

四川盆地臭氧浓度空间分异及驱动因子研究

汪可可¹,康平^{1*},周明卫¹,张小玲¹,陈军辉²,向卫国¹ (1.成都信息工程大学大气科学学院,高原大气与环境四川省重点实验室,四川 成都 610225; 2.四川省生态环境科学研究院,四川 成都 610042)

摘要:为揭示四川盆地臭氧(O₃)的空间分布格局及其驱动因子,通过对2015~2017年四川盆地18城市82个国控环境监测站的O₃浓度观测数据,使用空间自相关,空间热点探测及地理探测器等统计方法分析研究.结果表明:2015~2017年四川盆地O₃浓度总体呈现上升趋势(由2015年的(79.95±18.82)μg/m³上升到2017年的(88.64±11.67)μg/m³),污染态势逐年加重.盆地中西部成都,资阳,雅安等城市O₃浓度最高,且高值区范围逐年扩大.O₃浓度的空间分布呈现出显著的聚集性规律(空间正相关,Moran's I指数大于0),且年聚集区(H-H聚集区或L-L聚集区)主要呈现为H-H聚集区分布在盆地中西部,L-L聚集区分布在盆地东南部.此外,年聚集区的年际变化与浓度变化态势基本一致,即O₃浓度上升(降低)的区域转变为H-H聚集区(L-L聚集区).基于地理探测器定量分析了二十个社会经济及自然驱动因子对O₃浓度空间分异的影响,结果显示社会经济因子占主导作用,其中城建用地占区面积比重(驱动值,q=0.5734),人口密度(q=0.5479)的驱动作用最为突出,自然因子中年降水量(q=0.4592)具有最显著的驱动作用;地理探测器双因子交互对O₃浓度空间分异的影响有明显的交互增强作用(每个单因子q值平均增大了1.5~2.1倍),且交互均值(即各因子交互q值的均值)与最大交互值逐年增大.在使得交互值达到最大驱动值的双因子中,出现频率最高的是人口密度(7次)和工业烟尘排放量(7次).

关键词: 臭氧; 四川盆地; 空间自相关; 空间热点探测; 地理探测器

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)06-2361-10

DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2020.0269

Spatial differentiation and driving factors of ozone concentration in Sichuan Basin. WANG Ke-ke¹, KANG Ping^{1*}, ZHOU Ming-wei¹, ZHANG Xiao-ling¹, CHEN Jun-hui², XIANG Wei-guo¹ (1. Plateau Atmosphere and Environment Key Laboratory of Sichuan Province, School of Atmospheric Sciences, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China; 2. Sichuan Academy of Eco-Environmental Sciences, Chengdu 610042, China). *China Environmental Science*, 2020,40(6): 2361~2370

Abstract: In order to reveal the spatial distribution of ozone (O₃) and its driving factors in Sichuan Basin, the geostatistical methods such as spatial auto-correlation, spatial hot spot detection and geographic detector were used to analyze O₃ concentration data collected from 82 national control environmental monitoring sites in 18 cities. The results showed that there was an overall upward trend (from (79.95±18.82)μg/m³ in 2015 to (88.64±11.67)μg/m³ in 2017) of O₃ concentration in Sichuan Basin. The O₃ concentration reached highest in the midwest of the basin, including Chengdu, Ziyang, Yaan. And the heavy polluted area expanded as the years progressed. A significant annual clustering pattern (spatial positive auto-correlation, Moran's I was greater than 0) of the distribution of O₃ concentration was showed in Sichuan Basin, in which the H-H clustering areas in the Midwest and the L-L clustering areas in the Southeast of the basin. Besides, the variation of the annual clustering areas were nearly accordant with the variation of O₃ concentration, that is, where the O₃ concentration raised (decreased) were transformed into H-H (L-L) clustering areas. The driving force of 20 socio-economic and natural factors to the spatial variation of O₃ concentration was quantitatively analyzed by using geographic detector. It was found that the socio-economic factors provided a stronger drive force, especially the proportion of urban construction land (driving value, q=0.5734) and the population density (q=0.5479). In addition, the annual precipitation (q=0.4592) also had a significant effect on the distribution of O₃ concentration. The detection of interaction based on geographic detector showed that there was a significant interactions on the spatial variation of O₃ concentration, which made the q value of each factor increased by 1.5~2.1 times on average. In addition, the average and maximum values of interactive q of each factor both increased year by year. Among the interaction factors that maximized the q value, the population density (7 times) and the industrial dust emission (7 times) were highest frequency.

Key words: ozone; Sichuan Basin; space auto-correlation; spatial hot spot detection; geographic detector

近地层臭氧(O₃)污染是当前国内大气复合型污染的常见形式之一,近年来,我国近地层O₃污染则日趋严重,除华南和青藏高原地区以外,所有区域的O₃浓度都有所上升,已成为仅次于颗粒物的重要空气污染物^[1-3].

为考量近地层O₃浓度变化的驱动因子,对于人

收稿日期: 2019-11-19

基金项目: 四川省重大科技专项课题(2018SZDZX0023).国家重点研发计划(2018YFC0214001,2018YFC0214002);四川省科技计划重大前沿项目(2018JY0011),四川省教育厅理科重点项目(18ZA0086)

* 责任作者, 讲师, kangping@cuit.edu.cn

为源因子, Li等^[4]利用 GEOS-Chem 模型对中国夏季人为 NO_x 、VOCs 排放进行敏感性模拟发现, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化比 NO_x 、VOCs 排放的变化对于 O_3 的驱动作用更明显; 也有观测和模型研究表明, 城市的 O_3 浓度受人为排放 VOCs 限制明显, 而农村地区则受人为排放 NO_x 限制明显, 大城市 O_3 聚集区处于过渡状态^[5-6]; 有学者也利用地理探测器对长三角城市群 O_3 浓度的驱动因素进行了探讨, 结果表明长三角城市群 O_3 浓度空间分异主要受经济规模等因素正向驱动^[7]. 关于自然因子则重点着眼于 O_3 的前体物与光化学转化过程、自然条件等, 研究已广泛地表明, 高 O_3 污染事件通常与高温、低风速和低相对湿度等气象条件, 以及大气环流形势有关^[8-10].

现有研究成果对驱动因子的研究多从某单一方向切入, 在区域尺度上对自然和人文因子综合作用下 O_3 浓度分布与机制定量研究仍显缺乏, 且研究主要集中在京津冀, 长江三角洲, 珠江三角洲地区, 针对四川盆地研究相对较少^[11]. 基于此, 本文针对四川盆地, 以 2015~2017 年近地面 O_3 浓度监测数据为基础, 运用空间自相关, 空间热点探测分析, 从空间统计学上考量四川盆地 O_3 污染的空间分布格局及聚集规律. 利用地理探测器对四川盆地 O_3 污染驱动因子进行探测研究, 并定量比较不同驱动因子对 O_3 污染的贡献率大小, 以期对区域 O_3 污染联防联控提供理论依据.

