#### DOI: 10.5846/stxb202204100936

吕芳,杨字鑫,杨俊.气溶胶光学厚度与 PM<sub>2.5</sub>浓度的时空分布特征及其关系——以京津冀大气污染传输通道城市群为例.生态学报,2023,43(1): 153-165.

Lü F, Yang Y X, Yang J.Spatiotemporal distribution characteristics and relationship analysis of aerosol optical depth and  $PM_{2.5}$  concentration: Taking the "2+26" urban agglomeration as an example. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(1):153-165.

# 气溶胶光学厚度与 PM<sub>2.5</sub> 浓度的时空分布特征及其 关系

——以京津冀大气污染传输通道城市群为例

吕 芳,杨宇鑫,杨 俊\*

辽宁师范大学地理科学学院,大连 116029

**摘要:**城市人口和产业的聚集伴随化石能源消费的迅速增长,导致空气污染物排放量不断增加,对区域气候产生了不可逆的负面影响。以多源遥感数据为基础,对京津冀大气污染传输通道城市群("2+26"城市群)2015—2019 年气溶胶光学厚度(AOD)、 PM<sub>2.5</sub>浓度的时空分布格局进行分析,从月份、季节、年份三个时间维度定量分析其时空变化规律,并通过计算相关性系数来分析气溶胶光学厚度对 PM<sub>2.5</sub>浓度的影响。主要得出研究结论如下:(1)PM<sub>2.5</sub>浓度整体呈现冬季>春季>秋季>夏季的趋势,并且表现出高度空间自相关性,2015—2019 年间,PM<sub>2.5</sub>浓度显著下降至 40μg/m<sup>3</sup> 以下;(2) AOD 平均范围值在 0—1 之间,总体上呈现春夏季高,秋冬季低的分布特点,到 2019 年,春夏秋三季 AOD 浓度呈现明显降低,夏季下降趋势最为显著,AOD 同样表现出高度空间自相关性;(3) AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度存在显著的正相关关系。从季节变化上看,相关性呈现出:秋季>夏季>冬季>春季的特点。年均 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度呈现中等正相关关系。因此,定量研究气溶胶光学厚度与 PM<sub>2.5</sub>浓度在时空变化上的相似性以及相关性,可以证明气溶胶对大气污染存在影响关系,为未来城市空气质量管理提供科学思路和依据。 关键词:气溶胶光学厚度;PM<sub>2.5</sub>;时空分布;相关性分析

# Spatiotemporal distribution characteristics and relationship analysis of aerosol optical depth and $PM_{2.5}$ concentration: Taking the "2+26" urban agglomeration as an example

LÜ Fang, YANG Yuxin, YANG Jun\*

School of Geographical Sciences, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

Abstract: The agglomeration of population and industries has led to the rapid growth of fossil energy consumption, resulting in the continuous increase of air pollutant emissions and irreversible negative impacts on the regional climate. Based on the multi-source remote sensing data, this paper analyzed the temporal and spatial distribution of Aerosol Optical Depth (AOD) and PM<sub>2.5</sub> in the "2+26" urban agglomeration from 2015 to 2019, and the influence of aerosol optical thickness on PM<sub>2.5</sub> concentration was analyzed by calculating the correlation coefficient. The main conclusions are as follows: (1) The overall change of PM<sub>2.5</sub> concentration was winter>spring>autumn>summer, and it showed highly spatial autocorrelation. From 2015 to 2019, the PM<sub>2.5</sub> concentration has dropped significantly to below 40  $\mu$ g/m<sup>3</sup>. (2) The average range of AOD values was between 0 and 1, showing the distribution characteristics of high in spring and summer while low in autumn and

**基金项目:**国家自然科学基金项目(41771178,41671151);辽宁省高等学校创新人才支持计划项目(LR2017017);辽宁省教育厅项目(H201783628) 收稿日期:2022-04-10; 采用日期:2022-08-17

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author.E-mail: yangjun@ lnnu.edu.cn

winter. By 2019, the concentration of AOD in spring, summer and autumn showed a significant decrease, and was the most significant in summer. AOD also showed a high spatial autocorrelation. (3) There was a significantly positive correlation between AOD and  $PM_{2.5}$  concentration. From the perspective of seasonal changes, the correlation showed the characteristics of autumn>summer>winter>spring. And the annual average AOD and  $PM_{2.5}$  concentration showed a moderately positive correlation. Therefore, a quantitative study of the similarity and correlation between AOD and  $PM_{2.5}$  concentration in spatiotemporal changes can prove the influence of aerosols on air pollution, and provide scientific ideas and basis for future urban air quality management.

