生方知库
Eco-Environmental Knowledge Web

环境科学
ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

$PM_{2.5}$和O_3污染协同防控区的遥感精细划定与分析
李沈鑫，邹滨，张凤英，刘宁，薛琛昊，刘婧

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2022年10月
第43卷 第10期
Vol.43 No.10

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第43卷 第10期
2022年10月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第43卷第10期 2022年10月
Vol.43,No.10 Oct.,2022

$PM_{2.5}$和O_3污染协同防控区的遥感精细划定与分析

李沈鑫[1], 邹滨[1*], 张凤英[2], 刘宁[1], 薛琛昊[1], 刘婧[1]

(1.中南大学地球科学与信息物理学院, 长沙 410083; 2.中国环境监测总站, 北京 100012)

摘要:针对地面站点监测数据难以支撑大气$PM_{2.5}$与O_3污染防控区边界划定的问题,融合大气污染浓度遥感估算建模与GIS统计分析模型,提出了一种基于$PM_{2.5}$和O_3浓度遥感估算结果的协同防控区精细划定方法,开展了2015~2020年月和年尺度的全国$PM_{2.5}$与O_3污染协同防控成效定量分析与防控区精细划定研究.结果表明,2015~2020年,我国$PM_{2.5}$浓度总体下降显著但O_3浓度基本持平,$PM_{2.5}$污染在秋冬超标严重,O_3污染则在春夏;同时$PM_{2.5}$与O_3浓度变化在空间上的不一致性显著,其中$PM_{2.5}$下降且O_3上升、$PM_{2.5}$与O_3均下降、$PM_{2.5}$与O_3均上升和$PM_{2.5}$上升O_3下降的面积占比分别为38.34%、35.12%、15.24%和10.89%.遥感精细划定范围显示,$PM_{2.5}$和O_3协同防控区域的边界具有显著动态变化特征,在时间变化上呈现先扩大后缩小的趋势,主体范围集中在"2+26"城市、汾渭平原、长三角北部和山东半岛.以$PM_{2.5}$或O_3单一防控为主的区域范围较为稳定,辽吉、鄂湘赣、成渝和塔克拉玛干沙漠-河西走廊区域需以$PM_{2.5}$防控为主,珠三角、长三角和环渤海湾部分区域则应以O_3防控为主.基于卫星遥感手段的$PM_{2.5}$和O_3协同防控区域边界精细划定方法可更好辅助国家$PM_{2.5}$和O_3协同防控策略制定需求.

关键词:大气污染; 大气遥感; $PM_{2.5}$; 臭氧(O_3); 协同防控

中图分类号:X51; X87 **文献标识码**:A **文章编号**:0250-3301(2022)10-4293-12 **DOI**:10.13227/j.hjkx.202112075

Regionalization and Analysis of $PM_{2.5}$ and O_3 Synergetic Prevention and Control Areas Based on Remote Sensing Data

LI Shen-xin[1], ZOU Bin[1*], ZHANG Feng-ying[2], LIU Ning[1], XUE Chen-hao[1], LIU Jing[1]

(1. School of Geosciences and Info-physics, Central South University, Changsha 410083, China; 2. China National Environmental Monitoring Centre, Beijing 100012, China)

Abstract: Site-based air pollution monitoring data cannot support the regionalization of air pollution prevention and control areas. Faced with this problem, this study proposed a method of regionalizing synergetic prevention and control areas based on multi-source remote sensing data and GIS spatial statistical analysis methods and carried out quantitative analyses of $PM_{2.5}$ and O_3 air pollution in China from 2015 to 2020. The results showed that there was an obvious decrease in $PM_{2.5}$ concentrations, and O_3 concentrations remained stable; $PM_{2.5}$ pollution mostly occurred in autumn and winter, and O_3 pollution occurred in spring and summer. A significant spatial inconsistency was shown between the change rate of $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations, in which the proportions of $PM_{2.5}$ decreasing and O_3 increasing, $PM_{2.5}$ and O_3 both decreasing, $PM_{2.5}$ and O_3 both increasing, and $PM_{2.5}$ increasing and O_3 decreasing accounted for 38.34%, 35.12%, 15.24%, and 10.89%, respectively. The results also showed that the boundary of $PM_{2.5}$ and O_3 synergetic prevention and control areas was dynamic during 2015 and 2020, showing a trend of expanding from 2015 to 2018 and then becoming smaller after 2019. Generally, the scope of $PM_{2.5}$ and O_3 synergetic prevention and control areas was concentrated in "2+26" cities, Fenwei plain, north of the Yangtze River Delta, and Shandong. In contrast, the regional scopes of "$PM_{2.5}$ first" and "O_3 first" were relatively stable. Areas of "$PM_{2.5}$ first" were mainly carried out in Liaoning-Jilin, Hubei-Hunan-Jiangxi, Chengdu-Chongqing, and Taklimakan-Hexi Corridor, whereas "O_3 first" areas were mainly in specific regions of the Pearl River Delta, Yangtze River Delta, and surrounding areas of Bohai Bay. Remote sensing-based $PM_{2.5}$ and O_3 mapping has the advantages of full-coverage and fine spatial simulation, which can support the regionalization of synergetic prevention and control areas and implementation of policies.

Key words: air pollution; atmospheric remote sensing; $PM_{2.5}$; ozone(O_3); synergetic prevention and control

环境污染暴露是世界三大主要疾病负担之一,其中大气细颗粒物($PM_{2.5}$)和臭氧(ozone,O_3)暴露导致的健康风险位居当前环境污染引起的疾病负担前列,尤其值得关注[1~3].近年来,随着我国系列大力治污措施的有效开展[4],全国整体空气质量得到了大幅改善[5],其中$PM_{2.5}$浓度下降显著,但O_3污染问题日益凸显且与$PM_{2.5}$在形成机制上存在关联[6,7].在此背景下,仅单一考虑$PM_{2.5}$污染浓度划定防控区域的方式已无法满足我国下阶段大气污染精准防控策略的制定与实施,$PM_{2.5}$和O_3污染协同防控区域的划定工作亟待开展[8].

厘清$PM_{2.5}$和O_3污染的空间分布格局及其时间演化特征是划定污染重点防控区域的重要前提.对于$PM_{2.5}$和O_3污染协同分析而言,基于地面站点的研究已经揭示,京津冀、长三角和华南等地出现$PM_{2.5}$超标日减少、O_3超标日增加的"跷跷板"效应[9].但受限于地面站点空间覆盖范围不足的问题,空间连续的$PM_{2.5}$与O_3污染演化特征难以通过稀疏站点数据开展分析,也限制了空间精细防控范围划定工作的进一步展开.在此情况下,大气污染浓度遥感估算方法因具备空间覆盖度广和时空分辨率高的优势,已逐渐

收稿日期:2021-12-07; **修订日期**:2022-02-24
基金项目:国家自然科学基金项目(41871317); 湖南省研究生科研创新项目(CX20200343); 中南大学研究生自主探索创新项目(2020zzts180)
作者简介:李沈鑫(1991~),女,博士研究生,主要研究方向为环境遥感和健康GIS,E-mail:shenxin823@csu.edu.cn
* 通信作者,E-mail:210010@csu.edu.cn

成为解决稀疏站点空间代表性不足、获取空间连续大气污染浓度数据的主要技术手段[10,11].

大气污染浓度遥感估算技术经过近 20 年的发展,相关模型方法已由最初的简单比例因子法,发展到基于机制的半经验法、统计模型与机器学习法以及半经验半统计的混合模型法[12,13]. 建模变量也逐步引入了气象条件、土地利用和人口分布等多源要素. $PM_{2.5}$浓度估算结果的空间分辨率也由 10 km 级(10 km×10 km)[14,15]提升到公里级(3 km×3 km、1 km × 1 km)[16,17] 甚至亚公里级(500 m × 500 m)[18,19]; O_3 浓度估算的空间分辨率则多在公里级到 10 km 级之间[20,21]. 理论上,当前的大气污染浓度遥感估算结果已为污染防控区域的精细划定提供了丰富的数据支撑,但综合 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度遥感估算结果进行协同防控成效分析的研究还较为鲜见,$PM_{2.5}$和 O_3 协同防控区精细划定的相关方法还未见报道,现有大气污染防控区划定方式还仍以地级市行政边界为主.

对此,本文在 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度遥感估算建模的基础上,结合 GIS 空间统计分析方法,提出一种基于防控成效空间一致性结果划分不同防控重点(协同防控为主、$PM_{2.5}$防控为主、O_3 防控为主)区域边界范围的方法,并以我国大陆地区为研究对象,开展 2015 ~2020 年 $PM_{2.5}$与 O_3 污染协同防控成效空间一致性定量分析,进而划定了我国 $PM_{2.5}$与 O_3 污染协同防控区的精细范围,以期为下一步开展 $PM_{2.5}$和 O_3 污染协同防控精细治理决策提供支撑.

1　材料与方法

选择中国大陆地区为研究区(包含 23 个省、5 个自治区、4 个直辖市,中国香港、澳门和台湾资料暂缺),重点关注《打赢蓝天保卫战三年行动计划》划分的京津冀及周边地区(“2 +26”城市)、长三角地区、珠三角地区、汾渭平原和成渝地区这五大重点区域范围(图 1),研究时间段为 2015 ~2020 年.