1 数据和方法

1.1 数据来源与处理

1.1.1 O_3 浓度数据 本研究使用的 O_3 浓度数据为 O_3 日最大 8h (O_3 -8h) 平均值数据, 来自全国城市空气质量实时发布平台 (<http://106.37.208.233:20035/>), 数据起止时间为 2015 年 1 月 1 日~2017 年 12 月 31 日. 为了保证研究结果的准确性, 对原始数据进行质量控制: 剔除原始数据中小时 O_3 浓度缺测值以及异常值; 在计算站点 O_3 -8h 年均值时, 若某监测站点全年数据少于 324 个 O_3 -8h 平均值, 则认为该监测站点全年数据无效并将其剔除. 按上述要求进行质控后最终选取四川盆地 18 个城市 82 个国控环境监测站点 (图 1).

按 O_3 -8h 浓度大小可将 O_3 污染进行分级, 参照《环境空气质量标准 GB3095-2012》^[12] 确定的

O_3 -8h 限值 (一级限值 $100\mu\text{g}/\text{m}^3$, 二级限值为 $160\mu\text{g}/\text{m}^3$), 以及《环境空气质量指数(AQI)技术规定 试行(HJ633-2012)》^[13], 本文划分 O_3 -8h 平均值 $160\sim 215\mu\text{g}/\text{m}^3$ 为轻度污染, $216\sim 265\mu\text{g}/\text{m}^3$ 为中度污染, $266\sim 800\mu\text{g}/\text{m}^3$ 为重度污染, $800\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上为严重污染.

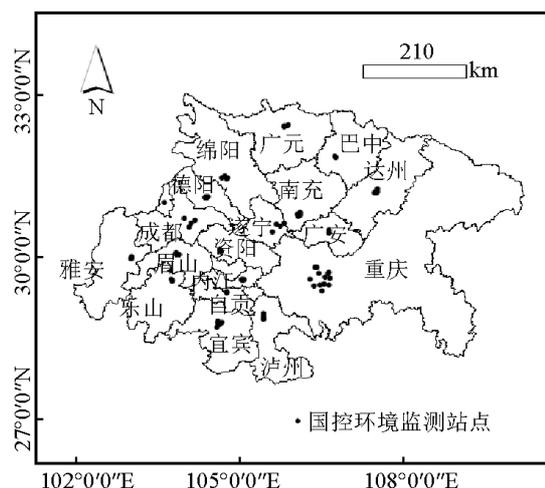


图 1 四川盆地国控环境监测站点空间分布

Fig.1 Spatial distribution of national control environmental monitoring sites in Sichuan Basin

1.1.2 驱动因子数据 本研究从社会经济因子与自然因子两方面来选取驱动因子: 社会经济因子选取了地区生产总值(X_1)、人均地区生产总值(X_2)、人口密度(X_3)、年均人口(X_4)、生产总值能耗(X_5)、二产比重(X_6)、工业总产值(X_7)、工业企业数(X_8)、民用汽车拥有量(X_9)、城建用地占区面积比重(X_{10})、工业二氧化硫排放量(X_{11})、工业烟粉尘排放量(X_{12})作为探测因子. 自然因子方面, 选择了绿地面积(X_{13})、建成区绿化覆盖面积(X_{14})、两米温度(X_{15})、十米风速(X_{16})、总云量(X_{17})、边界层高度(X_{18})、反照率(X_{19})、年降水量(X_{20}). 社会经济因子统计数据和自然因子中绿地面积、建成区绿化覆盖面积数据来源于《中国城市统计年鉴》(2015~2017)^[14-16], 其他自然因子数据来源于欧洲中心 (<https://www.ecmwf.int/>).

1.2 研究方法

1.2.1 空间自相关分析方法 空间自相关分析可用于分析相应统计量与同一空间区域中相邻统计量之间的关联程度, 包括全局空间自相关和局部空间自相关两大类^[17]. 全局空间自相关的功能在于描

述整个研究区域空间对象的关联程度,以判断此空间对象是否有聚集,分散,随机等空间分布特性存在.本文选择常用的 Moran's I 指数作为 O₃ 空间自相关的度量指标.全局空间自相关 Moran's I 指数,其计算公式如下:

$$I = \frac{n \sum_i \sum_j w_{i,j} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{\sum_i \sum_j w_{i,j} \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (1)$$

式中: n 为样本数,即四川盆地监测站点数; y_i 和 y_j 分别为监测站点 i 和 j 的 O₃ 浓度值; \bar{y} 为所有监测点的 O₃ 浓度平均值; $w_{i,j}$ 为权重矩阵.由于 O₃ 监测站为点文件,本研究选择欧式距离权重生成空间权重矩阵.全局 Moran's I 指数通过 ArcGIS 软件来计算,取值在 ± 1 之间,大于 0 表示 O₃ 空间正相关(均质性),小于 0 表示空间负相关(异质性),等于 0 表示 O₃ 随机分布.

为更准确地把握局部空间要素的聚集与分异特征,将基于全局相关性分析的 Moran's I 统计分析方法分解到局域空间上,提出了局域空间自相关 Moran's I 指数^[18],第 i 个分布对象全局相关性系数 I_i 的计算公式为:

$$I_i = \frac{y_i - \bar{y}}{s^2} \sum_{j=1}^n w_{i,j} (y_j - \bar{y}) \quad (2)$$

式(2)中各个符号的含义与式(1)中的相同,通过 GeoDa 软件计算 I_i 值.

1.2.2 空间热点探测模型 空间热点分析可用于在整个研究区域之内探测出某属性值显著异于其他地方的区域的异常区,是空间聚类的特例^[19].空间热点探测方法首先根据选取的所有样本对应的空间距离构造一个对称矩阵,然后根据极限距离的方法来确定聚集区域,其公式如下:

$$D = 0.5\sqrt{A/n} \pm \gamma \left(\frac{0.26136}{\sqrt{n^2/A}} \right) \quad (3)$$

式中: D 为极限距离,km; A 为研究区域面积,即四川盆地面积,km²; n 为监测站点对数量; γ 为给定置信度时的分位数.本研究运用 ArcGIS 软件进行空间热点探测分析并作图.

1.2.3 地理探测器 地理探测器是探测空间分异,以及揭示其背后驱动因子的一组统计方法^[20],采用 q 值(即驱动值)定量探测度量单因子和双因子交互驱动作用,表达式为:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_n^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (4)$$

$$SSW = \sum N_h \sigma_n^2, SST = N \sigma^2$$

式中: $h=1, \dots, L$ 为 O₃ 浓度或驱动因子的分层,即分类或分区; N_h 和 N 分别为层 h 和四川盆地的地级市数; σ_n^2 和 σ^2 分别是层 h 和选取驱动因子的方差.SSW 为层内的方差之和,SST 为全区总方差. q 值的值域为 $[0,1]$,值越大说明驱动因子对 O₃ 的解释力越强.极端情况下, q 值为 1 表示因子完全控制了 O₃ 的空间分布, q 值为 0 则表示因子与 O₃ 的空间分布无关系.

