

刘楚薇, 连鑫博, 黄建平. 我国臭氧污染时空分布及其成因研究进展[J]. 干旱气象, 2020, 38(3): 355-361, [LIU Chuwei, LIAN Xinbo, HUANG Jianping. Research Review on the Spatio-temporal Distribution of Ozone Pollution and Its Causes in China[J]. Journal of Arid Meteorology, 2020, 38(3): 355-361], DOI: 10.11755/j.issn.1006-7639(2020)-03-0355

我国臭氧污染时空分布及其成因研究进展

刘楚薇, 连鑫博, 黄建平

(兰州大学干旱气候变化教育部重点实验室, 兰州大学大气科学学院, 甘肃 兰州 730000)

摘要: 近年来, 我国城市臭氧(ozone, O_3) 污染日益严重, O_3 污染特征及其来源分析和防治工作引起了普遍重视。我国 O_3 污染高值区出现在华东、华北, 且污染在典型城市群聚集; 污染事件主要集中在夏、秋季, 冬季污染较少, 大部地区 O_3 浓度逐年上升; 人为排放的挥发性有机化合物(volatile organic compounds, VOCs) 和氮氧化物(nitrogen oxides, NO_x) 是 O_3 污染产生的重要原因, 不同区域对两者敏感性不同; 高温、低湿度、低风速条件有利于 O_3 污染维持和发展; 全球气候变暖影响局地对流层 O_3 浓度, 对流层 O_3 污染也反作用于气候变化。

关键词: 臭氧; 污染特征; 前体物; 气象因素; 气候变化

文章编号: 1006-7639(2020)03-0355-07 DOI: 10.11755/j.issn.1006-7639(2020)-03-0355

中图分类号: P402

文献标志码: A

引言

臭氧(ozone, O_3) 主要分布在 10~50 km 的平流层大气中, 对流层内 O_3 含量很低, 仅占大气 O_3 总量的 10%^[1], 但近年来对流层 O_3 浓度的增加已经引起人们越来越广泛的关注。除少量来源于平流层扩散与湍流方式的输送外^[1], O_3 主要由氮氧化物(nitrogen oxides, NO_x)、一氧化碳(carbon monoxide, CO) 和挥发性有机物(volatile organic compounds, VOCs) 等在阳光下发生光化学反应生成^[2]。 O_3 能刺激人体呼吸系统, 破坏免疫系统, 引发炎症和呼吸系统疾病等, 严重危害人体健康^[3-4]。作为一种强氧化剂, O_3 是酸雨和光化学烟雾^[5]的重要成因。此外, O_3 污染还可导致农作物减产^[6], 温室效应加剧^[7], 甚至改变陆地碳汇间接影响气候变化^[8]。简言之, 近地面 O_3 污染对生态环境、人体健康、农作物生长等均有较大不利影响。基于 O_3 污染危害的严重性, 许多学者对 O_3 污染进行了研究, 这些研究

角度不同, 且观点较为分散, 因此对其进行系统总结和梳理, 了解该领域整体研究现状并探讨需进一步研究的科学问题很有必要。

欧美国家对于 O_3 污染研究开展较早, 如早在 1965 年就有学者对洛杉矶的光化学烟雾污染进行了研究^[9]。多年以来, 我国大气污染的研究和防控工作主要集中于颗粒物污染, 然而近年来, 随着近地面 O_3 浓度的增加, O_3 污染的来源分析和防治工作引起了专家学者的重视, 并针对大型城市群(京津冀城市群、长江三角洲城市群、珠江三角洲城市群等) 开展了一系列 O_3 来源解析工作^①。

我国 O_3 污染形势较为复杂, 呈现区域化的特点, 不同地区, 随产业分布、人口密度及地形地势等因素不同, 且 O_3 污染来源不同, 进而污染程度和多发季节也不同。整体上, 京津冀、长三角等典型大城市群污染形势更严峻^[10]。另一方面, 我国许多地区大气污染由单一污染向复合污染转变, 其中突出特点即为以 O_3 和细小颗粒物为代表的复合污染^[11],

收稿日期: 2019-11-29; 改回日期: 2020-02-12

基金项目: 国家自然科学基金创新研究群体项目(41521004) 资助

作者简介: 刘楚薇(1996—) 女, 宁夏石嘴山人, 硕士研究生, 主要从事氧气观测研究。E-mail: liuchw19@lzu.edu.cn。

通信作者: 黄建平(1962—) 男, 教授, 主要从事干旱气候变化方面研究。E-mail: hjp@lzu.edu.cn。

① 《环境空气臭氧污染来源解析技术指南(试行) (征求意见稿) 》编制组. 《环境空气臭氧污染来源解析技术指南(试行) (征求意见稿) 》编制说明.

