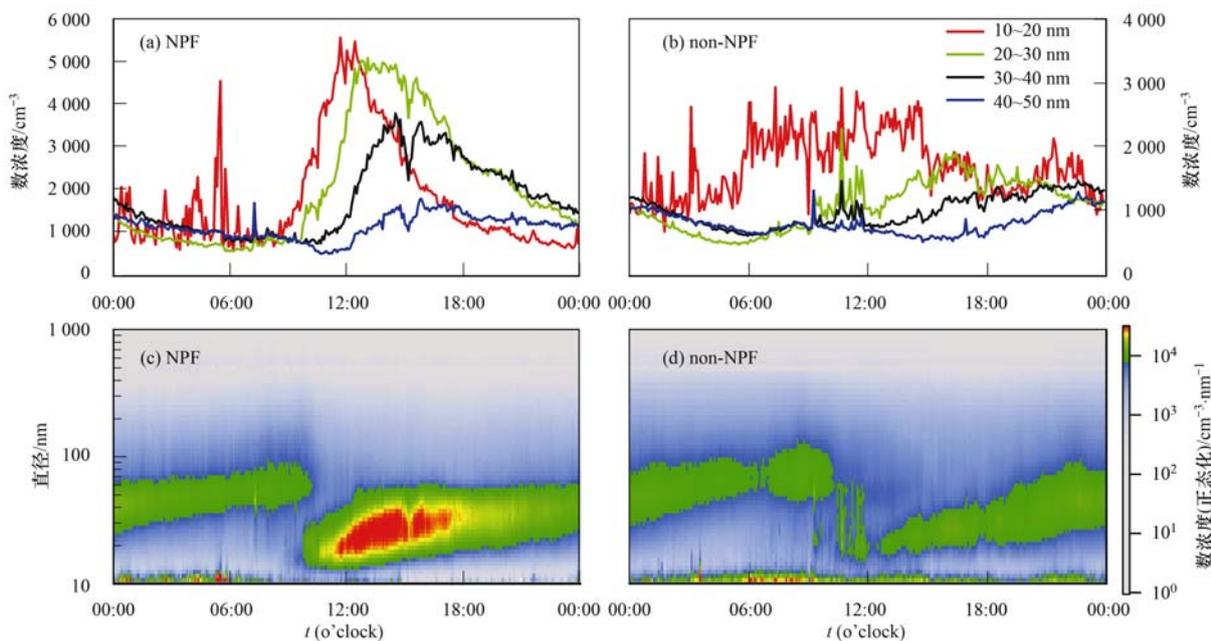


图 2 观测期间 NPF 天和 non-NPF 天气溶胶粒径分布特征

Fig. 2 Size distribution of number concentration during NPF days and non-NPF days

下的超细粒子,但是由图 2 可发现 30 ~ 60 nm 的气溶胶数浓度在 NPF 天显著增加. 有研究表明,新粒子生成是云凝结核(CCN)的重要来源,NPF 发生后 CCN 数浓度会明显增加^[8]. 鄂尔多斯平均海拔为 1 300 ~ 1 500 m,与中东部地区的边界层顶位置接近,因此 NPF 的频发可能会对下游地区的云凝结核分布造成较大影响.

由图 2 可发现在夜间 NPF 和 non-NPF 天气溶胶粒径分布类似,主要集中在 30 ~ 80 nm. 但是在 NPF 天,当新粒子生成事件开始发生后,10 ~ 20 nm 的数浓度迅速增加,在短短的 3 h 内数浓度增加了 5.6 倍,最高可达 $5\,575\text{ cm}^{-3}$. 随后新粒子开始增长,由图 2(a) 可发现: 20 ~ 30 nm、30 ~ 40 nm 和 40 ~ 50 nm 气溶胶数浓度依次开始增加. 随着粒径的增大,数浓度的增长速率逐渐降低,主要因为气溶胶粒径越大,所消耗的前体物则越多,因此增长速率越慢.

此外,由图 2 可发现,在 NPF 天和 non-NPF 天的夜间 10 nm 附近气溶胶数浓度多观测到高值,在 non-NPF 天甚至全天都可观测到 10 nm 附近的气溶胶数浓度高值. 从中可知这些纳米级的气溶胶粒子数浓度高值的持续时间较短,且没有观测到气溶胶粒子的增长特性,因此可能主要来自污染源的直接排放. 而由图 1 可知观测点距离 G210 和 G65 等高

速公路较近,且气象局大楼也紧邻伊克昭街,因此受交通源等的影响较大. 此外,图 2 为 NPF 天和 non-NPF 天的平均浓度,可能是由于在某些观测日受到周边排放源的影响,进而在其中显现出如此分布.

由图 3 可发现 NPF 过程对不同模态气溶胶数浓度日变化的影响不同. NPF 事件使得鄂尔多斯市核模态(10 ~ 20 nm)和爱根核模态(20 ~ 100 nm)气溶胶数浓度急剧增加,但是对积聚模态(100 ~ 1 000 nm)和粗模态(1.0 ~ 10 μm)气溶胶数浓度的影响较小. NPF 天,核模态粒子在 09:00 左右开始急剧增加,12:00 左右达到峰值,而爱根核模态粒子则在 11:30 左右才开始快速增加,并在 13:00 达到峰值. 此后爱根核模态粒子数浓度一直到 16:00 均维持在较高的浓度,而此时核模态粒子数浓度则开始快速降低. 一方面是因为午后新粒子生成强度减弱,新生成的粒子减少. 另一方面是因为随着核模态粒子的增长,爱根核模态粒子数浓度增加,进而对核模态粒子的碰并清除作用也增强. 在 non-NPF 天,核模态粒子和爱根核模态粒子均没有显著的日变化特征,但是核模态数浓度在白天要高于夜晚,而爱根核模态粒子数浓度则是在夜晚高于白天.

由图 3(c)和图 2(d)可发现 NPF 天积聚模态和粗模态粒子数浓度要低于 non-NPF 天. 积聚模态粒子数浓度在 NPF 天和 non-NPF 天日变化均为单峰