由于各单因子驱动之间非正交,各因子互相包含,因此可使用地理探测器中交互作用探测以识别不同驱动因子 X_i 之间的交互作用,其一般的识别方法是在回归模型中增加两因子的乘积,即检测双因子共同作用时是否会增强或减弱对 O₃ 空间分布的影响^[20],同时也说明被探测量是否受到多驱动因子的共同制约,弥补了单因子探测的不足.其核心在于将一个驱动因子分层与另一个驱动因子分层叠加得到新图层,并按照新图层利用式(5)计算 q 值,并将双因子之间的交互作用分为 5 种关系(表 1).

表 1 两个单因子交互作用的类型

Table 1 Types of interaction between two factors

判据	交互作用
$q(X1 \cap X2) < \min(q(X1), q(X2))$	非线性减弱
$\min(q(X1 \cap X2)) < q(X1 \cap X2) < \max(q(X1), q(X2))$	单因子非线性减弱
$q(X1 \cap X2) > \max(q(X1), q(X2))$	双因子增强
$q(X1 \cap X2) = q(X1) + q(X2)$	独立
$q(X1 \cap X2) > q(X1) + q(X2)$	非线性增强

由于地理探测器要求将数值型变量离散化并分类,黄小刚等^[7]利用 quantile(百分位数法),将各数值型变量分为 3 个等级.本文参考此,考虑到计算精度与计算量,以 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ 格网为单元,提取 2015~2017 年 O₃ 浓度年均值和当年探测因子数值,将各数值型变量分为 9 个等级.

2 结果与讨论

2.1 四川盆地 O₃ 污染空间分布特征

2.1.1 空间分布格局 从四川盆地 O₃ 浓度超标情

况来看,2015~2017年 O₃-8h 平均值超过《环境空气质量标准》(GB3095-2012)^[2]二级标准的天数为 1056d,占总监测天数(即 18 个城市监测天数的总和,共 19690d,下同)的 5.4%,与曹庭伟等^[11]的结论一致。其中轻度污染共 1005d,占 95.2%,中度和重度污染占 4.8%,无严重污染出现。从盆地各城市的 O₃ 浓度超标情况来看(图 2),成都超标天数(166d)最多,其次是德阳(119d)。巴中(3d)超标天数最少,宜宾、广元、达州超标天数均在 20d 以内,自贡、绵阳、南充、雅安超标天数在 20~40d;遂宁、泸州、乐山、重庆、广安、内江、资阳、眉山超标天数在 50~100d。

由图 3 可见,2015~2017 年四川盆地大部分城市 O₃ 年均浓度明显逐年上升,表明近年来四川盆地 O₃ 污染愈发严重。O₃ 污染高值区主要分布在四川盆地中西部成都、资阳、雅安等城市,且范围逐年扩大。O₃ 浓度的低值区则主要分布在四川盆地的东部和南

部,即重庆,达州,巴中等城市。

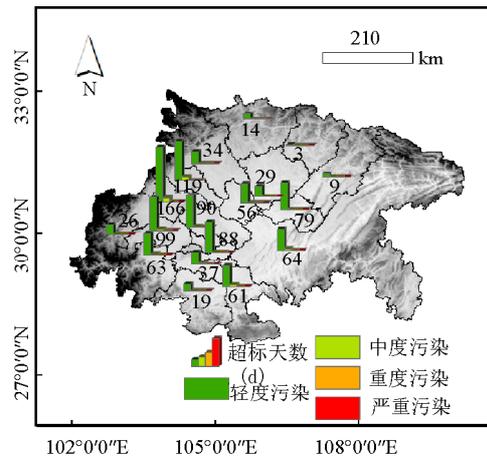


图 2 2015~2017 年四川盆地 O₃ 污染等级分布与超标总天数
Fig.2 The distribution of O₃ pollution levels and the standard-exceeded days in Sichuan Basin during 2015 to 2017

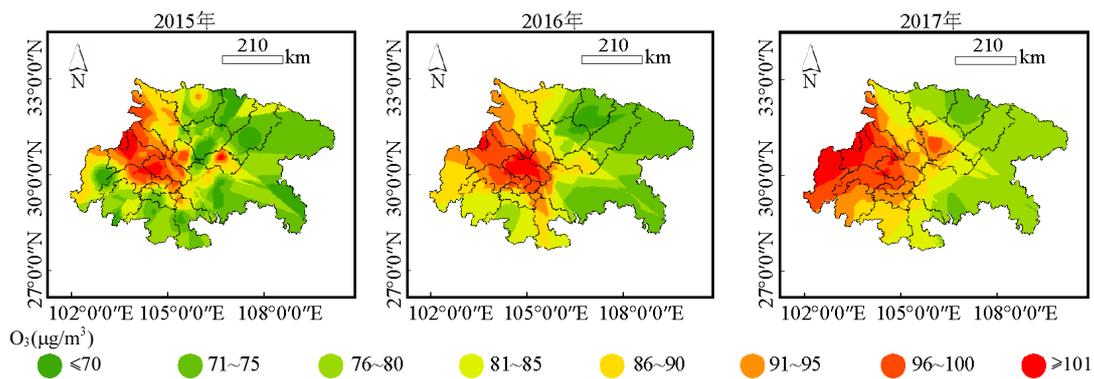


图 3 2015~2017 年四川盆地 O₃ 年均浓度空间分布
Fig.3 Spatial distribution of annual mean O₃ concentration in Sichuan Basin during 2015 to 2017

2.1.2 空间自相关分析 2015~2017 年四川盆地 O₃ 污染空间全局自相关分析结果显示,三年的全局空间自相关指数均为正值且均通过显著性检验 ($P < 0.05$),说明四川盆地的污染呈现出相似值聚集的态势,其分布明显受自身及邻近区域之间的影响(表 2)。因此,对于四川盆地 O₃ 污染的防控需重视区域之间的联防联控和协同治理。

表 2 2015~2017 年四川盆地 O₃ 全局 Moran's I 指数
Table 2 The global Moran's I of O₃ in Sichuan Basin during 2015 to 2017

年份	全局 Moran's I	Z-score	空间自相关	是否显著
2015	0.7483	7.5889	集聚分布	是
2016	0.5068	5.1832	集聚分布	是
2017	0.5897	6.0082	集聚分布	是

