邹 滨,谢曼曼,李 莎,等.中国 274 个地级市 $PM_{2.5}$-O_3 浓度空间分异的驱动因素解析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6032-6044.
Zou B, Xie M M, LI S, et al. Exploring the drivers of $PM_{2.5}$-O_3 spatial differentiation in 274 Chinese prefecture-level cities [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6032-6044.

中国 274 个地级市 $PM_{2.5}$-O_3 浓度空间分异的驱动因素解析

邹 滨[1],谢曼曼[1],李 莎[1,2*],刘 宁[3],李沈鑫[1],熊 鹰[4] (1.中南大学地球科学与信息物理学院,湖南 长沙 410083；2.长沙理工大学水利与海洋工程学院,湖南 长沙 410114；3.国防科技大学气象与海洋学院,湖南 长沙 410073；4.长沙理工大学建筑学院,湖南 长沙 410114)

摘要：结合城市统计年鉴与多源遥感数据(包括污染物浓度、夜间灯光、土地覆盖等),从气象、社会经济和城市形态多要素综合视角,解析中国 274 个地级市 $PM_{2.5}$-O_3 复合污染时空分布特征.结果表明:2005~2020 年,中国城市 $PM_{2.5}$ 浓度呈“先升后降”趋势,而 O_3 浓度则经历了升高、下降再升高的过程.两者的空间分布及协同关系均呈现显著的区域异质性,$PM_{2.5}$ 高值区主要集中在华北平原,O_3 高值区分布于华北平原和东部沿海城市群,$PM_{2.5}$~O_3 在南方及东北湿润地区多呈正相关,在北方半湿润半干旱地区多呈负相关.地理探测器分析显示,城市尺度 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度空间分异驱动因子排序均呈现出城市形态>气象>社会经济要素.其中 $PM_{2.5}$ 浓度主要受生态空间占比(q=0.627)和农业空间占比(q=0.610)驱动,O_3 浓度则受生态空间占比(q=0.512)和地形(q=0.466)影响显著.$PM_{2.5}$-O_3 协同关系受降水(q=0.396)和温度(q=0.374)等单因子主导驱动,且在温度-地形(q=0.718)、降水-均匀度(q=0.708)等双因子的交互作用下呈现显著增强,表明了“城市形态约束”与“气象条件扰动”对城市 $PM_{2.5}$-O_3 复合污染显著的非线性协同效应.本研究可为 $PM_{2.5}$-O_3 复合污染精准协同防控提供科学依据.

关键词：空气污染；遥感；贡献力；地理探测器
中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6032-13

Exploring the drivers of $PM_{2.5}$-O_3 spatial differentiation in 274 Chinese prefecture-level cities.

ZOU Bin[1], XIE Man-man[1], LI Sha[1,2*], LIU Ning[3], LI Shen-xin[1], XIONG Ying[4] (1.School of Geosciences and Info-physics, Central South University, Changsha 410083, China；2.School of Hydraulic and Ocean Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China；3.College of Meteorology and Oceanography, National University of Defense Technology, Changsha 410073, China；4.College of Architecture, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6032~6044

Abstract：In this study, based on the urban statistical yearbook and multi-source remote sensing data—including pollutant concentrations, nighttime light intensity, and land cover—the spatiotemporal distribution characteristics of $PM_{2.5}$-O_3 compound pollution across 274 prefecture-level cities in China were examined from an integrated perspective of meteorological, socioeconomic, and urban form factors. The results showed that from 2005 to 2020, $PM_{2.5}$ concentrations in Chinese cities followed a 'rise-then-fall' trend, while O_3 exhibited a 'rise-fall- rise' trend. Both the spatial distribution and the synergistic relationship between $PM_{2.5}$ and O_3 displayed pronounced regional heterogeneity. High $PM_{2.5}$ concentrations were mainly concentrated in the North China Plain, whereas high O_3 concentrations occurred in both the North China Plain and the eastern coastal urban agglomerations. Positive correlations between $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations were predominant in the humid regions of southern and northeastern China, while negative correlations were more common in the semi-humid and semi-arid regions of northern China. Geodetector analysis revealed that the spatial differentiation drivers of $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations was primarily shaped by urban form factors, followed by meteorological and socioeconomic conditions. Specifically, $PM_{2.5}$ concentrations were strongly influenced by the proportion of ecological space (q=0.627) and agricultural land (q=0.610), whereas O_3 concentrations were significantly affected by the proportion of ecological space (q=0.512) and topography (q = 0.466). The synergistic relationship between $PM_{2.5}$ and O_3 was mainly controlled by the single factors such as precipitation (q=0.396) and temperature (q=0.374), with significant enhancement observed under dual-factor interactions, such as temperature-topography (q=0.718) and precipitation-Shannon's evenness index (q=0.708). These findings highlight the nonlinear synergistic effects arising from the coupling of 'urban form constraints' and 'meteorological disturbances' on $PM_{2.5}$-O_3 compound pollution, and provide a scientific basis for the precise and coordinated prevention and control of such pollution.

Key words：air pollution；remote sensing；contribution；geodetector

收稿日期：2025-04-11
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42271440,42405149);中南大学研究生自主探索创新项目(2023ZZTS0487)

* 责任作者, 助教, wuda-lisha@whu.edu.cn

随着城市化进程快速推进,我国城市空气质量不断恶化,严重危害人类健康[1-2].为此,中国政府自2013 年开始,相继出台了《大气污染防治行动计划》和《蓝天保卫战三年行动计划》等系列政策,以空前力度推动了以 $PM_{2.5}$ 为主要目标的空气污染治理并取得一定成效[3].然而,2023 年最新数据显示,中国仍有 40.1%的城市空气质量不达标,其中 $PM_{2.5}$ 超标城市占 31.0%,臭氧(O_3)超标城市达到 23.3%[4],$PM_{2.5}$–O_3 复合污染已成为我国现阶段环境治理面临的重大难题[5-6].

$PM_{2.5}$ 和 O_3 的形成机制不同,$PM_{2.5}$ 产生方式包括燃煤、交通等直接排放和硫酸盐、硝酸盐等二次生成,O_3 则主要是通过 NO_x 和 VOCs 等前体物的光化学反应生成.但二者之间存在复杂的交互作用[7-9].$PM_{2.5}$ 中的硝酸盐、有机物等强吸附性成分可以吸附并暂时降低 O_3 浓度,黑碳、金属等成分可能通过吸收太阳辐射或作为催化剂影响 O_3 的光化学反应效率,而且 O_3 也会通过与 NO_x 等前体物反应参与二次 $PM_{2.5}$ 的生成[10],最终导致 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的浓度往往在不同时间和地点呈现复杂的时空变化[11-12].为实现我国大气污染治理从“一刀切”粗放式减排向区域差异化精准调控的跨越,有必要探究城市间 $PM_{2.5}$–O_3 浓度及协同关系的空间异质性,并解析其驱动因素.

已有大量研究基于地面站点监测数据探讨了我国 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度的空间分异特征,发现 2015~2020 年中国城市 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的空间聚类格局相似,热点区域集中分布在京津冀、山西、河南和安徽等地区[13].然而,2013 年以前我国国控空气质量监测网络尚不完善,难以支撑长时序空气污染演变特征分析.近年来,基于卫星遥感技术的空气污染物浓度空间分布制图产品为研究 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度的长时序空间分布特征提供了有力支持,但对 $PM_{2.5}$–O_3 协同关系的空间分异特征及驱动因素关注仍较为有限[14-15].城市尺度大气污染的形成涉及排放、沉积、传输和扩散等多重过程,其空间分异主要受到社会经济、气象和城市形态因素的综合影响[16].其中,社会经济因素如人口、国内生产总值和产业结构等,主导了污染源排放强度与构成进而影响污染物本底值[17].气象因素则对污染物的沉积、扩散和转化起着至关重要的作用.例如,气温影响 O_3 光化学反应的速率,降水量影响 $PM_{2.5}$ 的沉降,风速决定了污染物的扩散效率等[18].此外,城市形态要素亦会产生重要影响,用地功能布局直接影响污染物排放总量与净化能力,紧凑度、均匀度等空间结构指标间接影响交通排放,地形因素影响局地微气候和污染物的扩散与生成,例如盆地地形扩散条件较差容易导致 $PM_{2.5}$ 与 O_3 积聚[19].上述因子在城市尺度上均表现出显著的空间变异性,已有研究多探讨了其中部分因子对单污染物空间分异的贡献力,在综合定量评价 $PM_{2.5}$–O_3 浓度及协同关系的空间分异驱动力方面仍存在较大空白.

