

西南地区 PM_{2.5} 人口暴露风险时空演变 及与景观格局关联分析

李琛¹ 吴映梅¹ 高彬嫔¹ 钱婧^{2, 31}

(1. 云南师范大学 地理学部, 云南 昆明 650500;

2. 武汉大学 资源与环境科学学院, 湖北 武汉 430079;

3. 地理信息系统教育部重点实验室, 湖北 武汉 430079)

【摘要】: 大气 PM_{2.5} 污染是我国重大的生态环境问题之一, 分析 PM_{2.5} 污染及其人口暴露风险时空演变特征, 揭示景观格局对大气 PM_{2.5} 浓度变化的影响, 对揭示大气污染格局, 进而改善人居环境具有重要意义。以 PM_{2.5}、人口格网数据为基础, 采用暴露风险模型、趋势分析模型探究西南地区 2000~2020 年 PM_{2.5} 人口暴露风险的时空演变特征, 并基于 3 期土地利用数据, 在最佳移动窗口的基础上测算景观格局指数, 运用相关系数法揭示景观格局与 PM_{2.5} 及其人口暴露风险关系。结果表明: (1) 研究期内西南地区及各省年均 PM_{2.5} 浓度整体呈先缓慢上升再快速下降的特点, 其空间分布存在显著的东西差异。(2) PM_{2.5} 人口暴露风险空间分布格局各年均较为相似, 较高、高和极高风险区多分布于人口集中的城镇地区。从空间变化看, PM_{2.5} 人口暴露风险极显著下降区多出现在各地级市中心城区, 极显著上升区多出现在城区边缘及中小城镇。(3) 在各类型景观格局特征中, 景观所占比例对 PM_{2.5} 浓度的影响最为显著, 但不同景观中边缘密度、形状指数和平均斑块面积也发挥不同的作用。在整体景观格局特征中, 景观破碎化程度、斑块形状复杂度及蔓延度的提高, 将会导致 PM_{2.5} 年均浓度及其人口暴露风险的增强。

【关键词】: PM_{2.5} 人口暴露风险 景观格局 时空演变 西南地区

【中图分类号】: X513 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2022)09-2035-13

改革开放以来, 随着我国工业化、城市化进程快速推进, 大气污染日趋严重, 生态环境退化加剧, 人民日益增长的优美生态环境需要与恶化的生态环境间的矛盾已成为了我国社会主要矛盾的重要方面^[1]。其中, 大气 PM_{2.5} 污染是我国重大的环境问题之一。PM_{2.5} 是空气动力学等效粒径 $\leq 2.5 \mu\text{m}$ 的细颗粒物^[2], 其不仅对生态环境造成严重的影响, 而且显著危害公众健康, 例如: 诱发呼吸系统疾病、心脏病及肺癌等^[3,4]。据《2020 年中国生态环境状况公报》显示, 全国 337 个地级及以上城市中, 仍有 40.1% 的城市环境空气质量超标(参与评估的六项污染物均达标, 即空气质量达标。评价标准参照《环境空气质量评价技术规范(试行)》(HJ663-2013)), 其中 PM_{2.5} 是空气质量超标的首要污染物之一, 而其人口暴露风险是量化空间单元内人口暴露在 PM_{2.5} 风险程度的有效表征。因此, 如何有效治理大气 PM_{2.5} 污染, 降低 PM_{2.5} 人口暴露风险成为了我国生态文明建设和打赢蓝天保卫战中亟需解决

作者简介: 李琛(1998~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为区域经济开发与管理。E-mail:lichen5112@qq.com; 吴映梅, E-mail:wuyingmei@hotmail.com

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41761037); 云南省哲学社会科学创新团队科研项目(2021tdxmy04); 云南省哲学社会科学规划社会智库项目(SHZK2021415)

的重大问题^[5]。

当前,对PM_{2.5}的研究主要集中在来源剖析^[6]、时空演变特征分析^[7]、驱动因素探究^[8]、未来预测^[9]及健康风险评估等方面^[10]。近年来,针对PM_{2.5}污染的后果,尤其是对人类健康的影响,人口暴露风险评估已经成为国内外研究的热点之一。相对于只考虑空气污染浓度评估,基于人口分布的空气污染暴露评价方法更精确也更具有针对性^[11]。空气质量监测站点是进行PM_{2.5}人口暴露风险评估最主要的数据来源之一,该类数据精度较高,但由于站点数量有限,无法反映空间连续变化特征,只能展开局部人口暴露风险研究^[12]。然而,随着卫星遥感技术的进一步发展,遥感数据反演为评估大区域人口暴露风险演变特征提供了有效的手段,并得到了广泛的运用。张亮林等^[13]基于中分辨率成像光谱仪(MODIS)、多角度成像光谱仪(MISR)和海洋宽视场传感器(SeaWiFS)的气溶胶光学厚度(AOD)联合反演得到PM_{2.5}浓度数据,并评估了2000~2016年中国PM_{2.5}人口暴露风险时空格局。Chen等^[14]同样基于该数据探究京津冀城市群PM_{2.5}人群暴露时空演变特征。Singh等^[15]则评估了伦敦市不同微观环境下的PM_{2.5}人口暴露风险。此外,McCarty等^[16]通过探讨美国城市景观格局和空气质量的关系,指出了土地利用类型及其景观格局的改变会影响PM_{2.5}空间分布差异^[17],从而改变不同地区人口暴露风险。但目前针对景观格局与PM_{2.5}关系研究主要是基于空气质量监测站点数据,利用以站点为中心的缓冲区,构建土地利用回归(LUR)模型探究二者关系,且研究主要集中于中小尺度地区^[18,19]。鲜有基于遥感反演AOD数据估算的PM_{2.5}数据,开展多指标、长时间序列、大区域尺度的景观格局与PM_{2.5}及其人口暴露风险关系的深入定量研究。

