第 53 卷第 6 期
2025 年 6 月

同济大学学报(自然科学版)
JOURNAL OF TONGJI UNIVERSITY(NATURAL SCIENCE)

Vol. 53 No. 6
Jun. 2025

文章编号：0253-374X(2025)06-0934-10　　**DOI**：10.11908/j.issn.0253-374x.23364

基于无人机观测的城市郊区临街区域颗粒物时空分布

李　超[1]，何红弟[2]，彭仲仁[3]

（1. 长安大学 运输工程学院，陕西 西安 710064；2. 上海交通大学 船舶海洋与建筑工程学院，上海 200240；
3. 佛罗里达大学 iAdapt 中心，盖恩斯维尔 32608）

摘要：道路交通污染已成为城市的主要污染源，临街社区最容易受到交通污染的影响。利用无人机对城市临街小区内空气污染物的三维分布进行实地监测，归纳其三维分布规律，通过分析不同交通条件，不同建成环境以及不同气象条件等情景，解释污染物在城市临街小区三维分布成因。发现大型柴油车对于道路污染源排放强度的影响极大，12%的大型柴油车可以贡献55%的PM_1排放。同时根据道路两侧的用地情况不同，在90m高度以下，PM_1的水平影响范围为100～350m，90～300m高度内，PM_1的水平影响范围可达500m以上。

关键词：城市临街环境；无人机；交通污染；时空分布

中图分类号：X831　　**文献标志码**：A

Spatiotemporal Distribution of Particulate Matter in Urban Near-road Communities Using UAV

LI Chao[1], *HE Hongdi*[2], *PENG Zhongren*[3]

(1. School of Transportation Engineering, Chang'an University, Xi'an 710064, China; 2. School of Ocean and Civil Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China; 3. International Center for Adaptation Planning and Design (iAdapt), University of Florida, Gainsville 32608, USA)

Abstract: Road traffic pollution has become a major source of pollution in cities, and street-facing communities are the most vulnerable to traffic pollution. This paper aims to use unmanned aerial vehicle (UAV) to monitor the three-dimensional distribution of air pollutants in urban street-facing communities, summarize their three-dimensional distribution rules, and explain the causes of three-dimensional distribution of pollutants in urban street-facing communities by analyzing different traffic conditions, different built environments and different meteorological conditions. This paper finds that large diesel vehicles have a great impact on the emission intensity of road pollution sources, and 12% of large diesel vehicles can contribute 55% of PM_1 emissions. At the same time, according to the different land use conditions on both sides of the road, below 90m altitude, the horizontal impact range of PM_1 is 100m to 350m, and within the height of 90m to 300m, the horizontal influence range of PM_1 can reach more than 500m.

Keywords: urban near-road environment; unmanned aerial vehicle; traffic pollution; spatiotemporal distribution

城市交通系统可以在很多方面影响临街小区居民的健康。临街小区居民身处临街环境中，享受着交通设施可达性高所带来的益处，但主要的潜在缺点是与交通相关的空气污染物摄入量的增加[1-2]。过去的研究表明，接触交通相关的空气污染对城市人口的健康有负面影响[3]，直接的暴露所带来的伤害就更大。然而，由于环境、气象和交通因素的巨大多样性，城市临街微环境中空气污染物浓度的三维空间分布还没有定论[4-5]。

根据我国第七次全国人口普查公报中个省市人口数据[6]和国家道路网的现有数据，中国约5亿人（占中国人口的35%）生活在交通相关的空气污染地区（暴露区）[7-10]。相关健康问题的已有研究证据[8-11]，表明临街环境的交通相关空气污染是我国的一个重大公共卫生问题，有必要制定相关政策来减少临街环境中居民对交通污染物的接触与暴露。

基于对现有研究的分析，PM_1的危害极大但却缺少相应的关注，PM_1可以深入呼吸系统，通过血液循环将有害物质带到身体的各个部位[13]。本文着重针对临街区域PM_1三维浓度分布规律的研究空白，确定PM_1作为本文研究观测的主体。同时确定以实

收稿日期：2023-10-11
基金项目：国家自然科学基金(12072195)
第一作者：李　超，工学博士，主要研究方向为交通污染监测。E-mail：lichao_rusty@chd.edu.cn
通信作者：何红弟，副教授，博士生导师，工学博士，主要研究方向为交通环境。E-mail：hongdihe@sjtu.edu.cn

论文拓展介绍

测数据为基础的分析方法,研究城市道路交通排放PM_1的三维扩散范围,及其在临街小区的扩散分布情况。

1　实验方案设计

1.1　实验地点

实验地点选址在上海S32高速公路位于浦东新区与闵行区交接处S32申嘉湖高速一段长度约2.5km的区域,位于上海市南部郊区。实验选择在该区域主要是考虑到实验区域周边用地性质单一,主要为住宅,同时方圆5km内没有大型的工业排放源,能够确保无人机观测到的颗粒物主要来自与S32高速的车辆排放。

1.2　实验平台

实验中使用的无人机空气污染监测平台由M200无人机及AM520颗粒物监测仪来观测PM_1的垂直和三维浓度分布。如图1所示,无人机平台由四旋翼M200无人机、AM520及GPS组成。设备被固定在无人机顶部,并配备了海绵垫以缓解震动,仪器在出厂之前都经过了校准与比对。

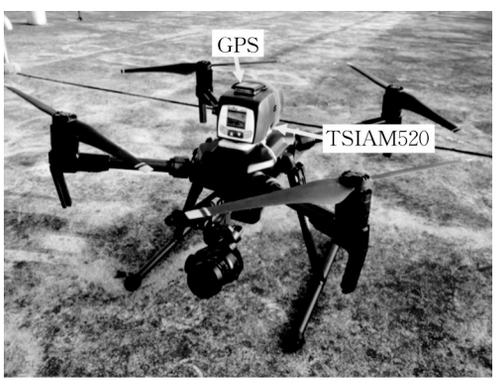

图1　无人机空气污染监测平台

Fig. 1　Drone air pollution monitoring platform

1.3　实验方案

实验方案是实验人员手持便携式颗粒物检测仪TSI 8534,沿汇驰路人行道由图2中的A点出发步行至B点,每50m停留一次,每次停留5min。观测点会在实验开始前提前标记好,确保S32高速路两侧各分布10个点,AB两点分别位于S32两侧各500m。

在实验区域内,共完成了152h的地面观测,共计76次完整的地面颗粒物浓度实测,实验时间为2019年4月至2021年8月之间,陆续进行了5次连续的观测,共计38d。在每天的实测中,选取12:00—14:00作为非高峰时段,18:30—20:30为晚高峰时段。

