

孙伊湄,朱春阳.基于LUR模型的城市带状绿地冬季降减空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>效应研究[J].华中农业大学学报,2024,43(6):150-160.  
DOI:10.13300/j.cnki.hnlkxb.2024.06.014

## 基于LUR模型的城市带状绿地冬季降减空气 PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>效应研究

孙伊湄,朱春阳

华中农业大学园艺林学学院,武汉 430070

**摘要** 为探究城市带状绿地降减空气颗粒物的作用机制和效应,选取武汉市罗家港带状公园绿地及其周边建成环境作为研究对象,选择冬季天气晴朗无风且气象条件相似的3天进行重复观测,采用土地利用回归(land use regression, LUR)模型和主成分分析相结合的方法,分析冬季城市带状绿地对空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>质量浓度的降减效应,识别其关键影响因素。结果显示,基于LUR模型得出城市带状绿地对空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的降减作用存在宽度效应,宽度30~40 m的绿地在冬季对空气PM<sub>10</sub>的降减效率最显著。同时,研究发现冬季城市带状绿地内部的空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度会出现高于邻近道路位置的现象,空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>在城市带状绿地内存在明显的积聚效应。结果表明,城市带状绿地对空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的降减作用会受到周边交通污染排放的干扰,不同宽度带状绿地创造的微气象条件也会对空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的质量浓度产生一定影响。

**关键词** 城市带状绿地;宽度效应;空气颗粒物;LUR模型;城市交通

**中图分类号** X513 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2024)06-0150-11

近年来,随着城市化进程的加快,各类环境问题日显严峻,其中空气污染问题尤为突出<sup>[1]</sup>。直径为10、2.5 μm的颗粒物(PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>)可影响人类健康,引起心血管、肺部疾病的发生<sup>[2]</sup>。在城市建成环境中,汽车尾气排放、行驶过程中扬尘及轮胎磨损物等构成了空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>颗粒物的主要来源<sup>[3]</sup>。研究表明,车流量和车速是影响空气颗粒物浓度的主要因素,且对空气PM<sub>2.5</sub>的影响尤为显著<sup>[4]</sup>。此外,气象因素也会通过改变局地小气候条件从而影响空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度<sup>[5]</sup>。同时,在交通污染排放和局地气候因素的共同作用下,空气颗粒物浓度呈现明显的日变化和季节变化<sup>[6-7]</sup>。

城市沿路带状绿地可以有效拦截、吸附和沉降空气颗粒物,降低空气颗粒物浓度<sup>[8-9]</sup>。随着带状绿地宽度的增加,空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度呈现明显下降趋势<sup>[10-11]</sup>。然而,城市带状绿地的功能发挥并不是在孤立系统中运行,会受到周边建成环境和局地气候因素的干扰。已有相关研究表明,城市交通

密度、道路长度、交通流量、土地利用等因素显著影响城市建成环境的空气颗粒物污染状况<sup>[12]</sup>。李新宇等<sup>[11]</sup>对北京市不同宽度绿地内空气PM<sub>2.5</sub>进行监测,结果表明无污染或轻度污染时绿地降减空气PM<sub>2.5</sub>效果显著,而重度污染时效果不显著。万好等<sup>[10]</sup>对4种不同结构道旁绿地内空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>进行监测,当宽度在15~25 m时,绿地能较好地消减空气中的细微颗粒物。为了进一步实现城市带状绿地降减空气颗粒物效应的模型化表达,实现在复杂的城市建成环境现实条件下精准量化城市带状绿地的生态效应,本研究基于土地利用回归(land use regression, LUR)模型,选取距最近道路距离(distance to the nearest road,  $D_{nr}$ )、距最近主干道距离(distance to the nearest primary distributor road,  $D_{ptr}$ )、距最近路口的距离(distance to the road junction,  $D_{jr}$ )、距公交车站距离(distance to the bus stop,  $D_{bs}$ )、绿地宽度(green space width,  $W_g$ )、距水体距离(distance to the water,  $D_w$ )、温度(temperature,  $T$ )、湿度(relative hu-

收稿日期:2024-04-29

基金项目:国家自然科学基金项目(32371950);中央高校自主创新基金项目(2662022YLYJ005);新疆生产建设兵团财政科技计划项目(2023CB008-24)

孙伊湄, E-mail: 2567226928@qq.com

通信作者:朱春阳, E-mail: zhuchunyang@mail.hzau.edu.cn

midity,  $H_r$ )和风速(wind speed,  $S_w$ )作为影响变量,量化分析武汉城市沿路带状绿地降减空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的综合效应及关键影响因子,探明交通污染源、自然要素和气象因素对降减空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的整体影响,以期为城市带状绿地建成环境的规划与保护提供重要的理论与实践指导。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区概况

湖北省武汉市(29°58'N~31°22'N, 113°41'E~115°05'E)地处长江中下游,属亚热带季风性湿润气

候,冬季寒冷潮湿,夏季炎热多雨,四季分明。根据《2022年武汉市生态环境状况公报》,2022年全市环境空气质量优良天数294 d,轻度污染59 d,中度污染11 d,重度污染1 d,空气质量优良率80.5%。2022年平均空气PM<sub>2.5</sub>质量浓度为35 μg/m<sup>3</sup>,年平均空气PM<sub>10</sub>质量浓度为55 μg/m<sup>3</sup>。空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度的月均值呈现出季节性特征,冬季污染最为严重。本研究选取武汉市主城区内罗家港带状绿地为研究对象,该绿带长约760 m,宽25~105 m,占地面积5.55 hm<sup>2</sup>,一侧紧邻车流量较大的交通主干道,另一侧临水(图1)。

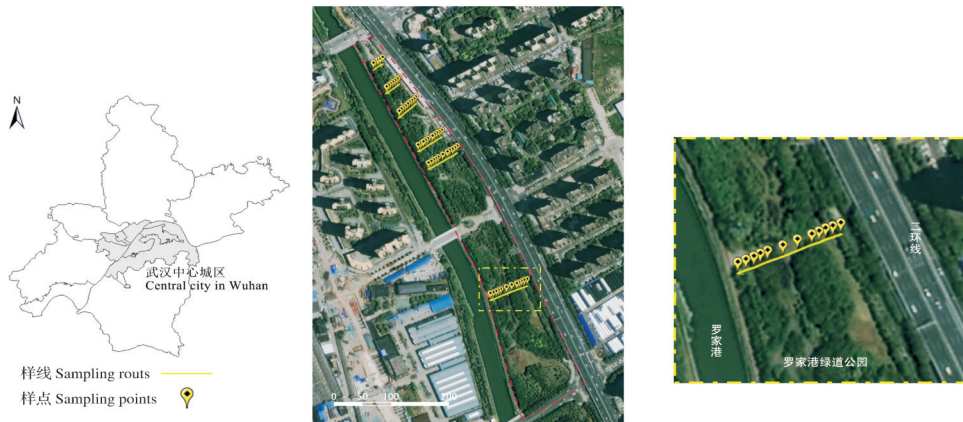


图1 研究区域的位置及实测样点

Fig. 1 Location of the study area and measured sample points

### 1.2 数据来源

本研究选取6处不同宽度(20、30、40、50、60、70 m)的带状绿地作为研究对象。针对每一宽度带状绿地,距带状绿地边界20 m以内每隔5 m布置1个监测点,其余位置每隔10 m布置1个测点,每个监测点都位于乔草结构的绿地内,植物种类构成相似,共计54个监测点,其中两侧监测点分别位于人行道与带状绿地的交界处、水体与绿地的交界处(图1)。

