宣 鹏,曹礼明,唐梦雪,等.深圳秋冬季大气新粒子生成特征及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):4815-4824.
Xuan P, Cao L M, Tang M X, et al. Characteristics and influencing factors of atmospheric new particle formation in autumn and winter in Shenzhen [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):4815-4824.

深圳秋冬季大气新粒子生成特征及影响因素

宣 鹏,曹礼明*,唐梦雪,黄晓锋,何凌燕 (北京大学深圳研究生院,环境与能源学院,深圳城市人居环境科学与技术重点实验室,广东 深圳 518055)

摘要：以 2022 年 10~12 月深圳颗粒物数浓度观测为基础,探究了深圳秋冬季新粒子生成(NPF)特征及其影响因素,观测期间非 NPF 天颗粒物数浓度平均值为 1.09×10^4 个/cm^3,NPF 天颗粒物数浓度平均值为 1.57×10^4 个/cm^3,非 NPF 天颗粒物数浓度整体低于 NPF 天;深圳 NPF 事件呈现低成核速率、低生长速率和低凝结汇的特征,与国内外清洁、沿海地区较为一致;进一步以凌晨至清晨时段(0:00~9:00)凝结汇均值是否大于 $0.02s^{-1}$ 为标准,将 NPF 天分为清洁背景与污染背景,发现污染背景下 NPF 天的日间边界层抬升与风速显著增加为新粒子生成创造了良好条件,且污染背景下太阳辐射相较于清洁背景更为强烈;发现活跃的光化学反应是深圳秋冬季 NPF 事件的主要驱动力,高温、强太阳辐射、低湿与高凝结汇、低风速分别控制着新粒子的生成和损失.

关键词：新粒子生成(NPF)；清洁背景；污染背景；特征参数；影响因素
中图分类号：X703.5 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-4815-10

Characteristics and influencing factors of atmospheric new particle formation in autumn and winter in Shenzhen. XUAN Peng, CAO Li-ming*, TANG Meng-xue, HUANG Xiao-feng, HE Ling-yan (Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：4815~4824

Abstract：Based on the observation of particulate matter concentration in Shenzhen from October to December 2022, the characteristics and influencing factors of New Particle Formation (NPF) events in autumn and winter in Shenzhen were explored. During the observation period, the average particulate matter concentration on non-NPF days was measured as 1.09×10^4 #/cm^3, and on NPF days, it was measured as 1.57×10^4 #/cm^3. The overall particulate matter concentration on non-NPF days was found to be lower than that on NPF days. The Shenzhen NPF event was characterized by low particle formation rate, low growth rate, and low condensation sink, which were consistent with clean and coastal areas both domestically and internationally. By using the standard of whether the mean condensation concentration during the time before dawn to early morning period was greater than $0.02s^{-1}$, NPF days were further classified into clean and polluted backgrounds. It was observed that the significant increase in boundary layer uplift and wind speed during the daytime created favorable conditions for NPF under polluted backgrounds. Under polluted backgrounds, NPF days were associated with stronger solar radiation compared to clean backgrounds. It was concluded that active photochemical reactions were the main driving force of the autumn and winter NPF events in Shenzhen. High temperatures, strong solar radiation, and low humidity were identified as factors controlling the formation of new particles, while high condensation and low wind speeds were found to control the loss of new particles.

Key words：new particle formation；clean environment；polluted environment；characteristic parameters；influencing factors

作为大气气溶胶的重要来源之一,新粒子生成(NPF)一般包括成核与增长两个过程[1-2],其中成核过程依赖于低挥发性的可冷凝气态前体物形成分子团簇,城市环境中这类前体物通常为机动车和工业设施排放的硫酸和半挥发性有机化合物[3],增长过程中这些分子团簇会持续增长到可检测甚至更大的尺寸[4-6].根据已有的研究,生物源或人为源挥发性有机化合物经过光化学反应等大气化学过程产生高含氧有机分子[7-9]等低挥发性有机物[10-11],其和硫酸[12-13]等凝聚会导致新粒子生成事件的发生[14-15].在实验室实验中也揭示了氨(NH_3)[16-17]和胺[18-19]在大气条件下对 NPF 以及颗粒物生长过程有着至关重要的作用.除此之外,有机酸及其低挥发性氧化产物[20]和带电离子簇[21]等也被认为在粒子成核过程中发挥了一定的作用,但是后者在边界层

收稿日期：2025-02-06
基金项目：国家重点研发计划(2022YFC3701002)
* 责任作者, 高级工程师, climing@pku.edu.cn

中的作用相对较小[22],对成核过程的重要性目前也仍有一定的争论[23-24].

NPF 事件是一种全球现象,在城市中心,乡村偏远地区,干净及污染环境等不同背景和地点均被发现[25-27],气溶胶粒子吸收太阳辐射、散射光、参与云凝结核的形成,并通过非均相和多相反应过程改变大气中的微量气体水平[28],进而影响云和气候的相关特性[29-30].已有的研究显示,新形成的粒子约占对流层云凝结核的 3%~70%[31-33],这些区域 NPF 事件通常发生在大陆区域的边界层[34].本质上 NPF 事件是气溶胶颗粒物源和汇之间竞争的产物[35],因此大城市大气中预先存在的高浓度颗粒可能会抑制均匀成核与 NPF 事件[2,36].然而在中国各地尤其是北方较为严重的污染背景下,NPF 事件也仍被多次报道[37],其发生频率甚至高于清洁或中度污染环境[18,38-41].

许多研究对南方地区的气溶胶化学组分进行了详细的论述[42-44],但是新粒子生成的相关研究较为缺乏.深圳作为粤港澳大湾区的重要城市,在过去多年里颗粒物污染不断降低,2018 年~2023 年深圳市 $PM_{2.5}$ 浓度从 26μg/m^3 降低至 18μg/m^3,显示出空气质量改善的长期趋势.在此基础上,本文利用扫描电迁移率粒径谱仪(SMPS)对深圳秋冬季颗粒物数浓度进行了连续观测活动,研究了深圳城市地区颗粒物数浓度粒径分布特征、新粒子生成事件特征及影响因素等,利用颗粒物组分数据,基于深圳市颗粒物污染情况对 NPF 事件进行分类并进一步讨论了在不同污染情景下 NPF 事件形成与演化特征.

1 材料与方法

1.1 监测站点

本研究于 2022 年 10 月 1 日~2022 年 12 月 17 日期间在深圳大气城市地区开展大气颗粒物生成及粒径增长观测研究,观测站点为深圳大气观测超级站,位于深圳市南山区北京大学深圳研究生院(PKUSZ)校园内 B 栋教学楼的五楼楼顶(23.60°N, 113.97°E),与地面的距离约为 20m,采样管距离房顶 1.5m 左右.观测站点附近无高大建筑物,周边多覆盖亚热带植物,除西北方向约 100m 处一条当地交通道路外,无明显的局地污染源.该点位位于深圳西部,靠近珠江三角洲,属于亚热带季风气候区,大气污染物浓度水平与深圳平均水平较为接近,可以反映深圳市典型城市区域颗粒物污染情况.