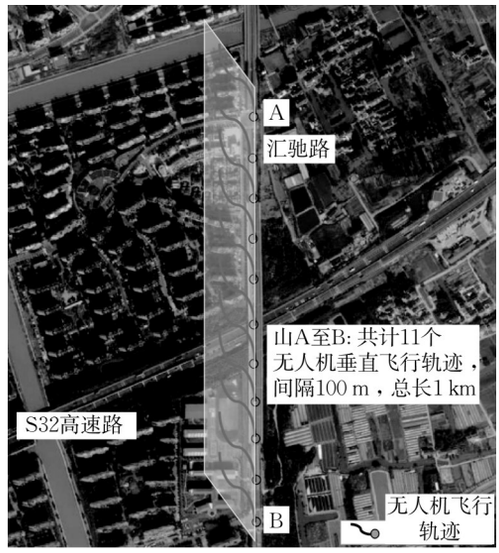

图2　PM_1无人机垂直观测

Fig. 2　PM_1 drone vertical observation

为了获取S32高速路排放的PM_1在不同高度的扩散的分布情况,选取了S32高速路的一个截面空间,如图2所示,该截面长1 000m,高300m,共设置了11个观测点,在每个观测点上方使用本研究开发的无人机空气污染监测平台进行PM_1浓度的垂直观测。无人机平台搭载TSI AM520颗粒物检测仪垂直上升,在300m的高度内,每30m悬停20s,获取PM_1浓度值,每次飞行获取11条浓度垂直廓线,共计110个数据点,可观测到S32高速路排放污染物在水平方向1 000m宽,垂直方向300m高的范围内的三维浓度分布情况。

2　城市临街小区PM_1时空分布

2.1　地面PM_1分布

统计分析地面PM_1的数据,如图3所示。X轴代表观测点与S32高速路的相对距离,负值代表S32高速路以南,正值代表以北。由图3可以看出,S32高速路两侧的PM_1分布呈现由南至北先升后降,南侧整体浓度水平低于北侧,PM_1浓度在道路以北100m处达到峰值,随后逐步下降。

2.2　垂直PM_1分布

PM_1垂直浓度分布数据来自无人机悬停的110个空中观测点,水平跨度为图2的A点至B点,垂直跨度为30～300m。观测点之间水平间隔100m,垂直间隔30m,无人机平台1h内可采集2 200个原始数

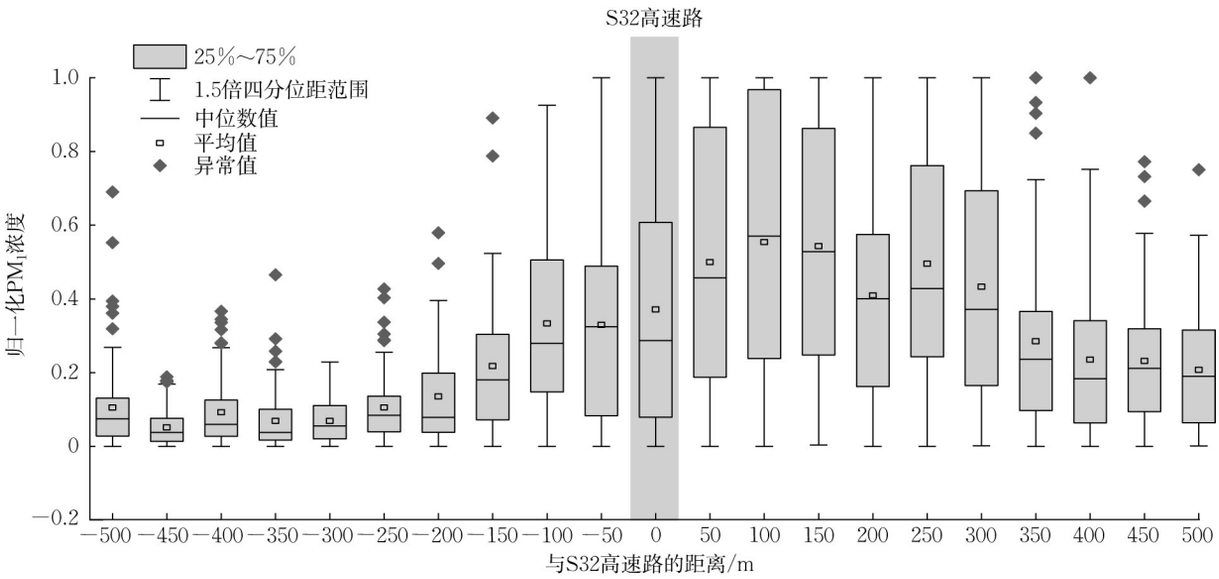

图3 地面PM_1观测点浓度分布

Fig. 3 Concentration distribution of ground PM_1 observation

据作为一组,并对这一组内的数据进行1.5IQR规则的离群值识别,离群值占比均在2%以内,说明异常值较少,设备的连续性很好,而数据的跨度达到90~226μg·m^{-3},说明在每次实验中浓度的变化仍然是比较大的,但和地面PM_1数据的跨度大致一致,每次观测实验既能捕捉到空气质量较好,也能捕捉到空气质量较差的时间段,能够比较全面的反应,在不同背景浓度下,S32高速路排放的PM_1在其横断面空间内扩散的浓度分布情况。

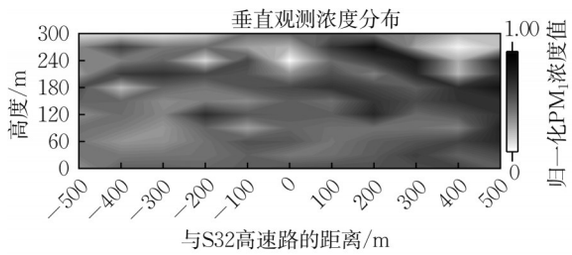

图4 PM_1垂直观测点浓度分布

Fig. 4 PM_1 vertical observation concentration distribution

统计PM_1垂直浓度分布数据如图4所示,可以看出,总体上S32高速路两侧的PM_1分布呈现由南至北逐步上升的分布,S32高速路以南区域,近地面PM_1浓度较高于高空的浓度水平。横截面区域总体上看,S32高速路以北浓度要高于南侧整体浓度水平,但S32高速路以北300~500m处PM_1浓度在近地面100m高度以内,呈现较低水平,随高度升高出现浓度峰值。