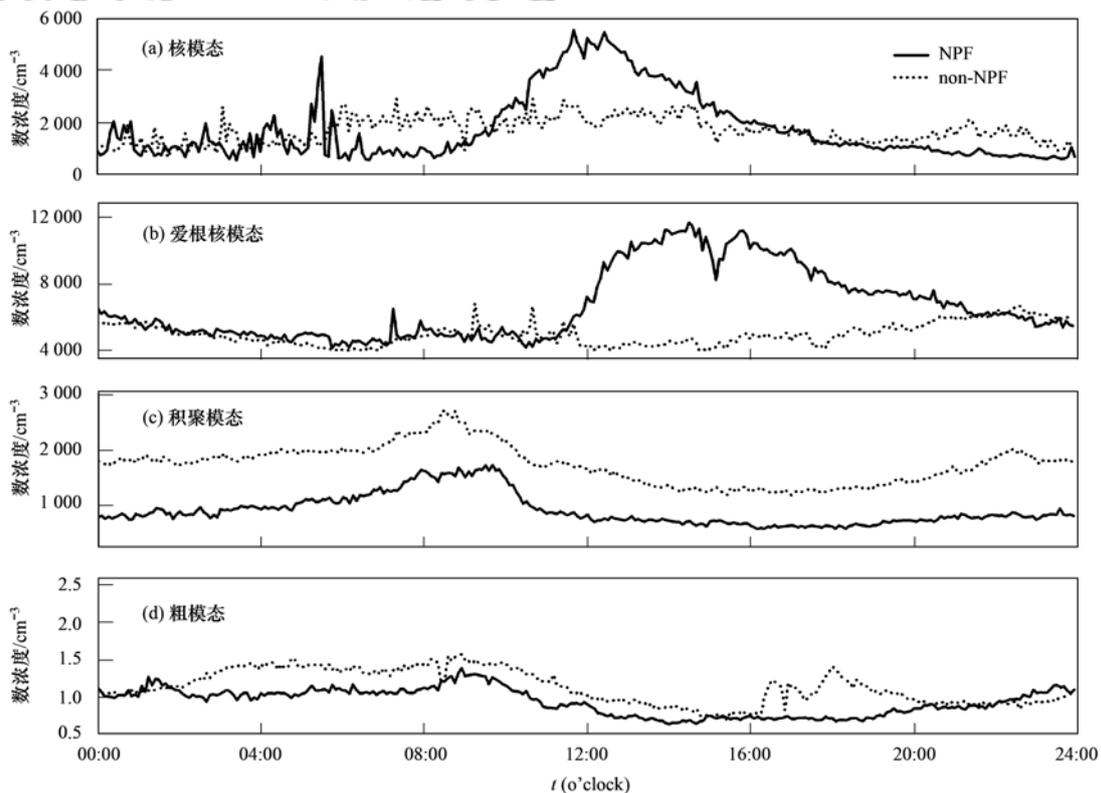


图 3 观测期间 NPF 和非 NPF 不同模态日变化

Fig. 3 Diurnal variations in number concentration in different modes during the NPF days and non-NPF days

型分布,峰值位于 07:00 ~ 09:00,主要受到上班早高峰的影响.粗模态粒子数浓度日变化在 NPF 天与积聚模态类似,为单峰型分布;在 non-NPF 天为双峰型分布,在早晚高峰期各有一峰值.

表 1 给出了不同地区 NPF 过程的核模态数浓度、生成速率和增长速率.从中可知,鄂尔多斯 NPF 过程中核模态粒子数浓度与南京基本一致,但是略高于泰山地区.鄂尔多斯市与泰山海拔类似,泰山位于鄂尔多斯市下游,这也说明鄂尔多斯市在 NPF 过程中气溶胶数浓度增加后通过大气环流传输,进

而会对下游地区气溶胶数浓度造成影响.但是由表 1 可发现,鄂尔多斯市 NPF 过程中核模态粒子数浓度远低于沿海城市嘉兴,嘉兴位于长三角城市群中心位置,气溶胶数浓度较高.此外,嘉兴海拔较低,而鄂尔多斯市海拔较高接近长三角地区的边界层顶位置,这也是两地核模态粒子数浓度差异的重要原因.由表 1 可知鄂尔多斯市 NPF 过程中生成速率和增长速率的分布范围与其他地区类似,这也与 Kulmala 等^[1]总结的全球边界层内 NPF 过程的生成速率与增长速率相符合.

表 1 不同地区 NPF 过程中核模态数浓度、生成速率和增长速率对比¹⁾

Table 1 Nucleation number concentration, formation speed and growth speed on NPF events in different cities

地点	数浓度(10 ~ 20 nm) /cm ⁻³	生成速率 /cm ⁻³ ·s ⁻¹	增长速率 /nm·h ⁻¹	所用观测仪器	文献
鄂尔多斯	3 428.2	0.42 ~ 2.92	5.26 ~ 20.51	WPS	本研究
嘉兴	8 053.5	4.0 ~ 17.0	2.2 ~ 15.7	WPS	[19]
上海	—	2.3 ~ 19.2	1.9 ~ 21.0	SMPS	[20]
泰山	2 830.6	0.27 ~ 1.67	4.8 ~ 9.1	WPS	[27]
北京	—	3.3 ~ 81.4	0.1 ~ 11.2	SMPS	[28]
兰州	—	1.83 ~ 7.14	1.28 ~ 16.97	WPS	[39]
南京	3 419	1.6 ~ 6.7	5.6 ~ 9.6	WPS	[40]

1)“—”表示文章中没有相关数据

2.2 新粒子天影响因素

由图 4 可知 PM_{2.5}、PM₁₀ 和污染气体在 NPF 天

和 non-NPF 天的日变化特征类似. NPF 天 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 和 CO 的浓度要远低于 non-NPF 天.

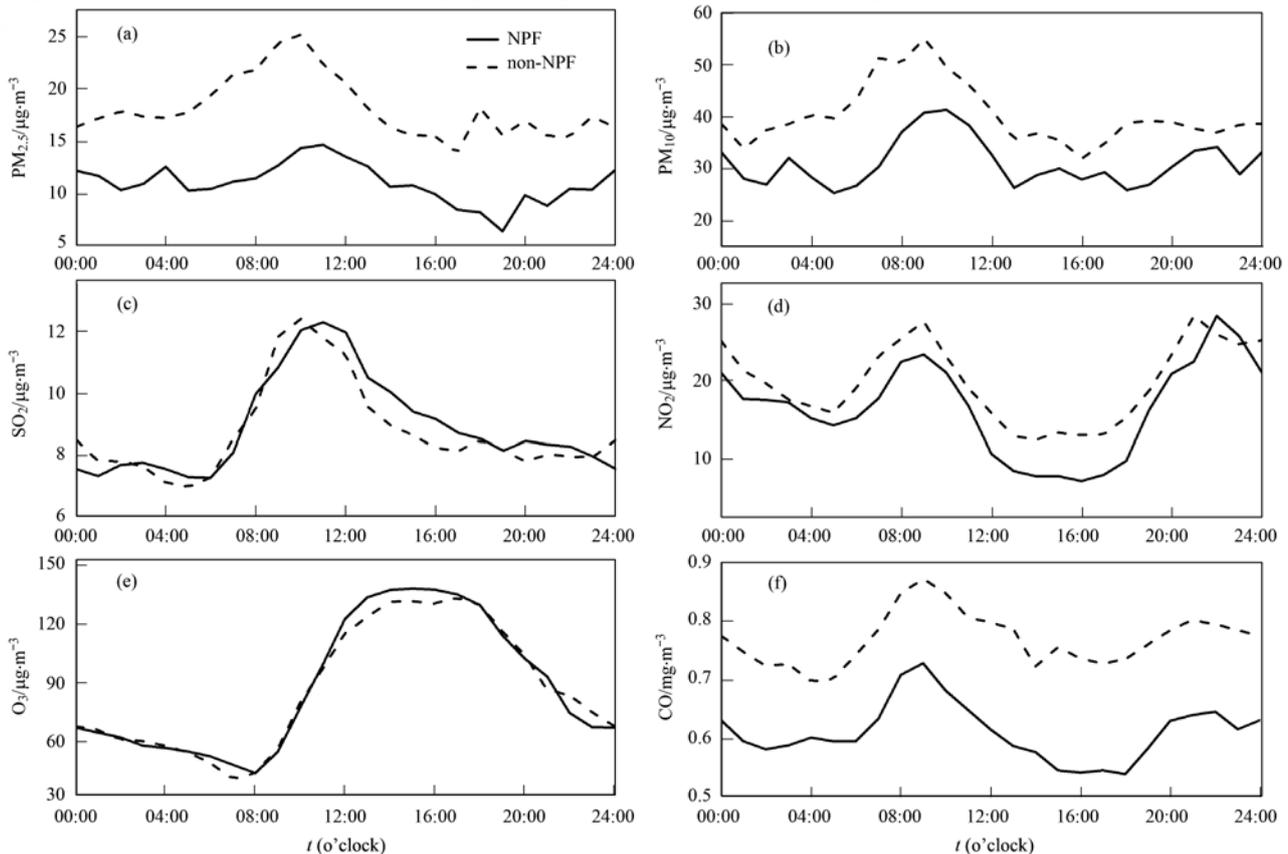


图 4 观测期间 NPF 天和 non-NPF 天 PM_{2.5}、PM₁₀ 和污染气体日变化

Fig. 4 Diurnal variations in PM_{2.5}, PM₁₀, and pollutant gases during NPF days and non-NPF days