局部自相关分析则进一步说明了哪些区域单元对全局空间自相关的贡献更大,其结果如图 4,其中 Moran's I 散点图横,纵坐标为标准化后的 O₃ 浓度,第一,二,三,四象限分别为 H-H(高值-高值聚集区,即该监测点及其周边监测点 O₃ 浓度均为高值), H-L (高值-低值聚集区,即该监测点 O₃ 浓度较高,但其周边 O₃ 浓度较低),L-L(低值-低值聚集区,即该监测点及其周边监测点 O₃ 浓度均为低值)和 L-H(低值-高值聚集区,即该监测点 O₃ 浓度较低,但其周边 O₃ 浓度较高)。H-H 集聚和 L-L 集聚反映 O₃ 污染的均质性(正空间自相关);而 L-H 集聚和 H-L 集聚反映 O₃ 污染的异质性(负空间自相关)。2015~2017 年局地 Moran's I 分别为 0.5516, 0.3772,0.5268,且均通过的显著性检验 ($P < 0.05$);各

年 O₃ 浓度的空间分布呈现出显著的空间正相关聚集性规律:H-H 聚集区(占 40.1%~41.5%)与 L-L 聚集区(占 36.6%~42.7%)占大多数.H-H 聚集区主要分布在盆地中西部,标识出 O₃ 污染急需集中治理的区域;L-L 聚集区主要分布在盆地东部;从

2015 至 2017 年,H-H 聚集区向南扩大范围,即盆地南部由 L-L 聚集区转变为 H-H 聚集区,L-L 聚集区向北扩大范围,即盆地北部由 H-H 聚集区转变为 L-L 聚集区.可见聚集区的年际变化与 O₃ 浓度年际变化基本一致.

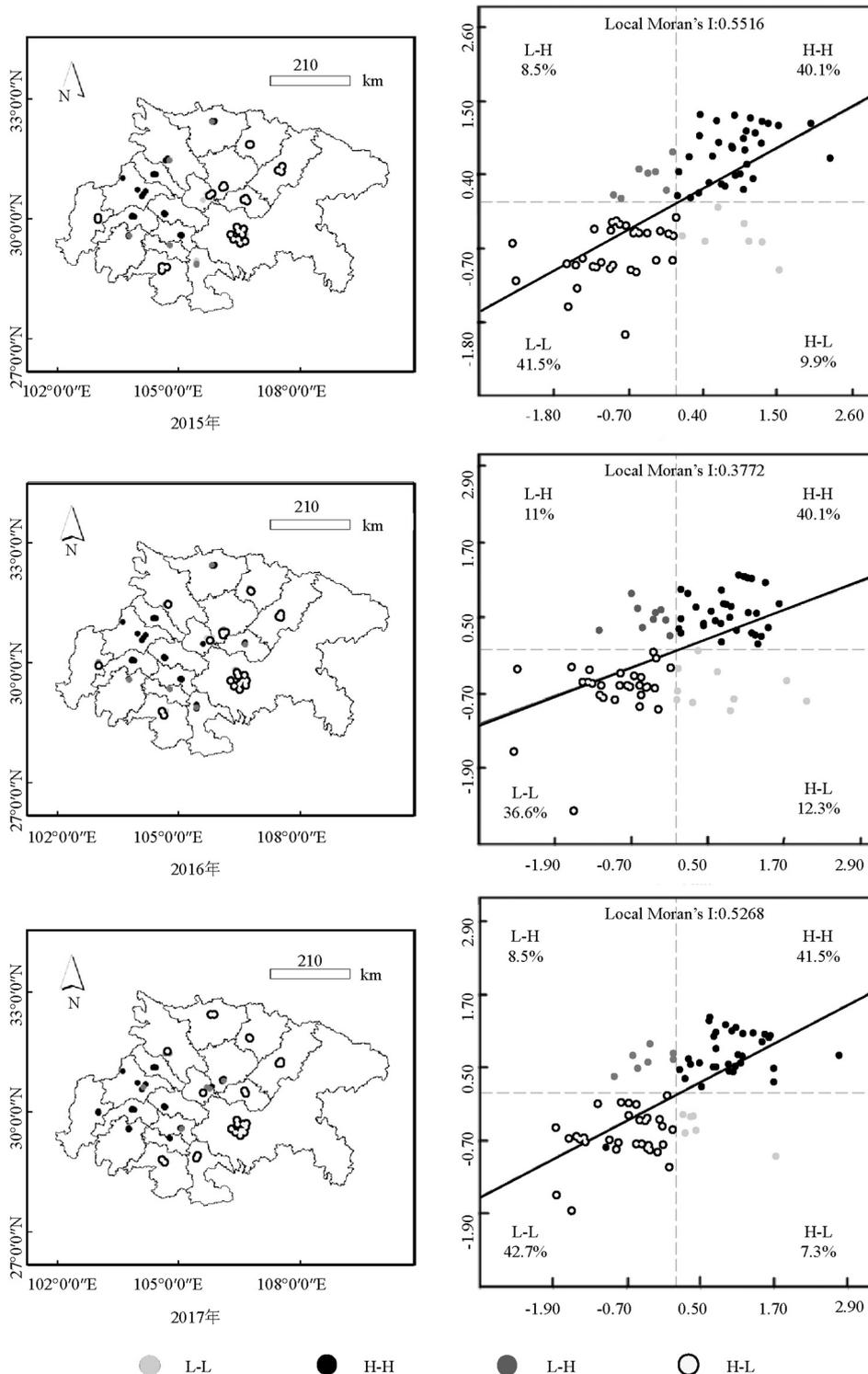


图 4 2015~2017 年四川盆地局部 Moran's I 散点图及其分布
 Fig.4 The Moran Scatterplot Map and its distribution in Sichuan Basin during 2015 to 2017

2.1.3 空间热点分析 空间热点探测结果显示,2015~2017年四川盆地 O₃ 热点区分别向东西方转移,形成分别以资阳和以成都为中心的两个主要 O₃ 热点聚集区,且范围有继续扩大的趋势.可见,由于盆地西部 O₃ 浓度的不断上升,已形成了 O₃ 的高污

染区,且该区域存在明显的城市间 O₃ 污染相互传输影响,加之两个热点聚集区在空间上交叉重叠,区域 O₃ 污染态势严重;O₃ 浓度冷点聚集区则是由以遂宁,南充为中心向南北方转移,随后继续向南北方扩大范围.