3 交通PM_1在临街环境中的分布分析

3.1 交通量及排放强度波动特征

3.1.1 S32高速路与汇驰路交通量的车型分布

研究区域内两条主要道路S32高速路与汇驰路的日交通量差距巨大,S32高速路单日高峰小时车流量可以达到8 300辆·h^{-1},而汇驰路高峰小时交通量仅为340辆·h^{-1},悬殊的交通量带来悬殊的交通排放量差异。

根据已有文献[8-12]将研究中的车辆类型分为三类,小型车、中型车及大型车。小型车的划分标准是车长5m以内的小型轿车,小型越野车(SUV),面包车等车型;中型车对应车长在5~12m之间的小型巴士,中型货车,小型卡车等车型;大型车为车长超过12m的集装箱卡车,大型巴士,大型货车等车型,以上车型在我国通常为柴油车。

将平均交通量按照车辆分类呈现在图5,晚高峰时段S32高速路的交通量是要明显高于非高峰时段的,但大型车数量上,工作日晚高峰和非工作日非高峰两个时段大型车数量基本持平,都是最多的,S32高速路上的大型车多是承担浦东机场货物进出运输任务的,其在时间选择上更偏向于选择周末的非高峰时段以求相对更通畅的道路条件。

3.1.2 排放因子

对于交通量而言,如果不区分车辆类型,特别是中大型车辆,道路排放污染物扩散范围研究经常无法发现更具体的道路交通流量与浓度分布之间的显

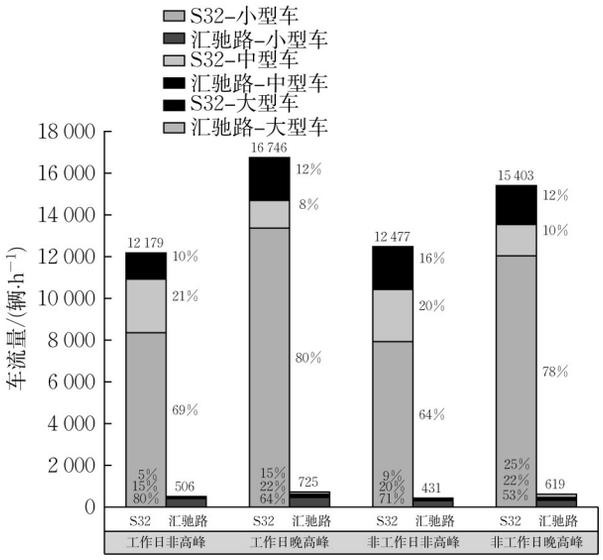

图5　道路分时段交通量

Fig. 5　Road traffic volume by period

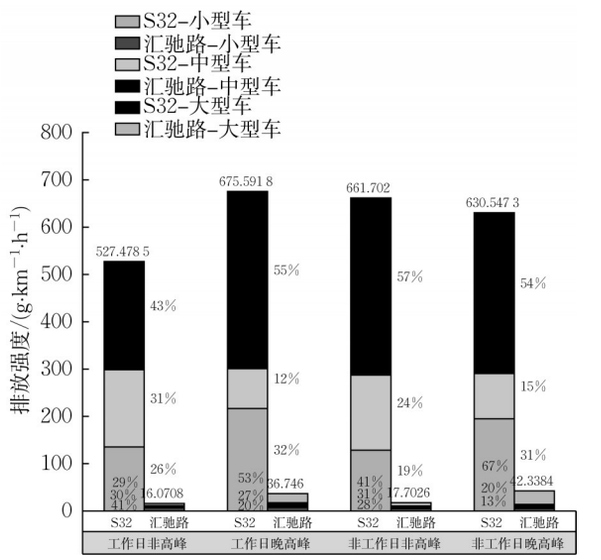

图6　S32与汇驰路分时段PM_1排放强度对比

Fig. 6　PM_1 emission intensity of S32 Expressway and Huichi Road by time period

著[4]。但通常排放清单估算的结果由于各种实地因素的差异很难与实地监测的数据相一致。不同车型的柴油和汽油车辆的排放系数可能因运行条件而差异一个数量级,因此通过查询生态环境部2015年发布的道路机动车大气污染物排放清单编制技术指南[14],得到小型车、中型车及大型车三类车型的排放因子分别是 0.016—2g·km^{-1}, 0.063—6g·km^{-1} 和 0.182 3g·km^{-1},其中大型车多使用柴油作为主要燃料,反应在排放因子上也可以看出大型车明显高于其他两种类型的车辆。但由于目前文献中仅有车辆$PM_{2.5}$的排放因子测算,还未有相关文献研究车辆的PM_1排放因子,因此,使用了生态环境部2015年发布的道路机动车大气污染物排放清单编制技术指南中给出的分车型$PM_{2.5}$排放因子作为本文研究中交通PM_1排放因子的替代。

3.1.3　S32高速路与汇驰路的PM_1排放强度对比

结合排放因子,将其与S32高速路及汇驰路的分车型交通量联系起来,就可以得到道路的PM_1排放强度,如图6所示。与图5相比,单纯的车流量与实际的PM_1排放强度之间存在时间上的差异,车流量的高峰出现在工作日晚高峰,其次为非工作日晚高峰,随后是基本持平的非工作日非高峰和工作日非高峰,而相较而言,排放强度的高峰虽然也出现在工作日晚高峰,但第二高峰为非工作日非高峰,工作日非高峰排放强度最低。

在整合了排放强度之后,可以看出大型车辆在排放中所占的比重急速升高,例如工作日晚高峰,大型车以12%的车流量贡献了55%的PM_1排放,与此同时四个时间段内大型车的排放基本占到50%以上,仅有工作日非高峰时段下,作为排放强度整体最小的一个时间段,其大型车排放比例为43%。相较于大型车,中型车辆在图6和图5中同时表现出非高峰时段大于高峰时段的情况,这一现象的主要原因还是在于中型车辆以5~12m长的中小型卡车,货车为主,这些小型货车多为私人运营车辆,司机的工作时间有自己安排,更加灵活,因此更倾向与选择非高峰这种更加通畅的时段进行业务。无论是车流量还是排放强度,中型车的占比均表现出非高峰时段大于高峰时段,占总排放强度的12%~31%。

相较于中大型车辆,小型车在数量上占有绝对优势,四个时段内,小型车数量上占比约为64%~80%,而在两个晚高峰时段更是占车流量的78%~80%。同时也呈现出非高峰时段明显低于高峰时段。小型车的使用更多还是和通勤相关,因此呈现出晚高峰占比高,非高峰占比低,这非常符合人们的常规认知。在综合考虑排放因子后,小型车在总的排放强度中的占比为非高峰19%~26%,晚高峰32%~34%,晚高峰小型车的排放强度约为非高峰时段的1.5倍。