中国西南地区城市大多位于山地丘陵和盆地,地形复杂,群山环绕,受地形限制城市建筑较为密集,城市空气流动性较差,进而加剧了城市大气污染物的集中,并且西南地区城市能源消费以煤炭为主,资源优势极大地推动了经济建设的同时,也成为了该地区大气污染的重要来源,由此,造成了较高的超额死亡人数^[20],因此对该区进行PM_{2.5}人口暴露风险评估并提出有效的管控措施具有重要意义。然而,当前针对PM_{2.5}人口暴露风险的研究集中于京津冀、长三角、珠三角等东部经济发达地区,对我国PM_{2.5}轻一重污染并存的西南地区的关注较少^[21]。基于此,本研究以西南地区为例,利用遥感手段估算的PM_{2.5}和人口数据,引入暴露风险模型、趋势分析模型探究2000~2020年PM_{2.5}人口暴露风险的时空演变特征,并利用3期土地利用数据,在确定其最佳移动窗口的基础上测算景观格局指数,采用相关系数法揭示研究区景观格局与PM_{2.5}及其人口暴露风险关系,进而提出防控PM_{2.5}人口暴露风险的景观格局空间优化方案,以期快速发展的西南地区缓解大气污染、改善人居环境提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

本研究的西南地区包括四川省、云南省、贵州省、广西壮族自治区和重庆市,介于20°54'N~34°18'N,97°21'E~112°04'E(图1),总面积约136.7万km²,约占中国国土面积的14.3%^[22]。区内以山地为主,地形交错复杂,地跨青藏高原、横断山脉、秦巴山地、四川盆地、云贵高原等地貌单元,地势西北高东南低。研究区主要以亚热带季风气候为主,全区年均降水量为1000~1500mm,年均气温地区差异较大,介于12℃~24℃。西南地区是长江经济带的重要组成部分,在全国经济发展的宏观格局中具有重要战略意义。2019年末,研究区人口为2.49亿人,约占全国总人口的17.79%,地区生产总值为13.15万亿元,约占全国GDP的13.30%,快速的经济增长使得生态环境问题日益突出。

1.2 数据来源

PM_{2.5}数据来源于China High Air Pollutants(CHAP)中China High PM_{2.5}数据集(<https://zenodo.org/record/4660858#.YP2QF-gzZPY>),该数据集是由MODISTerra和Aqua结合的多角度大气校正(MAIA)气溶胶光学厚度(AOD)产品以及其他辅助数据(例如气象、地表、污染物排放等数据)利用时空-极端随机树模型得出^[23,24],时间序列为2000~2020年,空间分辨率为1km,该产品基于中国每年所有PM_{2.5}地面环境监测站点数据,经交叉验证显示验证点处的估算值和实测值高度一致(R²=0.94)^[23]。人口数据来源于Worldpop数据集(<https://www.worldpop.org/>),空间分辨率为1km。该数据集是基于夜间灯光数据、土地利用数据等通过随机森林算法估算人口空间分布^[25],并具有较高精度^[26]。土地数据来源于Globeland30数据集(<http://www.globallandcover>。

com/)包括 2000、2010 和 2020 年 3 期数据, 研究区共包括耕地、林地、草地、灌木地、湿地、水体、人造地表、裸地、冰川和永久积雪共 9 种景观类型(本研究中, 将人造地表标注为研究区的建设用地)。该数据集时间跨度较长、精度较高, 并将其空间分辨率重采样到 300m。

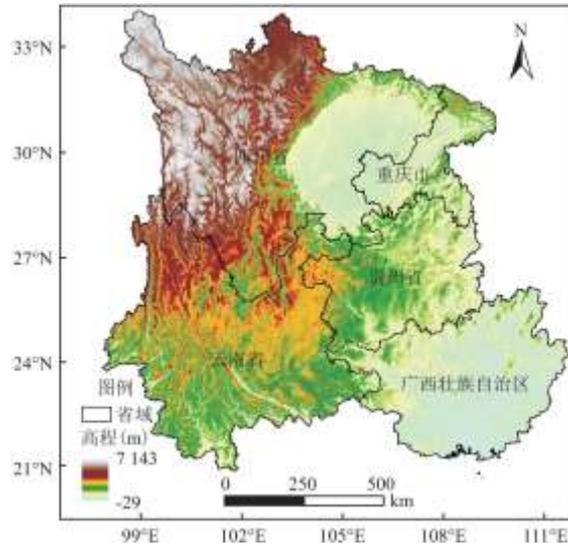


图 1 研究区范围及其高程

1.3 研究方法

1.3.1 人口暴露风险

引入人口暴露风险模型^[13], 量化西南地区人口暴露于 PM_{2.5} 污染的风险程度, 具体公式如下:

$$R_i = \frac{POP_i \times c_i}{\sum_{i=1}^n POP_i \times \frac{c_i}{n}} \quad (1)$$

式中: R_i 为研究区格网 i 的 PM_{2.5} 人口暴露风险指数; POP_i 表示研究区格网 i 的人口数; c_i 为格网 i 内的 PM_{2.5} 浓度值; n 为西南地区的格网总数量。

1.3.2 Theil-Sen Median 趋势分析和 Mann-Kendall 检验

Theil-SenMedian 方法是一种稳健的非参数统计的趋势计算方法^[27]。该方法计算效率高, 对于测量误差和离群数据不敏感, 可以较好的反映 PM_{2.5} 人口暴露风险在长时间序列中的变化趋势。

$$S_R = \text{Median} \left(\frac{R_j - R_i}{j - i} \right) \quad (2)$$

(2000 ≤ i ≤ j ≤ 2020)

式中： R_j 和 R_i 分别为第 i 和第 j 年的 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险； S_n 是计算全部 $n(n-1)/2$ 个数据组合斜率的中位数，其值为时序内年均 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险变化量，反映了时序 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险单调趋势： $S_n > 0$ 表示该时序内 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险呈增长趋势； $S_n < 0$ 表示该时序内 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险呈下降趋势。

Mann-Kendall 检验常用于判定时间序列趋势中的显著性^[28]，计算公式如下：

$$\{R_i\}, i = 2000, 2010, \dots, 2020 \quad (3)$$

$$Z = \begin{cases} (S - 1) / \sqrt{\text{Var}(S)} & (S > 0) \\ 0 & (S = 0) \\ (S + 1) / \sqrt{\text{Var}(S)} & (S < 0) \end{cases} \quad (4)$$

