

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

PM_{2.5}污染对我国健康负担和经济损失的影响

李勇, 廖琴, 赵秀阁, 白云, 陶燕

PM_{2.5}

• 中风

PM_{2.5}控制目标
健康经济效益

• 冠心病

• 呼吸系统疾病

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年4月

第42卷 第4期
Vol.42 No.4

目次

京津冀及周边地区秋冬季大气污染物排放变化因素解析	唐倩, 郑博, 薛文博, 张强, 雷宇, 贺克斌 (1591)
珠江三角洲大气光化学氧化剂(O_3)与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染特征及气象影响因素	颜丰华, 陈伟华, 常鸣, 王伟文, 刘永林, 钟部卿, 毛敬英, 杨士士, 王雪梅, 刘焯芳 (1600)
广州市臭氧污染溯源:基于拉格朗日光化学轨迹模型的案例分析	裴成磊, 牟江山, 张英南, 申恒青, 陈玉茹, 黄杰生, 丁浩然, 李成柳 (1615)
运城秋冬季大气细粒子化学组成特征及来源解析	赵清, 李杏茹, 王国选, 张兰, 杨阳, 刘永桥, 孙宁宁, 黄禹, 雷文凯, 刘新罡 (1626)
降雪后24 h内大气中多环芳烃的变化规律	范慧泽, 祝富杰, 胡鹏持, 马万里 (1636)
道路扬尘中 $PM_{2.5}$ 粒度乘数的测定方法及特征	李冬, 陈建华, 张月帆, 高忠阳, 高健, 张凯, 竹双 (1642)
铸造行业挥发性有机物排放成分谱及影响	高爽, 李时蓓, 伯鑫, 李厚宇, 舒木水, 谈默, 屈加豹, 雷团团 (1649)
燃煤电厂和垃圾焚烧电厂燃烧产物中卤代多环芳烃的赋存特征和毒性风险	倪秀峰, 王儒威, 蔡飞旋, 蔡家伟 (1660)
兰州市春季微生物气溶胶浓度、粒径及细菌群落结构分布特性	赵炜, 李杰, 谢慧娜, 张莉红, 王亚娥 (1668)
大气污染排放格局优化方法及案例	李敏辉, 廖程浩, 常树诚, 张永波, 杨柳林, 曾武涛 (1679)
$PM_{2.5}$ 污染对我国健康负担和经济损失的影响	李勇, 廖琴, 赵秀阁, 白云, 陶燕 (1688)
基于多同位素的不同土地利用区域水体硝酸盐源解析	金赞芳, 胡晶, 吴爱静, 李光耀, 张文辽, 李非里 (1696)
新疆叶尔羌河流域地表水水化学特征及控制因素	张杰, 周金龙, 曾妍妍, 涂治, 纪媛媛, 孙英, 雷米 (1706)
漓江流域水体中重金属污染特征及健康风险评价	黄宏伟, 肖河, 王敦球, 席北斗, 孙晓杰, 李洁月, 李向奎 (1714)
近20年来鄱阳湖流域泛滥平原沉积物微量元素含量与污染变化	李括, 杨柯, 彭敏, 刘飞, 杨峥, 赵传冬, 成杭新 (1724)
汾河流域浅层地下水水化学和氢氧稳定同位素特征及其指示意义	刘鑫, 向伟, 司炳成 (1739)
会仙岩溶湿地地下水主要离子特征及成因分析	李军, 邹胜章, 赵一, 赵瑞科, 党志文, 潘民强, 朱丹尼, 周长松 (1750)
贵州威宁草海流域地下水水化学特征及无机碳通量估算	曹星星, 吴攀, 杨诗笛, 刘闪, 廖家豪 (1761)
辽宁典型海域表层海水中在用化学农药浓度水平与潜在生态风险	杜静, 胡超魁, 解怀君, 田甲申, 李爱, 谢晴, 吴金浩, 宋伦 (1772)
辽河流域土壤中微(中)塑料的丰度、特征及潜在来源	韩丽花, 徐笠, 李巧玲, 陆安祥, 殷敬伟, 田佳宇 (1781)
津冀辽地区典型湖库沉积物PAHs污染特征及来源解析	吴鹏, 鲁逸人, 李慧, 郑天娇子, 程云轩, 焦立新 (1791)
环太湖河流及湖体中有机磷酸酯的污染特征和风险评价	张文萍, 张振飞, 郭昌胜, 吕佳佩, 邓洋慧, 张恒, 徐建 (1801)
太湖表层水体典型抗生素时空分布和生态风险评价	丁剑楠, 刘舒娇, 邹杰明, 石溪哲, 邹华, 史红星 (1811)
淮河流域南四湖可挥发性有机物污染特征及风险评价	程云轩, 高秋生, 李捷, 李慧, 吴鹏, 焦立新 (1820)
三亚河沉积物PAHs和PCBs的分布、来源及风险评价	詹咏, 韦婷婷, 叶汇彬, 董滨, 张领军, 黄远东 (1830)
三峡库区非点源污染氮磷负荷时空变化及其来源解析	李明龙, 贾梦丹, 孙天成, 褚琳, 李朝霞 (1839)
反硝化细菌、硝酸钙和锆改性沸石联用对底泥中氮磷迁移转化的影响及硝态氮释放风险评估	辛慧敏, 李建伟, 詹艳慧 (1847)
锁磷剂联合好氧反硝化菌修复富营养化水体	李炳堂, 周志勤, Ravi Naidu, 胡智泉, 郭大滨, 陈嘉鑫 (1861)
太湖蓝藻胞内有机质的微生物降解	张巧颖, 孙伟, 杜瑛珣, 巩小丽 (1870)
青藏高原拉萨河流域附石藻类群落结构特征及其驱动因子分析	魏俊伟, 李鸿然, 汪兴中, 齐文华, 汪洋, 赵彬洁, 谭香, 张全发 (1879)
基于EEMs与UV-vis分析苏州汛期景观河道中DOM光谱特性与来源	何杰, 朱学惠, 魏彬, 李学艳, 汤如涛, 林欣, 周飞, 司壮壮 (1889)
老化前后轮胎磨损微粒与聚氯乙烯微粒对抗生素的吸附-解吸行为	范秀磊, 邹峰峰, 刘加强, 李莹, 刘强, 侯俊 (1901)
磁性铁基改性生物炭去除水中氨氮	王芳君, 桑倩倩, 邓颖, 赵元添, 杨娅, 陈永志, 马娟 (1913)
城市污水处理厂进水氨氧化菌对活性污泥系统的季节性影响	于莉芳, 汪宇, 滑思思, 李韧, 张兴秀, 惠晓飞 (1923)
基于粒径分化的厌氧氨氧化污泥性能与微生物多样性分析	王晓瞳, 杨宏 (1930)
ClO_2 消毒工艺对污水处理厂出水超级耐药基因的影响	程春燕, 李海北, 梁永兵, 师丹阳, 陈郑珊, 杨栋, 焦巧瑞, 邵一帆, 李君文, 金敏 (1939)
微塑料PES与2,4-DCP复合污染对厌氧污泥胞外聚合物与微生物群落的影响	林旭萌, 宿程远, 吴淑敏, 黄嫒, 邓雪, 林香凤, 黄尊, 魏佳林 (1946)
城镇污水处理厂污泥泥质监测及资源化风险评价	李娟, 李金香, 杨妍妍 (1956)
气候变暖对冻结期黑土碳氮循环关键过程及指标的影响	王子龙, 刘传兴, 姜秋香, 李世强, 柴迅 (1967)
沼液秸秆联用对滨海围垦田土壤重金属迁移及形态变化的影响	王伟, 周珺楠, 汤逸帆, 申建华, 韩建刚 (1979)
地块尺度城市土地质量地球化学调查方法:以雄安新区起步区为例	周亚龙, 郭志娟, 刘飞, 韩伟, 孔牧, 赵传冬, 刘爱涛, 彭敏, 王乔林, 王成文 (1989)
雄安新区农田土壤-农作物系统重金属潜在生态风险评估及其源解析	周亚龙, 杨志斌, 王乔林, 王成文, 刘飞, 宋云涛, 郭志娟 (2003)
地质背景农田土壤下不同水稻品种对Cd的累积特征及影响因素	代子雯, 方成, 孙斌, 魏志敏, 胡锋, 李辉信, 徐莉 (2016)
不同外源硒对镉污染土壤中小白菜生长及镉吸收的影响	刘杨, 齐明星, 王敏, 刘娜娜, Pornpimol Kleawsampanjai, 周菲, 翟辉, 王梦柯, 任蕊, 梁东丽 (2024)
影响不同农作物镉富集系数的土壤因素	陈洁, 王娟, 王怡雯, 姚启星, 苏德纯 (2031)
Cd胁迫下不同外源植物激素对水稻幼苗抗氧化系统及Cd吸收积累的影响	张盛楠, 黄益宗, 李颜, 保琼莉, 黄永春 (2040)
不同有机物料对水稻根表铁膜及砷镉吸收转运的影响	李开叶, 赵婷婷, 陈佳, 赵秀兰 (2047)
铜尾矿坝及其周边土壤真菌群落结构与功能多样性	陈建文, 张红, 李君剑, 刘勇 (2056)
微生物群落驱动AM真菌、生物炭及联合改良沙化土壤作用潜力	张哲超, 杨久扬, 郝百惠, 郝利君, 罗俊清, 李雪, 刁风伟, 张璟霞, 郭伟 (2066)
动物粪便施肥措施促进耐药基因在粪便-土壤-蔬菜之间的散播	张红娜, 董梦洁, 周玉法, 孙佳欣, 常美洁, 翟真真 (2080)
区域水生态文明建设绩效评价及障碍诊断模型的建立与应用	万炳彤, 鲍学英, 赵建昌, 李爱春 (2089)
《环境科学》征订启事(1738) 《环境科学》征稿简则(1790) 信息(1860, 1878, 1900)	

珠江三角洲大气光化学氧化剂(O_x)与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染特征及气象影响因素

颜丰华¹, 陈伟华¹, 常鸣¹, 王伟文¹, 刘永林¹, 钟部卿¹, 毛敬英¹, 杨士士¹, 王雪梅^{1*}, 刘婵芳^{2*}

(1. 暨南大学环境与气候研究院, 粤港澳环境质量协同创新联合实验室, 广州 510443; 2. 深圳市环境监测中心站, 深圳 518049)

摘要: 基于粤港澳珠江三角洲区域空气监测网络 12 个监测子站的大气污染物数据, 梳理 2013 ~ 2017 年大气光化学氧化剂 O_x ($NO_2 + O_3$) 与 $PM_{2.5}$ 质量浓度的变化趋势. $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标污染定义为 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 质量浓度日平均值以及 O_3 浓度日最大 8 h 平均值 (O_3 MDA8) 同时超过二级浓度限值, 分析了不同类型站点复合超标污染的时空分布特征以及气象因素影响. 结果表明, 2013 ~ 2017 年珠三角 $PM_{2.5}$ 年均质量浓度由 $(44 \pm 7) \mu g \cdot m^{-3}$ 下降至 $(32 \pm 4) \mu g \cdot m^{-3}$, 实现 $PM_{2.5}$ 连续 3 a 达标. O_x 年均质量浓度由 2013 年 $(127 \pm 14) \mu g \cdot m^{-3}$ 下降至 2016 年 $(114 \pm 12) \mu g \cdot m^{-3}$, 2017 年反弹至 $(129 \pm 13) \mu g \cdot m^{-3}$, O_3 浓度上升明显 ($10 \mu g \cdot m^{-3}$). 以 O_3 为首要污染物的污染过程占比由 2013 年 33% 增多至 2017 年 78%, 多个城市同时发生污染的区域特征明显. 研究时段内 $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标污染事件共发生 60 次, 主要在城区站点 (78%) 和郊区站点 (22%). 秋季发生复合超标污染天数最多 (52%), 是因为强太阳辐射有利于臭氧生成, 大气氧化性增加, 进而促进了 $PM_{2.5}$ 二次生成. 造成珠三角复合超标污染的天气形势主要为高压出海型 (43%)、高压控制型 (30%) 和热带低压型 (27%). 就具体气象因素而言, 气温在 20 ~ 25℃ 且相对湿度在 60% ~ 75% 的范围内时, 复合超标污染事件发生占比最高 (22%). 在 O_3 重污染过程中, 夜间高湿和低风速使得 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 浓度显著上升, 日间高温加剧了复合超标污染.