为此,本文结合城市统计年鉴与多源遥感数据(包括污染物浓度、夜间灯光、土地覆盖等),从气象、社会经济和城市形态多要素综合视角,解析了 2005~2020 年中国 274 个地级市 $PM_{2.5}$–O_3 复合污染的时空分布特征.本研究所揭示的 $PM_{2.5}$–O_3 浓度及协同关系的空间分异驱动效应,可为政府部门区域差异化污染防控政策制定提供科学依据.

1　材料与方法

1.1　研究区

为了保证代表性,将中国大陆的 337 个地级及以上城市全部纳入研究范围.剔除数据缺失的城市后,最终保留 274 个城市作为本文研究区(含 270 个地级市和 4 个直辖市).研究区空间分布见图 1.



图 1　研究区空间分布

Fig.1　Spatial distribution of the study area

1.2　数据及预处理

本研究关注 $PM_{2.5}$ 和 O_3 两类污染物,数据来源

为李沈鑫等[15]研发的2005~2020年$PM_{2.5}$和O_3浓度遥感估算数据集.该数据结合空气质量地面站点浓度和AOD、NO_2、HCHO对流层柱浓度等多源卫星遥感数据制作,年尺度验证精度如下:$PM_{2.5}$的R^2为0.74~0.89,RMSE为4.81~7.37μg/m^3;O_3的R^2为0.72~0.88,RMSE为8.48~13.56μg/m^3,精度可靠.

根据已有文献所述的空气污染物生成与扩散机制[13],本文构建了如表1所示包括气象因素、社会经济因素和城市形态因素3大类共17个指标的指标体系,系统探讨其对$PM_{2.5}$和O_3浓度时空分异的影响.

表1 驱动因子指标体系及数据来源

Table 1 Driving factor index system and data sources

变量类型	编号	二级指标(单位)	缩写	数据来源
气象因素	X1	温度(℃)	TEM	https://cds.climate.copernicus.eu/#!/home
	X2	风速(m/s)	WIND	
	X3	降水(mm)	PRECI	
社会经济因素	X4	人口城市化率(%)	UR	https://data.cnki.net/Yearbook/Single/N2021050059
	X5	人口密度(千人/km²)	PopD	
	X6	人均GDP(万元)	GDP_Cap	
	X7	一产占比(%)	PS	
	X8	二产占比(%)	SS	
	X9	三产占比(%)	TS	
	X10	每万人拥有公交数量(辆)	BUS_10k	
城市形态因素	X11	城镇空间占比(%)	CITYR	http://www.ncdc.ac.cn
	X12	农业空间占比(%)	FARMR	
	X13	生态空间占比(%)	ECOR	
城市形态因素	X14	多中心指数	SSI	http://www.geodata.cn
	X15	紧凑度	CI	https://doi.org/10.11888/HumanNat.tpdc.272851
	X16	香农均度指数	SHEI	http://www.ncdc.ac.cn
	X17	DEM(km)	DEM	http://loess.geodata.cn

气象数据采用来自欧洲中期天气预报中心(ECWMF)提供的空间分辨率为0.1°的ERA5-LAND再分析数据集[20].通过全国范围月均温度、风速和降水数据的裁剪和均值计算得到每个城市的气象要素年均值.社会经济因素涉及城镇化、人口、经济、产业和环保多个维度,数据来源于多年份的《中国城市统计年鉴》.城市形态因素考虑了由三区空间占比表征的功能类指标,由多中心指数、紧凑度和香农均度指数衡量的结构类指标,以及表征地表地形地貌情况的DEM.其中,三区空间占比与香农均度指数基于国家冰川冻土沙漠科学数据中心杨杰等发布的中国30m年度土地覆盖数据集(CLCD)计算,原始数据总体精度为79.31%[21].多中心指数基于国家地球系统科学数据中心发布的“类NPP-VIIRS”夜间灯光数据集,采用标准化的赫芬达尔指数[22]进行计算.该数据集空间分辨率为500m,在像元尺度和城市尺度与原始NPP-VIIRS产品的一致性R^2分别可达到0.87和0.95[23].紧凑度基于北京师范大学何春阳教授团队研发的中国城市建成区数据集(1992~2020)V1.0数据计算.该数据集利用Landsat TM/ETM+数据进行精度评价,得到Kappa系数为0.60,总体精度为92.62%.各影响因子2005~2020年均值的空间分布情况如图2所示.

1.3 研究方法

1.3.1 相关性分析 相关性分析采用皮尔逊相关性分析方法,计算各城市2005~2020年间$PM_{2.5}/O_3$浓度变化一致性[24].皮尔逊相关系数可用于量化两组数据之间的线性关系,其值范围从−1~+1,分别表示完全负相关和完全正相关,值为0则表示无相关性.

1.3.2 地理探测器 采用地理探测器定量探测驱动因素对$PM_{2.5}/O_3$浓度以及$PM_{2.5}/O_3$浓度变化一致性的空间分异的贡献强度.地理探测器是王劲峰等结合空间分异理论、空间叠加技术和集合论提出的探测空间分异性并揭示其背后驱动因子的统计学方法,可用于确定地质统计变量的空间分布是否与自变量相似[25].

(1)因子探测因子探测采用统计量q值表示单自变量对因变量的空间分异解释力.因子探测的关键思想在于若两个因素相关联,则二者将表现出相似的空间分布.举例来说,如果因变量$PM_{2.5}/O_3$浓度的空间变异性是由某一特定解释因子引起的,那么该解释因子与因变量$PM_{2.5}/O_3$浓度的空间分布应该存在一定的相似性.q值计算表达式为:

$$q=1-\frac{\sum_{h=1}^{L}(N_h\cdot\sigma_h^2)}{N\sigma^2} \tag{1}$$

式中:h=1, …, L为解释因子的分层;N_h和N分别为层h和全区的样本数量;σ_h^2和σ^2分别为层h和全区因变量值的方差.q的取值范围为[0,1],值越大表明解释力越强,反之则越弱.

(2)交互探测交互探测评估两个不同因子共同

作用是否会增加或减弱对因变量的解释力,或者这些因子对因变量的影响是相互独立的.评估方法是首先分别计算两种因子 X1 和 X2 对因变量的 q 值:$q(X_1)$和 $q(X_2)$,然后计算他们交互时的 q 值:$q(X_1 \cap X_2)$,并对 $q(X_1)$、$q(X_2)$和 $q(X_1 \cap X_2)$进行比较.交互作用类型如表 2 所示.