1.1　数据收集与预处理

1.1.1　空气质量地面站点浓度数据

空气质量地面站点浓度数据来自中国环境监测总站(http://106. 37. 208. 233:20035/),获取的时间范围为 2015 年 1 月 1 日到 2020 年 12 月 31 日. 结合国家《环境空气质量标准》(GB 3095-2012)相关规范,对数据进行质量控制. 具体过程为:剔除原始数据中小时浓度缺失、为负值的纪录; 在日均值计算中,剔除数据在一个自然日 24 h 内低于 20 h 的纪录值; 计算月均值时,剔除每月低于 27 个日浓度平均值(2 月至少有 25 个日浓度平均值)的月份;

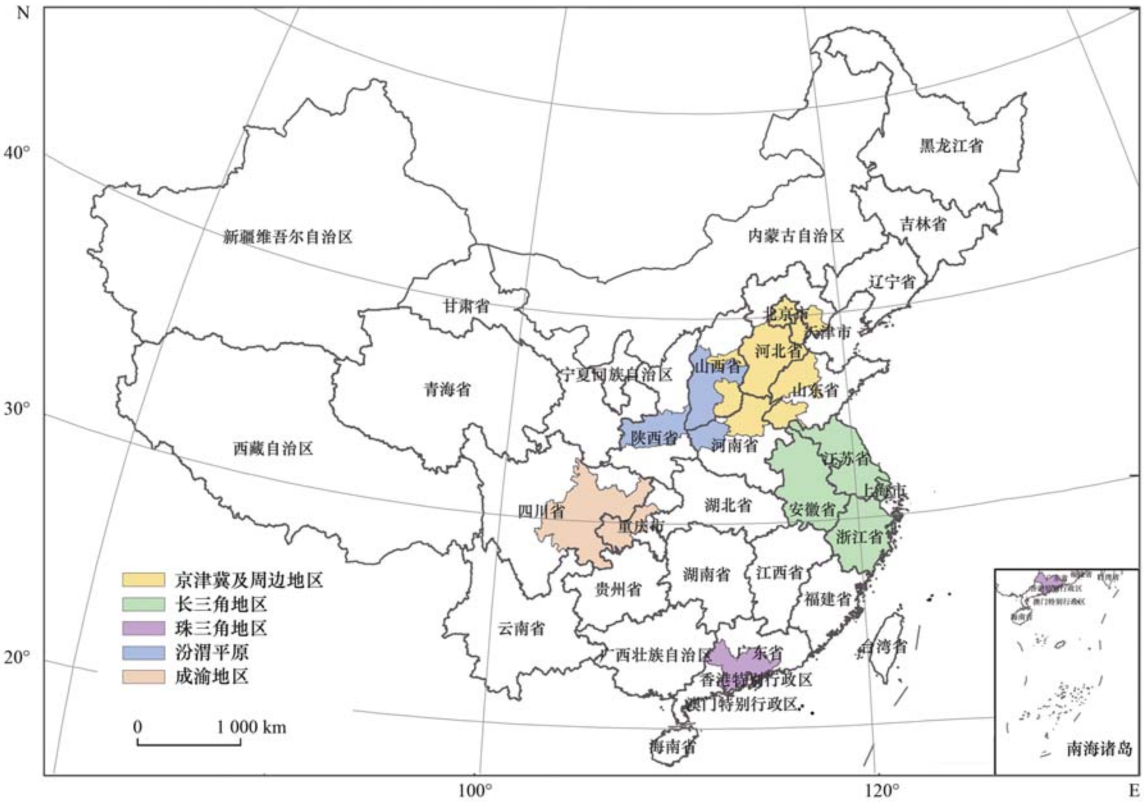


图 1　研究区及重点区域范围示意

Fig. 1　Location of study area and key regions

计算年均值时，剔除少于 324 个日浓度平均值的站点. 通过上述处理，$PM_{2.5}$月均及年均值取算数平均值，O_3 取日最大 8 h 滑动平均值在日历月及日历年的第 90 百分位数(下文简称 O_3_MDA8_90).

1.1.2　多源卫星遥感数据

气溶胶光学厚度(aerosol optical depth, AOD)与地面 $PM_{2.5}$浓度具有显著的相关性，因此被广泛应用于 $PM_{2.5}$ 浓度估算. 二氧化氮(NO_2)和甲醛(HCHO)作为 O_3 的前体污染物，通常被用于近地面 O_3 浓度估算[22]. 因此，本文采用空间分辨率及覆盖度较高的 MAICA AOD 产品[23]估算 $PM_{2.5}$浓度，OMI NO_2 和 HCHO 对流层柱浓度产品估算近地面 O_3 浓度，上述产品获取的时间范围均为 2015 年 1 月 1 日到 2020 年 12 月 31 日. 其中 MAICA AOD 产品来源于 NASA Level 1 Atmospheric Archive and Distribution System(LAADS)网站(http://ladsweb. nascom. nasa. gov/)，空间分辨率为 1 km × 1 km. NO_2 和 HCHO 柱浓度数据来自搭载于美国 2004 年发射的 Aura 卫星上的 OMI 传感器，下载自 NASA GES DISC 数据库网站(https://disc. gsfc. nasa. gov/)，时间分辨率为逐日，空间分辨率为 13 ~ 24 km，在预处理过程中，将日 NO_2 和 HCHO 柱浓度数据进行异常值剔除后融合为月均 25 km × 25 km 分辨率，再使用普通克里金插值到 10 km × 10 km 分辨率，年均 NO_2 和 HCHO 柱浓度数据则取月平均.

1.1.3　其他建模数据

根据已有研究，气象数据、边界层高度、植被覆盖指数和地形高程与近地面 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度的生成以及扩散相关性较大[24,25]，因此收集上述数据用于建立 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度遥感制图模型. 其中气象及边界层高度数据来源于 ERA5 再分析资料(https://cds. climate. copernicus. eu/)的月均产品，气象要素包含温度、气压、风速、风向、相对湿度、降雨量和太阳净辐射量，分辨率为 10 km × 10 km，边界层高度空间分辨率为 25 km × 25 km；植被覆盖指数采用 MODIS 归一化植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)产品(https://ladsweb. modaps. eosdis. nasa. gov/)，空间分辨率为 1 km × 1 km，时间分辨率为 16 d；地形高程数据(DEM)来源于美国宇航局 SRTM 数据(http://srtm. csi. cgiar. org/)，空间分辨率为 90 m × 90 m. 在数据预处理过程中，在空间尺度上将所有建模数据通过重采样和空间插值分别统一到 1 km × 1 km($PM_{2.5}$浓度估算)和 10 km × 10 km(O_3 浓度估算)分辨率，在时间尺度上，分别按月和年求平均值得到对应时间尺度合成数据.

1.2　$PM_{2.5}$和 O_3 浓度估算与结果验证

1.2.1　估算模型与验证方法

采用随机森林(random forest, RF)回归建模对研究区月尺度和年尺度上的 $PM_{2.5}$浓度和 O_3_MDA8_90 进行遥感估算. RF 是由 Breiman 提出的一种统计学习理论[26]. 其本质是通过集成多个决策树来模拟多重非线性关系，该方法目前已广泛应用至大气污染浓度遥感估算领域[27~29]. RF 回归模型主要分为 3 步：①样本数据随机抽样与训练集生成；②特征变量随机选取与回归树构建；③将②中生成的回归树组成 RF 回归模型，并通过取平均值的方式得到预测值.

本研究采用基于样本、站点和时间的十折交叉验证(10-CV)方法对 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度估算结果进行验证[12,15]. 采用决定系数(R^2)和均方根误差(RMSE)检验模型预测精度，计算公式如下：

$$R^2 = 1 - \left[\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i) \Big/ \sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y}_i)^2\right] \tag{1}$$

$$\mathrm{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2} \tag{2}$$

式中，y_i 为观测值，$\bar{y}_i$ 为观测值的平均值，$\hat{y}_i$ 为模型的预测值.

1.2.2　验证结果

表 1 显示了采用 RF 构建的 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度估算模型验证结果. 就时间尺度而言，月尺度模型精度优于年尺度模型，基于样本和站点的模型验证精度基本一致且显著高于基于时间的模型验证精度. 就污染物而言，O_3 浓度估算模型在月尺度(R^2:0.87 ~ 0.92, RMSE:12.16 ~ 22.93 $\mu g \cdot m^{-3}$)优于 $PM_{2.5}$模型(R^2:0.71 ~ 0.90, RMSE:7.54 ~ 12.93 $\mu g \cdot m^{-3}$)，但年尺度上略逊于 $PM_{2.5}$浓度估算模型(O_3, R^2: 0.72 ~ 0.88, RMSE:8.48 ~ 13.56 $\mu g \cdot m^{-3}$ $PM_{2.5}$ vs. $PM_{2.5}$, R^2: 0.74 ~ 0.89, RMSE: 4.81 ~ 7.37 $\mu g \cdot m^{-3}$).

1.3　协同防控区划定的 GIS 分析

1.3.1　防控成效空间一致性评价

在防控成效空间一致性评价过程中，先将 O_3 浓度空间分布重采样到与 $PM_{2.5}$浓度相同空间分辨率(1 km × 1 km)，然后再根据图 2 开展评价. 其中 $\rho(PM_{2.5})_n$和 $\rho(O_3)_n$ 表示该网格基准年(例如 2015 年)的 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度，$\rho(PM_{2.5})_m$ 和 $\rho(O_3)_m$ 则表示被评价年(例如 2020 年)的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度，$R(PM_{2.5})$和 $R(O_3)$则是评价期期间 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度的变化率.

