

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¹

杨婉莹¹，刘艳芳^{1,2*}，刘耀林^{1,2,3}，安子豪^{1,4}，银超慧¹

(1. 武汉大学资源与环境科学学院，湖北武汉 430079; 2. 武汉大学地理信息系统教
育部重点实验室，

湖北武汉 430079; 3. 武汉大学地理空间信息技术协同创新中心，湖北武汉 430079;

4. 交通研究院，利兹大学，利兹 LS2 9JT)

【摘要】 随着城市化进程的加快，空气污染问题已成为中国最主要城市问题之一，严重影响公众健康。当前微观尺度下空气监测点周围景观格局对 PM_{2.5} 浓度影响的研究较少，以长株潭城市群为例，选取地形、污染源、人口、道路交通、土地利用与城市景观格局 6 大类预测变量，其中城市景观格局选取边缘密度、连续度、形状指数、斑块平均面积、蔓延度、均匀度指数 7 个景观指数，运用逐步线性回归模型，探究城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响。研究结果显示：(1) 所选取的土地景观格局指数可以解释研究区 PM_{2.5} 浓度的 73.2% 的变异，模型拟合较好；(2) 影响 PM_{2.5} 浓度的土地利用类型包括建设用地、林地、草地与水体。微观尺度下城市各类型景观格局中连续度和形状指数对 PM_{2.5} 影响显著，建设用地连续度越高，分布越集聚，PM_{2.5} 浓度越高；水体形状指数越小，形状越简单规则，越易降低 PM_{2.5} 浓度；(3) 城市整体景观格局中，景观聚集程度与景观多样性等因素对 PM_{2.5} 浓度产生重要影响。减少景观内各类型斑块的离散分布，使各景观类型均匀分布于整体景观内，有助于降低 PM_{2.5} 浓度。研究结果可为未来大气污染防治与城市规划提供参考依据。

【关键词】 PM_{2.5}; 景观格局; 土地利用; LUR; 长株潭城市群

【中图分类号】 X513 **【文献标识码】** A **【文章编号】** 1004-8227(2019)09-2251-11

DOI: 10. 11870/cjlyzyyhj201909023

¹收稿日期: 2018-12-17; 修回日期: 2019-02-28

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41771432)

作者简介: 杨婉莹 (1995~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为土地资源可持续发展. E-mail: yangwy_whu@163.com

* 通讯作者 E-mail: yfliu610@163.com

近年来,中国经济快速发展,城市化进程持续加快,但越来越多城市面临空气污染这一严峻挑战^[1]。据《2017 年中国生态环境状况公报》^[2]显示,全国 338 个地级及以上城市中有 70.7%的城市空气质量超标,以 PM_{2.5} 为首要污染物的天数占重度及以上污染天数的比例高达 74.2%。当前空气污染问题已成为中国最主要城市问题之一,严重影响了人民群众的生活质量,降低居民生活幸福感。

当前对 PM_{2.5} 的研究多集中于来源分析^[3]、时空分异特征^[4]、时空分布模拟^[5]及其对人体的健康风险评价^[6, 7]。在 PM_{2.5} 的时空分异及分布模拟研究中也多探究 PM_{2.5} 的影响因素^[8~10],PM_{2.5} 浓度与土地利用的关系^[11, 12]。当前模拟 PM_{2.5} 浓度空间分布的研究方法多为空间插值模型^[13]、大气扩散模型^[14]、大气数值模拟技术^[15]、MODIS 遥感影像反演^[16]和土地利用回归(LUR)模型^[17]等,研究指标主要集中于以下 3 个方面:地学因素(如土地利用)、社会经济因素(如人口密度)、生物化学因素(如 AOD)。相较于其他模型,LUR 模型的研究指标多为地学因素和社会经济因素,该模型具有与生物化学因素良好的可兼容性,故考虑因素更加全面,且随着 PM_{2.5} 监测网络的不断完善,地理数据不断丰富,模型所需数据获取要求低,数据处理的空间分辨率较高,结果的可检验性强,土地利用回归(LUR)模型应用更为广泛。

LUR 模型最初是 1997 年 Briggs 等^[18]在研究小区域空气质量和健康分异中应用提出的,被称为回归制图。2008 年,Hoek 等^[19]系统综述了 LUR 模型的研究进展,此后 LUR 模型研究开始迅速发展,我国也于 2009 年由陈莉等^[20]最初使用 LUR 模型,研究了高分辨率下大气污染物的空间分布特征及模拟。当前研究内容主要为利用 LUR 模型探究影响 PM_{2.5} 浓度的因素,利用 GIS 方法对潜在影响因素筛选,分析得出主要影响因素,在此基础上模拟整个研究区的 PM_{2.5} 浓度,进行时空分异研究。研究尺度在初期多集中于城市尺度^[21],近些年有关区域尺度的研究^[22]逐渐增多。国内研究区多集中于中东部及沿海城市^[21, 23, 24],大部分区域经济发展较好但存在较严重空气污染问题如京津冀城市群^[5, 22],也有少量研究集中关注西部地区^[25]。研究影响因素多包括道路交通因素、土地利用因素、人口因素、地形因素、污染源因素、气象因素及其他因素等,而景观格局因素对 PM_{2.5} 浓度的影响也需进一步探究讨论。

