郝宇轩,王 颖,李 伟,等.后疫情时期兰州市冬季空气质量变化特征及其影响因素研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):4837-4850.
Hao Y X, Wang Y, Li W, et al. Characteristics and influencing factors of winter air quality in Lanzhou during the post-COVID era [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):4837-4850.

后疫情时期兰州市冬季空气质量变化特征及其影响因素研究

郝宇轩[1],王 颖[1,2*],李 伟[1],董燕飞[1],周燕艳[1],刘建雄[1] (1.兰州大学大气科学学院,甘肃 兰州 730000；2.兰州大学半干旱气候变化教育部重点实验室,甘肃 兰州 730000)

摘要：利用污染物监测、夜间灯光及排放清单等多源数据,系统分析了兰州市冬季空气质量和污染物排放演变特征,并基于兰州榆中探空站、地面气象站的监测数据与 ERA5 再分析资料,应用线性趋势分析和 Mann-Kendall 检验法,定量评估了高低空风速场和大气稳定度的变化趋势,揭示后疫情时期(2022~2023 年冬季)污染物浓度反弹的驱动机制.结果表明:近 15a 冬季 SO_2、$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度显著下降,但后疫情期 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度较 2019 年有所反弹(分别约为 6.59%和 21.14%);污染物排放量演变特征显示 2000 年以来主要污染物排放量总体下降,污染减排成效显著.气象分析显示,近 20a 地面风速显著减弱、强逆温频率上升,2022~2023 年冬季山谷热亏损强度达历史均值的 1.2 倍.研究揭示,近地面通风能力下降与大气稳定层结增强的协同效应是后疫情期颗粒物浓度反弹的主导因素.

关键词：大气扩散条件；污染物排放总量；趋势分析；环境空气质量
中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-4837-14

Characteristics and influencing factors of winter air quality in Lanzhou during the post-COVID era. HAO Yu-xuan[1], WANG Ying[1,2*], LI Wei[1], DONG Yan-fei[1], ZHOU Yan-yan[1], LIU Jian-xiong[1] (1.College of atmospheric Science, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China；2.Key Laboratory of Semi-arid Climate Change, Ministry of Education, Lanzhou 730000, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：4837~4850

Abstract：This study systematically analyzed the evolution of winter air quality and pollutant emissions in Lanzhou through integrated multi-source data, including ground-based ambient monitoring, nighttime light observations, and emission inventories. Utilizing radiosonde data from Yuzhong Station, surface meteorological measurements, and ERA5reanalysis, we quantified changes in upper-atmospheric and surface wind fields alongside atmospheric stability via linear trend analysis and Mann-Kendall tests to identify drivers of the post-pandemic pollution rebound. Significant reductions were observed in SO_2, $PM_{2.5}$, and PM_{10} concentrations over the past 15 winters, with post-pandemic (2022~2023) levels rebounding by 6.59% ($PM_{2.5}$) and 21.14% (PM_{10}) relative to 2019 baselines. Notable declines in primary pollutant emissions since 2000 were documented, demonstrating effective mitigation measures. Deteriorating meteorological dispersion conditions were characterized by a 20-year trend of declining surface wind speed and increasing inversion frequency, with winter valley cold pool intensity in 2022~2023 reaching 1.2 times the historical average. The synergistic effect of weakened near-surface ventilation and enhanced atmospheric stability was identified as the dominant mechanism driving the post-pandemic particulate matter rebound.

Key words：atmospheric diffusion conditions；total pollutant emissions；trend analysis；ambient air quality

兰州市位于甘肃省中部,地处青藏高原、黄土高原和内蒙古高原的交界处,境内主要是海拔为 1500~3000m 的山地和丘陵,主要城市群位于河谷中心平坦处,城区形状呈东西长,南北窄的特征,属于典型的河谷型城市.兰州市是以石油化工、金属冶炼和机械制造等工业为主的城市,工业排放量较大,同时是中国西北地区的关键交通枢纽,人口密集,交通源和生活源排放量较高,高人为源排放和不利的气象条件、地形条件多重因素综合影响,使得兰州市的空气质量一直比较严重[1],特别是冬季天气形势静稳,河谷中心城区风速低,冷池效应明显[2],受地形阻滞影响[3],污染物易于累积,污染事件频发.

在甘肃省政府统筹规划与引领下,兰州市制定并实施了《兰州市大气污染防治条例》等一系列地方性法规政策:通过实施“出城入园”、淘汰落后产能有效控制工业污染;实施城区燃煤供热锅炉“煤改气”及规范煤炭供销体系,显著削减燃煤污染;严格

收稿日期：2025-02-05
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42330601)
* 责任作者, 教授, yingwang@lzu.edu.cn

落实施工扬尘“六个百分之百”管控要求强化面源治理.同时,运用“人防+技防”手段加强监管.经持续治理,兰州市环境空气质量显著改善,成功实现由“黑兰州”向“兰州蓝”的转变,并于2015年巴黎联合国气候变化大会上荣获“今日变革进步奖”,为大气污染治理贡献了宝贵的“兰州经验”.

新冠疫情后兰州市环境空气质量呈现下滑趋势,根据《兰州市2023年生态环境状况公报》[4],除二氧化硫(SO_2)平均浓度(13μg/m^3)同比下降13.3%外,其他五项空气质量评价因子均呈现不同程度的上升趋势,特别是细颗粒物($PM_{2.5}$)增幅最大达12.1%,年平均浓度(37μg/m^3)超过环境空气质量二级标准,环境空气质量位列168个重点城市空气质量排名倒数第17名,环境空气质量持续改善面临巨大挑战.科学揭示兰州市环境空气质量反弹的成因对有效制定大气污染防控措施、巩固“兰州蓝”成果具有重要意义.

城市环境空气质量受污染物排放和气象条件双重因素调控.其中,污染源排放主导大气污染物的时空分布[5],其水平由城市发展进程和治理强度决定[6],20世纪90年代至本世纪初,中国社会经济高速发展但污染防治经验有限,酸雨、雾霾等大气污染问题频发[7].2013年后,国家实施系列大气防治措施,主要污染物排放量显著下降[8-10],全国空气质量明显改善[11-12].疫情防控期间,工业源和交通源大幅削减导致人为源排放总量锐减.而疫情后生产建设活动全面恢复,污染物集中排放是否成为导致城市空气质量恶化的诱因尚不明确.

气象因子是影响区域空气质量的另一关键因素[13].研究表明,冬季颗粒物重污染事件常与静稳天气(轻风、逆温)等不利扩散条件密切相关[14].这些气象条件受大尺度环流、天气系统及中尺度环流系统等多尺度大气运动调控[15-17].此外,全球气候变化正持续改变大气扩散能力[18-20],显著影响污染物浓度的年际变化[21-22].现有相关研究多聚焦于京津冀等重点城市群;而地处西北内陆温带半干旱区的兰州,在全球变暖的背景下,区域大气扩散条件的年际、年代际演变特征及其影响机制尚不明晰,亟需开展系统性研究以评估其对城市环境质量年际变化特征的影响.

综上分析,本文从污染物排放和气象条件两个方面探究疫情后兰州市环境空气质量反弹的主导因素.利用环境空气质量监测资料、污染源排放资料及探空数据等,采用线性回归模型斜率法、Theil-Sen中值趋势和Mann-Kendall检验法,从污染物排放、高低空流场特征、大气稳定性结构多角度、系统地分析兰州市冬季长时间尺度的污染特征及扩散条件变化趋势,厘清污染成因,探究污染气象机理,以科学揭示后疫情期兰州市冬季大气环境质量变化的因素.

1 资料与方法

1.1 资料来源

1.1.1 环境空气质量资料 环境空气质量资料采用兰州市国控监测站2009~2023年冬季月份(12月~次年2月)SO_2,NO_2,$PM_{2.5}$,PM_{10}的逐日浓度资料,基于数据连续性和可比性原则,从全市6个国控站点中筛选出3个运行时间最长的站点进行分析:西固区的兰炼宾馆站(103.6310°E,36.1031°N),城关区的铁路设计院站(103.8310°E,36.0464°N)和生物制品所站(103.8410°E,36.0725°N).

1.1.2 城市发展资料 本研究采用夜间灯光数据(DMSP-OLS数据集)表征城市发展进程,该数据集整合了美国军事气象卫星计划的线性扫描业务系统DMSP-OLS,以及新一代的美国国家极轨业务环境卫星系统可见光红外成像辐射仪SNPP-VIIRS数据[23],数据分辨率为1km×1km.(https://dataverse.harvard.edu/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.7910/DVN/GIYGJU).

1.1.3 城市污染物排放资料 污染源数据来源于以下两部分:(1)中国多尺度排放清单:采用清华大学开发的Multi-resolution Emission Inventory for China(MEIC)模型(v1.4)2000~2020年逐年冬季网格化排放数据(http://meicmodel.org.cn),涵盖电力源、工业源、交通源和居民生活源等人为排放源排放清单[24-25],空间分辨率0.25°×0.25°.(2)兰州市工业废气排放资料:采用《兰州市统计年鉴》(2019~2023年)中工业废气SO_2、NO_x和烟尘的年排放量(https://tjj.lanzhou.gov.cn/),以分析疫情前后工业源排放量变化情况.