1.3.2 协同防控区划定

为进一步判定区域防控污染物对象、划分防控等级以及划定防控区范围，本文结合评价年 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染浓度，以及在基准年与被评价年期间的变化情况进行了防控区划分. 首先依据被评价年 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染浓度是否超标，将全国范围按防控污染物对象分为了 $PM_{2.5}$ 和 O_3 协同（$PM_{2.5}$ 和 O_3 均超标）、$PM_{2.5}$ 防控为主（$PM_{2.5}$ 超标，O_3 达标）和 O_3 防控为主（O_3 超标，$PM_{2.5}$ 达标）这三大类型. 在防控污染物对象大类划定基础上，再依据被评价年与基准年的浓度变化率升高与降低情况细分防控等级（表2）.

表1 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度估算模型验证精度

Table 1 Validations of $PM_{2.5}$ and O_3 estimation model

时间尺度	检验指标	$PM_{2.5}$ 制图模型精度				O_3 制图模型精度			
		样本数	基于样本	基于站点	基于时间	样本数	基于样本	基于站点	基于时间
月	R^2	58 950	0.90	0.89	0.71	56 709	0.92	0.91	0.87
	RMSE/$\mu g \cdot m^{-3}$		7.54	7.92	12.93		12.16	19.16	22.93
年	R^2	7 001	0.89	0.87	0.74	7 288	0.88	0.88	0.72
	RMSE/$\mu g \cdot m^{-3}$		4.81	5.17	7.37		8.48	8.82	13.56

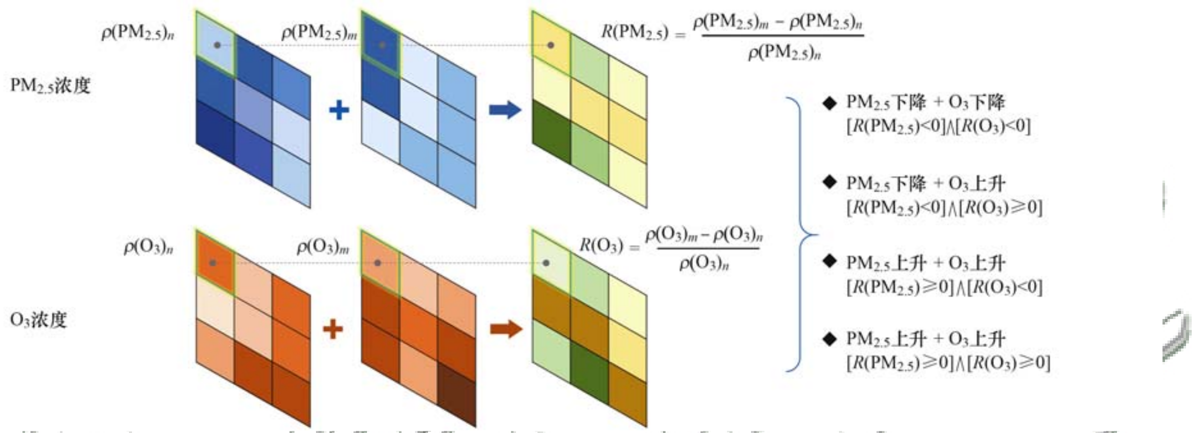


图2 防控成效空间一致性评价过程

Fig. 2 Process of spatial consistency evaluation of $PM_{2.5}$ and O_3 prevention and control effects

表2 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染协同防控区域划定条件

Table 2 Conditions of regionalizing $PM_{2.5}$ and O_3 collaborative prevention and control area

防控污染物对象	防控等级	约束条件	
		浓度（ρ）	变化率（R）
$PM_{2.5}$ 和 O_3 协同	Ⅰ级	$[\rho(PM_{2.5}) > T(PM_{2.5})] \wedge [\rho(O_3) > T(O_3)]$	$[R(PM_{2.5}] \geq 0) \wedge [R(O_3) \geq 0]$
	Ⅱ级		$\{[R(PM_{2.5}) < 0] \wedge [R(O_3) \geq 0]\} \vee \{[R(PM_{2.5}) \geq 0] \wedge [R(O_3) < 0]\}$
	Ⅲ级		$R(PM_{2.5}) < 0 \wedge R(O_3) < 0$
$PM_{2.5}$ 防控为主	Ⅰ级	$[\rho(PM_{2.5}) > T(PM_{2.5})] \wedge [\rho(O_3) \leq T(O_3)]$	$R(PM_{2.5}) \geq 0$
	Ⅱ级		$R(PM_{2.5}) < 0$
O_3 防控为主	Ⅰ级	$[\rho(PM_{2.5}) \leq T(PM_{2.5})] \wedge [\rho(O_3) > T(O_3)]$	$R(O_3) \geq 0$
	Ⅱ级		$R(O_3) < 0$

1）按《环境空气质量标准》（GB 3095-2012），$T(PM_{2.5})_{年}$ 取 35 $\mu g \cdot m^{-3}$，$T(O_3)_{年}$ 取 160 $\mu g \cdot m^{-3}$，该标准未对月或季污染浓度作出规定，故本研究中以日二级标准为参照，$T(PM_{2.5})_{季}$ 取 75 $\mu g \cdot m^{-3}$，$T(O_3)_{季}$ 取 100 $\mu g \cdot m^{-3}$.

2 结果与讨论

2.1 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染浓度时序分析

2015～2020 年期间，全国整体 $PM_{2.5}$ 年均浓度逐年下降，下降率为 25.36%，由 39 $\mu g \cdot m^{-3}$ 降至 29 $\mu g \cdot m^{-3}$，在 2017 年达到年均浓度二级标准限值. 年 O_3_MDA8_90 则呈现先上升（2018 年达到峰值 137 $\mu g \cdot m^{-3}$）后下降的趋势，2020 年（127 $\mu g \cdot m^{-3}$）与 2015 年（128 $\mu g \cdot m^{-3}$）基本持平. 同时，本研究将 $PM_{2.5}$ 和 O_3 遥感估算浓度与全国城市空气质量监测结果进行了对比，结果显示遥感估算浓度总体上略低于城市空气质量实时监测数据，但年际总体变化趋势与其基本保持一致［图 3（a）和 3（b）］. 其主要原因在于城市空气质量实时监测站点大多布点在城市建成区区域，该区域空气质量浓度普遍高于非城市区域[30].

图 3（c）和 3（d）进一步显示了年尺度不同等级 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度超标面积占总体面积的比例. $PM_{2.5}$

二级浓度限值(35 μg·m^{-3})以上面积占比总体下降 8 个百分点(40%～32%)；O_3 二级浓度限值(160 μg·m^{-3})以上面积占比则与其年均浓度呈现出一致的总体基本持平,年际间波动变化的趋势. 由于《环境空气质量标准》(GB 3095-2012)中未给定月尺度浓度限值,因此本研究分别以日一级[$\rho(PM_{2.5})$为 35 μg·m^{-3}, $\rho(O_3)$为 100 μg·m^{-3}]和二级[$\rho(PM_{2.5})$为 75 μg·m^{-3}, $\rho(O_3)$为 160 μg·m^{-3}]浓度限值标准统计了月尺度超标面积占比. 结果表明,在一级浓度限值下,$PM_{2.5}$浓度超标面积占比在秋季的 11 月到第二年春季的 3 月期间一般会持续在 70% 以上,而 O_3 污染超标面积比则在春季 3 月开始上升,到春夏交替的 5 月和 6 月达到峰值(90% 左右),在 9 月和 10 月开始回落[图 3(e)]. 超二级浓度限值的面积占比则均在 20% 以下[图 3(f)],其中 $PM_{2.5}$浓度超标面积在 12 月和 1 月占比最高,O_3 则在 5～7 月显著高于其他月份,其季节性变化与污染物的形成