当前已有相关研究选取部分景观指数来定量描述城市形态,进而探究城市景观格局对空气质量的影响^[26~28]。选取的相关景观格局指数主要包括规模类和形状类指标,表述城市用地的规模、形状、结构以及复杂性^[27]。结果显示描述城市规模类的指标中建设用地、森林、绿地等用地类型的面积或比例对空气质量影响显著^[11, 29];描述城市形状与结构类的指标中土地利用混合度、多样性指数、蔓延度指数、连续度、破碎度指数、边缘密度等对空气污染有不同程度影响^[11, 26, 28]。蔓延水平越低、连续性越高、形状越简单的紧凑型城市,与无序蔓延的城市相比其空气污染程度更低,空气质量更好^[27]。除此之外,也有相关研究指出街道峡谷^[30]、城市风道^[31]及不同形状的路网设计也会影响空气污染物的疏散,进而影响空气质量。但当前有关城市形态对空气质量影响的研究多集中于宏观尺度下城市整体形态与空气质量间的关系^[32],而微观尺度下的空气监测点周围景观格局对空气质量尤其是 PM_{2.5} 浓度影响的研究相对较少。因此,需要探究微观城市景观格局对空气质量的影响,以便进一步为大气污染防治与城市规划管理提供参考。

本文以长株潭城市群为研究区,采用 2015 年 PM_{2.5} 浓度、土地利用等多种数据,选取包括连续度、蔓延度、形状指数等景观格局指数在内的六大类预测变量,运用逐步线性回归模型,探究城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响,以期为未来合理配置土地利用及城市景观从而改善区域的空气质量提供参考依据。

1 研究区概况

长株潭城市群隶属于湖南省(图 1),地处于我国华中地区,是长江经济带、长江中游城市群的重要组成部分,是我国“资源节约型与环境友好型社会”试验区之一,核心城市包括长沙市、株洲市和湘潭市。1978 年以来,长株潭城市群主城区面积增速较快^[33],建设用地不断逼近生态红线;城市群常住人口规模不断增加,2017 年占全省总人口的 21.3%。2017 年长株潭城市群整体空气质量在全国处于中等水平,如长沙市在全国主要 74 个省份中空气质量排名 37^[2],主要污染物为 PM_{2.5}。

2 研究数据与方法

2.1 研究数据及处理

选取影响 PM_{2.5} 浓度的预测变量时需要考虑 PM_{2.5} 的来源及影响其空间分布的因素，故参考相关论文^[19, 27]并结合研究区实际，选取地形、污染源、人口、道路交通、土地利用、城市景观格局 6 大类预测变量（表 1）。

2.1.1 PM_{2.5} 数据

长株潭城市群共有 24 个国家控制空气质量监测点（图 1），PM_{2.5} 数据来源于中国环境监测总站（<http://www.cnemc.cn>）的全国城市空气质量实时发布平台，选取站点 2015 年全年每天逐小时 PM_{2.5} 浓度监测数据，处理得年均 PM_{2.5} 浓度。

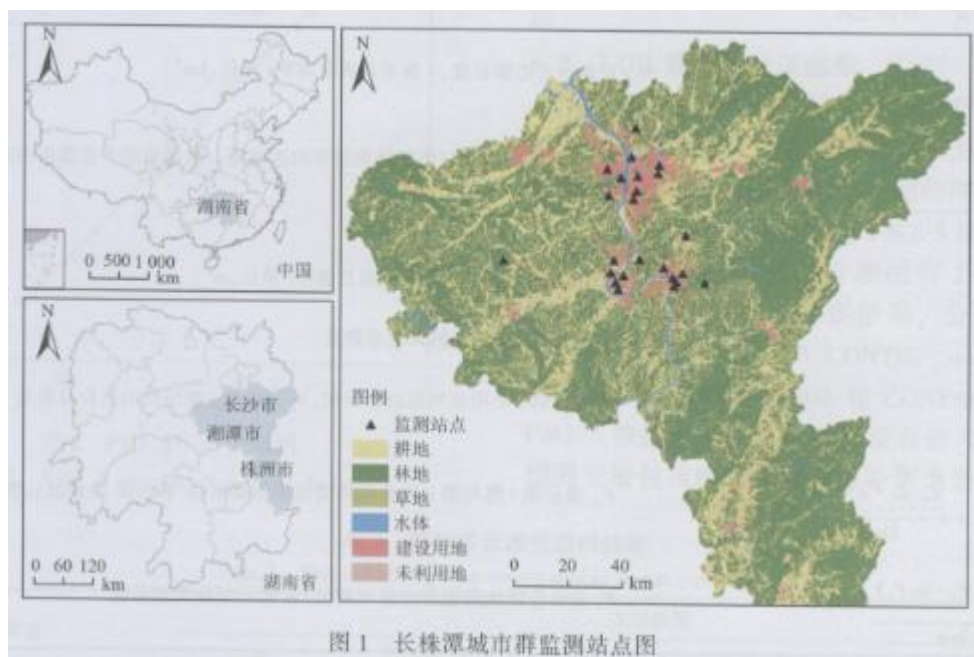
2.1.2 土地利用数据

研究区的土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心的 1 : 10 万比例尺土地利用现状遥感监测数据库提供的 2015 年 30 m×30 m 土地利用栅格数据集，土地利用类型重分类为耕地 (crop)、林地 (wood)、草地 (grass)、水体 (water)、建设用地 (con) 与未利用地 (bare) 6 类（图 1），提取缓冲区半径为 100、300、500、750、1 000、1 500、2 000、2 500、3 000、4 000、5 000、6 000、8 000、10 000 m 的各类土地利用数据^[34]。

表 1 自变量分类及描述

变量类别	变量子类别	变量描述	缓冲区大小/m	变量名称
地形	DEM	站点处的高程	—	DEM
污染源	pollution_near	站点距最近工业污染源的距離	—	pol
人口	pop	不同缓冲区的人口密度	250, 500, 750, 1 000, 1 500, 2 000, 2 500, 3 000, 4 000, 5 000	pop_xx
	roads			roa_xx
道路交通	mainroads	不同缓冲区内不同道路类型的道路密度	100, 200, 300, 500, 750, 1 000	mai_xx
	secondary			sec_xx
	crop			cro_xx
	wood			woo_xx
			100, 300, 500, 750, 1 000, 1 500, 2 000,	gra_xx
土地利用	grass	不同缓冲区内不同用地类型的面积	2 500, 3 000, 4 000, 5 000, 6 000,	wat_xx
	water		8 000, 10 000	
	con			con_xx
	bare			bar_xx
	ED			ED_aa_xx
	CONTIG	不同缓冲区内不同用地类型的景观指数		CONTIG_aa_xx
	LSI		100, 300, 500, 750, 1 000, 1 500, 2 000,	LSI_aa_xx
景观指数	NP		2 500, 3 000, 4 000, 5 000, 6 000,	NP_xx
	AREA_MN	不同缓冲区内景观水平的指数	8 000, 10 000	AREA_MN_xx
	CONTAG			CONTAG_xx
	SHEI			SHEI_xx

注:XX 表示缓冲区大小, aa 表示土地利用类型.