关键词: 大气光化学氧化剂 (O_x); $PM_{2.5}$; 复合污染; 天气形势; 珠江三角洲 (PRD)

中图分类号: X51 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)04-1600-15 DOI: 10.13227/j.hjxx.202007286

Characteristics and Meteorological Factors of Complex Nonattainment Pollution of Atmospheric Photochemical Oxidant (O_x) and $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta Region, China

YAN Feng-hua¹, CHEN Wei-hua¹, CHANG Ming¹, WANG Wei-wen¹, LIU Yong-lin¹, ZHONG Bu-qing¹, MAO Jing-ying¹, YANG Tu-shi¹, WANG Xue-mei^{1*}, LIU Chan-fang^{2*}

(1. Guangdong-Hongkong-Macao Joint Laboratory of Collaborative Innovation for Environmental Quality, Institute for Environmental and Climate Research, Jinan University, Guangzhou 510443, China; 2. Shenzhen Environmental Monitoring Center, Shenzhen 518049, China)

Abstract: Based on the atmospheric pollutant data from twelve monitoring sites in the Guangdong-Hong Kong-Macao Pearl River Delta Regional Air Quality Monitoring Network, the mass concentration trends of atmospheric photochemical oxidants (O_x , $NO_2 + O_3$) and $PM_{2.5}$ during 2013-2017 were studied. The complex nonattainment pollution of O_x and $PM_{2.5}$ is defined as the daily average mass concentration of NO_2 and $PM_{2.5}$ and daily maximum 8 h average (O_3 MDA8) mass concentration of O_3 simultaneously that exceeds the Chinese grade II national air quality standard. The characteristics and meteorological factors that influence the complex nonattainment pollution of O_x and $PM_{2.5}$ at different types of areas were analyzed. The results indicate that from 2013 to 2017, the annual average mass concentration of $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta (PRD) region decreased from $(44 \pm 7) \mu g \cdot m^{-3}$ to $(32 \pm 4) \mu g \cdot m^{-3}$, which met the annual standard for three consecutive years. The annual average mass concentration of O_x decreased from $(127 \pm 14) \mu g \cdot m^{-3}$ in 2013 to $(114 \pm 12) \mu g \cdot m^{-3}$ in 2016 and then showed a general rebound trend to $(129 \pm 13) \mu g \cdot m^{-3}$ in 2017 when O_3 concentrations increased significantly ($10 \mu g \cdot m^{-3}$). The proportion of pollution processes with O_3 as the primary pollutant increased from 33% in 2013 to 78% in 2017, and the regional characteristics of simultaneous pollution in multiple cities have been highlighted. The complex nonattainment pollution of O_x and $PM_{2.5}$ occurred 60 times during the study period, primarily in urban sites (78%) and suburban sites (22%). The largest number of days of complex nonattainment pollution occurred in autumn (52%) because of strong solar radiation that was conducive to ozone formation, and consequently, the high oxidation of the atmosphere promoted the secondary generation of $PM_{2.5}$. The weather conditions that caused the complex nonattainment pollution in the PRD mainly include outflow-high-pressure (43%), subtropical-high-pressure (30%), and tropical-depressions (27%). In terms of specific meteorological conditions, when

收稿日期: 2020-07-29; 修订日期: 2020-09-17

基金项目: 广东省科技创新战略专项 (2019B121205004); 深圳市环境科研课题项目 (GXZX-19042SZGK); 国家环境保护区域空气质量监测重点实验室开放基金项目 (SRAQM02202001); 暨南大学高性能计算公共服务平台项目

作者简介: 颜丰华 (1996 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为区域空气质量与气候相互作用数值模拟, E-mail: 13557016413@163.com

* 通信作者, E-mail: ecwmxm@jnu.edu.cn; 99753846@qq.com

the temperature was in the range of 20-25°C and relative humidity was in the range of 60%-75%, the proportion of complex nonattainment pollution was the highest (22%). When O_3 pollution was substantial, the high relative humidity and low wind speed during the nighttime caused the concentration of NO_2 and $PM_{2.5}$ to rise significantly, and then the high temperatures during the day aggravated the complex nonattainment pollution.

Key words: atmospheric photochemical oxidant (O_x); $PM_{2.5}$; complex pollution; weather situation; Pearl River Delta (PRD)

近年来,随着“大气十条”等一系列大气污染防治措施的实行,使大规模区域性雾霾污染得到一定程度的控制^[1]. 然而在 $PM_{2.5}$ 下降的同时,以大气光化学氧化剂 O_x ($NO_2 + O_3$) 为代表的复合污染问题却日益凸显^[2]. 复合污染在污染现象上表现为大气氧化能力增强,能见度显著下降,在污染本质上则为污染源汇相互交错、转化过程的相互耦合^[3]. 光化学氧化剂 O_x 是大气氧化能力的主要指标之一^[4],与颗粒物二次组分之间存在着复杂的化学偶联. 其中 NO_2 通过非均相反应转化生成 $PM_{2.5}$ ^[5], O_3 则影响着 $PM_{2.5}$ 中二次成分的生成速率^[6]. 颗粒物也可通过改变非均相反应过程对大气氧化性产生反作用^[7].

各地区对光化学氧化剂与 $PM_{2.5}$ 复合污染的变化特征和生成机制展开了研究^[8,9]. 在 2016 年北京冬季的 $PM_{2.5}$ 污染事件中表现出强烈的光化学反应现象, O_x 生成速率随着颗粒物浓度的增长而快速增长^[10]. 时间变化趋势上 O_x 与 $PM_{2.5}$ 的具有明显的一致性, O_x 浓度峰值早于 $PM_{2.5}$ 出现,表明高大气氧化性促进了二次 $PM_{2.5}$ 的生成^[11]. 对于珠三角污染物垂直分布,在不同观测高度上 $PM_{2.5}$ 、 O_3 和 NO_x 浓度的日变化几乎同时升高和降低,并且 $PM_{2.5}$ 与 O_3 之间的相关系数随高度增加而增加^[12]. 珠江三角洲大气重污染事件往往具有复杂性和区域性^[13],复杂性表现于主导排放源中一次排放与二次生成的相互作用,大气化学机制中均相反应和非均相反应相互耦合. 区域性则为长距离传输污染物与本地生成相互叠加,局地气象条件与区域天气形势共同影响. 2013~2017 年来,珠三角的 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 浓度水平分别下降 12% 和 32%,但 O_3 浓度水平升高 9%^[14]. $PM_{2.5}$ 浓度下降使大气能见度升高,生成臭氧的光化学反应增强,进而强氧化性使 $PM_{2.5}$ 持续改善难度再次增大^[15,16]. 在严重复合污染的背景下,珠三角高大气氧化性和高温高湿的气象条件会增强气溶胶新粒子的凝结^[17]. 在珠三角秋季大气氧化特性强,是由于太阳辐射强,有利于大气光学作用的二次转化,高质量浓度 O_3 为 NO_2 氧化提供了自由基,进而使细颗粒物浓度突增^[18]. 珠三角 2013~2015 年 $PM_{2.5}$ 和 O_3 同时超标的复合污染次数逐年降低,其中在大陆冷高压和热带气旋的天气形势下发生次数最多^[19]. 在 2002~2013 年期间,中国香港

本地生成的 O_x 浓度呈下降趋势,但不断增加的区域传输影响削弱了本地 O_3 污染控制措施的作用^[20],要有效地解决二次污染问题需要多区域联防联控, NO_x 减排是复合污染协同控制长期策略的关键^[21,22]. 在台风外围影响下,珠三角高臭氧和高气溶胶污染事件的特点是高温低湿、低风速和高光化通量^[23]. 对大气复合污染特征进行模拟,识别出温度、相对湿度和地表风速是影响珠三角空气质量的主要气象因素^[2].

在污染防治计划实施期间,颗粒物和大气光化学氧化剂的复合污染问题逐渐突出^[24], NO_2 作为 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的共同前体物,是复合型污染防控的关键因素,但少有研究从 O_x 长期变化趋势的角度,结合 $PM_{2.5}$ 探究复合污染特征. 在强氧化性的大气条件下,从长时间趋势、多站点的角度分析,以更全面地了解政策实施期间不同时间节点、季节和类型站点的复合污染情况,以进一步采取更为有效的协同控制措施. 并且研究复合超标污染的气象影响因素,可为不同天气条件下的重污染事件采取更有针对性的应急减排措施. 本研究拟利用 2013~2017 年珠三角 NO_2 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 逐时监测数据,分析大气污染防治行动计划期间 O_x 与 $PM_{2.5}$ 污染物的时间变化规律,筛选出其同时超过国家大气环境质量二级标准 (GB 3095-2012) 的复合超标污染天,探讨珠三角及不同类型站点 (城区、郊区、沿海和背景) 复合超标污染的时空分布特征以及主导的天气类型和气象条件,以期为进一步研究复合污染变化机制研究和重污染事件预警预报提供参考.

1 材料与方法

1.1 数据来源和监测站点概况

本研究采用 2013~2017 年 12 个粤港澳珠江三角洲区域空气监测网络 (粤港网) 站点 NO_2 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的小时数据, O_x 浓度为对应 NO_2 和 O_3 日最大 8 h 平均值 (O_3 MAD8) 浓度相加. 粤港网监测公布的污染物数据均基于严格的质量保证/质量控制 (QA/QC) 标准^[25],确保了空气质量监测结果的高度准确性和可靠性. 所有污染物平均浓度均达统计数据有效性规定要求,由于站点仪器故障或停电关机造成的缺测以及无效数据剔除等原因造成的空白值,采用线性插值法补齐.

粤港网监测站点空间分布如图 1 所示,根据相关研究及站点周边情况^[26],将 12 个子站划分为 4 种不同类型的站点. 城区站点(麓湖、荔园、金桔咀、惠景城和南城元岭)用于评估城市区域的空气质量及减排措施的有效性,人口稠密且商业活动较

多,紧邻道路交通污染源. 郊区站点(东湖、城中、下埔、金果湾和紫马岭)整体人口密集程度、交通负荷低于城区站点. 沿海站点(唐家)位于珠江口海岸,受季风气候因素影响大. 背景站点(天湖)周围无主要污染源和集中住宅区,空气洁净.

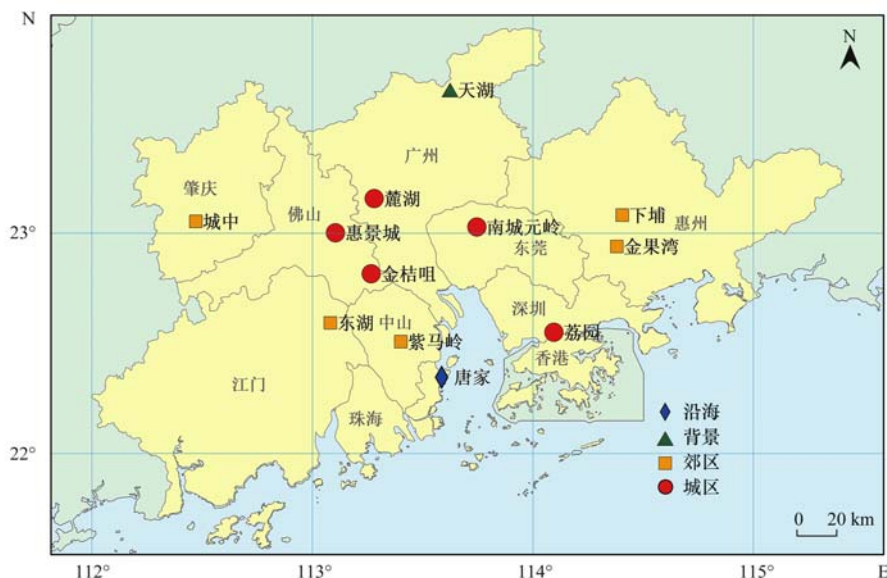


图 1 粤港澳珠江三角洲区域空气监测网络子站空间分布示意

Fig. 1 Spatial distribution of the PRD regional air quality monitoring stations

东亚地面天气资料来源于韩国气象厅 (<http://web.kma.go.kr/chn/index.jsp>),用于分析复合超标污染发生时珠三角地区的主导天气形势. 2013 ~ 2017 年气象日均值数据来自中国气象数据网 (<http://data.cma.cn/>),选取临近粤港网监测站点临近气象站点数据,分析温度和相对湿度在不同天气类型下对复合超标污染物质量浓度的影响.

1.2 复合超标污染和污染过程定义

根据《环境空气质量标准》(GB 3095-2012)^[27]规定的二级浓度限值,NO₂ 和 PM_{2.5} 日平均以及 O₃ 日最大 8h 平均 (O₃ MAD8) 质量浓度标准分别为 80、75 和 160 μg·m⁻³. 本研究以该标准对 2013 ~ 2017 年 12 个粤港网站点 NO₂、PM_{2.5} 和 O₃ MDA8 日均质量浓度进行筛选,定义各站点污染物的日均值同时超过二级标准时为一个复合超标污染事件,统计分析得到各站点不同季节 O_x + PM_{2.5} 复合超标污染情况的变化趋势和影响因素.

同时,采用 2013 ~ 2017 年珠三角空气质量国控自动监测站(国控站)数据,根据各城市 AQI 和首要污染物进行筛选. 当 AQI 连续 3 d 超过 100 时为一次污染过程,并且包含污染过程发生前后 AQI 大于 90 或期间存在短时小于 100 的时段. 结合污染案例库分析各复合超标污染事件区域性特征和时空影响范围.

1.3 污染天气类型的分型方法

采用主观天气分型法对复合超标污染天的主导天气形势进行归纳,即根据历史天气图中海平面气压的高低压中心位置和移动变化,结合天气学原理和分析经验,对天气形势进行分类,分析其对污染物浓度的影响程度^[28,29]. 不同的天气形势具有各自特征性的锋面、降雨区域和风向等气象条件. 根据广东省灰霾天气公报,高晓荣等^[30]将区域污染过程影响天气型分为冷锋前型、冷高变性出海型、均压场型、副高控制型、台风外围型和弱冷高脊型. 潘月云等^[31]将广东省大气污染事件的主导天气形势分为高压出海型、热带低压型、弱槽弱脊型和高压控制型. 以上分类方法涵盖了珠三角典型大气污染案例的主导天气型,由某种天气型引起的复合污染天数占研究时段内累计超标天数的百分比,即为某种天气型的占比.