由图 4(a) 可发现 $PM_{2.5}$ 在 10:00 ~ 11:00 出现峰值, 之后浓度迅速下降. $PM_{2.5}$ 浓度在 NPF 天 11:00 出现最高浓度为 $14.7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 在 non-NPF 天 10:00 出现最高浓度 $25.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. $PM_{2.5}$ 在 non-NPF 天 17:00 出现最低值为 $13.9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 在 NPF 天则是 19:00 出现最低值为 $6.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. PM_{10} 的日变化特征与 $PM_{2.5}$ 类似. NPF 天较低的 PM 浓度, 意味着大气中气溶胶对太阳辐射的消光作用较弱. NPF 天平均能见度和总辐照度分别为 34.7 km 和 $471.9 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$, 是 non-NPF 天的 1.2 和 1.5 倍. 由图 5(f) 可发现, NPF 天总辐照度要高于 non-NPF 天, NPF 天总辐照度最高为 $819.9 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$, 是 non-NPF 天的 1.4 倍. 这表明在 NPF 天到达地面的太阳辐射较高, 有利于光化学反应的发生. 由图 4(e) 可发现, NPF 天 11:00 ~ 17:00 的 O_3 浓度要略高于 non-NPF 天, NPF 天 O_3 最高可达 $135.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

SO_2 往往被认为是新粒子生成过程中非常重要的气体组分^[41,42]. 由图 4(c) 可发现 SO_2 在 NPF 天和 non-NPF 天均为单峰型分布, 峰值位于 09:00 ~ 12:00. NPF 天 SO_2 浓度在 10:00 ~ 19:00 要高于 non-NPF 天浓度, 该时间段正好涵盖了新粒子生成过程. 在 NPF 天, 太阳辐射剧烈, 大气氧化性较强, SO_2 提供了充足的气态 H_2SO_4 , 进而促进了新粒子的生成.

NO_2 主要来自汽车尾气^[43,44]. 由图 4(d) 可发现, NPF 天和 non-NPF 天 NO_2 日变化均为双峰型分布, 早晚高峰的浓度基本类似. 但是 NPF 天的晚高峰时间要比 non-NPF 天滞后 1h. CO 则主要来自含碳物质的不完全燃烧, 主要是化石燃料和生物质的燃烧^[45]. 由图 4(f) 可知 CO 的日变化与 NO_2 类似, 说明鄂尔多斯夏秋季 CO 和 NO_2 主要来自汽车尾气的排放. 但是在 NPF 天和 non-NPF 天 CO 的差异要比 NO_2 大. CO 作为不完全燃烧的示踪物, 除来自汽车尾气外, 工业燃煤和生物质燃烧排放也是其重要来源^[46]. 由图 6 可知在 non-NPF 天, 主要是偏南气团为主, 气团多经过榆林、延安、临汾和吕梁等地区, 这些地区污染较重. 因此 NPF 天和 non-NPF 天 CO 和 PM 的差异较大. CO 虽然也可参与近地面的光化学过程, 是近地面 O_3 的前体物^[47], 但是其活性要低于 NO_x , 因此对 NPF 天光化学的影响较小.

由图 5 可发现 NPF 发生时往往温度较高, 风速较大, 总辐照度较高, RH 较低. 在日出后, 温度迅速升高, NPF 天在 07:00 时温度为 10.8°C , 11:00 时温度即升高为 21.6°C . 总辐照度也迅速增加, 由 07:00 的 $116.9 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ 增加为 11:00 的 $598.2 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. 高温高辐照度意味着光化学反应剧烈, 因此有利于新粒子的生成. 在 NPF 发生过程中风速较大, 在 08:00 风速为 $1.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 13:00 达到最大为

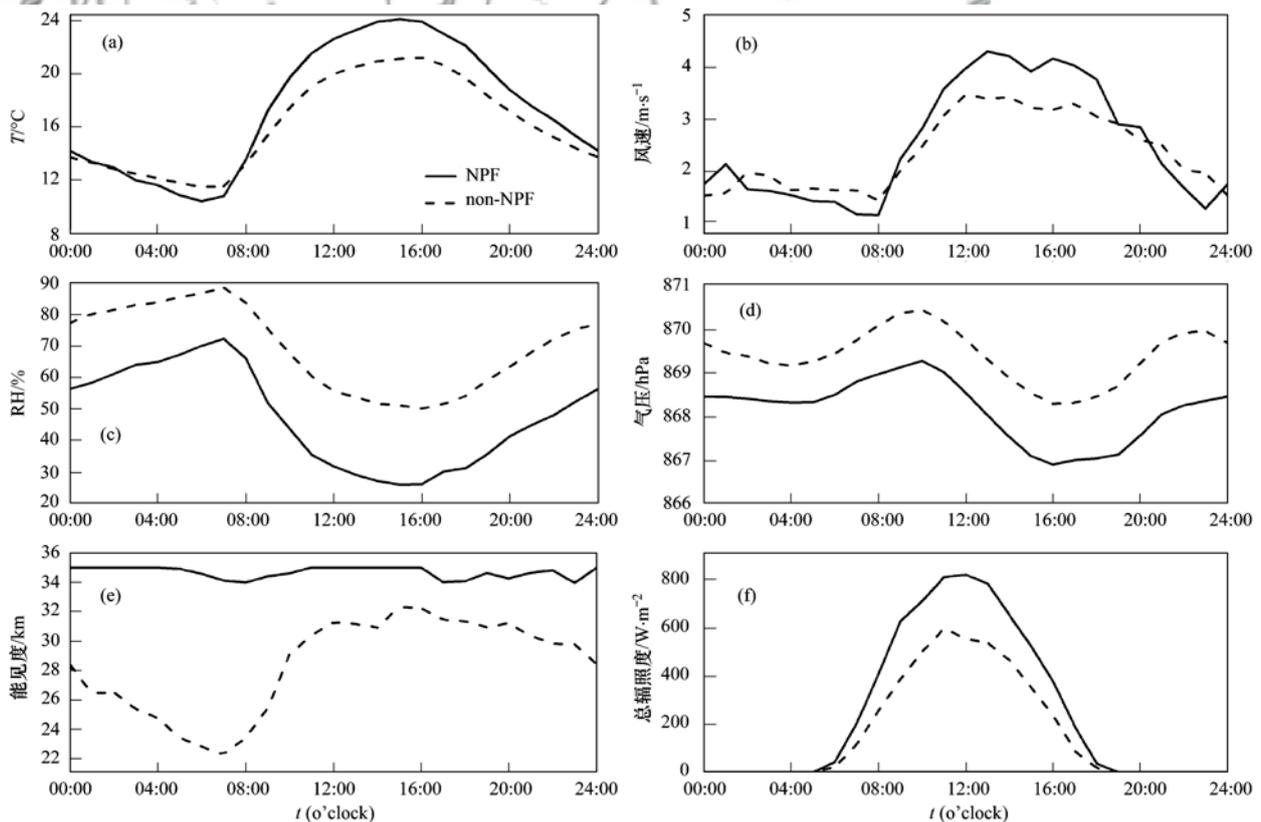


图 5 观测期间 NPF 天和 non-NPF 气象要素日变化

Fig. 5 Diurnal variations in meteorological elements during NPF days and non-NPF days

$4.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. 较高的风速意味着大气扩散条件较好, 因此背景气溶胶数浓度较低, 有利于观测到新粒子生成事件. NPF 天 RH 的日变化要比 non-NPF 天剧烈, NPF 天 RH 在 15:00 达到最低 26.2%, 仅是 non-NPF 天的 51.2%. NPF 天和 non-NPF 天能见度较高, 尤其是 NPF 天能见度日变化较小, 均在 33 km 以上.