Key Words: aerosol optical depth; PM25; spatial and temporal distribution; correlation analysis

快速城市化以来,化石燃料的消耗由于人口和产业在城市的集聚迅速增长<sup>[1]</sup>,空气污染物排放量不断增加,对区域内气候环境造成了不可逆的负面影响<sup>[2-3]</sup>。研究显示空气污染是世界上第四大死亡风险因素,也 是各类疾病的主要环境风险因素<sup>[4]</sup>。因此,空气污染不仅直接影响到城市人居环境质量和居民健康状况,从 长远来看,将对城市的可持续发展以及全球气候变化造成重大负面影响<sup>[5-7]</sup>。

在工业化和人口稠密地区,空气污染问题尤其严重<sup>[8]</sup>。有关空气质量的研究多是基于遥感数据和近地 表监测数据完成的,研究内容主要集中在两个方面:一是分析不同空间尺度,包括全国范围<sup>[9-10]</sup>、发达城市 群<sup>[11-13]</sup>、以及空气污染重点城市<sup>[14-15]</sup>等不同尺度下,一定时间序列内空气质量的时空分布特征及演变规律; 二是针对空气质量的主要影响因素以及污染物的来源和形成过程进行研究。大气气溶胶是大气中悬浮的微 小固态或液态颗粒物,来源包括自然排放(灰尘、雾、蒸汽、沙尘暴等)和人为活动(化石燃料、交通运输、工业 排放产生的烟雾和颗粒污染物等)<sup>[16-18]</sup>。中国在过去的几十年间经历了快速的城市化和工业化,使得气溶 胶浓度显著增加。大量的气溶胶会改变大气理化特性、降低空气质量,进而影响天气和气候<sup>[19]</sup>。气溶胶光学 厚度(AOD)作为表征大气浑浊度的重要物理参数之一,可以量化大气中的气溶胶负荷,一定程度上可以反映 空气污染程度,因此被广泛认为是研究区域空气质量的关键指标<sup>[16,20]</sup>。随着遥感技术的发展,通过卫星数据 反演 AOD,监测大气中的气溶胶浓度,得到了广泛应用<sup>[21]</sup>。国内外学者利用卫星遥感产品对 AOD 的时空分 布特征及其与空气污染之间的关系展开了广泛研究<sup>[22-24]</sup>。

由于依靠近地面站点实时监测数据获取 PM<sub>2.5</sub>浓度具有站点数量少、覆盖范围小、数据连续性差等缺点,随着遥感技术的发展,卫星数据凭借其较短的更新周期,时间空间上的连续性,取代了传统的地面监测方式<sup>[21]</sup>。国内外学者基于中分辨率成像光谱仪(MODIS)、星载激光雷达(CALIPSO)以及日本葵花-8(Himawari-8)卫星产品,利用 AOD 产品来估算近地表 PM<sub>2.5</sub>浓度,并且研究结果均证明 AOD 是地表 PM<sub>2.5</sub>浓度的重要数据来源<sup>[25-31]</sup>。在此基础上,研究内容逐渐聚焦于探究 AOD 对空气质量的影响效应,包括 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度、PM<sub>10</sub>浓度空气质量指数(AQI)等指标的时空变化特征及相关关系<sup>[32-33]</sup>。研究结果证明近地表气溶胶浓度增大会直接加剧空气污染<sup>[34-35]</sup>。比如,有研究表明 AOD 与地面 PM<sub>10</sub>浓度的相关性可达 0.98<sup>[36]</sup>,与地面 PM<sub>2.5</sub>浓度的时空变化格局具有高度一致性<sup>[37-38]</sup>,且在污染严重的地区,AOD 与 PM<sub>2.5</sub>的相关性更加显著。除了探究气溶胶在水平区域尺度上的分布情况,许多学者对气溶胶的垂直分布结构进行研究。结果表明在一定高度范围内,AOD 与 PM<sub>2.5</sub>呈正相关关系,超出高度阈值则二者关系不显著,且气溶胶垂直范围内的分布与气团运动速度快慢有关<sup>[39-40]</sup>。但是大多数研究在时间尺度上较为单一,并且对 AOD 与污染物浓度的时空变化特征和聚集特征关注较少。

因此,本文基于 AOD、PM<sub>2.5</sub>浓度数据,基于统计分析、地理信息系统(GIS)空间分析以及相关性分析等方法定量研究 2015—2019 年研究区空气质量的时空演变规律以及 AOD 对 PM<sub>2.5</sub>浓度的影响效果,为未来城市的空气质量管理提供科学建议。

#### 1 研究区概况

2017年2月,环保部发布相关文件,首次将"京津 冀大气污染传输通道城市"称为"2+26"城市,包括北 京市,天津市,河北省石家庄、唐山、廊坊、保定、沧州、衡 水、邢台、邯郸市,山西省太原、阳泉、长治、晋城市,山东 省济南、淄博、济宁、德州、聊城、滨州、菏泽市,河南省郑 州、开封、安阳、鹤壁、新乡、焦作、濮阳市(以下简称"2+ 26"城市)。研究区属于暖温带大陆性季风型气候,该 区四季分明,年平均气温 8—12.5℃,最冷月均在1月 份,最热月份集中在7、8月份,年降水量可达700— 1000mm,且主要集中在夏季,年平均风速为4—5m/s。 社会经济发展水平较高、人口密度较大、重工业较为集 中,空气污染具有明显的区域特征,是中国城市空气污 染严重的典型区域。图1所示为研究区概况图。