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=j+1}^n \text{sgn}(R_j - R_i) \quad (5)$$

$$\text{sgn}(R_j - R_i) = \begin{cases} 1 & (R_j - R_i > 0) \\ 0 & (R_j - R_i = 0) \\ -1 & (R_j - R_i < 0) \end{cases} \quad (6)$$

$$\text{var}(S) = \frac{n(n-1)(2n+5)}{18} \quad (7)$$

式中： n 表示时间序列的长度； sgn 为符号函数。在给定显著性水平 α 下，当 $|Z| > u_{1-\alpha/2}$ 时，表明研究序列在 α 水平上存在显著变化。本研究取 $\alpha = 0.05$ ，即判断在 0.05 置信水平上 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险时间序列变化趋势的显著性。对检验结果进行分级，按照显著性可分为极显著变化 ($|Z| > 2.58$)、显著变化 ($1.96 < |Z| \leq 2.58$)、弱显著变化 ($1.65 < |Z| \leq 1.96$) 和无显著变化 ($0 < |Z| \leq 1.65$) 共 4 个等级。

1.3.3 基于移动窗口的景观格局指数

本研究从类别水平和景观水平两个方面选择景观格局指数^[16,17,18,19]。从景观类别方面，选择景观所占比例 (PLAND) 表征景观类别组成特征，选择边缘密度 (ED) 表征景观类别结构特征，形状指数 (LSI) 表征景观类别形状特征，选择斑块平均面积 (AREA-MN) 表征景观类别破碎程度；在景观水平方面，除以上景观格局指数外，在景观形状特征中增选蔓延度指数 (CONTAG)，在景观破碎程度中增选斑块密度 (PD)，并选择香农多样性指数 (SHDI) 表征区域景观多样性，选择均匀度指数 (SHEI) 表征景观中是否有优势类型及不同景观类型的均匀分布程度。

为将景观格局指数空间化，本研究利用 Fragstats4.2 基于移动窗口法计算景观格局指数，但移动窗口尺度的确定十分重要，选择合适的尺度才能较为精准的反映景观格局的真实情况^[29]。因此，研究将移动窗口尺度分别设置为 1、2、3、4、5、6、7 和 8km，并采用地统计学中的半变异函数确定移动窗口的最佳尺度大小。半变异函数中，块金值与基台值的比值 (块基比) 能反映空间上的变异程度，其值越小，说明空间自相关越明显，尺度也就越稳定。当块基比达到相对稳定时，则该尺度是合适表达研究区景观指数的窗口半径^[30]。研究将斑块密度 (PD)、香农多样性指数 (SHDI)、形状指数 (LSI) 3 个景观格局指数放在多个连续尺度下进行计算，依据样带采样后利用 ArcGIS10.8 模拟在不同移动窗口尺度下的半变异函数 (图 2)，发现景观格局指数在尺度 3000m 左右时趋于稳定，表明该尺度可以更好的反映研究区景观格局变化空间变异特征。而较大的尺度也会相应的损失空间信息^[31]，因此，本研究将 3000m 作为分析景观格局与 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险之间关系的最佳尺度。

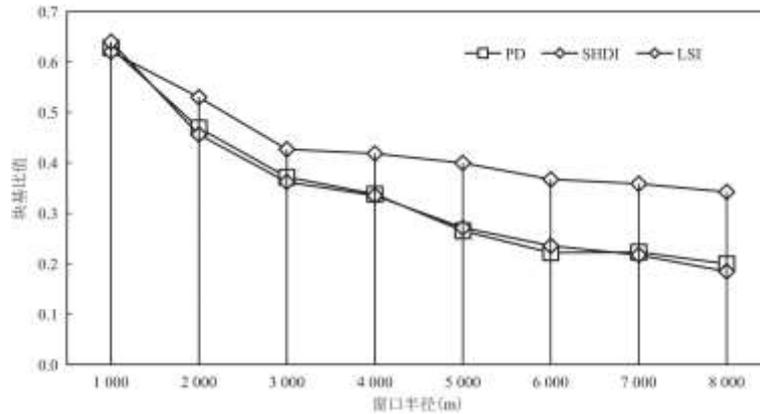


图 2 景观格局指数空间变异趋势图

1.3.4 影响因素分析

使用 $10\text{km}\times 10\text{km}$ 网格进行等距离系统采样法进行采用,共采取 13628 个样点,利用 ArcGIS 提取样点上的 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险、各类景观格局指数和整体景观格局指数,运用 SPSS25 对其进行 Pearson 相关系数分析^[32,33],测度西南地区 $\text{PM}_{2.5}$ 及其人口暴露风险与不同景观类型格局及整体景观水平之间的关系及影响程度。

2 结果与分析

2.1 $\text{PM}_{2.5}$ 时空演变特征

2000~2020 年西南地区及各省年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度总体呈先缓慢上升再快速下降的特点,表现出明显的阶段性特征:2000~2013 年为波动增长阶段、2013~2020 年为显著下降阶段。研究发现 2013 年是西南地区及各省年平均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度下降的显著转折点,这是因为 2012 年党的十八大首次将“生态文明建设”与经济建设、政治建设、文化建设、社会建设并列,形成“五位一体”的中国特色社会主义事业总布局。由此,关于生态文明建设的顶层设计与战略部署密集推出。2013 年国务院发布《大气污染防治行动计划》中明确指出,各级政府需采取措施缓解以可吸入颗粒物(PM_{10})、细颗粒物($\text{PM}_{2.5}$)为特征污染物的区域性大气环境问题,切实改善了空气质量。在此之后,西南地区各省生态文明建设得到有效加强,产业结构进一步优化,使得 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度总体呈下降趋势。与研究区年平均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度对比发现,重庆市、广西省和贵州省 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度常年高于研究区平均水平,四川省 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度与研究区平均水平大体一致,而云南省 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度则长期低于研究区平均水平(图 3)。