气溶胶粒子对太阳辐射的散射和吸收影响 O_3 的生成^[12-13] ,同时 O_3 作为大气氧化剂 ,促进二次气溶胶的生成^[14] 。由此 , O_3 污染需与其他污染物引起的大气污染联合防治。气象要素也是影响 O_3 污染特征的重要因素 ,温度、湿度、风向风速等气象要素和不同尺度的天气系统对于 O_3 前体物的生成和传输等均有一定影响。

1 我国 O_3 污染时空特征

1.1 O_3 污染的区域特征

近年来 ,我国大部地区均存在较严重的 O_3 污染 ,污染范围广 ,部分地区污染程度重。2016 年 ,我国 364 个城市中 ,有 164 个城市 O_3 年均质量浓度超过二级污染标准 ($160 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$) ,占比 45.1% ; 354 个城市 O_3 年均质量浓度超过一级污染标准 ($100 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$) ,占比 97.3%^[15] 。我国幅员辽阔 ,不同地区的地理条件、气候条件、产业结构和人口密度等均有较大差异 ,这些差异影响 O_3 的生成和传

输 ,从而使 O_3 污染空间特征产生差异。图 1 为 2014—2017 年中国 74 个主要城市臭氧的日最大 8 h 质量浓度第 90 百分位数年平均空间分布。可以看出 , O_3 年平均 8 h 最大质量浓度高值区出现在华东、华北等区域 ,且呈聚集态势 ,而西北、东北等区域污染程度较低 ,且没有明显聚集^[16] 。 O_3 污染严重城市主要集中在城市群区域 ,这与典型城市群密集的人口和产业分布有关。在各大城市群中 ,长江三角洲城市群、京津冀城市群、山东半岛城市群和中原城市群 O_3 污染相对严重 ,而北部湾城市群和海峡西岸城市群污染程度最轻 ,这些污染较轻的城市群人口规模明显小于污染严重的城市群 ,说明人类活动对于 O_3 污染形成的影响较大^[10] 。此外 ,各区域不同的气象条件也是区域污染差异形成的原因之一。例如 ,京津冀污染过程多于长三角和珠三角 ,除第一产业更为发达和人口更为密集等因素外 ,太阳总辐射上升等气象因素也起到了重要作用^[14] 。