2 结果与讨论

2.1 珠三角 O_x 和 PM_{2.5} 污染时空变化趋势

2.1.1 珠三角 O_x 和 PM_{2.5} 污染变化趋势

本研究期间 O_x 和 PM_{2.5} 年均浓度的具有同步变化特征(图 2). 2013 ~ 2016 年珠三角区域 O_x 年均浓度在大幅度上升后开始下降,由 (127 ± 14) μg·m⁻³ 下降至 (114 ± 12) μg·m⁻³ (P < 0.01),以

NO_2 下降 24% 为主。同期, $PM_{2.5}$ 年均浓度由 $(44 \pm 7) \mu g \cdot m^{-3}$ 下降至 $(31 \pm 5) \mu g \cdot m^{-3}$ ($P < 0.05$), 降幅达 30%。反映了近年来对交通和煤炭等行业实施的污染物排放控制措施, 主要包括收紧车辆排放标准及油品规格和淘汰珠三角区内重污染工业设施等, 已使珠三角区域的整体空气质量有所改善^[32,33]。2017 年珠三角地区 O_3 浓度反弹到 2013 ~ 2014 年水平, 而 $PM_{2.5}$ 反弹幅度较小, 分别为 $(129 \pm 13) \mu g \cdot m^{-3}$ 和 $(32 \pm 4) \mu g \cdot m^{-3}$, O_3 浓度上升明显 ($10 \mu g \cdot m^{-3}$)。2017 年冬季风速、边界层高度及降水量较低, 相对湿度较高的气象条件, 不利于污染物扩散, 高质量浓度污染物生成并积累^[34]。并且夏季高温低湿, 太阳辐射强, 使 O_3 生成增加, 大气氧化性增强^[35]。因此, 珠三角 $PM_{2.5}$ 浓度呈下降趋势, 并在不利气象条件下反弹幅度较小, 是由于颗粒物一次排放和二次无机气溶胶气态前体物 SO_2 和 NO_x 在大气污染防治行动计划严格的管控措施下排放量大幅度减少。而 O_3 呈先下降后反弹的趋势主要是因为 NO_2 浓度在排放控制政策下减小, 但复杂的大气污染物相互作用和气象条件的变化, 使 O_3 浓度不断上升。目前施行的减排措施针对人为污染源, 但臭氧前体物自然源的排放难以控制, 通过非线性反应生成二次污染物, 导致臭氧浓度和 $PM_{2.5}$ 中二次成分占比居高不下^[36]。与 2013 年相比, 2017 年京津冀和长三角 $PM_{2.5}$ 平均浓度分别下降了 40% 和 34%, NO_2 平均浓度分别下降了 64% 和 53%, 下降水平高于珠三角地区^[37]。2006 ~ 2015 年上海城市站点的长期观测结果表明, 尽管 O_3 浓度迅速增加, 但由于高浓度的 NO 排放使得 O_3 快速转化为 NO_2 , O_3 年际变化幅度很小^[38]。

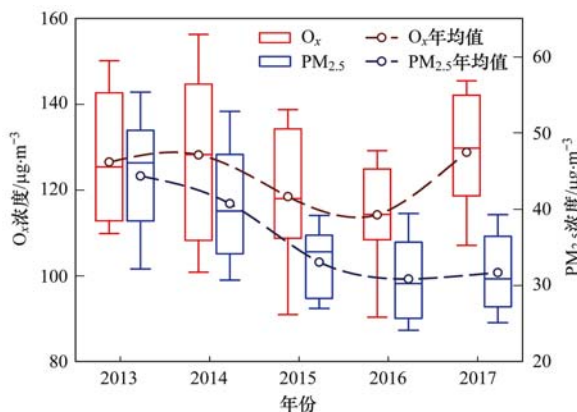


图2 2013 ~ 2017 年珠三角 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度年际变化

Fig. 2 Annual variations of O_3 and $PM_{2.5}$ concentrations in the PRD from 2013 to 2017

珠三角污染过程发生具有明显的“区域一致性”, 表现为多个城市发生污染过程的时间上和首

要污染物类型上具有趋同性。如图 3 所示, 2013 ~ 2017 年共筛选出 366 次污染过程。污染过程发生频率的年际变化与污染物年均浓度趋势类似, 2013 ~ 2016 年污染过程发生频率呈下降趋势, 2017 年出现反弹。从首要污染物的季节分布上, 以 $PM_{2.5}$ 主导的污染过程主要发生于冬季 (1 ~ 2 月和 12 月), 具有持续时间长和影响范围广的特点; 而以 O_3 MDA8 主导的污染过程主要发生于夏秋季 (6 ~ 10 月), 太阳辐射强和温度高, 有利于光化学反应生成 O_3 等二次污染物。其中春季 (3 ~ 5 月) 和秋季 (9 ~ 11 月), 颗粒物和光化学氧化剂两类污染物主导的污染过程交替发生, 强太阳辐射有利于臭氧生成, 大气的高氧化性又促进了气态前体物向 $PM_{2.5}$ 的二次转化, 污染过程密集发生。在首要污染物类型的年际变化上, 以 O_3 MDA8 主导的污染过程发生次数增多, 占比由 2013 年的 33% 增多至 2017 年的 78%, 且表现出明显区域特征。2015 年以来, 4 ~ 5 月及 10 月的污染过程, 由 $PM_{2.5}$ 或复合污染主导转变为以 O_3 MDA8 主导。2017 年污染过程发生次数的反弹, 是由于 5 月发生连续臭氧污染事件。

2.1.2 不同类型站点 O_3 和 $PM_{2.5}$ 污染变化趋势

各站点污染物浓度年际变化趋势如图 4 所示, 不同类型站点间 $PM_{2.5}$ 浓度水平具有明显差异, 总体上城区 > 郊区 > 沿海 > 背景, 2017 年珠三角 $PM_{2.5}$ 浓度的反弹主要是发生在郊区、沿海和背景站点, 城区站点浓度与上一年基本持平。在污染扩散条件较差的年份, 城市地区通常采取更为严格的排放控制措施以使污染物浓度达标, 但在农村和背景地区的管控较少, 并且珠三角城市群密集, 本底站点通过区域输送生成的二次或老化气溶胶比例较高^[39]。而 O_3 浓度各站点间差异较小, 在较为清洁的沿海和背景站点也具有较高水平, 表明 O_3 污染的区域一致性。2015 年沿海站点 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度都较前一年上升, 在中国香港的沿海地区对地表臭氧进行的长期观测结果表明, 东南亚地区不断增加的 NO_x 和 VOCs 排放和南海地区船舶运输排放很大程度影响着沿海站点的污染物浓度水平^[40]。2015 年, 船舶排放导致珠三角地区 $PM_{2.5}$ 和 O_3 分别增加 $1.4 \mu g \cdot m^{-3}$ 和 $1.9 \mu g \cdot m^{-3}$ ^[41]。

珠三角不同类型站点 O_3 与 $PM_{2.5}$ 月变化趋势如图 5 所示, 城区、郊区和沿海站点的污染物月均浓度变化特征相似, 主要受大尺度天气形势和气象条件的影响, 夏季季风带来洁净的海洋气团, 而秋季气团主要来自于陆地, 污染物浓度相对较高。值得注意的是, 背景站点月均 O_3 呈波浪形分布, 受季节变化影响较小, 在 8 月达到峰值, 且 $PM_{2.5}$ 的月变化幅度

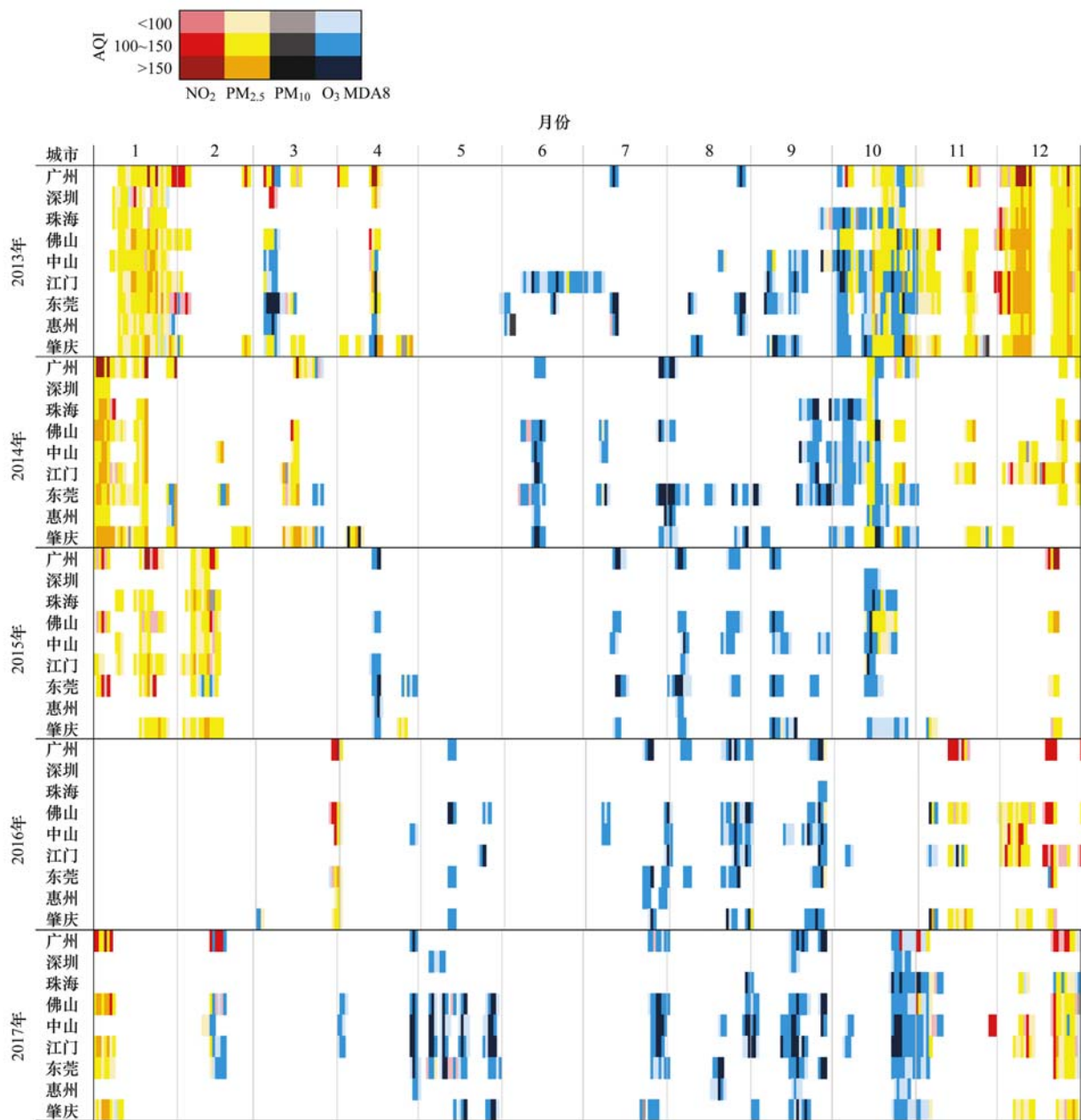


图3 2013~2017年珠三角各城市污染过程时空分布特征

Fig. 3 Spatiotemporal distribution of pollution process in the PRD from 2013 to 2017

也小于其他3个区域.背景区域由于远离污染源且NO_x滴定效应较少发生^[26],因此测得的PM_{2.5}变化幅度较小,NO₂浓度水平较低而O₃MDA8长期处于高值.另一方面,在珠三角夏季BVOCs的排放对背景区域O_x浓度的影响起着至关重要的作用^[42],气温升高使BVOCs的排放增加,进而背景区域夏季O₃浓度升高^[43].由于季风影响珠三角污染物季节变化和其他区域不同,长三角PM_{2.5}浓度在8~9月最低,O₃则基本在5月最高而后逐渐降低^[44].京津冀臭氧主要在6月最高,在冬季最低^[45].

各类型站点平均的O_x与PM_{2.5}浓度日变化情况如图6所示.城区和郊区站点O_x日变化呈单峰分布,峰值出现于15:00左右,与多数研究中的O_x日

循环规律相符^[46].夜间由于光化学反应消耗减少,且较为稳定的大气层结造成氮氧化物积累达,此时段O_x主要由NO₂浓度贡献.白天随着温度升高,光辐射强度增强,NO₂发生光解生成O₃,则此时O_x主要受O₃浓度影响.而PM_{2.5}日变化呈双峰变化,受早晚高峰交通污染源排放影响,谷值与O_x峰值对应,是由于O₃浓度的不断上升,与大气氧化剂的光化学反应将消耗一部分VOCs,并导致PM_{2.5}中二次有机气溶胶生成减少^[47].