根据 2005 年世界卫生组织(WHO)发布的《空气质量准则》中的 3 个过渡时期目标值(年均均为 15 、 25 和 $35\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)以及中国《环境空气质量标准》(GB3095-2012)中的 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度限值(一级二级分别为 15 和 $35\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$),尽管各省份 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度有明显下降,均低于中国《环境空气质量标准》中二级浓度限值,即 $\text{PM}_{2.5}<35\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,但仅四川省($21.26\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)和云南省($22.78\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)达到了 WHO 过渡时期第二级目标值,即 $\text{PM}_{2.5}<25\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,但均距离 WHO 推荐 $\text{PM}_{2.5}<10\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 的指导值仍有较大差距。

依据以上准则,将西南地区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度划分为 8 个区间(图 4),研究以每间隔 4 年的空间格局变化结果进行分析。可以看出,研究期内西南地区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度空间分布存在显著的东西差异,其中,云南省和四川省西部地区长期处于 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度低值区,而 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度较高的区域主要分布在两省的东部地区且表现出显著的先增加后减少的趋势。2000 年, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度空间分布较为集中,研究区西部整体 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度低于中国二级限制区域浓度($\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度 $<35\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$),东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度明显高于于中国二级限制区域浓度,而 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度高值区($>55\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)主要分布于成都平原、重庆市西南部、贵州黔中城市群及广西北部湾城

市群等地区。2004、2008 和 2012 年 $PM_{2.5}$ 年均浓度空间分布格局与 2000 年相似，但 $PM_{2.5}$ 年均浓度高值区域有明显扩张：成都平原区域在原有的基础上进一步沿重庆市西南地区向东扩张；贵州省主要以遵义市和铜川市为中心向外扩张；广西省有明显的以北部湾城市群为中心，沿连接南宁市与百色市、河池市、桂林市、梧州市等城市的公路、铁路网扩张的趋势。2016 和 2020 年与之前的年份相比， $PM_{2.5}$ 年均浓度有明显降低，空气质量明显得到改善。至 2020 年，西南地区大部分低于中国二级限制区域浓度，西部地区达到了 WHO 过渡时期第二级目标值 ($PM_{2.5}$ 年均浓度 $< 25 \mu g \cdot m^{-3}$)，成都平原中部的成都市、自贡市等区域 $PM_{2.5}$ 年均浓度仍然较高。

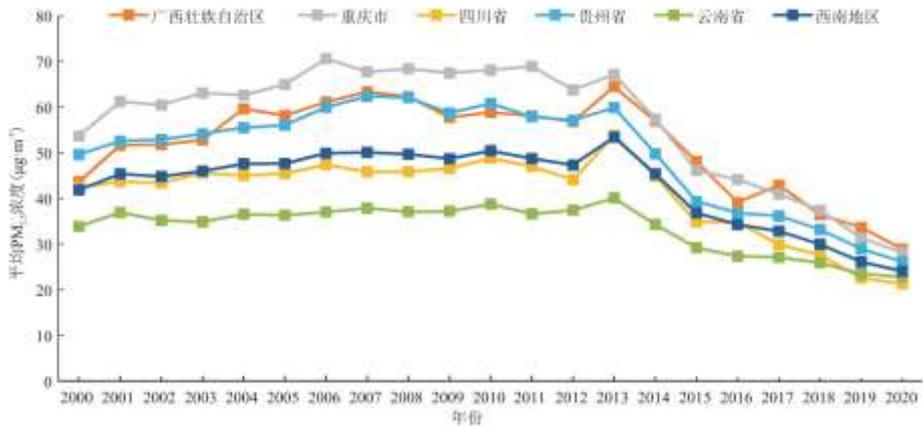


图 3 2000~2020 年西南地区各省年均 $PM_{2.5}$ 浓度变化

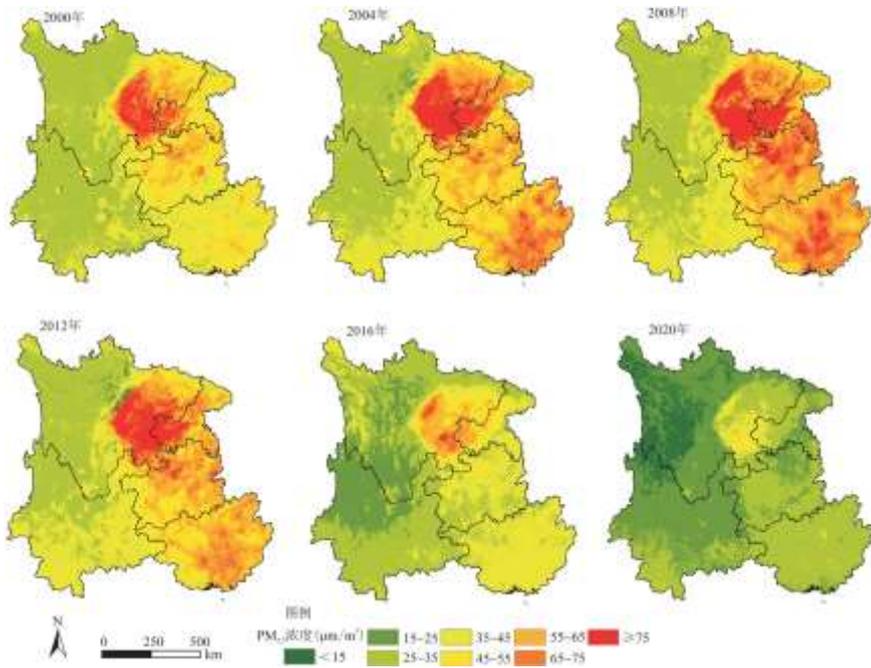


图 4 2000~2020 年西南地区各省 $PM_{2.5}$ 年均浓度空间分布变化

2. $PM_{2.5}$ 人口暴露风险时空演变特征

为进一步刻画 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险的时空演变特征，本研究在参考已有研究的基础上^[13]，将 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险等级划分为 6 个