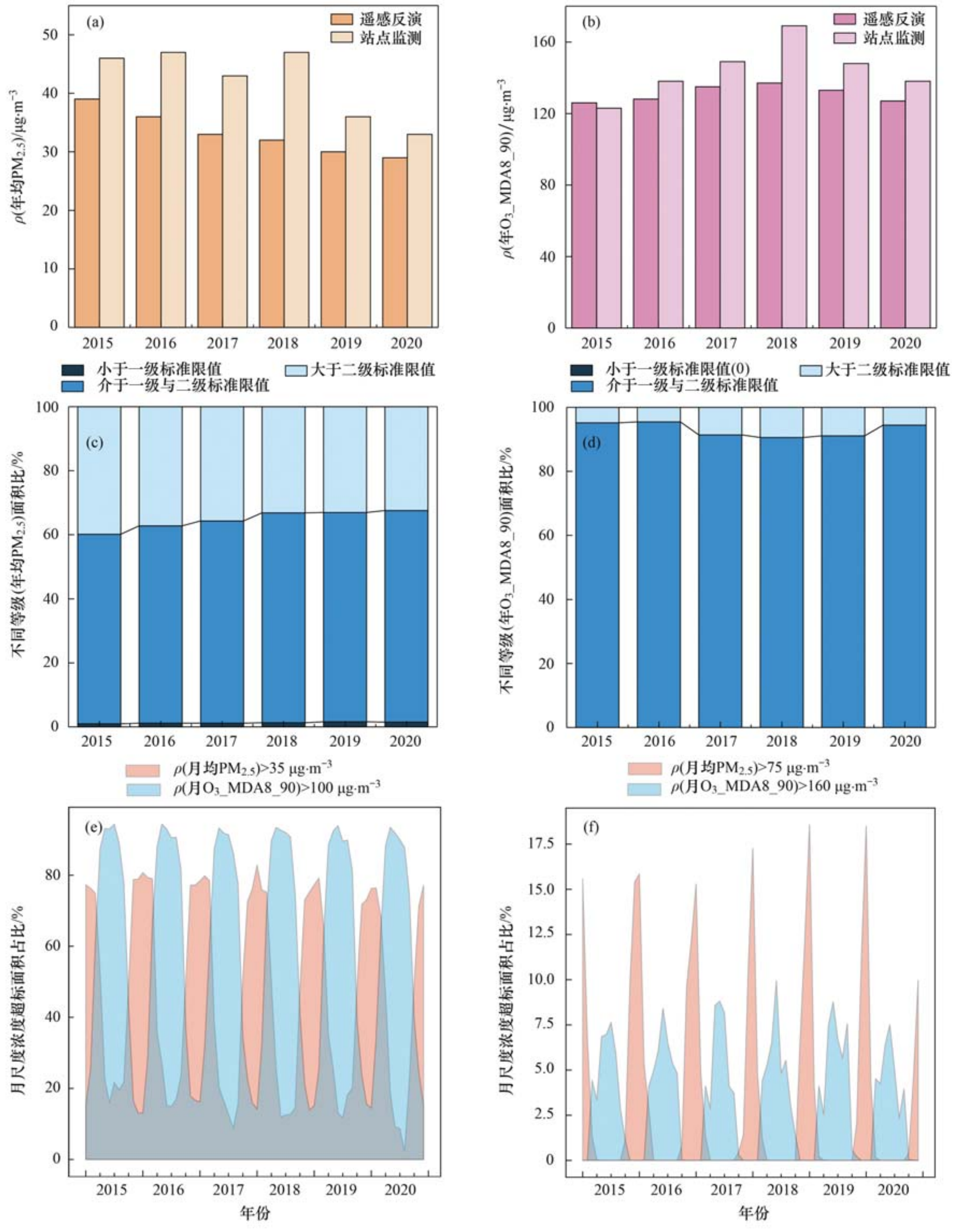


图 3　$PM_{2.5}$和 O_3 浓度及不同等级浓度超标面积占比时序变化

Fig. 3　Temporal variations in $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations and the proportion of areas with exceeding the standard of different levels

和扩散受气温、湿度、降水和太阳辐射等气象条件影响密切相关[31,32].

2.2 $PM_{2.5}$和 O_3 污染浓度空间分析

图4展示了2015~2020年 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度空间分布情况. 年均 $PM_{2.5}$浓度高值区域主要在五大重点区域的“2+26”城市、汾渭平原、成渝地区和重点区域外的新疆塔克拉玛干沙漠等地区[图4(a)]. 春季, $PM_{2.5}$污染的范围主要在华北平原[图4(c)], 夏季全国 $PM_{2.5}$浓度均处于低值水平[图4(e)], 秋季的污染范围在春季基础上扩大至汾渭、成渝和湖北地区[图4(g)], 冬季则覆盖了全国除青藏和云贵高原外的大部分区域[图4(i)]. 其中“2+26”城市受产业结构、人口密度等因素的影响, 一直以来都是我国大气污染防治关注的重点区域[33,34], 汾渭平原、成渝地区因其复杂的地形和不利的气象条件而导致重污染天气频发[35,36], 新疆塔克拉玛干沙漠地区的空气质量则主要受沙尘的影响[37]. 年 O_3_MDA8_90 浓度显示[图4(b)], 京津冀鲁豫、长三角和珠三角的 O_3 污染超标情况不容忽视; 根据相关研究报道, 上述地区的 NO_x 和 VOCs 排放强度(均为 O_3 的前体污染物)分别是全国平均水平的2.8~4.5倍和4.0~5.3倍, 显著高于整个东部地区的平均水平[38]. 除上述需重点关注的区域外, 云贵高原在春季也易发生 O_3 污染[图4(d)], 新疆、甘肃、宁夏、内蒙和东北地区则在夏季易发生 O_3 污染[图4(f)].

2.3 $PM_{2.5}$和 O_3 防控成效空间一致性分析

网格尺度的污染浓度变化率显示, 2015~2020

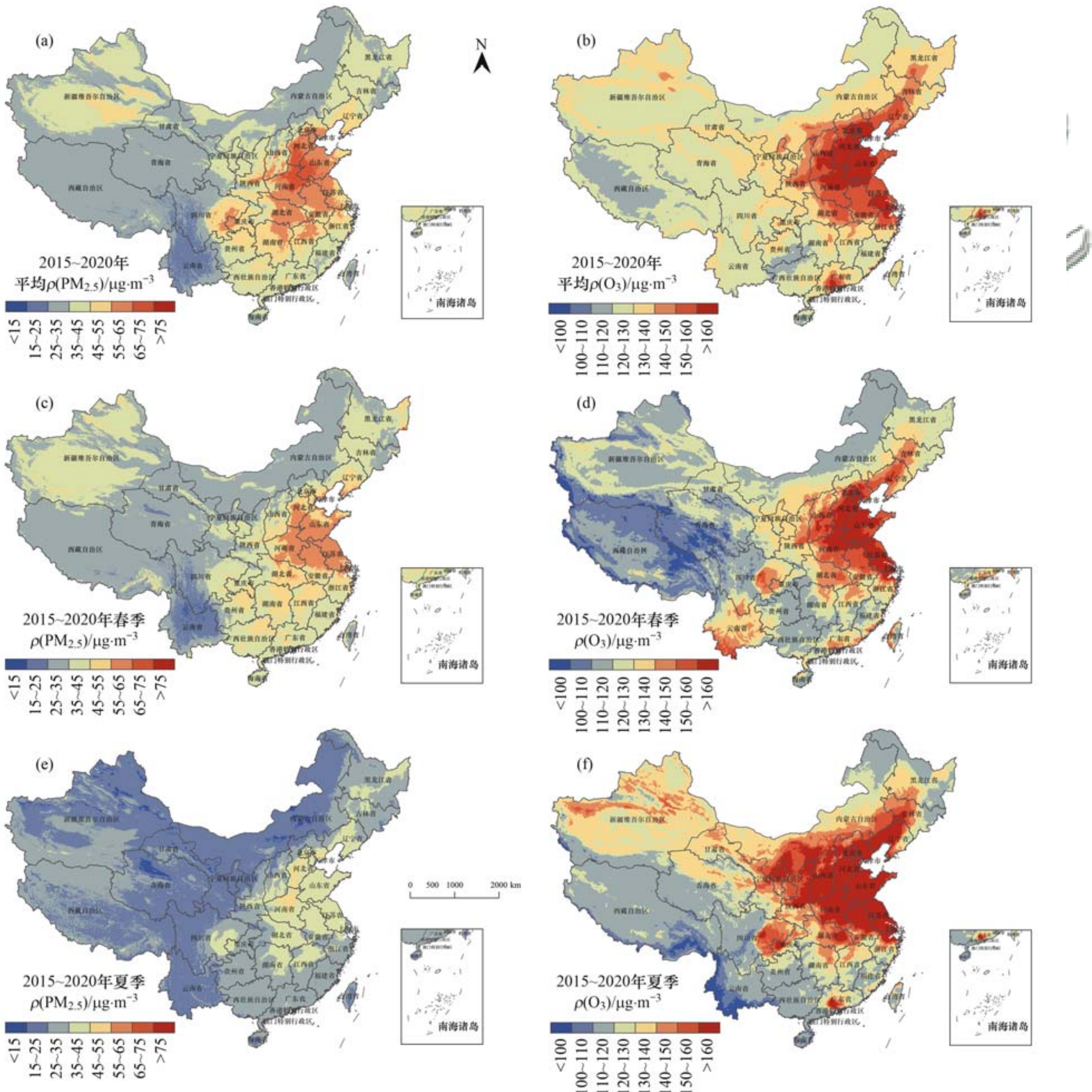
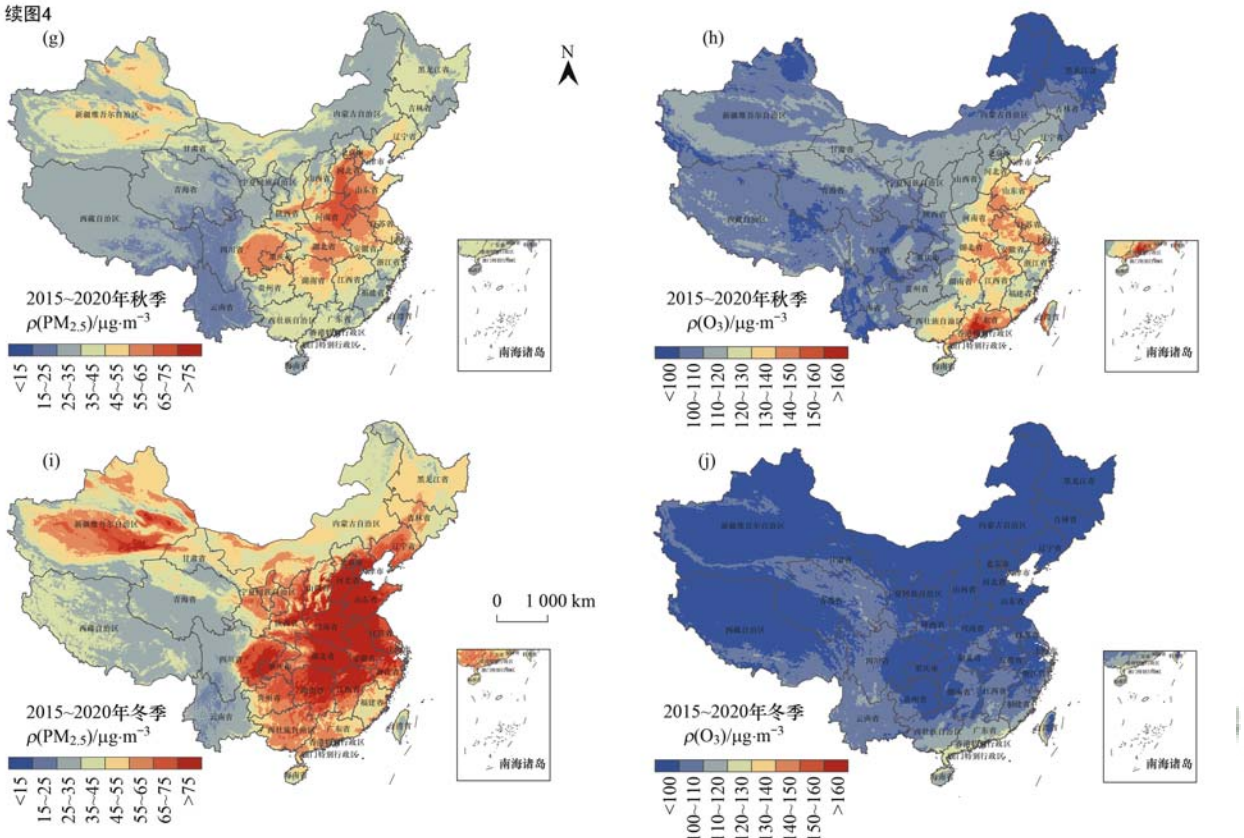