3.2　地面PM_1浓度分布特征

3.2.1　交通运行时段差异

图7显示了地面PM_1浓度在地面高度沿汇驰路的浓度分布情况,可以看到,在S32高速路以南500~200m处,四个不同时段的归一化PM_1地面浓

度基本持平,均保持在0.2以下,从－200m开始,PM_1浓度开始逐渐走高并产生分时段的差异,工作日非高峰时段在－100m处到达一个小峰值,随后于S32高速路所在的0m处下降至低点,随后又逐渐升高,于150m处到达最高点,而后震荡下降,总体呈现出两个峰值,100m处的0.5和150m处的0.7。可见在工作日的非高峰时段,高流量高排放的S32高速路正上方反而PM_1浓度相对较低,不到0.2,而在其两侧100～150m处PM_1的浓度值到达顶峰,其潜在的原因可能是在工作日中午非高峰时段,其排放强度与车流量两项指标都是四个时段中最低的,从全天的交通量来看中午12点左右也是白天内交通量最小的一个时间点。其双峰型分布可能是早高峰期间S32高速路的排放经过2h以上的扩散,已经向道路两侧扩散开来所导致的,而S32高速路南侧浓度水平普遍低于北侧区域,可能是由于两侧的扩散条件不同,S32高速路以北区域小区的楼层较高,密度较大,而南侧区域在临街S32高速路之处坐落一所中学,学校容积率低,有开阔的运动场存在,能够更加有利于道路排放的PM_1快速扩散开。

而对于工作日晚高峰时段,其PM_1归一化浓度值也从－150m开始震荡上升,至100～150m处到达最大值0.8,随后陆续下降至500m处的0.05左右。工作日晚高峰这个时段,是S32高速路车流量和排放强度最大的时段,结合上文提到的S32高速路两侧的建成环境情况,可以推断工作日晚高峰100～150m处出现的峰值区域是前期道路排放扩散与高峰小时排放扩散的叠加,同时处于建成环境不利于PM_1扩散的区域所致。剩余的两个时段均处于非工作日,由图5和图6可知,非工作日这两个时段总流量和总排放强度均稍有下降,但差异相较于工作日的非高峰小时与高峰小时而言更小了,这两个时段在图7中也表现出更加平顺的特点,相较于工作日的浓度变化的剧烈,非工作日的峰值均出现在约0m处,从－100m至300m区域内出现上下波动,整体浓度高点仍然出现在偏S32高速路的北侧,潜在原因仍然是北侧临街小于的建成环境所导致的扩散条件不理想导致的。

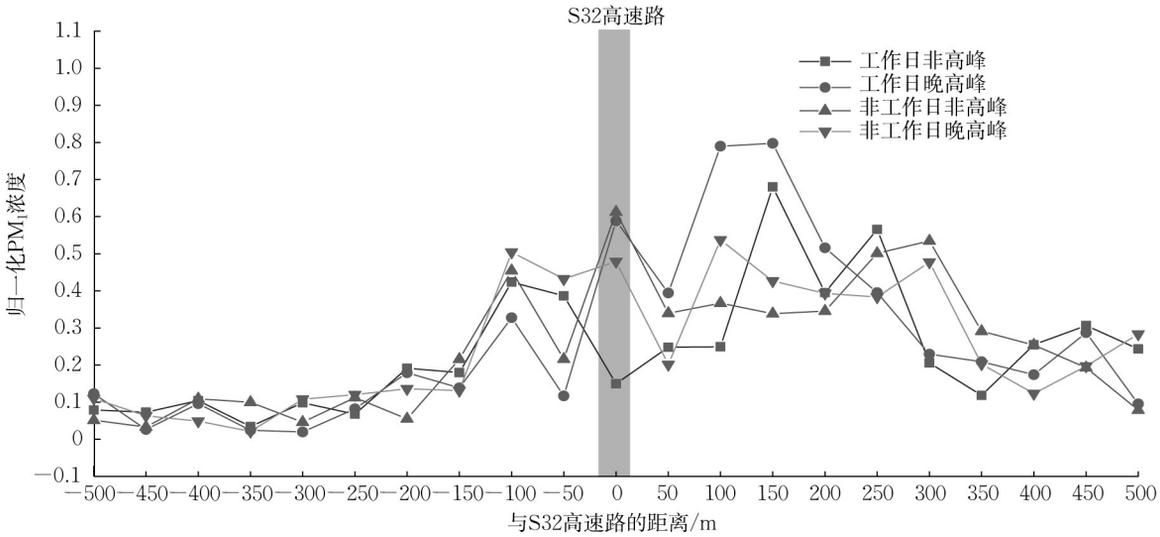

图7 地面PM_1观测点不同交通运行时段浓度分布

Fig. 7 Concentration distribution of ground PM_1 during different traffic periods

3.2.2 背景PM_1浓度差异

背景浓度作为影响PM_1浓度分布情况的一个重要指标,本文按照5种不同的污染物浓度划分污染等级,分别是:优:0～35μg·m^{-3},61h,良:35～75μg·m^{-3},65h,轻度污染:75～115μg·m^{-3},18h,中度污染:115～150μg·m^{-3},4h,重度污染:150～250μg·m^{-3},4h。图8中可见总体上5类背景浓度下,S32高速路以南区域－500m至－200m区域依旧保持较低水平,均保持在0.2以下。S32高速路所在的0m处依旧不是PM_1浓度分布的峰值处。重度污染下,整体区域的浓度值是偏高的,基本上11个观测点的数值均高于其他背景浓度,同时重度污染时,分布峰值出现在S32高速路以北100m处,接近1.0,即最大值,在200m处下降至0.6后又上升至约0.8,后于350m处接近平稳,值取约0.4。重度污染天气下,背景浓度较高,研究区域内扩散条件不利,可能造成污染物的聚集,不能快速扩散,因此归一化后,重度污染下,归一化浓度值依旧偏高。中度污染下,地面PM_1的分布与重度污染情

况下类似,但整体低于重度污染水平,同时也在100m处及150m处出现两次峰值,后在300m处快速下降。反观轻度污染等级下,基本形成但高峰分布,锋指出现在100m处,约为0.9。背景浓度为优时,地面PM_1大的分布情况整体下降很多,峰值在300m处达到,并随后趋于平稳。背景浓度为良时,浓度分布的波动很剧烈,在100m处达到最高值0.9,后又急速下降至200m处的约0.3。