空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度、空气温湿度、风速等数据,采取定量监测方式获取。测量时间选取空气污染严重的冬季(2024年1月),选择天气晴朗无风且气象条件相似的3 d进行重复测量。所有监测均在距离地面1.5 m的呼吸高度进行。测量时间为08:00—09:00,12:00—13:00,16:00—17:00三个时间段,同一时间段在各测点内对每个测量指标进行3次重复计数以取平均值。使用2025型PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub>手持式在线直读监测仪(崂应,山东青岛崂山应用技术研究所)对空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度进行监测,仪器可测范围为1~1 000 μg/m<sup>3</sup>,分辨率为0.1 μg/m<sup>3</sup>,测量精度为10%;采用Testo610手持式温湿度仪

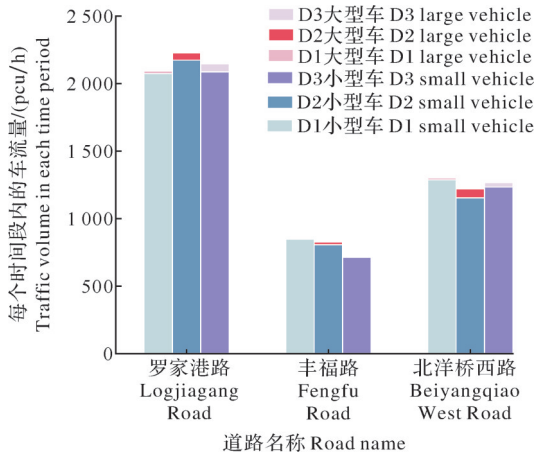
(Testo, Germany)对空气温度和相对湿度进行监测,仪器可测量的温度范围为-10~50 °C,分辨率为0.1 °C,相对湿度范围为0%~100%,分辨率为0.1%。风速由Testo410风速仪(Testo, Germany)测量,测量范围为0~20 m/s,分辨率为0.1 m/s。

关于交通污染源变量和自然要素变量,结合Google Earth影像与实地测绘获取,包括 $D_{ntr}$ 、 $D_{ptr}$ 、 $D_{jtr}$ 、 $D_{bs}$ 、 $W_g$ 和 $D_w$ 。

### 1.3 土地利用回归模型

通过建立空气污染物监测数据与周围土地利用、交通污染源之间的统计关系,综合利用土地利用回归与地理信息系统(geographic information system, GIS)的技术手段,能够预测出未监测地点的污染物浓度<sup>[13]</sup>。近年来,LUR模型已被证实是预测城市空气颗粒物浓度的一种有效工具<sup>[14-15]</sup>,并在城市绿地降减空气颗粒物的研究中得到广泛的应用<sup>[16-17]</sup>。武汉市空气颗粒物的主要来源是汽车排放(27.1%)、二次硫酸盐和硝酸盐气溶胶(26.8%)、工业排放(26.4%)和生物质燃烧排放(19.6%)<sup>[18]</sup>。本研究区域及周边没有工业排放和生物质燃烧,交通

排放是此研究区域中空气颗粒物的主要来源。本研究同步监测周边主要干道连续3 d(D1—D3)的车流量数据(08:00、12:00和16:00,分别进行3 min记录统计)(图2)。在LUR模型中,选择 $D_{\text{ntr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{jtr}}$ 和 $D_{\text{bs}}$ 作为交通污染源变量,选择 $W_{\text{g}}$ 和 $D_{\text{w}}$ 作为自然要素变量,气象因素变量包括 $T$ 、 $H_{\text{r}}$ 和 $S_{\text{w}}$ (图3)。



D1、D2、D3三天测得的数据。Data measured on D1, D2 and D3.

图2 罗家港带状绿地周边主要干道单个时间段内的平均车流量

Fig. 2 Average traffic volume of major roads in the vicinity of Luojiagang Greenbelt Park for a single period of time

同时,采用留一法交叉验证(leave-one-out cross validation, LOOCV)LUR模型的可行性<sup>[12]</sup>。在所有 $n$ 个样本中每次提取1个样本用于验证,其余 $n-1$ 个

样本用于模型训练,用所排除的样本验证模型的精度;交叉验证重复 $n$ 次,每个子样本验证1次<sup>[19]</sup>。通过方差膨胀因子(variance inflation factor, VIF)和杜宾沃森(Durbin-Watson, DW)指数来判定LUR模型变量是否存在共线性,VIF是用于衡量估计回归系数的方差因共线性增加程度的指数,它被广泛用于衡量回归模型中第1个自变量与其他自变量的多重共线性程度<sup>[12, 20]</sup>。

1.4 主成分分析

LUR模型可结合主成分分析,通过确定合适的输入变量来提高预测性能<sup>[21]</sup>。采用主成分分析可将9个变量的数据集简化为更小的变量集。采用方差旋转法以确保各个变量与特定成分的相关性最大化,而与其他成分的相关性最低。根据表1中的总方差解释,提取了3个特征值大于1的成分,占总方差的82.3%。变量在旋转成分中的载荷分布见表1。

表1 冬季提取与旋转后成分的变量加载

Table 1 Winter extraction and variable loading of post-rotation components

成分 Component	变量 Variable
成分1 Component 1	$D_{\text{ntr}}, D_{\text{bs}}, W_{\text{g}}, T$
成分2 Component 2	$D_{\text{ptr}}, D_{\text{w}}, S_{\text{w}}$
成分3 Component 3	$D_{\text{jtr}}, W_{\text{g}}, H_{\text{r}}$

1.5 PM比值

通过引入绿地内外空气颗粒物浓度的比值( $PM_{\text{远离污染源}}/PM_{\text{靠近污染源}}$ )可评估绿地改善空气质量

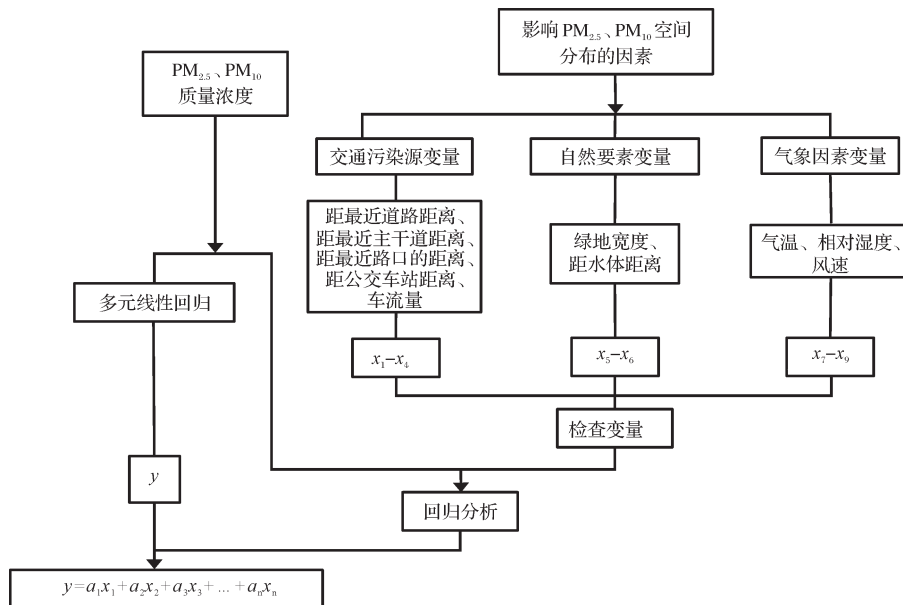


图3 LUR模型流程构建图

Fig. 3 LUR model process construction

的能力<sup>[22]</sup>。本研究采用带状绿地远离污染源和靠近污染源测点的空气PM值来计算PM比值,利用PM比值进行曲线估算,得出最佳拟合方程。

## 1.6 数据分析

利用SPSS 17.0建立LUR模型,并分析城市带状绿地、交通污染源和气象因素对空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的影响。使用R软件corr包量化不同宽度绿地内空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度和各自变量的相关系数,确定主要影响变量。对每个测量参数的平均值、变异性、标准偏差和回归进行描述性统计分析。利用Origin分析空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的季节变化和日变化规律,