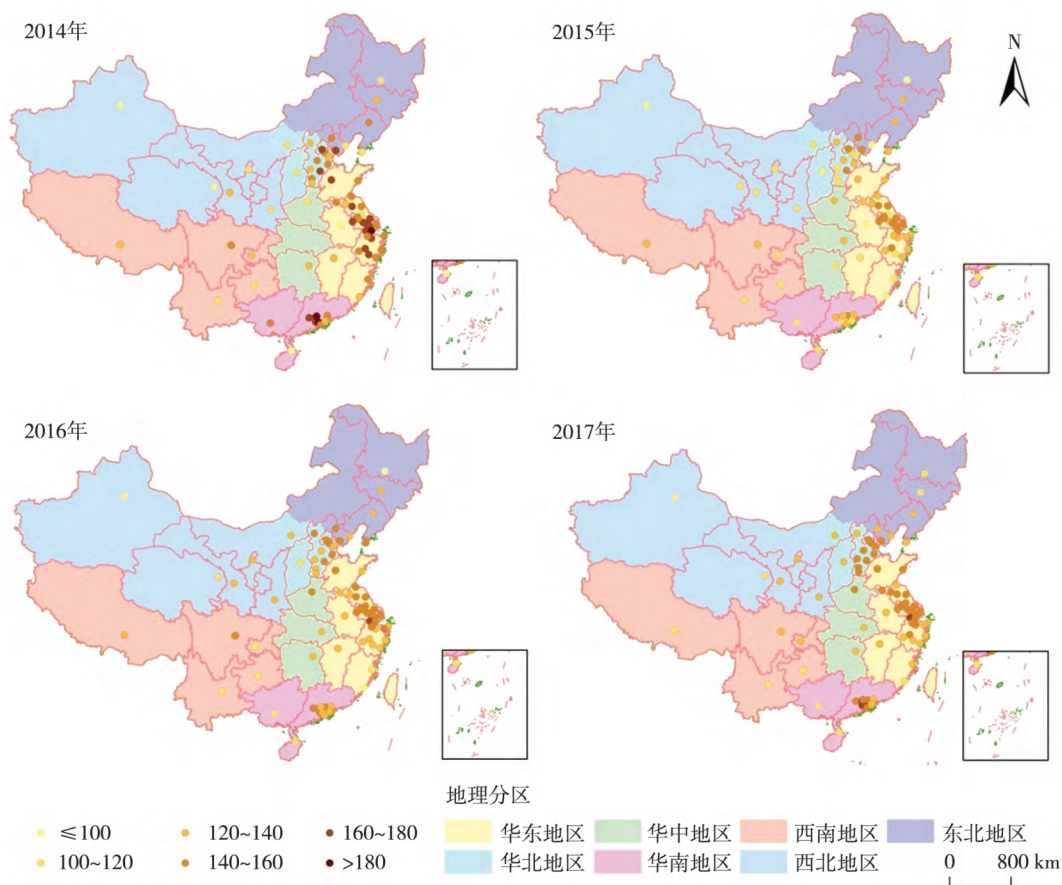


图 1 2014—2017 年中国 74 个主要城市臭氧的日最大 8 h 质量浓度第 90 百分位数 (单位: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) 年平均空间分布^[16]

Fig. 1 The annual average spatial distribution of the 90th percentile of daily maximum 8-hour ozone mass concentration (Unit: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) in 74 major cities in China from 2014 to 2017^[16]

除典型城市群外,近年来,我国西部一些城市也出现了严重的 O_3 污染,甘肃、陕西等地的 O_3 污染引起了广泛关注^[17-18],这些地区 O_3 污染可能是由于工业排放、车辆排放配合有利地形形成^[19]。此外, O_3 污染空间分布也存在一定的垂直特征,西藏等海拔较高地区 O_3 污染明显小于低海拔地区^[16]。

同一省份或城市内部, O_3 污染分布同样存在一定差异。人口密集、重工业聚集地区 O_3 污染更为严重,例如相较于江苏北部,其东南部人口密集、经济更为发达的城市, O_3 平均质量浓度更高^[20]。兰州市重工业、能源产业密集的永登县污染更为严重^[21]。气候条件也使城市内部 O_3 污染特征存在差异,例如,受亚热带季风气候影响,上海春季 O_3 质量浓度呈现中间低、四周高的区域分布特征^[22]。

1.2 O_3 污染时间变化

从年际变化来看,近年来我国近地面 O_3 浓度整体呈上升趋势。全国主要城市最大8 h平均质量浓度的第90百分位数平均值从2013年的 $139 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ 升高到2017年的 $167 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[23]。我国三大典型城市群(京津冀城市群、长江三角洲城市群、珠江三角洲城市群)中,京津冀、长三角城市群 O_3 质量浓度均呈较明显上升趋势^[24-25],其中京津冀城市群 O_3 质量浓度上升趋势最明显,2013—2018年其质量浓度第5、25、50、75、95、99百分位数均有明显上升,且高值部分升高更快^[26]。2013—2016年京津冀城市群以 O_3 为首要污染物的污染天数占比逐年增加^[27]。长三角地区 O_3 污染发生频率和日数同样呈逐年上升趋势,将2013—2017年长三角部分城市 O_3 日最高8 h质量浓度滤波后与1990—2017年巴黎、伦敦、柏林等城市比较,长三角 O_3 日最高8 h质量浓度长期趋势分量远高于巴黎、伦敦、柏林等城市^[28]。就我国而言,珠三角近地面 O_3 污染程度轻于京津冀和长三角,其 O_3 年平均质量浓度甚至在有些年份出现下降趋势^[29-30],但其 O_3 污染仍不可轻视。

图2为2014—2017年中国城市平均臭氧质量浓度月变化。可以看出,整体上,我国主要城市 O_3 污染夏季较为严重,春秋季节次之,冬季污染最轻。冬季虽因供暖等原因有更严重的人为源排放,但太阳辐射较弱,不易发生光化学反应,故而 O_3 污染较轻^[31]。另外,我国不同区域的 O_3 在全年中呈现不同的时间变化特征:京津冀 O_3 污染多呈“单峰型”,峰值集中在5—7月^[27],但也有研究表明,2016和2017年京津冀地区 O_3 质量浓度出现“双峰型”态

势,在9月出现第二个浓度峰值^[32];长三角区域呈“双峰型”,常存在两个浓度峰值,7月出现最大值,次大值出现在9月^[33],进入冬季, O_3 质量浓度迅速下降;珠三角地区秋季 O_3 污染多发,在4月出现浓度峰值,而12月至次年3月 O_3 质量浓度最低^[29]。