等级(图 5):低风险($0 \leq R_i < 1$)、较低风险($1 \leq R_i < 2$)、中等风险($2 \leq R_i < 3$)、较高风险($3 \leq R_i < 4$)、高风险($4 \leq R_i < 5$)和极高风险($R_i \geq 5$)。由图 5 可知,2000~2020 年西南地区 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险等级空间分布格局相似,主要以低风险区为主,均占总面积的 60%以上,其次为较低风险区,该区域为川西山地地区、云贵高原自然区以及滇南间山宽谷盆地,地形复杂、人口稀少,使得 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险等级较低。而人口较为集中的城镇地区往往是较高风险区、高风险区和极高风险区。其中,极高风险区在三类高风险区中占比最大,在四川盆地城市区密集分布且呈团块状,在广西东南部呈蛛网分布,在贵州和云南省与主要大城市分布状态保持一致且呈现散点状。研究发现,随着城市化迅速推进,2000~2013 年间三类高风险区明显扩张,人口数量的快速提高使得暴露人口增多,伴随工业化进程的推进, $PM_{2.5}$ 排放也随之增多。2013 年之后,尽管各项防控污染政策的推进使得 $PM_{2.5}$ 浓度逐年下降,三类高风险区整体略微收缩,但伴随城镇人口的快速增加,使得高风险区开始向城镇地区转移。

利用 Theil-SenMedian 趋势分析和 Mann-Kendall 检验方法分析 2000~2020 年西南地区 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险变化趋势,并依据显著性和变化类型划分为 8 种类型区(图 6)。除不显著区外,2000~2020 年西南地区 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险变化趋势类型主要以极显著下降区为主,占比为 11.56%,其次为极显著上升区,占比 7.83%,极显著上升区与下降区相差不大,西南地区 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险问题依旧严峻。极显著上升区主要分布在成都平原、滇东北与贵州交界地区、广西东南沿海等地区,与此同时,城镇所在区域都存在极显著上升类型区。然而,西南地区各地级市中心均出现极显著上升区与下降区并存的现象, $PM_{2.5}$ 人口暴露风险极显著下降区多出现在各地级市中心城区,城区边缘多为极显著上升区,而中小城镇所在区域均以极显著上升区为主。其中,该现象以重庆市表现的较为典型:近年来,重庆市为改善空气质量,重点控制工业污染,中心城区及上风向 4 个重点区执行大气污染物特别排放限值,将大气污染企业迁离中心城区,此外,还进行了交通污染、餐饮油烟等生活污染的整治。与此同时,成都市、昆明市、贵阳市和南宁市均对中心城区的空气质量进行了管控,一系列大气污染防治攻坚行动的开展,使得部分大中城市环境空气质量有所改善,加之大城市中心城区进一步加强绿地公园建设,有效降低了 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险。同时,国家关于区域协调发展和产业转型升级的一系列举措,使得地区间产业转移速度加快,多数工业迁移至城郊或各中小城市,对中小城市及周边环境带来的压力需高度重视。

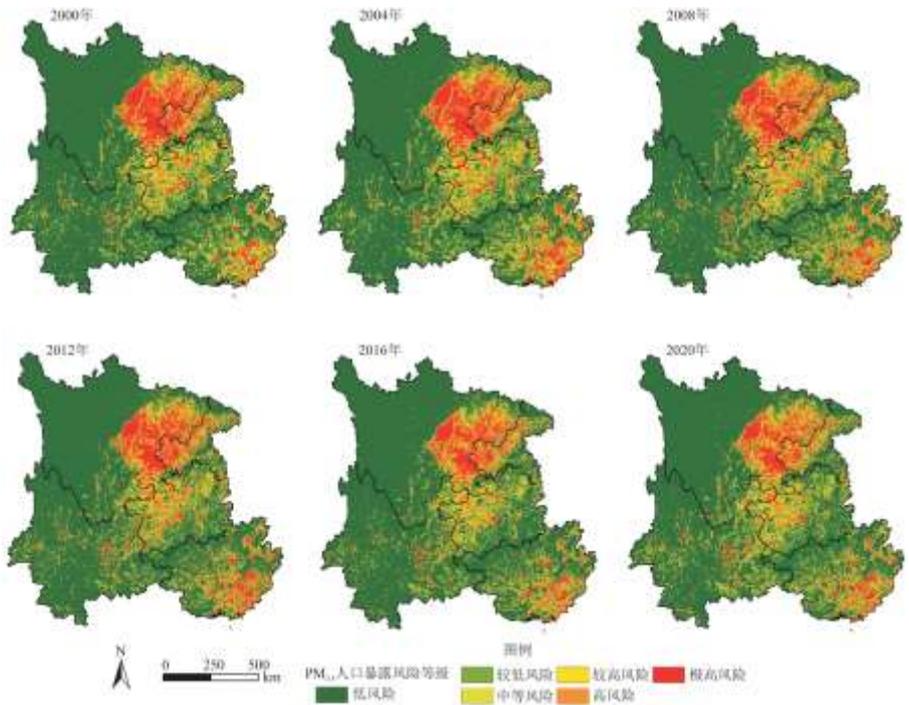


图 5 2000~2020 年西南地区各省 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险空间分布变化

2.3 与景观格局关联分析

2.3.1 不同类型景观格局关联分析

从景观类型格局指数上来看,西南地区9种不同景观类型与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险的关系存在显著的差异。其中,耕地、水体与建设用地景观的各景观指数均与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险呈正相关,而林地、草地、灌木地、湿地、裸地和冰川和永久积雪与其呈负相关关系。