以及不同宽度绿地内空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的空间分布模式。

## 2 结果与分析

### 2.1 LUR模型中自变量特征描述

LUR模型中,交通污染源、自然要素和气象因素变量的主成分分析结果如图4所示,前2个成分对总方差的解释率为71.2%。其中,第1个成分包括变量 $D_{\text{nttr}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 、 $W_{\text{g}}$ 和 $T$ ;第2个成分包括变量 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{w}}$ 和 $S_{\text{w}}$ 。其中,20、30、40 m宽度的带状绿地受变量 $D_{\text{nttr}}$ 、 $D_{\text{jtr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 和 $D_{\text{bs}}$ 牵引较强。

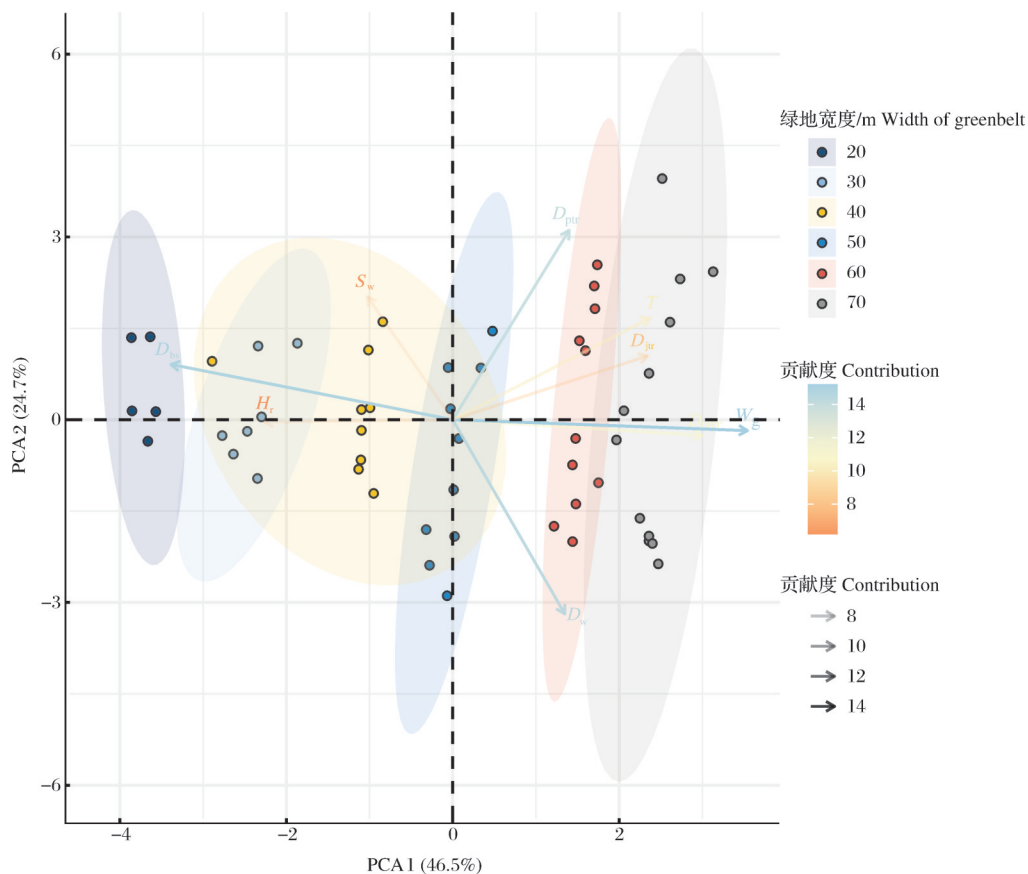


图4 PCA成分一和成分二的方差解释和3类变量的载荷

Fig. 4 Explanation of variance for the first two components of the PCA and the loadings of the three types of variables

### 2.2 LUR模型的建立

将交通污染源、自然要素和气象因素变量依次引入LUR模型,建立空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的3类模型。单独引入交通污染源变量建立模型1,引入交通污染源变量和自然要素变量建立模型2,在模型3中综合考虑交通污染源变量、自然要素变量和气象因素变量,以明确3类变量对空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>模型的综合贡献水平(图5)。在PM<sub>2.5</sub>LUR模型中,采用交通污染源变量为自变量时,空气PM<sub>2.5</sub>模型 $R^2$ 为0.290,主要预测

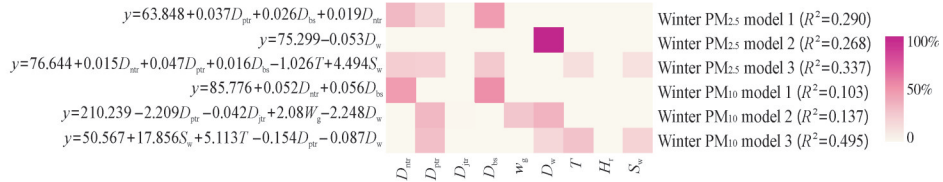
变量为 $D_{\text{nttr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 。将自然要素变量引入模型时,模型 $R^2$ 为0.268,其主要预测变量为 $D_{\text{w}}$ 。将交通污染源变量、自然要素变量、气象因素变量全部作为自变量时,气象因素变量 $T$ 和 $S_{\text{w}}$ 进入模型,调整后 $R^2$ 为0.337,模型主要预测变量为 $D_{\text{nttr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 、 $S_{\text{w}}$ 和 $T$ 。交通污染源变量和气象因素变量分别贡献了72.7%和27.3%,其中 $D_{\text{bs}}$ 变量贡献最大,达到26.2%。

在PM<sub>10</sub>LUR模型中,采用交通污染源变量为自变量时,冬季PM<sub>10</sub>模型 $R^2$ 为0.103,主要预测变量为

$D_{\text{nit}}$ 和 $D_{\text{bs}}$ 。将自然要素变量引入模型时,模型 $R^2$ 为0.137,其主要预测变量为 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{jtr}}$ 、 $D_w$ 和 $W_g$ 。将交通污染源变量、自然要素变量、气象因素变量全部作为自变量时 $R^2$ 为0.495,模型主要预测变量为 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_w$ 、 $S_w$ 和 $T$ 。交通污染源变量、自然要素变量和气象因素变量分别贡献了30.8%、18.2%和51.1%,其

中 $D_{\text{ptr}}$ 变量贡献最大,达到30.8%。

可见交通污染源、自然要素和气象因素均对冬季空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 模型具有重要作用。在LUR模型中,自然要素和气象因素变量对空气 $\text{PM}_{10}$ 的影响大于空气 $\text{PM}_{2.5}$ ,而交通污染源变量对空气 $\text{PM}_{2.5}$ 的影响更明显。



颜色由浅至深代表0至100%之间的贡献水平。Colour shades represent contribution levels between 0 and 100%.