1.1.4 气象资料 气象资料采用兰州榆中52983站点(104.15°E,35.8667°N)的地面观测资料和探空

数据,地面观测资料来源于美国国家海洋和大气管理局(NOAA)下设的国家环境信息中心(NCEI),(https://www.ncei.noaa.gov/data/global-summary-of-the-day),数据每天观测 8 次;探空资料由怀俄明大学提供(https://weather.uwyo.edu/),观测时间为北京时 8:00 和 20:00;边界层高度采用欧洲中期天气预报中心(ECMWF)的第五代大气再分析产品(ERA5)的逐小时资料.

1.2　研究方法

1.2.1　线性趋势法　采用基于最小二乘法的一元线性回归模型,模型的斜率项表征研究时段内变量变化的线性倾向[26],决定系数 R^2 表示模型解释数据的变异比例,用于评估模型对数据的拟合程度,当 R^2 大于 30%时,表明数据特征存在线性趋势;R^2 越接近 1,说明模型线性拟合效果越好.斜率项 k 计算公式如下:

$$k=\frac{n\sum_{i=1}^{n}x_iy_i-\sum_{i=1}^{n}x_i\sum_{i=1}^{n}y_i}{n\sum_{i=1}^{n}x_i^2-\left(\sum_{i=1}^{n}x_i\right)^2} \tag{1}$$

式中:x_i 和 y_i 是序列中的连续数据;n 为序列中数据数量.

1.2.2　Theil-Sen 中值趋势法　Theil-Sen 中值趋势分析法是一种鲁棒性较强的非参数统计趋势计算方法[27],该方法计算效率高,对测量误差和离群数据不敏感,适用于长时间序列数据的趋势分析.Theil-Sen 中值斜率 β 表示时间序列的递增或递减率,计算公式如下:

$$\beta=\text{Median}\frac{x_i-x_j}{i-j} \tag{2}$$

式中:x_i 和 x_j 是序列中的连续数据,且所有的 $j<i$.

1.2.3　Mann-Kendall 趋势检验法　Mann-Kendall (MK)趋势检验是一种非参数检验[28-29],该方法不要求数据服从正态分布,且对时间序列的异常值敏感度较低,适用于长时间序列数据的趋势显著检验.

标准正态检验统计量 Z 用于检验时间序列的趋势和显著性,其计算方法如下:

$$Z=\begin{cases}\dfrac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & if\ S>0\\ 0 \quad if\ S=0\\ \dfrac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & if\ S<0\end{cases} \tag{3}$$

$$S=\sum_{i=2}^{n}\sum_{j-1}^{i-1}\text{sign}(x_i-x_j) \tag{4}$$

$$\text{sign}(x_i-x_j)=\begin{cases}-1 & for(x_i-x_j)<0\\ 0 & for(x_i-x_j)=0\\ 1 & for(x_i-x_j)>0\end{cases} \tag{5}$$

$$\text{Var}(S)=\frac{n(n-1)(2n+5)}{18} \tag{6}$$

式中:n 是序列中的数据个数;x_i 和 x_j 是序列中的连续数据,$j<i$.

采用双尾趋势检验.在给定显著性水平下,根据正态分布临界值 $Z_{1-\alpha/2}$ 判定数据趋势的显著性.当 $|Z|\leqslant Z_{1-\alpha/2}$ 时,接受原假设(趋势不显著);若 $|Z|>Z_{1-\alpha/2}$,则拒绝原假设(趋势显著).本研究设定显著性水平 α=0.05,对应临界值 $Z_{1-\alpha/2}$=±1.96,当 Z 的绝对值大于 1.65、1.96 和 2.58 时,表示趋势分别通过了置信度为 90%、95%和 99%的显著性检验.趋势显著性的判断方法见表 1.

表 1　Mann-Kendall 检验趋势分类

Table 1　Mann-Kendall test for trend categorization

Slope(β)	$\lvert Z\rvert$	趋势类别	趋势特征
$\beta>0$	$2.58<\lvert Z\rvert$	4	极显著增加
	$1.96<\lvert Z\rvert\leqslant 2.58$	3	显著增加
	$1.65<\lvert Z\rvert\leqslant 1.96$	2	微显著增加
	$\lvert Z\rvert\leqslant 1.65$	1	不显著增加
$\beta=0$	$\lvert Z\rvert$	0	无变化
$\beta<0$	$\lvert Z\rvert\leqslant 1.65$	−1	不显著降低
	$1.65<\lvert Z\rvert\leqslant 1.96$	−2	微显著降低
	$1.96<\lvert Z\rvert\leqslant 2.58$	−3	显著降低
	$2.58<\lvert Z\rvert$	−4	极显著降低

1.2.4　山谷热亏损量　为定量表征大气稳定度,本研究采用山谷热亏损(VHD)指标综合分析兰州市近些年的大气稳定度变化特征.VHD 代表从地表至某一高度单位面积空气柱偏离干绝热状态的总能量.其物理意义明确:当 VHD>0 表明实际大气层结较干绝热状态更稳定,通常对应逆温层或稳定层层结;反之,VHD<0 则表征不稳定层结,多出现在强对流条件下.已有研究表明,VHD 与污染物浓度之间存在显著相关性,可作为评估大气污染状况的有效指标[30-31],具体计算方法如下[32]:

$$\text{VHD}=C_P\rho\int_{h_0}^{\text{h}}[\theta_h-\theta(z)]\text{d}z \tag{7}$$

式中:h_0 为台站高度,兰州市周边地形高度约为 2500m,因此本研究将 h 设置为 2500m;ρ=1.20kg/m^3,为空气密度;Cp=1005J/kg/K,为空气的定压比热

容;θ_h和$\theta(z)$分别为h高度和z高度处的位势温度;dz是探空数据的垂直分层间距.

2 结果与讨论

2.1 空气质量变化趋势

为反应兰州市整体的污染特征,将兰州市 3 个国控站点的污染物日均浓度做平均,分析其在2009~2023年冬季的变化趋势,该时段涵盖了我国大气污染防治政策实施以来的关键时期,能够有效反映污染物排放量总体降低背景下环境空气质量的变化情况.

2.1.1 污染物冬季浓度年际变化特征 兰州市2009~2023 年冬季 4 种主要污染物日均浓度的年变化统计特征如图 1 所示,趋势检验结果见表 2.SO_2浓度的 Theil-Sen 中值斜率为-4.83μg/(m^3·a),MK 趋势检验结果为极显著降低,线性斜率为-6.10μg/(m^3·a),R^2 为 78.52%,表明 SO_2 浓度呈现显著下降趋势.从SO_2 浓度的年际变化特征来看,2009~2011 年冬季SO_2浓度处于高位,平均值在 100μg/m^3左右,2012 年以后 SO_2浓度呈现明显下降趋势,特别是 2013 年冬季,SO_2 年均降幅最大(较前一年降低 43.67%),这与“大气十条”背景下兰州市实施的高强度减排措施和大气污染控制措施密切相关.2013 年之后 SO_2 浓度呈现缓慢下降趋势,2013~2020 年冬季 SO_2的平均浓度均低于 50μg/m^3,但仍有个别天数 SO_2 浓度较高,2020 年之后 SO_2的日均浓度全部控制在 50μg/m^3以内,冬季平均浓度约为 25μg/m^3.

NO_2年际浓度变化特征与 SO_2不同,MK 趋势检验表现为不显著增加,Theil-Sen 中值斜率为 1.06μg/(m^3·a),线性斜率为 1.07μg/(m^3·a),R^2 为 25.22%,表明NO_2浓度在近 15a 无明显变化趋势.由图 1b 可以看出,2009~2013 年冬季,NO_2 浓度呈现波动缓慢变化特性,年均浓度集中在 30~60μg/m^3 之间;2014~2016年冬季,NO_2浓度呈上升态势,2016 年达到近 15a 峰值,均值接近 80μg/m^3,较 2013 年的均值增幅达35.41%.2016 年后 NO_2浓度缓慢下降,之后呈现随年份波动的特点.

颗粒物浓度的分析已剔除沙尘天的影响.因2013 年前国控站未监测 $PM_{2.5}$ 浓度,故仅分析2013~2023 年冬季变化特征.$PM_{2.5}$ 浓度的 Theil-Sen 中值斜率为-1.77μg/(m^3·a),MK 检验结果为微显著降低,线性斜率为-1.83μg/(m^3·a),R^2 为 42.26%,表明近 11a 冬季 $PM_{2.5}$浓度呈微弱下降趋势且降幅较缓.具体变化过程为:2013~2017 年冬季 $PM_{2.5}$ 高浓度天数的占比较多,整体浓度水平较高,中值和平均值均在 60μg/m^3 以上;2018~2021 年冬季 $PM_{2.5}$浓度整体呈波动下降特征,较前一阶段有所降低.PM_{10} 的变化趋势与 $PM_{2.5}$ 类似,但其降低的显著性更强、速度更快.Theil-Sen 中值斜率为-5.13μg/(m^3·a),MK 检验的结果为极显著降低,线性斜率为-5.44μg/(m^3·a),R^2 为 58.15%.PM_{10} 冬季浓度呈现阶梯式下降的特征: 2009~2011 年冬季浓度水平整体较高,平均为 180μg/m^3 左右,超高值天数较多,最高可达 400~500μg/ m^3;2012~2017 年冬季浓度水平较前一阶段有所降低,平均约为 120μg/m^3;2018~2021年冬季浓度均值分布较为集中,进一步降低至100μg/m^3 左右.