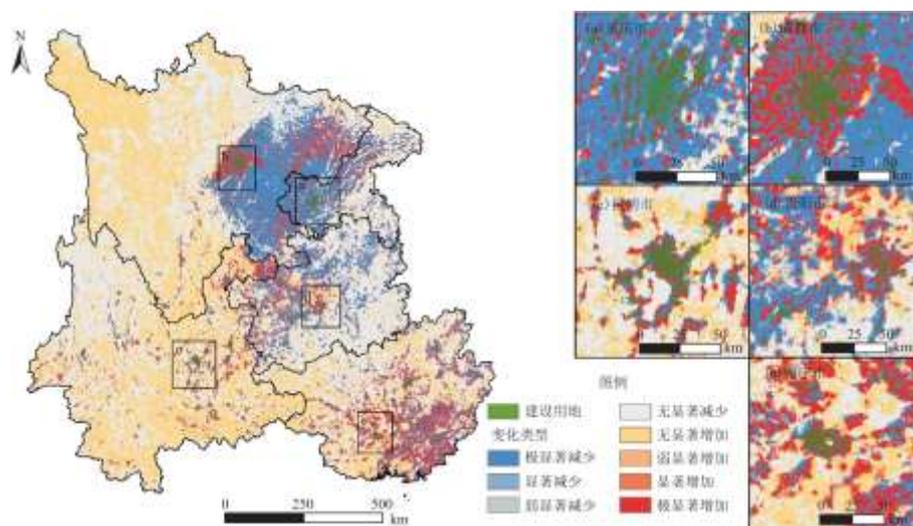


图6 2000~2020年西南地区各省 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险变化趋势类型

在正相关关系中,耕地景观的景观所占比例(PLAND)、边缘密度(ED)、形状指数(LSI)和斑块平均面积(AREA-MN)均与 $PM_{2.5}$ 年均浓度相关关系最为紧密,且除斑块平均面积外,其余相关关系呈增强趋势,但与人口暴露风险相关程度较弱,且呈下降趋势。事实上,耕地对 $PM_{2.5}$ 浓度具有明显的季节效应,在生长季期间和普通植被一样,能有效地降低 $PM_{2.5}$ 的浓度;而烧林开垦耕地、农田收割后秸秆焚烧产生的浓烟是秋冬季 $PM_{2.5}$ 浓度高的主要原因。耕地的边缘密度越大、斑块形状越复杂、景观斑块越破碎,均可导致 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险的提高。建设用地景观与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险也呈显著正相关关系,且建设用地与人口暴露风险的关系更紧密。快速城镇化的显著特征之一就是建设用地的剧烈扩张,建设用地景观所占比例将会进一步提高,而城市建设边缘密度较大、更复杂的形状、持续的破碎也会进一步加剧 $PM_{2.5}$ 年均浓度及提高人口暴露风险。此外,人类的活动不断增强,保障人类便捷生活的交通运输也增多而导致污染排放增多。同时,工业化所带来的资源能源利用严重影响了空气质量,促使着 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险的增强。因此,在建设用地扩张过程中,合理管控扩展边缘地带,减少边缘地带及破碎度程度,不仅能缓解 $PM_{2.5}$ 污染问题,更能显著的降低人口暴露风险。水体景观所占比例与斑块平均面积与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险相关程度较低,但随着水体景观面积越大,破碎化程度越大,边缘密度越大,斑块形状越不规则会更容易导致 $PM_{2.5}$ 浓度升高。

在负相关关系中,林地、草地、灌木地等生态绿色用地景观与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险关系密切。研究期内,林地对 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险的缓解作用不断减小,灌木地的作用较为稳定,草地作用得到明显提高,林地和草地的景观所占比例和斑块平均面积与 $PM_{2.5}$ 年均浓度相关程度明显高于其边缘密度和形状指数,相比景观结构特征和形状特征,景观所占比例和破碎度对缓解 $PM_{2.5}$ 浓度问题更具影响力。林地、草地等植被主要通过叶片的干湿沉降来吸附颗粒物,即滞尘效应,从而降低周围的 $PM_{2.5}$ 浓度,对削减大气颗粒物、改善空气质量具有明显作用。而集中连片且形状复杂的林地、草地景观更有助于强化滞尘效应。此外,在各类景观中林地对降低 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险作用最为突出。灌木景观的景观所占比例、边缘密度、形状指数和斑块平均面积与 $PM_{2.5}$ 相关程度较为相似,灌木同样具有滞尘效应,在充分考虑灌木地面积的基础上,增加其边缘密度和斑块复杂程度,增大其滞尘效应的空间范围,将有利于降低 $PM_{2.5}$ 浓度。而湿地、裸地和冰川和永久积雪与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风

险相关性较弱。

研究发现各类景观格局与 $PM_{2.5}$ 年均浓度密切相关，与 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险相关程度存在显著下降。其中，耕地、建设用地、林地及水体等景观与 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险相关性最为显著。这是由于人口暴露风险是 $PM_{2.5}$ 年均浓度和人口数量在空间上的叠加，降低风险的基础是协调人口空间分布或降低 $PM_{2.5}$ 浓度，而通过有效配置耕地、建设用地等生产生活空间的景观格局可以有效的协调人口分布进而促使风险下降，林地和水体作为与人类活动区域关系密切的生态空间，也同样具有重要作用。

2.3.2 整体水平景观格局关联分析

整体水平景观格局分析中共选取 7 个指标，包括景观边缘密度 (ED)、形状指数 (LSI)、蔓延度 (CONTAG)、景观破碎度 (PD)、斑块平均面积 (AREA-MN)、香农多样性指数 (SHDI) 和均匀度指数 (SHEI)，其中仅平均斑块面积 (AREA-MN) 与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险存在显著负相关关系，并呈增强趋势 (表 1)。由于平均斑块面积表征了整体水平景观格局破碎化程度，而西南地区主要以林地、草地景观为主，因此，提升林地、草地景观的平均斑块面积能够有效缓解研究区整体景观的破碎化程度，进而增强主要景观类型对 $PM_{2.5}$ 的滞尘效应，充分发挥植被对 $PM_{2.5}$ 的阻滞作用。景观边缘密度、形状指数、蔓延度、景观破碎度均与 $PM_{2.5}$ 年均浓度有显著正相关关系，并呈增强趋势。在重视区域景观配置的同时，通过进一步降低景观边缘密度，减少形状复杂的斑块生成能有效降低 $PM_{2.5}$ 浓度。蔓延度反映景观中不同斑块类型的聚集程度或延伸程度，较高的蔓延度代表了较强的联通性，景观连续度越高，分布越集聚， $PM_{2.5}$ 浓度越高。破碎度表征了区域各类景观整体破碎化程度，破碎化的区域景观抑制了研究区林地、草地、灌木地等生态绿色用地景观所发挥的滞尘效应，因此高破碎度将导致各类型景观对 $PM_{2.5}$ 浓度的削减作用越小，使空气质量变差。香农多样性指数在 2020 年时与 $PM_{2.5}$ 年均浓度通过 0.01 显著性，并与 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险存在显著正相关关系，且呈增强趋势，但整体上相关程度不高。香农多样性指数表征区域景观多样性，一定程度上也代表了景观破碎度的情况。均匀度指数与 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险不存在显著影响。