1.2 观测仪器

颗粒物粒径分布观测系统包括两套扫描电迁移率粒径谱仪 Nano-SMPS 及 SMPS 组成(厂商:美国 TSI),分别测量 1.02~30nm 及 12.98~643.57nm 粒径范围的颗粒物数浓度水平.其中 Nano-SMPS 包括一台静电分级器(EC3082)、一台纳米增强仪(NE3777)和一台凝结粒子计数器(CPC3772); SMPS 包括一台静电分级器(EC3082)和一台凝结粒子计数器(CPC3775).大气气溶胶首先从楼顶采样管采入,通过 Nafion 干燥管去除水汽后由三通管分别进入 Nano-SMPS 和 SMPS,进入 SMPS 的样气通过静电中和器使颗粒物带电,随后进入差分电迁移粒径筛分仪(DMA),改变 DMA 的电压筛选不同粒径的颗粒物进入 CPC,颗粒物再 CPC 饱和正丁醇蒸汽池内吸湿增长后被计数;进入 Nano-SMPS 的样气在经 DMA 筛选粒径后,首先进入纳米增强仪中的二甘醇溶液饱和蒸汽池内吸湿增长,再进入 CPC 饱和正丁醇蒸汽池内进一步吸湿增长后被计数.对两套仪器测量的两段颗粒物粒径谱分布数据进行合并得到从 1.02~643.57nm 的颗粒物粒径谱分布数据.

本研究中两套扫描电迁移率粒径谱仪采样时间分辨率均为 5min, Nano-SMPS 采样样气流速为 2.5L/min,鞘气流速为 25L/min,SMPS 采样样气流速为 0.3L/min,鞘气流速为 3L/min.采样期间由于部分时段仪器进行运行维护、故障、降雨等原因导致数据缺失.

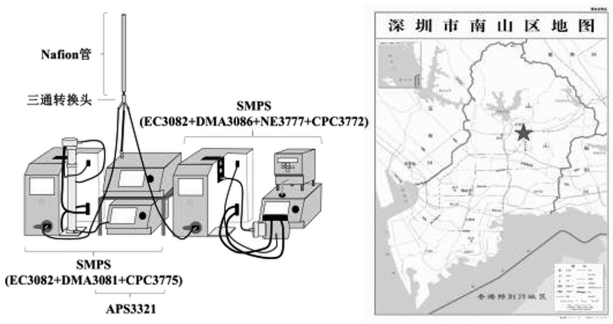


图 1 仪器组成及观测点位

Fig.1 Instrument composition and observation point location

颗粒物在经过测量管路进入仪器的过程中,受到扩散、沉降等多种因素的影响会导致颗粒物损失.

因此在 TSI 公司提供的 AIM 软件中进行多电荷校正和扩散校正来减少仪器内部的颗粒物扩散损失等导致的测量数据偏差.对于外部采样管路引起的颗粒物损失,针对不同管路材料、尺寸和流速等进行沉降及扩散损失参数的校正[45-46].

本研究中其他分析数据包括常规污染物 SO_2, NO_x, O_3, NO, NO_2, $PM_{2.5}$,黑碳(BC),化学组分以及气象参数等,所有分析数据均来自深圳大气观测超级站相关仪器.

2　结果与讨论

2.1　观测期间污染情况概述

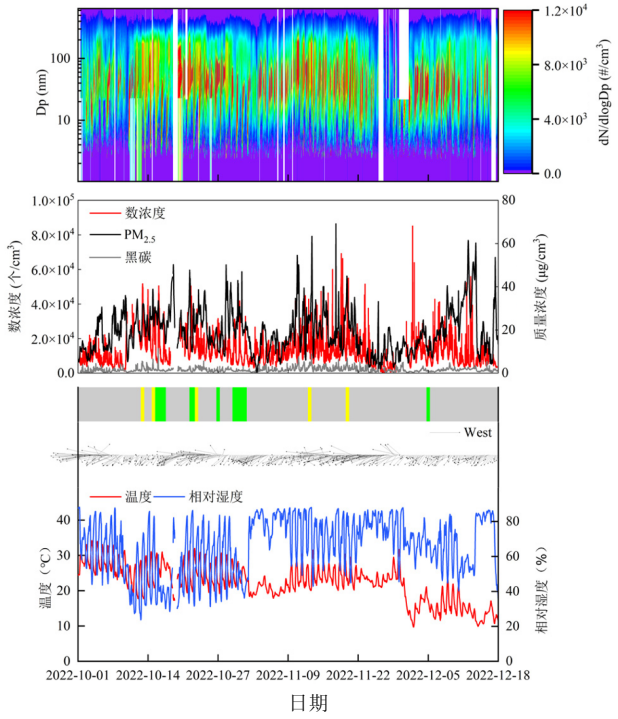


图 2　观测数据时间序列

Fig.2　Observation data time series

(a)颗粒物数浓度粒径谱分布;(b)颗粒物数浓度、BC、$PM_{2.5}$ 时间序列;(c)气象数据时间序列图(b)下颜色块为对观测日的分类,灰色(非 NPF 天),黄色(NPF 天污染背景),绿色(NPF 天清洁背景)

如图 2 所示为观测期间深圳大气观测超级站颗粒物数浓度粒径谱分布、黑碳和 $PM_{2.5}$ 质量浓度及温度、湿度和风速风向等气象参数的时间变化特征.总体而言,观测期间主导风向为东北风,平均风速为(1.1±0.6) m/s,风速以小于 2.0m/s 为主,扩散条件较差,来自东北方向的污染物可能会因此堆积造成污染事件;温度适中,平均为(22.2±5.2)℃,变化范围为 9.7~34.2℃;相对湿度较高,平均为(65.8±16.1)%,变化范围为 23.7%~88.3%.观测期间颗粒物数浓度平均值为(11918.6±6943.0)个/cm^3,黑碳质量浓度平均值为(1.5±0.9)μg/m^3,$PM_{2.5}$ 平均质量浓度为(19.3±10.1)μg/m^3,$PM_{2.5}$ 均值高于国家环境空气质量一级标准(35μg/m^3)的时间为 3d,占比为 3.8%.

2.2　新粒子生成天(NPF)的判断及分析

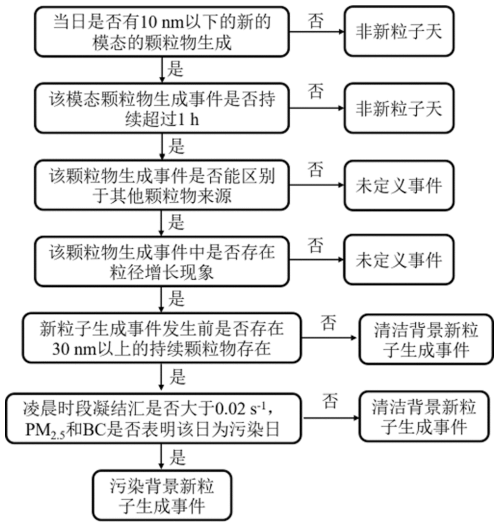


图 3　新粒子生成事件判断流程

Fig.3　NPF event judgment flowchart

许多文献对新粒子生成事件都提出了各自的分类标准,本研究参考多种分类标准[47-50]并根据观测期间的实际采样数据情况按图 3 所示流程图的分类标准将深圳市 2022 年秋冬季观测分为 NPF 天和非 NPF 天.表 1 给出了 NPF 天和非 NPF 天各模态颗粒物数浓度、凝结汇(CS)、二氧化硫(SO_2)、二氧化氮(NO_2)、臭氧(O_3)的统计结果.根据分类结果,非 NPF 天数浓度整体低于 NPF 天,观测期间非 NPF 天数浓度平均值为 1.09×10^4 个/cm^3,NPF 天数浓度平均值为 1.57×10^4 个/cm^3.NPF 天各模态颗粒物数浓度均值均大于非 NPF 天,其中 1~25nm 核模态的颗粒物数浓度相差最大,而对 NPF 天与非 NPF 天颗粒物数浓度日变化的分析显示, 在 20nm 以下的粒径范围内,超细颗粒物数浓度在非 NPF 天显著降低.NPF 天凌晨在 100nm 附近的颗粒物数浓度分布相较于非 NPF 天持续时间更长,粒径分布宽度也更宽.SO_2 和 O_3 浓度均值均为 NPF 天较大,而 NO_2 浓度均值则在非 NPF 天较大.值得一提的是,一般来说 NPF 天的 CS 都相对非 NPF 天较低[51],而在本次观测期间,CS 的均值在 NPF 天明显大于非 NPF 天,相应内容在