表 2 兰州市冬季污染物浓度的年际变化趋势的检验结果

Table 2 The test results of interannual variation trend of winter pollutant concentrations in Lanzhou

污染物	线性趋势			非参数检验趋势	
	线性斜率 [μg/(m^3·a)]	R^2(%)	Z	β [μg/(m^3·a)]	MK 趋势特征
SO_2	-6.10	78.52%	-4.55	-4.83	极显著降低
NO_2	1.07	25.22%	1.48	1.06	不显著增加
$PM_{2.5}$	-1.96	45.07%	-1.87	-1.93	微显著降低
PM_{10}	-5.65	60.75%	-3.37	-5.37	极显著降低

后疫情时期(2022 和 2023 年冬季),兰州市 SO_2和 NO_2 浓度与疫情前基准年(2019 年)基本持平,但颗粒物($PM_{2.5}$ 和 PM_{10})浓度显著反弹.监测数据显示:2022 年 $PM_{2.5}$ 冬季浓度均值为 61.03μg/m^3,2023年为 62.59μg/m^3,较 2019 年(57.99μg/m^3)分别上升5.24%和 7.93%,中位数浓度增幅分别为 12.67%和14.32%,表明高污染事件增多;2022 年 PM_{10} 冬季浓度均值为 28.31μg/m^3,2023 年为 117.80μg/m^3,较 2019年(101.60μg/m^3)升高 26.29%和 15.98%,中位数浓度增幅分别为 23.41%和 17.97%.说明后疫情时期兰州市颗粒物污染问题出现反弹,使 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 分别反弹约 6.59%和 21.14%,同时高浓度污染事件发生频率明显增加.

2.1.2 污染物冬季浓度超标率变化特征 兰州市2009~2023 年冬季 4 种污染物日均值超标率及超标程度年变化特征,结果见图 2.由图可知,2009~2011

年兰州市冬季 SO_2 存在超标现象,且超标量较大(2009 年冬季超标量可达 72μg/m^3),表明该阶段 SO_2 污染问题较为突出.随着兰州市燃煤锅炉提标改造、清洁供暖锅炉替代等综合治理措施的有效落实,自 2012 年起兰州市冬季 SO_2 浓度实现全面达标,大气污染治理成效显著.

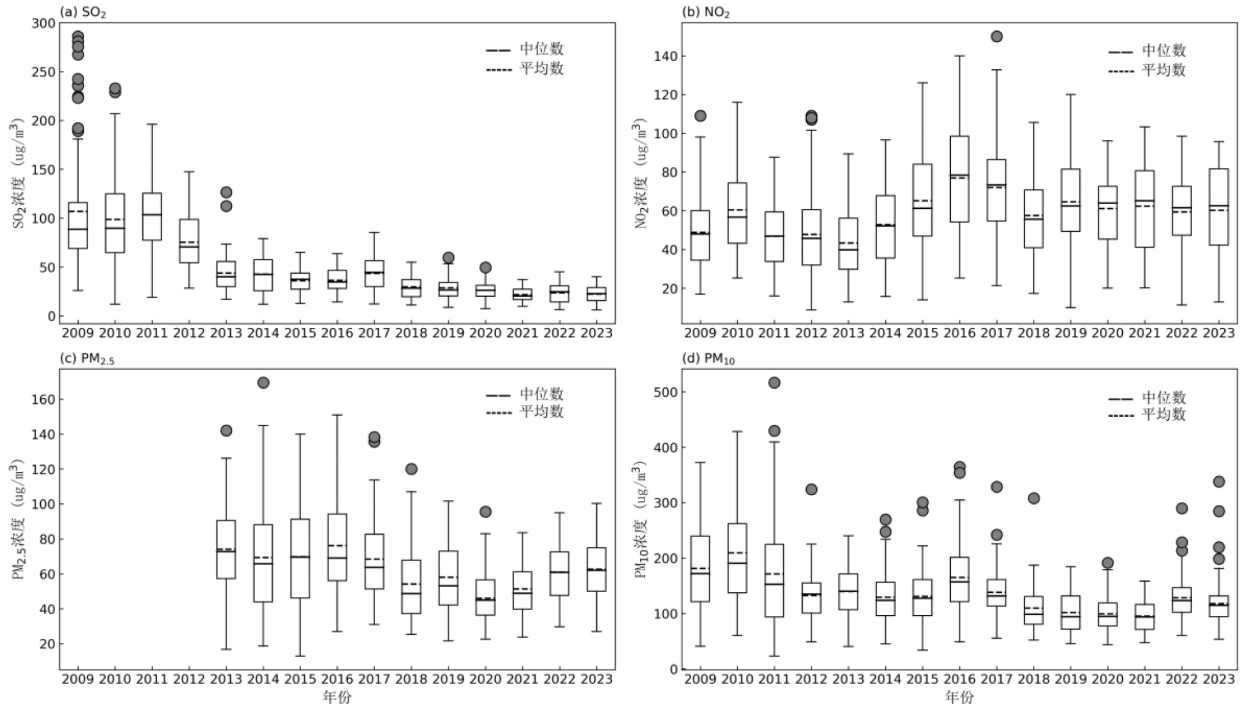


图 1　兰州市 2009~2023 年冬季 4 种主要污染物年变化箱型图

Fig.1　Box plots of annual variation of four major pollutants in winter from 2009 to 2023 in Lanzhou City

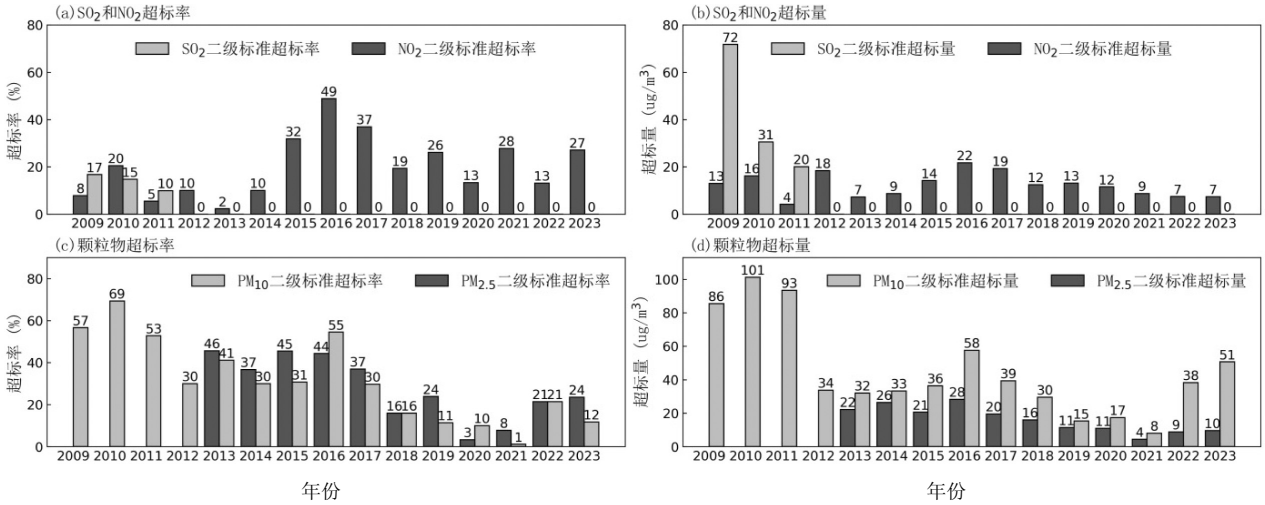


图 2　兰州市 2009~2023 年冬季污染物超标率及超标量的年变化特征

Fig.2　Annual variation characteristics of pollutant exceedance rate and amount in winter from 2009 to 2023 in Lanzhou City

冬季 NO_2 超标率呈现明显的阶段性变化特征:2015 年之前维持较低的超标率和超标量,2016 年骤增达到峰值,日均值超标率达 49%,超标量 22μg/m^3,NO_2 污染问题凸显.2017 年以来 NO_2 超标率有所降低,其年际变化呈现波动特征,但超标量则表现为逐年降低趋势,表明污染源排放强度得到有效控制.NO_2 超标率的年际波动特征与其污染源结构和气象条件变化密切相关:除工业固定源持续排放外,机动车尾气作为其典型的近地面移动污染源,其扩散过程受局地近地面气象场热动力调控作用显著,特别

是风速及湍流混合强度的变化对其影响较大.

颗粒物($PM_{2.5}$ 和 PM_{10})浓度的年际变化呈现持续降低的特征,2009~2011 年 PM_{10} 日均浓度超标问题较为突出,超标率高于 53%,超标量均在 86μg/m^3 以上,2012 年以后污染超标状况明显改善,颗粒物冬季超标率多集中在 30%~55%之间,其中 $PM_{2.5}$ 的超标量低于 30μg/m^3,PM_{10} 的超标量大多集中在 40μg/m^3 以下(2016 年 PM_{10} 超标量 58μg/m^3);在 2018~2019 年冬季(疫情前期),颗粒物超标率降至 24% 以下 ($PM_{2.5}$ 超标量 <16μg/m^3,PM_{10} 超标量 ⩽30μg/m^3),在 2020~2021 年冬季疫情封控期,更达到近 15a 最低水平,均在 10%及以下.然而后疫情时期的 2022 和 2023 年冬季,颗粒物污染出现显著反弹,$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的超标率超过疫情前基准水平,其中 PM_{10} 的超标量大幅增加,分别为 38 和 51μg/m^3,达近 7a 峰值.