3 讨论

西南地区作为长江经济带的重要组成部分，又是我国重要的生态屏障区，研究期间 $PM_{2.5}$ 年均浓度总体呈下降趋势，说明我国生态文明建设和打赢蓝天保卫战中取得了一系列成效。然而，随着城镇化的进一步加剧，人口增长及集聚程度增大，使得 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险防控问题更为迫切，出现以城市中心 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险为极显著下降区，城市边缘地区为极显著上升区，而广泛分布的中小城镇所在区域为极显著上升区的总体特点。大型城市通过产业转移和有效管控减少了人口暴露风险问题，但承接污染企业的城郊及中小城镇未来将成为 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险防控的重点。由于这些区域仍在快速发展与扩张，合理的国土空间规划及其景观配置成为管控 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险的重要手段。

表 1 $PM_{2.5}$ 年均浓度、人口暴露风险与整体水平景观格局指数相关系数

景观格局	$PM_{2.5}$ 年均浓度			$PM_{2.5}$ 人口暴露风险		
	2000 年	2010 年	2020 年	2000 年	2010 年	2020 年
ED	0.065**	0.051**	0.104**	0.003	-0.009	0.005
LSI	0.069**	0.054**	0.104**	0.004	-0.007	0.007
CONTAG	0.069**	0.128**	0.145**	0.037**	0.052**	0.019*
PD	0.058**	0.034**	0.100**	0.005	-0.002	0.008
AREA-MN	-0.074**	-0.113**	-0.198**	-0.022**	-0.020*	-0.021*

SHDI	0.009	-0.005	0.086**	0.024**	0.022**	0.040**
SHEI	-0.006	-0.009	0.030**	-0.002	-0.007	0.013

注：*和**分别为在 0.05 与 0.01 水平(双尾)上显著相关。

利用遥感手段反演 $PM_{2.5}$ 数据为不同时空尺度上开展环境监测和污染分布及人口暴露风险评估提供了良好的数据源，为了进一步验证结果的可靠性，本研究对比各省区历年《环境状况公报》，各省 $PM_{2.5}$ 均有显著的下降，其降幅和揣小伟等^[34]的研究结果均与本研究结果一致。此外，2018 年《四川省生态环境状况公报》指出城市地区 $PM_{2.5}$ 年均浓度下降，但农村区域 $PM_{2.5}$ 年均浓度上升，正是本研究结果城市中心 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险为极显著下降区，但中小城镇均表现为极显著上升区的重要原因之一。目前关于土地利用类型及其景观格局和 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险的研究集中于单一城市地区^[32, 35]，即对大区域尺度关注较少。将景观生态学应用到大气污染治理中，使土地资源的效益达到生态环境治理和社会经济发展的最佳结合，是当下区域发展的迫切需求^[36]。当前以行政单元为主体的孤立的大气污染防治模式难以有效解决 $PM_{2.5}$ 跨界污染问题，大区域尺度下的景观研究将为基于“源-汇”理论构建大尺度跨地区绿色廊道，为跨区域大气污染联动治理提供有力支撑。此外，在以往的研究中，多是基于监测点缓冲区或基于行政区测度景观格局指数，未将景观格局进行空间化，但只有选择合适的尺度才能较为精准的反映景观格局的真实情况，因此本研究在选择最佳移动窗口的基础上探究景观格局和 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险的关系，以提高研究结果的科学性。然而，受限于数据获取限制，本研究侧重于探究西南地区 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险年际演变特征，同时揭示景观格局与二者之间的关系，并未从季节差异及多影响因子下进行探讨，接下来利用地理探测器、地理加权等分析方法，综合探究 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险的影响机理将是未来研究的重要方向。

4 结论

本研究以西南地区为例，采用暴露风险模型、趋势分析模型探究 2000~2020 年 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险的时空演变特征，采用相关系数法揭示研究区景观格局与 $PM_{2.5}$ 及其人口暴露风险关系，结果表明：

(1) 2000~2020 年西南地区及各省年平均 $PM_{2.5}$ 浓度整体呈下降趋势，但存在明显的阶段性特征：2000~2013 年为波动增长阶段，2013 年~2020 年为显著下降阶段，其空间分布有显著的东西差异，其中云南和四川西部长期处于 $PM_{2.5}$ 浓度低值区，而浓度较高的区域主要分布在东部且有显著的先增加后减少的趋势。

(2) 从空间分布看，研究期内西南地区 $PM_{2.5}$ 人口暴露风险空间分布格局相似，主要以低风险区为主，这些区域分布在人口较为稀少的西部地区，而人口较为集中的城镇地区往往是较高风险区、高风险区和极高风险区。从空间变化看， $PM_{2.5}$ 人口暴露风险极显著下降区多出现在各地级市中心城区，而城区边缘为极显著上升区，尤其以重庆市最为典型，而广泛分布的中小城镇所在区域为极显著上升区。

(3) 研究区各类型景观格局特征中，景观所占比例 (PLAND) 对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响最为显著，但不同景观中边缘密度 (ED)、形状指数 (LSI) 和平均斑块面积 (AREA-MN) 也发挥不同的作用。合理管控耕地、建设用地的 PLAND, 降低其 ED、LSI 有利于缓解 $PM_{2.5}$ 年均浓度及其人口暴露风险等问题。林地、草地等植被的 PLAND 指数越大，越有助于改善空气质量，合理调整灌木景观的形状、破碎度等特征有利于降低人口暴露风险。

(4) 研究区整体景观格局特征中，景观破碎化程度 (ED 与 PD)、斑块形状复杂度 (LSI) 及蔓延度 (CONTAG) 的提高，将导致 $PM_{2.5}$ 年均浓度的升高，及其与人口暴露风险的增强。

参考文献:

- [1] 习近平. 推动我国生态文明建设迈上新台阶[J]. 求是, 2019(3):4-19.
- [2] CONIBEAR L, BUTT E W, KNOTE C, et al. Residential energy use emissions dominate health impacts from exposure to ambient particulate matter in India[J]. Nature Communications, 2018, 9(1):1-9.
- [3] KAISER J. Mounting evidence indicts fine-particle pollution[J]. Science, 2005, 307(5717):1858-1861.
- [4] GENG G, ZHENG Y, ZHANG Q, et al. Drivers of PM_{2.5} air pollution deaths in China 2002-2017[J]. Nature Geoscience, 2021, 14(9):645-650.
- [5] 王韵杰, 张少君, 郝吉明. 中国大气污染治理: 进展·挑战·路径[J]. 环境科学研究, 2019, 32(10):1755-1762.
- [6] ZHANG Y, CAI J, WANG S, et al. Review of receptor-based source apportionment research of fine particulate matter and its challenges in China[J]. Science of The Total Environment, 2017, 586:917-929.
- [7] 万庆, 陈翥, 汪媛, 等. 1998~2016年长江经济带 PM_{2.5}时空演化的多尺度分析[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(10):2504-2512.
- [8] WANG J, WANG S, LI S. Examining the spatially varying effects of factors on PM_{2.5} concentrations in Chinese cities using geographically weighted regression modeling[J]. Environmental Pollution, 2019, 248:792-803.
- [9] 郭云, 蒋玉丹, 黄炳昭, 等. 我国大气 PM_{2.5} 及 O₃ 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.
- [10] REIS S, LIŠKA T, VIENO M, et al. The influence of residential and workday population mobility on exposure to air pollution in the UK[J]. Environment international, 2018, 121:803-813.
- [11] 张西雅, 扈海波. 基于多源数据的北京地区 PM_{2.5} 暴露风险评估[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2018, 54(5):1103-1113.
- [12] 苏维, 赖新云, 赖胜男, 等. 南昌市城市空气 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 时空变异特征及其与景观格局的关系[J]. 环境科学学报, 2017, 37(7):2431-2439.
- [13] 张亮林, 潘竟虎. 中国 PM_{2.5} 人口暴露风险时空格局[J]. 中国环境科学, 2020, 40(1):1-12.
- [14] CHEN M, GUO S, HU M, et al. The spatiotemporal evolution of population exposure to PM_{2.5} within the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 265:121708.
- [15] SINGH V, SOKHI R S, KUKKONEN J. An approach to predict population exposure to ambient air PM_{2.5} concentrations and its dependence on population activity for the megacity London[J]. Environmental Pollution, 2020, 257:113623.
- [16] MCCARTY J, KAZA N. Urban form and air quality in the United States[J]. Landscape and Urban Planning, 2015, 139:

[17] LU D, MAO W, YANG D, et al. Effects of land use and landscape pattern on PM_{2.5} in Yangtze River Delta, China[J]. Atmospheric Pollution Research, 2018, 9(4):705-713.

[18] BEELEN R, VOOGT M, DUYZER J, et al. Comparison of the performances of land use regression modelling and dispersion modelling in estimating small-scale variations in long-term air pollution concentrations in a Dutch urban area[J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(36):4614-4621.

[19] 杨婉莹, 刘艳芳, 刘耀林, 等. 基于 LUR 模型探究城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响——以长株潭城市群为例[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(9):2251-2261.

[20] 张昱勤, 吴文静, 姚明宏, 等. 2015 年中国西南地区 PM_{2.5} 长期暴露所致超额死亡人数评估[J]. 现代预防医学, 2020, 47(7):1153-1157.

[21] ZHANG S, ZHANG J, GUO D, et al. Biotoxic effects and gene expression regulation of urban PM_{2.5} in southwestern China[J]. Science of The Total Environment, 2021, 753:141774.

[22] 马海云, 张林林, 魏学琼, 等. 2000-2015 年西南地区土地利用与植被覆盖的时空变化[J]. 应用生态学报, 2021, 32(2):618-628.

[23] WEI J, LI Z, 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, 252:112136.

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

[25] STEVENS F R, GAUGHAN A E, LINARD C, et al. Disaggregating census data for population mapping using random forests with remotely-sensed and ancillary data[J]. Plos One, 2015, 10(2):107042.

[26] 林丹淳, 谭敏, 刘凯, 等. 代表性人口空间分布数据集的精度评价——以 2010 年广东省为例[J]. 热带地理, 2020, 40(2):346-356.

[27] 丁海勇, 丁昕玮. 基于 SPOT_NDVI 的甘肃省植被覆盖变化及其与气候、地形因子的关系[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(12):2665-2678.

[28] 袁丽华, 蒋卫国, 申文明, 等. 2000—2010 年黄河流域植被覆盖的时空变化[J]. 生态学报, 2013, 33(24):7798-7806.

[29] 邱紫荆, 李枝坚, 曾辉. 惠州市景观格局空间分异特征的梯度分析[J]. 生态学杂志, 2021, 40(2):490-500.

[30] 巫丽芸, 何东进, 游巍斌, 等. 东山岛海岸带景观破碎化时空梯度分析[J]. 生态学报, 2020, 40(3):1055-1064.

[31] 李栋科, 丁圣彦, 梁国付, 等. 基于移动窗口法的豫西山地丘陵地区景观异质性分析[J]. 生态学报, 2014, 34(12):3414-

3424.

[32]李玉玲, 刘红玉, 娄彩荣, 等. 江苏省 PM_{2.5}时空变化及土地利用影响研究[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(8):10-15.

[33]WU J, XIE W, LI W, et al. Effects of urban landscape pattern on PM_{2.5} pollution: A Beijing case study[J]. Plos One, 2015, 10(11):e142449.

[34]揣小伟, 高润艺, 李建豹, 等. 中国 PM_{2.5} 排放/浓度时空变化及区域公平性分析[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(11):2693-2702.

[35]周敏丹, 匡耀求, 云国梁. 基于地理探测器的广州市大气 PM_{2.5} 浓度驱动因素分析[J]. 环境科学研究, 2020, 33(2):271-279.

[36]权秋梅, 王聪, 杨磊, 等. 景观生态学在大气污染研究中的应用[J]. 生态学报, 2021, 41(2):435-443.