图4 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations



年 $PM_{2.5}$ 与 O_3 变化率存在显著的空间不一致性[图5(a)和5(b)]. $PM_{2.5}$ 下降率较高的区域主要分布在东北、华北平原、华东以及四川盆地等区域，上述区域大部分是大气污染防治行动计划实施以来的

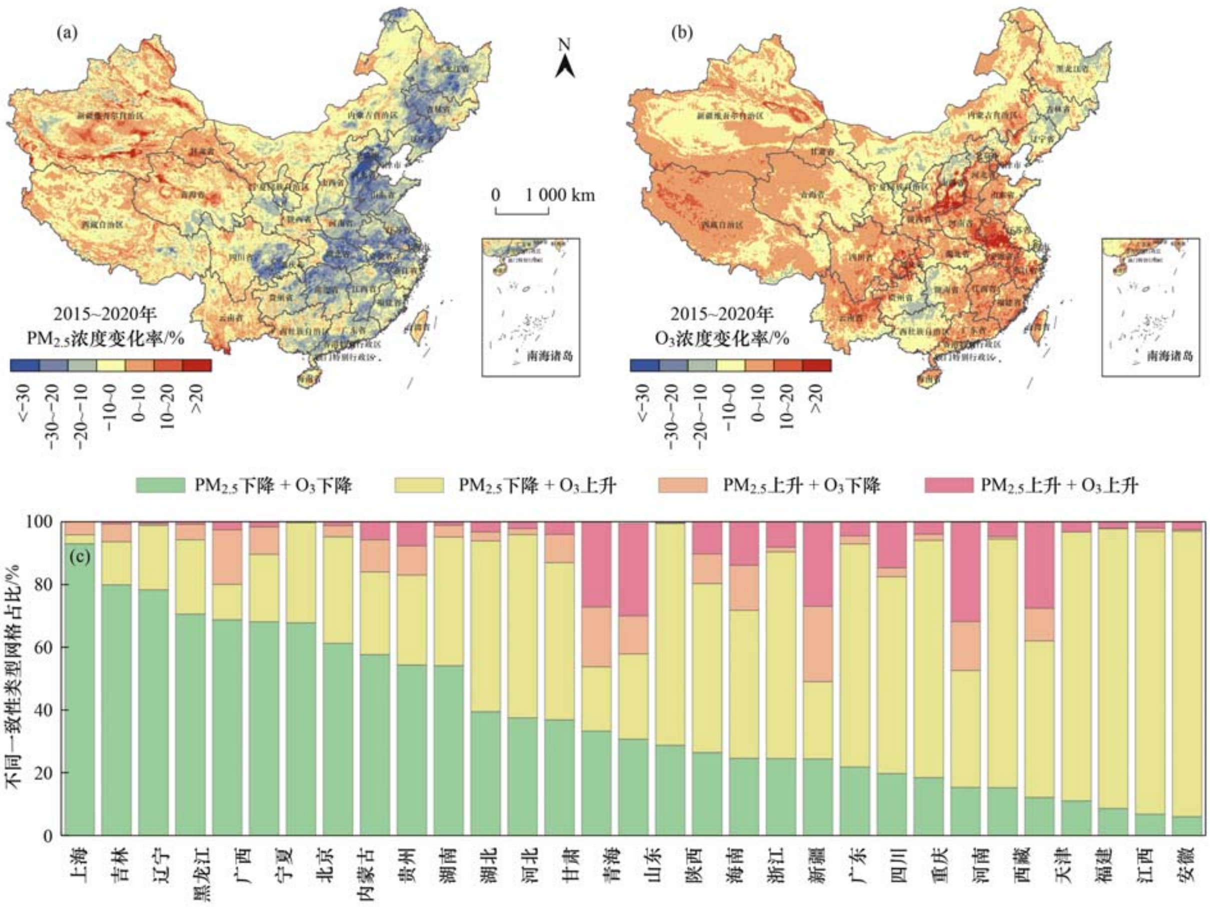


图 5　$PM_{2.5}$ 和 O_3 防控成效空间一致性比较

Fig. 5　Comparisons of spatial consistency for the prevention and control effects between $PM_{2.5}$ and O_3

重点防控区域,强有力地减排措施是大气污染得到显著改善的主要原因[39,40]. 内蒙古、青海、新疆、西藏和云南等地区的 $PM_{2.5}$ 浓度则出现一定程度上升趋势,其原因主要在于该部分地区的基准浓度(2015 年)较低,因此 $PM_{2.5}$ 浓度值的小幅变化也会导致大幅的变化率. O_3 浓度呈下降趋势的范围相对较小,主要分布在东北、西南、西北以及华东部分地区,上升率较高的地区主要在关中平原、川渝地区、苏皖鲁豫交界区域以及华南地区,在空间分布上与 $PM_{2.5}$ 变化率出现明显的“此消彼长”的趋势. 该结果与孟晓艳等[41]基于地面监测站点数据开展的重点区域 O_3 污染状况分析结果一致.

图 5(c)展示了各省份不同一致性类型网格的占比情况. 共有 11 个省份 $PM_{2.5}$ 与 O_3 浓度均下降的网格占比超过 50%,其中上海市占比最高,达到 93.03%,这与上海在“十三五”期间制定了系列节能减排措施[42,43],并超额完成了“十三五”期间制定的减排与空气质量目标[44]密切相关; 其次是东北三省(吉林:79.88%,辽宁:78.28%,黑龙江 70.54%). 福建、江西、安徽、天津和河南则呈现出显著的 $PM_{2.5}$ 与 O_3 浓度均下降网格占比低,$PM_{2.5}$ 下降且 O_3 上升网格占比高的特征,上述 5 省份 $PM_{2.5}$ 下降且 O_3 上升网格占比均在 80% 以上. 部分西部省份(新疆、云南、甘肃、青海和西藏)受沙尘、基准浓度较低、海拔高度和气象等因素的影响[45~47],出现较大面积的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 同时上升的情况.