2.3.2 部分进行详细说明.从日变化趋势上看,NPF 天与非 NPF 天的 CS 日变化总体相差不大,相对来说,非 NPF 天在 9:00 附近和晚间 18:00 后均有明显的上升,受到早晚高峰交通源一次排放的影响较为显著;而在新粒子生成事件的初始阶段,NPF 天的 CS 增长幅度相对较小,这说明低凝结汇是新粒子生成事件发生的一个较为重要的影响因素.

表 1 NPF 天与非 NPF 天各模态及 CS、气体污染物均值、中位数、最大最小值

Table 1 NPF and Non-NPF days mean, median, maximum and minimum values of Particle number concentration modes and CS, gas pollutant

参数	新粒子天				非新粒子天			
	Mean±σ	Median	Max	Min	Mean±σ	Median	Max	Min
$N_{1\text{-}25}(10^3/cm^3)$	5.1±6.2	2.8	39.0	0.19	3.0±3.2	2.2	72.3	0.03
$N_{25\text{-}100}(10^3/cm^3)$	7.5±5.0	6.3	32.2	1.31	6.1±3.9	5.5	40.4	0.01
$N_{100\text{-}615}(10^3/cm^3)$	2.8±1.2	2.6	12.0	0.76	2.2±1.2	1.9	11.6	0.01
$CS(10^{-2}s^{-1})$	1.95±0.95	1.77	7.02	0.001	1.50±0.70	1.38	7.30	0.002
$SO_2(\mu g/m^3)$	6.7±1.1	6.7	9.9	4.6	5.8±0.9	5.7	9.4	3.9
$NO_2(\mu g/m^3)$	21.0±13.7	15.8	86.8	6.9	22.8±13.2	19.8	91.9	3.1
$O_3(\mu g/m^3)$	86.4±53.1	95.0	215.1	0.07	53.6±43.7	46.4	268.7	0.25

对深圳大气观测超级站测量的常规数据同样按照 NPF 天与非 NPF 天进行了分类并做日变化分析,气态污染物中 O_3 在上午 9:00 附近变化最为明显,不论是否发生新粒子生成事件,O_3 在上午 8:00 左右均开始出现明显的增长,并随着氮氧化物(NO_x)和挥发性有机物(VOCs)等 O_3 前体物的逐渐累积,在日照(太阳辐射)条件下,O_3 浓度逐渐升高.观测期间非 NPF 天 O_3 平均浓度为 51.9μg/m^3, NPF 天 O_3 平均浓度为 88.4μg/m^3. NO_x 和 NO 的浓度峰值在日变化中相较于 O_3 提前约 1~2h,而在高浓度 NO_x 条件下,新粒子生长缓慢,可能是高浓度的 NO_x 抑制了人为源挥发性有机气态前体物(AVOCs)氧化生成可冷凝气体的过程,且 NO_x 在大气中经过一系列化学反应可转化为二次颗粒物,其对新粒子的碰并损失也有重要影响[52].因此,观测期间 NO_x 浓度的变化可能是抑制部分新粒子生成事件的原因.深圳市白天强烈的光照条件导致的光化学反应同样是发生新粒子生成事件的重要影响因素.除此之外,有必要结合观测数据对观测期间 CS 在 NPF 天和非 NPF 天的差异做进一步深入的分析讨论.

表 2 给出了观测期间深圳市 NPF 事件特征参数成核速率(J)、增长速率(GR)和凝结汇(CS)与世界上其他城市的对比.观测期间深圳市 3nm 颗粒物的新粒子成核速率(J_3)范围为 0.25~1.09/(cm^3·s),均值为 0.55/(cm^3·s),远低于京津冀及长三角地区,与厦门及山区、森林观测点观测结果较为接近.而 3~25nm 颗粒物的新粒子增长速率($GR_{3\text{-}25}$)范围为 1.91~6.27nm/h,均值为 4.14nm/h,与天津、青岛、黄山、泰山及意大利、芬兰、印度、美国等地接近,低于北京秋冬季、上海和南京等地.深圳新粒子天 CS 范围为 0.0087~0.031s^{-1},均值为 0.0195s^{-1},与天津、北京春季、南京、泰山等地较为接近,远低于北京秋冬季和上海,世界其他观测地区与深圳相比较为接近或更低.NPF 事件特征参数整体呈现出较强的区域差异,新粒子的成核与增长过程与背景气溶胶浓度(CS)、气态前体物性质和浓度水平以及气象条件等多种因素相关[65].从观测结果来看,深圳 NPF 特征参数中 GR 和 CS 与国内山区背景点、北方城市春季及印度郊区点位较为一致,而成核速率则与厦门、黄山、玉龙雪山观测情况较为一致,与北京、上海等超大城市相比差异主要体现在更低的 J_3、GR 和 CS,这可能是由于深圳对 $PM_{2.5}$ 的长期防控,其整体 $PM_{2.5}$ 年均浓度在全国大中城市中处于较低水平[66],相比而言深圳市秋冬季 NPF 特征与国内外清洁地区更为接近.

2.3 污染及清洁背景分类

2.3.1 分类依据 根据 2.2 节中图 3,本研究综合考虑了 $PM_{2.5}$、BC、CS 以及化学组分等多项数据,对观测期间的新粒子生成事件进一步进行了分类.观测期间共 13 次新粒子生成事件可以分为 5 次污染背景条件和 8 次清洁背景条件的新粒子生成事件.非 NPF 天在凌晨至清晨时段(0:00~9:00)的 CS 均值约为 0.014s^{-1},NPF 天在凌晨至清晨时段的 CS 均值约为 0.018s^{-1},其中污染背景 NPF 天凌晨至清晨时段的 CS 均值均大于 0.02s^{-1}(平均为 0.028s^{-1}),清洁背景 NPF 天凌晨至清晨时段的 CS 均值则均小于 0.02S^{-1}(平均为 0.014s^{-1}).由此可见,NPF 天 CS 相较于非 NPF 天较大的主要原因在于污染背景 NPF 天的 CS 远大于观测期间的其他时间.以 CS 数值是否小于 0.02s^{-1} 为 2022 年秋冬季深圳新粒子生成事件清洁背景与污染背景的分类标准符合数据观测结果,且与已有的研究分类结论一致[50].