2.1.3 其他数据

其他数据包括地形数据、污染源数据、人口数据和道路交通数据。地形数据为 DEM 高程数据, 来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台 (<http://www.gscloud.cn>), 空间分辨率为 30 m。污染源数据选取长株潭城市群环境监测企业数据, 数据来源于湖南省生态环境厅的湖南省信息发布平台 (http://123.127.175.61:6375/eap/hb/homeHb/home_qyjcx.jsp?id=430000), 爬取研究区所需数据, 筛选出有效企业数共 524 个, 计算监测站点距最近污染源的距離。人口数据来源于哥伦比亚大学国际地球科学信息网络中心的 GHSL 项目 (http://data.europa.eu/89h/jrc-ghsl-ghs_pop_gpw4_globe_r2015a), 选取 2015 年 250 m 分辨率的人口密度数据^[35]。道路交通数据来源于 OpenStreetMap 提供的矢量路网, 划分出不同等级道路, 包括总道路、主要道路和次要道路, 参考 Hoek 等^[19]的研究提取缓冲区半径为 100、200、300、500、750、1 000 m 内的各等级道路。

2.2 研究方法

2.2.1 景观指数

城市景观格局由各种类型的城市下垫面如人工建筑、绿地等要素的空间形态和结构布局所构成, 一般运用景观指数从景观组分和景观格局两个层次上分析其特征^[36]。当前景观指数多用于研究城市形态、城市景观格局及其城市景观格局演变的生态环境效应等。景观指数应用广泛、易于计算及解释, 可用于探究城市景观对 PM_{2.5} 的影响。

本文从类别水平和景观水平两方面选取景观指数。类别水平的景观指数中, 边缘密度 (ED) 表征景观类别的结构特征、连续度 (CONTIG)、形状指数 (LSI) 表征景观类别的形状特征; 景观水平的景观指数选取斑块数量 (NP) 和斑块平均面积 (AREA_MN) 表征整体景观的破碎度、蔓延度 (CONTAG) 表征景观中不同斑块类型的聚集程度或延伸程度、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。各景观指数的计算公式如下表 2 所示, 计算均在 Fragstats 4.2.1 中完成。

表 2 景观指数计算

计算公式	备注
$ED = \frac{E}{A}$	E 表示总边缘长度, A 表示景观总面积 (单位: hm^2)
$CONTIG = \frac{\sum_{r=1}^v C_{ir} - 1}{A - 1}$	C_{ir} 表示像素 r 在第 i 类斑块类型中的连续值, v 表示景观中连续值的和, A 表示景观总面积
$LSI = \frac{0.25E}{\sqrt{A}}$	E 为总边缘长度, A 表示景观总面积 (单位: m^2)
$NP = n_i$	n_i 表示第 i 类用地的斑块总数量
$AREA_MN = \frac{A_i}{N_i}$	A_i 表示第 i 类用地的斑块总面积, N_i 表示第 i 类用地的斑块总数量
$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m P_{ik} \ln P_{ik}}{2 \ln m} \right] \times 100\%$	P_{ik} 表示第 i 类与第 k 类斑块类型相邻的概率, m 表示斑块类型总数
$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$	P_i 表示各斑块类型所占景观面积, m 表示斑块类型总数

2.2.2 统计分析

研究的因变量是长株潭城市群各监测站点 PM2.5 浓度年均值, 自变量为各类预测变量。构建模型采用的统计方法为逐步多元线性回归, 模型检验方法为留一交叉验证法 (LOOCV)。模型构建与检验在 SPSS 21 和 MATLAB 2016 软件中计算完成。

LUR 模型的构建算法通常有 2 类, 本研究采用欧盟 ESCAPE 项目所使用的前向算法, 具体为 (1) 构建因变量与所有自变量间的一元线性回归模型, 从中选出修正 R^2 最高的作为最初模型; (2) 再依据一定规则向最初模型中逐步添加变量, 多次迭代后计算出最佳的回归系数。其中规则包括增加变量后对修正炉的贡献超过 1% 且所有变量在显著性水平下满足 T 检验。采用留一交叉验证法 (LOOCV) 来验证所构建模型的合理性和精确度, 即选择 n-1 个样本建立回归方程, 计算出剩余一个样本的估计值与该样本实际值的差值, 重复 n 次计算剩余样本的均方根误差 (RMSE), 描述模型优劣程度。

3 结果

3.1 描述性统计

在建模前, 对 PM2.5 浓度值做简要描述分析, 图 2 是 PM2.5 数据的 Q-Q 分布图, Q-Q 图上的点近似在一条直线附近, 验证了 PM2.5 样本数据近似于呈正态分布, 进一步说明了本研究 PM2.5 数据满足 LUR 模型的因变量分布假设。图 3 是 PM2.5 直方图, PM2.5 的均值是 $57.89 \mu/\text{m}^3$, 极大值是 $67.77 \mu/\text{m}^3$, 极小值是 $47.50 \mu/\text{m}^3$, 标准差是 $5.05 \mu/\text{m}^3$ 。依据环保部发布的《环境空气质量标准》, 长株潭城市群各监测站点 PM2.5 浓度均大于 $35 \mu/\text{m}^3$, 存在不同程度超标。