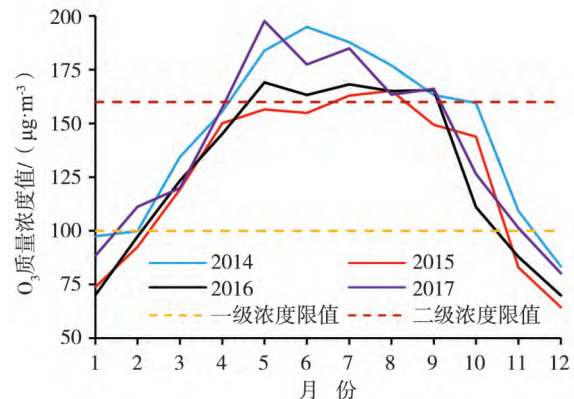


图2 2014—2017年中国城市平均臭氧质量浓度月变化^[16]

Fig. 2 Monthly change of average ozone mass concentration in Chinese cities during 2014 - 2017^[16]

此外,一些大城市受人为活动影响,在特定时间出现 O_3 质量浓度变化。例如,南京在国庆节期间,受人为排放影响, O_3 前体物浓度出现明显上升^[34]。也有研究表明周末与工作日 O_3 质量浓度存在差异^[35],同时,在农业火灾发生期间,也会影响对流层光化学作用,出现局地 O_3 浓度变化^[36]。

2 O_3 成因及影响因素

2.1 VOCs 及 NO_x 的影响

NO_x 、VOCs 以及 CO 和甲烷 (Methane, CH_4) 在太阳辐射作用下发生光化学反应产生 O_3 ,是对流层 O_3 的重要来源^[23]。对流层 NO 和 NO_2 相互转化的过程伴随着 O_3 的产生和消耗^[37],而 VOCs 的加入,破坏了 $NO_2 - NO - O_3$ 的光解循环,从而使 O_3 累积^[27]。因此,作为 O_3 前体物, NO_x 和 VOCs 是 O_3 污染产生的重要原因。

大气中挥发的 VOCs 不仅是 O_3 的前体物,也是二次气溶胶的重要前体物^[38]。当 VOCs 氧化时,功能性的 VOCs 氧化中间体不再是气相,而容易凝结成气溶胶,可参与改变气溶胶性质。因此改变城市中 VOCs 的成分,可产生不同的冷凝产品,从而影响 O_3 和二次气溶胶的生成^[39]。国际上,利用光化学模型和外场观测对 O_3 前体物 VOCs 和 NO_x 开展了研究,如利用通用多尺度空气质量模型 (CMAQ) 和

综合空气质量模型扩展(CAMx)对美国中大西洋地区 O_3 及其前体物输送进行了分析^[40];利用外场观测对休斯顿 O_3 对VOCs和 NO_x 的敏感性进行研究^[41]。

针对我国 O_3 污染现状,国内学者也通过野外观测, O_3 源识别技术等方法对VOCs和 NO_x 等前体物进行研究。其来源分为自然源和人为源两方面。VOCs的自然源主要来自植物排放^[27], NO_x 则来源于土壤和闪电等^[23]。人为源均包括工业、农业、交通、生活等多方面,其中,工业排放尤为重要,对2010年各部门排放估算发现,工业排放 NO_x 和非甲烷挥发性有机物(non-methane volatile organic compounds, NMVOCs)分别占34%和35%^[42]。对于 NO_x 而言,发电厂、工业、运输业是排放主要贡献者^[43-44]。同时,工业和运输业也是NMVOCs的主要人为源^[45-46]。

我国不同区域 O_3 对VOCs和 NO_x 的敏感性不同。我国大部地区 O_3 污染主要受 NO_x 控制,减少 NO_x 排放将有助于 O_3 浓度下降^[47]。京津冀地区城市 O_3 污染多受VOCs控制,而农村 O_3 污染对于 NO_x 更为敏感^[48-49]。东部地区多为混合敏感区,单纯减排 NO_x 并不能很好地控制 O_3 污染,甚至会加重污染^[50]。

2.2 气象条件对 O_3 污染影响

气象条件影响着 O_3 及其前体物的生成、传输和消散,其对对流层 O_3 浓度的变化有较大影响。整体上,较高的气温,配合较低的相对湿度、风速及有利的风向,有利于 O_3 污染累积^[51]。