$PM_{2.5}$ 和 BC 在观测期间的质量浓度也明显地

反映了 NPF 天的污染及清洁背景分类特征,非 NPF 天的 $PM_{2.5}$ 均值为 20.4μg/m^3,NPF 天均值为 22.5μg/m^3,其中污染背景天均值为 26.8μg/m^3,清洁背景天均值为 19.8μg/m^3.非 NPF 天的 BC 均值为 1.49μg/m^3,新粒子生成天的 BC 均值为 1.59μg/m^3,其中污染背景天均值为 2.32μg/m^3,清洁背景天均值为 1.13μg/m^3.结合上述数据,虽然污染背景 NPF 天只有 5d,但其仍然是导致观测期间 NPF 天的颗粒物污染高于非 NPF 天的主要原因,因此研究污染背景 NPF 事件有重要意义.

大气中气态硫酸(H_2SO_4)在 NPF 事件中起着重要的作用,本研究参照 Lu 等[67]和 Shang 等[68]使用的经验公式方法对大气中 H_2SO_4 的分子浓度进行估算,使用了 UVB(W/m^2)、SO_2、O_3、NO_x 和 CS 的数据.对气态硫酸的估计结果显示,非 NPF 天气态硫酸的日均浓度为 1.06×10^7/cm^3,而 NPF 天气态硫酸日均浓度为 1.3×10^7/cm^3,其中清洁背景 NPF 天为 1.38×10^7/cm^3,污染背景 NPF 天为 1.23×10^7/cm^3.从估算结果来看,气态硫酸在清洁背景中日均浓度相对更高,且其对 NPF 事件的发生有较为重要的意义[48].

表 2　本研究与以往其他研究 NPF 特征参数的比较

Table 2　Comparison of NPF characteristic parameters of this study with other previous studies

城市	观测时间	J(cm^{-3}·s^{-1})	GR(nm/h)	CS(s^{-1})	参考文献
深圳	2022-10-1~2023-12-18	0.55 (J_3)	4.14 (GR_{3-25})	0.0195	本研究
天津	2023-03-16~2023-04-03	7.08 (J_3)	4.8 (GR_{3-7})	0.0156	[48]
北京	2016-03-12~2016-04-06	16.97(J_3)	0.99 (GR_{3-10})	0.04	[27]
	2016-5-11~2016-6-11	36.1 (J_{3-6})	3.9 (GR_{3-20})	0.02	[53]
上海	2013-11-25~2014-01-25	8.7 (J_3)	10.9 ($GR_{2.39-7}$)	0.06	[54]
南京	2017-09~2017-11	3.0 (J_6)	9.7 (GR_{6-20})	0.03	[55]
厦门	2019-12-01~2019-12-31	0.94 (J_7)	1.95 (GR_{7-25})	0.0056	[56]
青岛	2019-11-10~2020-01-05	3.3 (J_{10})	5.3 (GR_{10-25})	0.009	[57]
黄山	2012-09-23~2012-10-28	1.32 (J_{10})	4.88 (GR_{10-25})	0.01	[27]
泰山	2011-01~2011-12	3.7 (J_3)	6.0 (GR_{3-25})	0.02	[58]
	2014-11-10~2014-12-10	7.10 (J_3)	1.98 (GR_{3-20})	0.014	[59]
香河	2017-11-04~2018-01-17	54.1 (J_3)	14.85 (GR_{3-7})	0.019	[51]
玉龙雪山	2015-03-22~2015-04-15	1.18 (J_3)	3.22 (GR_{3-25})	0.002	[60]
印度浦那	2012-04-16~2012-05-23	7.2 (J_5)	6.5 (GR_{5-25})	0.016	[61]
印度坎普尔	2013-04-16~2013-05-23	1.5 (J_5)	8.7 (GR_{5-25})	0.033	[61]
意大利波谷	2012-06-07~2012-07-09	45 ($J_{1.6}$)	7.2 (GR_{7-20})	0.011	[62]
美国奥沙克森林	2012-05~2012-10	1 (J_5)	4.7 (GR_{5-25})	0.008	[63]
芬兰海蒂亚拉	2013-01-01~2014-12-31	0.93 (J_3)	2.5 (GR_{5-25})	0.02	[64]

从图 4 可以看出,颗粒物化学组分中有机物和硫酸盐质量浓度也显示出 NPF 天高于非 NPF 天且污染背景远大于清洁背景的特征,有机物质量浓度在非 NPF 天的均值为 9.71μg/m^3,而 NPF 天污染背景和清洁背景均值分别为 15.23μg/m^3 和 9.73μg/m^3;硫酸盐非 NPF 天的均值为 2.20μg/m^3,NPF 天污染背景和清洁背景均值分别为 2.62μg/m^3 和 2.53μg/m^3,根据深圳地区以往的研究,NPF 天受到硫酸盐区域传输的影响更大[69].上述两种化学组分在 NPF 天即使是清洁背景也高于非 NPF 天,而硝酸盐则相反,即使是污染背景也明显低于非 NPF 天.硝酸盐非 NPF 天的均值为 2.07μg/m^3,NPF 天污染背景和清洁背景均值分别为 1.65μg/m^3 和 1.03μg/m^3,且在 NPF 天明显低于非 NPF 天,日变化中 NPF 天硝酸盐占比明显更低,这对应了非 NPF 天大气中含量更高的 NO_x 向硝酸盐转化的过程,也说明了白天本地的二次光化学生成现象更加显著;BC 非 NPF 天的均值为 1.49μg/m^3,污染背景和清洁背景均值分别为 2.32μg/m^3 和 1.13μg/m^3,且污染背景天晚高峰时段 BC 占比有明显上升过程,说明污染背景天夜间的本地一次排放更为严重.$PM_{2.5}$ 在非 NPF 天呈单峰分布,总质量浓度频率峰值出现在 8.32μg/m^3 附近,概率为 18.0%;在清洁背景天呈双峰分布,总质量浓度频率峰值出现在 9.03μg/m^3 和 16.55μg/m^3 附近,概率分别为 13.54%和 13.02%;在污染背景天呈单峰分布,总质量浓度频率峰值出现在 16.55μg/m^3 附近,概率为 20.83%.总体来看,NPF 天颗粒物有机物占比更大.

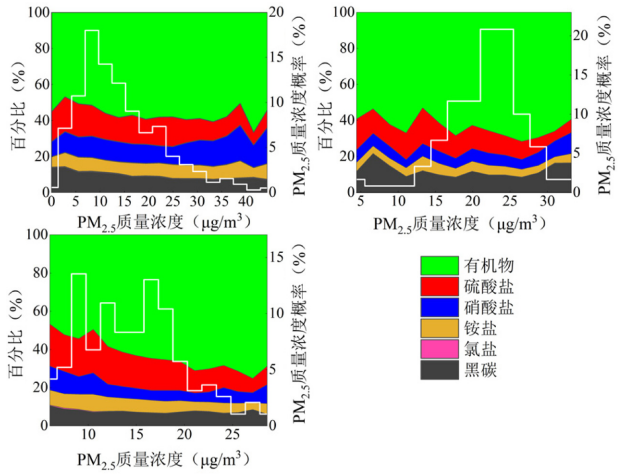


图 4 非新粒子天(a)、新粒子天清洁背景(b)、污染背景(c)$PM_{2.5}$组分质量浓度概率分布

Fig. 4Probability distribution of $PM_{2.5}$ mass concentration of Non−NPF days(a), Clean background (b) and polluted background (c) NPF days