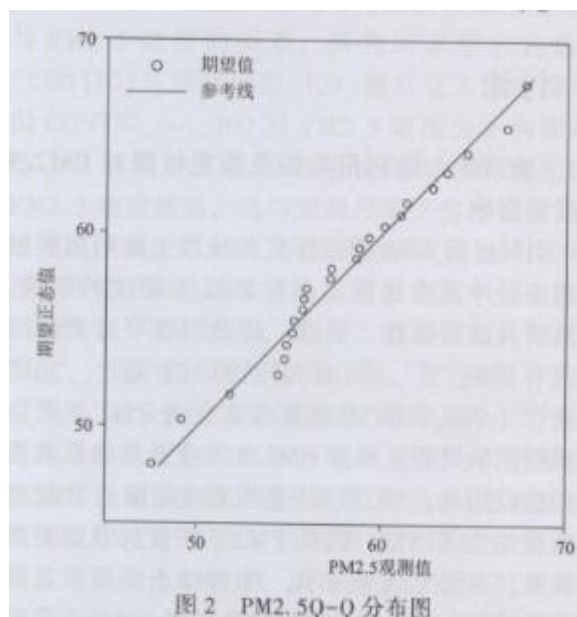


图2 PM2.5Q-Q分布图

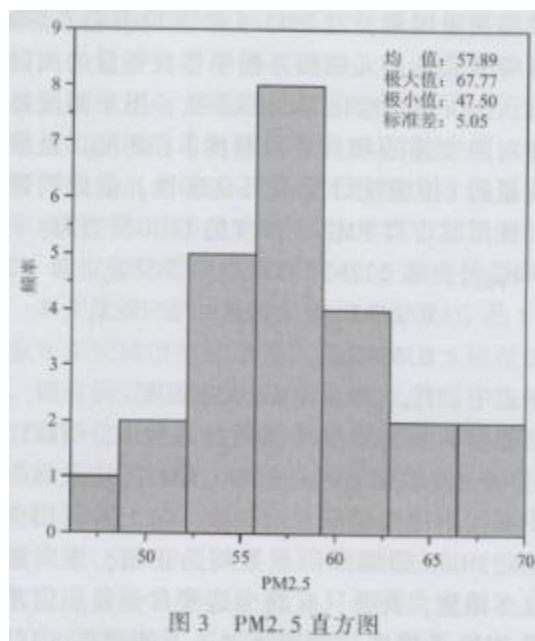


图3 PM2.5直方图

3.2 LUR 建模与验证结果

为研究城市景观对长株潭城市群 PM2.5 浓度的影响，本研究采用前向逐步多元线性回归模型对预测变量进行处理，研究得回归结果（表 3）。

依据 6 大类预测变量与 PM2.5 浓度的回归分析结果，最终进入回归方程的有 2 大类预测变量：土地利用与城市景观格局，分别包括 gra_3_000、CONTIG_con_300、CONTIG_woo_1_500、LSI_wat_4_000、SHEI_3_000 和 CONTAG_2_500，对 PM2.5 浓度有显著影响；而没有进入回归方程的预测变量包括地形因素、污染源因素、人口因素与道路交通因素，对 PM2.5 浓度没有显著影响。表 3 中 B 表示多元回归方程中各自变量的偏回归系数，Beta 是标准化偏回归系数，用于测度各自变量对因变量的相对重要程度，t 和 sig. 是单个自变量的 t 检验统计量及其显著性。由此构建影响长株潭城市群 PM2.5 浓度的 LUR 模型为：

$$Y_{PM2.5} = 74.339 + 15.339X_1 + 7.858X_2 + 0.249X_3 + 2.279X_4 - 32.958X_5 - 0.398X_6 \quad (1)$$

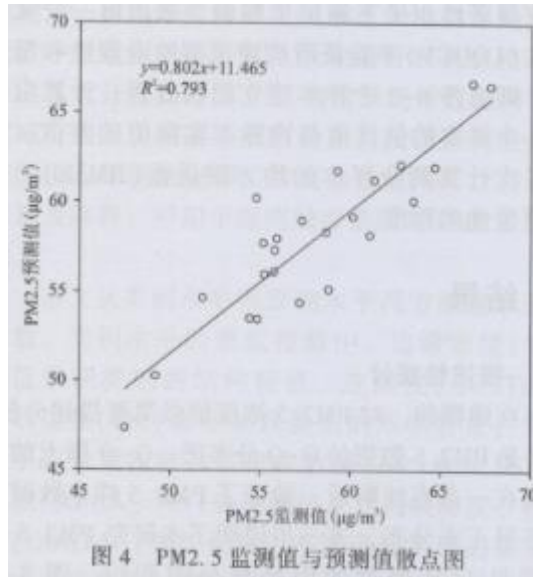
式中： $Y_{PM2.5}$ 表示 PM2.5 的浓度。

表 3 逐步多元线性回归结果

变量	方程参数				其他参数
	B	Beta	t	Sig.	
常数项	74.339	.-	4.481	0	
con_300_CONTIG (x_1)	15.583	0.744	5.611	0	调整 $R^2 = 0.732$
wood_1_500_CONTIG (x_2)	7.858	0.317	2.91	0.01	F= 11.473
grass_3_000 (x_3)	0.249	0.436	3.883	0.001	(Sig. = <0.001)
water_4_000_LSI (x_4)	2.279	0.483	4.011	0.001	RMSE = 2.202 $\mu g \cdot m^{-3}$
3_000_SHEI (x_5)	-32.958	-1.247	-2.995	0.008	
2_500_CONTAG (x_6)	-0.398	-0.979I	-2.319	0.033	