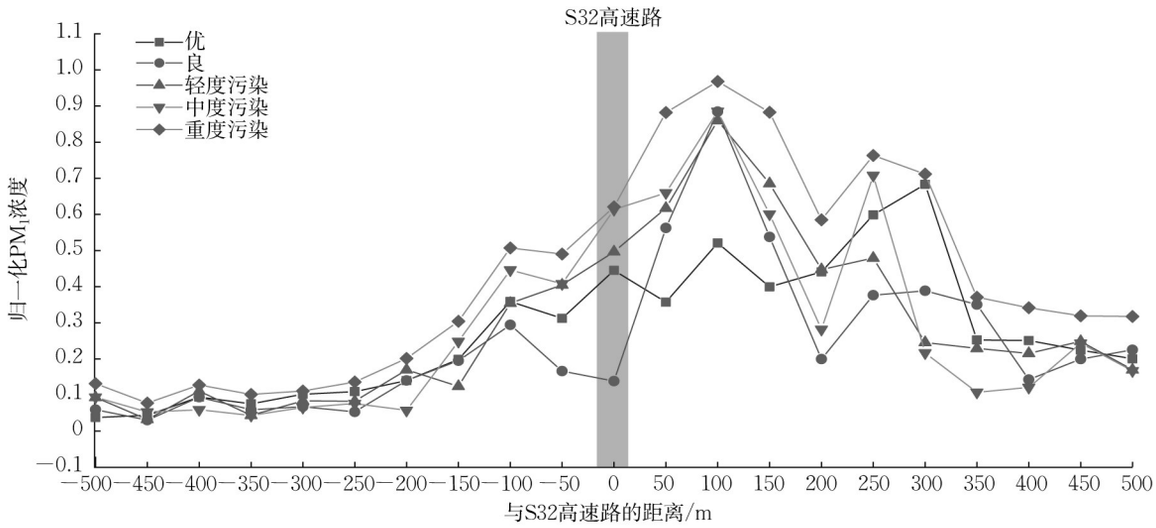

图8　地面PM_1观测点浓度对应背景浓度的变化

Fig. 8　Changes of ground PM_1 concentration corresponding to background concentration

3.2.3　风速风向差异

气象因素在污染物的扩散中具有非常重要的影响,本文将地面PM_1浓度数据进行归一化,并根据不同风速进行平均后得到图9。当风速大于5.7m·s^{-1}时,PM_1的峰值出现在S32高速路的所在的0m处,同时除0m处归一化浓度大于其他风速,其他观测点的浓度值均不及其余风速情况,说明大风速的情况下,S32高速路所排放的交通PM_1具有较好的扩散条件,整体浓度水平要低于其他风速条件下的浓度水平。

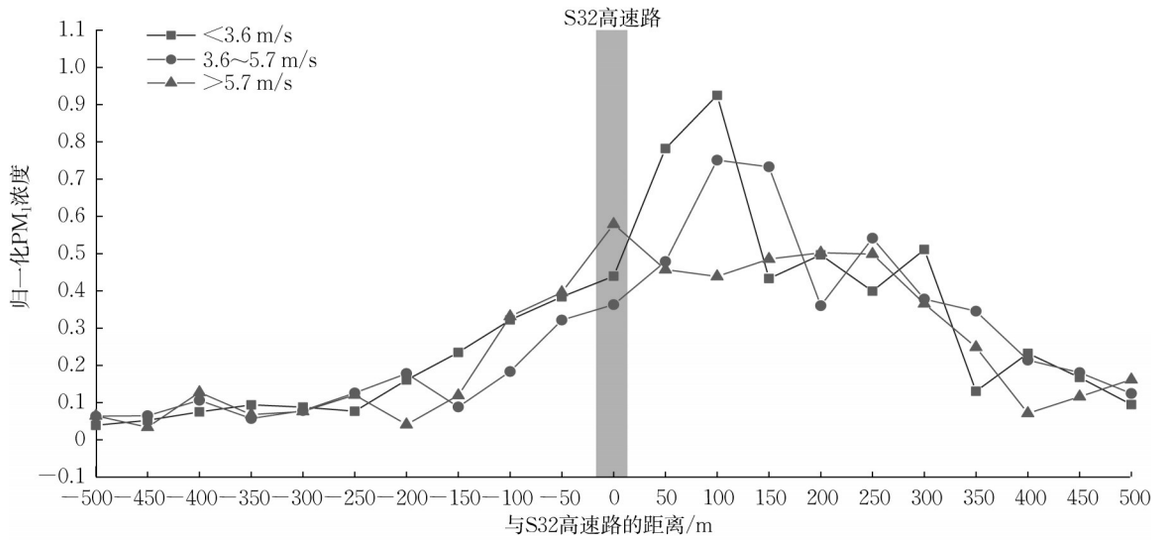

图9　地面PM_1观测点浓度对应风速的变化

Fig. 9　Changes of ground PM_1 concentration corresponding to wind speed

图10中,东南风时,地面PM_1浓度水平在S32高速路以南−500m~−200m处基本持平,保持在0.2以内,从−200m处开始上升至S32高速路以北100m处达到峰值0.9并保持在峰值至150m处,随后下降至0.7,后至350m处下降至约0.3。可以推断在东南风向条件下,S32高速路的交通排放PM_1被输送至道路以北的区域,结合S32高速路以北区域的扩散条件,PM_1浓度水平在50~150m处保持在

高位,随后伴随着距离与排放源S32高速路的逐渐拉开,PM_1浓度水平开始下降。

在西北风时,地面PM_1浓度水平的峰值明显被风向影响,向南偏移,出现在−50~0m处,是由于风向的影响,原本处于S32高速路以北100m处的PM_1浓度水平峰值被输送到了S32高速路以南的−50m处。而S32高速路以北的区域PM_1浓度水平仍然明显高于S32高速路以南区域,这一现象可能是由于长时间的东南风导致S32高速路以北区域PM_1浓度水平偏高,偶然出现的西北风将整体PM_1向南方向输送,但西北风出现的时间较短,未能整体吹散S32高速路以北区域的PM_1颗粒物,只能将一部分输送至道路以南区域,形成了峰值的偏移。