#### 2 数据与研究方法

#### 2.1 数据来源与预处理

本文使用的数据主要包括 2015 年至 2019 年的 MODIS 每日气溶胶光学厚度网格化二级产品

(MCD19A2)、中国高质量空气污染数据集(CHAP)中的每日 PM<sub>2.5</sub>浓度数据以及行政区划数据,如表1 所示。 本文选择 MCD19A2 数据集中 550 nm 波段的 AOD 数据,时间跨度为 2015—2019 年,覆盖研究区范围(轨道号 为 h26v04、h26v05、h27v04 和 h27v05),共 7304 景。对 MCD19A2 数据的处理主要包括质量评估波段(QA)值 过滤、影像格式转换、像元统计、拼接以及裁剪,数据处理结果主要包括研究区内 2015 年至 2019 年的日均、月 均、季均以及年均 AOD。另外,AOD 是一个无量纲的正值,范围为 0 至 1,其值越高代表大气能见度越低。本 文选择中国高质量空气污染物(CHAP)数据集中的 PM<sub>2.5</sub>数据集,经验证,该数据集 *R*<sup>2</sup> 均大于 0.80,分辨率和 精度均较好,适用于本研究。处理过程主要包括影像格式转换、剔除无效值、像元统计、拼接以及裁剪,数据处 理结果主要包括研究区内 2015 年至 2019 年的日均、月均、季均以及年均 PM<sub>2.5</sub>浓度,单位为 μg/m<sup>3</sup>。

Table 1 Data source and description								
数据类型	时间	分辨率	来源					
Data types	Time	Resolution	Source					
中分辨率成像光谱仪 MODIS 遥感数据 MODIS remote sensing data, MCD19A2	2015—2019年	1km	https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/					
中国高质量空气污染数据集 China High Air Pollutants, CHAP	2015—2019 年	1km	https://weijing-rs.github.io/					
行政区划数据 Administrative division data	2019年	-	地理空间数据云					

#### 表1 数据来源与说明

## 2.2 空间自相关分析

为了分析 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>分布的空间集聚特征,本文选取反映空间邻接或空间邻近区域单元属性值相似程度的莫兰指数(Moran's I)统计量来度量全局空间自相关。这种空间相关联性具体可以分为正相关关系、负相关关系,前者代表某单元的属性值与其邻近单元属性值的空间分布特征和变化趋势相同,后者则表示相反的



趋势。计算公式如下:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j\neq i}^{n} w_{ij}(x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j\neq i}^{n} w_{ij} (x_i - \bar{x})^2}$$
(1)

式中:n 代表研究对象的个数,  $w_{ij}$  代表空间要素 i 和要素 j 的权重,  $x_i - \bar{x}$  和  $x_j - \bar{x}$  分别是第 i, j 个空间单元上的观测值与平均值的偏差。

除此之外,本文利用局部自相关指标评价了相似和不相似样本的空间聚集程度。局部 Moran's I 指数的 计算公式为:

$$I = \frac{\sum_{j=1, j \neq i}^{n} w_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})^2}$$
(2)

式中局部空间自相关变量的含义同(2.1)式。Moran's *I* 系数值在-1 和 1 之间。根据局部莫兰指数的显著程度和正负,空间集聚的模式可以被划分为五类,即高-高集聚、高-低集聚、低-低集聚和低-高集聚和不显著,分别代表高值周围是高值、高值周围是低值、低值周围是高值、低值周围是低值和无显著集聚五种情况。相较于全局空间自相关,局部空间自相关重点计算分析区域内各个空间对象与其邻域对象间的空间相关程度,主要分析局部区域内的差异特征。本文在计算局部 Moran's *I* 指数的基础上,主要通过局部空间自相关指数(LISA)集聚图来表示变量的空间聚集情况。

#### 2.3 相关性分析

本文主要分析 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度之间的相关性。相关性分析是指对两个或多个具备相关性的变量元素 进行分析,衡量变量因素的相关密切程度。本文选择 Pearson 相关系数 r,其计算公式为:

$$=\frac{\sum (x - \bar{x}) (y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^{2} \sum (y - \bar{y})^{2}}}$$
(3)

式中,(x,y)和(x,y)分别是两个变量的观测值和平均值。

r

#### 3 结果分析

#### 3.1 PM,,的时空分异规律

由图 2 可得,相较于 2015 年,到 2019 年时除 9 月 的 PM<sub>2.5</sub>浓度增加了 5.15µg/m<sup>3</sup>,其余月份 PM<sub>2.5</sub>平均浓 度均大幅度降低,然而五年内各月份 PM<sub>2.5</sub>浓度并没有 呈现明显的规律性变化。季节上呈现冬春季高,夏秋季 低的分布特点。这是由于研究区位于北方地区,气候寒 冷,冬季和春季取暖需要消耗大量能量,因此污染物排放 量有所增加,同时冬季受下沉气流影响,不利于污染物的 扩散,而春季北方地区常有沙尘天气,从而使得污染物浓