依据模型结果中的偏回归系数 B，CONTIG_con_300、CONTIG_woo_1_500、LSI_wat_4_000 均属于不同用地类型的景观指数，与土地利用变量中 gra_3_000 的偏回归系数均为正值，正向影响 PM2.5 浓度，表明只有减少这些自变量的值才能降低 PM2.5 浓度。而景观水平下的指数 SHEI_3000 和 CONTAG_2_500 的偏回归系数均为负值，表明 3_000 米缓冲区内的均匀度指数与 2_500 m 缓冲区内的蔓延度指数越大，越有利于降低 PM2.5 的浓度。而其他缓冲区内的土地利用类型及城市景观格局指数如边缘密度(ED)、斑块数量(NP)与斑块平均面积(AREA_MN)等变量对 PM2.5 浓度的影响不显著。从模型结果的标准化偏回归系数 Beta 来看，对 PM2.5 浓度影响程度为 SHEI_3_000> CONTAG_2_500> CONTIG_con_300> LSI_wat_4_000> gra_3_000> CONTIG_woo_1_500，影响程度最大的是景观水平下的城市景观格局指数包括 SHE_3000 和 CONTAG_2500，其次为类型水平的城市景观格局指数对 PM2.5 浓度的影响明显，其中建设用地的景观格局指数比其他用地类型的景观格局指数影响更大。

根据回归方程的结果，进入方程的预测变量均在 95%的显著性水平下通过 t 检验，表明各自变量的偏回归系数具有显著影响。回归模型的调整 R^2 为 0.732，说明自变量可以解释因变量 PM2.5 浓度 73.2%的变异。F 检验统计量为 11.473，显著性水平小于 0.01，说明自变量与因变量之间呈现出显著的线性关系。 R^2 与 F 检验的结果表明，本研究所构建的回归模型对 PM2.5 浓度的空间分异特征解释力较强。对 LUR 模型精度检验用留一交叉验证法，得到 PM2.5 监测值与预测值的散点图(图 4)。整体来看，LUR 模型模拟的精度达到 0.793，计算得到的均方根误差(RMSE)为 2.202 $\mu g/m^3$ ，模拟能力较好。



4 讨论

4.1 城市各土地利用类型及景观格局对 PM2.5 浓度的影响

当前已有 LUR 模型探究各城市土地利用类型及相应缓冲区内规模大小对 PM2.5 浓度的影响,多数研究证实植被、耕地、建设用地等对 PM2.5 浓度有影响^[24, 37]。依据大气污染的“源”、“汇”理论^[38],“源景观”是指那些在促进 PM2.5 产生与减缓消散过程,致使 PM2.5 浓度升高的景观类型如建设用地,“汇景观”是指那些能阻止 PM2.5 产生或加快其消散,降低 PM2.5 浓度的景观类型如林地。本研究结果显示,对 PM2.5 浓度有显著影响的城市土地利用类型为建设用地、林地、草地与水体,这也与多数学者的研究结果一致^[5, 24]表明城市土地利用类型及其规模确实对 PM2.5 浓度有重要影响。

一方面城市建设用地是 PM2.5 的“源景观”,快速城市化期间建设用地面积不断增加,人口不断集聚增多,人类的活动不断增强,为了满足居住与就业出行,促使交通快速发展,导致大量汽车尾气排放,增加了 PM2.5 的浓度;而工业区中化石原料的燃烧及排放也导致 PM2.5 浓度显著升高,严重影响了空气质量。除此之外,城市内部高层建筑急剧增加,也使得污染物难以扩散,PM2.5 浓度升高。如阳海鸥等^[39]以南昌市为例,研究得工业区、商业区等建设用地覆盖区的 PM2.5 浓度明显高于基本无人类生产活动且以生态用地为主导的对照区,可见建设用地对 PM2.5 浓度的影响严重。另一方面,林地、草地与水体是 PM2.5 的“汇景观”,对降低 PM2.5 浓度有着重要的作用。林地、草地上有大量植被,而植被可以有效吸附空气中的悬浮颗粒物,减少空气中颗粒物的数量,有着极为重要的 PM2.5 滞尘作用。当前研究^[40]不仅提出绿色空间的滞尘服务量化模型,来模拟空气污染物的去除量,Nguyen 等^[41]以北京市为例进一步研究不同的城市森林系统形式对减少空气中颗粒物数量的影响大小;而草地可以减少由风吹回空气中的地面灰尘而造成的粉尘污染。多数研究都证实植被对降低城市中 PM2.5 浓度、减轻空气污染有重要意义,本文研究结果也与之相符。

本文探究相应土地利用类型的景观格局指数与 PM2.5 浓度的关系,研究结果显示连续度(CONTIG)与形状指数(LSI)最终进入回归模型。但 CONTIG_con_300 对 PM2.5 浓度为正向影响,即 300 m 缓冲区内建设用地连续度越大,PM2.5 浓度越高,这与宏观尺度下整个城市的城市用地连续度对 PM2.5 浓度的研究结果^[42]不同。城市尺度下的连续度是衡量城市发展中各个区块间聚集或分裂的程度,代表了城市景观碎片化的程度。当城市区块间较少分散、更连续、“跨越式发展”越少时,城市连续度越高,较少的开放空间将导致更短的汽车行程和更少的非点源(主要是移动源)排放,进而可以降低 PM2.5 浓度。而微观尺度下监测站点周围建设用地连续度越高,建设用地越集聚,城市建筑过高或过于密集则会影响空气流动,进而会增加该站点周边 PM2.5 浓度。而 1 500 m 缓冲区内林地连续度的系数为正,一般来说林地越集聚,越容易降低林地周边 PM2.5 浓度,但在城市内