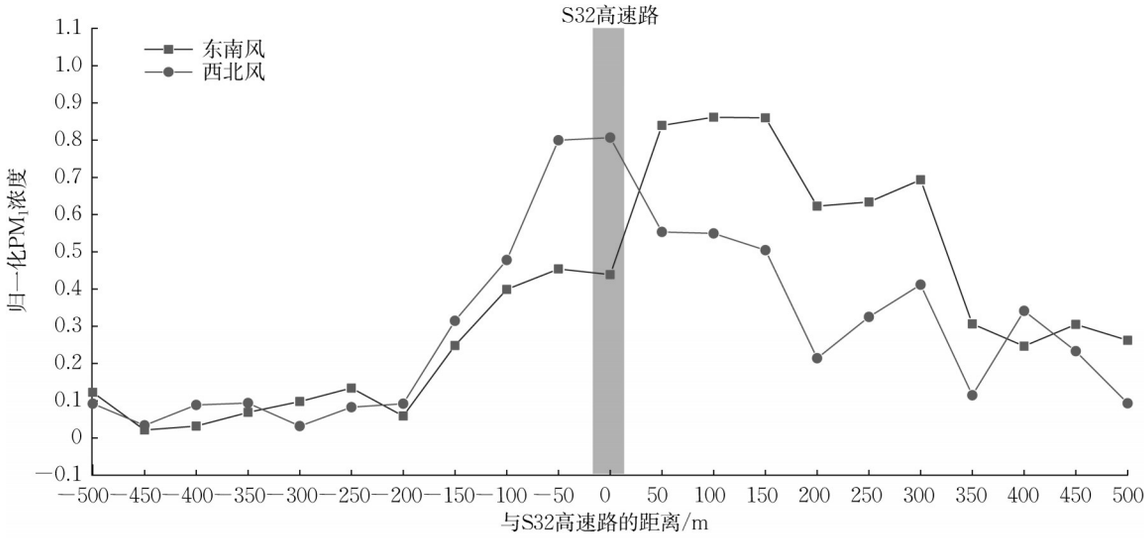

图10 地面PM_1观测点浓度对应风向的变化

Fig. 10 Changes of ground PM_1 concentration corresponding to wind direction

3.2.4 地面PM_1浓度影响范围

S32高速路排放的PM_1在地面高度的影响范围总体来说为400m,PM_1浓度峰值也位于这400m影响范围的中点处。研究区域内的污染源S32高速路所产生的PM_1等峰值浓度水平是PM_1背景浓度水平的184%,说明道路污染所产生的PM_1对临街环境的影响极大,明显抬升了道路两侧地面高度层PM_1浓度水平。其次,通过区分交通运行时段、背景浓度等级以及风速风向因素的差异,可以看到,道路交通产生的PM_1在临街环境中地面高的影响范围也基本都在-100m至+300m区域,PM_1的峰值浓度也都大致出现在+100m位置。

3.3 垂直PM_1浓度分布特征

3.3.1 交通运行时段差异

首先,将共计76组PM_1垂直浓度分布按照不同的交通运行时段分为4组,如图11。4个时段的共性特征是,S32高速路以北区域PM_1浓度水平要明显高于S32高速路以南区域,这一结论和地面PM_1浓度分布保持一致。同时可以观察到,在S32高速路的垂直截面上,PM_1的浓度水平峰值并非出现在距离道路最近的区域,而是出现在道路上方不同的高度层,300m高度范围内,并非PM_1浓度水平会随高度升高而降低,相反PM_1会产生垂直输送。S32高速路以北区域不同高度层浓度水平仍然相较于道路南侧高,这是由于观测期间盛行东南风的缘故,S32高速路所产生的PM_1被风输送到道路以北的区域。在S32高速路两侧共计11个观测点位上,0到300m高度的PM_1垂直分布水平出现无明显规律的波动情况,说明在300m以内,交通活动产生的PM_1颗粒物仍然处于初步混合的阶段。

3.3.2 背景PM_1浓度差异

如图12所示,5种背景浓度下PM_1浓度水平垂直分布的共性特征是,S32高速路以北区域PM_1浓度水平要明显高于S32高速路以南区域,这一结论和地面PM_1浓度分布保持一致。同时可以观察到,在S32高速路的垂直截面上,PM_1的浓度水平峰值并非出现在距离道路最近的区域,而是出现在道路上方不同的高度层,300m高度范围内,并非PM_1浓度水平会随高度升高而降低,相反PM_1会产生垂直输送。

S32高速路以北区域不同高度层浓度水平仍然相较于道路南侧高,这可能是由于观测期间盛行东

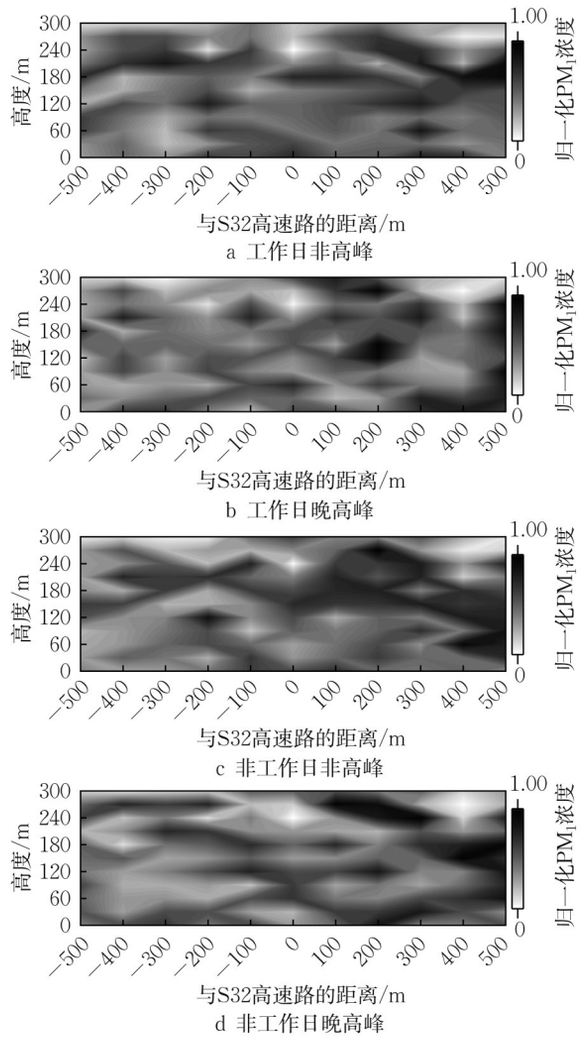

图 11　不同交通时段 PM_1 垂直观测点浓度分布

Fig. 11　Vertical PM_1 concentration corresponding to traffic periods

南风的缘故,S32 高速路所产生的 PM_1 被风输送到道路以北的区域。

3.3.3　风速风向差异

如图 13 所示,3 组不同的风速下,S32 高速路截面上的 PM_1 浓度水平分布情况。总体来看,风速越小,PM_1 浓度水平较高的区域越多,风速小于 3.6m·s^{-1}时,有 9 个点的 PM_1 浓度水平大于 0.9,而风速在 3.6m·s^{-1}至 5.7m·s^{-1}时,为 6 个点,而风速大于 5.7m·s^{-1}时,仅有 2 个点的 PM_1 浓度水平大于 0.9,从一方面可以说明风速的大小直接影响了 PM_1 烟羽的聚集性,风越大,PM_1 越不容易聚集,越容易被吹散,降低总体的 PM_1 浓度水平。