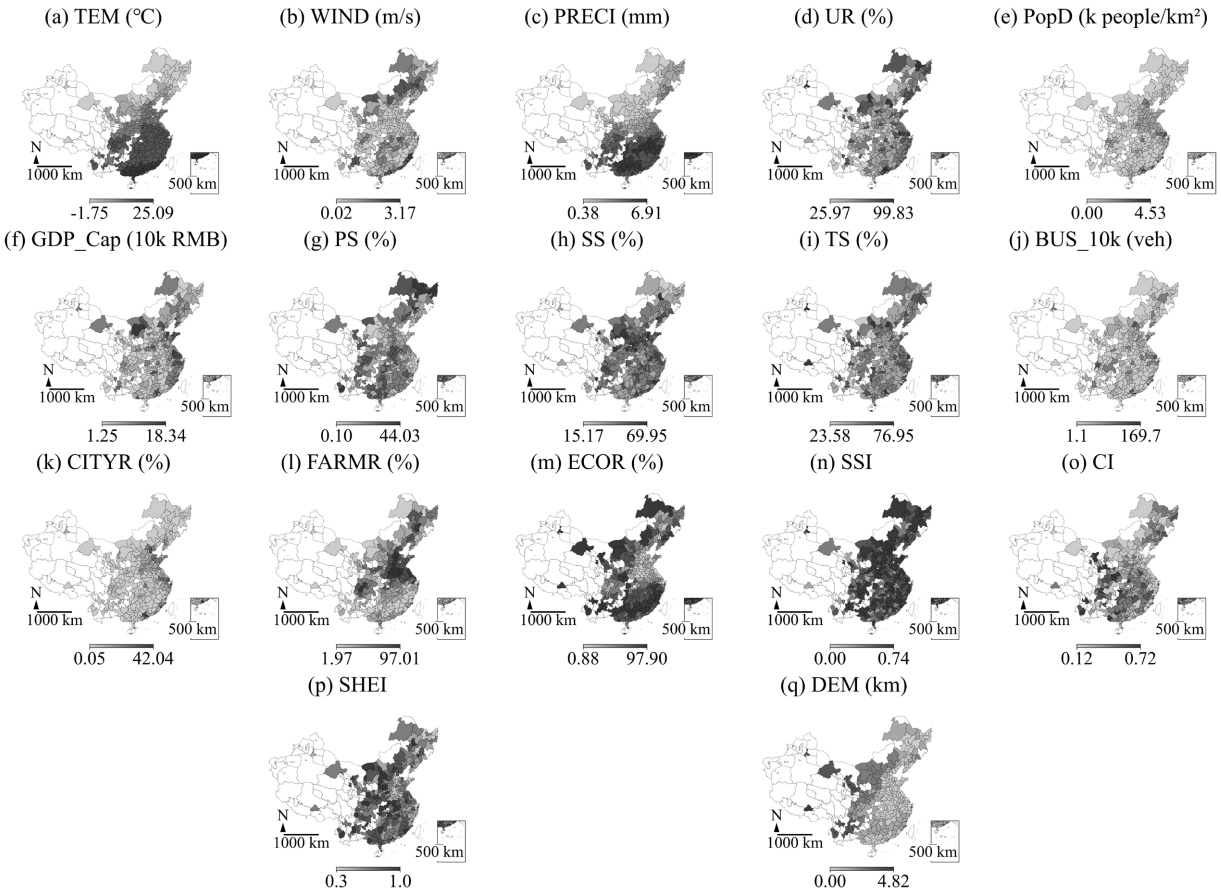


图 2　驱动因子空间分布情况

Fig.2　Spatial distribution of driving factors

表 2　两个自变量对因变量交互作用的类型

Table 2　The type of interaction between two independent variables on the dependent variable

判据	交互作用
$q(X_1 \cap X_2) < \mathrm{Min}(q(X_1), q(X_2))$	非线性减弱
$\mathrm{Min}(q(X_1), q(X_2)) < q(X_1 \cap X_2) < \mathrm{Max}(q(X_1), q(X_2))$	单因子非线性减弱
$q(X_1 \cap X_2) > \mathrm{Max}(q(X_1), q(X_2))$	双因子增强
$q(X_1 \cap X_2) = q(X_1) + q(X_2)$	独立
$q(X_1 \cap X_2) > q(X_1) + q(X_2)$	非线性增强

2　结果与讨论

2.1　$PM_{2.5}$ 浓度时空演变特征及驱动因素分析

2.1.1　$PM_{2.5}$ 浓度时空演变特征　2005~2020 年 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布如图 3 所示.2005 年研究区 274 个城市中 71.5%(196 个)为超标城市(年均浓度>国家二级限值 35μg/m^3),其中高污染城市 9 个(年均浓度>75μg/m^3),主要分布在河北、山东和河南三省.2005~2010 年污染快速累积,$PM_{2.5}$ 浓度呈持续攀升趋势.2010 年 $PM_{2.5}$ 超标城市占比上升到 80.3%(220 个),其中高污染城市达到 20 个,在黄淮海平原、汾渭盆地和四川盆地等区域集中连片蔓延,且有向长江中下游平原蔓延扩散的趋势.自 2013 年《大气污染防治行动计划》和 2018 年《打赢蓝天保卫战三年行动计划》实施后,全国大气污染治理取得显著成效,$PM_{2.5}$ 浓度开始逐步降低.2020 年超标城市数量较 2010 年减少 36%(降至 141 个),且高污染城市基本消除.整体 $PM_{2.5}$ 浓度梯度呈现“北高南低”格局,较高污染区(60~75μg/m^3)重心回迁至华北,主要集中在豫北、冀南等地,而整个东南沿海城市空气质量优良.

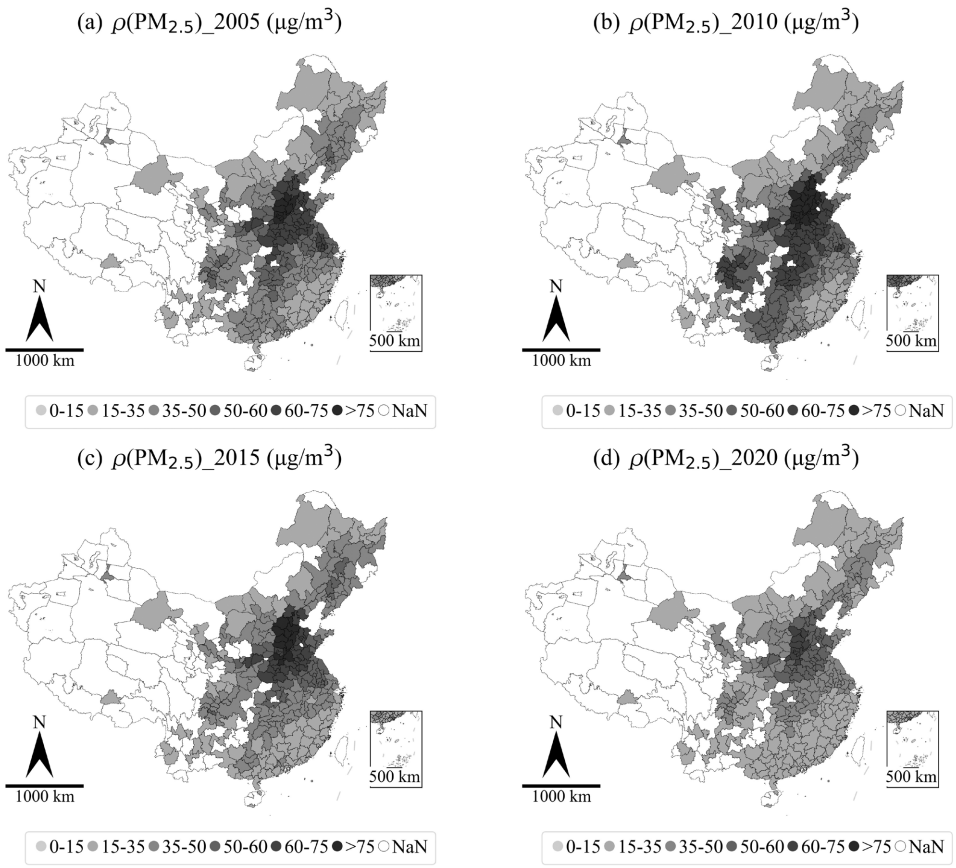


图 3 2005~2020 年 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布

Fig.3 Spatial distribution of $PM_{2.5}$ concentrations from 2005 to 2020

表 3 $PM_{2.5}$ 浓度空间分异驱动因素的贡献力探测结果

Table 3 Contribution detection results of driving factors on $PM_{2.5}$ concentrations spatial differentiation

变量类型	变量	2005 年		2010 年		2015 年		2020 年	
		q 值	*P* 值	*q* 值	*P* 值	*q* 值	*P* 值	*q* 值	*P* 值
气象因素	TEM	0.503	0.000	0.503	0.000	0.440	0.000	0.437	0.000
	WIND	0.129	0.000	0.180	0.000	0.245	0.000	0.288	0.000
	PRECI	0.293	0.000	0.247	0.000	0.353	0.000	0.323	0.000
社会经济因素	GDP_Cap	0.118	0.001	0.037	0.078	0.079	0.027	0.091	0.025
	PopD	0.397	0.000	0.481	0.000	0.333	0.000	0.288	0.000
	UR	0.090	0.042	0.193	0.000	0.097	0.017	0.051	0.070
	PS	0.114	0.007	0.109	0.011	0.123	0.001	0.139	0.000
	SS	0.149	0.000	0.084	0.006	0.106	0.013	0.123	0.003
	TS	0.174	0.000	0.116	0.005	0.067	0.098	0.036	0.024
	BUS_10k	0.078	0.046	0.010	0.994	0.099	0.022	0.181	0.000
城市形态因素	CITYR	0.298	0.000	0.201	0.000	0.283	0.000	0.281	0.000
	FARMR	0.632	0.000	0.545	0.000	0.657	0.000	0.606	0.000
	ECOR	0.646	0.000	0.561	0.000	0.672	0.000	0.631	0.000
	SSI	0.052	0.089	0.038	0.071	0.133	0.000	0.122	0.003
	CI	0.087	0.005	0.073	0.095	0.035	0.027	0.108	0.004
	SHEI	0.021	0.060	0.013	0.167	0.103	0.017	0.059	0.032
	DEM	0.323	0.000	0.293	0.000	0.290	0.000	0.234	0.000

2.1.2 $PM_{2.5}$ 浓度空间分异的驱动因素分析 2005~2020 年 $PM_{2.5}$ 浓度空间分异各驱动因素的贡献力探测结果如表 3 所示,各驱动因素对 $PM_{2.5}$ 空间分布呈现显著作用.在显著性层面,除 2010 年每万人