度在冬春季较高;夏秋季空气对流强,北方地区降水时间长强度大,对空气中污染物的冲刷作用较强,同时由于 夏季太阳辐射强,大气边界层更高,因此有利于颗粒物的沉降和扩散,从而使得污染物浓度在夏秋季较低。

根据图 3 可知,与月均浓度变化一致,2015 年至 2019 年间,PM<sub>2.5</sub>浓度均在春季以及冬季出现高值聚集区域,而在夏季则保持相对低值,整体呈现冬季>春季>秋季>夏季的趋势。就空间分布而言,春季 PM<sub>2.5</sub>浓度较高值主要聚集在研究区中部和北部地区,主要是一些较为发达的城市(北京市、天津市)和工业制造业为主的城市(保定市、石家庄市、廊坊市),到 2019 年时,整个研究区范围内 PM<sub>2.5</sub>浓度均显著下降至 30μg/m<sup>3</sup> 以下。





Fig.3 The spatial distribution of  $PM_{2.5}$  from 2015 to2019

http://www.ecologica.cn

夏季 PM<sub>2.5</sub>浓度普遍较低,至 2019 年时已降至 15µg/m<sup>3</sup> 以下。秋季,2015 年至 2018 年间,PM<sub>2.5</sub>浓度有所增加,高值主要聚集在研究区中部(河北省各市),而在 2019 年时,浓度已降低至 30µg/m<sup>3</sup> 以下。2015 年至 2017 年间,除研究区西部及北部边缘地区外,冬季 PM<sub>2.5</sub>浓度高值聚集明显,70%的地区浓度高于 80µg/m<sup>3</sup>。2018 年至 2019 年间,PM<sub>2.5</sub>浓度显著下降,除保定市、廊坊市、沧州市浓度在 50µg/m<sup>3</sup> 以上外,其余地域已降至 35µg/m<sup>3</sup> 以下。污染物浓度的大幅降低与国家重视大气环境治理,大力推行节能减排政策,严格控制污染物 排放等措施有关。

由表2可得,PM<sub>2.5</sub>浓度的全局 Moran's *I* 指数均大于 0.90,呈现高度空间自相关性,通过对 2015 年至 2019 年 PM<sub>2.5</sub>浓度局部 Moran's *I* 指数的计算,发现相对于夏秋季,PM<sub>2.5</sub>浓度的空间集聚特征在春冬季较为显 著,整体呈现春季>冬季>夏季>秋季的集聚特点。结合图4可以看出,PM<sub>2.5</sub>的高值聚集区在春季主要位于研 究区的中部和北部地区(北京市南部、河北省唐山市、保定市、廊坊市、石家庄市、衡水市、邢台市),并且在 2015 年后有向东南方向(山东省滨州市、德州市)延伸的趋势;夏季高值区在研究区北部呈高度聚集分布,在 中部地区则聚集程度减弱,破碎度增强;秋季高值区整体向研究区东部延伸山东省各市,高值聚集区面积显著 增大;冬季无显著变化。PM<sub>2.5</sub>低值中心主要分布在研究区北部及西部边缘地区,包括山西省的太原市、阳泉 市、晋城市、长治市以及石家庄市、保定市和北京市的西北部地区。

Table 2The spatial autocorrelation coefficient of $PM_{2.5}$								
年份	莫兰指数	春季	夏季	秋季	冬季			
Year	Moran's I	Spring	Summer	Autumn	Winter			
2015	全局	0.97	0.95	0.95	0.96			
	局部	0.99	0.97	0.98	0.98			
2016	全局	0.95	0.93	0.97	0.96			
	局部	0.98	0.96	0.98	0.98			
2017	全局	0.95	0.94	0.93	0.96			
	局部	0.98	0.97	0.97	0.98			
2018	全局	0.94	0.91	0.95	0.96			
	局部	0.97	0.95	0.98	0.98			
2019	全局	0.94	0.93	0.93	0.95			
	局部	0.97	0.96	0.97	0.97			

### 表 2 PM<sub>2.5</sub>浓度的空间自相关系数

#### 3.2 AOD 的时空分异规律

由表3可得,研究区在2015—2019年间 AOD 平均范围值在0—1之间,且相较于2015年,在2019年除 12月份 AOD 值增加了0.02,1月份增加0.13,2月份增加0.25以外,其余月份 AOD 均有明显减小的趋势,其 中7、8月份减少幅度最大,分别减少了0.40和0.46,AOD 的月份变化趋势在5年内同样没有呈现明显的规律 性。AOD 值总体上呈现春夏季高,秋冬季低的分布特点。主要是因为春季受到扬尘和沙尘暴等极端污染天 气的影响导致 AOD 值增高;夏季高温多雨,大气中的水汽含量大湿度大,大气细粒子吸湿增长,有利于"气-粒"转化过程中形成气溶胶;秋冬季气候较为干旱寒冷,空气相对湿度较小,气溶胶粒子的吸湿增长受到天气 抑制,并且冬季日照时长短,一定程度上也抑制了二次气溶胶的生成。