背景站点O_x日变化峰值滞后于其他类型站点,表明背景区域O_x主要来源与区域传输有关^[32].沿海和背景站点PM_{2.5}日变化仅有明显单峰,分别于O_x峰值前后出现,表明两区域PM_{2.5}来

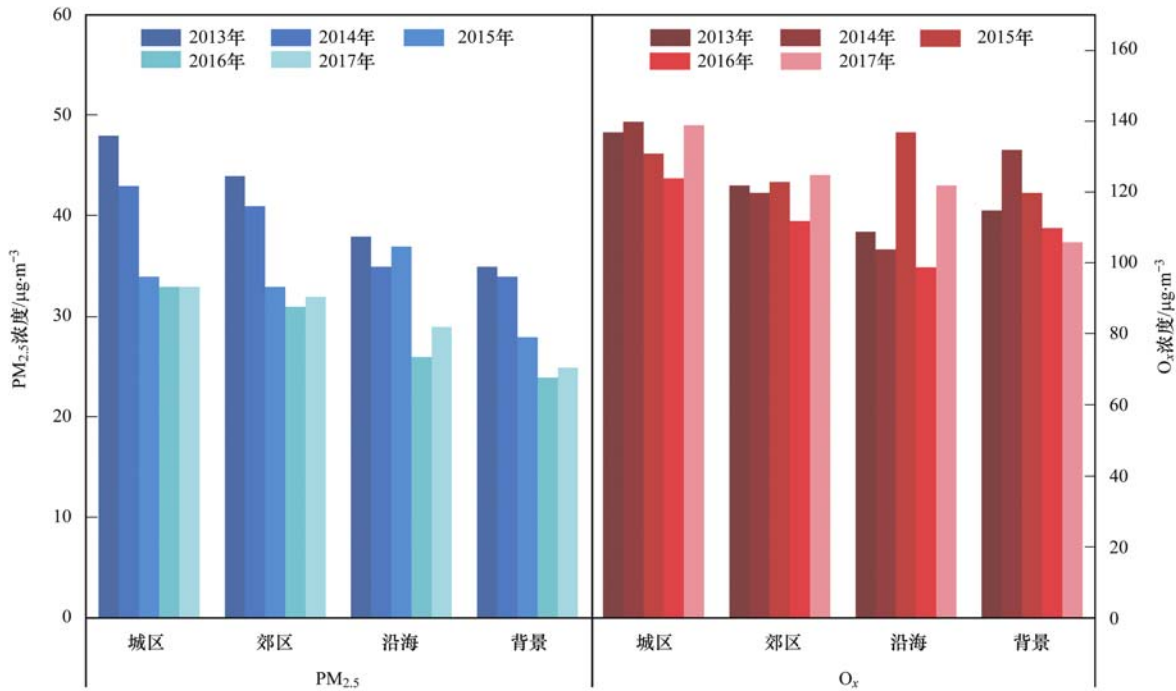


图4 2013~2017年珠三角各类型站点 O_x 和 $PM_{2.5}$ 浓度年际变化

Fig. 4 Annual variations of O_x and $PM_{2.5}$ concentrations in each type of area in the PRD from 2013 to 2017

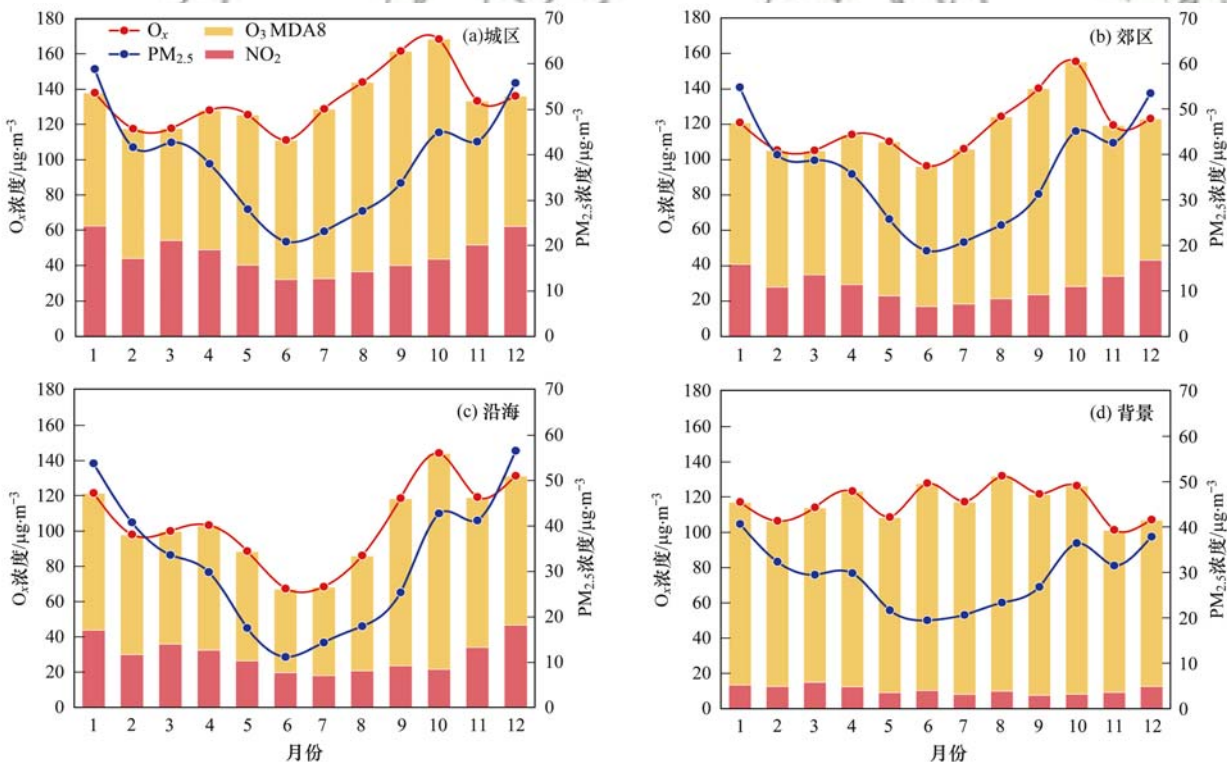
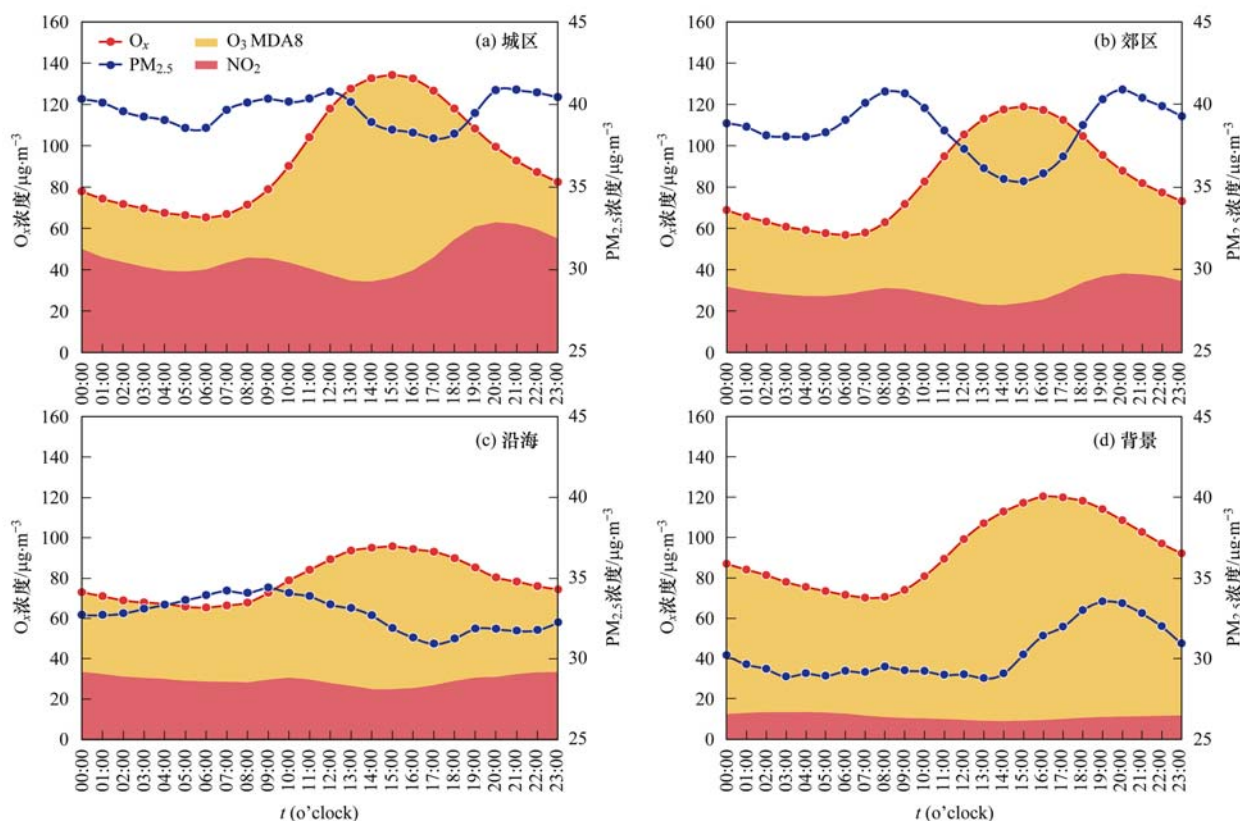


图5 各类型站点 O_x 和 $PM_{2.5}$ 浓度月变化

Fig. 5 Monthly variations of O_x and $PM_{2.5}$ concentrations in each type of area

自不同的源. 沿海站点由于夜间港口作业及海陆风微气候转化, $PM_{2.5}$ 峰值出现于早上 07:00 ~ 09:00 之间. 而背景站点 $PM_{2.5}$ 峰值出现于夜间 19:00 后, 且 $PM_{2.5}$ 浓度日变化于 O_x 浓度峰值后开始上升, 则说明大气氧化剂主导的二次生成作用是该地区 $PM_{2.5}$ 的主要来源^[48]. 对美国 O_x 长期变

化的研究表明^[49], O_x 日变化趋势与 O_3 相似, 但夜间 O_3 浓度多年来保持增加的趋势, O_x 浓度则呈现减少的趋势, 表明夜间较高 O_3 水平是由于氮氧化物浓度的降低导致滴定反应减少. 北京地区 O_x 日变化峰值出现在 15:00 ~ 16:00 左右, 且夏季变化幅度最大^[50].

图6 各类型站点 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度日变化Fig. 6 Diurnal variations of O_3 and $PM_{2.5}$ concentrations in each type of area

2.2 珠三角 O_3 与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染特征分析

2.2.1 珠三角 O_3 与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染特征

根据文献[27]中的二级限值筛选出2013~2017年珠三角12个站点发生 O_3 + $PM_{2.5}$ 复合超标污染共60次。如图7所示,2013年污染过程频发,复合超标污染次数最多为26次,随后2014年和2015年保持下降趋势,2015年发生7次为5a内的最小值。而2016~2017年发生次数反弹,分别达9次和10次。除2013年8月荔园站点和2015年11月金桔咀站点的两次事件外, O_3 + $PM_{2.5}$ 复合超标污染均发生于各城市的污染过程中,影响范围通常超过珠三角的3个城市,具有明显的持续性和区域性特征。

从季节分布变化上看,秋季发生 O_3 + $PM_{2.5}$ 复合超标污染次数占52%,其次是春季和冬季,分别占25%和20%。而夏季不易发生,是由于珠三角地处亚热带季风气候区,夏季偏南季风带来较多雨水、洁净的海洋性气团且混合层高度较高,使污染物易于扩散。秋季为臭氧污染高峰,在此期间区内出现较多有利于发生光化学反应的气象条件(如太阳辐射强、云量少和风速小等),大气氧化性增强不断促进二次气溶胶生成^[51]。春季相对湿度较大,气溶胶吸湿增长效应显著^[52],并且春季发生复合超标污染

事件主要集中在2013年, NO_x 和 VOCs 排放量相对较高,使 O_3 浓度也处于较高值。在冬季气温低、辐射强度弱和日照时间短,大气易形成稳定逆温层,不利于污染物的扩散和稀释,同时处于高质量浓度的 O_3 和 $PM_{2.5}$ 易导致复合污染发生^[53]。

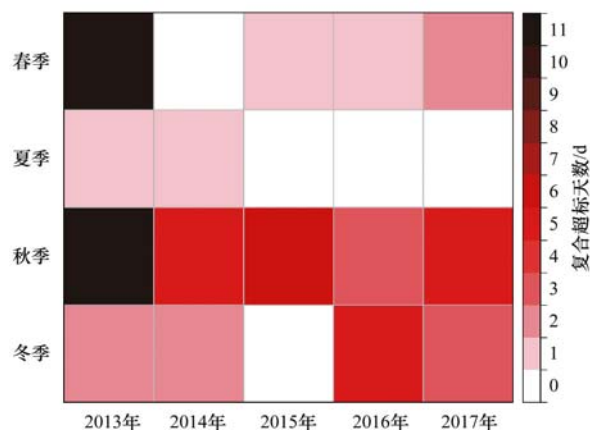
图7 2013~2017年珠三角 O_3 + $PM_{2.5}$ 复合超标天数

Fig. 7 Complex nonattainment pollution days in the PRD from 2013 to 2017

2.2.2 不同类型站点 O_3 与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染特征

2013~2017年珠三角复合超标污染的空间分布情况如图8所示,有中西部多于东部、内陆多于沿海的特点。 O_3 + $PM_{2.5}$ 复合污染城区站点发生频次

最高,城区监测点附近存在大量的氮氧化物排放源,通过抑制滴定过程($NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$)使臭氧消耗降低并同时生成大量 NO_2 ,导致两者同时超标^[54].或当存在 VOCs 可替代臭氧将 NO 有效地转化成 NO_2 时,也会造成 NO_2 与 O_3 的同时积累^[55].进而强太阳辐射和高氧化性的大气环境会催化气态氧化剂 O_3 与 $PM_{2.5}$ 的非均相反应,即促进了二次有机和无机气溶胶的生成^[47].城区站点中以惠景城(佛山)站发生次数 21 次最多,而荔园(深圳)站,

由于风场影响整体空气质量较好,出现复合超标污染次数最少^[56].东湖和城中等郊区站点由于地理区位、工业污染源距离等因素,也存在较多的复合超标污染情况.郊区、沿海及背景站点由于远离氮氧化物排放源,则几乎不会发生与 NO_2 相关复合污染. O_3 MDA8、 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 同时超标天数主要由 O_3 MDA8 和 NO_2 同时超标天数控制,是受到地理特征、气象条件和人为污染源分布等多方面因素共同影响的结果.