图5 空气 $\text{PM}_{10}$ 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的土地利用回归(LUR)模型

Fig. 5 Land use regression (LUR) models for  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$

由表2可知,所有模型的预测因子都通过了 $t$ 检验和 $F$ 检验, $P$ 值均小于0.05;VIF小于10,表明模型预测变量之间不存在多重共线性;DW指数表明模型中不存在空间自相关性。综合来看,模型3的预测能力最强,冬季空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 的LOOCV调整后 $R^2$ 分别为0.916和0.907。

表2 冬季空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 的LUR模型验证结果

Table 2 LUR model validation results for  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{10}$  in winter

项目 Items	$\text{PM}_{2.5}$	$\text{PM}_{10}$
标准差 Std. error of the estimate	1.070	3.661
杜宾沃森指数 DW	1.229	1.625
调整后 $R^2$ Adjusted $R^2$	0.337	0.495
留一交叉验证调整后 $R^2$	0.916	0.907
LOOCV adjusted $R^2$	0.916	0.907
平均残差 Mean residual	0.000	0.000
均方根误差 RMSECV	0.309	1.117

### 2.3 不同宽度带状绿地内各自变量对空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 影响

为解释带状绿地和周边环境对空气 $\text{PM}_{10}$ 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的综合影响,对城市带状绿地空气 $\text{PM}_{10}$ 和 $\text{PM}_{2.5}$ 与模型各自变量进行相关性分析(图6)。结果表明,绿地20、30、50 m宽度处空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 与各自变量无显著相关关系。绿地宽度40 m处,空气 $\text{PM}_{10}$ 与变量 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{nit}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 和 $D_{\text{jtr}}$ 呈显著负相关,与变量 $D_w$ 呈显著正相关。而在绿地60、70 m宽度处,空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 与变量 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{nit}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 和 $D_{\text{jtr}}$ 呈显著正相关,与变量 $D_w$ 显著负相关。此外,在绿地60 m宽度处,空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 与变量 $H_r$ 呈显著负相关,但在绿地70 m宽度处空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 与变量 $H_r$ 呈显著正相关。可见,交通污染源和自然要素变量对带

状绿地空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度影响较显著,而气象因素变量的影响较小。

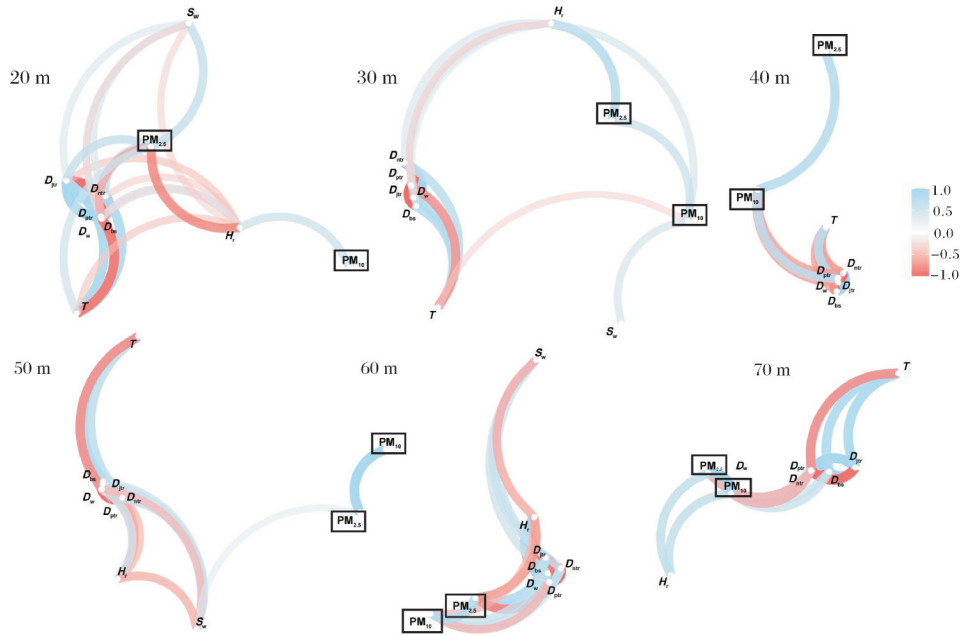
### 2.4 不同宽度带状绿地内空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度和作用范围

冬季连续3 d重复观测不同宽度带状绿地空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度的变化趋势如图7所示,空气 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度表现出随绿地宽度增加波动下降的变化规律。空气 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度最高发生在绿地宽度30 m处,平均值为 $74.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,质量浓度最低发生在40 m处,平均值为 $72.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。空气 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度在冬季3 d的监测中表现出一致的变化趋势,但不同绿地宽度内 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度差异比 $\text{PM}_{2.5}$ 更明显; $\text{PM}_{10}$ 质量浓度最高发生在绿地宽度60 m处,平均值为 $109.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;绿地宽度50 m处 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度最低,平均值为 $99.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

城市带状绿地内空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度随距交通污染源距离的增大总体呈现先上升后下降的趋势(图8)。其中,绿地15、25 m宽度为2个关键节点。对于空气 $\text{PM}_{2.5}$ ,在60 m宽度绿地中,距交通污染源距离0~15 m时,空气 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度变化较平缓,而在15 m之后质量浓度显著升高。在40 m宽度绿地中,发现在距交通污染源25 m处测得的空气 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度显著低于其他测点。对于空气 $\text{PM}_{10}$ 发现了相似的规律,即在距离道路污染源15、25 m处的测点测得的空气 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度显著低于其他测点。

### 2.5 不同宽度带状绿地内空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 比值效应

距污染源较远的测点空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 质量浓度与距污染源较近的测点空气 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{PM}_{10}$ 质量浓



变量距离越近,相关性越强。蓝线表示正相关,红线表示负相关。线条深浅和宽度表示相关性强度。The closer the variables are, the stronger the correlation between them. Blue lines indicate positive correlations and red lines indicate negative correlations. Line shading and width indicate strong correlation.

图6 不同宽度带状绿地的空气PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>和关键影响变量相关性分析

Fig. 6 Correlation analysis of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and key impact variables for different widths of greenbelts