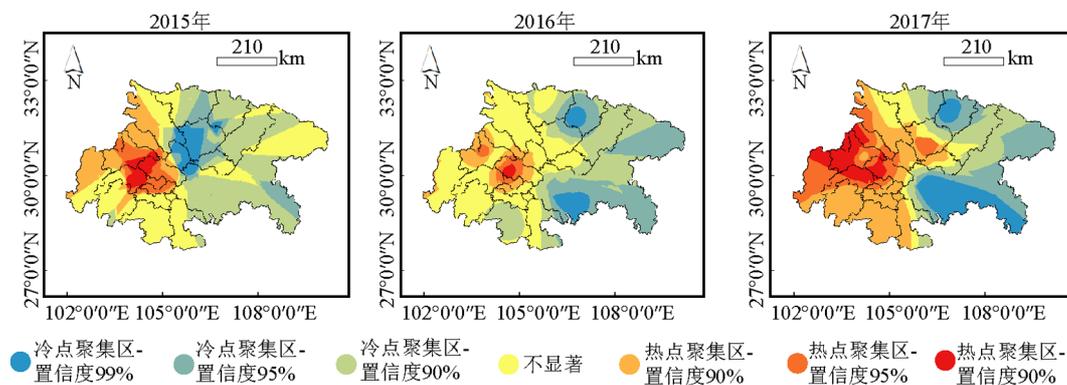


图5 2015~2017年四川盆地 O₃ 浓度热点区域

Fig.5 Hot spot areas of O₃ concentration in Sichuan Basin during 2015 to 2017

2.2 四川盆地 O₃ 污染的驱动因子分析

2.2.1 单因子驱动 地理探测器单因子探测结果总体显示,社会经济因子驱动力较自然因子大,表明四川盆地 O₃ 浓度的空间分异主要是由于社会经济发展水平不均衡引起的(图 6).下面具体对社会经济因子和自然因子的驱动作用加以说明.

(1) 社会经济因子驱动作用解析

城市化因子驱动:城建用地占区面积比重(q 值,0.5734),人口密度(0.5479),年均人口(0.2634).这在统计上证明了四川盆地 O₃ 浓度分布与城市化程度密切相关.城市化发展导致 O₃ 前体物排放量增大,促使 O₃ 浓度上升,同时城市化引起的城市热岛效应加快光化学反应,且形成的热岛环流有利于污染物在城区积聚.有研究利用 WRF-Chem 模式,针对上海地区得出城市化对 O₃ 浓度有显著影响的结论^[21].因此,政府在城市规划中需要更多地发挥空间配置作用,打造空间集约的城市格局.人口密度高的中心城市虽然有助于发挥集聚经济优势,但会使得生态环境压力增大,驱动 O₃ 污染,若构建次级中心城市有助于避免人口过度扎堆,减轻 O₃ 污染.

人为源因子驱动:工业二氧化硫排放量(0.4590),工业烟粉尘排放量(0.4584),民用汽车拥有量(0.3317).SO₂ 和 NO₂ 的主要污染源都是工业排放^[22],王杨君等^[23]的研究基于 OSAT 方法得出夏季

上海市工业源对徐汇站 O₃ 的小时浓度贡献占本地贡献的 53%.汽车尾气中的 NO_x 和 VOCs 亦是城市地区 O₃ 的主要前体物,且机动车是我国城市大气 VOCs 的最主要来源^[24-25].因此,政府需把握“中国制造 2025”战略的环保科技发展方向,鼓励工业企业研发引进环保技术.此外,推广新能源汽车,控制汽车流量,从源头上减少 O₃ 前体物的排放,降低 O₃ 污染防治的成本.

经济结构因子驱动:人均地区生产总值(0.4368),地区生产总值(0.2658),工业总产值(0.2403),二产比重(0.3719).张可等^[26]的利用空间联立方程模型研究表明,经济聚集会加重环境污染.王敏等^[27]研究表明,我国经济增长与环境污染之间呈“U形”关系,即表现为当经济水平较低时,污染随经济增长而改善,而当达某“拐点”之后,污染将会随经济增长而恶化.本研究中,2015~2017年随着经济快速发展,O₃ 污染逐年恶化,可见四川盆地处于此“U形”的爬坡期,随着经济的进一步增长,区域 O₃ 污染有继续恶化的趋势.二产比重是反映经济结构的重要指标,四川盆地二产比重高于全国水平.因此,四川盆地需构建以经济协同为主,政策和管理协同为辅的污染联合防治格局,实现环境保护和经济增长的可持续发展.

工业化因子驱动:工业企业数(0.2725)和生产总值能耗(0.2337).近年来四川盆地工业平稳较快发展,

跻身工业大省行列^[28],且四川的资源密集型产业易陷入粗放型发展,导致环境污染问题^[29],从而对 O₃ 浓度空间分异有驱动作用.加快四川盆地工业产业结构调整优化,有助于减轻环境负担.

(2)自然因子驱动作用解析

降水因子驱动:年降水量(0.4592)是自然因子中驱动值最大.降水是影响 O₃ 浓度的重要因素,对 O₃ 的前体物有清除作用,同时由于降雨使得日照强度明显降低,不利于 O₃ 的光化学反应^[30],连续多日的无雨或少雨天气是臭氧污染事件发生的必要条件,多雨可显著减少 O₃ 浓度平均值^[31-32].

生物源因子驱动:建成区绿化覆盖面积(0.2080),绿地面积(0.2052).由于植物排放的有机物远比人为排放的有机物活泼,在日照条件下很快能与 NO_x 发

生反应生成 O₃,因此,在很大程度上,植物排放对 O₃ 形成有所贡献^[33],生物源排放也对 O₃ 污染有一定驱动作用.

温度因子驱动:两米温度(0.2884).太阳辐射强度对大气光化学反应具有重要影响,大气温度高往往是由于太阳辐射强,有利于 O₃ 光化学反应生成.

除了以上讨论的自然因子,反照率(0.2054)也有一定驱动作用.一般来说,反照率较大的地表蒸散量较少,使地表向大气的水汽输送减少,从而减少大气降水^[34],从而间接影响 O₃ 浓度.云量也对 O₃ 浓度分布存在驱动作用,云量较多时会减少近地面太阳辐射,从而减弱光化学反应,近地面 O₃ 浓度减少^[35].边界层高度,10m 风速的 *q* 值分别为 0.1443,0.1197,对四川盆地 O₃ 浓度分布具有较小的驱动力.