部较少有大面积范围的林地分布,若林地集中分布于区域某一位置,则对降低区域其他位置的 PM_{2.5} 浓度影响较小。故在微观尺度下可避免大范围地集中分布建设用地与林地,增加建设用地与林地等汇景观的接触,以期降低 PM_{2.5} 浓度。形状指数 (LSI) 是用于测算区域的复杂程度,值越小,形状越复杂。相关研究指出高浓度 PM_{2.5} 造成的“霾岛”现象与城市热岛现象很相似,故可以用相近的原理解释城市景观对 PM_{2.5} 浓度的影响^[24]。较多研究都指出景观形状指数对城市热岛现象影响较大,但研究结果仍不明晰。如一些学者得出绿地形状越复杂,则降温效果越明显^[43];而也有研究指出形状简单的绿地斑块更易降温^[44]。在本文中得出 4 000 m 缓冲区范围内水域形状越简单规则,越易降低 PM_{2.5} 浓度。

4.2 城市整体景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响

本文选取 NP、AREA_MN、CONTAG 及 SHEI 指数来探究城市整体景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响。现有研究的观点普遍为蔓延水平低、连续性高、破碎化程度低的紧凑型城市能更大程度减少交通量及空气污染。本研究结果显示 SHEI_3000 与 CONTAG_2500 对 PM_{2.5} 浓度影响大。其中均匀度指数 (SHEI) 反映了景观中各斑块分布的不均匀性程度,均匀度指数越大,表明景观斑块分布的均匀程度越大。本研究结果表明景观中各类型斑块分布越均匀,则各类景观在整个景观中分布越均匀,越有利于降低 PM_{2.5} 浓度。而蔓延度 (CONTAG) 反映景观中不同斑块类型的聚集程度或延伸程度,明确考虑斑块类型间的相邻关系。蔓延度指数越大表明景观中某一类型斑块连接性高,聚集度大;而值越小,表明景观中离散的小斑块越多,整体景观越破碎。本研究结果显示蔓延度指数越低,景观越破碎,使得汇景观对 PM_{2.5} 的作用减弱,PM_{2.5} 浓度越高。

总结来说,景观破碎程度以及景观多样性等因素均会对 PM_{2.5} 浓度产生重要影响。因此在城市规划时需要考虑各景观类型间的相互作用,一方面减少各类型斑块的离散分布,增加集聚分布,另一方面也需使各景观类型较均匀地分布于整体景观中,可使“源景观”与“汇景观”在空间分布上更为均衡,平衡源、汇功能,对减少 PM_{2.5} 浓度、改善空气质量有重要意义。

4.3 模型应用讨论

探究出影响 PM_{2.5} 浓度的预测变量后可应用于模拟整个研究区的 PM_{2.5} 浓度,进而研究 PM_{2.5} 浓度的空间分布特征。依据本文的研究结果,最终进入回归方程的变量只属于土地利用与城市景观格局两大类因素,而不包括其他因素如人口、道路交通等变量,因为土地利用是人类社会活动、建成环境要素分布的综合载体,也可间接反映其他变量的影响。这一研究结果与部分前人研究较为一致,如谢舞丹等^[24]在以深圳市为例探究土地利用与景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响时,最终进入回归方程的变量只有土地利用因素与景观格局指数。故当 LUR 模型中考虑景观格局因素时,研究结果显示的显著相关的影响因素与不考虑景观格局因素相比则更集中于土地利用与城市景观格局因素 2 大类。但这一结论仍需要在不同研究尺度、不同特征的研究区域以及不同研究时间段的更多研究来探究证实。

本研究得出影响 PM_{2.5} 浓度的 LUR 模型中只有土地利用与城市景观格局因素,应用于整个研究区的 PM_{2.5} 浓度空间分布模拟时,与那些需要考虑人口、车流量等众多影响因素的模型相比,研究数据只需要土地利用数据而不需要其他多源数据,使得模拟过程更加方便、经济,可实现 PM_{2.5} 浓度的高速实时反演。

5 总结

本文以长株潭城市群为研究区,选取 6 大类预测变量,运用逐步线性回归模型,探究城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响,主要结论包括:(1)土地利用因素与城市景观格局因素对 PM_{2.5} 浓度有显著影响,进入模型的变量包括 gra_3 000、CONTIG_con_300、CONTIG_woo_1 500、LSI_wat_4 000、SHEI_3 000 和 CONTAG_2 5000(2)影响 PM_{2.5} 浓度的土地利用类型包括建设用地、林地、草地与水体。建设用地作为 PM_{2.5} 的“源景观”,对 PM_{2.5} 浓度影响严重,而植被和水体对降低城市中 PM_{2.5} 浓度、减轻空气污染有重要意义。微观尺度下城市各类型景观格局中连续度 (CONTIG) 和形状指数 (LSI) 对 PM_{2.5} 影响显著,建设用地连续度 (CONTIG) 越高,分布越集聚,PM_{2.5} 浓度越高;水体形状指数 (LSI) 越小,形状越简单规则,越易降低 PM_{2.5} 浓度。(3)城市

整体景观格局中,景观聚集程度 (CONT-与景观多样性 (SHEI)等因素对 PM2.5 浓度产生重要影响。减少景观内各类型斑块的离散分布,使各景观类型均匀分布于整体景观内,有助于降低 PM2.5 浓度。

本研究结果可应用于区域 PM2.5 浓度空间分布的高速实时反演,也可通过优化城市景观格局来降低 PM2.5 浓度提供启示与借鉴,对城市规划有一定指导意义。但本研究仍有一定的不足,如未考虑季节性、气象因素(如风速、风向等)影响,对景观格局影响 PM2.5 浓度的过程及原理未深刻阐释等。未来也需构建时空 LUR 模型进一步探讨城市景观格局的时空分异特征与时空变化对大气污染物浓度的影响。

参考文献:

[1] HUANG J, ZHOU C, LEE X, et al. The effects of rapid urban-ization on the levels in tropospheric nitrogen dioxide and ozone over East China [J]. Atmospheric Environment, 2013, 77(3):558-567.

[2]2017 年中国生态环境状况公报[R].China ecological environment status bulletin in 2017[R].