2.2 污染源的演变特征

污染物排放作为环境空气质量的关键驱动因子,按其来源可主要划分为工业源、交通源和生活源三类.区域产业结构及经济发展水平决定工业源的排放水平,而交通源和生活源排放则与城市化水平密切相关.本研究通过冬季夜间灯光遥感数据揭示兰州市城市化发展进程,基于 MEIC 清单量化冬季污染物排放量的演变特征,并利用兰州市《统计年鉴》进一步分析疫情前后污染源变化情况,以探究污染源对兰州市污染物浓度长期变化及疫情后浓度反弹的影响.

2.2.1 城市发展进程 随着兰州市推进工业企业“出城入园”政策以及工业废气排放控制标准日益严格,工业源排放量逐年降低,生活源和交通源对空气质量的贡献率逐年上升,其排放强度与城市发展进程密切相关.夜间灯光数据能够反映人口、经济和土地特征的变化,在许多研究中被用作城市化水平的定量指标[33-34].

如图 3 所示,兰州市 2004~2023 年冬季夜间灯光空间分布呈阶段性演化特征:2004~2008 年夜间灯光聚集在兰州河谷中心,呈窄带状分布,高值位于城关区;2009~2013 年夜间灯光沿河谷拓展,西固区亮度提升;2014~2018 年,灯光向河谷边缘扩张,分布形态与河谷地形契合,高值区转换到西固工业区的位置,河谷北侧的兰州新区夜灯分布迅速扩大;2019~2023 年,河谷区域可开发利用土地接近上限,灯光分布范围较前一阶段变化不显著,兰州新区和河谷东南侧榆中县的灯光范围持续扩大,呈现多中心发展态势.

基于夜间灯光数据演变特征的空间分析表明,兰州河谷城市范围从中心向周边拓展,夜间灯光重心从居住商业为主的城关区转向工业为主的西固区,同时兰州新区快速发展,榆中县城市化进程推进.总体而言,兰州市早期城市发展进程较快,但 2019 年后中心城区逐渐趋于饱和,未来作为兰州市主要污染源贡献区的河谷主城区发展速度将减缓.

2.2.2 主要污染物排放量变化 冬季静稳期间局地排放源是影响城市空气质量的主要因素,兰州市主城区河谷盆地范围是人为活动最集中的区域,贡献了兰州市绝大多数的污染源.因此,本文利用 MEIC 清单分析 2000~2019 年兰州市河谷区域的 SO_2,NO_x,$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 冬季排放量的逐年变化趋势,见图 4(a−d).

由图 4(a−b)可以看出,兰州市冬季 SO_2 和 NO_x 的排放量具有相似的时间演化特征,均经历“先升后降”的阶段性转变:SO_2 排放量在 2000~2008 年呈现持续上升态势,在 2008 年达到峰值(40252t/a),2010 年排放量大幅降低,之后持续降低,年均降幅为 13.06 %,当前已稳定维持较低排放水平;NO_x 排放量在 2000~2009 年呈上升趋势,在 2009 年达峰(20395t/a), 2012 年后,排放量缓慢下降,年均降幅为 5.91%,约为 SO_2 的降幅的 45%.这与兰州市的清洁能源改造密切相关,2010 年以来,兰州市拆除了主城区燃煤锅炉,改用燃气锅炉供热,使 SO_2 排放量显著降低,但燃气锅炉废气中 NO_x 浓度较高,致使其降幅相对有限.

由图 4(c−d)可以看出,$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 冬季排放量年变化特征总体一致:2000~2012 年排放量呈现波动缓降趋势.2013 年后进入快速下降期,在 2019 年达到历史最低排放水平,$PM_{2.5}$ 冬季排放量从 4973t/a 降低至 1936t/a,PM_{10} 排放量从 7134t/a 降低至 2578t/a,表明政府实施燃煤锅炉改造、工企业“出城入园”及严格控制工业排放标准等措施的落实,有效推动兰州市主城区冬季 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的排放量的显著下降,降幅分别达 61.07%和 63.86%.

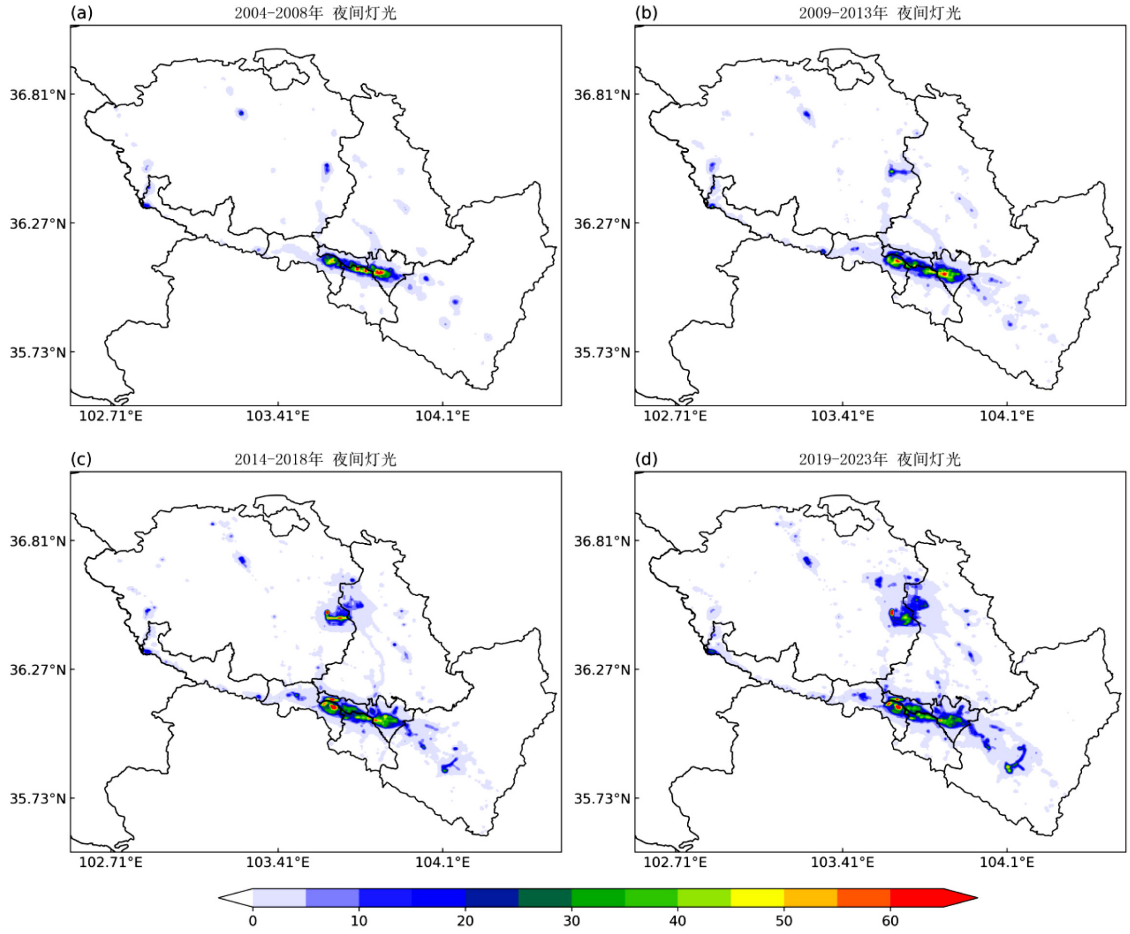


图 3　兰州市 2004~2023 年冬季夜间灯光分布

Fig.3　Distribution of nighttime light in Lanzhou City in winter from 2004 to 2023

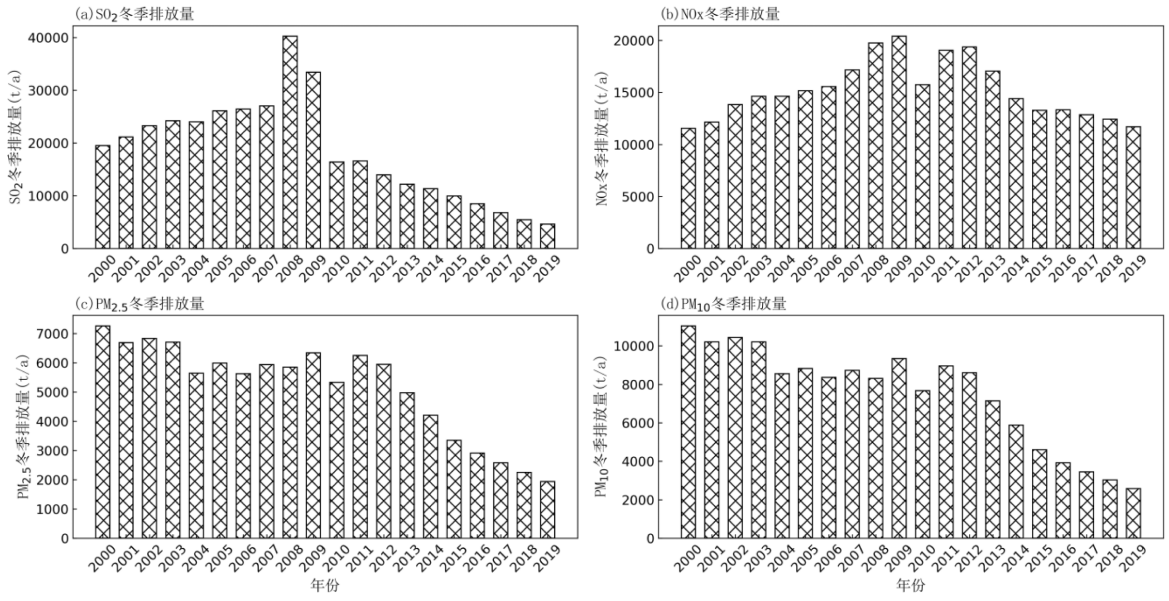


图 4　兰州市主城区冬季污染物排放量逐年变化

Fig.4　Annual changes in winter pollutant emissions in the main urban area of Lanzhou