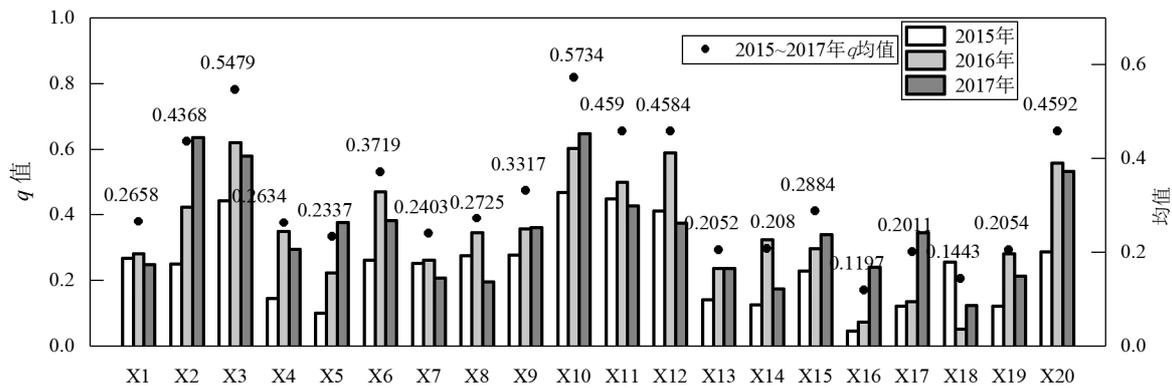


图 6 2015~2017 年四川盆地地理探测器单因子驱动值(*q* 值)

Fig.6 Single factor driving value(*q*) based on geographic detector in Sichuan Basin during 2015 to 2017

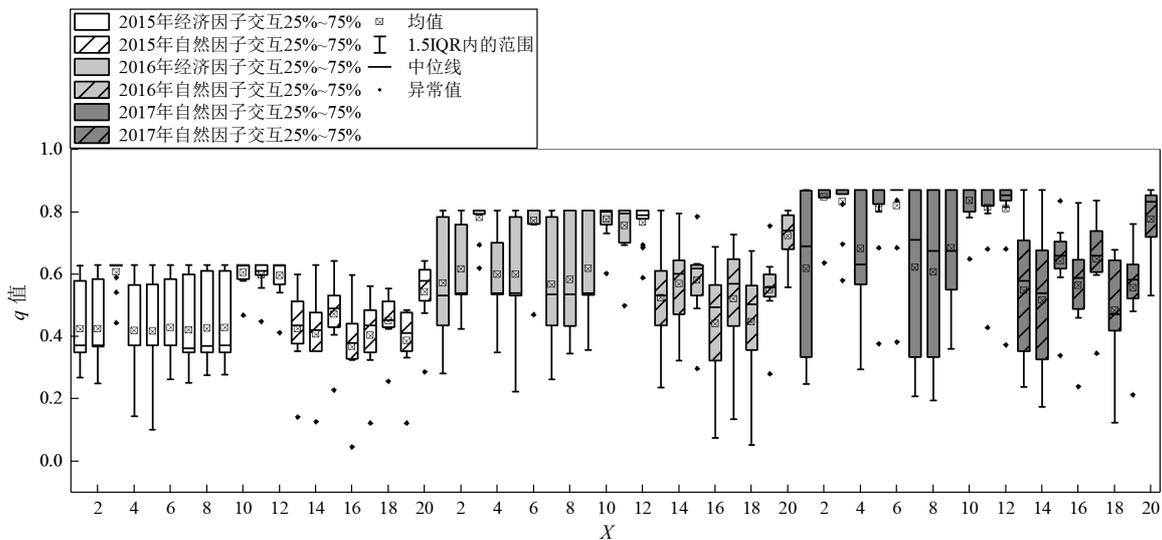


图 7 2015~2017 年四川盆地地理探测器双因子交互驱动值(*q* 值)

Fig.7 Two factor interactive driving value (*q*) based on geographic detector in Sichuan Basin during 2015 to 2017

2.2.2 双因子交互驱动 使社会经济因子与社会经济因子交互,自然因子与自然因子交互(图 7).可见,各驱动因子之间交互作用亦会对 O₃ 浓度空间分异产生显著的影响.对结果进一步统计分析如下:

首先,从各因子交互之后驱动值 *q* 的变化来看,单因子交互之后都有较大幅度的上升(表 3),其中社会经济因子交互和自然因子交互后,三年平均增长

率分别为 109.3%和 255.8%.单个自然因子对 O₃ 浓度空间分异的驱动作用相对较小,但与其他自然因子交互之后可能会具有很高的驱动作用,由此说明了自然因子对于 O₃ 的影响具有多重且复杂的特征,共同作用显著;社会经济因子的交互作用则为四川盆地防控 O₃ 污染提供了更高效的思路:协同控制可对 O₃ 污染防治起到“1+1>2”的效果.

表 3 2015~2017 年驱动因子交互 *q* 值增长率

Table 3 Growth rate of *q* value of interaction factors during 2015 to 2017

<i>q</i> 值增长率	驱动因子		
<50%	人均地区生产总值(X2)	年均人口(X4)	城建用地占区面积比重(X10)
50%~100%	人口密度(X3)	二产比重(X6)	民用汽车拥有量(X9)
	工业二氧化硫排放量(X11)	工业烟粉尘排放量(X12)	
100%~150%	地区生产总值(X1)	工业总产值(X7)	工业企业数(X8)
	2m 温度(X15)	年降水量(X20)	
150%~200%	绿地面积(X13)	城建区绿化覆盖面积(X14)	反照率(X19)
200%~250%	生产总值能耗(X5)	城建用地占区面积比重(X10)	总云量(X17)
>250%	边界层高度(X18)	十米风速(X16)	

其次,从各因子交互均值年际变化来看,三年交互均值逐年增大.其中 2015~2016 年各社会经济因子,自然因子增长率平均为 39.52%,27.49%;2016~2017 年则为 12.80%,14.57%.其中 2015~2016 年增幅较大(>40%)

的有:X2(人均地区生产总值, 45.27%),X4(年均人口,42.98%),X5(生产总值能耗, 43.88%),X6(二产比重,79.85%),X9(民用汽车拥有量, 44.08%);2016~2017 年最大的增幅存在于 X2(人均地区生产总值,37.45%).

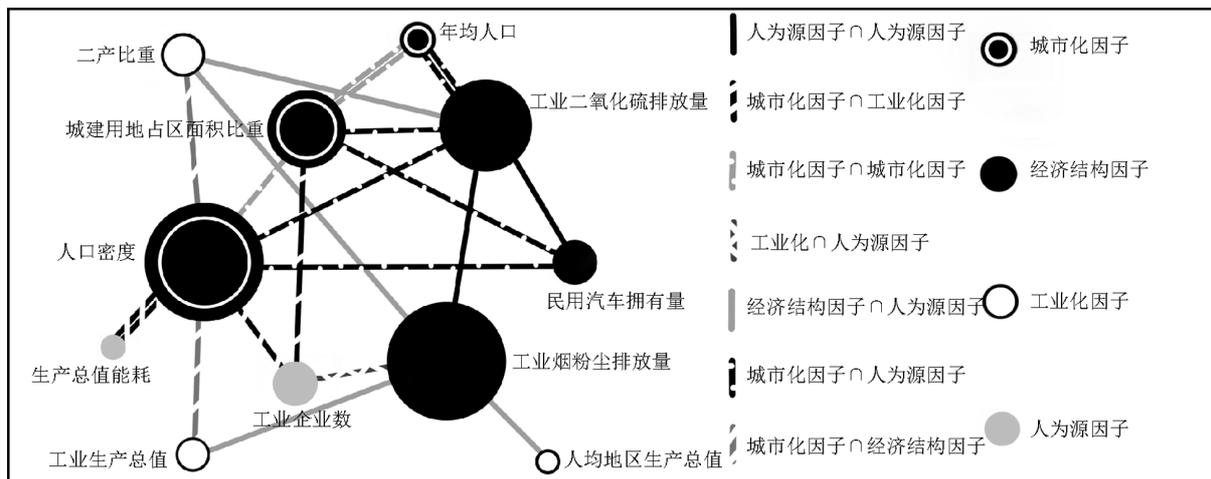


图 8 交互 *q* 值达到最大的双因子及其交互作用

Fig.8 The interaction factors reach the maximum *q* value and its interaction types