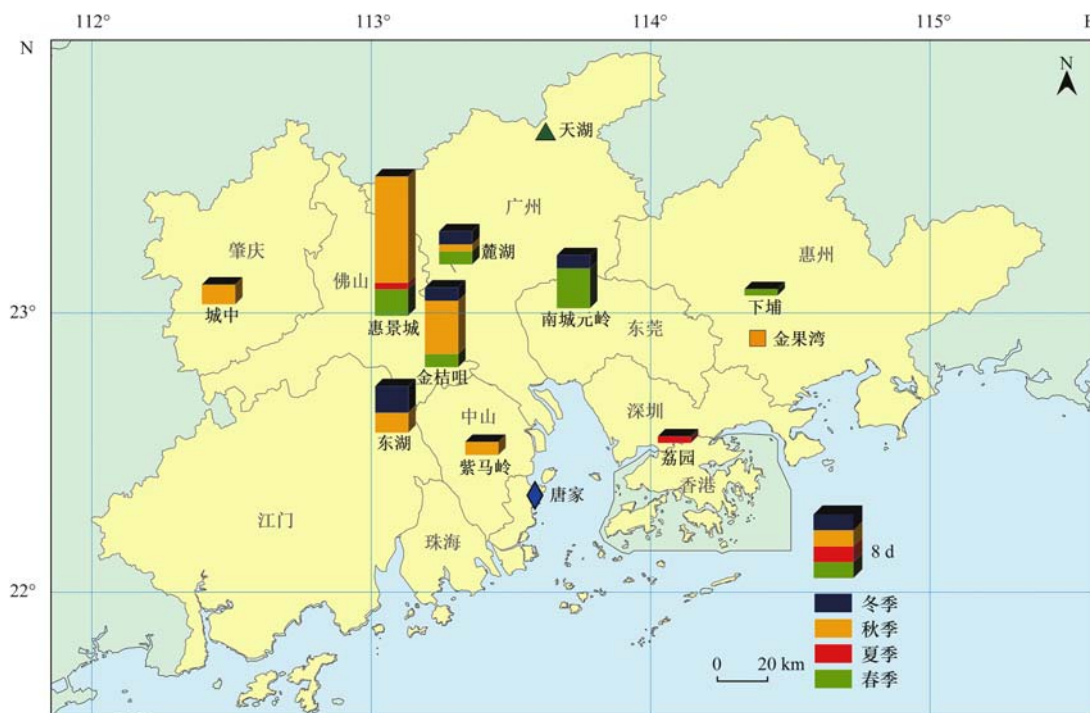


图 8 2013~2017 年各站点 $O_3 + PM_{2.5}$ 复合超标污染天数

Fig. 8 Complex nonattainment pollution days in each site from 2013 to 2017

2.3 珠三角 O_3 与 $PM_{2.5}$ 复合超标污染天气形势及气象条件分析

2.3.1 天气形势分析

归纳分析 $O_3 + PM_{2.5}$ 复合超标污染天的地面天气发现,主导天气形势主要有 3 种类型:高压出海型、高压控制型和热带低压型.受高压出海影响的复合超标污染天数最多,占 43%,其次是高压控制型和热带低压型,分别为 30% 和 27%.

高压出海型为小股冷空气南下时,由于有西南冷涡的存在或有北上的暖空气势力,冷高压在到达广东地区以前已经移出大陆进入海面,在海面大陆性冷气团变性后,其向西延伸出的高压脊影响华南地区[图 9(a)].在该天气形势下,影响华南地区的气团主要为来自海上的暖湿气团,其南北移速较慢或相对静止,通风系数非常小,不利于污染物的迁移与扩散.

冷高压控制型为来自西伯利亚地区或高纬

度的冷空气从其原地一路南下到华南地区.在地面天气图上的具体表现为一个冷高压中心从北往南移动,影响华南地区[图 9(b)].在该天气形势下,华南地区主要受冷空气影响,以高压环流为主,空气垂直运动以下沉为主,风力主要以静风或微风为主,低空层结稳定,不利于污染物扩散,造成污染过程.

热带低压型主要发生在夏季和秋季,当南海或西太平洋有热带低压甚至台风生成时,随着其发展并向大陆移动,由于受其强烈的上升气流影响,华南沿岸地区将会因动力作用出现明显的下沉气流,导致地面高压的形成,造成低层大气层结稳定,不利于污染物的扩散[图 9(c)].

如图 10 所示,各类天气形发生季节具有差异,高压出海型主要发生在春季和冬季,而高压控制型和热带低压型均在秋季污染中发生次数较多.以高压控制型主导的复合超标污染事件, O_3 和 $PM_{2.5}$

平均浓度最高,同时平均温度也相对较高(表1).
平均相对湿度最高的天气形势为高压出海型,并且

O_x 浓度最低,是由于高相对湿度下气溶胶吸湿增长,其消光作用影响了大气光化学作用,并且会促进

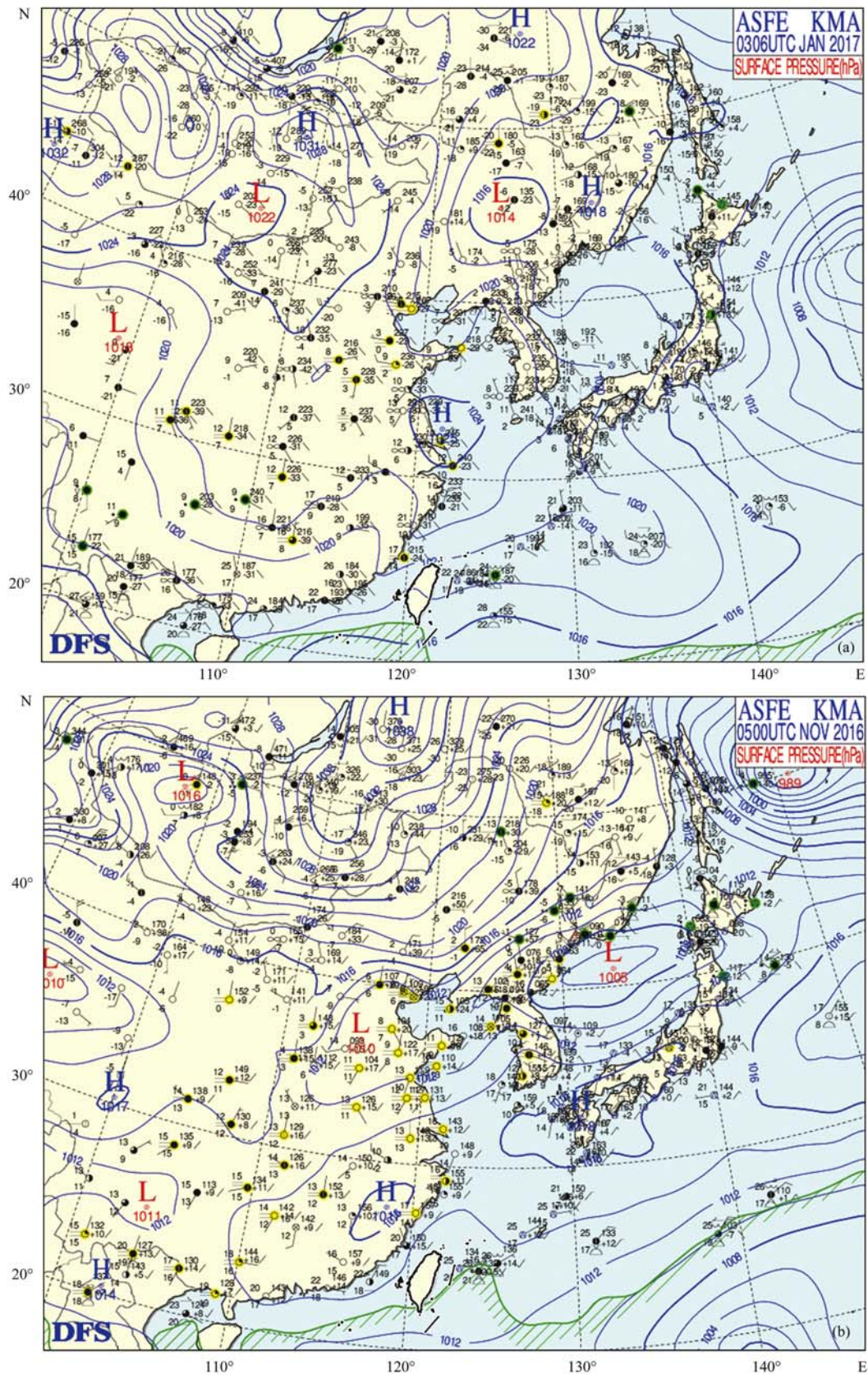
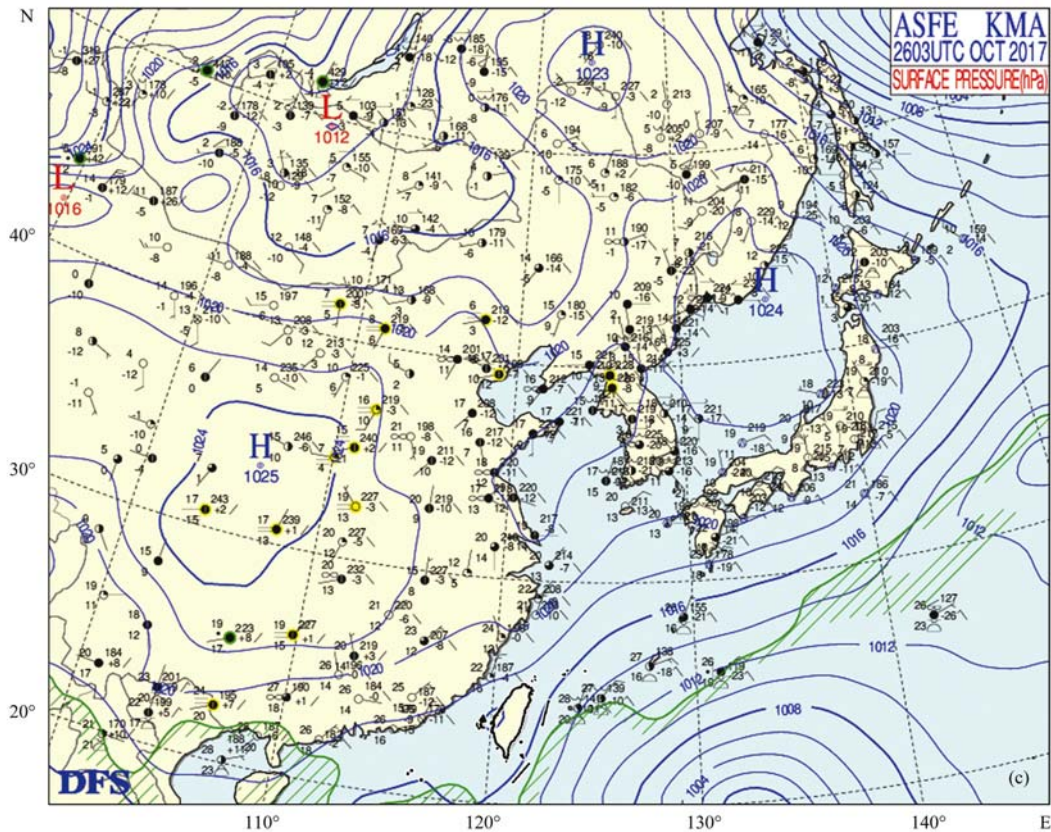


图 9 复合超标污染主导地面天气形势

Fig. 9 Examples of sea level pressure in the complex nonattainment pollution



续图 9

表 1 各主导天气形势下 $O_3 + PM_{2.5}$ 复合超标污染浓度及气象条件

天气形势	污染物浓度/ $\mu g \cdot m^{-3}$		气象条件	
	O_3	$PM_{2.5}$	$T/^\circ C$	$RH/\%$
高压出海型	296 ± 31	97 ± 20	21 ± 4	65 ± 13
高压控制型	317 ± 44	98 ± 22	25 ± 3	61 ± 12
热带低压型	297 ± 23	94 ± 22	24 ± 3	57 ± 11

NO_2 非均相反应生成二次无机气溶胶. 热带低压型的影响范围最广和持续时间最长, 2013 年秋季以热带低压为主导天气型的污染过程中, 共发生了 10 次 O_3 和 $PM_{2.5}$ 复合超标污染事件. 这 3 类天气形势的共同特点是易造成持续时间较长的静稳天气, 且不易受其他外部天气影响, 具有偏低的相对湿度等适宜气象条件^[30,57], 能造成 O_3 和 $PM_{2.5}$ 同时超标的重污染事件发生.