城市化进程加剧和治理措施强化的双重作用，使得兰州市 4 种主要污染物冬季排放量在近 20 年

呈现出前 10 年较高或升高,后 10 年持续降低的特征.2019 年后河谷区域城市化面积接近饱和,新增污染源排放较少.新冠疫情期间,人为活动强度降低,除必要民用源(如供暖锅炉、居民散烧等)排放量可能低于 2019 年或与之持平外,交通源、工业源等排放水平均有所下降.2022 和 2023 年冬季为后疫情时代的经济复苏期,交通源和工业源的排放量在逐步恢复,整体污染物排放量不高于 2019 年基准水平.兰州市《统计年鉴》中工业废气污染物年排放量数据进一步印证上述趋势:2020~2022 年秋季为新冠疫情封控时期,SO_2、NO_x 和烟尘的工业年排放量在 3a 内基本持平且均为近年最低排放水平.2023 年工业 SO_2 排放量与 2019 年相近,约为 17500t/a.NO_x 和烟尘排放量分别为 15310 和 6614t/a,显著低于 2019 年的 30149 和 24879t/a.因此,2022~2023 年冬季兰州市污染物浓度的反弹并非主要由污染排放所致,需结合气象条件等其他因素进一步分析.

2.3 气象条件变化特征

除污染源排放影响外,污染物的时空演变特征还受到气象条件调控.各种时空尺度的大气运动均对污染物输送、扩散及稀释过程起着关键作用.诸多研究指出,边界层结构[35]和流场[36]是调控污染物浓度的主要气象因子,复杂地形下的大气稳定度,特别是逆温特征是反映城市空气质量的关键因素之一[37].因此,本节首先分析近地面通风能力的演变规律,其次探讨天气形势控制下的对流层中层流场特征,最后从逆温和能量角度分析大气层结稳定度的变化特点,探究后疫情期浓度反弹的气象成因.

2.3.1 近地面通风能力 风速决定污染物的水平输送能力,边界层高度表征污染物垂直扩散的范围,二者的乘积即通风系数,综合反映近地面通风能力,其与污染物浓度呈负相关[38],通风系数越大,污染物浓度越低.基于 52983 气象观测站的地面观测风速和 ERA5 再分析资料的边界层高度计算了兰州市 2004~2023 年冬季通风参数,逐年演变特征如图 5 所示.兰州市近 20a 冬季通风系数变化范围为 450.39~668.99m^2/s,平均值为 550.38m^2/s.自 2015 年以来,除 2020 年外,其余年份冬季通风系数均低于多年平均水平.通风系数的 Theil-Sen 中值斜率为−5.04(m^2/s)/a,呈现微弱降低特征,但 MK 趋势检验结果未达显著水平.线性回归分析结果(斜率为−4.79(m^2/s)/a,R^2 为 23.08%)表明通风系数的线性下降趋势不显著(R^2<30%).

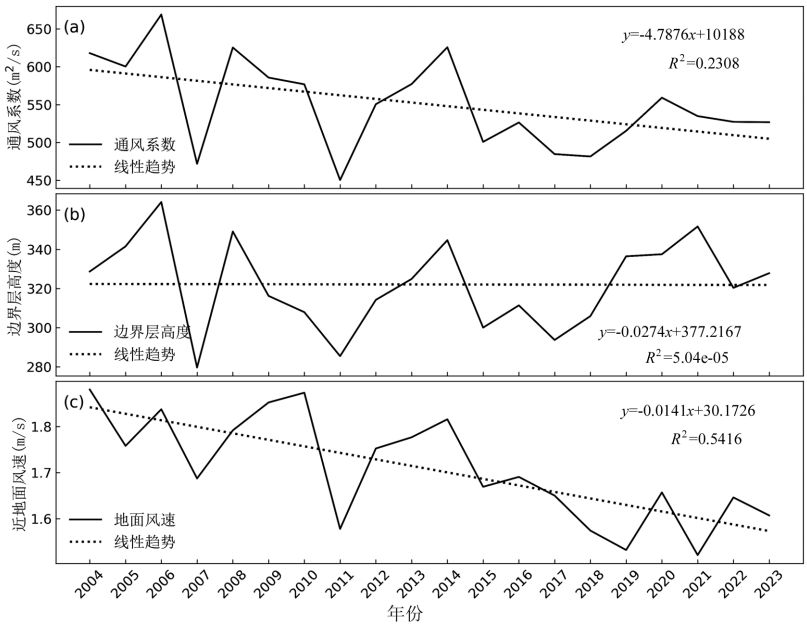


图 5 兰州市 2004~2023 年冬季通风系数、边界层高度和地面风速的年变化特征

Fig.5 Annual variation characteristics of winter ventilation coefficient, boundary layer height and surface wind speed in Lanzhou City from 2004 to 2023

为探究通风系数的变化机制,本研究从边界层高度和地面风速两个关键参数进一步分析:兰州市冬季日均边界层高度主要分布在 280~360m 范围内.MK 检验和线性回归分析均表明其不存在显著

变化趋势,即兰州市冬季近 20 年污染物垂直扩散范围保持相对稳定.从地面风速的变化特征来看,受河谷盆地地形阻滞和冬季静稳天气影响,兰州市冬季近地面风速普遍较低,平均值维持在 2m/s 以下.趋势分析结果显示,地面风速呈现极显著降低趋势,Theil−Sen 中值斜率和线性斜率均为−0.01(m/s)/a,且线性模型的解释度较高(R^2=54.16%).值得注意的是,2017 年后各年风速均低于近 20a 平均值,表明近 7 年地面风速显著低于历史水平,这说明风速年际变化主导了近地面通风系数的演变特征.低风速通常表征大气形势静稳,为了分析低风速的年际变化特征,绘制日均风速箱型图(图 6),可以看出,2016 年前日均风速值的下四分位数(代表风速低值)约为 1.5m/s,上四分位数(代表风速高值)多高于 2m/s;但 2016 年以来日均风速分布特征发生明显变化,上四分位数均低于 2m/s,中位数稳定在 1.5m/s 附近,下四分位数降至 1.25m/s 左右.这种分布特征的变化反映出低风速事件频率增加,强风减弱,削弱了近地面污染物的水平扩散能力.

兰州地区地面风速呈现出的年际降低趋势,与已有关于中国区域地表风速变化的研究结论一致.Xu 等[39]基于 1969~2000 年的观测数据分析指出,受东亚季风减弱的影响,中国近地面风速在冬、夏两季均显著下降,其中年平均风速减少了 28%,且大风日数(日平均风速>5m/s)的发生频率大幅下降了 58%.类似地,Niu 等[40]的研究表明,过去 30 年间东亚地区 500hPa 高空槽变浅,地面西伯利亚高压强度持续降低,这一环流调整导致东亚冬季风减弱,进而使中国区域平均地表风速从 3.7m/s 下降至 3.0m/s.此外,在全球变暖背景下,北极地区地表升温速率显著高于全球平均水平,这一现象被称为“北极放大效应”[41-43].北极变暖导致极地和中纬度之间的温度梯度减小,进而削弱了驱动西风带(纬向风)的气压梯度力[44],这种大尺度环流调整可能通过改变中纬度西风急流位置和强度[45]以及削弱东亚冬季风环流强度[46]等途径,间接导致兰州地区近地面风速的降低趋势,但其具体影响机制仍需通过高分辨率区域气候模式模拟和观测数据进一步验证.

2.3.2　高空平流输送能力　污染物的长期平均浓度变化受高空天气系统调控,兰州市地形特征复杂且海拔较高,500 和 700hPa 分别位于距离地面约 3600 和 1300m 的高度,分析这两个高度层的风场变化能够反应大气环流或天气尺度系统变化对污染物平流输送能力的影响.因此,本文系统分析了 500 和 700hPa 风速和风向的年际变化趋势,见图 7 和表 3.