气温对于 O_3 浓度变化的影响尤为明显。一方面,温度升高,分子碰撞更频繁,光化学反应速率加快,另一方面,较强的太阳辐射更利于 O_3 生成。气温对于我国不同区域 O_3 污染影响不同,但总体上较高的气温有利于 O_3 浓度增加。例如,北京地区气温高于294 K(尤其高于300 K)时, O_3 浓度随温度线性增加,该温度下 O_3 浓度往往超标,但低于289~291 K时, O_3 浓度依赖其他因素^[52];杭州地区气温对于 O_3 的影响,白天比夜间更明显^[53];而香港地区旱季 O_3 浓度对于太阳辐射的响应更明显^[54]。

风向和风速同样影响 O_3 浓度的变化。总体上,较低风速更有利于 O_3 污染堆积,较高风速使 O_3 及其前体物扩散,从而使 O_3 浓度降低^[33,55]。同时,风向也在一定程度上影响污染物的传输,从而影响区域 O_3 浓度变化。例如杭州在近地面东风时, O_3 浓度最高^[53];香港春季、冬季盛行风向为东风时, O_3

浓度会受到周围地区水平输送的影响^[54]。季风对于 O_3 浓度变化影响不容忽视,强弱季风年际变化的环流影响 O_3 的传输与扩散,同时不同的环流场导致水汽、辐射等差异,也会间接影响 O_3 浓度^[56]。

相对湿度与 O_3 浓度呈反向变化,较大湿度不利于 O_3 污染的进一步发展,可能是由于相对湿度较大时往往发生降水,利于 O_3 等污染物的清除,从而污染情况好转^[53]。另一方面,相对湿度过大不利于光化学反应的进行,研究指出^[57],相对湿度大于60%时, O_3 前体物 NO_x 和CO的光化学反应强度随相对湿度增大而减小。

2.3 气候变化与 O_3 污染的相互影响

全球气候系统的快速变化影响环境空气质量,气候变化影响气温、湿度等气象要素,从而影响污染物的生成与传输,气体排放对于污染物前体物的生成有较大影响。许多基于模式的研究结果都表明气候变化对 O_3 污染的影响,例如,利用全球化学传输模式(GEOS-Chem),基于IPCC的A1B方案研究表明,在当今和2050年排放情形下,全球气候变化使我国东部夏季 O_3 变化对人为排放敏感性增加, O_3 浓度上升,而西部地区 O_3 浓度降低^[58]。三维空气质量模型与系统(WRF-ALGRID)的模拟结果^[59]也表明,温室气体排放会使气象因素发生变化(如气温升高等),使长三角北部 O_3 浓度增加,使我国东部地区 O_3 对 NO_x 的排放更加敏感。

与此同时,对流层 O_3 浓度的变化也会对气象因素及气候变化产生影响。 O_3 对长波辐射的吸收作用会使地表温度等气象要素发生变化。自工业化以来,近地面 O_3 产生的正辐射强迫使东亚夏季地表温度升高,降水增加,我国东部、西北及华北地区变化尤其明显^[60]。基于气溶胶-气候耦合模型(BCC-AGCM2.0.1-CUACE/Aero)的研究发现,1850—2013年对流层 O_3 变化使全球地表温度升高,全球降水分布发生变化^[61]。因此,积极减排温室气体,对于控制 O_3 污染,减缓气候变化而言都刻不容缓。

3 结论与讨论

(1)我国 O_3 污染呈较明显的时空分布特征,年平均8 h最大质量浓度由西向东逐渐升高,京津冀、长三角、珠三角等典型城市群污染聚集,西部地区污染较小,但部分工业城市也出现污染高峰;简言之,人口密集、重工业聚集地区 O_3 污染更严重。

(2)从时间特征看,我国大部地区 O_3 浓度逐年

上升,京津冀地区 O_3 污染峰值多出现在5—7月;长三角地区 O_3 污染多发生在4—9月,一年中出现两个污染高峰;珠三角地区 O_3 污染在秋季多发。同时,对于南京地区和京津冀地区的研究也表明 O_3 污染也出现节假日、周末效应等现象。

(3) VOCs 与 NO_x 等 O_3 前体物在太阳辐射作用下产生光化学反应是对流层 O_3 产生的重要原因,二者都有自然源和人为源,人为源是造成 O_3 污染的主要原因。我国不同区域对 VOCs 和 NO_x 的敏感性不同,京津冀地区主要受 VOCs 控制,东部地区则为混合敏感区。