拥有公交数量(BUS_10k,P=0.994)及 2015 年第三产业占比(TS,P=0.098)等个别指标未通过显著性检验外,其余绝大多数驱动因子在 P<0.05 水平上与 $PM_{2.5}$ 浓度空间分异显著相关.就多年显著主导因子而言,平均贡献力整体呈现出城市形态(q=0.447)>气象(q= 0.328)>社会经济要素(q=0.204)的趋势.城市形态因素中的生态空间占比(q=0.627)和农业空间占比(q=0.610)贡献力最大,表明生态空间压缩与农业活动排放是 $PM_{2.5}$ 污染空间分异的核心驱动源.但各因素贡献力会随时间发生变化.2005 年生态空间占比 (ECOR,q=0.646) 与农用空间占比 (FARMR,q=0.632)的贡献力已经较高,随后经历了下降−回升−下降的过程.2015 年生态空间占比(ECOR,q=0.672)与农用空间占比(FARMR,q=0.657)的贡献力最为突出,推测与该阶段生态修复工程对 $PM_{2.5}$ 的削减效应有关.地形高程的贡献力表现为逐年减弱,一般而言,它通过改变边界层高度影响污染物垂直扩散,低海拔地区更易形成污染积聚.气象要素中风速(WIND)的解释力逐年增强,其 q 值从 2005 年的 0.129 上升至 2020 年的 0.288,反映了污染物扩散条件的主导性提升.但温度(TEM)呈减弱趋势,其 q 值从 2005 年的 0.503 下降至 2020 年的 0.437,可能与全球变暖背景下逆温层频率改变导致的温度趋同有关.值得注意的是,社会经济要素中的人口密度(PopD)在 2005 年贡献力达 0.397,并在 2010 年升至 0.481,但随着城镇化推进,其影响力逐渐降低(2020 年 q=0.288),而城市形态中的均匀度贡献力则呈整体上升趋势(SHEI,2020 年 q=0.059),揭示出我国大气污染治理从经济规模管控向空间结构优化转型的阶段性特征.

2.2　O_3 浓度的时空演变特征及驱动因素分析

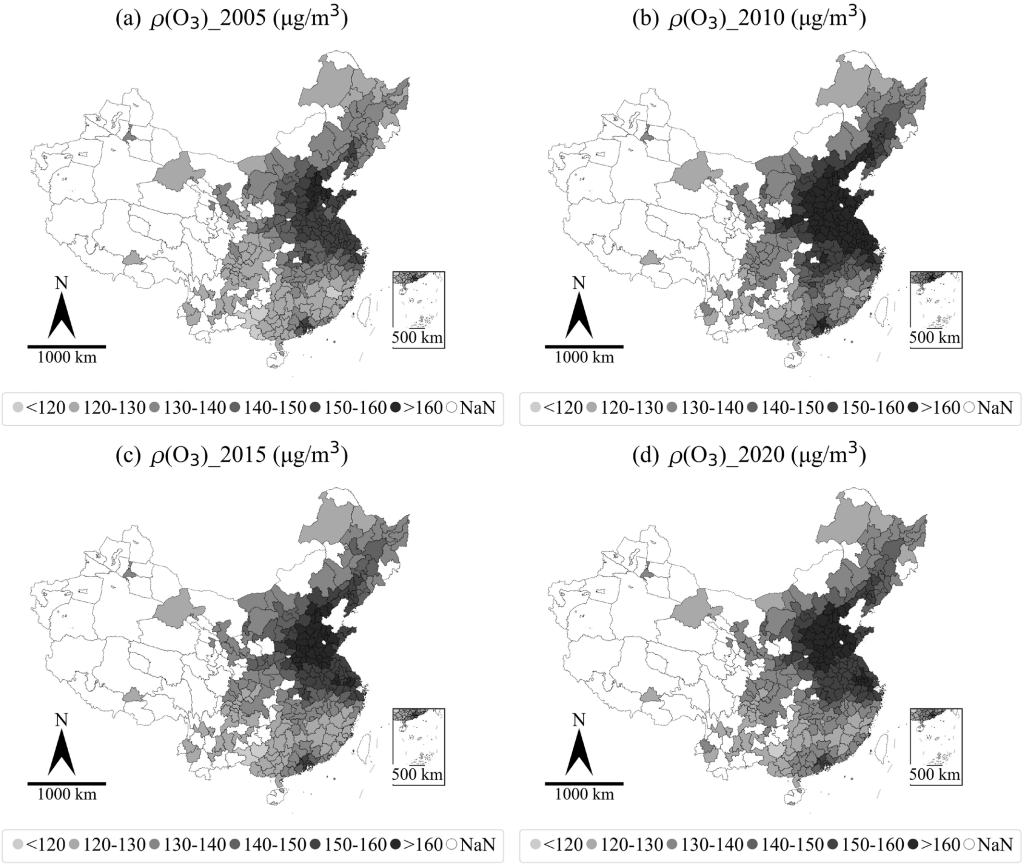


图 4　2005~2020 年 O_3 浓度空间分布

Fig.4　Spatial distribution of O_3 concentrations from 2005 to 2020

2.2.1　O_3 浓度时空演变特征

2005~2020 年 O_3 浓度空间分布如图 4 所示.与 $PM_{2.5}$ 浓度先增后降不同,O_3 浓度在经历前期阶段性回落之后,近 5 年又出现增加趋势.2005 年研究区 274 个城市中仅 3.2%(9 个)为超标城市(O_3 日最大 8h 滑动平均值的第 90 百分位数>160μg/m^3),主要分布在河北和山东两

省.2005~2010 年 O_3 污染程度急剧加强.2010 年 O_3 超标城市占比上升到 30.3%(83 个),且在长江以北的黄淮海平原、沿海地区集中连片蔓延,在山东省聊城市、江苏省镇江市、河南省漯河市等 12 个城市 O_3 浓度更是超过 170μg/m^3.此外,在珠三角的佛山市、中山市等多个城市也出现 O_3 超标.在“十三五”污染治理政策的推动下,2010~2015 年期间 O_3 污染增长趋势得到初步遏制.相较 2010 年,O_3 超标城市数目缩减了 51.8%(降至 40 个),O_3 超标区域以华北平原为中心实现了整体圈层式收缩.然而,2010~2015 年期间 O_3 污染区域又出现扩张,O_3 超标城市数目增加至46个,主要分布于浙江省和江苏省.

2.2.2 O_3 浓度空间分异的驱动因素分析 由表 4 可见,各驱动因素同样对 O_3 浓度空间分异同样具有显著作用.从全局显著性来看,除 2010 年第三产业占比(TS,P=0.601)和均匀度指数(SHEI,P=0.112)等部分指标未通过显著性检验外,其余驱动因子在 P<0.05 水平上均具有统计显著性.就多年显著主导因子而言,平均贡献力亦呈现出城市形态(q=0.357)>气象(q=0.271)>社会经济要素(q=0.193)的趋势.具体而言,O_3 浓度受生态空间占比(ECOR,q=0.512)和地形(DEM,q=0.466)影响最大.而且近年来生态空间占比的驱动贡献力持续增强,其 q 值从 2005 年的 0.496 稳步提升至2020年的0.536,表明生态空间格局优化对 O_3 生成的抑制作用逐渐凸显.地形对 O_3 浓度空间分异的解释力在 2005 年最强(q=0.528),随后呈减弱趋势.城镇空间占比(CITYR)的贡献力虽在 2015 年出现短暂下降(q=0.375),但在 2020 年回升至 0.439,表明快速城镇化进程对 O_3 扩散的复合影响存在阶段性波动特征.气象要素中风速(WIND)的 q 值从 2005 年的 0.031 显著增至 2020 年的 0.187,反映大气水平扩散能力对 O_3 污染的调控作用日益增强.而降水(PRECI)的 q 值整体呈减弱趋势,从 2005 年的 0.365 降低到 2020 年的 0.325.社会经济要素中,每万人拥有公交数量(BUS_10k)的 q 值从 2005 年 0.119 跃升至 2020 年 0.187,表明交通环保政策对近地面 O_3 生成的贡献力呈强化趋势.