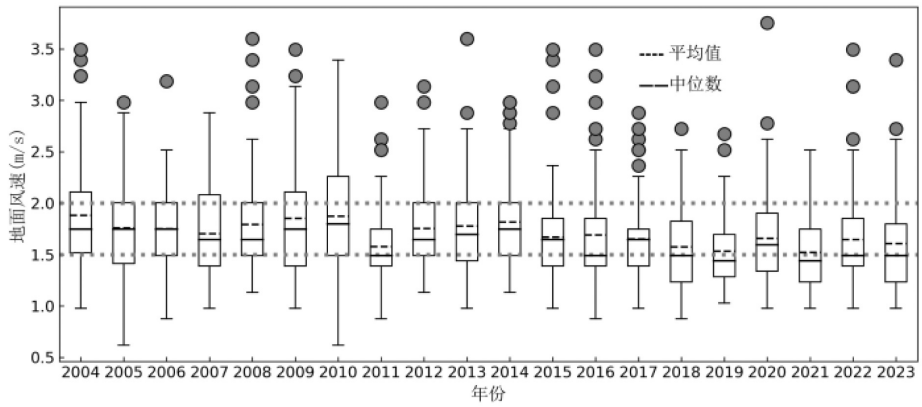


图 6　兰州市 2004~2023 年冬季地面风速值分布特征

Fig.6　Distribution characteristics of winter surface wind speed in Lanzhou from 2004 to 2023

可以看出,兰州市冬季 500hPa 高度层持续以西风和西北风为主导,风速在 14.67~20.29m/s 范围内波动,风向和风速无明显变化趋势.700hPa 风场受天气尺度环流和下垫面非均匀热力强迫共同影响,是表征中高层大气平流输送能力的重要指标.该高度层风速集中在 4.44~5.88m/s 范围内,没有显著的变化趋势.李雪超[47]基于污染天气分型法使用多年数据研究发现,兰州市冬季采暖期 700hPa 风向特征与空气质量存在一定关联,当 700hPa 盛行偏西风和偏南风时,易诱发大气污染;而以偏北风为主时,则通常

对应清洁天气.研究期间 700hPa 的风向变化特征(图 7(b))可以看出,700hPa 高度层偏西和偏南风(NW−SW−NE)的出现频率为 51.70%~70.00%,平均值为 62.07%,其中 2022 和 2023 年冬季(后疫情时期)的占比分别为 70.00%和 60.34%;同期偏北风(NW−N−NE)的出现频率变化范围为 19.17%~35.59%,平均占比 28.83%,2022 和 2023 年冬季的相应值分别为 19.17%和 25.70%.这一结果表明 2022 年冬季环流形势场更易导致污染频发,而 2023 年冬季的情况则与多年平均水平较为接近.

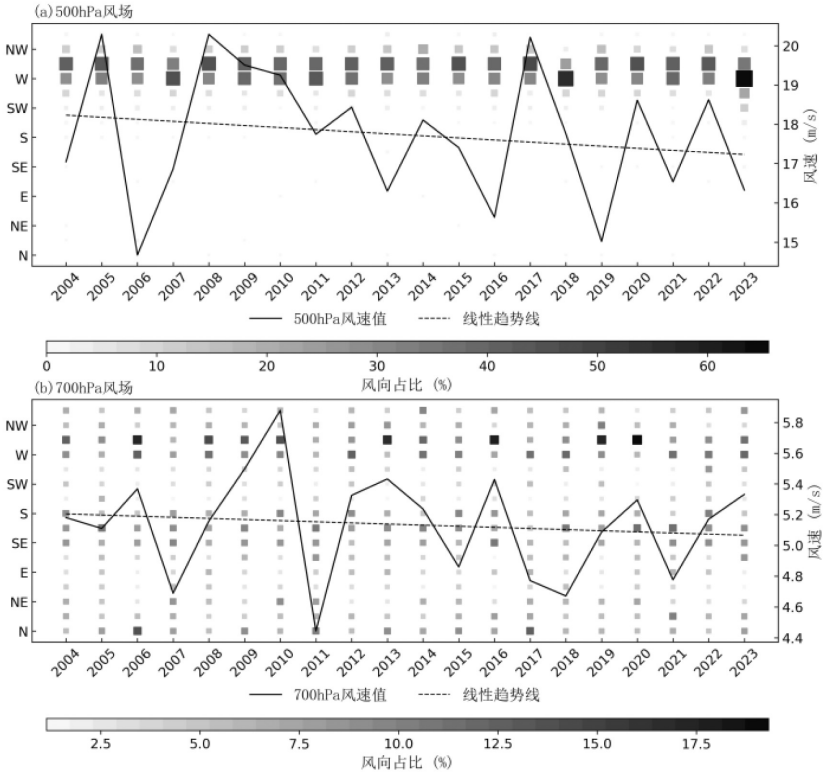


图 7 兰州市 2004~2023 年冬季 500hPa 和 700hPa 风场年变化特征

Fig.7 Annual variation characteristics of wind fields at 500hPa and 700hPa in Lanzhou City in winter from 2004 to 2023

2.3.3 大气稳定度 大气稳定度通过影响垂直扩散能力、水平输送效率,在污染物时空分布中起着关键调控作用,在兰州河谷盆地地形下的影响更为显著[37].因此,本节通过分析逆温发生特征和山谷热亏损的变化来表征兰州市大气稳定度的逐年变化特点.

(1)逆温变化特征 兰州市冬季重污染过程常伴随着严重的逆温.在复杂地形条件下,逆温效应被山谷地形显著放大,导致河谷区域的逆温更强且持续时间更长[48],污染物在河谷区域持续累积,易诱发空气污染事件.根据形成机制和空间分布特征,逆温可分为贴地逆温和悬浮逆温,贴地逆温始于地表,主要受地表能量收支和地形特征等影响[49];悬浮逆温形成于地面以上,主要受大尺度天气过程支配[50].兰州市悬浮逆温层顶高度多位于 1000m 左右,对地面污染物浓度的影响有限;贴地逆温通常是造成兰州市污染物聚积在边界层内的主要因素[51],将地面起始温度递减率大于 0 定义为贴地逆温日[52],以整个逆温层的温度递减率表征逆温强度.考虑到 2012 年前探空数据垂直分辨率较低(首层高度约 400~500m),本研究重点分析 2012~2023 年高分辨率温度廓线数据,将逆温强度划分为 3 个等级:温度梯度低于 30 分位数为弱逆温,30~70 分位数为中等强度逆温,高于 70 分位数为强逆温.

基于 52983 探空站数据计算兰州市近 12 年冬季逆温发生的频率及不同强度逆温占比,绘制时间变化曲线见图 8,并分析年际变化趋势(见表 3),可以看出 8:00 和 20:00 的总体逆温发生频率未呈现显著变化趋势,分别稳定在 80%和 75%左右.值得注意的是,2016 年逆温频率偏高,2018 年则明显偏低,这与同期 NO_2 和颗粒物浓度的变化特征高度吻合.进一

步分析逆温强度的变化特征发现,强逆温占比呈现极显著增加趋势:8:00 强逆温的线性斜率为 4.63%/a, R^2 为 80.74%,Theil−Sen 中值斜率为 4.62%/a, 20:00 强逆温的线性斜率为 4.19%/a,R^2 为 75.59%, Theil−Sen 中值斜率为 4.36%/a.2017~2023 年冬季,强逆温占比逐渐增加,至 2021~2023 年已占冬季总逆温事件的 50%以上.强逆温表征大气稳定度增强,显著抑制污染物的垂直扩散,在复杂地形条件下可能形成局地回流,强逆温使得地面与高层大气脱耦,不利的地面流场维持时间更长,污染物持续累积,从而形成连续多日的污染事件,这可能是导致疫情后浓度反弹的主要气象因素.

兰州市贴地逆温强度增强的驱动因素可能与近年来的地面风速减弱有关,地面风速减弱有利于贴地逆温的增强[53],大气环流异常导致的天气形势变化也会导致逆温增强[54-55],北极冷空气频繁入侵,增强低层大气的逆温[17],此外,近 2a 沙尘暴频发,气溶胶也可能通过辐射效应间接影响逆温层强度[56].上述各种机制在国内外研究中均形成共识,但针对兰州地区贴地逆温强度增强的主导因素仍需结合更多观测和数值实验深入研究予以阐明.

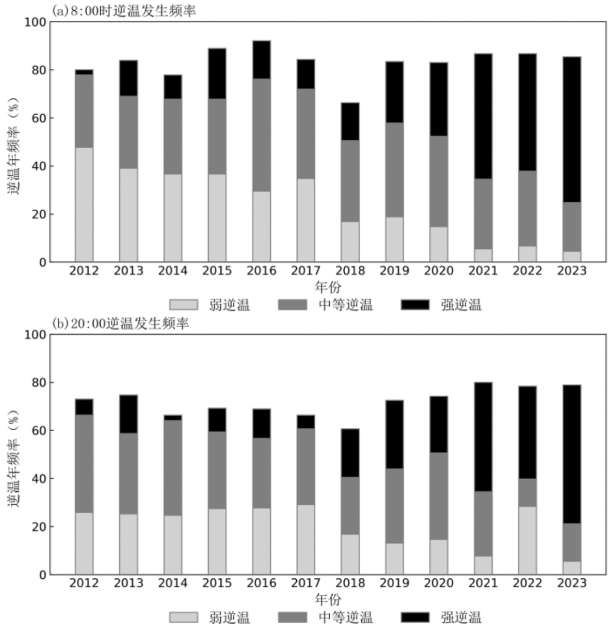


图 8　兰州市 2012~2023 年冬季 8:00 和 20:00 不同强度逆温发生频率年变化特征

Fig.8　Annual variation characteristics of frequency of different intensity temperature inversions at 8:00 and 20:00 from 2012 to 2023 in Winter in Lanzhou City

表 3　冬季气象要素的年际变化趋势的检验结果

Table 3　The test results of interannual variation trend of meteorological elements in winter

气象要素	线性趋势		非参数趋势		
	线性斜率	R^2(%)	Z	β	趋势特征
通风系数	−4.79m^2/(s·a)	23.08	−1.91	−5.04	不显著降低
边界层高度	−0.03m/a	0.00	0.03	0.25m/a	不显著增加
地面风速	−0.01m/(s·a)	54.16	−3.4	−0.01m/(s·a)	极显著降低
500hPa 风速	−0.05m/(s·a)	3.37	−0.88	−0.09m/(s·a)	不显著降低
700hPa 风速	−0.01m/(s·a)	1.57	−0.42	−0.01m/(s·a)	不显著降低
8:00 逆温频率	0.25 %/a	1.97	0.69	0.36 %/a	不显著增加
8:00 强逆温频率	4.63 %/a	80.74	3.36	4.62 %/a	极显著增加
20:00 逆温频率	0.78 %/a	23.20	1.37	1.10 %/a	不显著增加
20:00 强逆温频率	4.19 %/a	75.59	3.09	4.36 %/a	极显著增加

(2)山谷热亏损量变化特征　山谷热亏损量(VHD)表征实际温度层结达到干绝热状态所需的热量补偿,广泛应用于评估复杂地形条件下大气的稳定程度,与大气稳定度呈正相关,当超过临界阈值时,往往对应着冷池事件和重污染天气过程的发生[30-31].本研究使用 52983 站探空数据计算了兰州市 2012~2023 年冬季 VHD 值,将 8:00 和 20:00VHD 均值作为日值指标,表征近地面整层大气的稳定程度.