2.3.2 新粒子生成事件影响因素分析 图 5 显示了分类后颗粒物数浓度在清洁背景和污染背景天的日变化图以及相应的气象、不同模态颗粒物和 CS 的日变化.可以观察到污染背景下凌晨至清晨时段(0:00~9:00)有明显的 100nm 附近的颗粒物污染存在,这可能是由于边界层下降导致的近地面 NO_x 浓度增加会进一步促进近地面大气化学反应并导致更多的二次颗粒物的生成[70];但白天边界层的抬升对污染物的扩散起到了关键作用,这些 100nm 附近的颗粒物浓度在白天 9:00 左右迅速下降.此外,观测期间污染背景的新粒子生成事件发生时间比清洁背景的新粒子生成事件迟约 1h,对比发现日变化中污染背景的新粒子生成事件“香蕉型”粒径分布图相较于清洁背景在初始阶段(9:00~10:00)更为杂乱,可能是污染背景中 100nm 附近存在的较高浓度颗粒物对新粒子气态前体物的碰并清除作用导致的.清洁背景核模态颗粒物数浓度在 11:00 左右达到峰值,且明显高于污染背景,而爱根核模态颗粒物在污染背景下总体高于清洁背景,且 CS 在污染背景下全天数值均高于清洁背景,污染背景天呈现出凌晨与晚间较高,白天较低的趋势,清洁背景趋势则为白天与晚间较高,凌晨较低.

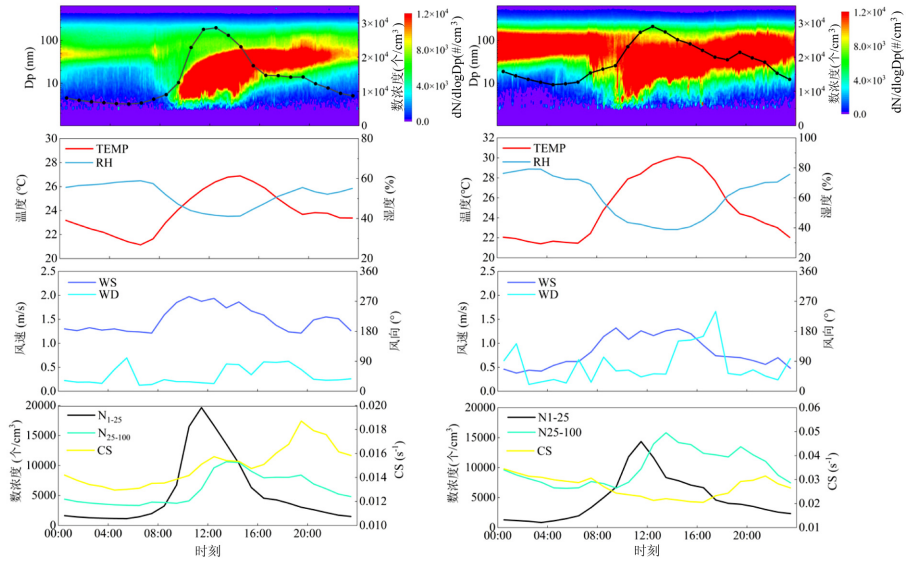


图 5 清洁背景(a)与污染背景(b)NPF 天颗粒物数浓度、气象参数、模态和 CS 日变化

Fig.5 Clean background (a) and polluted background (b) NPF days, daily changes in particle number concentration, meteorological parameters, modes, and CS

图 6 中(a)和(b)展示了观测期间新粒子生成天污染背景和清洁背景的后向轨迹.NPF 天污染背景和清洁背景观测期间均以东北向输入为主,污染背景天来自东北向长三角地区的中远距离气团输入占总气团的 40%,主要为上风向人为源污染贡献;污染背景天来自东北的气团经过远距离较快速度的传输后颗粒物可能较为老化,且凌晨至清晨时段风速较低,颗粒物在近地面堆积,这与本文中污染背景 NPF 天凌晨至清晨时段 CS 远高于清洁背景的结论一致.清洁背景天来自长三角地区的气团传输占比

相较于污染背景有明显增加(75%),来自该气团中丰富的气态硫酸前体物可能促进了日间新粒子生成事件的发生.深圳秋冬季以东北向气团输入为主,其中污染背景以长距离沿海气团输入为主,颗粒物可能较为老化,可能导致了凌晨至清晨时段的颗粒物污染;而清洁背景以中远距离长三角地区气团输入为主,为 NPF 事件提供了较为丰富的气态前体物.

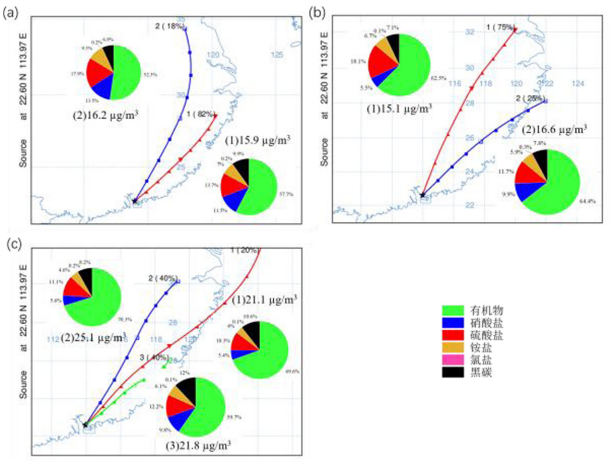


图 6　观测期间非新粒子天(a)、清洁背景(b)及污染背景(c)后向轨迹

Fig.6　Backward trajectory of Non−NPF days(a), clean background (b) and Polluted background (c) NPF days

图 7 展示了清洁背景、污染背景 NPF 天和非 NPF 天温度(a)、相对湿度(b)、风速(c)、UV 辐射(d)、H_2SO_4(e)、NO_x(f)、$PM_{2.5}$(g)、O_3(h)、CS(i)、J_3(j)、$N_{1\sim25}$(k)、$N_{25\sim100}$(l)日变化情况.污染背景 NPF 天白天温度上升更快且相对于清洁背景和非 NPF 天温度更高, 相对湿度和风速在污染背景下相对更低,且相对湿度在新粒子生成阶段有明显的下降过程,较低的相对湿度更有利于上午时段新粒子的生成.清洁背景 NPF 天风速在整个日变化过程中都明显大于污染背景和非 NPF 天,说明风速是影响 NPF 天凌晨至清晨时段颗粒物扩散情况的重要因素.

对比清洁背景 NPF 天的 O_3 浓度,污染背景的 O_3 浓度在凌晨至清晨时段有明显下降过程,主要原因是污染背景积累的高浓度 NO_x 与 O_3 发生了滴定作用[71].在 NPF 初始阶段(9:00)由于白天光照的增强,O_3 作为光化学反应二次产物也迅速增加,污染背景 NO_x 等更为丰富的前体物及更强的光照导致 O_3 呈现出比清洁背景和非 NPF 天更快的增长速度以及更高的峰值浓度.1~25nm 颗粒物数浓度在 11:00 达到峰值,但污染背景数浓度(1.45×10^4 个/cm^3)显著低于清洁背景(1.97×10^4 个/cm^3),这可能是由于污染背景条件下更高的 $PM_{2.5}$ 细颗粒物污染造成了核模态颗粒物的碰并损失.25~100nm 的颗粒物数浓度与 O_3 均在 14:00 左右达到峰值,除了成核颗粒物粒径增长之外,其日变化还明显受到机动车一次排放的影响.