表 4 O_3 浓度空间分异驱动因素的贡献力探测结果

Table 4 Contribution detection results of driving factors on spatial differentiation of O_3 concentrations

变量类型	变量	2005 年		2010 年		2015 年		2020 年	
		q 值	P 值	q 值	P 值	q 值	P 值	q 值	P 值
气象因素	TEM	0.331	0.000	0.322	0.000	0.415	0.000	0.333	0.000
	WIND	0.026	0.031	0.112	0.008	0.182	0.000	0.187	0.000
	PRECI	0.365	0.000	0.301	0.000	0.353	0.000	0.325	0.000
社会经济因素	GDP_Cap	0.260	0.000	0.081	0.001	0.138	0.000	0.122	0.002
	PopD	0.354	0.000	0.342	0.000	0.290	0.000	0.299	0.000
	UR	0.080	0.096	0.185	0.000	0.117	0.003	0.071	0.011
	PS	0.245	0.000	0.144	0.001	0.181	0.000	0.233	0.000
	SS	0.285	0.000	0.104	0.001	0.114	0.007	0.131	0.002
	TS	0.087	0.062	0.044	0.601	0.097	0.010	0.039	0.018
	BUS_10k	0.119	0.002	0.092	0.015	0.139	0.001	0.187	0.000
城市形态因素	CITYR	0.490	0.000	0.448	0.000	0.375	0.000	0.439	0.000
	FARMR	0.434	0.000	0.442	0.000	0.451	0.000	0.443	0.000
	ECOR	0.496	0.000	0.507	0.000	0.509	0.000	0.536	0.000
	SSI	0.083	0.005	0.066	0.004	0.094	0.014	0.107	0.014
	CI	0.250	0.000	0.254	0.000	0.106	0.000	0.161	0.000
	SHEI	0.033	0.013	0.016	0.112	0.099	0.023	0.053	0.055
	DEM	0.528	0.000	0.467	0.000	0.432	0.000	0.438	0.000

2.3 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度变化一致性的空间分布特征及驱动因素解析

2.3.1 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度变化的一致性为了探究实现 $PM_{2.5}$ 和 O_3 协同防控策略,进一步通过皮尔逊相关性分析评估了 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度变化的一致性(图5).统计结果显示,我国城市尺度 $PM_{2.5}$ 和 O_3 复合污染存在显著的地域集中规律.在 74.45%的城市中(共计 204 个),$PM_{2.5}$ 和 O_3 表现为正相关,平均相关

系数为 0.52,表明二者在这些区域具有明显的协同演化趋势.空间分布上,我国南方及东北湿润地区多呈正相关.其中,高正相关区域(r>0.8)呈现多中心分布格局,以黑龙江省鸡西市、贵州省六盘水市、广东省中山市和广东省江门市为典型代表,其相关系数均逼近统计学极限值(r>0.99).次级高相关区域(0.6<r<0.8)主要集中在我国中南部地区,包括四川、湖南、湖北和江西等省份.此外,需要注意在 25.55%的城市中(共计 70 个),$PM_{2.5}$ 与 O_3 呈负相关,平均相关系数为−0.31,揭示出特定环境下两种污染物的竞争关系.其中,山西省吕梁市表现出最强的抑制效应(r=−0.97),其次为内蒙古自治区乌海市(r=−0.94)和甘肃省嘉峪关市(负相关系数为−0.85).高负相关区域多分布在我国北方半湿润半干旱地区,其形成可能与强日照辐射会影响 O_3 光化学生成有关.这种正负相关共存的格局凸显了我国大气复合污染治理需要采取“分区施策”的科学路径.

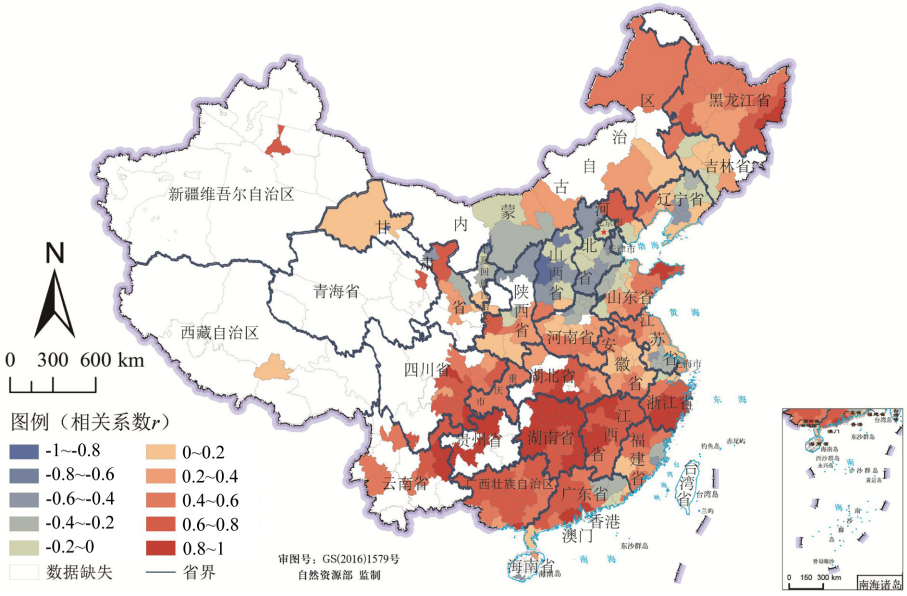


图 5　2005~ 2020 年中国城市 $PM_{2.5}$ 浓度和 O_3 浓度的相关性

Fig.5　The correlation between $PM_{2.5}$ concentrations and O_3 concentrations in Chinese cities from 2005 to 2020

2.3.2　$PM_{2.5}$ 和 O_3 协同变化的驱动因素分析　$PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度因共同参与气溶胶光解反馈、非均相反应等物理化学过程而存在时空相关性[26].城市尺度 $PM_{2.5}$ 和 O_3 协同变化的单因子贡献力探测结果(图6)显示,本研究所选取的 17 个影响因素对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的解释力(q 值)及显著性(P 值)存在明显差异.城市化率(UR: P=0.676)、每万人公交车保有量(BUS_10k: P =0.986)、多中心指数(SSI: P =0.084)、风速(WIND: P =0.099)和第三产业占比(TS: P =0.067)的统计显著性未达常规阈值(P>0.05).其他 12 个影响因素均通过了显著性检验,表明依据这些因素分层划定获得的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性的层内方差总和较小,即从统计学意义上这些因素能驱动 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性的空间分层异质性.

与前文提到的 $PM_{2.5}$ 浓度和 O_3 浓度空间分异主要受到城市形态因素驱动不同,气象因素中的降水(PRECI:q=0.396)和温度(TEM:q=0.374)是 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的主导驱动因素.降水主要通过“湿清除-辐射抑制”协同效应产生影响,一方面,强降水事件通过气溶胶湿沉降作用使 $PM_{2.5}$ 浓度在短期内快速下降,同时,降水条件下往往伴随着云层覆盖导致的太阳辐射强度降低,会显著抑制 O_3 的光化学生成速率,从而促使 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的相关性发生变化[27].温度则主要通过“氧化性增强-垂直扩散”权衡机制对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性产生影响.一方面,高温条件会加速 VOCs(如异戊二烯)与具有强氧化性的 OH 自由基的反应,从而生成过氧自由基(RO_2),后者与 NO 反应生成 NO_2,最终通过 NO_2 光解生成 O_3,导致 O_3 浓度升高[28],这在我国臭氧污染严重的七大区域的实证研究中予以证实,O_3 日最大 8h 滑动平均值

与实测日最大温度呈线性正相关[29].而且高温会促进 SO_2 和 NO_x 的液相氧化,加速硫酸盐和硝酸盐等二次 $PM_{2.5}$ 的生成[30].另一方面,温度会影响大气的垂直稳定性,日间高温导致的更强的热对流有助于促进大气的混合和扩散,但夜间高温会加剧逆温层形成导致污染物近地面富集.一般而言,温暖、干燥的地区通常具有较高的 O_3 浓度,而降水频繁的地区会更多因为洗涤效应导致 $PM_{2.5}$ 减少,导致不同地理区域 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的相关性呈现差异.这种差异在气象-地形交互作用强烈的特定地形单元(如华北平原、四川盆地)表现尤为突出.

地形高程(DEM:q=0.165)、城镇空间占比(CITYR: q=0.136)和农业空间占比(FARMR: q=0.130)等城市形态因素对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性的空间分异具有中等解释力.其中地形高程主要通过对污染物垂直扩散的物理约束效应发挥作用,高 DEM 地区边界层高度通常较低,这会延长 $PM_{2.5}$ 滞留时间.而且地形高程起伏较大时,容易导致局地微气候形成,进而影响 O_3 前体物(NOx/VOCs)的光化学反应强度.我国盆地丘陵地区广泛分布,常出现地形通道效应.在低海拔耕作区,农业面源 NH_3 集中排放,与交通线源 NOx 共催化生成二次无机气溶胶和硝酸铵,促使 $PM_{2.5}$ 与 O_3 的正协同热点形成[31].相较 DEM,城镇空间占比和农业空间占比等可在规划建设中予以人为调控的指标更受关注.一方面城镇空间占比直接影响污染物的排放量和排放类型,例如工业区的一次 $PM_{2.5}$ 排放,中心城区密集交通排放的 NOx 转化为 O_3 等,另一方面城市高密度建筑建成区通过地表粗糙度增加会抑制污染物水平扩散,而且,城市热岛的形成会加速醛类光解生成 OH 自由基从而促进 VOCs 氧化生成二次有机气溶胶.农业空间占比则主要通过氨排放-气溶胶酸化链式反应影响 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性[32].