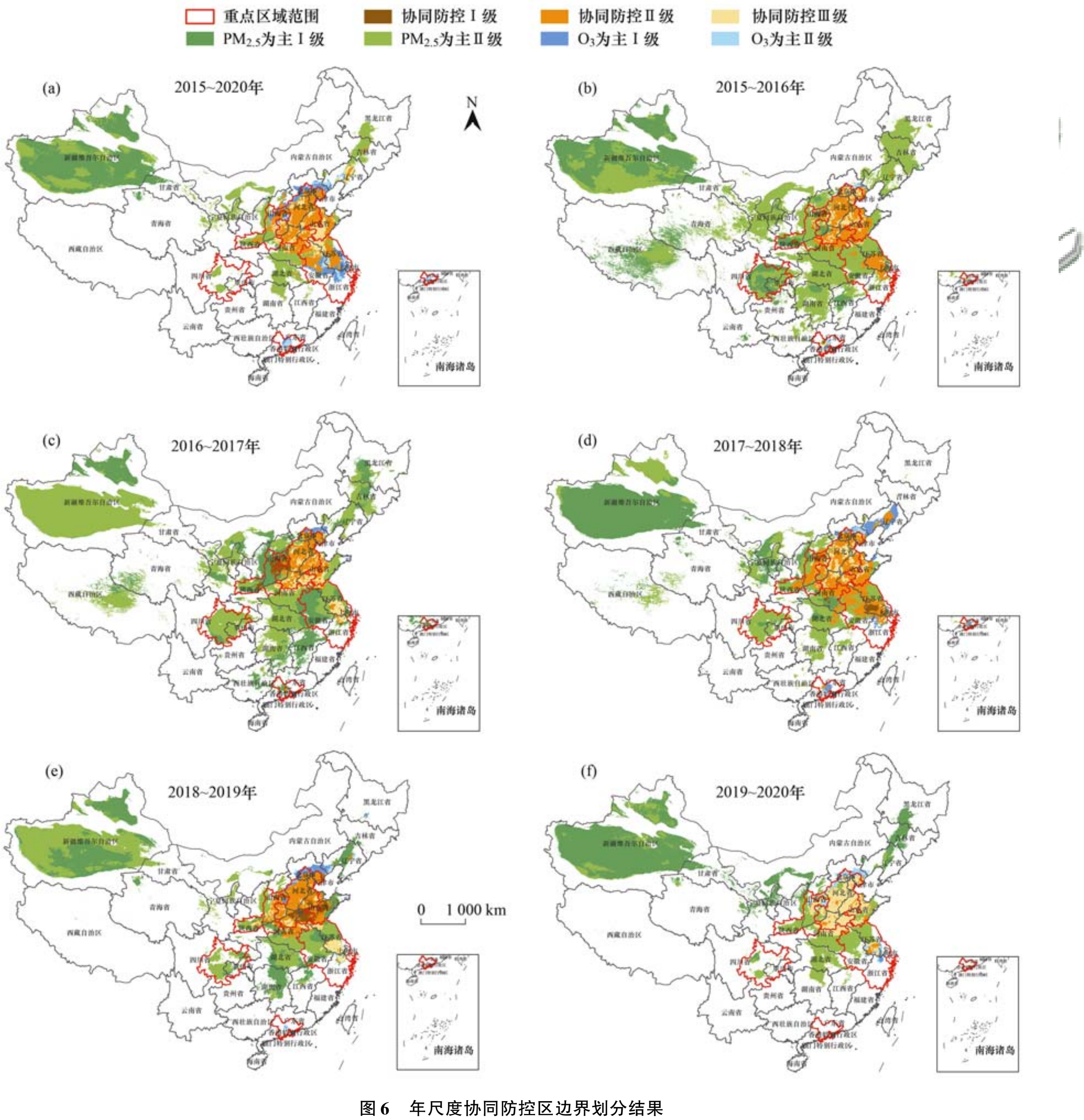


图 6 年尺度协同防控区边界划分结果

Fig. 6 Regionalization of synergetic prevention and control areas at yearly scale

2.4　$PM_{2.5}$与 O_3 协同防控区划定与分析

图6展示了年尺度的 $PM_{2.5}$和 O_3 协同防控区边界划分结果[图6(a)]及各边界范围逐年变化情况[图6(b)~6(f)]. 总体而言，需开展 $PM_{2.5}$与 O_3 协同防控的区域主要集中在“2+26”城市、汾渭平原、长三角地区北部以及山东半岛，其中大部分区域(“2+26”城市、汾渭平原的关中地区、长三角苏皖鲁豫交界区域)应以防控等级Ⅱ级为主，江苏及山东半岛则以Ⅲ级为主. 因气象条件和污染物排放是形成重污染天气的两大主导因素，且现有研究表明，VOCs 和 NO_x 既是 O_3 的主要前体物，也是参与大气中化学反应生成 $PM_{2.5}$二次污染物的重要组成部分[48]，因而对于上述协同防控区域而言，大力实施 VOCs 和 NO_x 减排措施显得至关重要. 协同防控边界范围也存在时间变化特征，该类型防控区域在2016年[图6(b)]主要集中在“2+26”城市、山东半岛和长三角部分区域，到2017年[图6(c)]向北扩展至环渤海湾北岸，向西到汾渭平原，向南涵盖河南和江苏北部，且以Ⅰ级和Ⅱ级防控区域为主. 2018年[图6(d)]，协同防控区域范围进一步向南蔓延，这一状况到2019年[图6(e)]出现好转趋势，空间范围开始缩减，到2020年[图6(f)]防控等级也大部分降为以Ⅲ级为主. 与协同防控区域相比，以 $PM_{2.5}$或 O_3 单一防控为主的区域范围总体变化不大. 其中以 $PM_{2.5}$防控为主的地区主要在东北的辽宁和吉林地区、华中的鄂湘赣地区、西南的成渝地区以及西北的塔克拉玛干沙漠-河西走廊区域；以 O_3 防控为主的区域范围相对来说面积较小，主要集中在珠三角、长三角以及环渤海湾的部分区域.

分季节划分的协同防控区边界显示，春季[图7(a)]和夏季[图7(b)]重点以 O_3 防控为主，防控的区域范围除重点区域外，在春季还应重视云南南部，在夏季应关注宁夏北部、内蒙南部和环渤海湾地区；在秋季[图7(c)]，除珠三角部分区域需注重 O_3 防控外，整体空气质量情况良好；在以 $PM_{2.5}$防控为主的冬季[图7(d)]，其范围除重点区域外，还应关注豫鄂湘赣地区. 此结果虽然表明 $PM_{2.5}$和 O_3 污染在同一季节同时发生的情况不显著，但不同季节分别以 $PM_{2.5}$和 O_3 污染防控为主的区域在地理空间范围上一致性程度较高. 因此上述地区在制定防控策略时可重点考虑先以区域协同防控为主，再对不同季节重点防控的污染物进行针对性施策.

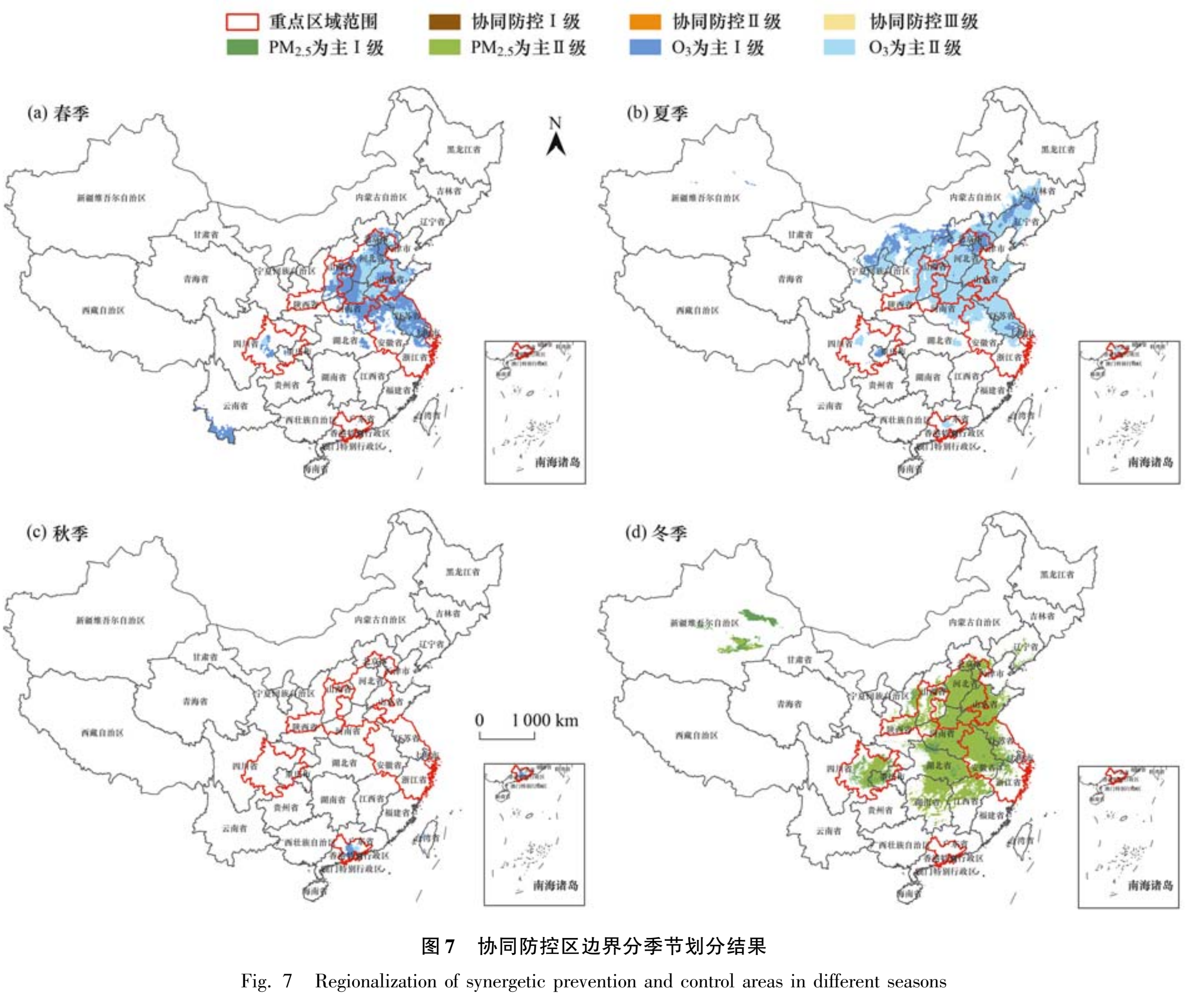


图7　协同防控区边界分季节划分结果

Fig. 7　Regionalization of synergetic prevention and control areas in different seasons

本文基于遥感数据精细划定的协同防控区域范围在主体上与国家当前划定的重点防控区域一致性程度较高. 二者的主要差异体现在:"2 + 26"城市区域划定的防控区域范围不足(未能将山东半岛、辽宁、吉林和环渤海湾地区划入),长三角、珠三角防控范围略大. 同时部分地区如华中的豫鄂湘赣地区、西北的塔克拉玛干沙漠-河西走廊区域还暂未被纳入国家重点防控区域. 此外,在月和年尺度上识别出来的重点区域污染区域的基础上,还可进一步考虑针对具体污染事件,融合葵花 8 号和风云 4 号等静止卫星数据产品分析日变化特征,分析污染的形成和消亡过程.