(4) 气象条件影响 O_3 浓度变化,较高的地表温度、强太阳辐射、较低的相对湿度、较低的风速配合适宜的风向有利于 O_3 浓度增加。

(5) 全球气候变暖影响局地对流层 O_3 浓度变化,一定排放情境下,我国东部地区 O_3 对人类排放更加敏感, O_3 浓度将进一步升高。对流层 O_3 浓度变化也反作用于气候变化, O_3 吸收长波辐射,迫使全球地表温度升高,降水分布发生变化。温室气体减排刻不容缓。

尽管对于 O_3 污染时空特征的研究已经非常丰富,但多数研究仅针对较大范围区域整体污染特征,未细致考虑区域之间及区域内部的城乡 O_3 污染时空差异等。对于 O_3 前体物,大量研究仅围绕 VOCs 与 NO_x 两种进行。事实上, O_3 产生过程比较复杂,除此之外,还有很多化合物对 O_3 污染的发生起直接或间接作用,目前更多影响 O_3 污染产生的化合物,及其作用机理尚未完全明晰。

我国许多空气污染形势正逐渐由单一污染向复合污染转变,例如许多地区空气污染以 O_3 与 $PM_{2.5}$ 的复合污染为主,但目前对于这种现象产生机制和影响因素的研究仍然不够细致深入,仍需进一步研究探讨。

4 展望

基于以上我国 O_3 污染的研究现状及存在的问题,未来研究应注重以下几个方面:

(1) 对于 O_3 污染时空特征的探究进一步细化,对于同一区域,考虑城乡差异等,不能仅以某一站点监测数据代表整个区域。

(2) 侧重于对流层 O_3 生成和传输的物理机制研究,细致分析不同前体物对 O_3 生成的影响,进一步探究不同气象条件,不同大气成分对于 O_3 生成的不同影响。

(3) 统计分析 O_3 复合污染的污染变化规律,注

重研究 O_3 与其他空气污染物之间的相互作用机制。

参考文献:

- [1] 盛裴轩,毛节泰,李建国,等. 大气物理学(第2版)[M]. 北京:北京大学出版社,2013:11-12.
- [2] 王佳颖,曾乐薇,张维昊,等. 北京市夏季臭氧特征及臭氧污染日成因分析[J]. 地球化学,2019,48(3):293-302.
- [3] 李冰玉,肖纯凌. 臭氧污染对呼吸系统的影响[J]. 职业与健康,2018,34(4):573-576.
- [4] 孔琴心,刘广仁,李桂忱. 近地面臭氧浓度变化及其对人体健康的可能影响[J]. 气候与环境研究,1999,4(1):61-66.
- [5] 郭强. 光化学烟雾的形成机制[J]. 山东化工,2019,48(2):210-213.
- [6] CARTER C A, CUI X M, DING A J, et al. Stage-specific, non-linear surface ozone damage to rice production in China[J]. Scientific Reports, 2017, 3(7). DOI: 10.1038/srep44224.
- [7] CHAN C K, YAO X H. Air pollution in mega cities in China[J]. Atmospheric environment, 2008, 42(1):1-42.
- [8] AINSWORTH E A, YENDREK C R, SITCH S, et al. The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change[J]. Annual Review of Plant Biology, 2012, 63(1):637-661.
- [9] HALLETT W Y. Effect of ozone and cigarette smoke on lung function[J]. Archives of Environmental Health: An International Journal, 1965, 10(2):295-302.
- [10] 彭超,廖一兰,张宁旭. 中国城市群臭氧污染时空分布研究[J]. 地球信息科学学报,2018,20(1):57-67.
- [11] 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.
- [12] 邓雪娇,周秀骥,吴兑,等. 珠江三角洲大气气溶胶对地面臭氧变化的影响[J]. 中国科学:地球科学,2011,41(1):93-102.
- [13] 邵平,辛金元,安俊琳,等. 长三角工业区夏季近地层臭氧和颗粒物污染相互关系研究[J]. 大气科学,2017,41(3):618-628.
- [14] 刘长焕,邓雪娇,朱斌,等. 近10年中国三大经济区太阳总辐射特征及其与 O_3 、 $PM_{2.5}$ 的关系[J]. 中国环境科学,2018,38(8):2820-2829.
- [15] 李霄阳,李思杰,刘鹏飞,等. 2016年中国城市臭氧浓度的时空变化规律[J]. 环境科学学报,2018,38(4):1263-1274.
- [16] 王萍,刘涛,杨国林,等. 中国主要城市臭氧浓度的时空变化特征[J]. 遥感信息,2019,34(4):121-127.
- [17] 陈培章,陈道劲. 兰州主城臭氧污染特征及气象因子分析[J]. 气象与环境学报,2019,35(2):46-54.
- [18] 贝耐芳,冯添,吴佳睿,等. 西安地区夏季臭氧的模拟研究[J]. 地球环境学报,2017,8(6):552-567.
- [19] 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.
- [20] 严文莲,刘端阳,康志明,等. 江苏臭氧污染特征及其与气象因子的关系[J]. 气象科学,2019,39(4):477-487.
- [21] 卢秀娟,巨天珍,谢顺涛,等. 兰州地区大气臭氧时空变化及影