[3]李璇, 聂胜, 齐裙, 等.2013 年 1 月北京市 PM2.5 区域来源解析[J].环境科学, 2015, 36(4): 1148-1153. LI X, NIE T, QI J, et al. Regional source apportionment of PM2.5 in Beijing in January 2013[J]. Environment Science, 2015, 36(4): 1148-1153.

[4]王振波, 方创琳, 许光, 等.2014 年中国城市 PM2.5 浓度的时空变化规律[J].地理学报, 2015, 70(11): 1720-1734. WANG Z B, FANG C L, XU G, et al. Spatial-temporal characteristics of the PM2.5 in China in 2014[J]. Journal of Geo-graphical Sciences, 2015, 70(11): 1720-1734.

[5]许刚, 焦利民, 肖丰涛, 等.土地利用回归模型模拟京津冀 PM2.5 浓度空间分布[J].干旱区资源与环境, 2016, 30(10): 116-120. XU G, JIAO L M, XIAO F T, et al. Applying land use regression model to estimate spatial distribution of PM2.5 concentration in Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2016, 30(10): 116-120.

[6] GUO T, WANG Y, ZHANG H, et al. The association between ambient PM2.5 exposure and the risk of preterm birth in China: A retrospective cohort study[J]. Science of the Total Environment, 2018, 633: 1453-1459.

[7] CHEN F, LIN Z, CHEN R, et al. The effects of PM2.5 on asthmatic and allergic diseases or symptoms in preschool children of six Chinese cities, based on China, Children, Homes and Health (CCHH) project [J]. Environmental Pollution, 2018, 232: 329-337.

[8]史军, 崔林丽, 贺千山, 等.华东雾和霾日数的变化特征及成因分析[J].地理学报, 2010, 65(5): 533-542. SHI J, CUI L L, HE Q S, et al. The changes and causes of fog and haze days in Eastern China [J]. Journal of Geographical Sciences, 2010, 65(5): 533-542.

[9]吴健生, 廖星, 彭建, 等.重庆市 PM2.5 浓度空间分异模拟及影响因子[J].环境科学, 2015, 36(3): 759-767. WU J S, LIAO X, PENG J, et al. Simulation and influencing factors of spatial distribution of PM2.5 concentrations in Chongqing[J]. Environment Science, 2015, 36(3): 759-767.

-
- [10]CHEN W W, ZHANG S C, TONG Q S, et al. Regional characteristics and causes of haze events in Northeast China[J]. Chinese Geographical Science, 2018, 28(5) : 1-15.
- [11]邹滨, 许珊, 张静. 土地利用视角空气污染空间分异的地理分析[J]. 武汉大学学报(信息科学版), 2017, 42(2) : 216-222. ZOU B, XU S, ZHANG J. Spatial variation analysis of urban air pollution using GIS: A land use perspective[J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2017, 42(2) : 216-222.
- [12]YANG H, CHEN W, LIANG Z. Impact of land use on PM_{2.5} pollution in a representative city of Middle China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(5) : 462.
- [13]WILSON J G, ZAWAR-REZA P. Intraurban-scale dispersion modelling of particulate matter concentrations : Applications for exposure estimates in cohort studies[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(6) : 1053-1063.
- [14]CIOCANEA A, DRAGOMIRESCU A. Modular ventilation with twin air curtains for reducing dispersed pollution[J]. Tunnelling & Underground Space Technology Incorporating Trenchless Technology Research, 2013, 37(6) : 180-198.
- [15]孙兆彬, 安兴琴, 陶燕, 等. 基于 GIS 和大气数值模拟技术评估兰州市 PM₁₀ 的人群暴露水平[J]. 中国环境科学, 2012, 32(10) : 1753-1757. SUN Z B, AN X Q, TAO Y, et al. Assessment on population exposure levels of PM₁₀ in Lanzhou based on GIS and atmospheric numerical simulation technology[J]. China Environmental Science, 2012, 32(10) : 1753-1757.
- [16]HE Q Q, HUANG B. Satellite-based high-resolution PM_{2.5} estimation over the Beijing-Tianjin-Hebei region of China using an improved geographically and temporally weighted regression model[J]. Environmental Pollution, 2018, 236: 1027-1037.
- [17]JEDYNSKA A, HOEK G, WANG M, et al. Spatial variations and development of land use regression models of oxidative potential in ten European study areas [J]. Atmospheric Environment, 2017, 150: 24-32.
- [18]BRIGGS D J, COLLINS S, ELLIOTT P, et al. Mapping urban air pollution using GIS: A regression-based approach[J]. International Journal of Geographical Information Science, 1997, 11(7) : 699-718.
- [19]HOEK G, BEELEN R, de HOOGH K, et al. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution [J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(33) : 7561-7578.
- [20]陈莉, 白志鹏, 苏笛, 等. 利用 LUR 模型模拟天津市大气污染物浓度的空间分布[J]. 中国环境科学, 2009, 29(7) : 685-691. CHEN L, BAI Z P, SU D, et al. Application of land use regression to simulate ambient air PM₁₀ and NO₂ concentration in Tianjin City[J]. China Environmental Science, 2009, 29(7): 685-691.
- [21]焦利民, 许刚, 赵素丽, 等. 基于 LUR 的武汉市 PM_{2.5} 浓度空间分布模拟[J]. 武汉大学学报(信息科学版), 2015, 40(8) : 1088-1094. JIAO L M, XU G, ZHAO S L, et al. LUR-based simulation of the spatial distribution of PM_{2.5} of Wuhan[J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2015, 40(8) : 1088-1094.
- [22]吴健生, 王茜, 李嘉诚, 等. PM_{2.5} 浓度空间分异模拟模型对比: 以京津冀地区为例[J]. 环境科学, 2017, 38(6) : 2191-2201. WU J S, WANG Q, LI J C, et al. Comparison of models on spatial variation of PM_{2.5} concentration : A

case of Beijing-Tianjin - Hebei region [J]. *Environment Science*, 2017, 38(6) : 2191-2201.