3 结论

(1)2015 ~ 2020 年,全国整体 $PM_{2.5}$年均浓度逐年下降,下降率为 25.36%,"2 + 26"城市、汾渭平原、成渝地区和新疆塔克拉玛干沙漠 $PM_{2.5}$污染相对严重; O_3 浓度则呈现先上升后下降的趋势, 2020 年与 2015 年基本持平,京津冀鲁豫、长三角和珠三角地区是 O_3 污染的重点关注区域.

(2)全国 $PM_{2.5}$和 O_3 浓度变化呈现显著的空间不一致性,其中 $PM_{2.5}$下降且 O_3 上升、$PM_{2.5}$与 O_3 均下降、$PM_{2.5}$与 O_3 均上升和 $PM_{2.5}$上升 O_3 下降的面积占比分别为 38.34%、35.12%、15.24% 和 10.89%. 上海、吉林、辽宁和黑龙江 $PM_{2.5}$与 O_3 均下降面积占比高; 福建、江西、安徽、天津和河南则呈现出 $PM_{2.5}$与 O_3 均下降面积占比低,$PM_{2.5}$下降且 O_3 上升面积占比高的特征.

(3)全国 $PM_{2.5}$和 O_3 协同防控区域边界具有动态变化特征,在时间变化上呈现先扩大后缩小的趋势,主体范围集中在"2 + 26"城市、汾渭平原、长三角地区的北部和山东半岛. 以 $PM_{2.5}$或 O_3 单一防控为主的区域范围较为稳定,辽吉、鄂湘、成渝和塔克拉玛干沙漠-河西走廊区域需以 $PM_{2.5}$防控为主,珠三角、长三角和环渤海湾的部分区域则应以 O_3 防控为主.

参考文献:

[1] Brauer M, Freedman G, Frostad J, *et al*. Ambient air pollution exposure estimation for the global burden of disease 2013[J]. Environmental Science & Technology, 2016, **50**(1): 79-88.

[2] 郭云, 蒋玉丹, 黄炳昭, 等. 我国大气 $PM_{2.5}$及 O_3 导致健康效益现状分析及未来 10 年预测[J]. 环境科学研究, 2021, **34**(4): 1023-1032.
Guo Y, Jiang Y D, Huang B Z, *et al*. Health impact of $PM_{2.5}$ and O_3 and forecasts for next 10 years in China[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, **34**(4): 1023-1032.

[3] 秦耀辰, 谢志祥, 李阳. 大气污染对居民健康影响研究进展[J]. 环境科学, 2019, **40**(3): 1512-1520.
Qin Y C, Xie Z X, Li Y. Review of research on the impacts of atmospheric pollution on the health of residents[J]. Environmental Science, 2019, **40**(3): 1512-1520.

[4] 燕丽, 雷宇, 张伟. 我国区域大气污染防治协作历程与展望[J]. 中国环境管理, 2021, **13**(5): 61-68.
Yan L, Lei Y, Zhang W. Progress and prospect of regional air pollution prevention and control cooperation in China[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2021, **13**(5): 61-68.

[5] 中华人民共和国生态环境部. 中国生态环境公报(2020)[EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/, 2021-02-01.

[6] 张涵, 姜华, 高健, 等. $PM_{2.5}$与臭氧污染形成机制及协同防控思路[J]. 环境科学研究, 2022, **35**(3): 611-620.
Zhang H, Jiang H, Gao J, *et al*. Formation mechanism and management strategy of cooperative control of $PM_{2.5}$ and O_3[J]. Research of Environmental Sciences, 2022, **35**(3): 611-620.

[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**, doi: 10.1016/j.envpol.2021.117138.

[8] 薛文博, 许艳玲, 史旭荣, 等. 我国大气环境管理历程与展望[J]. 中国环境管理, 2021, **13**(5): 52-60.
Xue W B, Xu Y L, Shi X R, *et al*. Atmospheric environment management in China: progress and outlook[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2021, **13**(5): 52-60.

[9] 花丛, 江琪, 迟茜元, 等. 我国中东部地区 2015—2020 年夏半年 $PM_{2.5}$和 O_3 复合污染气象特征分析[J]. 环境科学研究, 2022, **35**(3): 650-658.
Hua C, Jiang Q, Chi X Y, *et al*. Meteorological characteristics of air combined pollution in central and eastern China in the summer half years of 2015-2020[J]. Research of Environmental Sciences, 2022, **35**(3): 650-658.

[10] 陶金花, 张美根, 陈良富, 等. 一种基于卫星遥感 AOT 估算近地面颗粒物的方法[J]. 中国科学: 地球科学, 2013, **43**(1): 143-154.
Tao J H, Zhang M G, Chen L F, *et al*. A method to estimate concentrations of surface-level particulate matter using satellite-based aerosol optical thickness[J]. Science China Earth Sciences, 2013, **56**(8): 1422-1433.

[11] 杨晓辉, 肖登攀, 王卫, 等. 基于遥感数据估算近地面 $PM_{2.5}$浓度的研究进展[J]. 环境科学研究, 2022, **35**(1): 40-50.
Yang X H, Xiao D P, Wang W, *et al*. Research progress of ground-level $PM_{2.5}$ concentration estimation based on remote sensing data[J]. Research of Environmental Sciences, 2022, **35**(1): 40-50.

[12] 沈焕锋, 李同文. 大气 $PM_{2.5}$遥感制图研究进展[J]. 测绘学报, 2019, **48**(12): 1624-1635.
Shen H F, Li T W. Progress of remote sensing mapping of atmospheric $PM_{2.5}$[J]. Acta Geodaetica et Cartographica Sinica, 2019, **48**(12): 1624-1635.

[13] Ma Z W, Dey S, Christopher S, *et al*. A review of statistical methods used for developing large-scale and long-term $PM_{2.5}$ models from satellite data[J]. Remote Sensing of Environment, 2022, **269**, doi: 10.1016/j.rse.2021.112827.

[14] Fang X, Zou B, Liu X P, *et al*. Satellite-based ground $PM_{2.5}$ estimation using timely structure adaptive modeling[J]. Remote Sensing of Environment, 2016, **186**, doi: 10.1016/j.rse.2016.08.027.

[15] Li S X, Zou B, Fang X, *et al*. Time series modeling of $PM_{2.5}$ concentrations with residual variance constraint in eastern mainland China during 2013-2017[J]. Science of the Total

Environment, 2020, **710**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135755.

[16] He Q Q, Gao K, Zhang L, *et al*. Satellite-derived 1-km estimates and long-term trends of $PM_{2.5}$ concentrations in China from 2000 to 2018[J]. Environment International, 2021, **156**, doi: 10.1016/j.envint.2021.106726.

[17] Wei J, Li Z Q, Lyapustin A, *et al*. Reconstructing 1-km-resolution high-quality $PM_{2.5}$ data records from 2000 to 2018 in China: spatiotemporal variations and policy implications[J]. Remote Sensing of Environment, 2021, **252**, doi: 10.1016/j.rse.2020.112136.

[18] Yang Q Q, Yuan Q Q, Li T W, *et al*. Mapping $PM_{2.5}$ concentration at high resolution using a cascade random forest based downscaling model: evaluation and application[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, **277**, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123887.

[19] Cai J, Ge Y H, Li H C, *et al*. Application of land use regression to assess exposure and identify potential sources in $PM_{2.5}$, BC, NO_2 concentrations[J]. Atmospheric Environment, 2020, **223**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117267.

[20] Wang Y, Yuan Q Q, Li T W, *et al*. Estimating daily full-coverage near surface O_3, CO, and NO_2 concentrations at a high spatial resolution over China based on S5P-TROPOMI and GEOS-FP[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2021, **175**: 311-325.

[21] Requia W J, Di Q, Silvern R, *et al*. An ensemble learning approach for estimating high spatiotemporal resolution of ground-level Ozone in the contiguous United States[J]. Environmental Science & Technology, 2020, **54**(18): 11037-11047.