由图 6 可知, 观测期间鄂尔多斯气团主要分为两大类: 1 类为偏北气团, 可占总气团的 40.0%; 另 1 类为偏南气团, 可占总气团的 54.0%. NPF 天共有 3 类气团类型, 1 类是偏西气团, 共观测到 3 次 NPF 过程, 占总 NPF 过程的 15.8%. 此类气团主要来自鄂尔多斯的西部, 如石嘴山和乌海等地, 为典型的半干旱地区. 第 2 类为偏北气团, 共观测到 8 次 NPF 过程, 占总 NPF 过程的 42.1%, 占总偏北气团的 40.0%. 此类气团多经过鄂尔多斯北部的包头, 甚至来自境外远距离输送. 第 3 类为偏南气团, 也观测到 8 次 NPF 过程, 占总偏南气团的 29.6%. 此类气团多来自鄂尔多斯南部的吕梁、榆林、延安和临汾等地区, 甚至还有来自西安的远距离输送.

由图 6 可知 NPF 天的 3 类气团的途经地存在显著差异, 这些地区的能源结构、气候和污染源分布特征不同, 因此这些气团的性质也存在较大差异. 下文将 NPF 天按照气团来向分为 3 类进行讨论.

2.3 不同类型新粒子生成特征

由图 7 可发现 3 类 NPF 过程数浓度粒径分布差异较大. 南部气团类型 NPF 天夜间气溶胶粒径分

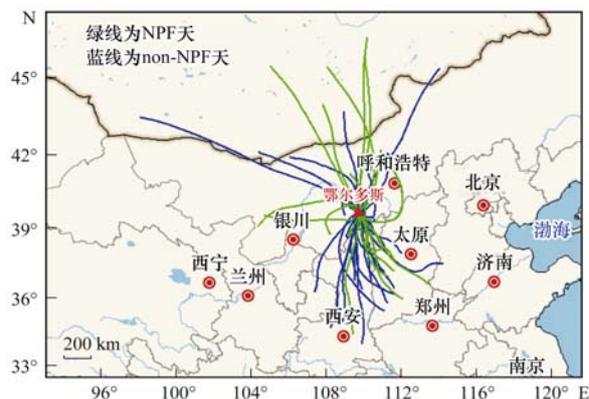


图 6 观测期间 500 m 高度 24 h 后向轨迹

Fig. 6 The 24 h back trajectories at an altitude of 500 m during the observation period

布更加集中, 多分布在 30 ~ 60 nm. 但是当 NPF 事件发生前几小时, 气溶胶数浓度显著增加, 且高浓度粒径范围更大, 集中在 40 ~ 200 nm. 由图 7(a) 可发现, 在 09:30 南部气团类型下的 NPF 过程开始发生, 此时受到早高峰的影响 50 ~ 100 nm 气溶胶数浓度仍然较高, 即南部气团 NPF 过程发生时背景气溶胶数浓度较高. 当 NPF 过程发生后, 可发现南部气团类型下的气溶胶数浓度迅速增加, 并且迅速向大粒径段增长, 但是在 16:00 之后 NPF 过程对气溶胶粒径分布的影响迅速减弱.

西部气团类型 NPF 过程对气溶胶粒径分布的影响最小. 由图 7(b) 可发现在 NPF 过程发生前气溶胶数浓度变化不大, 在 06:00 ~ 09:00 背景气溶胶数浓度略微增大. 西部气团类型 NPF 过程的发生时间较晚, 在 11:30 才观测到显著的新粒子生成过程.

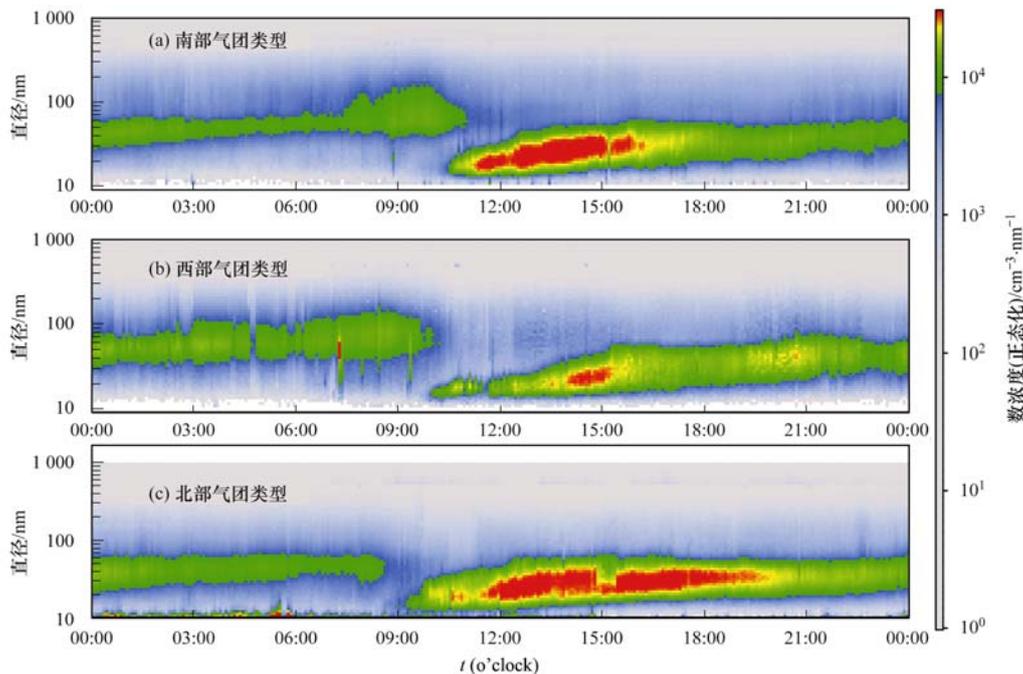


图 7 3 类 NPF 事件数浓度时间序列

Fig. 7 Size distribution of number concentration for three types of NPF events

NPF 过程的影响时间也较短, 15:00 之后影响逐渐消失。

北部气团类型 NPF 过程的持续时间最长, 由图 7(c) 可发现直到 20:00 之后, NPF 事件对气溶胶粒径分布的影响才开始减弱。此外, 在北部气团类型 NPF 天, 早高峰期间气溶胶数浓度有显著降低, 主要集中在 40~60 nm。由图 6 可知北部气团类型 NPF 天气团轨迹较长, 气团的移动速度较快, 大气扩散条件较好。此外, 北部气团多来自相对清洁地区, 气团比较洁净, 因此造成在北部气团类型 NPF 天的早高峰期间气溶胶数浓度比其他气团类型下数浓度低。尤其是在 NPF 过程发生前的 1 h 内, 背景气溶胶显著降低, 在 08:30~09:30 背景气溶胶在 10~100 nm 分布比较均匀, 数浓度非常低。但是在 NPF 开始发生后的 2~3 h 内, 并没有像南部气团类型 NPF 过程观测那样观测到显著的粒径增长现象, 而是在 11:30 之后才出现气溶胶粒子粒径的显著增长过程。

由图 8(a) 可发现北部气团类型和南部气团类型下 NPF 过程中核模态数浓度峰值较高, 明显高于西部气团。由表 2 可知北部气团类型和南部气团类型 NPF 过程中 SO_2 、 NO_2 和 CO 的浓度要高于西部气团类型 NPF 过程。北部气团和南部气团中前体污染气体浓度较高, 因此有利于新粒子的形成。北部气团类型 NPF 天核模态气溶胶数浓度在 08:30 开

始增加, 10:00 达到峰值, 此后一直到 13:00 数浓度才开始减弱。而南部气团类型 NPF 天核模态气溶胶在达到峰值后, 高浓度仅维持了 1 h 左右, 就开始显著降低。西部气团类型 NPF 过程虽然开始较晚, 但是核模态气溶胶高数浓度依然维持了较长时间后才开始降低。此外, 西部气团类型 NPF 天核模态数浓度虽然在 09:40 左右就开始观测到显著增加, 但是高浓度仅维持了不到 1 h 就开始迅速下降, 而此时爱根核模态数浓度反而是下降的趋势, 因此这一时间段并不能归为 NPF 事件。