- 响因素研究[J]. 地球与环境, 2018, 46(4): 355–363.
- [22] 梁昱, 刘禹含, 王红丽, 等. 基于主成分分析的上海春季近地面臭氧污染区域性特征研究[J]. 环境科学学报, 2018, 38(10): 3807–3815.
- [23] FU Y, LIAO H, YANG Y, et al. Interannual and decadal changes in tropospheric ozone in China and the associated chemistry – climate interactions: A review [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2019, 36(9): 975–993.
- [24] 陆倩, 王国辉, 付娇, 等. 承德市臭氧及其前体物浓度变化特征[J]. 沙漠与绿洲气象, 2018, 12(6): 77–83.
- [25] 单源源, 李莉, 刘琼, 等. 长三角地区典型城市臭氧及其前体物时空分布特征[J]. 沙漠与绿洲气象, 2016, 10(5): 72–78.
- [26] 余益军, 孟晓艳, 王振, 等. 京津冀地区城市臭氧污染趋势及原因探讨[J]. 环境科学, 2020, 41(1): 106–114.
- [27] 程麟钧. 我国臭氧污染特征及分区管理方法研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2018.
- [28] YU Y J, WANG Z, HE T, et al. Driving factors of the significant increase in surface ozone in the Yangtze River Delta, China, during 2013–2017 [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, 10(4): 1357–1364.
- [29] 李连和. 珠三角区域地表臭氧浓度变化趋势研究[J]. 能源与环境, 2017, 4(4): 30–32.
- [30] 程麟钧, 王帅, 宫正宇, 等. 中国臭氧浓度的时空变化特征及分区[J]. 中国环境科学, 2017, 37(11): 4003–4012.
- [31] 王振波. 2014年中国城市PM_{2.5}浓度的时空变化规律[J]. 地理学报, 2015, 70(11): 1720–1734.
- [32] 王玫, 郑有飞, 柳艳菊, 等. 京津冀臭氧变化特征及与气相要素的关系[J]. 中国环境科学, 2019, 39(7): 2689–2698.
- [33] DING A J, FU C B, YANG X Q, et al. Ozone and fine particle in the western Yangtze River Delta: an overview of 1 yr data at the SORPES station [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, 13(11): 5813–5830.
- [34] XU Z N, HUANG X, NIE W, et al. Influence of synoptic condition and holiday effects on VOCs and ozone production in the Yangtze River Delta region, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 168: 112–124.
- [35] WANG Y H, HU B, JI D S, et al. Ozone weekend effects in the Beijing – Tianjin – Hebei metropolitan area, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014, 14(5): 2419–2429.
- [36] LI M M, WANG T J, XIE M, et al. Agricultural fire impacts on ozone photochemistry over the Yangtze River Delta Region, East China [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2018, 123(12): 6605–6623.
- [37] MONKS P S, ARCHIBALD A T, COLETTE A, et al. Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short – lived climate forcer [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15(15): 8889–8973.
- [38] 李莉. 典型城市群大气复合污染特征的数值模拟研究[D]. 上海: 上海大学, 2012.
- [39] LEWIS A C. The changing face of urban air pollution [J]. *Science*, 2018, 359(6377): 744–745.
- [40] MOGHANI M, ARCHER C L, MIRZAKHALILI A. The importance of transport to ozone pollution in the U. S. Mid – Atlantic [J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 191: 420–431.
- [41] MAZZUCA G M, REN X R, LOUGHNER C P, et al. Ozone production and its sensitivity to NO_x and VOCs: results from the DISCOVER – AQ field experiment, Houston 2013 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16(22): 14463–14474.
- [42] LI M, LIU H, GENG G N, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. *National Science Review*, 2017, 4(6): 834–866.
- [43] ZHAO B, WANG S X, LIU H, et al. NO_x emissions in China: historical trends and future perspectives [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, 13(19): 9869–9897.
- [44] SHI Y, XIA Y F, LU B H, et al. Emission inventory and trends of NO_x for China, 2000–2020 [J]. *Journal of Zhejiang University SCIENCE*, 2014, 15(6): 454–464.
- [45] WU R, BO Y, LI J, et al. Method to establish the emission inventory of anthropogenic volatile organic compounds in China and its application in the period 2008–2012 [J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 127: 244–254.
- [46] WU R, XIE S. Spatial distribution of ozone formation in China derived from emissions of speciated volatile organic compounds [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(5): 2574–2583.
- [47] GUO H, CHEN K Y, WANG P F, et al. Simulation of summer ozone and its sensitivity to emission changes in China [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, 10(5): 1543–1552.
- [48] CHOU C C K, TSAI C Y, SHIU C J, et al. Measurement of NO_y during campaign of air quality research in Beijing 2006 (CARE-Beijing-2006): Implications for the ozone production efficiency of NO_x [J]. *Journal of Geophysical Research*, 2009, 114, DOI: 10.1029/2008JD010446.
- [49] WANG T, NIE W, GAO J, et al. Air quality during the 2008 Beijing Olympics: secondary pollutants and regional impact [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2010, 10(16): 7603–7615.
- [50] WANG N, LYU X P, DENG X J, et al. Aggravating O₃ pollution due to NO_x emission control in eastern China [J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 677: 732–744.
- [51] 耿福海, 刘琼, 陈宇航, 等. 近地面臭氧研究进展[J]. 沙漠与绿洲气象, 2012, 6(6): 8–14.
- [52] XU W Y, ZHAO C S, RAN L, et al. Characteristics of pollutants and their correlation to meteorological conditions at a suburban site in the North China Plain [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(9): 4353–4369.
- [53] LI K W, CHEN L H, YING F, et al. Meteorological and chemical impacts on ozone formation: A case study in Hangzhou, China [J]. *Atmospheric Research*, 2017, 196: 40–52.
- [54] ZHAO W, FAN S J, GAO B, et al. Assessing the impact of local meteorological variables on surface ozone in Hong Kong during 2000–2015 using quantile and multiple line regression models [J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 144: 182–193.
- [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] LI S, WANG T J, HUANG X, et al. Impact of east Asian summer