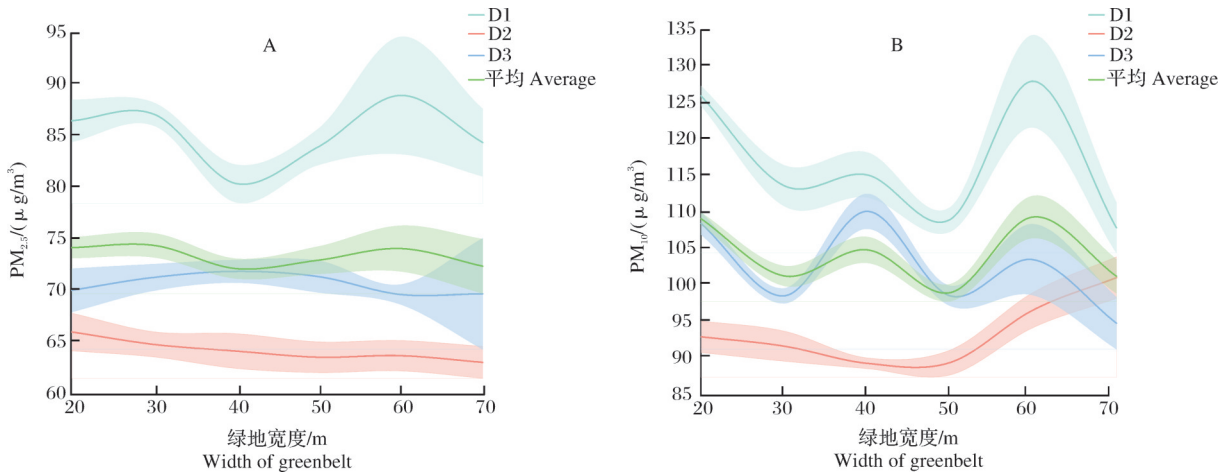


图7 带状绿地降减空气PM<sub>2.5</sub>(A)和PM<sub>10</sub>(B)的强度和范围

Fig. 7 Intensity and extent of PM<sub>2.5</sub> (A) and PM<sub>10</sub> (B) abatement by greenbelt

度的比值可评估带状绿地对空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>降减作用的强度(图9)。冬季空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的比值呈现出类似的变化规律,随着绿地宽度的增加,PM比值呈现先降低再升高的变化趋势,PM比值的最低点出现在绿地宽度的30~40 m,对于空气PM<sub>10</sub>来说,在绿地宽度达到70 m后PM比值趋于稳定,而PM<sub>2.5</sub>的比值在达到70 m宽度后仍在升高。可见,带状绿地对空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的减缓存在一个宽度效应,宽度30~40 m的绿地对空气PM<sub>10</sub>的降减效率最显著。

由空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>比值可以看出,其他绿地宽度内空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度高于绿地边界处,说明城市带状绿地对空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>具有明显的积聚效应。

### 2.6 不同宽度带状绿地内PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>日变化

不同时段带状绿地空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度的变化趋势如图10所示。对于空气PM<sub>2.5</sub>,当绿地宽度40~60 m时,空气PM<sub>2.5</sub>质量浓度在12:00—13:00时段最高,而在16:00—17:00时段降至最低。而对

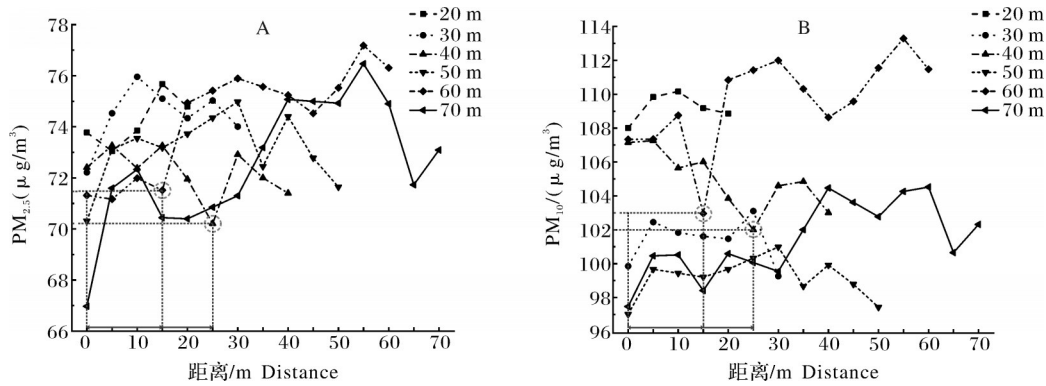
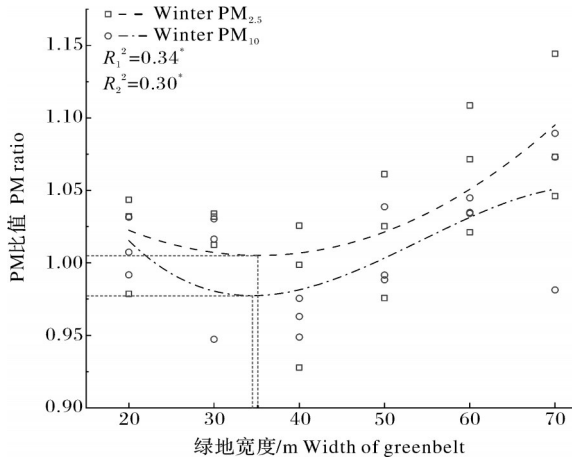


图8 距道路污染源不同距离处绿地内空气PM<sub>2.5</sub>(A)和PM<sub>10</sub>(B)质量浓度变化

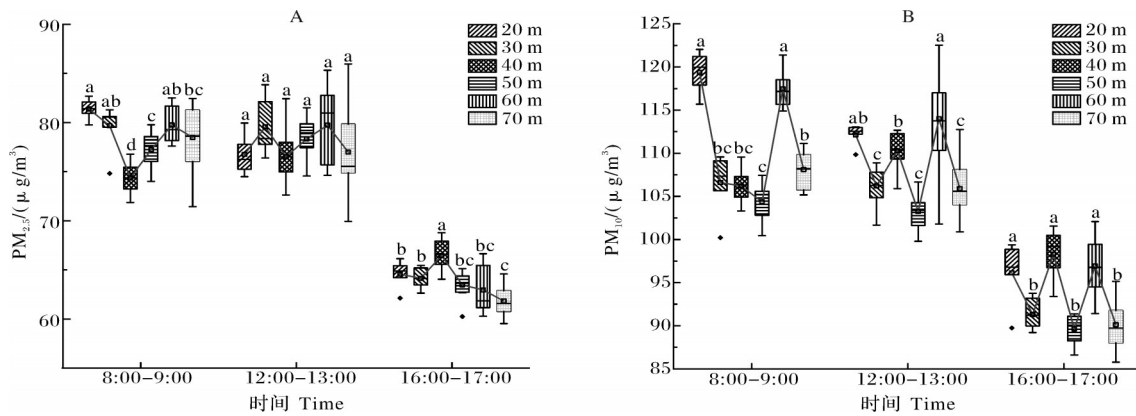
Fig. 8 Changes in air PM<sub>2.5</sub> (A) and PM<sub>10</sub> (B) concentrations in green spaces at different distances from road pollution sources



\*表示PM比值与绿地宽度显著相关,  $P < 0.05$ 。Significant correlation between PM ratio and widths of greenbelt.