相较之下,人口密度(PopD: q=0.073)和人均 GDP(GDP_Cap: q=0.058)等社会经济指标对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性的影响显示出更强的全域性特征,对其空间分异的贡献力较弱.

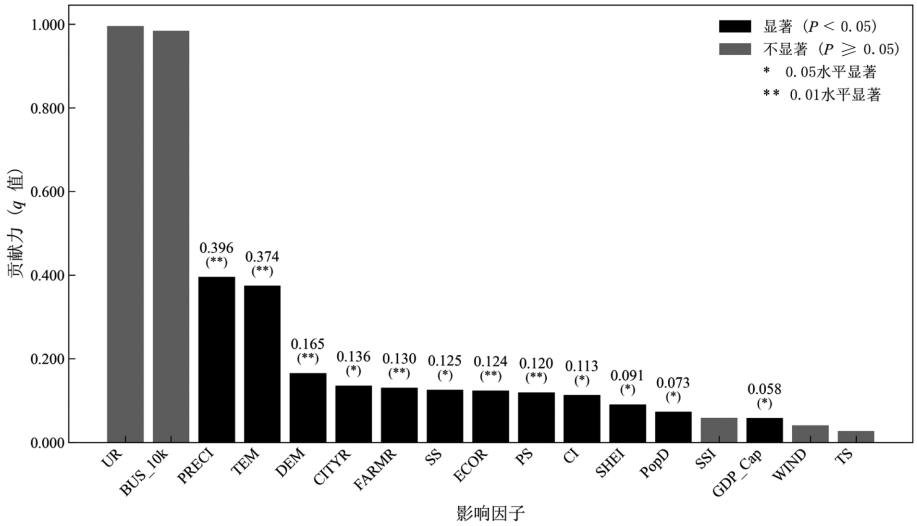


图 6 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的单因子贡献力

Fig.6 The single factor contribution on spatial differentiation of $PM_{2.5}$ and O_3 correlation

进一步分析各显著因子对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的双因子交互作用贡献力结果(图 7)发现,任意两因子复合贡献力均大于各因子单独作用.相较单因子贡献力最大值,复合因子贡献力增幅达 27% (TEM 与 GDP_Cap 交互)~267%(DEM 与 SHEI 交互).而且,大部分因子间交互作用表现为非线性增强(非线性增强与双因子增强比例达到 62:4),表明 $PM_{2.5}$ 与 O_3 之间存在复杂的相关驱动力,各因子间互相促进,共同改变对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性的影响.

从具体影响因素类型来看,三大类因子间强交互作用主要集中在气象因子与其他因子间,气象因子在交互网络中显著的枢纽作用揭示了大气物理过程在 $PM_{2.5}$ 与 O_3 关联关系中的主导地位.气象因素内部交互过程表现为双因子增强,PRECI(q=0.396)与 TEM(q=0.374)交互贡献力可达 0.665,反映了降水和温度对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的共同物理驱

动.气象与城市形态因素交互作用较为强烈,非线性和双因子增强比例分别达到 11:1,且平均贡献力达到 0.643,表明城市 $PM_{2.5}$ 和 O_3 复合污染主要受“城市形态约束”与“气象条件扰动”的非线性协同影响,这与气象条件是影响相关性的主要因素以及气象条件会受到地表因素的强烈影响有关[33].其中,气象因素与城市形态因素的交互贡献力峰值出现在温度(TEM,q=0.374)与地形高程(DEM,q=0.165)的组合(q=0.718),主要原因可能在于 DEM 通过影响边界层高度来增强温度对光化学反应速率的空间分异效应[34].类似地,降水(PRECI,q=0.396)与香农均度指数(SHEI,q=0.091)的强交互(q=0.708)反映了用地结构对湿沉降过程空间异质性的影响.此外,气象因素与社会经济因素交互作用也可以显著增强其对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的贡献力,所有因子间交互均为非线性增强,且平均贡献力达到 0.618,推测与社会经济活动排放的 NOx/VOCs 等前体物的光化学反应过程与扩散传输受到气象条件的影响有关.

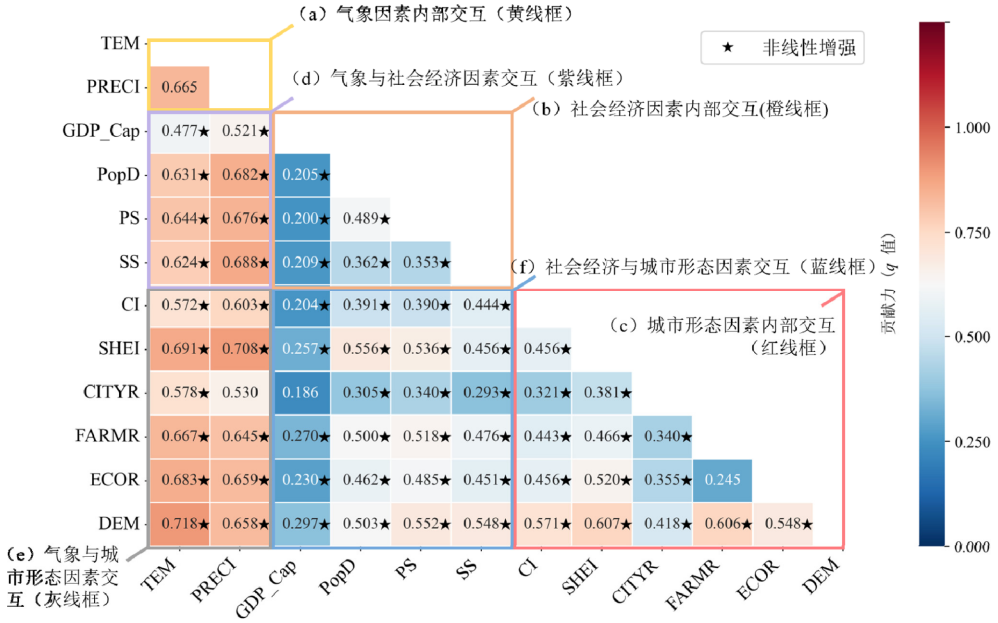


图 7　$PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性空间分异的双因子贡献力

Fig.7　The dual-factor contribution on spatial differentiation of $PM_{2.5}$ and O_3 correlation

比较而言,城市形态因素内部交互、社会经济因素内部交互、以及城市形态因素与社会经济因素间交互的贡献力相对较弱,平均贡献力分别为 0.433,0.286 和 0.402.然而,值得注意的是,城市形态和社会经济因素中的 DEM,SHEI,CI,SS,PS 和 PopD 六个因子与所有因子的交互过程均表现为非线性增强,表明这些因素可作为载体发挥“放大器”的作用,通过与其他因素联合来影响 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性的空间分异.例如 DEM(q=0.165)与 FARMR(q=0.130)的交互贡献力达到 0.606,是农业空间占比单一因子贡献力的 4.66 倍,表明地形可能通过约束农田分布使农业面源污染和扩散路径呈现高度空间依赖性,进而影响 $PM_{2.5}$ 和 O_3 相关性.

2.4　调控策略分析

2.4.1　环境政策影响下的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度空间分异驱动因素变化

自 2013 年《大气污染防治行动计划》启动以来,及其后续系列政策的实施,显著促进了产业结构调整(如淘汰落后产能)、能源结构清洁化(煤改气)以及末端治理(如工业脱硫脱硝)等方面的改革.这些措施深刻影响了 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度变化,并导致了 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度空间分异影响因子的贡献力变化趋势发生了显著转折.统计 2005~2020 年持续显著(P>0.05)、且在 2015 年贡献力变化趋势发生转折的因子,视为环境政策驱动下的灵敏因子.结果显示,本文关注的 17 个因子中对于 $PM_{2.5}$ 和 O_3 均有 8 个为灵敏因子(图 8).早期(2005~2010 年)大多数因子贡献力呈下降趋势,后期(2010~2020 年)社会经济因素整体贡献力持续升高($PM_{2.5}$:PS,SS,GDP_Cap; O_3:PS,BUS_10k,SS,SSI),而气象和城市形态因素贡献力先升后降($PM_{2.5}$:PRECI,ECOR,FARMR,

CITYR;O_3:PRECI,TEM),反映了过去环境政策更侧重于以排放控制为核心的社会经济手段.