研究期间冬季 VHD 日值的统计分布特征见图 9.结果显示,兰州市 2013~2021 年冬季 VHD 值主要分布在 0.8~1.8MJ/m^2 范围内,冬季平均为 1.29MJ/m^2,呈现明显的年际波动特征.其中 2016 年冬季 VHD 整体偏高,上四分位数较大,稳定天气日数较多,而 2018 年冬季 VHD 则表现为相反的特征,这与 NO_2 和颗粒物浓度的变化具有较好的对应性.值得注意的是,2022 和 2023 年冬季(后疫情时期)的 VHD 值达到近 12a 来的最高水平,平均值分别升至 1.51 和

1.59MJ/m^2,达历史平均水平的 1.2 倍左右;上四分位数分别达到 2.00 和 2.22,为近 12a 最高,同时可以看到 2022 年冬季出现较多 VHD 极大值,最高可达 4.91MJ/m^2,表明该时期高 VHD 天数占比偏多,强稳定天气发生概率较往年显著升高.

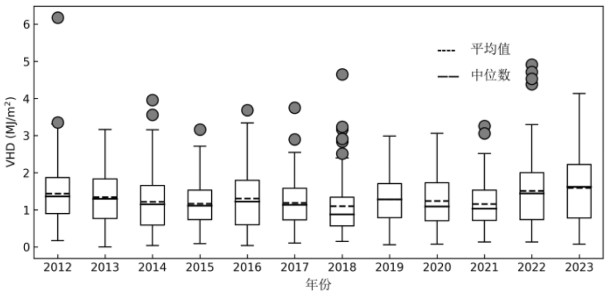


图 9 兰州市 2012~2023 年冬季 8:00 和 20:00 山谷热亏损平均值的逐年变化箱型图

Fig.9 Boxplot showing the annual variation of valley heat deficit at 8:00 and 20:00 in winter from 2012 to 2023 in Lanzhou

这种稳定度增强的趋势直接导致近地面整层大气的垂直扩散能力减弱,从能量学角度解释了2022~2023年冬季污染物浓度反弹的气象成因.结合前文逆温特征分析,可以确认大气层结稳定度的系统性增强是疫情后兰州市冬季污染加剧的重要气象驱动因素.

3 结论

3.1 兰州市冬季 SO_2 浓度自 2009 年以来呈现极显著降低趋势,2013 年之后 SO_2 日均浓度全部达标;NO_2 浓度变化趋势不显著,2016 年后超标率呈现波动变化特征,但超标量呈下降趋势;$PM_{2.5}$ 自 2013 年缓慢下降,PM_{10} 浓度自 2009 年极显著下降,大气环境质量改善效果明显.2022~2023 年冬季(新冠疫情后)颗粒物浓度及超标率均高于 2018~2019 年冬季(新冠疫情前),特别是 PM_{10} 超标特征显著.

3.2 兰州市河谷区域冬季 SO_2 和 NO_x 的排放量在 2000~2019 年间均呈现先升高后降低的特征,2010 年后 SO_2 排放量年均降幅达 13.06%,NO_x 降幅较缓,仅为 SO_2 的一半左右;颗粒物($PM_{2.5}$ 和 PM_{10})排放量整体呈现下降趋势,2013 年后迅速下降,至 2019 年冬季排放量较 2013 年分别下降 61.07%和 63.86%.疫情后工业废气中除 SO_2 的年排放量高于疫情前的 2019 年,NO_x 及烟尘的年排放量远低于疫情前,即疫情后复工复产带来的污染物排放并非导致冬季污染物浓度反弹的主要原因.

3.3 兰州市近 20a 冬季近地面通风能力呈现下降趋势,主要表现为近地面风速的极显著降低;而 700hPa 和 500hPa 的高空风速未呈现显著变化趋势,大气平流输送能力相对稳定;冬季逆温发生频率的年际差异不大,但 2021~2023 年强逆温的占比升高,同时 2022 和 2023 年冬季山谷热亏损量普遍高于往年,垂直方向大气稳定性增强,不利于污染物扩散.综合分析表明,疫情后近地面风速降低和大气稳定性增强共同作用,使得大气扩散条件恶化,是后疫情期兰州冬季污染物浓度反弹的主要影响因素.

参考文献:

[1] Ju T, Liang Z, Liu W, et al. Monitoring of Air Pollution by Remote Sensing in Lanzhou City from 2010 to 2019 [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2022,233(9):1-18.

[2] Zhang M, Tian P, Zhao Y, et al. Impact of aerosol-boundary layer interactions on $PM_{2.5}$pollution during cold air pool events in a semi-arid urban basin [J]. Science of the Total Environment, 2024,922: 171225.

[3] 姜金华,彭新东.复杂地形城市冬季大气污染的数值模拟研究 [J]. 高原气象, 2002,21(1):7.
Jiang J H, Peng X D. Numerical simulation study of winter air pollution in complex terrain cities [J]. Plateau Meteorology, 2002,21 (1):7

[4] 兰州市生态环境局.兰州市 2023 年生态环境状况公报 [R]. 兰州:兰州市生态环境局官网, 2024.
Lanzhou Municipal Ecology and Environment Bureau. 2023 Report on the state of ecology and environment in Lanzhou [R]. Lanzhou: Official Website of Lanzhou Municipal Ecology and Environment Bureau, 2024.

[5] 冯子钰,施润和.中国近地面 $PM_{2.5}$ 浓度与排放的时空分布及其关联分析 [J]. 地球信息科学学报, 2021,23(7):1221-1230.
Feng Z, Shi R. Spatio-temporal features and the association of ground-level $PM_{2.5}$ concentration and its emission in China. [J]. Journal of Geo-information Science, 2021,23(7):1221-1230.

[6] Wang S, Zhou C, Wang Z, et al. The characteristics and drivers of fine particulate matter ($PM_{2.5}$) distribution in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2017,142:1800-1809.

[7] 王文兴,柴发合,任阵海,等.新中国成立 70 年来我国大气污染防治历程、成就与经验 [J]. 环境科学研究, 2019,32(10):1621-1635.
Wang W, Chai F, Ren Z, et al. Process, achievements and experience of air pollution control in China since the founding of the People's Republic of China 70 years Ago [J]. Research of Environmental Sciences, 2019,32(10):1621-1635.

[8] Zhang N, Ma F, Qin C, et al. Spatiotemporal trends in $PM_{2.5}$ levels from 2013 to 2017 and regional demarcations for joint prevention and

control of atmospheric pollution in China [J]. Chemosphere, 2018,210: 1176−1184.

[9] 王雪涵,张文慧,毕晓辉,等.2001~2020 年天津市大气污染特征的演变与防治历程 [J]. 环境科学研究, 2022,35(4):945−955.
Wang X, Zhang W, Bi X, et al. Evolution and prevention development of ambient pollution in Tianjin, China [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(4):945−955.

[10] 张小曳,徐祥德,丁一汇,等.2013~2017 年气象条件变化对中国重点地区 $PM_{2.5}$ 质量浓度下降的影响 [J]. 中国科学:地球科学, 2020,50 (4):483−500.
Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, et al. The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on $PM_{2.5}$ mass reduction in key regions in China. key regions in China. [J] Science China Earth Sciences, 2020, 62:1885–1902.

[11] Chen X, Yang T, Wang H, et al. Variations and drivers of aerosol verticalcharacterization after clean air policy in China based on 7−years consecutive observations [J]. Journal of Environmental Sciences, 2023,125:499−512.

[12] Liu J, Li X, Liu S, et al. Assessment of the emission mitigation effect on the wintertime air quality in the Guanzhong Basin, China from 2013 to 2017. [J] Atmospheric Pollution Research. 2021,12(18): 101196.

[13] 张人禾,李　强,张若楠.2013 年 1 月中国东部持续性强雾霾天气产生的气象条件分析 [J]. 中国科学:地球科学, 2014,44(1):27−36.
Zhang R, Li Q, Zhang R. Meteorological conditions for the persistent severe fog and haze event over eastern China in January 2013. [J]. Science China: Earth Sciences, 2014,57:26–35.