2.3.2 气象条件分析

在不同的温度和相对湿度区间下, O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度的相关性如图 11 所示. 珠三角 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度呈正相关关系, 且随着温度和相对湿度的升高, 正相关性提高. 此外, O_3 和 $PM_{2.5}$ 平均浓度均随着风速的增加而下降, 当风速超过 $3 m \cdot s^{-1}$ 时, 几乎不会发生超标污染事件, 当风速为 $1 \sim 2 m \cdot s^{-1}$ 时, 超标率最高. 可见低风速是造成复合超标污染的最主要因素之一. Shao 等^[58] 研究了北京不同类型站点高 O_3 水平下, 颗粒物的变化特征. 白天在高温 (城市

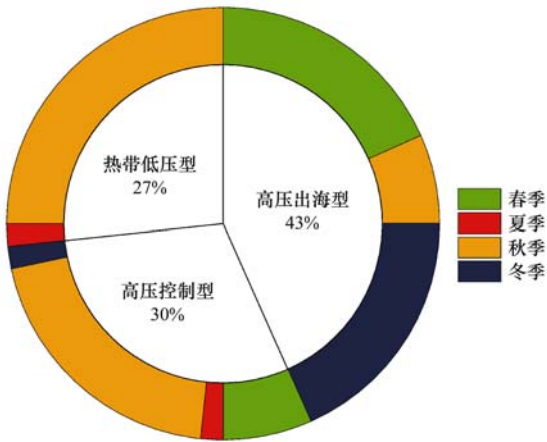


图 10 $O_3 + PM_{2.5}$ 复合超标污染主导天气形势季节分布
Fig. 10 Seasonal distribution of dominated weather types in the complex nonattainment pollution

和郊区站点 $>30^\circ C$; 背景站点 $>28^\circ C$) 和低湿 ($RH < 60\%$) 条件下 $PM_{2.5}$ 的浓度和 O_3 呈良好的正相关关系. 但随着温度下降和相对湿度上升, 相关性明显下降. 在低温 (城市和郊区站点 $<26^\circ C$; 背景站

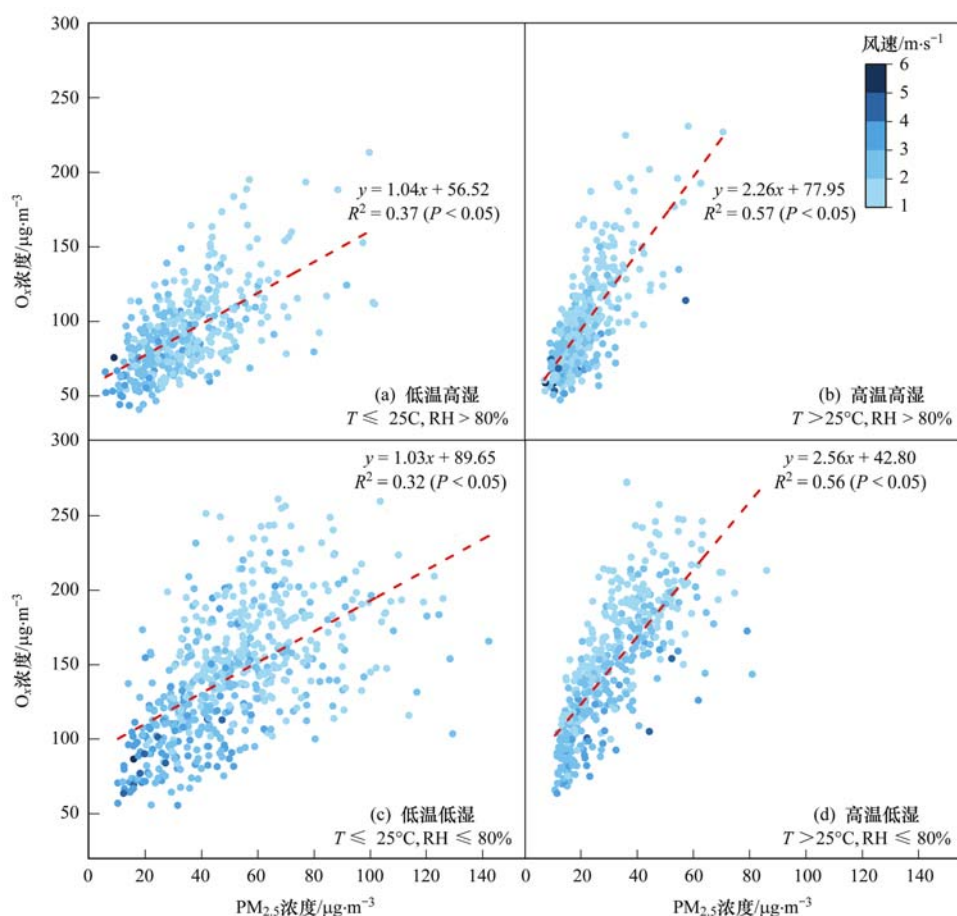


图 11 不同温度、相对湿度和风速条件下 O_3 浓度与 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的相关性

Fig. 11 Correlation between the concentrations of O_3 and $\text{PM}_{2.5}$ under different temperature, relative humidity, and wind speed conditions

点 $< 22^\circ\text{C}$) 和高湿 ($\text{RH} > 80\%$) 条件下 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度和 O_3 呈负相关。

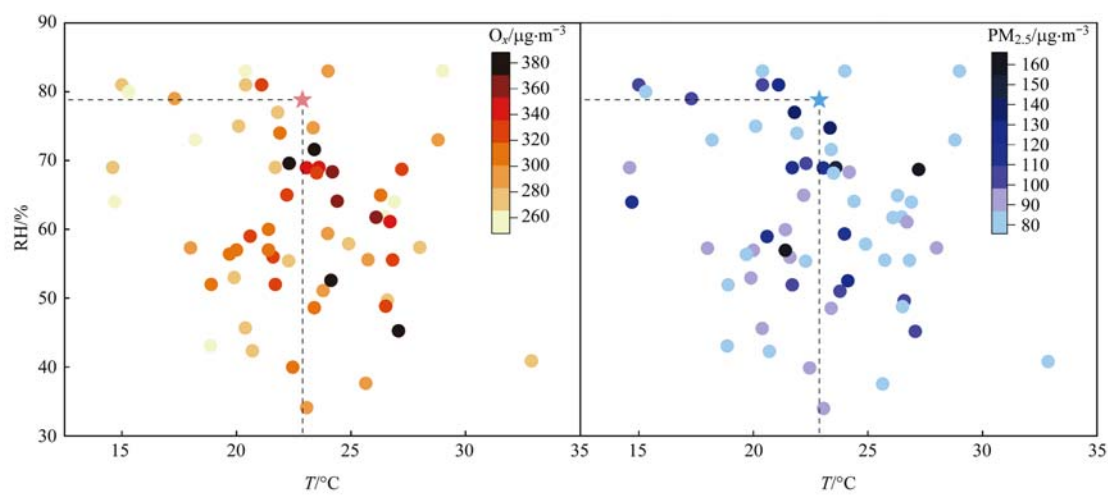
结合气象条件观测数据分析气温和相对湿度对复合超标污染的影响,如图 12 所示,多数复合超标污染事件发生气温与年均值相近,而相对湿度低于年均值。在低于气温 30°C 的区间内时, O_3 浓度随着温度的升高而升高, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度随着温度的升高先升后降,在 $14 \sim 18^\circ\text{C}$ 的区间内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度和超标率较高。当气温高于 30°C 时, O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度均随着温度的上升而快速升高,表现出复合污染的特征,但超标率均较低。在不同温度区间,超标 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度变化幅度不大。因此,在 $20 \sim 25^\circ\text{C}$ 温度范围内,发生复合超标污染的频率最高,同时 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 超标浓度最高。相对湿度变化造成的影响与温度不同, O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度均随着相对湿度的升高而降低,且超标浓度在不同的相对湿度区间差异较小。而 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 超标率均在 $65\% \sim 75\%$ 的相对湿度区间内最高。在 $45\% \sim 60\%$ 和 $60\% \sim 75\%$ 区间内,发生复合超标污染的频率相同。而在 $60\% \sim 75\%$ 区间内复合超标 O_3 浓度最高,当在 $75\% \sim 90\%$ 相对湿度范围内,复合超标 O_3 浓度相对较低。综上, O_3 与 $\text{PM}_{2.5}$

同时超标污染最容易在温度 $20 \sim 25^\circ\text{C}$ 及相对湿度 $60\% \sim 75\%$ 范围内发生。

2.3.3 复合超标污染典型案例

2016 年 11 月 5 日佛山惠景城站点发生一次以高压控制型为主导天气型的复合超标污染事件(图 13), O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 日均浓度分别达到 $379 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $132 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。复合超标的污染事件处于 AQI 连续 3 d 超过 100 的污染过程中,污染过程前期以 O_3 MDA8 为首要污染物,不断增加的大气氧化性是造成 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度升高的原因之一。同时,前一天较高的 O_3 和 NO_2 浓度,将会导致第二天 O_3 浓度的增加^[49]。复合超标污染日夜间相对湿度升高,同时伴随着风速减小,有利于 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 不断生成并积累。日间天气条件静稳且高温低湿,随着太阳辐射的增强,高浓度臭氧通过光化学反应生成并累积。 NO_2 浓度有所下降, O_3 浓度以 O_3 贡献为主。11 月 6 日后,高压系统减弱,气压逐渐上升,各污染物浓度下降至二级限值以下,此次复合超标污染事件趋于结束。

由上述的复合超标污染案例可知, O_3 重污染过程中,由于大气氧化性和滴定反应的不断增强,会导



五角星为 2013 ~ 2017 年珠三角温度和相对湿度平均值

图 12 $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标浓度与温度和相对湿度的关系

Fig. 12 Relationship between $O_x + PM_{2.5}$ complex nonattainment concentrations, temperature, and relative humidity

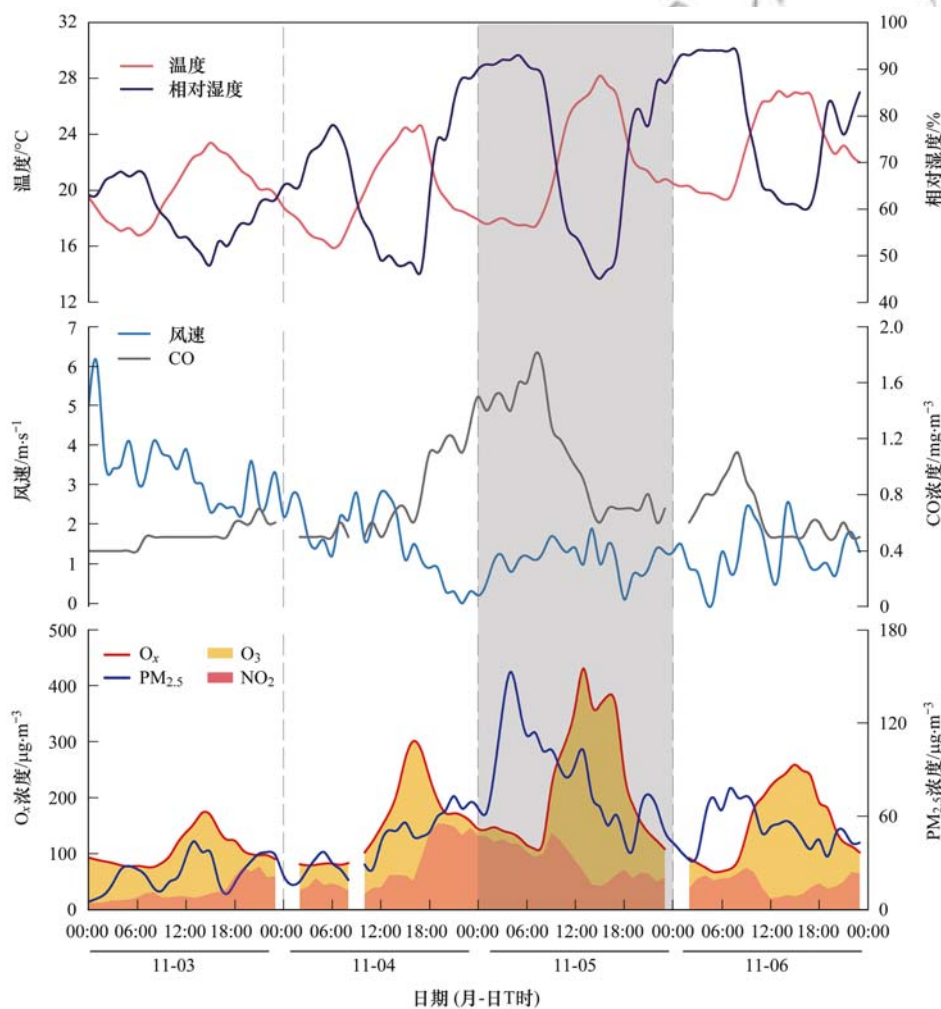


图 13 复合超标污染事件污染物浓度和气象条件时间序列

Fig. 13 Time series of pollutant concentrations and meteorological conditions of the complex nonattainment pollution

致在不利气象条件下,单一污染物超标污染过程演变成多种污染物复合超标污染. O_3 和 $PM_{2.5}$ 协同防控的实质为大气氧化性调控, NO_x 作为 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的常见前体物,控制 NO_x 排放对于降低区域 O_3

和 $PM_{2.5}$ 浓度至关重要. 珠三角大部分地区处于挥发性有机物 (VOCs) 敏感区, O_3 浓度随着 NO_x 的减小而增加,随着 VOCs 的减小而减小^[54]. 2013 ~ 2017 年,珠三角 NO_x 下降 18% 而 VOCs 排放量增加

5%,是使 O_3 水平升高的两个主要原因^[59]。因此, NO_x 减排的有效性需同时减少 VOCs 和 NH_3 排放,以避免 O_3 浓度反弹^[60]。对于珠三角大部分城市地区,在夏季和秋季的臭氧污染高峰期应分别采取 $VOCs/NO_x = 1:2$ 和 $VOCs/NO_x = 3:1$ 的前体物削减比例^[61]。至 2025 年,珠三角 NO_x 和 VOCs 的排放量需相较于 2010 年分别减少 52% 和 41%,以实现 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的协同治理^[21]。

3 结论

(1) 2013 ~ 2017 年珠三角区域 $PM_{2.5}$ 浓度总体先下降后保持平稳, O_x 浓度先降后升, 2017 年由于不利气象条件的 O_x 浓度反弹。研究时段内以臭氧为首要污染物的污染过程次数增多,具有明显区域一致性。 O_x 和 $PM_{2.5}$ 浓度在秋冬季较高,夏季较低。城区 O_x 和 $PM_{2.5}$ 浓度高于郊区和沿海站点,背景站点 O_x 浓度长期处于高值,受季节变化影响小。