				Table 3	Monthly a	verage AO	D from 20	15 to 2019				
年份	1月	2 月	3月	4 月	5 月	6月	7 月	8月	9月	10 月	11 月	12 月
Year	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December
2015	0.31	0.51	0.58	0.62	0.55	0.61	0.94	0.76	0.60	0.59	0.53	0.37
2016	0.47	0.36	0.60	0.56	0.46	0.64	0.84	0.37	0.56	0.61	0.46	0.48
2017	0.46	0.45	0.45	0.36	0.45	0.73	0.70	0.50	0.42	0.51	0.36	0.34
2018	0.38	0.38	0.73	0.51	0.37	0.39	0.72	0.53	0.47	0.37	0.60	0.36
2019	0.44	0.76	0.45	0.53	0.37	0.48	0.54	0.30	0.51	0.45	0.39	0.39

表 3 2015—2019 年月均气溶胶光学厚度(AOD)



图 4 2015—2019 年 PM<sub>2.5</sub>浓度局部空间自相关指数(LISA)聚集图 Fig.4 The LISA clust map of PM<sub>2.5</sub> from 2015 to 2019

由图 5 和图 6 可得,2015 年至 2019 年间,春夏秋三季 AOD 浓度呈现明显下降,夏季趋势最为显著,冬季AOD浓度在2018年前呈下降态势,但在2019年研究区南部地区(河南省)出现较高值的聚集。在春季,





http://www.ecologica.cn



图 6 2015—2019 年 AOD LISA 聚集图 Fig.6 The LISA clust map of AOD from 2015 to 2019

2015年 AOD 高值主要集中在研究区南部,其中河南省的焦作市、新乡市 AOD 季值大于 1,60% 以上地区 AOD 值在 0.60 以上,到 2019年 AOD 值整体显著下降至 0.5 以下。2015年夏季,除研究区西部边缘地区外,整体

AOD 值在 0.8 以上,且 AOD 高值(>1)呈现高度聚集的分布特征,2016 年 AOD 值大于 1 的地区大幅度减少, 聚集情况也减弱,但仍有 50%左右地区 AOD 值在 0.6 以上,2017 年及 2018 年 AOD 高值的聚集分布进一步减 弱,数值也继续降低,到 2019 年夏季,研究区大部分地区 AOD 值均降至 0.5 以下,只有部分南部地区(河南省 新乡市、焦作市、郑州市北部)存在 AOD 值大于 0.8 的情况。秋季,2015 年 AOD 高值在研究区东南部呈显著 聚集分布,2016 年 AOD 值明显降低至 0.8 以下,2017 及 2018 年 AOD 值也持续降低,到 2019 年除东南部分地 区(主要分布在山东省及河南省)AOD 值在 0.5—0.7 区间内,研究区 80%地区 AOD 值均小于 0.5,与 2015 年 相比,秋季 AOD 数值有显著降低。冬季,2015 年研究区南部地区(主要为河南省各市)有 0.7 以上的 AOD 值 聚集,2016—2018 年间 AOD 值显著降低至 0.6 以下,而 2019 年冬季在南部部分地区(新乡市、鹤壁市、安阳 市)重新出现较高 AOD 值(>0.9)的小范围聚集。

由表4可得,相比于其他季节,AOD 值在夏季的空间自相关性较低,且在秋季的全局 Moran's I 指数变化 较大,但总体而言,AOD 在 2015 年至 2019 年间呈现显著的空间自相关关系。通过对 2015 年至 2019 年 AOD 局部 Moran's I 指数的计算,发现 AOD 的空间集聚特征在冬季最显著,整体呈现冬季>秋季>春季>夏季的分布 特点。相较于 PM<sub>2.5</sub>,AOD 的高值聚集区面积较小且主要集中在南部地区。春季,AOD 高值主要集聚分布在 研究区南部(河南省各市以及山东省聊城市、菏泽市、济宁市);夏季,高值聚集区分布范围较小,且集聚情况 也比较破碎;秋季高值区面积最大,2018 年前分布较为分散,之后主要聚集在研究区南部(河南省各市以及山 东省菏泽市、济宁市、聊城市);冬季 AOD 高值区聚集明显,且集中分布在研究区南部。

	Tab	le 4 The spatial auto	correlation coefficient of	f AOD	
年份 Year	莫兰指数 Moran's I	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn	冬季 Winter
2015	全局	0.93	0.87	0.88	0.95
	局部	0.96	0.94	0.96	0.99
2016	全局	0.96	0.87	0.87	0.98
	局部	0.98	0.92	0.96	0.99
2017	全局	0.91	0.79	0.93	0.95
	局部	0.94	0.93	0.96	0.98
2018	全局	0.92	0.83	0.92	0.96
	局部	0.97	0.93	0.96	0.98
2019	全局	0.92	0.88	0.95	0.92
	局部	0.97	0.94	0.98	0.97