PM_1 垂直浓度分布的差异,由图 14 可以看到,东南风时,S32 高速路以北的区域位于下风向,其 PM_1 浓度水平明显高于 S32 高速路以南区域,同时横向

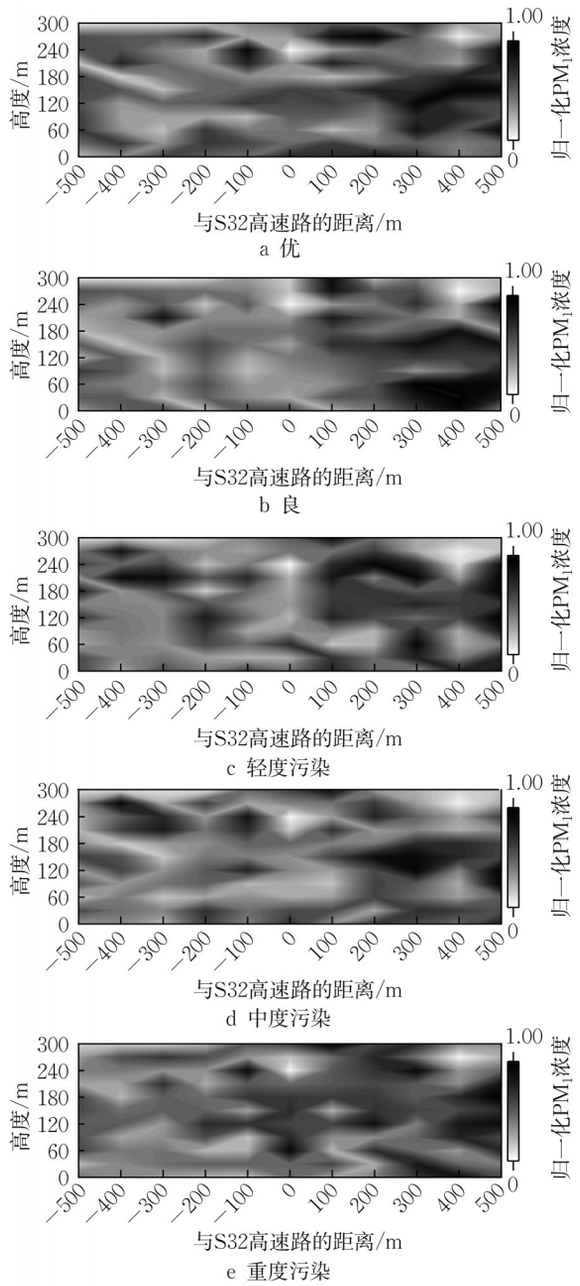

图 12　不同背景浓度下 PM_1 垂直观测点浓度分布

Fig. 12　Vertical PM_1 concentration corresponding to background concentration

对比西北风的情形,可以看到西北风时,虽然仍旧是 S32 高速路以北区域的 PM_1 浓度水平高于道路以南区域,但明显浓度水平的极值减少了,PM_1 浓度水平大于 0.9 的点仅有 2 个,相对来讲东南风时,整体 S32 高速路的截面内,PM_1 浓度水平更加均匀,不似东南风时,PM_1 浓度水平高于 0.9 的点多达 7 个。东南风时 PM_1 浓度水平的高点集中在 S32 高速路以北 200～500m 区域,垂直方向上浓度水平的高点集中在 120～180m 处。