气态硫酸在 NPF 天和非 NPF 的日变化趋势一致,但 NPF 浓度相对更高.尽管清洁背景的气态硫酸日均值大于污染背景,但在 NPF 事件活跃阶段污染背景的气态硫酸浓度比清洁背景更高,这表明了在深圳秋冬季,尤其是污染背景条件下气态硫酸对 NPF 事件的重要性;而夜间污染背景的气态硫酸更低则说明了气态前体物受大气环境中的背景气溶胶的影响较大[48].深圳大气整体处于较为清洁的状态,清洁背景 CS 和非新粒子天差别不大,而污染背景 CS 显著更高;污染背景时较高的 CS 仍能发生新粒子生成事件的主要原因可能是污染情况下的高浓度臭氧(O_3)、氢氧自由基(OH)和硝酸根自由基(NO_3)增强了大气氧化性[65],也可能是人为源污染物和 BVOCs 的浓度差异导致成核机制和增长机理异于清洁地区[72],从本研究中 O_3 和 NO_x 的日变化情况来看, 污染背景的大气氧化性在日变化中要高于清洁背景和非新粒子天.而 J_3 在日间 NPF 活跃阶段则显示出明显的清洁背景显著高于污染背景的特征,结合 UV 辐射数据、$PM_{2.5}$、1~25nm 及 25~100nm 颗粒物数浓度日变化可知,较强的UV辐射对 J_3 有促进作用,并导致生成更多的核模态颗粒物;而污染背景条件下较高的 $PM_{2.5}$ 和较大的 CS 会导致 J_3 的大幅降低.在污染背景条件下 $GR_{3\sim25}$ 均值为 4.48nm/h,而清洁背景为 3.92nm/h,污染背景大气环境中较高的爱根核模态颗粒物和较高的 UV 辐射强度可能对新粒子的增长速率有一定的促进作用.因此在污染背景 NPF 天,较高的 CS 和较低的 J_3 条件下,NPF 事件需要更为强烈的光照条件以促进成核和粒径增长过程[48].深圳秋冬季日间光化学反应成核对 NPF 事件的形成起主导作用,污染背景更高的 $PM_{2.5}$ 细颗粒物污染对新粒子生成有一定的抑制作用.

总的来说,深圳秋冬季 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的污染变化与 NPF 事件具有一定的一致性,NPF 事件作为二次颗粒物污染事件的重要诱因在颗粒物成核与粒径

增长污染过程中发挥着重要作用.NPF 天往往伴随着 $PM_{2.5}$ 颗粒物污染以及 O_3 污染,且在污染背景下两者的复合污染更为严重,但深圳秋冬季 NPF 事件对 $PM_{2.5}$ 颗粒物污染的贡献相对较小.污染背景下 NPF 事件的发生受到 UV 辐射、温度、相对湿度、风速等多种因素的共同影响,在之前的文献中也有类似的发现[73-74].本研究发现,较为强烈的光化学反应是深圳秋冬季污染背景下 NPF 事件的主要驱动因素,也是深圳秋冬季颗粒物和 O_3 复合污染的主要原因.

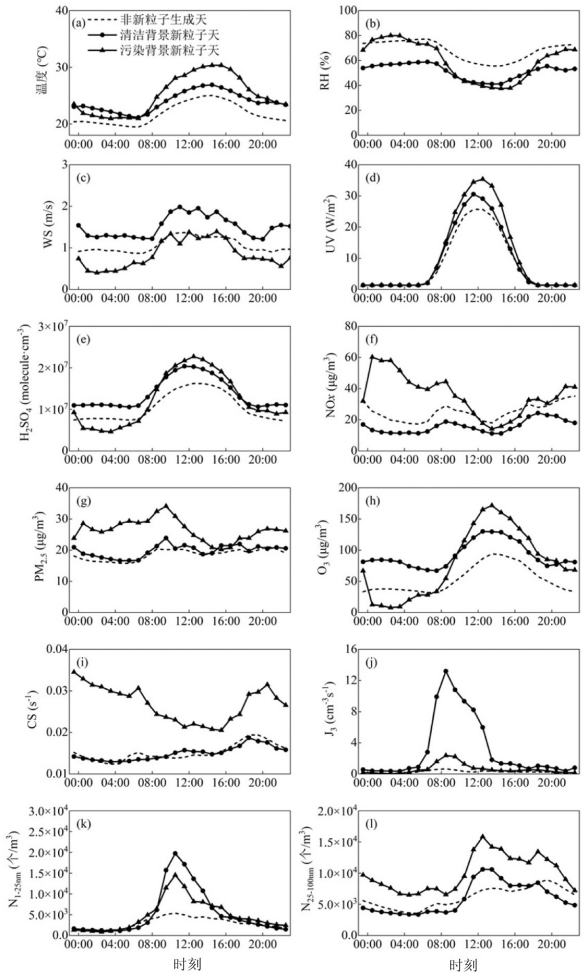


图 7 清洁背景、污染背景 NPF 天和非 NPF 天温度(a)、相对湿度(b)、风速(c)、UV 辐射(d)、H_2SO_4(e)、NO_x(f)、$PM_{2.5}$(g)、O_3(h)、CS(i)、J_3(j)、$N_{1\sim25}$(k)、$N_{25\sim100}$(l)日变化

Fig.7 Daily variations of temperature (a), relative humidity (b), wind speed (c), UV radiation (d), H_2SO_4(e), NO_x(f), $PM_{2.5}$(g), O_3(h), CS(i), J_3(j), $N_{1\sim25}$(k), $N_{25\sim100}$(l) on Non-NPF days, clean and polluted background NPF days

3 结论

3.1 深圳秋冬季观测期间非 NPF 天数浓度整体低于 NPF 天,观测期间非 NPF 天数浓度平均值为 1.09×10^4 个/cm^3,NPF 天数浓度平均值为 1.57×10^4 个/cm^3.NPF 天各模态颗粒物数浓度均值均大于非 NPF 天.

3.2 观测期间深圳市 3nm 颗粒物的新粒子成核速率(J_3)范围为 0.25~1.09$cm^{-3}\cdot s^{-1}$,均值为 0.55$cm^{-3}\cdot s^{-1}$,3~25nm 颗粒物的新粒子增长速率($GR_{3\sim25}$)范围为 1.91~6.27nm/h,均值为 4.14nm/h,新粒子天 CS 范围为 0.0087~0.031s^{-1},均值为 0.0195s^{-1},从观测结果来看,深圳市秋冬季 NPF 特征与国内外清洁地区更为接近.

3.3 观测期间以 CS 在凌晨至清晨时段(0:00~9:00)是否超过 0.02s^{-1},并结合 $PM_{2.5}$ 和 BC 日均值对新粒子生成天进行分类,分为污染背景 NPF 天与清洁背景 NPF 天.污染背景 NPF 天凌晨至清晨时段的 CS 均值为 0.028s^{-1},清洁背景均值为 0.014s^{-1}.

3.4 深圳秋冬季 NPF 事件的发生受到 UV 辐射、温度、相对湿度、风速等多种因素的共同影响,更为强烈的光化学反应是深圳秋冬季污染背景下 NPF 事件的主要驱动因素,也是深圳秋冬季颗粒物及 O_3 复合污染的主要原因.

参考文献:

[1] Zhang R, Khalizov A F, Wang L, et al. Nucleation and growth of nanoparticles in the atmosphere [J]. Chemical Review, 2012,112(3): 1957-2011.