由图 7 可发现虽然北部气团类型 NPF 过程发生时间最早, 比南部气团类型 NPF 过程早了差不多 2 h, 但是爱根核模态气溶胶数浓度变化仅比南部气团类型提前了不到 1 h。由表 2 可知北部气团类型 NPF 过程增长速率为 $(10.7 \pm 11.1) \text{ nm} \cdot \text{h}^{-1}$, 要低于南部气团的 $(12.7 \pm 13.6) \text{ nm} \cdot \text{h}^{-1}$ 。但是北部气团类型 NPF 过程对气溶胶粒径分布的影响持续时间较长, 由图 7(c) 可发现直到 21:00 其爱根核模态数浓度才恢复到背景浓度, 比南部气团类型晚了接近 3 h。

北部气团类型 NPF 天积聚模态和粗模态气溶胶数浓度较低, 且日变化特征不明显。而西部气团类型和南部气团类型 NPF 天积聚模态和粗模态气溶胶数浓度均在 07:00~10:00 观测到显著的峰值。这说明在 NPF 过程发生前背景气溶胶数浓度的高

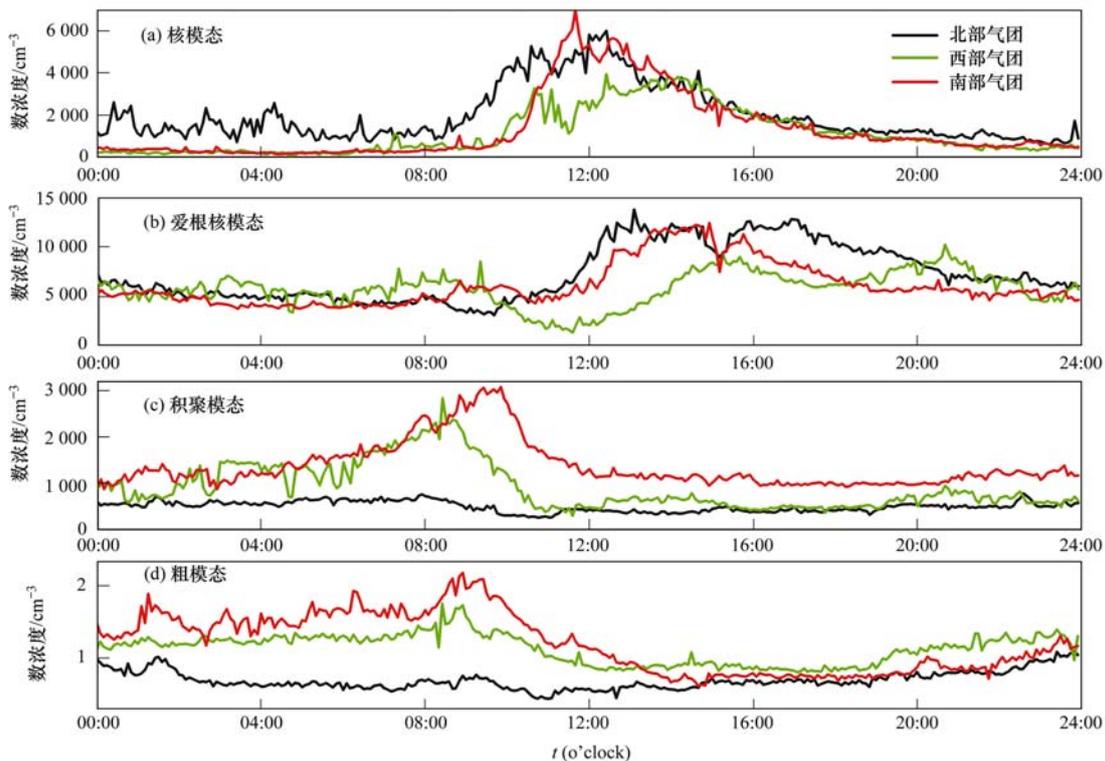


图 8 不同类型 NPF 天不同模态气溶胶数浓度日变化

Fig. 8 Diurnal variations in number concentration in different modes during different types of NPF days

低并非是决定新粒子生成事件是否发生的关键因素,但是会对新粒子生成事件的发生时间造成较大影响.

由表 2 可知,不同气团类型 NPF 过程中气象要素存在显著差异. 南部气团类型 NPF 过程发生时温度最低,平均为 $(18.1 \pm 2.5)^\circ\text{C}$; 风速最小,平均为 $(2.4 \pm 1.5) \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; RH 最高,平均为 $(48.8 \pm$

$10.8)\%$; 总辐照度最低,平均为 $(447.8 \pm 245.2) \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. 北部气团类型 NPF 过程发生时温度最高,平均为 $(21.8 \pm 2.2)^\circ\text{C}$; 风速最大,平均为 $(4.2 \pm 1.9) \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; 总辐照度最高,平均为 $(664.5 \pm 255.6) \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. 西部气团类型 NPF 过程中 RH 最低,平均为 $(29.8 \pm 12.7)\%$; 气压最高,平均为 $(870.9 \pm 1.3) \text{ hPa}$.

表 2 不同气团类型 NPF 事件中气象要素、PM、污染气体、生成速率和增长速率汇总

Table 2 Summary of meteorological elements, PM, pollutant gases, formation rate, and growth rate during different types of NPF events

项目	北部气团类型	西部气团类型	南部气团类型
气温/ $^\circ\text{C}$	21.8 ± 2.2	20.8 ± 2.3	18.1 ± 2.5
10 min 风速/ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$	4.2 ± 1.9	3.2 ± 1.3	2.4 ± 1.5
相对湿度/ $\%$	32.0 ± 9.6	29.8 ± 12.7	48.8 ± 10.8
气压/hPa	869.1 ± 3.3	870.9 ± 1.3	867.0 ± 3.6
总辐照度/ $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$	664.5 ± 255.6	552.3 ± 211.0	447.8 ± 245.2
$\text{PM}_{2.5}/\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	5.8 ± 3.9	9.3 ± 3.2	16.8 ± 10.3
$\text{PM}_{10}/\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	22.4 ± 12.2	25.4 ± 7.2	41.7 ± 19.9
$\text{SO}_2/\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	9.0 ± 2.7	7.7 ± 1.4	10.4 ± 5.3
$\text{NO}_2/\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	10.4 ± 6.7	8.8 ± 5.2	20.7 ± 8.6
$\text{O}_3/\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	96.2 ± 26.3	109.8 ± 23.9	97.2 ± 37.4
$\text{CO}/\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	0.6 ± 0.1	0.4 ± 0.1	0.7 ± 0.1
生成速率/ $\text{cm}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$	1.7 ± 2.1	1.5 ± 1.6	1.8 ± 1.7
增长速率/ $\text{nm}\cdot\text{h}^{-1}$	10.7 ± 11.1	9.3 ± 11.7	12.7 ± 13.6

南部气团类型 NPF 过程中污染物浓度最高, $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 NO_2 的平均浓度分别为 (16.8 ± 10.3) 、 (41.7 ± 19.9) 和 $(20.7 \pm 8.6) \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 分别是北部气团类型的 2.9、1.9 和 2.0 倍, 分别是西部气团类型的 1.8、1.6 和 2.4 倍. 南部气团类型 NPF 过程中 SO_2 和 CO 的浓度略高于北部气团类型, 平均浓度分别为 $(10.4 \pm 5.3) \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $(0.7 \pm 0.1) \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 分别是西部气团类型的 1.4 和 1.8 倍. 这主要是由于气团来源及途经地域所决定. 但是西部气团类型 NPF 过程中 O_3 的浓度最高, 平均浓度为 $(109.8 \pm 23.9) \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

不同气团类型 NPF 过程中新粒子的生成速率相差不大, 西部气团类型最低为 $(1.5 \pm 1.6) \text{ cm}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$, 南部气团类型最高为 $(1.8 \pm 1.7) \text{ cm}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$. 不同气团类型 NPF 过程中气溶胶的增长速率差异较大, 南部气团类型最大, 为 $(12.7 \pm 13.6) \text{ nm}\cdot\text{h}^{-1}$, 是北部气团类型和西部气团类型的 1.2 倍和 1.4 倍. 南部气团类型 NPF 过程由于前体气体浓度较高, 风速较低, 有利于新粒子在形成之后的快速增加. 而西部气团类型 NPF 过程中前体气体浓度较低, 虽然 O_3 浓度最高, 光化学过程反应比较剧烈, 因此虽然新粒子生成速率较快, 但是新粒子生成后在大气中的增长速度较慢.