表 4 AOD 的空间自相关系数

AOD:气溶胶光学厚度 Aerosol optical depth

#### 3.3 AOD 与 PM2.5 的相关性分析

本研究基于月均值,利用 ArcGIS 计算了研究区范围内 2015 年至 2019 年 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的季均值,并 在 SPSS 中计算了每个季节的相关性,计算结果如表 5 所示。总体来看,2015 年至 2019 年间 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓 度存在显著的相关关系。从季节变化看,相关系数在夏秋季较高,冬春季较低,总体呈现:秋季>夏季>冬季> 春季的特点。从时间变化来看,2019 年之前,各个季度的相关性均有明显增大,2019 年四季相关性则有降低 的趋势。AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的最高相关性出现在 2017 年冬季(*r*=0.745<sup>\*\*</sup>),最低相关性出现在 2019 年春季 (*r*=0.288<sup>\*\*</sup>);然而,在 2015 年至 2019 年间并没有呈现整体上的规律性变化,可能是由于还受到其他因素的 影响,比如气象因素(风速、风向、湿度等)、天气状况以及人为活动影响等。

基于季均值,利用 ArcGIS 工具对研究区五年的数据进行了求取平均值,得到了 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的年均 值,并在 SPSS 中计算了其 Pearson 相关系数。年均 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的 Pearson 相关系数为 0.314\*\*,表明在 年平均值水平上,AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度呈现中等相关关系。此外,为了探究 AOD 对 PM<sub>2.5</sub>浓度的影响,对数据值 进行随机采样,将 AOD 值作为自变量,PM<sub>2.5</sub>浓度作为因变量随机选择了 200 个样本值在 SPSS 工具中进行线 性拟合, 拟合结果如图 7 所示。年平均 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的线性拟合方程为: *y* = 19.19 + 13.54 × *x* 。其中, 模型显著性的检验值 *F* = 19.473, 显著性<0.05, 说明 AOD 对 PM<sub>2.5</sub>浓度具有显著影响关系, 回归方程的判定系数 *R*<sup>2</sup>为 0.099, 说明线性回归效果一般。造成线性回归效果不佳的原因主要是地表温度和污染物浓度的的变化 与许多其他因素都有关系, 比如气象因素(风速、风向、湿度等)、下垫面情况(地表建筑物高度、密度、绿地分布) 以及人为活动影响等, 只考虑单一因素对其的影响, 可能会造成回归模型的不准确。

			Table 5	The correlatio	in between m	$OD and I M_{2.5}$			
年份 Year	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn	冬季 Winter	年份 Year	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn	冬季 Winter
2015	0.311 **	0.471 **	0.479 **	0.421 **	2018	0.578 **	0.599 **	0.679 **	0.547 **
2016	0.366 **	0.498 **	0.552 **	0.451 **	2019	0.288 **	0.335 **	0.541 **	0.434 **
2017	0.467 **	0.344 **	0.501 **	0.745 **					

表 5 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的相关性 Table 5 The correlation between AOD and PM

\*\*表示在 0.01 级别(双尾),\*表示在 0.05 级别(双尾),相关性显著

#### 4 结论与讨论

近年来,不断有研究表明气溶胶颗粒浓度与空气质 量有着密切的关系,因此研究 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>在时空分布 上的演变规律以及二者的相关关系,有助于未来的空气 质量管理。因此,本文以多源遥感数据为基础,对研究 区 2015—2019 年气溶胶光学厚度、PM<sub>2.5</sub>浓度的时空分 布格局进行分析,从月份、季节、年份三个时间维度定量 分析其时空变化规律,并通过计算相关性系数来分析气 溶胶光学厚度对 PM<sub>2.5</sub>浓度的影响。主要得出以下 结论:

(1)PM<sub>2.5</sub>浓度在春季以及冬季出现高值聚集区域, 在夏季则保持相对低值,整体呈现冬季>春季>秋季>夏 季的趋势。就空间分布而言,PM<sub>2.5</sub>浓度呈现高度空间 自相关性。2015—2019 年间,PM<sub>2.5</sub>浓度显著下降,除保





定市、廊坊市、沧州市浓度在 50µg/m<sup>3</sup> 以上外,其余地域已降至 35µg/m<sup>3</sup> 以下。

(2)研究区在 2015—2019 年间 AOD 平均范围值在 0—1 之间,且除 12 月份 AOD 值增加了 0.02,1 月份增加 0.13,2 月份增加 0.25 以外,其余月份 AOD 均有明显减小的趋势,其中 7、8 月份减少幅度最大,分别减少了 0.40 和 0.46。AOD 值总体上呈现春夏季高,秋冬季低的分布特点。2015 年至 2019 年间,春夏秋三季 AOD 浓度呈现明显下降,夏季趋势最为显著,