[2] Pushpawela B, Jayaratne R, Morawska L J a R. The influence of wind speed on new particle formation events in an urban environment [J]. Atmospheric Research, 2019,215:37-41.

[3] Kulmala M, Kontkanen J, Junninen H, et al. Direct observations of atmospheric aerosol nucleation [J]. Science, 2013,339(6122):943-946.

[4] Kulmala M. How particles nucleate and grow [J]. Science, 2003, 302(5647):1000-1001.

[5] Elm J, Kubečka J, Besel V, et al. Modeling the formation and growth of atmospheric molecular clusters: A review [J]. Journal of Aerosol Science, 2020,149,105621.

[6] 周 颖.北京大气气溶胶数浓度粒径分布及新粒子生成事件特征研究 [D]. 北京:北京化工大学, 2021.
Zhou Y. Study on atmospheric aerosol number, concentration, particle size distribution and characteristics of new particle generation events in Beijing [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2021.

[7] Ehn M, Thornton J A, Kleist E, et al. A large source of low-volatility secondary organic aerosol [J]. Nature, 2014,506(7489):476-479.

[8] Bianchi F, Tröstl J, Junninen H, et al. New particle formation in the free troposphere: A question of chemistry and timing [J]. Science, 2016,352(6289):1109-1112.

[9] Tröstl J, Chuang W K, Gordon H, et al. The role of low-volatility organic compounds in initial particle growth in the atmosphere [J].

Nature, 2016,533(7604):527−531.
[10] Shilling J E, Zaveri R A, Fast J D, et al. Enhanced SOA formation from mixed anthropogenic and biogenic emissions during the CARES campaign [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13:2091−2113.
[11] Setyan A, Song C, Merkel M, et al. Chemistry of new particle growth in mixed urban and biogenic emissions − insights from CARES [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014,14(13):6477−6494.
[12] Weber R J, Mcmurry P H, Eisele F L, et al. Measurement of expected nucleation precursor species and 3~500nm diameter particles at Mauna Loa Observatory, Hawaii [J]. Journal of Atmospheric Sciences, 1995, 52(12):2242−2257.
[13] Sipilä M, Berndt T, Petäjä T, et al. The role of sulfuric acid in atmospheric nucleation [J]. Science, 2010,327(5970):1243−1246.
[14] Zhang R, Guo S, Levy Zamora M, et al. Reply to Li et al.: Insufficient evidence for the contribution of regional transport to severe haze formation in Beijing [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America , 2015,112(21):2741−2741.
[15] Paasonen P, Nieminen T, Asmi E, et al. On the roles of sulphuric acid and low−volatility organic vapours in the initial steps of atmospheric new particle formation [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10(22):11223−11242.
[16] Yu H, Ren L, Kanawade V P. New particle formation and growth mechanisms in highly polluted environments [J]. Current Pollution Reports, 2017,3(4):245−253.
[17] Kürten A. New particle formation from sulfuric acid and ammonia: nucleation and growth model based on thermodynamics derived from CLOUD measurements for a wide range of conditions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19(7):5033−5050.
[18] Yao L, Garmash O, Bianchi F, et al. Atmospheric new particle formation from sulfuric acid and amines in a Chinese megacity [J]. Science, 2018,361:278−281.
[19] Almeida J, Schobesberger S, Kürten A, et al. Molecular understanding of sulphuric acid−amine particle nucleation in the atmosphere [J]. Nature, 2013,502:359−363.
[20] O'dowd C D, Aalto P, Hmeri K, et al. Atmospheric particles from organic vapours [J]. Nature, 2002,416(6880):497−498.
[21] Yu F, Turco R. Case studies of particle formation events observed in boreal forests: implications for nucleation mechanisms [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2008,8(20):6085−6102.
[22] Kirkby J, Curtius J, Almeida J, et al. Role of sulphuric acid, ammonia and galactic cosmic rays in atmospheric aerosol nucleation [J]. Nature, 2011,476(7361):429−433.
[23] Li Q, Jiang J, Hao J. A review of aerosol nanoparticle formation from ions [J]. KONA Powder and Particle Journal, 2015,32:57−74.
[24] Kirkby J, Duplissy J, Sengupta K, et al. Ion−induced nucleation of pure biogenic particles [J]. Nature, 2016,533(7604):521−526.
[25] Brines M, Dall'osto M, Beddows D C S, et al. Traffic and nucleation events as main sources of ultrafine particles in high−insolation developed world cities [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15(10):5929−5945.
[26] España C D D, Wonaschütz A, Steiner G, et al. Long−term quantitative field study of New Particle Formation (NPF) events as a source of Cloud Condensation Nuclei (CCN) in the urban background of Vienna [J]. Atmospheric Environment, 2017,164:289−298.
[27] 黎思源,马晓燕,王　琨,等.城市污染地区与高山清洁地区新粒子生成事件特征分析 [J]. 环境科学学报, 2022,42(12):286−297.
Li S Y, Ma X Y, Wang K, et al. Characteristics of new particle formation over urban polluted area and clean mountain area [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(12):286−297.
[28] Pöschl U. Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects [J]. Angewandte Chemie−international Edition, 2005,44(46):7520−7540.
[29] Kerminen V M, Paramonov M, Anttila T, et al. Cloud condensation nuclei production associated with atmospheric nucleation: a synthesis based on existing literature and new results [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012,12(24):12037−12059.
[30] 胡　敏,尚冬杰,郭　松,吴志军.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, Wu Z J. 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.
[31] Merikanto J, Spracklen D V, Mann G W, et al. Impact of nucleation on global CCN [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009,9(21): 8601−8616.
[32] Pierce J R, Adams P J. Uncertainty in global CCN concentrations from uncertain aerosol nucleation and primary emission rates [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009,9(4):1339−1356.
[33] Spracklen D V, Carslaw K S, Kulmala M, et al. Contribution of particle formation to global cloud condensation nuclei concentrations [J] Geophysical Research Letters, 2008,35(6):808.
[34] Kulmala M, Petäjä T, Nieminen T, et al. Measurement of the nucleation of atmospheric aerosol particles [J]. Nature Protocols, 2012,7(9):1651−1667.
[35] Wang Z, Wu Z, Yue D, et al. New particle formation in China: Current knowledge and further directions [J]. Science of the Total Environment, 2017,577:258−266.
[36] Kanawade V P, Tripathi S N, Chakraborty A, et al. Chemical characterization of sub−micron aerosols during new particle formation in an urban atmosphere [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2020, 20(6):1294−1305.
[37] Chu B, Kerminen V M, Bianchi F, et al. Atmospheric new particle formation in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19 (1):115−138.
[38] 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.
[39] Wang Z, Hu M, Pei X, et al. Connection of organics to atmospheric new particle formation and growth at an urban site of Beijing [J]. Atmospheric Environment, 2015,103:7−17.
[40] 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, 2016,74:385.
[41] Lyu X, Guo H, Cheng H, et al. New particle formation and growth at a suburban site and a background site in Hong Kong [J]. Chemosphere, 2018,193:664−674.
[42] Haglera G S W, Bergina M H, Salmonc L G, et al. Source areas and chemical composition of fine particulate matter in the Pearl River Delta region of China [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(20): 3802−3815.
[43] Liu S, Hu M, Wu Z, 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.
[44] Zhang G, Bi X, Li L, et al. Mixing state of individual submicron carbon−containing particles during spring and fall seasons in urban Guangzhou, China: a case study [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13(9):4723−4735.
[45] Willeke K P D, Baron P A. Aerosol measurement: principles, techniques, and applications [J]. International Journal of Multiphase Flow, 1996,22(4):807−808.