3 结论

(1) 观测期间一共出现 19 次 NPF 过程, 占总观

测期间的 37.5%. NPF 过程对不同模态气溶胶数浓度日变化的影响不同. NPF 过程使得核模态和爱根核模态气溶胶数浓度急剧增加, 但是对积聚模态和粗模态气溶胶数浓度的影响较小.

(2) NPF 过程发生时往往温度较高, 风速较大, 总辐照度较高, RH 较低. $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和污染气体在 NPF 和 non-NPF 天的日变化特征类似, 但是 NPF 天 PM ($\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10})、CO 和 NO_2 的浓度较低, O_3 和 SO_2 较高. 鄂尔多斯市夏秋季主导气团主要分为 2 大类, 1 类为偏北气团, 可占总气团的 40.0%; 另 1 类为偏南气团, 可占总气团的 54.0%. 40.0% 的偏北气团和 29.6% 的偏南气团可观测到 NPF 事件.

(3) 不同气团类型 NPF 过程中气象要素存在显著差异. 南部气团类型 NPF 过程发生时风速最小, 平均为 $(2.4 \pm 1.5) \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; RH 最高, 平均为 $(48.8 \pm 10.8)\%$; 总辐照度最低, 平均为 $(447.8 \pm 245.2) \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. 北部气团类型 NPF 过程发生时风速最大, 平均为 $(4.2 \pm 1.9) \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; 总辐照度最高, 平均为 $(664.5 \pm 255.6) \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. 西部气团类型 NPF 过程中 RH 最低, 平均为 $(29.8 \pm 12.7)\%$.

(4) 不同气团类型 NPF 过程中新粒子的生成速率相差不大, 西部气团类型最低为 $(1.5 \pm 1.6) \text{ cm}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$, 南部气团类型最高为 $(1.8 \pm 1.7) \text{ cm}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$. 不同气团类型 NPF 过程中气溶胶的增长速率差异较大, 南部气团类型最大, 为 $(12.7 \pm$

13.6) $\text{nm}\cdot\text{h}^{-1}$, 是北部气团类型和西部气团类型的 1.2 倍和 1.4 倍。

参考文献:

- [1] Kulmala M, Vehkamäki H, Petäjä T, *et al.* Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations[J]. *Journal of Aerosol Science*, 2004, **35** (2): 143-176.
- [2] Guo S, Hu M, Zamora M L, *et al.* Elucidating severe urban haze formation in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, **111** (49): 17373-17378.
- [3] Lee S H, Gordon H, Yu H, *et al.* New particle formation in the atmosphere: From molecular clusters to global climate [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2019, **124** (13): 7098-7146.
- [4] 胡敏, 尚冬杰, 郭松, 等. 大气复合污染条件下新粒子生成和增长机制及其环境影响[J]. *化学学报*, 2016, **74** (5): 385-391.
Hu M, Shang D J, Guo S, *et al.* Mechanism of new particle formation and growth as well as environmental effects under complex air pollution in China[J]. *Acta Chimica Sinica*, 2016, **74** (5): 385-391.
- [5] Kulmala M. Atmospheric science: how particles nucleate and grow[J]. *Science*, 2003, **302**(5647): 1000-1001.
- [6] Kulmala M, Kontkanen J, Junninen H, *et al.* Direct observations of atmospheric aerosol nucleation [J]. *Science*, 2013, **339** (6122): 943-946.
- [7] Guo S, Hu M, Peng J F, *et al.* Remarkable nucleation and growth of ultrafine particles from vehicular exhaust [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, **117** (7): 3427-3432.
- [8] Yue D L, Hu M, Zhang R Y, *et al.* Potential contribution of new particle formation to cloud condensation nuclei in Beijing [J]. *Atmospheric Environment*, 2011, **45** (33): 6070-6077.
- [9] Williamson C J, Kupc A, Axisa D, *et al.* A large source of cloud condensation nuclei from new particle formation in the tropics [J]. *Nature*, 2019, **574**(7778): 399-403.
- [10] Aitken J. III. -On some nuclei of cloudy condensation[J]. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 1900, **39**(1): 15-25.
- [11] Clarke A D, Kapustin V N, Eisele F L, *et al.* Particle production near marine clouds; Sulfuric acid and predictions from classical binary nucleation [J]. *Geophysical Research Letters*, 1999, **26**(16): 2425-2428.
- [12] Kerminen V M, Chen X M, Vakkari V, *et al.* Atmospheric new particle formation and growth: review of field observations[J]. *Environmental Research Letters*, 2018, **13**(10): 103003.
- [13] Shen L J, Wang H L, Yin Y, *et al.* Observation of atmospheric new particle growth events at the summit of mountain Tai (1534 m) in Central East China[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, **201**: 148-157.
- [14] Wang Z B, Wu Z J, Yue D L, *et al.* New particle formation in China: current knowledge and further directions[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **577**: 258-266.
- [15] Gao J, Chai F H, Wang T, *et al.* Particle number size distribution and new particle formation: new characteristics during the special pollution control period in Beijing[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, **24**(1): 14-21.
- [16] Quan J N, Liu Y G, Liu Q, *et al.* Anthropogenic pollution elevates the peak height of new particle formation from planetary boundary layer to lower free troposphere [J]. *Geophysical Research Letters*, 2017, **44**(14): 7537-7543.
- [17] Huang X F, Wang C, Peng J F, *et al.* Characterization of particle number size distribution and new particle formation in Southern China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, **51**: 342-351.
- [18] Huang X, Zhou L X, Ding A J, *et al.* Comprehensive modelling study on observed new particle formation at the SORPES station in Nanjing, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, **16**(4): 2477-2492.
- [19] Shen L J, Wang H L, Lü S, *et al.* Observation of aerosol size distribution and new particle formation at a coastal city in the Yangtze River Delta, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **565**: 1175-1184.
- [20] Xiao S, Wang M Y, Yao L, *et al.* Strong atmospheric new particle formation in winter in urban Shanghai, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, **15**(4): 1769-1781.
- [21] 王红磊, 朱彬, 沈利娟, 等. 南京市夏季大气气溶胶新粒子生成事件分析[J]. *环境科学*, 2012, **33**(3): 701-710.
Wang H L, Zhu B, Shen L J, *et al.* Atmospheric particle formation events in Nanjing during summer 2010 [J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(3): 701-710.
- [22] 霍俊涛, 王新宁, 段玉森, 等. 2015~2017年上海郊区大气新粒子生成特征[J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 4791-4800.
Huo J T, Wang X Y, Duan Y S, *et al.* First long-term study of atmospheric new particle formation in the suburb of Shanghai from 2015 to 2017 [J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (11): 4791-4800.
- [23] Liu S, Hu M, Wu Z J, *et al.* Aerosol number size distribution and new particle formation at a rural/coastal site in Pearl River Delta (PRD) of China[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **42** (25): 6275-6283.
- [24] Yue D L, Hu M, Wang Z B, *et al.* Comparison of particle number size distributions and new particle formation between the urban and rural sites in the PRD region, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, **76**: 181-188.
- [25] 岳玓利, 钟流举, 沈劲, 等. 珠三角地区大气新粒子增长-缩小过程特征[J]. *环境污染与防治*, 2016, **38**(3): 1-7.
Yue D L, Zhong L J, Shen J, *et al.* Properties of new particle growth-shrinkage events in the Pearl River Delta region [J]. *Environmental Pollution and Control*, 2016, **38**(3): 1-7.
- [26] Nie W, Ding A J, Wang T, *et al.* Polluted dust promotes new particle formation and growth[J]. *Scientific Reports*, 2015, **4**: 6634.
- [27] Wang H L, Zhu B, Shen L J, *et al.* Number size distribution of aerosols at Mt. Huang and Nanjing in the Yangtze River Delta, China: effects of air masses and characteristics of new particle formation[J]. *Atmospheric Research*, 2014, **150**: 42-56.
- [28] Wu Z J, Hu M, Liu S, *et al.* New particle formation in Beijing, China: statistical analysis of a 1 - year data set[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2007, **112**(D9), doi: 10.1029/2006JD007406.
- [29] Zhu Y J, Sabaliauskas K, Liu X H, *et al.* Comparative analysis of new particle formation events in less and severely polluted urban atmosphere [J]. *Atmospheric Environment*, 2014, **98**: 655-664.
- [30] Zhu Y J, Yan C Q, Zhang R Y, *et al.* Simultaneous measurements of new particle formation at 1 s time resolution at a street site and a rooftop site [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2017, **17**(15): 9469-9484.
- [31] Herrmann E, Ding A J, Kerminen V M, *et al.* Aerosols and