(3)2015—2019年间 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度存在显著的相关关系。从季节变化看,相关系数在夏秋季较高, 冬春季较低,总体呈现:秋季>夏季>冬季>春季的特点。AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的最高相关性出现在 2017 年冬季 (*r*=0.745<sup>\*\*</sup>),最低相关性出现在 2019年春季(*r*=0.288<sup>\*\*</sup>);年均 AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度的 Pearson 相关性计算结 果为 0.314<sup>\*\*</sup>,表明在年平均值水平上,AOD 与 PM<sub>2.5</sub>浓度呈现中等相关关系。

本文的局限性在于采用的污染物浓度数据是在监测站点实时数据的基础上通过人工智能方法模拟再生成的数据集,虽然数据精度较高,但在结果分析中可能与实际情况有所偏差,可能会影响相关性的计算结果。此外,本文仅是通过计算 Pearson 相关系数来定量分析气溶胶光学厚度对 PM<sub>2.5</sub>浓度的影响,但在实际情况中, 空气质量还受到其他因素的影响,比如气象因素、下垫面情况以及人为活动影响等,只考虑单一因素对其的影响,可能会造成回归模型的不准确。

#### 参考文献(References):

- [1] 邱国玉,张晓楠. 21世纪中国的城市化特点及其生态环境挑战. 地球科学进展, 2019,34(06):640-649.
- [2] 刘清,杨永春,刘海洋. 中国 366 个城市空气污染综合程度的时空演变特征分析. 干旱区地理, 2020,43(03):820-830.
- [3] 姚远,陈曦,钱静.城市地表热环境研究进展.生态学报,2018,38(03):1134-1147.
- [4] Zhou Y C, De S, Ewa G, Perera C, Moessner K. Data-driven air quality characterization for urban environments: a case study. IEEE Access, 2018, 6: 77996-78006.
- [5] 匡文慧. 城市土地利用/覆盖变化与热环境生态调控研究进展与展望. 地理科学, 2018, 38(10):1643-1652.
- [6] 乔治,孙宗耀,孙希华,徐新良,杨俊.城市热环境风险预测及时空格局分析.生态学报,2019,39(2):649-659.
- [7] 周伟奇,田韫钰.城市三维空间形态的热环境效应研究进展.生态学报,2020,40(02):416-427.
- [8] 程钰,刘婷婷,赵云璐,等.京津冀及周边地区"2+26"城市空气质量时空演变与经济社会驱动机理.经济地理,2019,39(10):183-192.
- [9] 蔺雪芹, 王岱. 中国城市空气质量时空演化特征及社会经济驱动力. 地理学报, 2016,71(8):1357-1371.
- [10] Li K, Jacob D J, Liao H, Zhu J, Shah V, Shen L, Bates K H, Zhang Q, Zhai S X. A two-pollutant strategy for improving ozone and particulate air quality in China. Nature Geoscience, 2019, 12(11): 906-910.
- [11] Tong C H M, Yim S H L, Rothenberg D, Wang C E, Lin C Y, Chen Y D, Lau N C. Assessing the impacts of seasonal and vertical atmospheric conditions on air quality over the Pearl River Delta region. Atmospheric Environment, 2018, 180: 69-78.
- [12] Tong C H M, Yim S H L, Rothenberg D, Wang C E, Lin C Y, Chen Y D, Lau N C. Projecting the impacts of atmospheric conditions under climate change on air quality over the Pearl River Delta region. Atmospheric Environment, 2018, 193: 79-87.
- [13] 郭雯雯,陈永金,刘阁,宋开山,陶宝先. 2016—2019 年长江中游城市群空气质量时空变化特征及影响因素分析. 生态环境学报, 2020, 29(10): 2034-2044.
- [14] 刘利,邓宇宸,吴丹,张伟男,郝千婷,朱琦.广东省城市环境空气质量时空特征及经济影响因素分析.中国环境监测,2021,37(3): 40-50.
- [15] Fang C S, Zhang Z D, Jin M Y, Zou P C, Wang J. Pollution characteristics of PM2.5 aerosol during haze periods in Changchun, China. Aerosol and Air Quality Research, 2017, 17(4): 888-895.
- [16] Wei X L, Chang N B, Bai K X, Gao W. Satellite remote sensing of aerosol optical depth: advances, challenges, and perspectives. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2020, 50(16): 1640-1725.
- [17] Sun K, Chen X L, Wang J L, Zhang T H, Zhu Z M. Investigation of air quality over the largest city in central China using high resolution satellite derived aerosol optical depth data. Atmospheric Pollution Research, 2018, 9(3): 584-593.
- [18] 石广玉, 王标, 张华, 赵剑琦, 檀赛春, 温天雪. 大气气溶胶的辐射与气候效应. 大气科学, 2008, 32(4): 826-840.
- [19] 李占清. 气溶胶对中国天气、气候和环境影响综述. 大气科学学报, 2020,43(01):76-92.
- [20] 吴炜, 丛春华, 郑怡. 山东气溶胶光学厚度时空分布及其与地面大气污染物质量浓度的相关性分析. 海洋气象学报, 2021,41(01): 58-67.
- [21] 阮欧,刘绥华,陈艳,梁萍萍,陈芳,罗杰,余梦.昆明市 MODIS AOD 与大气污染物浓度在气象因子影响下的相关性分析.贵州师范大学学报:自然科学版,2021,39(4):21-29.
- [22] Yan X, Shi W Z, Li Z Q, Li Z Q, Luo N N, Zhao W J, Wang H F, Yu X. Satellite-based PM2.5 estimation using fine-mode aerosol optical thickness over China. Journal Environment, 2017, 170: 290-302.
- [23] Jin Q J, Crippa P, Pryor S C. Spatial characteristics and temporal evolution of the relationship between PM2.5 and aerosol optical depth over the eastern USA during 2003-2017. Atmospheric Environment, 2020, 239: 117718.
- [24] Yang Z M, Zdanski C, Farkas D, Bang J, Williams H. Evaluation of Aerosol Optical Depth (AOD) and PM2.5 associations for air quality assessment. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 2020, 20: 100396.
- [25] 齐海,陈文忠. CALIPSO 星载激光雷达气溶胶分层光学厚度与青岛市空气污染指数的相关性.大气与环境光学学报,2015,10(06): 463-471.
- [26] Sun J, Gong J H, Zhou J P. Estimating hourly PM2.5 concentrations in Beijing with satellite aerosol optical depth and a random forest approach. Science of the Total Environment, 2021, 762: 144502.
- [27] Christopher S, Gupta P. Global distribution of column satellite aerosol optical depth to surface PM2.5 relationships. Remote Sensing, 2020, 12 (12): 1985.
- [28] Zhang R X, Di B F, Luo Y Z, Deng X F, Grieneisen M L, Wang Z G, Yao G, Zhan Y. A nonparametric approach to filling gaps in satelliteretrieved aerosol optical depth for estimating ambient PM2.5 levels. Environmental Pollution, 2018, 243: 998-1007.