[14] 陈颢元,王晓琦,程水源,等.京津冀和长三角地区一次重霾过程气象成因及传输特征 [J]. 中国环境科学, 2021,41(6):2481−2492.
Chen H, Wang X, Cheng S, et al. Analysis of meteorological causes and transmission characteristics of a heavy haze process in Beijing Tianjin Hebei and Yangtze River Delta. [J]. China Environmental Science, 2021,41(6):2481−2492.

[15] 吴国雄,李占清,符淙斌,等.气溶胶与东亚季风相互影响的研究进展 [J]. 中国科学:地球科学, 2015,45:1609−1627.
Wu G, Li Z, Fu C, et al. Advances in studying interactions between aerosols and monsoon in China. Science China: Earth Sciences [J]. 2015,45:1609−1627.

[16] Gao M, Carmichael G, Saide P, et al. Response of winter fine particulate matter concentrations to emission and meteorology changes in North China. [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016,16(18): 11837–11851.

[17] Leung L R, Gustafson Jr W I. Potential regional climate change and implications to US air quality [J]. Geophysical Research Letters, 2005, 32(16).

[18] 蔡子颖,韩素芹,邱晓滨,等.基于环流指数研究天津长序列细颗粒物大气污染气象条件演变规律 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):993−1001.
Cai Z, Han S, Qiu X, et al. Study on the evolution of meteorological conditions of air pollution in Tianjin based on circulation index. [J]. China Environmental Science, 2023,43(3):993−1001.

[19] Cai, W, Li, K, Liao, H, et al. Weather conditions conducive to Beijing severe haze more frequent under climate change. [J]. Nature Climate Change, 2017,7:257–262.

[20] Wang G, Leng W, Jiang S, et al. Long−term variation in wintertime atmospheric diffusion conditions over the Sichuan Basin [J]. Frontiers in Environmental Science, 2021,9:763504.

[21] Wang H, Chen H, Liu J. Arctic sea ice decline intensified haze pollution in eastern China [J]. Atmospheric and oceanic science letters, 2015,8(1):1−9.

[22] Zhang X, Zhong J, Wang J, et al. The interdecadal worsening of weather conditions affecting aerosol pollution in the Beijing area in relation to climate warming [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18:5991−5999.

[23] Wu Y, Shi K, Chen Z, et al. Developing improved time−series DMSP−OLS−like data (1992–2019) in China by integrating DMSP−OLS and SNPP−VIIRS [J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 2022,60:1−14.

[24] Li M, Liu H, Geng G, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. National Science Review, 2017,4:834−866.

[25] Geng G, Liu Y, Liu Y, et al. Efficacy of China's clean air actions to tackle $PM_{2.5}$ pollution between 2013 and 2020 [J]. Nature Geoscience, 2024,17:987−994.

[26] 曹　昭.一元线性回归中的相关系数与回归直线斜率探讨 [J]. 统计与决策, 2009,25(9):147−148.
Cao Z. Discussion on correlation coefficient and regression line slope in univariate linear regression [J]. Statistics and Decision, 2009,25(9): 147−148.

[27] Sen P K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall' stau [J]. Journal of the American Statistical Association, 1968,63(324): 1379−1389.

[28] Mann H B. Nonparametric tests against trend [J]. Econometrica, 1945,13(3):245−259.

[29] Kendall M G. Rank Correlation Methods [J]. British Journal of Psychology, 1990,25(1):86−91.

[30] Chemel C, Arduini G, Staquet C, et al. Valley heat deficit as a bulk measure of wintertime particulate air pollution in the Arve River Valley [J]. Atmospheric Environment, 2016,128:208−215.

[31] Zhang M, Tian P, Zhao Y, et al. Impact of aerosol−boundary layer interactions on $PM_{2.5}$ pollution during cold air pool events in a semi−arid urban basin [J]. Science of The Total Environment, 2024,922: 171225.

[32] Whiteman C D, Bian X, Zhong S. Wintertime evolution of the temperature inversion in the Colorado Plateau Basin. ournal of Applied Meteorology, 1999,38:1103−1117.

[33] Ma T, Zhou Y, Zhou C, et al. Night−time light derived estimation of spatio−temporal characteristics of urbanization dynamics using DMSP/OLS satellite data [J]. Remote Sensing of Environment, 2015, 158:453−464.

[34] 刘少阳,陈佐旗,施开放,等.夜间灯光遥感揭示 21 世纪以来中国西北部地区城市化演化格局与过程 [J]. 遥感学报, 2024,28(6):1497−1514.
Liu S, Chen Z, Shi K, et al. Nighttime light remote sensing reveals the pattern and process of urbanization evolution in northwest China since the 21st century [J]. National Remote Sensing Bulletin, 2024,28(6): 1497−1514.

[35] Su T, Li Z, Zheng Y, et al. Abnormally shallow boundary layer associated with severe air pollution during the COVID‐19lockdown in China [J]. Geophysical Research Letters, 2020,47(20): e2020GL090041.

[36] Elminir H K. Dependence of urban air pollutants on meteorology [J]. The Science of the Total Environment, 2005,350(1‐3):225‐237.

[37] Zhang Q, Li H, A study of the relationship between air pollutants and inversion in the ABL over the city of Lanzhou [J]. Advances in Atmospheric Sciences, 2011,28:879–886.

[38] Sujatha P, Mahalakshmi D V, Ramiz A, et al. Ventilation coefficient and boundary layer height impact on urban air quality [J]. Cogent Environmental Science, 2016,2(1):1125284.

[39] Xu M, Chang C P, Fu C, et al. Steady decline of east Asian monsoon winds, 1969‐2000: Evidence from direct ground measurements of wind speed [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2006,111.

[40] Niu F, Li Z, Li C, et al. Increase of wintertime fog in China: Potential impacts of weakening of the Eastern Asian monsoon circulation and increasing aerosol loading [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2010,115(D7).

[41] 李杰峰,赵传峰,陈安南,等.“北极放大”现象驱动机制的研究进展 [J]. 中国科学:地球科学, 2024,54(12):3860‐3877.
Li J, Zhao C, Chen A, et al. Advances in understanding the mechanisms of Arctic amplification [J]. Science China Earth Sciences, 2024,67(12):3814‐3829.

[42] Cohen J, Screen J A, Furtado J C, et al. Recent Arctic amplification and extreme mid‐latitude weather [J]. Nature Geoscience, 2014,1(9): 627‐637.

[43] Screen J A , Simmonds I. Increasing fall‐winter energy loss from the Arctic Ocean and its role in Arctic temperature amplification [J]. Geophysical Research Letters, 2010,37(16):L16707.

[44] Francis J A, Vavrus S J, Evidence linking Arctic amplification to extreme weather in mid‐latitudes [J]. Geophysical Research Letters, 2012,39(6):L06801.

[45] Barnes E A, Screen, J A, The impact of Arctic warming on the midlatitude jet‐stream: Can it? Has it? Will it? [J]. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, 2015,6(3):277‐286.

[46] Wu B Y, Su J Z, D'Arrigo R. Patterns of Asian winter climate variability and links to Arctic sea ice [J]. Journal of Climate, 2015, 28(17): 6841‐6858.

[47] 李雪超.兰州地区采暖期空气污染天气分型研究 [D]. 兰州: 兰州大学, 2020.
Li X, Study on the classification of polluted weather during the heating period in Lanzhou [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2020.

[48] Mckee T B, O'Neal R D. The Role of valley geometry and energy budget in the formation of nocturnal valley winds [J]. American Meteorological Society, 1989,28(6):445‐456.

[49] Whiteman C, Zhong S, Downslope flows on a low‐angle slope and their interactions with valley inversions [J]. Journal of Applied Meteorology, 2008,47:2023‐2038.

[50] Mayfield J A , Fochesatto G J .The layered structure of the winter atmospheric boundary layer in the interior of Alaska [J]. Journal of Applied Meteorology & Climatology, 2013,52(4):953‐973.

[51] 王 杰,杨 银,吴 红,等.兰州市逆温特征及其与 API 首要污染指数关系的研究 [J]. 科技风, 2016,19:3.
Wang J, Yang Y, Wu H, et al. A study on the characteristics of inversion in Lanzhou and its relationship with the API primary pollution index [J]. Technology Wind, 2016,19:3.

[52] Fochesatto G J. Methodology for determining multilayered temperature inversions [J]. Atmospheric Measurement Techniques, 2015,8(5):2051‐2060.

[53] Guo J, Chen X, Su T, et al. The climatology of lower tropospheric temperature inversions in China from radiosonde measurements: roles of black carbon, local meteorology, and large‐scale subsidence [J]. Journal of Climate, 2020,33(21):9327‐9350.

[54] Bailey A, Chase T N, Cassano J J, et al. Changing temperature inversion characteristics in the US Southwest and relationships to large‐scale atmospheric circulation [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2011,50(6):1307‐1323.

[55] Ji F, Evans J P, Di Luca A, et al. Projected change in characteristics of near surface temperature inversions for southeast Australia [J]. Climate Dynamics, 2019,52:1487‐1503.

[56] Zhao D, Xin J, Gong C, et al. The impact threshold of the aerosol radiation forcing on the boundary layer structure in the pollution region [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21:5739‐5753.

作者简介: 郝宇轩(2000‐),女,内蒙古乌海人,兰州大学硕士研究生,主要研究方向为空气污染数值模拟.发表论文 1 篇.haoyx2023@lzu.edu.cn.