- nucleation in eastern China: first insights from the new SORPES-NJU station[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014, **14** (4): 2169-2183.
- [32] Qi X M, Ding A J, Nie W, *et al.* Aerosol size distribution and new particle formation in the western Yangtze River Delta of China: 2 years of measurements at the SORPES station [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, **15** (21): 12445-12464.
- [33] Wang D W, Guo H, Cheung K, *et al.* Observation of nucleation mode particle burst and new particle formation events at an urban site in Hong Kong [J]. *Atmospheric Environment*, 2014, **99**: 196-205.
- [34] Lyu X P, Guo H, Cheng H R, *et al.* New particle formation and growth at a suburban site and a background site in Hong Kong [J]. *Chemosphere*, 2018, **193**: 664-674.
- [35] Stein A F, Draxler R R, Rolph G D, *et al.* NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system [J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2015, **96**(12): 2059-2077.
- [36] Kulmala M, Petäjä T, Nieminen T, *et al.* Measurement of the nucleation of atmospheric aerosol particles [J]. *Nature Protocols*, 2012, **7**(9): 1651-1667.
- [37] Wang Z B, Hu M, Sun J Y, *et al.* Characteristics of regional new particle formation in urban and regional background environments in the North China Plain [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, **13**(24): 12495-12506.
- [38] Fuchs N A. *The mechanics of aerosols* [M]. New York: Dover Publications, 1989.
- [39] Gao J, Chai F H, Wang T, *et al.* Particle number size distribution and new particle formation (NPF) in Lanzhou, Western China [J]. *Particuology*, 2011, **9**(6): 611-618.
- [40] An J L, Wang H L, Shen L J, *et al.* Characteristics of new particle formation events in Nanjing, China: effect of water-soluble ions [J]. *Atmospheric Environment*, 2015, **108**: 32-40.
- [41] Marti J J, Weber R J, McMurry P H, *et al.* New particle formation at a remote continental site; assessing the contributions of SO₂ and organic precursors [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1997, **102**(D5): 6331-6339.
- [42] Chu B W, Zhang X, Liu Y C, *et al.* Synergetic formation of secondary inorganic and organic aerosol: effect of SO₂ and NH₃ on particle formation and growth [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, **16**(22): 14219-14230.
- [43] Carslaw D C, Rhys-Tyler G. New insights from comprehensive on-road measurements of NO_x, NO₂ and NH₃ from vehicle emission remote sensing in London, UK [J]. *Atmospheric Environment*, 2013, **81**: 339-347.
- [44] Carslaw D C. Evidence of an increasing NO₂/NO_x emissions ratio from road traffic emissions [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, **39**(26): 4793-4802.
- [45] 周凌晞, 汤洁, Ernst M, 等. 中国西部本底大气中 CO 的连续测量 [J]. *环境科学*, 2001, **22**(3): 1-5.
- Zhou L X, Tang J, Ernst M, *et al.* Continuous measurement of baseline atmospheric carbon monoxide in western China [J]. *Environmental Science*, 2001, **22**(3): 1-5.
- [46] 王丽涛, 张强, 郝吉明, 等. 中国大陆 CO 人为源排放清单 [J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(12): 1580-1585.
- Wang L T, Zhang Q, Hao J M, *et al.* Anthropogenic CO emission inventory of Mainland China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, **25**(12): 1580-1585.
- [47] 田彪, 丁明虎, 孙维君, 等. 大气 CO 研究进展 [J]. *地球科学进展*, 2017, **32**(1): 34-43.
- Tian B, Ding M H, Sun W J, *et al.* Research progress of atmospheric carbon monoxide [J]. *Advances in Earth Science*, 2017, **32**(1): 34-43.