图9 不同绿地宽度内的PM比值

Fig. 9 PM ratios within different green space widths



不同小写字母表示不同组之间差异显著 ( $P < 0.05$ )。Different lowercase letters indicate significant differences between groups ( $P < 0.05$ )。

图10 空气PM<sub>2.5</sub>(A)和PM<sub>10</sub>(B)的日变化规律及差异性分析

Fig. 10 Analysis of daily variation patterns and variability of PM<sub>2.5</sub> (A) and PM<sub>10</sub> (B)

### 3 讨论

根据城市建成环境中的3类变量:交通污染源、自然要素和气象因素变量,本研究基于LUR模型化

于其他绿地宽度,空气PM<sub>2.5</sub>质量浓度最高的时间段为08:00—09:00,在16:00—17:00时间段最低。对于空气PM<sub>10</sub>,当绿地宽度40 m时,空气PM<sub>10</sub>质量浓度在12:00—13:00时段最高,在16:00—17:00时段降至最低。对于其他绿地宽度,空气PM<sub>10</sub>质量浓度最高的时间段为08:00—09:00,16:00—17:00时间段空气PM<sub>10</sub>质量浓度最低。

同时,在带状绿地宽度为20 m的区域,空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度的日较差最显著,分别为16.8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和23.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。此外,在不同的时间段,绿地内空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度存在显著差异。在08:00—09:00时间段,40 m宽度绿地空气PM<sub>2.5</sub>质量浓度显著低于其他宽度绿地,而在16:00—17:00时间段显著高于其他宽度绿地;对于空气PM<sub>10</sub>,也发现相似的规律。

分析了城市带状绿地对空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的影响。结果表明:(1)成功建立了城市带状绿地降减空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的LUR模型,调整后R<sup>2</sup>分别为0.495和

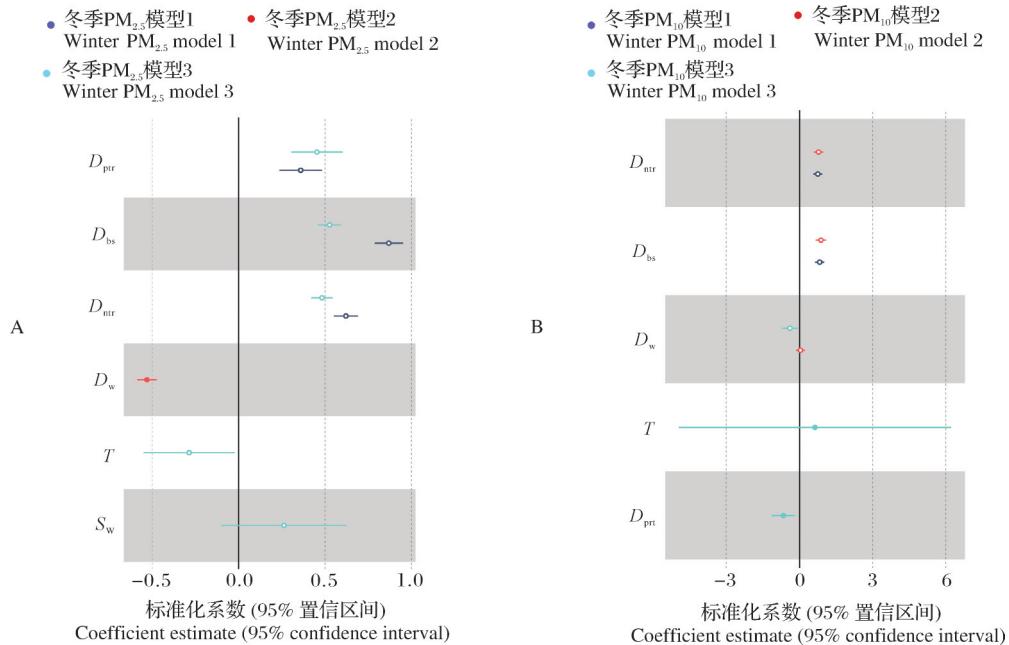
0.337。(2)带状绿地对空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的降减作用存在宽度效应,30~40 m宽度的绿地在冬季对空气PM<sub>10</sub>的减缓作用显著。但在其他绿地宽度处,存在绿地内部空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度高于绿地边界处的现象,可见一定宽度的城市沿路带状绿地会导致PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>的累积,避免污染物扩散到其他区域。(3)城市带状绿地降减空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度在一天内的不同时间段存在差异;在带状绿地宽度为20 m的区域,空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度的日较差最显著分别为16.8、23.2 μg/m<sup>3</sup>。

### 3.1 空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub> LUR模型的建立

本研究构建LUR模型,分析城市带状绿地影响空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度空间分布的综合效应。研究发现变量 $D_{\text{ntr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 、 $T$ 和 $S_w$ 是影响空气PM<sub>2.5</sub>质量浓度的重要影响因素(图11)。在相关性分析中,变量 $D_{\text{ntr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 与空气PM<sub>2.5</sub>质量浓度有明显的相关性。对于空气PM<sub>10</sub>,变量 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_w$ 、 $T$ 和 $S_w$ 是

影响空气PM<sub>10</sub>质量浓度的重要影响因素。变量 $D_{\text{ptr}}$ 和 $D_w$ 与空气PM<sub>10</sub>质量浓度相关性显著。

相比于PM<sub>10</sub>,空气PM<sub>2.5</sub>容易受到气象因素的影响<sup>[23]</sup>,空气PM<sub>10</sub>与自然要素的相关性更为显著,且更易于预测。在城市环境中,空气PM<sub>2.5</sub>由污染源直接排放或者由气体凝聚的二次气溶胶形成,空间分布通常比较均匀<sup>[24]</sup>。因此,空气PM<sub>2.5</sub>与包含 $D_{\text{ntr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{jtr}}$ 、 $D_{\text{bs}}$ 在内的各种交通污染源变量相关性更显著,尤其是 $D_{\text{bs}}$ ,在冬季空气PM<sub>2.5</sub>的LUR模型中贡献水平较高。由于在公交车站附近,车辆的频繁刹车和轮胎磨损会产生大量的细颗粒物,导致变量 $D_{\text{bs}}$ 成为LUR模型中的主导因素。对于空气PM<sub>10</sub>, $D_w$ 为LUR模型中的重要变量。在周围水体和绿地创造的高湿度条件下,空气颗粒物更易沉降;树叶的粘性更大,更容易积聚和吸附空气PM<sub>10</sub><sup>[25]</sup>。



冬季PM<sub>10</sub>模型3中变量 $S_w$ 的95%置信区间较大,未标注在图上, $S_w$ 的标准化系数为0.461,95%置信区间为8.926。The 95% confidence intervals for the variable  $S_w$  in the winter PM<sub>10</sub> model 3 are larger and are not marked on the graphs; the standardised coefficient for  $S_w$  is 0.461 and the 95% confidence interval is 8.926.

图11 冬季PM<sub>2.5</sub>(A)和PM<sub>10</sub>(B)的LUR模型中各自变量的标准化系数和95%置信区间

Fig. 11 Standardised coefficients and 95% confidence intervals for the respective variables in the LUR models for PM<sub>2.5</sub> (A) and PM<sub>10</sub> (B) in winter

交通路口是空气污染源的重点区域,公交车站的位置也是影响空气颗粒物浓度的主要环境因素之一<sup>[26]</sup>。本研究中交通污染源变量与空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>显示出较强的相关性,变量 $D_{\text{bs}}$ 、 $D_{\text{jtr}}$ 、 $D_{\text{ptr}}$ 、 $D_{\text{ntr}}$ 与空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>质量浓度呈显著相关。

前期研究强调了由绿地和水体组成的城市自然要素对通过干沉降降减空气颗粒物的影响<sup>[27]</sup>。本研究中,观察到变量 $D_w$ 与冬季40 m宽度的绿地内空气PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>呈显著正相关。相关研究表明,随着水体周围相对湿度的增加,空气颗粒物的沉积速度也



会大幅增加<sup>[28]</sup>。此外,水体周围的湿冷空气改变了当地的空气流通,增强了向水体外部的气流<sup>[29]</sup>,空气颗粒物则随着当地的空气流通向湿度较低的方向扩散。在气象因素方面,本研究发现冬季60 m宽度绿地内, $H_r$ 与空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 呈显著负相关,而在70 m宽度绿地内呈显著正相关。前人研究表明,在不同的空气湿度水平下, $H_r$ 对空气颗粒物沉降的影响并不一致。在空气湿度较低的情况下,颗粒物的表面吸附能力较弱,不易凝结沉降<sup>[28]</sup>。随着湿度的增加,颗粒物的吸湿生长和积累导致颗粒物浓度增加,而地表湿度的增加效应可能会加剧这一过程。此外,绿地可以通过形成微气候影响空气颗粒物的沉降,降水、风速、空气湍流和空气湿度等重要影响因素<sup>[30]</sup>。