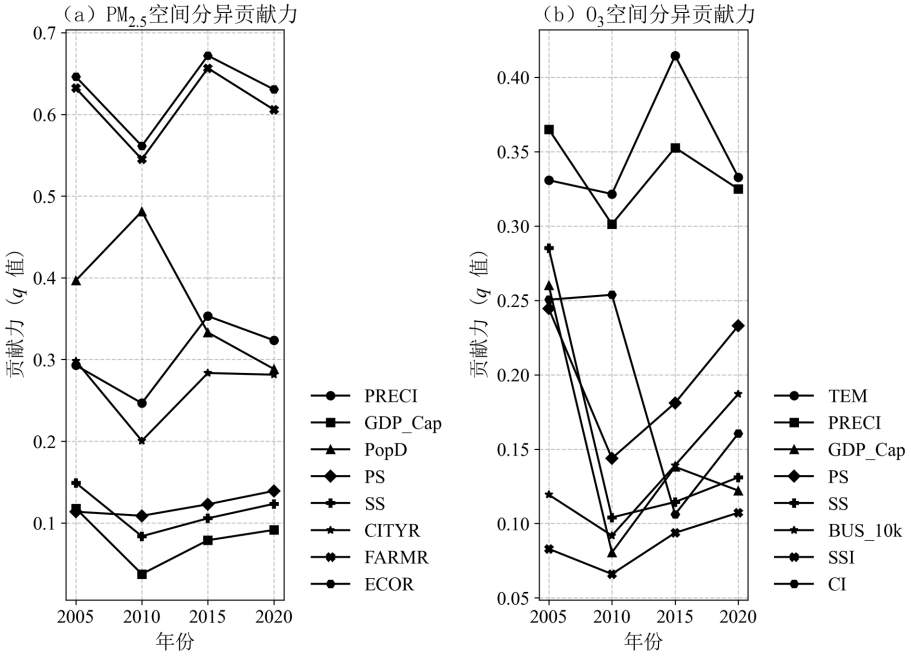


图 8 环境政策驱动下的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度空间分异的影响因子贡献力变化

Fig.8 The contribution of driving factorson $PM_{2.5}$ and O_3 spatial differentiation under environmental policies

此外,针对 $PM_{2.5}$,人口密度的贡献力在 2005 年为 0.397,2010 年上升至 0.481,可能与早期城市化过程中高人口密度地区交通排放和工业污染较为密集有关.然而,随着大气污染防控政策的逐步实施,部分人口密集区域通过改善公共交通系统、优化工业布局等手段有效减少了污染物排放,因此人口密度对 $PM_{2.5}$ 的贡献力在 2015 年下降至 0.333,2020 年进一步降至 0.288.针对 O_3,城市紧凑度(CI)的贡献力在 2005~2010 年间有所提升,这与新型城镇化强调紧凑型城市发展密切有关,而 2010~2015 年间实现了快速下降,推测与该阶段政策推动下的其他环保措施的重要作用有关.

过去 10 年以污染物末端治理为核心的环境政策显著改善了空气质量,但随着边际减排成本递增,传统环保举措的治理效能呈现递减趋势.基于 $PM_{2.5}$–O_3 浓度空间分异对气象-社会经济-城市形态多系统的耦合响应规律,探究各地适宜的精准环境政策成为新时期迫切所需.

2.4.2 基于空间异质性的 $PM_{2.5}$–O_3 协同调控策略 我国 $PM_{2.5}$–O_3 浓度及相关性明显的空间异质性揭示了污染协同控制的复杂性与区域差异化协同调控需求.针对污染水平及驱动因素不同的地理单元,需构建“分区分类、靶向施策”的调控框架.具体而言,首先根据 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度空间分异规律与达标需求,划定 $PM_{2.5}$ 优化调控区,O_3 优化调控区和 $PM_{2.5}$–O_3 优化调控区.其次,在需要优化调控的区域,重点关注高贡献力驱动因子,如针对 $PM_{2.5}$ 优化调控区重点关注生态空间占比和农业空间占比等,针对 O_3 优化调控区重点关注生态空间占比和地形等.针对 $PM_{2.5}$–O_3 优化调控区,需在上述基础上进一步关注 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度协同变化的主导驱动因素,例如针对我国 $PM_{2.5}$–O_3 高正相关区域(多位于南方及东北湿润区)需聚焦气象-城市形态交互作用,可采取气候适应性规划编制降低热岛效应,构建“城市群通风廊道+生态屏障”网络削弱高温高湿环境下的光化学反应强度以抑制二次 $PM_{2.5}$ 和 O_3 生成,以及建立 $PM_{2.5}$–O_3 前体物联合削减清单等举措.

协同调控的实施还需依托多尺度政策工具创新.在区域侧面,建议建立“天空地”一体化的污染传输预警系统,实现 $PM_{2.5}$–O_3 动态平衡过程监测和精准干预;在城市层面,可结合大数据驱动的人工智能和嵌套物理化学过程的数值模式等多技术手段,研发网格化的空气质量情景优化模拟和智能调控平台,为精细化的多污染物协同控制策略实施提供

工具.

3　结论

3.1　2005~2020 年间中国 274 个地级市的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度及其协同关系的时空分布呈现显著的区域异质性,$PM_{2.5}$ 高值区主要集中在华北平原,O_3 高值区分布于华北平原和东部沿海城市群,$PM_{2.5}$-O_3 在南方及东北湿润地区多呈正相关,在北方半湿润半干旱地区多呈负相关.

3.2　“气象-社会经济-城市形态“多维要素对城市尺度 $PM_{2.5}$-O_3 浓度空间分异存在复杂驱动效应. $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度空间分异驱动因子排序均呈现出城市形态>气象>社会经济要素.具体而言,$PM_{2.5}$ 浓度空间分异主要受生态空间占比(ECOR,q=0.627)和农业空间占比(FARMR,q=0.610)的影响,O_3 浓度空间分异主要受到生态空间占比(ECOR,q=0.512)和地形高程(DEM,q=0.466)的显著驱动.$PM_{2.5}$ 和 O_3 协同关系的空间分异受到气象因素主导,且在气象-城市形态因素交互作用中贡献力得到显著非线性增强,尤其需要关注温度与地形高程交互作用对二次污染物光化学反应过程的影响(TEM∩DEM,q=0.718),以及降水和香农均度指数交互反映的用地结构对湿沉降过程空间异质性的影响(PRECI∩SHEI,q=0.708).

3.3　2010~2020 年间社会经济因素对污染物浓度空间分异的贡献力持续升高($PM_{2.5}$:PS,SS,GDP_Cap; O_3:PS,BUS_10k,SS,SSI),反映了自 2013 年起的一系列环境政策通过推动产业结构调整和能源结构清洁化等带来的显著影响.随着边际减排成本递增,未来需结合 $PM_{2.5}$-O_3 浓度空间分异对气象-社会经济-城市形态多系统的耦合响应规律,制定区域差异化协同调控策略并研发多尺度智能决策支持平台.

参考文献：

[1] Stone R. Air pollution – Counting the cost of London's killer smog [J]. Science, 2002,298(5601):2106-2107.

[2] Zhu W W, Wang M C, Zhang B B. The effects of urbanization on $PM_{2.5}$ concentrations in China's Yangtze River Economic Belt: New evidence from spatial econometric analysis [J]. Journal of Cleaner Production, 2019,239:118065.

[3] Wu Q L, Guo R X, Luo J H, et al. Spatiotemporal evolution and the driving factors of $PM_{2.5}$ in Chinese urban agglomerations between 2000 and 2017 [J]. Ecol. Indic., 2021,125:107491.

[4] 中华人民共和国生态环境部. 2023 中国生态环境状况公报 [R/OL]. 2024 [2024-06-06]. https://www.gov.cn/lianbo/bumen/202406/content_6955727.htm.
Ministry of ecology and environment the people's republic of China. Report on the State of the Ecology and Environment in China 2023 [R/OL]. 2024[2024-06-06]. https://www.gov.cn/lianbo/bumen/202406/content_6955727.htm.

[5] Lu X, Zhang L, Wang X, et al. Rapid increases in warm-season surface ozone and resulting health impact in China since 2013 [J]. Environ Sci Technol Lett, 2020,7(4):240-247.