最后,从各年交互最大值年际变化来看,三年交互最大值逐年增大.2015~2016 年,2016~2017 年增长率分别为 28.09%和 8.10%.每年存在交互 *q* 值最大值,这是因为地理探测器分析两类因子类型量叠加后存在类似的分类所致.对能使得 *q* 值达到最大的驱

动因子进行具有统计意义的可视化绘图(图 8).其中双实线表示非线性增强;单实线表示双因子增强;圆形直径越大表示该因子出现频率越高.出现频率最高的是人口密度(7 次)与工业烟粉尘排放量(7 次)这两个城市化和人为源因子,且城市化因子与工业化

因子,人为源因子交互达最大值的数量最多(5对),因此,对于四川盆地 O₃ 污染的防控应特别着手于抑制具有重要的交互动效应双因子,从而更高效地减少 O₃ 污染的发生。

3 结论

3.1 2015~2017 年四川盆地大部分城市 O₃ 浓度值逐年上升。O₃ 污染高值区主要分布在盆地中西部地区,且高值区范围逐年扩大;O₃ 浓度低值区则主要分布在盆地东部和南部地区。

3.2 空间自相关分析表明,四川盆地 O₃ 污染分布具有显著的聚集性规律。H-H 聚集区主要分布在盆地中西部,且逐年向南扩大范围;L-L 聚集区主要分布在盆地东部,且逐年向北扩大范围。

3.3 空间热点探测表明,2015~2017 年四川盆地 O₃ 热点区向东、西方转移,形成存在以资阳和以成都为中心的两个主要 O₃ 浓度热点集聚区,并向西扩大范围;O₃ 浓度冷点集聚区则是由以遂宁,南充为中心向南北方转移,继续向南北方扩大范围。

3.4 地理探测器单因子探测表明,社会经济因子是影响四川盆地 O₃ 浓度空间分异的主要驱动因子。城市化因子的驱动作用最大,人为源因子次之,其次是经济结构因子;自然因子的驱动作用中降水因子,温度因子驱动作用较大。

3.5 地理探测器双因子探测表明,双因子交互驱动作用均大于单因子,各驱动因子共同影响四川盆地 O₃ 浓度空间分异,且交互均值、最大值逐年增大。交互可使驱动值达到最大值的双因子出现频率最高的是城市化因子与工业化因子,以及城市化因子与人为源因子。因此,四川盆地在 O₃ 污染防控方面需着重于抑制社会经济因子的交互驱动作用,优化城市规划,积极探索实现经济增长与产业优化,可对 O₃ 污染防治起到“1+1>2”的效果。

参考文献:

- [1] 张小曳,孙俊英,王亚强,等.我国雾-霾成因及其治理的思考 [J]. 科学通报, 2013,58(13):1178-1187.
Zhang X Y, Sun J Y, Wang Y Q, et al. Factors contributing to haze and fog in China (in Chinese) [J]. Chinese Sci. Bull., 2013,58(13):1178-1187.
- [2] 李名升,任晓霞,于洋,等.中国大陆城市 PM_{2.5} 污染时空分布规律 [J]. 中国环境科学, 2016,36(3):641-650.
Li M S, Ren X X, Yu Y, et al. Spatiotemporal pattern of ground-level fine particulate matter PM_{2.5} pollution in mainland China [J]. China Environmental Science, 2016,36(3):641-650.
- [3] 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.
Cheng L J, Wang S, Gong Z Y, et al. Spatial and seasonal variation and regionalization of ozone concentrations in China [J]. China Environmental Science, 2017,37(11):4003-4012.
- [4] 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.
- [5] 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.
- [6] Jin, X M, Holloway, Tracey. Spatial and temporal variability of ozone sensitivity over China observed from the ozone monitoring instrument [J]. Journal of Geophysical Research [J]. Atmospheres, 2015,120(14): 7229-7246.
- [7] 黄小刚,邵天杰,赵景波,等.长三角城市群臭氧浓度的时空分异及驱动因素 [J]. 长江流域资源与环境, 2019,28(6):1434-1445.
Huang X G, Cao J J, Zhao J B, et al. Spatiotemporal differentiation of ozone concentration and its driving factors in Yangtze River Delta urban agglomeration [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019,28(6):1434-1445.
- [8] Fu Y, Liao H, Yang Y. 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.
- [9] 姜蕴聪,杨元建,王泓,等.2015~2018 年中国代表性城市 PM_{2.5} 浓度的城乡差异 [J]. 中国环境科学, 2019,39(11):4552-4560.
Jiang Y C, Yang Y J, Wang H, et al. Urban-rural differences in PM_{2.5} concentrations in the representative cities of China during 2015~2018 [J]. China Environmental Science, 2019,39(11):4552-4560.
- [10] 李珊珊,程念亮,徐峻,等.2014 年北京津冀地区 PM_{2.5} 浓度时空分布及来源模拟 [J]. 中国环境科学, 2015,35(10):2908-2916.
Li S S, Cheng N L, Xu J, et al. Spatial and temporal distributions and source simulation of PM_{2.5} in Beijing-Tianjin-Hebei region in 2014. China Environment Science, 2017,30(5):678-687.
- [11] 曹庭伟,吴锴,康平,等.成渝城市群臭氧污染特征及影响因素分析 [J]. 环境科学学报, 2018,38(4):1275-1284.
Cao T W, Wu K, Kang P, et al. Study on ozone pollution characteristics and meteorological cause of Chengdu Chongqing urban agglomeration [J]. China Environmental Science, 2018,38(4):1275-1284.
- [12] GB 3095—2012 环境空气质量标准 [S].
GB 3095—2012 Environmental air quality standard [S].
- [13] HJ633—2012 环境空气质量指数(AQI)技术规定 [S].
HJ633—2012 Technical specification of ambient air quality assessment (Trial) [S].
- [14] 国家统计局城市社会经济调查总队.中国城市统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2015.
National bureau of statistics urban socio-economic survey team. China City Statistical Yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2015.
- [15] 国家统计局城市社会经济调查总队.中国城市统计年鉴 [M]. 北京:

- 中国统计出版社, 2016.
- National bureau of statistics urban socio-economic survey team. China City Statistical Yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2016.
- [16] 国家统计局城市社会经济调查总队. 中国城市统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2017.
- National bureau of statistics urban socio-economic survey team. China City Statistical Yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2017.
- [17] 王 华, 郭阳洁, 洪 松, 等. 区域气溶胶光学厚度空间格局特征研究 [J]. 武汉大学学报(信息科学版), 2013, 38(7): 869-874.
- Wang H, Guo Y J, Hong S, et al. Spatial pattern characteristics of aerosol optical depth in a region based on spatial autocorrelation [J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2013, 38(7): 869-874.
- [18] Anselin L. Local Indicators of Spatial Association—LISA [J]. Geographical Analysis, 1995, 27(2): 93-115.
- [19] 周 磊, 武建军, 贾瑞静, 等. 京津冀 PM_{2.5} 时空分布特征及其污染风险因素 [J]. 环境科学研究, 2016, 29(4): 483-493.
- Zhou L, Wu J J, Jian R J, et al. Investigation of temporal-spatial characteristics and underlying risk of PM_{2.5} pollution in Beijing-Tianjin-Hebei Area [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(4): 483-493.
- [20] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望 [J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
- Wang J F, Xu C D. Geodetector: Principle and prospective [J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116-134.
- [21] 顾 莹. 上海城市化对臭氧污染影响的数值模拟 [D]. 上海: 华东师范大学, 2010.
- Gu Y. Numerical Simulation of the Impact of Urbanization on Ozone in Shanghai [D]. Shanghai: East China Normal University, 2010.
- [22] Hartman R, Kwon O-S. Sustainable Growth and the Environment Kuznets Curve [J]. Journal of Economic Dynamics and Control, 2005, 29(10): 1701-1736.
- [23] 王杨君, 李 莉, 冯加良, 等. 基于 OSAT 方法对上海 2010 年夏季臭氧源解析的数值模拟研究 [J]. 环境科学学报, 2014, 34(3): 567-573.
- Wang Y J, Li L, Feng J L, et al. Source apportionment of ozone in the summer of 2010 in Shanghai using OSAT method [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(3): 567-573.
- [24] 陈天增, 葛艳丽, 刘永春, 等. 我国机动车排放 VOCs 及其大气环境影响 [J]. 环境科学, 2018, 39(2): 478-492.
- Cheng T Z, Ge Y L, Liu Y C, et al. VOCs Emission from motor vehicles in China and its impact on the atmospheric environment [J]. Environmental Science, 2018, 39(2): 478-492.
- [25] Zhang Y L, Yang W Q, Simpson I, et al. Decadal changes in emissions of volatile organic compounds (VOCs) from on-road vehicles with intensified automobile pollution control: Case study in a busy urban tunnel in south China [J]. Environmental Pollution, 2018, 233: 806-819.
- [26] 张 可, 汪东芳. 经济集聚与环境污染的交互影响及空间溢出 [J]. 中国工业经济, 2014, (6): 70-82.
- Zhang K, Wang D F. The interaction and spatial spillover between agglomeration and pollution [J]. China Industrial Economics, 2014, (6): 70-82.
- [27] 王 敏, 黄 滢. 中国的环境污染与经济增长 [J]. 经济学季刊, 2015, 14(2): 557-578.
- Wang M, Huang Y. China's environmental pollution and economic growth [J]. China Economic Quarterly, 2015, 14(2): 557-578.
- [28] 黄桂平, 曾吉明, 王 敏, 等. 工业在全省经济社会发展中的支撑带动作用分析 [J]. 四川冶金, 2018, 40(3): 1-5+8.
- Huang G P, Zeng J M, Wang M, et al. Analysis on the supporting and driving role of industry in the province's economic and social development [J]. Sichuan Metallurgy, 2018, 40(3): 1-5+8.
- [29] 商诗雨. 四川省产业结构优化调整对策研究 [J]. 中国集体经济, 2015, (12): 29-30.
- Shang S Y. Study on the countermeasures of industrial structure optimization and adjustment in sichuan province [J]. China Collective Economy China Collective Economy China Collective, 2015, (12): 29-30.
- [30] 杜勤博, 吴晓燕, 郑素帆, 等. 气象因素对汕头市大气 O₃ 污染的影响 [J]. 气象与环境科学, 2019, 42(4): 83-89.
- Du Q B, Wu X Y, Zheng S F, et al. Effects of meteorological factors on atmospheric O₃ pollution in Shantou [J]. Meteorological and Environmental Sciences, 2019, 42(4): 83-89.
- [31] 赵 伟, 高 博, 刘 明, 等. 气象因素对香港地区臭氧污染的影响 [J]. 环境科学, 2019, 40(1): 55-66.
- Zhao W, Gao B, Liu M, et al. Impact of meteorological factors on the ozone pollution in Hongkong [J]. Environmental Science, 2019, 40(1): 55-66.
- [32] 梁碧玲, 张 丽, 赖 鑫, 等. 深圳市臭氧污染特征及其与气象条件的关系 [J]. 气象与环境学报, 2017, 33(1): 66-71.
- Liang B L, Zhang L, Lai X, et al. Analysis of the characteristics of ozone pollution and its relationship with meteorological conditions in Shenzhen [J]. Journal of Meteorology and Environment, 2017, 33(1): 66-71.
- [33] 蒋维楣, 蔡晨霞, 李 昕. 城市低层大气臭氧生成的模拟研究 [J]. 气象科学, 2001, 21(2): 154-161.
- Jiang W M, Cai C X, Li X. Simulation of the forming of ozone in the low layer air of urban area [J]. Scientia Meteorologica Sinica, 2001, 21(2): 154-161.
- [34] 王 艺, 朱 彬, 刘 煜, 等. 中国地区近 10 年地表反照率变化趋势 [J]. 气象科技, 2011, 39(2): 147-155.
- Wang Y, Zhu B, Liu Y, et al. Trend of surface Albedo changes in China in last decade [J]. Meteorological Science and Technology, 2011, 39(2): 147-155.
- [35] 吴 兑. 到达地面的紫外辐射强度预报 [J]. 气象, 2000, 26(12): 38-42.
- Wu D. Forecast of surface ultraviolet radiation [J]. Meteorological Monthly, 2000, 26(12): 38-42.
- [36] 唐孝炎, 张远航, 邵 敏. 大气环境化学(第二版) [M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- Tang X Y, Zhang Y H, Shao M. Atmosphere environmental chemistry (Second Edition) [M]. Beijing: Higher Education Press, 2006.

作者简介: 汪可可(1999-), 女, 成都信息工程大学本科生, 主要从事大气环境相关研究。