[46] Huang X, Wang C, Peng J, et al. Characterization of particle number size distribution and new particle formation in Southern China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2017,51:342−351.

[47] Maso M D, Kulmala M, Riipinen I, et al. Formation and growth of fresh atmospheric aerosols: eight years of aerosol size distribution data from SMEAR II, Hyytiala, Finland [J]. Boreal Environment Research, 2005,10:323−336.

[48] 刘佳媛,彭剑飞,张进生,等.天津郊区春季大气新粒子生成特征及影响因素分析 [J]. 环境科学学报, 2024,44(10):10−20.
Liu J Y, Peng J F, Zhang J S, et al. Studies on the characteristics and influencing factors of spring atmospheric new particle formation in Tianjin suburbs [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024,44(10): 10−20.

[49] Wu Z, 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(9):209.

[50] Németh Z, Rosati B, Zíková N, et al. Comparison of atmospheric new particle formation events in three Central European cities [J]. Atmospheric Environment, 2018,178:191−197.

[51] Yang S, Liu Z, Petri S. Clusius, et al. Chemistry of new particle formation and growth events during wintertime in suburban area of Beijing: Insights from highly polluted atmosphere [J]. Atmospheric Research, 2021,255:105553.

[52] Li X, Li Y, Cai R, et al. Insufficient condensable organic vapors lead to slow growth of new particles in an urban environment [J]. Environmental Science and Technology, 2022,56(14):9936−9946.

[53] Shang D J, Hu M, Tang L, et al. Significant effects of transport on nanoparticles during new particle formation events in the atmosphere of Beijing [J]. Particuology, 2023,80:1−10.

[54] Xiao S, Wang M, Yao L, et al. Strong atmospheric new particle formation in winter in urban Shanghai, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15:1769−1781.

[55] 施 华.长三角西部地区气溶胶新粒子形成观测研究 [D]. 南京:南京大学, 2018.
Shi H. Observation and study on the formation of aerosol new particles in the western Yangtze River Delta [D]. Nanjing: Nanjing University. 2018.

[56] Wang J, Li M, Li L, et al. Particle number size distribution and new particle formation in Xiamen, the coastal city of Southeast China in wintertime [J]. Science of the Total Environment, 2022,826:154208.

[57] 孙 悦,朱玉姣,孟 赫,等.青岛沿海地区夏季和冬季新粒子生成特征对比 [J]. 环境科学, 2021,42(5):2133−2142.
Sun Y, Zhu Y J, Meng H, et al. New particle formation events in summer and winter in the coastal atmosphere in Qingdao, China [J]. Environmental Science, 2021,42(5):2133−2142.

[58] Shen X, Sun J, Zhang X, et al. Key features of new particle formation events at background sites in China and their influence on cloud condensation nuclei [J]. Environmental Science & Engineering, 2016, 10(5):05.

[59] Lv G, Sui X, Chen J, et al. Investigation of new particle formation at the summit of Mt. Tai, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18:2243−2258.

[60] Shang D J, Hu M, Zheng J, et al. Particle number size distribution and new particle formation under the influence of biomass burning at a high altitude background site at Mt. Yulong (3410m), China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18:15687−15703.

[61] V.P. Kanawade, Sachchida N. Tripathi, Devendraa Siingh, et al. Observations of new particle formation at two distinct Indian subcontinental urban locations [J]. Atmospheric Environment, 2014,96: 370−379.

[62] Jenni Kontkanen, Emma Järvinen, Hanna E. Manninen, et al. High concentrations of sub−3nm clusters and frequent new particle formation observed in the Po Valley, Italy, during the PEGASOS 2012 campaign [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016,16:1919−1935.

[63] Yu H, John Ortega, James N. Smith, et al. New particle formation and growth in an isoprene−dominated Ozark Forest: from sub−5nm to CCN−active sizes [J]. Aerosol Science and Technology, 2014,48: 1285–1298.

[64] Marko Vana, Kaupo Komsaare, Urmas Hõrrak, et al. Characteristics of new−particle formation at three SMEAR stations [J]. Boreal Environment Research, 2016,21:345−362.

[65] 尹扬娜,刘子锐,胡 波,等.污染背景下的大气新粒子生成事件研究进展 [J]. 清华大学学报(自然科学版), 2022,62(12):2043−2052.
Yin Y N, Liu Z R, Hu B, et al. Recent progress on the mechanisms of new particle formation and growth in polluted atmospheres. Journal of Tsinghua University (Science and Technology), 2022,62(12):2043−2052.

[66] 江家豪,彭 杏,朱 波,等.深圳大气 $PM_{2.5}$ 化学组成的长期变化特征 [J]. 中国环境科学, 2021,41(2):574−579.
Jiang J H, Peng X, Zhu B, et al. Long−term variational characteristics of the chemical composition of $PM_{2.5}$ in Shenzhen. [J] China Environmental Science, 2021,41(2):574−579.

[67] Lu Y Q, Yan C, Fu Y Y, et al. A proxy for atmospheric daytime gaseous sulfuric acid concentration in urban Beijing [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19(3):1971−1983.

[68] Shang D J, Hu M, Tang L, et al. New particle formation occurrence in the urban atmosphere of Beijing during 2013~2020 [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2023,128(9).

[69] 黄晓锋,云 慧,宫照恒,等.深圳大气 $PM_{2.5}$ 来源解析与二次有机气溶胶估算 [J]. 中国科学:地球科学, 2014,44(4):723−734.
Huang X F, Yun H, Gong Z H, et al. Source apportionment and secondary organic aerosol estimation of $PM_{2.5}$ in an urban atmosphere in China [J]. Science China: Earth Sciences, 2014,57:1352–1362.

[70] 牛英博.深圳大气中 N_2O_5 非均相反应特征研究 [D]. 北京:北京大学, 2023.
Niu Y B. Characteristics of heterogeneous reactions of atmospheric dinitrogen pentoxide(N_2O_5) in ShenZhen [D]. Beijing: Peking University, 2023.

[71] 林理量,程 勇,曹礼明,等.深圳臭氧污染日的 VOCs 组成与来源特征 [J]. 中国环境科学, 2021,41(8):3484−3492.
Lin L L, Cheng Y, Cao L M, et al. The characterization and source apportionment of VOCs in Shenzhen during ozone polluted period [J]. China Environmental Science, 2021,41(8):3484−3492.

[72] Qi X M,Ding A J, ROLDIN P, et al. Modelling studies of HOMs and their contributions to new particle formation and growth Comparison of boreal forest in Finland and a polluted environment in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(16):11779−11791.

[73] 卞慧湘.南京北郊气溶胶数浓度分布与新粒子生成事件的研究 [D]. 南京:南京信息工程大学, 2017.
Bian H X. A study on aerosol number concentration distribution and new particle formation events in the northern suburbs of Nanjing [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2017.

[74] Tang L, Shang D J, Fang X, et al. More significant impacts from new particle formation on haze formation during COVID−19 lockdown [J]. Geophysical Research Letters, 2021,48(9):1591.

作者简介: 宣 鹏(2000−),男,江苏盐城人,硕士,主要从事大气颗粒物数浓度粒径谱分布研究.发表论文 2 篇.2201212900@stu.pku.edu.cn.