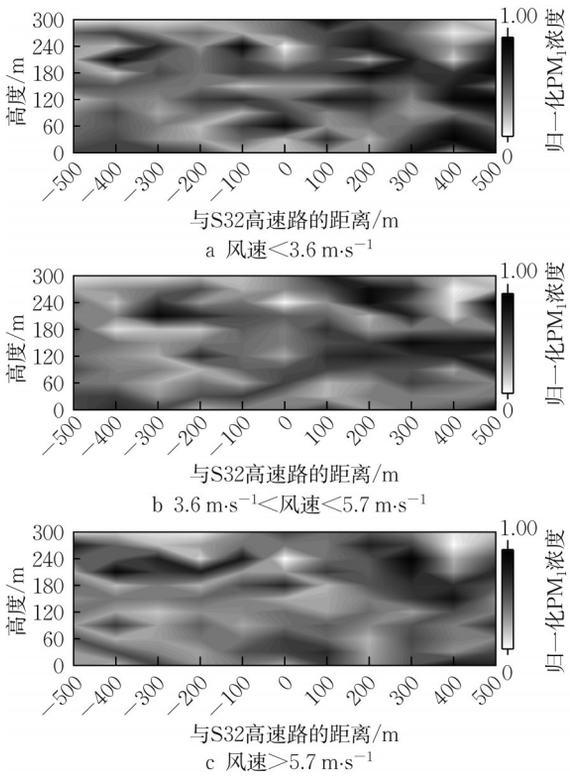

图13 不同风速下PM_1垂直观测点浓度分布

Fig. 13 Vertical PM_1 concentration corresponding to wind speed

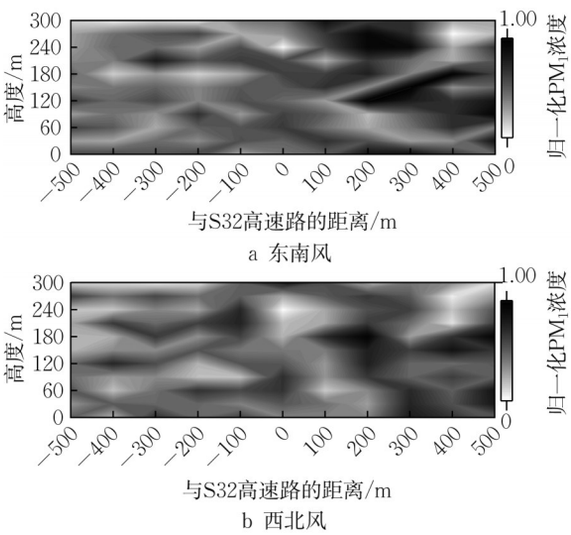

图14 不同风向下PM_1垂直观测点浓度分布

Fig. 14 Vertical PM_1 concentration corresponding to wind direction

3.3.4 垂直PM_1浓度影响范围

S32高速路排放PM_1在垂直截面的影响范围总的来说,垂直方向的峰值出现在120m高度层,而水平方向上,在道路以北500m处。受PM_1影响的区域占整个截面的83%,同时,PM_1浓度水平大于0.8的高值区域占比2%,说明道路污染源所产生的PM_1对临街环境的影响极大,明显抬升了道路周围水平方向和垂直方向的PM_1浓度水平。其次,通过区分交通运行时段、背景浓度等级以及风速风向因素的差异,可以看到,道路交通产生的PM_1在300m高度以下的临街环境中的峰值浓度水平出现在垂直方向90~180m高度的范围,水平方向+300m和+500m的位置。

4 结论

通过无人机监测平台的手段,观测道路交通S32高速路交通排放的PM_1在地面以及垂直截面两种观测角度下的浓度分布情况。首先,讨论了道路污染源的交通量,车型差异及排放强度差异。其次,讨论了地面PM_1浓度水平分布,并分情况阐述了地面PM_1浓度在S32高速路两侧的分布情况。然后,讨论了PM_1在S32高速路垂直截面内的浓度水平分布,并分情况对比了PM_1垂直浓度分布的特征。最后,结合S32高速路两侧不同地块的建成环境差异,分析了交通PM_1的分布特征形成的原因,同时归纳了S32高速路排放的PM_1在道路周边的影响范围。主要有以下结论:

(1)大型车辆对于道路污染源排放强度的影响极大,12%的大型车辆可以贡献55%的PM_1排放,因此加强大型车辆的管理力度,可以有效减少城市的交通污染排放。

(2)道路两侧的PM_1浓度水平基本随着到道路中心线的距离增大而衰减,结合本文的研究区域,在不同条件下,地面PM_1的峰值基本都出现在S32高速路以北100m处左右的位置,PM_1浓度水平也从锋值处向两侧递减。

(3)空间上,整体上PM_1浓度水平呈现北高南低的分布,高度层上分布规律不明显。结合本文的研究区域,在不同条件下,垂直方向上,PM_1浓度水平峰值集中出现在90~180m高度内,水平方向上,PM_1浓度水平峰值集中出现在S32高速路以北300m处和500m处两个位置。

(4)结合本文的研究区域,交通PM_1在道路两侧地面高度的影响范围基本是道路以南100m,以北350m。因此交通PM_1在道路两侧地面高度的扩散影响范围根据两侧的建成环境不同可以达到350m。

(5)结合本文的研究区域,交通PM_1在道路两侧空间内的影响范围基本是90m高度以下,道路交通

PM_1的水平传播距离为100～350m，而在90m以上，道路交通PM_1的水平传播距离可以达到500m以上。

作者贡献声明：

李超：数据采集、数据分析、制图制表、论文初稿撰写；
何红弟：数据建模、数据分析结果审核、论文修订；
彭仲仁：研究设计、论文修订。

参考文献：

[1] 何红弟，卢丹妮，赵红梅. 城市高架街谷交通污染物的扩散研究综述[J]. 上海大学学报(自然科学版)，2022，28(4)：569.
HE H，LU D，ZHAO H. A review of the diffusion research of traffic pollutants in urban elevated street canyons[J]. Journal of Shanghai University (Natural Science Edition)，2022，28(4)：569.

[2] HARTOG J D，BOOGAARD H，NIJLAND H，*et al*. Do the health benefits of cycling outweigh the risks?[J]. Ciência & Saúde Coletiva，2010，118(8)：1109.

[3] DONZELLI G，SUAREZ-VARELA M M. Tropospheric ozone：a critical review of the literature on emissions，exposure，and health effects [J]. Atmosphere，2024，15(7)：779.

[4] KAUR S，NIEUWENHUIJSEN M J，COLVILE R N. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments[J]. Atmospheric Environment，2007，41(23)：4781.

[5] KNIBBS L D，COLE-HUNTER T，MORAWSKA L. A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects[J]. Atmospheric Environment，2011，45(16)：2611.

[6] 国家统计局，国务院第七次全国人口普查领导小组办公室. 第七次全国人口普查公报(第一号)——第七次全国人口普查工作基本情况[J]. 中国统计，2021(5)：6.
National Bureau of Statistics，Office of the Leading Group for the Seventh National Population Census of the State Council. Communiqué on the seventh national population census (No. 1) —basic information on the seventh national population census [J]. China Statistics，2021(5)：6.

[7] GREEN R S，SMORODINSKY S，KIM J J，*et al*. Proximity of California public schools to busy roads[J]. Environmental Health Perspectives，2004，112(1)：61.

[8] BRAUER M，REYNOLDS C，HYSTAD P. Traffic-related air pollution and health in Canada [J]. Canadian Medical Association Journal：CMAJ，2013，185(18)：1557.

[9] ZHENG M. Hong Kong：particulate air pollution and health impacts[J]. Encyclopedia of Environmental Health.[2024-02-02]. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00496-7.

[10] KARNER A A，EISINGER D S，NIEMEIER D A. Near-roadway air quality：synthesizing the findings from real-world data. [J]. Environmental Science & Technology，2010，44(14)：5334.

[11] PADRO-MARTINEZ L T，PATTON A P，TRULL J B，*et al*. Mobile monitoring of particle number concentration and other traffic-related air pollutants in a near-highway neighborhood over the course of a year [J]. Atmospheric Environment，2012，61(DEC.)：253.

[12] PATTON A P，COLLINS C，NAUMOVA E N，*et al*. An hourly regression model for ultrafine particles in a near-highway urban area[J]. Environmental Science & Technology，2014，48(6)：3272.

[13] TRIPPETTA S，SABIA S，CAGGIANO R. Fine aerosol particles (PM 1)：natural and anthropogenic contributions and health risk assessment[J]. Air Quality，Atmosphere & Health，2016，9(6)：621.

[14] 生态环境部. 道路机动车大气污染物排放清单编制技术指南[EB/OL]. [2023-10-01].http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201501/W020150107594587831090.pdf.
Ministry of Ecology and Environment. Technical guidelines for compiling the inventory of atmospheric pollutant emissions from road motor vehicles[EB/OL].[2023-10-01]. http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201501/W020150107594587831090.pdf