- [29] Yang Q Q, Yuan Q Q, Yue L W, Li T W, Shen H F, Zhang L P. The relationships between PM2.5 and aerosol optical depth (AOD) in mainland China: about and behind the spatio-temporal variations. Environmental Pollution, 2019, 248: 526-535.
- [30] Just A C, De Carli M M, Shtein A, Dorman M, Lyapustin A, Kloog I. Correcting measurement error in satellite aerosol optical depth with machine learning for modeling PM2.5 in the northeastern USA. Remote Sensing, 2018, 10(5): 803.
- [31] 王泽斌, 邹滨, 邱永红, 陈璟雯. 中国气溶胶光学厚度与 PM2.5 时空关联的地理学特征. 遥感信息, 2016, 31(6): 26-35.
- [32] 焦利民,张博恩,许刚,赵素丽. 气溶胶光学厚度与 PM2.5 浓度相关关系的时空变异. 干旱区资源与环境, 2016, 30(12): 34-39.
- [33] Liu L, Guo J P, Miao Y C, Liu L, Li J, Chen D D, He J, Cui C G. Elucidating the relationship between aerosol concentration and summertime boundary layer structure in central China. Environmental Pollution, 2018, 241: 646-653.
- [34] Petäjä T, Järvi L, Kerminen V M, Ding A J, Sun J N, Nie W, Kujansuu J, Virkkula A, Yang X, Fu C B, Zilitinkevich S, Kulmala M. Enhanced air pollution via aerosol-boundary layer feedback in China. Scientific Reports, 2016, 6: 18998.
- [35] 邓雪娇,周秀骥,吴兑,铁学熙,谭浩波,李菲,毕雪岩,邓涛,蒋德海.珠江三角洲大气气溶胶对地面臭氧变化的影响.中国科学:地球科学,2011,41(1):93-102.
- [36] Xin J Y, Zhang Q, Wang L L, Gong C S, Wang Y S, Liu Z R, Gao W K. The empirical relationship between the PM2.5 concentration and aerosol optical depth over the background of North China from 2009 to 2011. Atmospheric Research, 2014, 138: 179-188.
- [37] 施益强,陈坰烽,王坚,黄宝燕,吴君,陈颖锋,肖钟湧. 厦门市 MODIS 气溶胶光学厚度与 PM2.5 的时空特征及其相关性. 大气与环境 光学学报, 2020, 15(5): 334-346.
- [38] Wang L Y, Lyu B L, Bai Y Q. Aerosol vertical profile variations with seasons, air mass movements and local PM2.5 levels in three large China cities. Atmospheric Environment, 2020, 224: 117329.
- [39] Chew B N, Campbell J R, Hyer E J, Salinas S V, Reid J S, Welton E J, Holben B N, Liew S C. Relationship between aerosol optical depth and particulate matter over Singapore: effects of aerosol vertical distributions. Aerosol and Air Quality Research, 2016, 16(11): 2818-2830.
- [40] Tsai T C, Jeng Y J, Chu D A, Chen J P, Chang S C. Analysis of the relationship between MODIS aerosol optical depth and particulate matter from 2006 to 2008. Atmospheric environment, 2011, 45(27): 4777-4788.