### 3.2 城市带状绿地对空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的积聚效应

不同宽度的绿地对降减空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的影响各不相同。在本研究中,对于空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 来说,在绿地宽度为30~40 m时, $PM$ 比值最低,带状绿地对空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的降减表现出了宽度效应。但在其他绿地宽度处,绿地内部空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 质量浓度高于绿地边界处的现象,说明一定宽度的城市沿路带状绿地对空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 存在积聚效应。道路旁侧带状绿地的阻挡会导致空气颗粒物聚集,由于不规则的树木间距和树枝覆盖而产生的间隙也可能使与交通相关的污染穿过或绕过植被,并在某些风力条件下将污染物积聚在植被后面,导致距离交通污染源较远测点的空气颗粒物浓度偏高。植被可减少空气流动,导致污染物浓度增加<sup>[31]</sup>。林带内气温较林带外低,林带内垂直对流运动减弱,也会使空气颗粒物在林带内不易扩散<sup>[32]</sup>。这种绿地内空气颗粒物浓度高于道路侧的现象也与绿地内相对湿度较高、风速较低有关<sup>[33]</sup>。有学者研究发现,北京市道路绿地在无污染或者轻度污染天气条件下距道路26 m宽度处对空气 $PM_{2.5}$ 的消减作用最好,但在中度污染或者重度污染天气条件下道路绿地对空气 $PM_{2.5}$ 质量浓度的消减作用并不明显<sup>[34]</sup>。在本研究中,冬季实验时空气污染程度较其他季节更严重,这可能也是绿地内空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 质量浓度较高的原因之一。因此,当绿地对空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的消减作用表现为负值时,并不与植被吸收、吸附空气颗粒物污染的作用产生矛盾,而是城市沿路绿带阻滞了空气颗粒物的扩散过程,绿带内空气颗粒物发生了聚集现象。此时还应综合考虑污染物来源、气象因素

等。本研究在冬季开展,这可能与冬季气温、相对湿度和风速等气象因素较其他季节不同,且空气颗粒物浓度较高有关。

本研究是在武汉罗家港带状绿地周边建成环境土地利用背景的现实条件下建立LUR模型,从而得出带状绿地宽度阈值,为城市多重压力环境作用下绿地效应阈值的识别提供了方法借鉴,但该宽度阈值是否适用于其他城市综合环境有待进一步研究。同时,本研究中LUR模型的泛化能力,即预测能力可能受到监测点数量和分布的限制;其他因素如风向、气压等气象因素对空气 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 也存在影响,在未来科研工作中将进一步予以综合考虑。

### 参考文献 References

- [1] ZHU J N, ZHANG Y J, XU X, et al. Air pollution and health impacts of atmospheric PM: application of AirQ+ model to Jiangsu Province in China[J/OL]. International journal of environmental research, 2022, 16(5): 74 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00458-x>.
- [2] KANGAS J, OLLIKAINEN M. A PES scheme promoting forest biodiversity and carbon sequestration[J/OL]. Forest policy and economics, 2022, 136: 102692 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102692>.
- [3] MORAWSKA L, BOFINGER N D, KOCIS L, et al. Submicrometer and supermicrometer particles from diesel vehicle emissions[J]. Environmental science & technology, 1998, 32(14): 2033-2042.
- [4] 罗娜娜, 赵文吉, 晏星, 等. 交通与气象因子对不同粒径大气颗粒物的影响机制研究[J]. 环境科学, 2013, 34(10): 3741-3748. LUO N N, ZHAO W J, YAN X, et al. Study on influence of traffic and meteorological factors on inhalable particle matters of different size[J]. Environmental science, 2013, 34(10): 3741-3748 (in Chinese with English abstract).
- [5] 杨貌, 张志强, 陈立欣, 等. 春季城区道路不同绿地配置模式对大气颗粒物的削减作用[J]. 生态学报, 2016, 36(7): 2076-2083. YANG M, ZHANG Z Q, CHEN L X, et al. Effects of different roadside urban vegetative models on airborne particulate matter in Beijing, China[J]. Acta ecologica sinica, 2016, 36(7): 2076-2083 (in Chinese with English abstract).
- [6] 郭二果, 王成, 鄧光发, 等. 北京西山典型游憩林空气颗粒物不同季节的日变化[J]. 生态学报, 2009, 29(6): 3253-3263. GUO E G, WANG C, QIE G F, et al. Diurnal variations of airborne particulate matters in different seasons in typical recreation forests in West Mountain of Beijing[J]. Acta ecologica sinica, 2009, 29(6): 3253-3263 (in Chinese with English abstract).
- [7] 刘旭辉, 余新晓, 张振明, 等. 林带内 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$ 污染特征及其与气象条件的关系[J]. 生态学杂志, 2014, 33(7): 1715-1721. LIU X H, YU X X, ZHANG Z M, et al. Pollution characteristics of atmospheric particulates in forest belts and their re-