[22] 陈良富, 陶金花, 王子峰, 等. 空气质量卫星遥感监测技术进展[J]. 大气与环境光学学报, 2015, **10**(2): 117-125.
Chen L F, Tao J H, Wang Z F, *et al*. Review of satellite remote sensing of air quality[J]. Journal of Atmospheric and Environmental Optics, 2015, **10**(2): 117-125.

[23] Liu N, Zou B, Feng H H, *et al*. Evaluation and comparison of multiangle implementation of the atmospheric correction algorithm, Dark Target, and Deep Blue aerosol products over China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, **19**(12): 8243-8268.

[24] 符传博, 徐文帅, 丹利, 等. 2015～2020 年海南省臭氧时空变化及其成因分析[J]. 环境科学, 2022, **43**(2): 675-685.
Fu C F, Xu W S, Dan L, *et al*. Temporal and spatial variations in ozone and its causes over Hainan Province from 2015 to 2020[J]. Environmental Science, 2022, **43**(2): 675-685.

[25] 潘晨, 康志明. 2001～2019 年气象条件对江苏省 $PM_{2.5}$分布的影响[J]. 环境科学, 2022, **43**(2): 649-662.
Pan C, Kang Z M. Impact of meteorological conditions on $PM_{2.5}$ in Jiangsu Province from 2001 to 2019[J]. Environmental Science, 2022, **43**(2): 649-662.

[26] Breiman L. Random forests[J]. Machine Learning, 2001, **45**: 5-32.

[27] Brokamp C, Jandarov R, Hossain M, *et al*. Predicting daily urban fine particulate matter concentrations using a random forest model[J]. Environmental Science & Technology, 2018, **52**(7): 4173-4179.

[28] Zhan Y, Luo Y Z, Deng X F, *et al*. Satellite-based estimates of daily NO_2 exposure in China using hybrid random forest and spatiotemporal kriging model[J]. Environmental Science & Technology, 2018, **52**(7): 4180-4189.

[29] 游介文, 邹滨, 赵秀阁, 等. 基于随机森林模型的中国近地面 NO_2 浓度估算[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(3): 969-979.
You J W, Zou B, Zhao X G, *et al*. Estimating ground-level NO_2 concentrations across mainland China using random forests regression modeling[J]. China Environmental Science, 2019, **39**(3): 969-979.

[30] 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.

[31] 郑庆锋, 史军, 谈建国, 等. 2007～2016 年上海颗粒物浓度特征与气候背景异同分析[J]. 环境科学, 2020, **41**(1): 14-22.
Zheng Q F, Shi J, Tan J G, *et al*. Characteristics of aerosol particulate concentrations and their climate background in Shanghai during 2007-2016[J]. Environmental Science, 2020, **41**(1): 14-22.

[32] 钱悦, 许彬, 夏玲君, 等. 2016～2019 年江西省臭氧污染特征与气象因子影响分析[J]. 环境科学, 2021, **42**(5): 2190-2201.
Qian Y, Xu B, Xia L J, *et al*. Characteristics of ozone pollution and relationships with meteorological factors in Jiangxi Province[J]. Environmental Science, 2021, **42**(5): 2190-2201.

[33] 金团团, 杨兴川, 晏星, 等. 京津冀及周边 MAIAC AOD 和 $PM_{2.5}$质量浓度特征及相关性分析[J]. 环境科学, 2021, **42**(6): 2604-2615.
Jin J N, Yang X C, Yan X, *et al*. MAIAC AOD and $PM_{2.5}$ mass concentrations characteristics and correlation analysis in Beijing-Tianjin-Hebei and surrounding areas[J]. Environmental Science, 2021, **42**(6): 2604-2615.

[34] 李沈鑫, 邹滨, 刘兴权, 等. 2013-2015 年中国 $PM_{2.5}$污染状况时空变化[J]. 环境科学研究, 2017, **30**(5): 678-687.
Li S X, Zou B, Liu X Q, *et al*. Pollution status and spatial-temporal variations of $PM_{2.5}$ in China during 2013-2015[J]. Research of Environmental Sciences, 2017, **30**(5): 678-687.

[35] 徐丹妮, 王瑾婷, 袁自冰, 等. 汾渭平原复杂地形影响下冬季 $PM_{2.5}$污染分布特征、来源及成因分析[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(4): 1184-1198.
Xu D N, Wang J T, Yuan Z B, *et al*. Temporal-spatial variations, source apportionment, and formation mechanisms of $PM_{2.5}$ pollution over Fenwei Plain, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(4): 1184-1198.

[36] 钱骏, 冯小琼, 陈军辉, 等. 四川盆地典型城市 $PM_{2.5}$污染过程组分特征和来源解析[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(11): 4366-4376.
Qian J, Ma X Q, Chen J H, *et al*. Composition characteristics and source apportionment of $PM_{2.5}$ pollution process in typical cities in the Sichuan Basin[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(11): 4366-4376.

[37] 张喆, 丁建丽, 王瑾杰. 中亚沙尘气溶胶时空分布特征及潜在扩散特性分析[J]. 地理学报, 2017, **72**(3): 507-520.
Zhang Z, Ding J L, Wang J J. Spatio-temporal variations and potential diffusion characteristics of dust aerosol originating from Central Asia[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, **72**(3): 507-520.

[38] 姜华, 常宏咪. 我国臭氧污染形势分析及成因初探[J]. 环境科学研究, 2021, **34**(7): 1576-1582.
Jiang H, Chang H. Analysis of China's ozone pollution situation, preliminary investigation of causes and prevention and control

recommendations [J]. Research of Environmental Sciences, 2021, **34**(7): 1576-1582.

[39] 党莹, 张小玲, 饶晓琴, 等. 北京与成都大气污染特征及空气质量改善效果评估[J]. 环境科学, 2021, **42**(8): 3622-3632.
Dang Y, Zhang X L, Rao X Q, *et al*. Evaluation of air pollution characteristics and air quality improvement effect in Beijing and Chengdu[J]. Environmental Science, 2021, **42**(8): 3622-3632.

[40] 蔡子颖, 郝团, 韩素芹, 等. 2000~2020 年天津 $PM_{2.5}$ 质量浓度演变及驱动因子分析[J]. 环境科学, 2022, **43**(3): 1129-1139.
Cai Z Y, Hao J, Cai S Q, *et al*. Analysis of change and driving factors of $PM_{2.5}$ mass concentration in Tianjin from 2000 to 2020 [J]. Environmental Science, 2022, **43**(3): 1129-1139.

[41] 孟晓艳, 李婧妍, 解淑艳, 等. 2017—2019 年中国 337 个城市及重点区域臭氧污染状况分析[J]. 中国环境监测, 2021, **37**(3): 9-17.
Meng X Y, Li J Y, Xie S Y, *et al*. Analysis of ozone pollution in 337 cities and key regions of China in 2017-2019 [J]. Environmental Monitoring in China, 2021, **37**(3): 9-17.

[42] 上海市人民政府办公厅. 上海市人民政府办公厅关于印发《上海市"十三五"节能减排和控制温室气体排放综合性工作方案》的通知[EB/OL]. https://www.shanghai.gov.cn/nw12344/20200813/0001-12344_56058.html, 2021-02-01.

[43] 上海市人民政府办公厅. 上海市人民政府办公厅关于印发《上海市清洁空气行动计划(2018-2022 年)》的通知[EB/OL]. https://www.shanghai.gov.cn/nw42839/20200823/0001-42839_56434.html, 2021-02-01.

[44] 上海市生态环境局. 2020 上海市生态环境状况公报[EB/OL]. https://sthj.sh.gov.cn/hbzhywpt1143/hbzhywpt1144/index.html, 2021-02-01.

[45] 郭晓宁, 王钰, 马秀梅, 等. 半干旱区一次典型沙尘重污染天气过程分析——以青海东部为例[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(2): 343-353.
Guo X N, Wang Y, Ma X M, *et al*. Analysis of a typical heavy dust pollution weather in semi-arid region: a case study in eastern Qinghai[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(2): 343-353.

[46] 曹晓云, 祁栋林, 肖建设, 等. 基于卫星观测的青海高原对流层臭氧时空分布特征研究[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(5): 1640-1648.
Cao X Y, Qi D L, Xiao J S, *et al*. Temporal and spatial distribution characteristics of tropospheric ozone in Qinghai Plateau based on satellite observations [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(5): 1640-1648.

[47] 窦艳, 王健, 向峰, 等. 2015 年云南省城市臭氧污染变化特征分析[J]. 云南大学学报(自然科学版), 2017, **39**(3): 440-446.
Dou Y, Wang J, Xiang F, *et al*. On characteristics of the change of urban ozone pollution in Yunnan Province in 2015[J]. Journal of Yunnan University, 2017, **39**(3): 440-446.

[48] 赵淑婷, 王丽涛, 齐孟姚, 等. 邯郸市 $PM_{2.5}$-O_3 复合污染特征及相互影响研究[J]. 环境科学学报, 2021, **41**(6): 2250-2261.
Zhao S T, Wang L T, Qi M Y, *et al*. Study on the characteristics and mutual influence of $PM_{2.5}$-O_3 complex pollution in Handan [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, **41**(6): 2250-2261.

HUANJING KEXUE Vol. 43 No. 10
Environmental Science (monthly) Oct. 15, 2022

CONTENTS