- monsoon on surface ozone pattern in China [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2018, 123(2): 1401–1411.
- [57] 安俊琳, 王跃思, 孙扬. 气象因素对北京臭氧的影响[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(3): 944–951.
- [58] WANG Y X, SHEN L L, WU S L, et al. Sensitivity of surface ozone over China to 2000–2050 global changes of climate and emissions[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 75: 374–382.
- [59] XIE M, SHU L, WANG T J, et al. Natural emissions under future climate condition and their effects on surface ozone in the Yangtze River Delta region, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 150: 162–180.
- [60] LI S, WANG T J, ZANIS P, et al. Impact of tropospheric ozone on summer climate in China [J]. *Journal of Meteorological Research*, 2018, 32(2): 279–287.
- [61] XIE B, ZHANG H, WANG Z L, et al. A modeling study of effective radiative forcing and climate response due to tropospheric ozone [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2016, 33(7): 819–828.

Research Review on the Spatio-temporal Distribution of Ozone Pollution and Its Causes in China

LIU Chuwei, LIAN Xinbo, HUANG Jianping

(Key Laboratory for Semi-Arid Climate Change of the Ministry of Education, College of Atmospheric and Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China)

Abstract: In recent years, the urban ozone (O_3) pollution in China has become increasingly serious. The characteristics of ozone pollution and its source analysis and prevention work have attracted the attention of experts and scholars. This paper reviewed the research on the temporal and spatial characteristics and influencing factors of ozone pollution in China. From the perspective of O_3 pollution of China, high pollution areas appeared in eastern and northern China, and O_3 pollution was concentrated in typical urban agglomerations. Pollution incidents were mainly concentrated in summer and autumn, and less pollution in winter. The average concentration of ozone in most areas increased year by year, and anthropogenic emissions of volatile organic compounds (VOCs) and nitrogen oxides (NO_x) were important reasons for ozone pollution, and in different regions it had different sensitivity to each other; high temperature, low humidity, low wind speed conditions were conducive to the maintenance and development of ozone pollution, global warming affected local tropospheric ozone concentration, and tropospheric ozone pollution also affected climate change.

Key words: ozone; pollution characteristics; precursors; meteorological factors; climate change