(2) 珠三角 O_x 和 $PM_{2.5}$ 浓度变化趋势具有一定的同步性,易出现同时超过污染限制标准的大气复合污染事件。2013 ~ 2017 年珠三角 $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标污染共发生 60 次,秋季发生次数占 52%。空间分布上, $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标污染呈现中西部多于东部、内陆多于沿海的特点。城区站点污染次数最多,其次部分郊区站点受污染物区域传输影响也易发生复合超标污染。

(3) 造成珠三角地区 $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标污染事件的天气形势主要有高压出海型 (43%)、高压控制型 (30%) 以及热带低压型 (27%), 高压控制型下 O_x 与 $PM_{2.5}$ 超标平均浓度和气温最高。气象因素方面, $O_x + PM_{2.5}$ 复合超标污染在温度 20 ~ 25℃ 及相对湿度 60% ~ 75% 范围内发生频率最高。 O_3 重污染过程中,夜间高湿和低风速使得 $PM_{2.5}$ 浓度显著上升,日间高温进一步加剧复合超标污染。

参考文献:

- [1] Zhang Q, Zheng Y X, Tong D, *et al.* Drivers of improved $PM_{2.5}$ air quality in China from 2013 to 2017[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, **116**(49): 24463-24469.
- [2] Li K, Jacob D J, Liao H, *et al.* Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, **116**(2): 422-427.
- [3] 贺克斌, 杨复沫, 段凤魁, 等. 大气颗粒物与区域复合污染[M]. 北京: 科学出版社, 2011.
- [4] Herndon S C, Onasch T B, Wood E C, *et al.* Correlation of secondary organic aerosol with odd oxygen in Mexico City[J]. *Geophysical Research Letters*, 2008, **35**(15), doi: 10.1029/2008GL034058.
- [5] Li Y, An J L, Kajino M, *et al.* Impacts of additional HONO sources on O_3 and $PM_{2.5}$ chemical coupling and control strategies in the Beijing-Tianjin-Hebei region of China[J]. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 2015, **67**(1), doi: 10.3402/tellusb.v67.23930.
- [6] 刘叶新, 陈伟华, 王雪梅, 等. 广州 $PM_{2.5}$ 化学组分特征及其与气象因子的关系[J]. *环境科学学报*, 2019, **39**(1): 53-63.
- [7] Liu Y X, Chen W H, Wang X M, *et al.* Chemical composition of $PM_{2.5}$ and its relations with meteorological factors in Guangzhou[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, **39**(1): 53-63.
- [8] Jia M W, Zhao T L, Cheng X H, *et al.* Inverse relations of $PM_{2.5}$ and O_3 in air compound pollution between cold and hot seasons over an urban area of east China[J]. *Atmosphere*, 2017, **8**(3), doi: 10.3390/atmos8030059.
- [9] 朱彤, 尚静, 赵德峰. 大气复合污染及灰霾形成中非均相化学过程的作用[J]. *中国科学: 化学*, 2010, **40**(12): 1731-1740.
- [10] Zhu T, Shang J, Zhao D F. The roles of heterogeneous chemical processes in the formation of an air pollution complex and gray haze[J]. *Science China Chemistry*, 2011, **54**(1): 145-153.
- [11] Bouarar I, Wang X M, Brasseur G P. Air pollution in Eastern Asia: an integrated perspective[M]. Cham: Springer, 2017.
- [12] Lu K D, Fuchs H, Hofzumahaus A, *et al.* Fast photochemistry in wintertime haze: consequences for pollution mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**(18): 10676-10684.
- [13] Wang Z S, Zhang D W, Li X, *et al.* Multi-method observation and numerical simulation of a $PM_{2.5}$ pollution episode in Beijing in October, 2014[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2016, **16**(6): 1403-1415.
- [14] Li L, Lu C, Chan P W, *et al.* Tower observed vertical distribution of $PM_{2.5}$, O_3 and NO_x in the Pearl River Delta[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, **220**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2019.117083.
- [15] Zhang Y H, Hu M, Zhong L J, *et al.* Regional integrated experiments on air quality over Pearl River Delta 2004 (PRIDE-PRD2004): overview[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **42**(25): 6157-6173.
- [16] Yan F H, Chen W H, Jia S G, *et al.* Stabilization for the secondary species contribution to $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta (PRD) over the past decade, China: a meta-analysis[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, **242**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117817.
- [17] Ma X Y, Jia H L, Sha T, *et al.* Spatial and seasonal characteristics of particulate matter and gaseous pollution in China: implications for control policy[J]. *Environmental Pollution*, 2019, **248**: 421-428.
- [18] Liu Y M, Wang T. Worsening urban ozone pollution in China from 2013 to 2017-Part 1: the complex and varying roles of meteorology[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, **20**(11): 6305-6321.
- [19] Zhang Q, Jia S G, Yang L M, *et al.* New particle formation (NPF) events in China urban clusters given by severe composite pollution background[J]. *Chemosphere*, 2021, **262**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127842.
- [20] Yue D L, Zhong L J, Zhang T, *et al.* Pollution properties of water-soluble secondary inorganic ions in atmospheric $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta region[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2015, **15**(5): 1737-1747.
- [21] 赖安琪, 陈晓阳, 刘一鸣, 等. 珠江三角洲高质量浓度 $PM_{2.5}$ 和 O_3 复合污染特征[J]. *中山大学学报(自然科学版)*,

- 2018, **57**(4): 30-36.
- Lai A Q, Chen X Y, Liu Y M, *et al.* Characteristics of complex pollution with high concentrations of $PM_{2.5}$ and O_3 over the Pearl River Delta, China [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2018, **57**(4): 30-36.
- [20] Xue L K, Wang T, Louie P K K, *et al.* Increasing external effects negate local efforts to control ozone air pollution: a case study of Hong Kong and implications for other Chinese cities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(18): 10769-10775.
- [21] Liu H, Wang X M, Pang J M, *et al.* Feasibility and difficulties of China's new air quality standard compliance: PRD case of $PM_{2.5}$ and ozone from 2010 to 2025[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, **13**(23): 12013-12027.
- [22] Li K, Jacob D J, Liao H, *et al.* A two-pollutant strategy for improving ozone and particulate air quality in China[J]. *Nature Geoscience*, 2019, **12**(11): 906-910.
- [23] Deng T, Wang T J, Wang S Q, *et al.* Impact of typhoon periphery on high ozone and high aerosol pollution in the Pearl River Delta region[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **668**: 617-630.
- [24] Feng Y Y, Ning M, Lei Y, *et al.* Defending blue sky in China: effectiveness of the "air pollution prevention and control action plan" on air quality improvements from 2013 to 2017 [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, **252**, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109603.
- [25] Zhong L J, Louie P K K, Zheng J Y, *et al.* The Pearl River Delta regional air quality monitoring network-regional collaborative efforts on joint air quality management[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2013, **13**(5): 1582-1597.
- [26] Zheng J Y, Zhong L J, Wang T, *et al.* Ground-level ozone in the Pearl River Delta region: analysis of data from a recently established regional air quality monitoring network [J]. *Atmospheric Environment*, 2010, **44**(6): 814-823.
- [27] GB 3095-2012, 环境空气质量标准[S].
- [28] Keim B D, Meeker L D, Slater J F. Manual synoptic climate classification for the East Coast of New England (USA) with an application to $PM_{2.5}$ concentration[J]. *Climate Research*, 2005, **28**: 143-154.
- [29] 郝宏飞, 杨婷, 王自发, 等. 2013—2015 年北京污染频发期细颗粒物重污染成因与天气形势关系的研究[J]. *环境科学学报*, 2018, **38**(6): 2201-2213.
- Hao H F, Yang T, Wang Z F, *et al.* Investigation of relationship between synoptic pattern and heavy air pollution during heating from 2013 to 2015 in megacity Beijing, China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, **38**(6): 2201-2213.
- [30] 高晓荣, 王楠, 王春林, 等. 广东四大区域污染过程历史案例库的建立分析[J]. *广东气象*, 2018, **40**(1): 47-52, 57.
- [31] 潘月云, 陈多宏, 叶斯琪, 等. 广东省大气污染典型案例特征及其影响因素分析[J]. *安全与环境工程*, 2017, **24**(2): 58-66.
- Pan Y Y, Chen D H, Ye S Q, *et al.* Characteristics and influential factors of typical air pollution events in Guangdong Province[J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2017, **24**(2): 58-66.
- [32] Li J F, Lu K D, Lv W, *et al.* Fast increasing of surface ozone concentrations in Pearl River Delta characterized by a regional air quality monitoring network during 2006-2011 [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, **26**(1): 23-36.
- [33] He J J, Gong S L, Yu Y, *et al.* Air pollution characteristics and their relation to meteorological conditions during 2014-2015 in major Chinese cities[J]. *Environmental Pollution*, 2017, **223**: 484-496.
- [34] Xu Y L, Xue W B, Lei Y, *et al.* Impact of meteorological conditions on $PM_{2.5}$ pollution in China during winter [J]. *Atmosphere*, 2018, **9**(11), doi: 10.3390/atmos9110429.
- [35] Lu X, Hong J Y, Zhang L, *et al.* Severe surface ozone pollution in China: a global perspective [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2018, **5**(8): 487-494.
- [36] Situ S, Guenther A B, Wang X M, *et al.* Impacts of seasonal and regional variability in biogenic VOC emissions on surface ozone in the Pearl River delta region, China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, **13**(3): 11803-11817.
- [37] Wang Y S, Li W J, Gao W K, *et al.* Trends in particulate matter and its chemical compositions in China from 2013-2017 [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, **62**(12): 1857-1871.
- [38] Gao W, Tie X X, Xu J M, *et al.* Long-term trend of O_3 in a mega City (Shanghai), China: characteristics, causes, and interactions with precursors [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **603-604**: 425-433.
- [39] Liu Z R, Gao W K, Yu Y C, *et al.* Characteristics of $PM_{2.5}$ mass concentrations and chemical species in urban and background areas of China: emerging results from the CARE-China network[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, **18**(12): 8849-8871.
- [40] Wang T, Dai J N, Lam K S, *et al.* Twenty - five years of lower tropospheric ozone observations in tropical East Asia: the influence of emissions and weather patterns [J]. *Geophysical Research Letters*, 2019, **46**(20): 11463-11470.
- [41] Chen C, Saikawa E, Comer B, *et al.* Ship emission impacts on air quality and human health in the Pearl River Delta (PRD) region, China, in 2015, with projections to 2030 [J]. *GeoHealth*, 2019, **3**(9): 284-306.
- [42] Wei X L, Li Y S, Lam K S, *et al.* Impact of biogenic VOC emissions on a tropical cyclone-related ozone episode in the Pearl River Delta region, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2007, **41**(36): 7851-7864.
- [43] Gu Y X, Li K, Xu J M, *et al.* Observed dependence of surface ozone on increasing temperature in Shanghai, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2020, **221**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2019.117108.
- [44] 赵辉, 郑有飞, 吴晓云, 等. 江苏省大气复合污染特征与相关气象驱动[J]. *中国环境科学*, 2018, **38**(8): 2830-2839.
- Zhao H, Zheng Y F, Wu X Y, *et al.* Atmospheric compound pollution characteristics and the effects of meteorological factors in Jiangsu Province[J]. *China Environmental Science*, 2018, **38**(8): 2830-2839.
- [45] 王占山, 李云婷, 安欣欣, 等. 2006 ~ 2015 年北京市不同地区 O_3 浓度变化[J]. *环境科学*, 2018, **39**(1): 1-8.
- Wang Z S, Li Y T, An X X, *et al.* Variation of O_3 concentration in different regions of Beijing from 2006- 2015 [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(1): 1-8.
- [46] 刘建, 吴兑, 范绍佳, 等. 前体物与气象因子对珠江三角洲臭氧污染的影响[J]. *中国环境科学*, 2017, **37**(3): 813-820.
- Liu J, Wu D, Fan S J, *et al.* Impacts of precursors and meteorological factors on ozone pollution in Pearl River Delta[J]. *China Environmental Science*, 2017, **37**(3): 813-820.
- [47] Ma J Z, Xu X B, Zhao C S, *et al.* A review of atmospheric chemistry research in China: photochemical smog, haze pollution, and gas-aerosol interactions [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2012, **29**(5): 1006-1026.