[6] Xing J, Zhang F, Zhou Y, et al. Least-cost control strategy optimization for air quality attainment of Beijing-Tianjin-Hebei region in China [J]. J. Environ. Manage., 2019,245:95-104.

[7] Wu J S, Wang Y, Liang J T, et al. Exploring common factors influencing $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations in the Pearl River Delta: Tradeoffs and synergies [J]. Environmental Pollution, 2021,285:117138.

[8] Li T, Yang Q, Wang Y, et al. Joint estimation of $PM_{2.5}$ and O_3 over China using a knowledge-informed neural network [J]. Geosci Front, 2023,14(2):101499.

[9] 李　飞,董　珑,孔少杰,等.我国省域 CO_2-$PM_{2.5}$-O_3 时空关联效应与协同管控对策 [J]. 中国环境科学, 2023,43(12):6246-6260.
Li F, Dong L, Kong S J, et al. Spatial-temporal correlation effects of CO_2-$PM_{2.5}$-O_3 and synergistic control countermeasures in China's provincial area [J]. China Environmental Science, 2023,43(12):6246-6260.

[10] Gong D, Du N, Wang L, et al. Impacts of meteorological and precursor emission factors on $PM_{2.5}$ and O_3 from 2019 to 2022: Insights from multiple perspectives [J]. Atmospheric Research, 2025,315(000):107933.

[11] Mukherjee A, Agrawal S B, Agrawal M. Intra-urban variability of ozone in a tropical city-characterization of local and regional sources and major influencing factors [J]. Air Quality Atmosphere and Health, 2018,11(8):965-977.

[12] Gao Y, Wang Z Y, Li C Y, et al. Assessing neighborhood variations in ozone and $PM_{2.5}$ concentrations using decision tree method [J]. Building and Environment, 2021,188:9.

[13] 牛笑笑,钟艳梅,杨　璐,等.2015~2020 年中国城市 $PM_{2.5}$-O_3 复合污染时空演变特征 [J]. 环境科学, 2023,44(4):1830-1840.
Niu X X, Zhong Y M, Yang L, et al. Spatiotemporal evolution characteristics of $PM_{2.5}$-O_3 compound pollution in Chinese cities from 2015 to 2020 [J]. Environmental Science, 2023,44(4):1830-1840.

[14] Wei J, Li Z, Cribb M, et al. Improved 1km resolution $PM_{2.5}$ estimates across China using enhanced space-time extremely randomized trees [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(6):3273-3289.

[15] 李沈鑫,邹　滨,张凤英,等.$PM_{2.5}$ 和 O_3 污染协同防控区的遥感精细划定与分析 [J]. 环境科学, 2022,43(10):4293-4304.
Li S X, Zou B, Zhang F Y, et al. Regionalization and analysis of $PM_{2.5}$ and O_3 synergetic prevention and control areas based on remote sensing data [J]. Environmental Science, 2022,43(10):4293-4304.

[16] 张恺乐,褚旸晰,储王辉,等.我国城市地区 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染相关性:2017~2022 年时空演变特征与协同防控启示 [J]. 中国环境科学, 2024,44(6):3004-3011.

Zhang K L, Chu Y X, Chu W H, et al. The correlation between $PM_{2.5}$ and O_3 pollution in urban areas of China: spatiotemporal variation characteristics and synergistic prevention and control inspirations from 2017 to 2022 [J]. China Environmental Science, 2024,44(6):3004-3011.

[17] 王振波,梁龙武,王旭静.中国城市群地区 $PM_{2.5}$ 时空演变格局及其影响因素 [J]. 地理学报, 2019,74(12):2614-2630.
Wang Z B, Liang L W, Wang X J. Spatio-temporal evolution patterns and influencing factors of $PM_{2.5}$ in Chinese urban agglomerations [J]. Acta Geographica Sinica, 2019,74(12):2614-2630.

[18] 刘海猛,方创琳,黄解军,等.京津冀城市群大气污染的时空特征与影响因素解析 [J]. 地理学报, 2018,73(1):177-191.
Liu H M, Fang C L, Huang J J, et al. The spatial-temporal characteristics and influencing factors of air pollution in Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration [J]. Acta Geographica Sinica, 2018,73(1):177-191.

[19] Li S, Zou B, Ma X, et al. Improving air quality through urban form optimization: A review study [J]. Building and Environment, 2023, 243:110685.

[20] 岳书平,闫业超,张树文,等.基于 ERA5-LAND 的中国东北地区近地表土壤冻融状态时空变化特征 [J]. 地理学报, 2021,76(11):2765-2779.
Yue S P, Yan Y C, Zhang S W, et al. Spatiotemporal variations of soil freeze-thaw state in Northeast China based on the ERA5-LAND dataset [J]. Acta Geographica Sinica 2021,76(11):2765-2779.

[21] Yang J, Huang X. The 30m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990to 2019 [J]. Earth Syst Sci Data, 2021,13(8):3907-3925.

[22] Meijers E, Hoogerbrugge M, Cardoso R. Beyond polycentricity: Does stronger integration between cities in polycentric urban regions improve performance? [J]. Tijdschrift Voor Economische En Sociale Geografie, 2018,109(1):1-21.

[23] Chen Z, Yu B, Yang C, et al. An extended time series (2000-2018) of global NPP-VIIRS-like nighttime light data from a cross-sensor calibration [J]. Earth Syst Sci Data, 2021,13(3):889-906.

[24] 严文莲,刘端阳,王 磊,等.江苏 $PM_{2.5}$-O_3 复合污染特征及气象条件分析 [J]. 中国环境科学, 2023,43(10):5098-5106.
Yan W L, Liu D Y, Wang L, et al. Analysis of characteristics and meteorological conditions of $PM_{2.5}$-O_3 compound pollution in Jiangsu province [J]. China Environmental Science, 2023,43(10):5098-5106.

[25] 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.

[26] Qu Y, Wang T, Yuan C, et al. The underlying mechanisms of $PM_{2.5}$ and O_3 synergistic pollution in East China: Photochemical and heterogeneous interactions [J]. Sci. Total Environ., 2023,873:162434.

[27] Zhang X, Yuan C, Zhuang Z. Exploring the change in $PM_{2.5}$ and ozone concentrations caused by aerosol-radiation interactions and aerosol-cloud interactions and the relationship with meteorological Factors [J]. Atmosphere, 2021,12(12):1585.

[28] Ojha N, Soni M, Kumar M, et al. Mechanisms and pathways for coordinated control of fine particulate matter and ozone [J]. Current Pollution Reports, 2022,8(4):594-604.

[29] 刘静达,何 超,赵舒曼,等.七大区域不同温湿条件下臭氧浓度变化 [J]. 环境科学, 2023,44(10):5392-5399.
Liu J D, He C, Zhao S M, et al. Variations in ozone concentration in seven regions under different temperature and humidity conditions [J]. Environmental Science, 2023,44(10):5392-5399.

[30] Wang L, Zhao Y, Liu X, et al. Enhancement of atmospheric oxidation capacity induced co-pollution of the O_3 and $PM_{2.5}$ in Lanzhou, northwest China [J]. Environmental Pollution, 2024,341:122951.

[31] 阴璐璐,何 清,李京龙,等.基于地基雷达探究和田市一次沙尘污染过程 [J]. 中国环境科学, 2023,43(12):6290-6300.
Yin L L, He Q, Li J L, et al. Ground-based ridar-based investigation of a sand and dust pollution process in Hotan City [J]. China Environmental Science, 2023,43(12):6290-6300.

[32] Xu L, Wang B, Wang Y, et al. Characterization and source apportionment analysis of $PM_{2.5}$ and ozone pollution over Fenwei Plain, China: Insights from $PM_{2.5}$ component and VOC observations [J]. Toxics, 2025,13(2):0123.

[33] Jain S, Mishra S K, Salunke P, et al. Importance of the resolution of surface topography vis-a-vis atmospheric and surface processes in the simulation of the climate of Himalaya-Tibet highland [J]. Climate Dynamics, 2019,52(7/8):4735-4748.

[34] 裘彦挺,吴志军,尚冬杰,等.我国城市大气 $PM_{2.5}$ 与 O_3 浓度相关性的时空特征分析 [J]. 科学通报, 2022,67(18):2008-2017.
Qiu Y T, Wu Z J, Shang D J, et al. The temporal and spatial distribution of the correlation between $PM_{2.5}$ and O_3 contractions in the urban atmosphere of China [J]. Chin. Sci. Bull., 2022,67(18): 2008-2017.

作者简介: 邹 滨(1981-),男,湖南常德人,教授,主要从事环境污染遥感诊断与时空建模研究.发表论文 100 余篇.210010@csu.edu.cn.