- lationship with meteorological conditions [J]. Chinese journal of ecology, 2014, 33(7): 1715-1721 (in Chinese with English abstract).
- [8] WU L F, CHEN C X. Does pattern matter: exploring the pathways and effects of urban green space on promoting life satisfaction through reducing air pollution [J/OL]. Urban forestry & urban greening, 2023, 82: 127890 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127890>.
- [9] PRZYBYSZ A, POPEK R, STANKIEWICZ-KOSYL M, et al. Where trees cannot grow: particulate matter accumulation by urban meadows [J/OL]. Science of the total environment, 2021, 785: 147310 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147310>.
- [10] 万好, 王琴, 余刘思, 等. 武汉市典型道旁绿地消减空气细颗粒物作用研究 [J]. 西北林学院学报, 2020, 35(3): 237-242. WAN H, WANG Q, YU L S, et al. Effect of typical roadside green spaces on the reduction of air fine particles in Wuhan [J]. Journal of Northwest Forestry University, 2020, 35(3): 237-242 (in Chinese with English abstract).
- [11] 李新宇, 赵松婷, 李延明, 等. 北京市不同主干道绿地群落对大气PM<sub>2.5</sub>浓度消减作用的影响 [J]. 生态环境学报, 2014, 23(4): 615-621. LI X Y, ZHAO S T, LI Y M, et al. Subduction effect of urban arteries green space on atmospheric concentration of PM<sub>2.5</sub> in Beijing [J]. Ecology and environmental sciences, 2014, 23(4): 615-621 (in Chinese with English abstract).
- [12] SABALIAUSKAS K, JEONG C H, YAO X H, et al. Development of a land-use regression model for ultrafine particles in Toronto, Canada [J]. Atmospheric environment, 2015, 110: 84-92.
- [13] 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.
- [14] MO Y Z, BOOKER D, ZHAO S Z, et al. The application of land use regression model to investigate spatiotemporal variations of PM<sub>2.5</sub> in Guangzhou, China: implications for the public health benefits of PM<sub>2.5</sub> reduction [J/OL]. Science of the total environment, 2021, 778: 146305 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146305>.
- [15] ZHANG L C, TIAN X, ZHAO Y H, et al. Application of nonlinear land use regression models for ambient air pollutants and air quality index [J/OL]. Atmospheric pollution research, 2021, 12(10): 101186 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101186>.
- [16] 陈羽阳, 王婧, 赵聆言, 等. 城市公园绿地对周边环境空气PM<sub>10</sub>和PM<sub>2.5</sub>的影响及效应场特征: 以武汉市中山公园为例 [J]. 生态学杂志, 2021, 40(7): 2263-2276. CHEN Y Y, WANG J, ZHAO L Y, et al. Effects of urban park green space on air PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> and its effect field characteristics: a case of Wuhan Zhongshan Park [J]. Chinese journal of ecology, 2021, 40(7): 2263-2276 (in Chinese with English abstract).
- [17] ZHAO L Y, LI T T, PRZYBYSZ A, et al. Effect of urban lake wetlands and neighboring urban greenery on air PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> mitigation [J/OL]. Building and environment, 2021, 206: 108291 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108291>.
- [18] 成海容, 王祖武, 冯家良, 等. 武汉市城区大气PM<sub>2.5</sub>的碳组分与源解析 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(9): 1574-1579. CHENG H R, WANG Z W, FENG J L, et al. Carbonaceous species composition and source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in urban atmosphere of Wuhan [J]. Ecology and environmental sciences, 2012, 21(9): 1574-1579 (in Chinese with English abstract).
- [19] STONE R S, ANDERSON G P, ANDREWS E, et al. Incur-sions and radiative impact of Asian dust in northern Alaska [J/OL]. Geophysical research letters, 2007, 34(14): L14815 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1029/2007GL029878>.
- [20] STINE R A. Graphical interpretation of variance inflation factors [J]. The American statistician, 1995, 49(1): 53-56.
- [21] OLVERA H A, GARCIA M, LI W W, et al. Principal component analysis optimization of a PM<sub>2.5</sub> land use regression model with small monitoring network [J]. Science of the total environment, 2012, 425: 27-34.
- [22] UNI D, KATRA I. Airborne dust absorption by semi-arid forests reduces PM pollution in nearby urban environments [J]. Science of the total environment, 2017, 598: 984-992.
- [23] KIM D, LEE S J. Effect of water microdroplet size on the removal of indoor particulate matter [J/OL]. Building and environment, 2020, 181: 107097 [2024-04-29]. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.107097>.
- [24] CHOW J C, 曹军骥, 李顺诚, 等. PM<sub>2.5</sub>及其测量与影响研究简史 [J]. 地球环境学报, 2012, 3(5): 1019-1029. CHOW J C, CAO J J, LI S C, et al. A brief history of PM<sub>2.5</sub>, its measurement and adverse effects [J]. Journal of earth environment, 2012, 3(5): 1019-1029 (in Chinese with English abstract).
- [25] JANHÄLL S. Review on urban vegetation and particle air pollution: deposition and dispersion [J]. Atmospheric environment, 2015, 105: 130-137.
- [26] HESS D B, RAY P D, STINSON A E, et al. Determinants of exposure to fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) for waiting passengers at bus stops [J]. Atmospheric environment, 2010, 44(39): 5174-5182.
- [27] CHEN M, DAI F, YANG B, et al. Effects of urban green space morphological pattern on variation of PM<sub>2.5</sub> concentration in the neighborhoods of five Chinese megacities [J]. Building and environment, 2019, 158: 1-15.
- [28] LIU J K, ZHU L J, WANG H H, et al. Dry deposition of particulate matter at an urban forest, wetland and lake surface in Beijing [J]. Atmospheric environment, 2016, 125: 178-187.
- [29] 康晓明, 崔丽娟, 赵欣胜, 等. 北京市湿地削减大气细颗粒物PM<sub>2.5</sub>功能 [J]. 生态学杂志, 2015, 34(10): 2807-2813. KANG

- X M, CUI L J, ZHAO X S, et al. Effect of wetlands on reducing atmospheric fine particles  $PM_{2.5}$  in Beijing [J]. Chinese journal of ecology, 2015, 34 (10) : 2807-2813 (in Chinese with English abstract).
- [30] LITSCHKE T, KUTTLER W. On the reduction of urban particle concentration by vegetation a review [J]. Meteorologische zeitschrift, 2008, 17(3) : 229-240.
- [31] HAGLER G S W, LIN M Y, KHLYSTOV A, et al. Field investigation of roadside vegetative and structural barrier impact on near-road ultrafine particle concentrations under a variety of wind conditions [J]. Science of the total environment, 2012, 419: 7-15.
- [32] 陈俊刚, 毕华兴, 许华森, 等. 北京市道路防护林带内外  $PM_{2.5}$  质量浓度特征及与气象要素的相关性 [J]. 中国水土保持科学, 2014, 12(3) : 1-8. CHEN J G, BI H X, XU H S, et al. Correlation analysis between  $PM_{2.5}$  mass concentration characteristics and meteorological elements inside and outside the shelterbelts for typical roads in Beijing [J]. Science of soil and water conservation, 2014, 12(3) : 1-8 (in Chinese with English abstract).
- [33] 李素莉, 杨军, 马履一, 等. 北京市交通干道防护林带内  $PM_{2.5}$  浓度变化特征 [J]. 西北林学院学报, 2015, 30 (3) : 245-252. LI S L, YANG J, MA L Y, et al. Variations of  $PM_{2.5}$  concentrations inside the greenbelts along two urban traffic arteries in Beijing [J]. Journal of Northwest Forestry University, 2015, 30 (3) : 245-252 (in Chinese with English abstract).
- [34] 童明坤, 高吉喜, 田美荣, 等. 北京市道路绿地消减  $PM_{2.5}$  总量及其健康效益评估 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(9) : 2861-2867. TONG M K, GAO J X, TIAN M R, et al. Subduction of  $PM_{2.5}$  by road green space in Beijing and its health benefit evaluation [J]. China environmental science, 2015, 35 (9) : 2861-2867 (in Chinese with English abstract).

## Effects of urban greenbelt on mitigating $PM_{10}$ and $PM_{2.5}$ in winter based on land use regression (LUR) model

SUN Yimei, ZHU Chunyang

*College of Horticulture & Forestry Sciences, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China*

**Abstract** The green space of Luojiagang Greenbelt Park in Wuhan and its surrounding built environment were used to study the mechanism and effect of urban greenbelts on reducing particulate matter in the air. Three days with clear and windless weather and similar meteorological conditions in winter were repeatedly observed. A combination of land use regression (LUR) model and principal component analysis (PCA) was used to analyze the effect of urban greenbelt on mitigating the concentration of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in the air in winter and identify the key influencing factors. The results showed that there was a width effect of urban greenbelt on mitigating the  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in the air in winter based on the LUR model. The green space with a width of 30-40 meters had the most significant mitigation efficiency of  $PM_{10}$  in the air in winter. In winter, the concentration of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in the air inside urban greenbelt was higher than that in adjacent road locations. There was a significant accumulation effect of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in the air in urban greenbelt. It is indicated that the effect of urban greenbelt on mitigating the  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in the air was disturbed by emissions of surrounding traffic pollution. The micro-meteorological conditions created by green spaces of different widths can have a certain impact on the concentration of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in the air.

**Keywords** urban greenbelt; width effect; particulate matter in air; land use regression (LUR) model; urban traffic

(责任编辑:葛晓霞)