[23] 汉瑞英, 陈健, 王彬. 利用 LUR 模型模拟杭州市 PM_{2.5} 质量浓度空间分布[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(9) : 3379-3385. HAN R Y, CHEN J, WANG B. Application of LUR models for simulating the spatial distribution of PM_{2.5} concentration in Hangzhou, China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(9) : 3379-3385.

[24] 谢舞丹, 吴健生. 土地利用与景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响——以深圳市为例[J]. *北京大学学报 (自然科学版)*, 2017, 53(1) : 160-170. XIE 从 D, WU J Lifects of land use and urban landscape pattern on PM_{2.5} concentration: A Shenzhen case study [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2017, 53(1) : 160-170.

[25] 江笑薇, 任志远, 孙艺杰. 基于 LUR 和 GIS 的西安市 PM_{2.5} 的空间分布模拟及影响因素[J]. *陕西师范大学学报 (自然科学版)*, 2017, 45(3) : 80-87. JIANG X W, REN Z Y, SUN Y J. Spatial distribution simulation and influencing factors of PM_{2.5} in Xi'an city based on LUR and GIS[J]. *Journal of Shaanxi Normal University (Natural Science Edition)*, 2017, 45(3) : 80-87.

[26] MCCARTY J, KAZA N. Urban form and air quality in the United States [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2016, 139: 168-179.

[27] 范晨璟, 田莉, 李经纬. 城市形态对空气质量影响研究的国内外进展[J]. *城市发展研究*, 2017, 24(12): 92-100. FAN C J, TIAN L, LI J W. Research progress of impacts of urban form on air quality [J] . *Urban Development Studies*, 2017, 24(12) : 92-100.

[28] LU C, LIU Y. Effects of China' s urban form on urban air quality[J]. *Urban Studies*, 2016, 53(12) : 2607-2623.

[29] JAYASOORIYA V M, NG A W M, MUTHUKUMARAN S, et al. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality [J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2017, 21 : 34-47.

[30] MORADPOUR M, AFSHIN H, FARHANIEH B. A numerical investigation of reactive air pollutant dispersion in urban street canyons with tree planting [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2016, 8(2) : 253-266.

[31] 任超, 袁超, 何正军, 等. 城市通风廊道研究及其规划应用[J]. *城市规划学刊*. 2014(3): 52-60. REN C, YUAN C, HE Z J, et al. A study of air path and its application in urban planning [J]. *Urban Planning Forum*, 2014(3) : 52-60.

[32] WANG M, MADDEN M, LIU X. Exploring the relationship between urban forms and CO₂ emissions in 104 Chinese cities[J]. *Journal of Urban Planning and Development*, 2017, 143(4):04017014.

[33] 王慧明. 长株潭核心区生态用地格局演变研究[D]. 株洲: 湖南工业大学, 2016. WANG H M. The pattern evolution of ecological land in Chang-sha-Zhuzhou - Xiangtan core area [D]. Zhuzhou : Hunan University of Technology, 2016.

[34] LIU Y, LUO T, LIU Z, et al. A comparative analysis of urban and rural construction land use change and driving forces : Implications for urban-rural coordination development in Wuhan, Central China [J]. *Habitat International*, 2015 (47) : 113-125.

[35]LIU X, WANG M. How polycentric is urban China and why? A case study of 318 cities[J]. Landscape and Urban Planning, 2016(151) : 10-20.

[36]张惠远, 饶胜, 迟妍妍, 等. 城市景观格局的大气环境效应研究进展[J]. 地球科学进展, 2006, 21(10): 1025-1032. ZHANG H Y, RAO S, CHI Y Y, et al. Advances in the im-pacts of urban landscape pattern on urban air environment[J]. Advances in Earth Science, 2006, 21(10) : 1025-1032.

[37]WU J S, XIE W D, LI W F, et al. Effects of urban landscap e pattern on PM2. 5 pollution: A Beijing case study [J]. PLOS ONE, 2015, 10(11) : e142449.

[38]陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义[J]. 生态学报, 2006, 26(5): 1444-1449. CHEN L D, FU B J, ZHAO W W. Source-sink landscape the-ory and its ecological significance [J]. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(5) : 1444-1449.

[39]阳海鸥, 陈文波, 梁照凤. LUR 模型模拟的南昌市 PM2. 5 浓度与土地利用类型的关系[J]. 农业工程学报, 2017, 33(6) : 232-239. YANG H O, CHEN W B, LIANG Z F. Relationship of PM2. 5 concentration and land use type in Nanchang City based on LUR simulation [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricul-tural Engineering, 2017, 33(6) : 232-239.

[40]刘文平, 宇振荣. 北京海淀区绿色空间 PM2. 5 滞尘服务模拟[J]. 应用生态学报, 2016, 27(8) : 2580-2586. LIU W P, YU Z R. Simulation on PM 2. 5 detention service of green space in Haidian District, Beijing, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(8) : 2580-2586.

[41]THITHANH THAO N, YU X, ZHANG Z, et al. Relationship between types of urban forest and PM2. 5 capture at three growth stages of leaves[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015 , 27(1) : 33-41.

[42]BEREITSCHAFT B, DEBBAGE K. Urban form, air pollution, and CO emissions in large U. S. metropolitan areas[J] . Profes-sional Geographer, 2013, 65(4) : 612-635.

[43]冯悦怡, 胡潭高, 张力小. 城市公园景观空间结构对其热环境效应的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(12): 3179-3187. FENG Y Y, HU T G, ZHANG L X. Impacts of structure char-acteristics on the thermal environment effect of city parks [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(12) : 3179-3187.

[44]徐双, 李飞雪, 张卢奔, 等. 长沙市热力景观空间格局演变分析[J]. 生态学报, 2015, 35(11): 3743-3754. XU S, LI X F, ZHANG L B, et al. Spatiotemporal changes of thermal environment landscape pattern in Changsha [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(11) : 3743-3754.