- [48] Yin X H, Huang Z J, Zheng J Y, *et al.* Source contributions to PM_{2.5} in Guangdong province, China by numerical modeling: results and implications[J]. *Atmospheric Research*, 2017, **186**: 63-71.
- [49] De Foy B, Brune W H, Schauer J J. Changes in ozone photochemical regime in Fresno, California from 1994 to 2018 deduced from changes in the weekend effect[J]. *Environmental Pollution*, 2020, **263**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114380.
- [50] 王占山, 李云婷, 陈添, 等. 北京城区臭氧日变化特征及与前体物的相关性分析[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(12): 3001-3008.
Wang Z S, Li Y T, Chen T, *et al.* Analysis on diurnal variation characteristics of ozone and correlations with its precursors in urban atmosphere of Beijing[J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(12): 3001-3008.
- [51] Fan S J, Wang B M, Tesche M, *et al.* Meteorological conditions and structures of atmospheric boundary layer in October 2004 over Pearl River Delta area[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **42**(25): 6174-6186.
- [52] 徐彬, 张泽锋, 李艳伟, 等. 南京北郊春季气溶胶吸湿性分析[J]. *环境科学*, 2015, **36**(6): 1911-1918.
Xu B, Zhang Z F, Li Y W, *et al.* Hygroscopic properties of aerosol particles in north suburb of Nanjing in spring[J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(6): 1911-1918.
- [53] 赖安琪, 陈晓阳, 刘一鸣, 等. 珠江三角洲 PM_{2.5} 和 O₃ 复合污染过程的数值模拟[J]. *中国环境科学*, 2017, **37**(11): 4022-4031.
Lai A Q, Chen X Y, Liu Y M, *et al.* Numerical simulation of a complex pollution episode with high concentrations of PM_{2.5} and O₃ over the Pearl River Delta region, China[J]. *China Environmental Science*, 2017, **37**(11): 4022-4031.
- [54] Chen X, Situ S P, Zhang Q, *et al.* The synergetic control of NO₂ and O₃ concentrations in a manufacturing city of southern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, **201**: 402-416.
- [55] Wang T, Xue L K, Brimblecombe P, *et al.* Ozone pollution in China: a review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **575**: 1582-1596.
- [56] 张人文, 范绍佳. 珠江三角洲风场对空气质量的影响[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2011, **50**(6): 130-134.
Zhang R W, Fan S J. Study of the influence of wind field on air quality over the Pearl River Delta[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2011, **50**(6): 130-134.
- [57] 司徒淑婷, 吴洛林, 周柳艺, 等. 佛山市 PM_{2.5} 污染特征及诱发其高污染过程天气系统分析[J]. *环境监控与预警*, 2017, **9**(4): 40-44.
Situ S P, Wu L L, Zhou L Y, *et al.* Analysis on pollution properties of PM_{2.5} in Foshan City and the inducing weather systems[J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2017, **9**(4): 40-44.
- [58] Shao P, Xu X B, Zhang X L, *et al.* Impact of volatile organic compounds and photochemical activities on particulate matters during a high ozone episode at urban, suburb and regional background stations in Beijing[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, **236**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117629.
- [59] Liu Y M, Wang T. Worsening urban ozone pollution in China from 2013 to 2017-Part 2: the effects of emission changes and implications for multi-pollutant control[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, **20**(11): 6323-6337.
- [60] Xing J, Ding D, Wang S X, *et al.* Quantification of the enhanced effectiveness of NO_x control from simultaneous reductions of VOC and NH₃ for reducing air pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, **18**(11): 7799-7814.
- [61] 李泽琨. 珠江三角洲地区臭氧及其前体物非线性响应特征及控制对策研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2015.
Li Z K. Characterization of the nonlinearity of ozone and its precursor emission changes and control strategies in the Pearl River Delta region[D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2015.

CONTENTS

Contributors to Air Pollutant Emission Changes in Autumn and Winter in Beijing-Tianjin-Hebei and Surrounding Areas	TANG Qian, ZHENG Bo, XUE Wen-bo, <i>et al.</i> (1591)
Characteristics and Meteorological Factors of Complex Nonattainment Pollution of Atmospheric Photochemical Oxidant (O_x) and $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta Region, China	YAN Feng-hua, CHEN Wei-hua, CHANG Ming, <i>et al.</i> (1600)
Source Apportionment of Ozone Pollution in Guangzhou; Case Study with the Application of Lagrangian Photochemical Trajectory Model	PEI Cheng-lei, MU Jiang-shan, ZHANG Ying-nan, <i>et al.</i> (1615)
Chemical Composition and Source Analysis of $PM_{2.5}$ in Yuncheng, Shanxi Province in Autumn and Winter	ZHAO Qing, LI Xing-ru, WANG Guo-xuan, <i>et al.</i> (1626)
Temporal Trend of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Atmosphere Within 24 Hours After Snowfall	FAN Hui-ze, ZHU Fu-jie, HU Peng-tuan, <i>et al.</i> (1636)
Determination Method and Characteristics of Particle Size Multiplier of $PM_{2.5}$ in Road Dust	LI Dong, CHEN Jian-hua, ZHANG Yue-fan, <i>et al.</i> (1642)
Source Profiles and Impact of VOCs Based on Production Processes in Foundry Industries	GAO Shuang, LI Shi-bei, BO Xin, <i>et al.</i> (1649)
Emission Characteristics and Toxicity Effects of Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Coal-Fired and Waste Incineration Power Plants	NI Xiu-feng, WANG Ru-wei, CAI Fei-xuan, <i>et al.</i> (1660)
Concentration and Particle Size Distribution Characteristics of Microbial Aerosol and Bacterial Community Structure During Spring in Lanzhou City, China	ZHAO Wei, LI Jie, XIE Hui-na, <i>et al.</i> (1668)
Optimization Method and Case Study of Air Pollution Emission Spatial Pattern	LI Min-hui, LIAO Cheng-hao, CHANG Shu-cheng, <i>et al.</i> (1679)
Influence of $PM_{2.5}$ Pollution on Health Burden and Economic Loss in China	LI Yong, LIAO Qin, ZHAO Xiu-ge, <i>et al.</i> (1688)
Identify the Nitrate Sources in Different Land Use Areas Based on Multiple Isotopes	JIN Zan-fang, HU Jing, WU Ai-jing, <i>et al.</i> (1696)
Hydrochemical Characteristic and Their Controlling Factors in the Yarkant River Basin of Xinjiang	ZHANG Jie, ZHOU Jin-long, ZENG Yan-yan, <i>et al.</i> (1706)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Water of Lijiang River Basin	HUANG Hong-wei, XIAO He, WANG Dun-qiu, <i>et al.</i> (1714)
Changes in Concentrations and Pollution Levels of Trace Elements of Floodplain Sediments of Poyang Lake Basin in Recent Twenty Years	LI Kuo, YANG Ke, PENG Min, <i>et al.</i> (1724)
Hydrochemical and Isotopic Characteristics in the Shallow Groundwater of the Fenhe River Basin and Indicative Significance	LIU Xin, XIANG Wei, SI Bing-cheng (1739)
Major Ionic Characteristics and Factors of Karst Groundwater at Huixian Karst Wetland, China	LI Jun, ZOU Sheng-zhang, ZHAO Yi, <i>et al.</i> (1750)
Hydrochemistry Characteristics and Estimation of the Dissolved Inorganic Carbon Flux in the Caohai Lake Wetland Catchment of Guizhou Province	CAO Xing-xing, WU Pan, YANG Shi-di, <i>et al.</i> (1761)
Concentration Levels and Potential Ecological Risks of Current Use Pesticides in the Surface Seawater of Typical Liaoning Sea Areas	DU Jing, HU Chao-kui, XIE Huai-jun, <i>et al.</i> (1772)
Levels, Characteristics, and Potential Source of Micro(meso)plastic Pollution of Soil in Liaohe River Basin	HAN Li-hua, XU Li, LI Qiao-ling, <i>et al.</i> (1781)
PAHs Pollution Characteristics and Source Analysis of Typical Lake and Reservoir Sediments in Jin-Ji-Liao Area	WU Peng, LU Yi-ren, LI Hui, <i>et al.</i> (1791)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Organophosphate Esters in Rivers and Water Body Around Taihu Lake	ZHANG Wen-ping, ZHANG Zhen-fei, GUO Chang-sheng, <i>et al.</i> (1801)
Spatiotemporal Distributions and Ecological Risk Assessments of Typical Antibiotics in Surface Water of Taihu Lake	DING Jian-nan, LIU Shu-jiao, ZOU Jie-ming, <i>et al.</i> (1811)
Characteristics of Volatile Organic Compounds Pollution and Risk Assessment of Nansi Lake in Huaihe River Basin	CHENG Yun-xuan, GAO Qiu-sheng, LI Jie, <i>et al.</i> (1820)
Distribution, Source, and Ecological Risk Evaluation of the PAHs and PCBs in the Sediments from Sanya River	ZHAN Yong, WEI Ting-ting, YE Hui-bin, <i>et al.</i> (1830)
Spatiotemporal Change and Source Apportionment of Non-point Source Nitrogen and Phosphorus Pollution Loads in the Three Gorges Reservoir Area	LI Ming-long, JIA Meng-dan, SUN Tian-cheng, <i>et al.</i> (1839)
Effect of the Combined Use of Denitrifying Bacteria, Calcium Nitrate, and Zirconium-Modified Zeolite on the Mobilization of Nitrogen and Phosphorus in Sediments and Evaluation of Its Nitrate-Nitrogen Releasing Risk	XIN Hui-min, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui (1847)
Combined Remediation of Eutrophic Water by Phoslock® and Aerobic Denitrifying Bacteria	LI Bing-tang, ZHOU Zhi-qin, Ravi Naidu, <i>et al.</i> (1861)
Biodegradation of Algae-derived Organic Matter (I-DOM) from Lake Taihu	ZHANG Qiao-ying, SUN Wei, DU Ying-xun, <i>et al.</i> (1870)
Structure Characteristics and Driving Variables of Epilithic Algae Community in Lhasa River Basin of Qinghai-Tibet Plateau	WEI Jun-wei, LI Hong-ran, WANG Xing-zhong, <i>et al.</i> (1879)
Spectral Characteristics and Sources of Dissolved Organic Matter from Landscape River During Flood Season in Suzhou Based on EEMs and UV-vis	HE Jie, ZHU Xue-hui, WEI Bin, <i>et al.</i> (1889)
Adsorption and Desorption Behaviors of Antibiotics on TWP and PVC Particles Before and After Aging	FAN Xiu-lei, ZOU Ye-feng, LIU Jia-qiang, <i>et al.</i> (1901)
Synthesis of Magnetic Iron Modifying Biochar for Ammonia Nitrogen Removal from Water	WANG Fang-jun, SANG Qian-qian, DENG Ying, <i>et al.</i> (1913)
Seasonal Effects of Influent Ammonia Oxidizing Bacteria of Municipal Wastewater Treatment Plants on Activated Sludge System	YU Li-fang, WANG Yu, HUA Si-si, <i>et al.</i> (1923)
Analysis of Performance and Microbial Diversity of ANAMMOX Sludge Based on Particle Size Differentiation	WANG Xiao-tong, YANG Hong (1930)
Effects of Chlorine Dioxide Disinfection on the Profile of the Super Antibiotic Resistance Genes in a Wastewater Treatment Plant	CHENG Chun-yan, LI Hai-bei, LIANG Yong-bing, <i>et al.</i> (1939)
Effects of PES and 2,4-DCP on the Extracellular Polymeric Substances and Microbial Community of Anaerobic Granular Sludge	LIN Xu-meng, SU Cheng-yuan, WU Shu-min, <i>et al.</i> (1946)
Characteristics of Sludge and Associated Risk Assessment of Urban Sewage Treatment Plants	LI Juan, LI Jin-xiang, YANG Yan-yan (1956)
Effects of Climate Warming on the Key Process and Index of Black Soil Carbon and Nitrogen Cycle During Freezing Period	WANG Zi-long, LIU Chuan-xing, JIANG Qiu-xiang, <i>et al.</i> (1967)
Effects of Combined Application of Biogas Slurry and Straw on the Migration and Fractions of Soil Heavy Metals in Rice-wheat Rotation System in Coastal Reclamation Areas	WANG Wei, ZHOU Jun-nan, TANG Yi-fan, <i>et al.</i> (1979)
Geochemical Survey Method of Land Quality in Land Parcel Scale City: A Case Study of the Initial Area of the Xiong'an New District	ZHOU Ya-long, GUO Zhi-juan, LIU Fei, <i>et al.</i> (1989)
Potential Ecological Risk Assessment and Source Analysis of Heavy Metals in Soil-crop System in Xiong'an New District	ZHOU Ya-long, YANG Zhi-bin, WANG Qiao-lin, <i>et al.</i> (2003)
Cadmium Accumulation Characteristics and Impacting Factors of Different Rice Varieties Under Paddy Soils with High Geological Backgrounds	DAI Zi-wen, FANG Cheng, SUN Bin, <i>et al.</i> (2016)
Effects of Different Exogenous Selenium Species Application on Growth and Cadmium Uptake of Pak Choi in Cadmium Contaminated Soil	LIU Yang, QI Ming-xing, WANG Min, <i>et al.</i> (2024)
Influencing Factors of Cadmium Bioaccumulation Factor in Crops	CHEN Jie, WANG Juan, WANG Yi-wen, <i>et al.</i> (2031)
Effects of Different Exogenous Plant Hormones on the Antioxidant System and Cd Absorption and Accumulation of Rice Seedlings Under Cd Stress	ZHANG Sheng-nan, HUANG Yi-zong, LI Yan, <i>et al.</i> (2040)
Effects of Different Organic Materials on Absorption and Translocation of Arsenic and Cadmium in Rice	LI Kai-ye, ZHAO Ting-ting, CHEN Jia, <i>et al.</i> (2047)
Soil Fungal Community Structure and Functional Diversity in a Copper Tailing Dam and Its Surrounding Areas	CHEN Jian-wen, ZHANG Hong, LI Jun-jian, <i>et al.</i> (2056)
Potential of Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Biochar, and Combined Amendment on Sandy Soil Improvement Driven by Microbial Community	ZHANG Zhe-chao, YANG Jiu-yang, HAO Bai-hui, <i>et al.</i> (2066)
Animal Manure Fertilization Promotes Antibiotic Resistance Gene Dissemination Among Manure, Soil, and Vegetables	ZHANG Hong-na, DONG Meng-jie, ZHOU Yu-fa, <i>et al.</i> (2080)
Establishment and Application of Performance Evaluation and Obstacle Diagnosis Model for Regional Water Ecological Civilization Construction	WAN Bing-tong, BAO Xue-ying, ZHAO Jian-chang, <i>et al.</i> (2089)