CONTENTS

Sources and Control Area Division of Ozone Pollution in Cities at Prefecture Level and Above in China	YAN Hui, ZHANG Wei, HOU Mo, <i>et al.</i> (5215)
Dynamic Assessment of PM _{2.5} Health Damage Value in China from 2015 to 2018	LI Hui-juan, ZHOU De-qun, WEI Yong-jie (5225)
Analysis of Multi-scale Spatio-temporal Differentiation Characteristics of PM _{2.5} in China from 2011 to 2017	YANG Wen-tao, QIAO Peng, LIU Xian-zhao, <i>et al.</i> (5236)
Spatio-temporal Evolution and Population Exposure Risk to PM _{2.5} in the Guanzhong Area	HUANG Xiao-jun, QI Ming-yue, LI Yan-yu, <i>et al.</i> (5245)
Formation Mechanism and Source Analysis of Two Heavy Pollution Periods in Winter in a Central Plains City	JIA Jia, CONG Yi, GAO Qing-min, <i>et al.</i> (5256)
Winter Pollution Characteristics and Physicochemical Properties of PM _{2.5} in a Northwest Industrial City	YANG Yan-ping, CHEN Qiang, WANG Li-na, <i>et al.</i> (5267)
Characterization of Metal Pollution of Regional Atmospheric PM _{2.5} and Its Sources Based on the PMF Model	DENG Lin-li, ZHANG Kai-shan, YIN Zi-yuan, <i>et al.</i> (5276)
Pollution Characteristics and Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Deposition in Core Urban Areas, Chongqing	ZHANG Xia, LIU Bin, XIAO Bo-lin, <i>et al.</i> (5288)
Factors Influencing New Atmospheric Particle Formation in Ordos During Summer and Autumn 2019	KONG Xiang-chen, WANG Hong-lei, ZHANG Lian-xia, <i>et al.</i> (5295)
Characteristics and Reactivity of Ambient VOCs in Urban Hangzhou, China	JING Sheng-ao, GAO Ya-qin, SHEN Jian-dong, <i>et al.</i> (5306)
Characteristics and Sources of Atmospheric Volatile Organic Compounds Pollution in Summer in Chengdu	XU Chen-xi, CHEN Jun-hui, JIANG Tao, <i>et al.</i> (5316)
Characteristics and Source Apportionment of VOCs and O ₃ in Shijiazhuang	WANG Shuai, CUI Jian-sheng, FENG Ya-ping, <i>et al.</i> (5325)
Analysis of Industrial VOCs Emission Inventory and Countermeasures in Xiamen	WU Dong-yang, ZHUANG Ma-zhan, WU Yan-cong, <i>et al.</i> (5336)
Emission Inventory and Emission Factors of Volatile Organic Compounds (VOCs) from Architectural Adhesives	LIANG Xiao-ming, SUN Xi-bo, SU Yan-hua, <i>et al.</i> (5345)
Sources and Health Risks of Atmospheric Polychlorinated Biphenyls in an Urban/Industrial Areas, Northwest China	MAO Xiao-xuan, LI Zi-xuan, SONG Shi-jie, <i>et al.</i> (5352)
Vertical Distribution of Surface Formaldehyde in the Pearl River Delta Urban Area Based on Observations at the Canton Tower	HUANG Shan, PEI Cheng-lei, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (5362)
Temporal and Spatial Characteristics of Total Phosphorus in the Middle and Lower Yangtze River Mainstem Under New Water and Sediment Conditions	ZHUO Hai-hua, LOU Bao-feng, WU Yun-li, <i>et al.</i> (5371)
Seasonal Variations in Nitrogen and Phosphorus Concentration and Stoichiometry of Hanfeng Lake in the Three Gorges Reservoir Area	QIAN Tian, HUANG Qi, HE Bing-hui, <i>et al.</i> (5381)
Distribution Characteristics and Pollution Assessment of Nutrients in Hengshui Lake Sediments	ZHANG Jia-wen, WEI Jian, LIU Li, <i>et al.</i> (5389)
Endogenous Pollution and Release Characteristics of Bottom Sediments of Hengshan Reservoir in Yixing City	CUI Hui-fang, CHEN Shu-yun, YANG Chun-hui, <i>et al.</i> (5400)
Pollution and Ecological Risk Assessment and Source Apportionment of Heavy Metals in Sediments of Qingliangshan Reservoir in the Meijiang Basin	JIANG Tao, LIN Wei-wen, CAO Ying-jie, <i>et al.</i> (5410)
Influence Factors of Potential Nitrification Rates and Functional Genes Abundance in the Jinshui River and the Qihe River of the Hanjiang River Basin	ZHAO Bin-jie, WANG Xu, ZHANG Jian, <i>et al.</i> (5419)
Contamination Characteristics and Potential Ecological Risks of Typical Perfluoroalkyl Substances in the Water and Sediment of Coastal Tourism Resorts in Shandong Province	WANG Shi-liang, CAO Xue-zhi (5428)
Distribution Characteristics and Source Identification of Organophosphate Esters in Key Waters Areas of Taihu Lake	LÜ Jia-pai, ZHANG Zhen-fei, LIU Yang, <i>et al.</i> (5438)
Residual Characteristics and Health Assessment Analysis of OCPs and PCBs in Karst Groundwater	YE Kai, SUN Yu-chuan, JIA Ya-nan, <i>et al.</i> (5448)
Biogeographic Distribution Patterns of Diatoms in Lancang River and Their Key Drivers	SUN Sheng-hao, CHEN Juan, WANG Pei-fang, <i>et al.</i> (5458)
Bioaccumulation Characteristics of Quinolones (QNs) in Dominant Fish Species and Their Correlation with Environmental Factors in Baiyangdian Lake	SHEN Li-na, FU Yu, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (5470)
Effect of Biomass Particle Size on the Adsorption of Phosphorus from Aqueous Solution by MgO-loaded Biochar	WANG Peng-fei, ZHI Meng-meng, CHU Zhao-sheng, <i>et al.</i> (5480)
Photocatalytic Degradation of Tetracycline and Copper Complex by Bi ₂ MoO ₆ /Bi ₂ S ₃ Heterojunction	HUANG Wen-xin, WEI Hu, JIANG Cai-yun, <i>et al.</i> (5488)
Enhancing PPCPs Removal and Membrane Fouling Control of Ultrafiltration Membrane by UiO-66@Fe ₃ O ₄ @UiO-66	YIN Yue, WU Dao-wen, SUN Meng-yao, <i>et al.</i> (5500)
Advanced Treatment of Tail Water Using Pilot-scale Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands in Low-temperature Seasons	LIAO Xue-ke, YAN Han-lu, WANG Zhi-yuan, <i>et al.</i> (5509)
Metagenomic Insights into Salinity Build-up in Microbial Communities and Metabolism of Hydrolytic Bioreactor Treating High-color PDWW	GAO Jing, ZHANG Shao-hua, WANG Rui, <i>et al.</i> (5518)
Performance and Microbial Characteristics of Ammonium-limited and Nitrite-limited ANAMMOX Systems	SONG Jia-jun, ZHU Ming-yi, GUO Kai-cheng, <i>et al.</i> (5527)
Microbial Community Structure and Diversity During the Enrichment of Anaerobic Ammonium Oxidation Bacteria	YAN Bing, XIA Song, GUI Shuang-lin, <i>et al.</i> (5535)
Enhanced Dewaterability of Waste-Activated Sludge in Presence of Fe(II)-Activated Calcium Peroxide	BI Wei-wei, RUAN Shu-yu, CHEN Wu-ao-xiao, <i>et al.</i> (5544)
Spatial Distribution, Contamination Assessment, and Sources of Heavy Metals in the Urban Green Space Soils of a City in North China	ZHAO Liang, LIANG Yun-ping, CHEN Qian, <i>et al.</i> (5552)
Technological Classification of Cadmium Quality in the Rice Producing Areas of South China	DOU Wei-qiang, AN Yi, QIN Li, <i>et al.</i> (5562)
Distribution Characteristics of Selenium in a Soil-Crop System and the Threshold of Selenium-Rich Soils	WANG Rui, DENG Hai, JIA Zhong-min, <i>et al.</i> (5571)
Transfer Factor and Health Risk Assessment of Heavy Metals in a Soil-Crop System in a High Incidence Area of Nasopharyngeal Carcinoma, Guangdong	YE Mai, ZHANG Jing-ru, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (5579)
DA-6 and GLDA Enhanced <i>Panicum virgatum</i> L. to Phytoextract Cd from Contaminated Soils	WANG Zheng, SUN Zhao-jun, Sameh Mohamed, <i>et al.</i> (5589)
Remediation Performance via the Passivation of a Porous Biomorph Genetic Composite of α -Fe ₂ O ₃ /Fe ₃ O ₄ /C Using a Bamboo Template on As(V) Contaminated Soils	ZHAO Ning-ning, HE Hao, FENG Guo-jie, <i>et al.</i> (5600)
Biodegradation of Expanded Polystyrene Foams in <i>Zophobas morio</i> : Effects of Gut Microbiota	YANG Li, LIU Ying, GAO Jie, <i>et al.</i> (5609)
Isolation, Identification, and Degrading Characteristics of an Oil Resistant Formaldehyde-Degrading Bacterium	HAN Xi, WANG Rong-rong, SHI Chun-zhen (5617)
Characteristics of Phyllosphere and Rhizosphere Bacterial Communities in <i>Bothriochloa ischaemum</i> in Copper Tailings	JIA Tong, YAO Yu-shan, WANG Rui-hong (5628)
Effects of Selected Biochars Application on the Microbial Community Structures and Diversities in the Rhizosphere of Water Spinach (<i>Ipomoea aquatica</i> Forss.) Irrigated with Reclaimed Water	CUI Bing-jian, CUI Er-ping, HU Chao, <i>et al.</i> (5636)
Effects of Modified Biowaste-based Hydrochar on Rice Yield and Nitrogen Uptake	HOU Peng-fu, XUE Li-hong, FENG Yan-fang, <i>et al.</i> (5648)
Spatial Distribution Characteristics and Source Apportionment of Soil PAHs in Shizuishan City Based on GIS and PMF Model	XIA Zi-shu, WANG Yu-yu, ZHONG Yan-xia, <i>et al.</i> (5656)
Effects of Nitrogen Fertilizer and Straw Returning Methods on N ₂ O Emissions in Wheat-Maize Rotational Soils	XU Hong-wei, LI Na, FENG Yong-zhong, <i>et al.</i> (5668)