朱 熙,刘思齐,黄 珊,等.基于韧性治理的城市道路灰尘风险评价 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):579-592.
Zhu X, Liu S Q, Huang S, et al. Urban road dust risk assessment based on resilience governance [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):579-592.

基于韧性治理的城市道路灰尘风险评价

朱 熙[1,2,3],刘思齐[2,4*],黄 珊[1,3],宋思源[1,3],王 倩[1,3],张秋月[1,3] (1.中南财经政法大学信息工程学院,湖北 武汉 430073；2.中南财经政法大学,现代技术融合与工程管理研究中心,湖北 武汉 430073；3.中南财经政法大学,环境与健康研究中心,湖北 武汉 430073；4.长江生态环保集团有限公司,湖北 武汉 430014)

摘要：整合 2000~2023 年全国灰尘(<920μm)污染数据,发现道路灰尘重金属污染普遍高于土壤,且不同评价方法结论存在差异,需构建符合灰尘特性的风险评价体系.全国道路灰尘整体污染程度由西北向东南递增,污染来源复杂,仅靠源治理难长效管控,需引入韧性治理思路.为此,基于韧性理念,结合压力-状态-响应(PSR)模型、层次分析法、熵权法,融入自然-社会系统视角,构建新的城市道路灰尘污染风险评价体系.对全国 31 个城市进行实证分析,聚为压力、响应、状态响应、状态压力高风险及低风险 5 类,提出分级分类管控建议,应分别侧重人口密集及交通拥堵区的人群暴露风险研究、灰尘监测及反馈系统建设、集中排放源针对性治理、极端天气灰尘污染预警及敏感区域定点观测.

关键词：道路灰尘；污染特征；城市生态韧性；PSR 模型；风险评价体系
中图分类号：X503 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0579-14

Urban road dust risk assessment based on resilience governance. ZHU Xi[1,2,3], LIU Si-qi[2,4*], HUANG Shan[1,3], SONG Si-yuan[1,3], WANG Qian[1,3], ZHANG Qiu-yue[1,3] (1.School of Information Engineering, Zhongnan University of Economics and Law, Wuhan 430073, China；2.Modern Technology Integration and Engineering Management Research Center, Zhongnan University of Economics and Law, Wuhan 430073, China；3.Research Center for Environment and Health, Zhongnan University of Economics and Law, Wuhan 430073, China；4.Yangtze Eco-logy and Environment CO, Ltd, Wuhan 430014, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：579~592

Abstract：Dust pollution data (particles<920μm) collected across China from 2000 to 2023 were integrated. The results showedthat heavy metal contamination in road dust was generally higher than in soils,yet evaluation methods produced inconsistent conclusions. Therefore, a risk assessment system tailored to the unique characteristics of dust was considered essential.The spatial distribution of urban road dust pollution in China showed a steadily increasing severity from the northwest to the southeast, and pollution sources were found to be complex. Source control alone was found to be insufficient to ensure long-term effectiveness, necessitating an adaptive governance approach. Based on the resilience governance concept, anovel urban road dust pollution risk assessment system was constructedusing the Pressure-State-Response (PSR) model, Analytic Hierarchy Process (AHP), and entropy weight method, incorporating a socio-ecological perspective. An empirical analysis of 31 cities classified them into five clusters: high-pressure-risk, high-response-risk, combined high-state-response-risk, combined high-state-pressure-risk, and low-risk—yielding tiered and category-specific recommendations: priority population-exposure studies in dense traffic areas, establishment of dust-monitoring and feedback networks, targeted abatement of centralized emission sources, enhanced early-warning systems for extreme-weather dust events, and fixed-site surveillance in sensitive zones.

Key words：road dust；pollution characteristics；urban ecological resilience；PSR model；risk assessment system

城市灰尘一般为粒径小于 920μm 的颗粒物[1],是大气颗粒物的一个重要来源.不同粒径的灰尘颗粒,其环境行为与健康风险存在差异.其中,粒径小于 10μm 的细颗粒可长期悬浮于空气中,并能深入呼吸系统,诱发氧化应激、心血管毒性等健康问题[2],粒径小于 100μm 的灰尘对 Cd、Cr、Cu 等重金属的富集能力明显高于粗颗粒物,增加了其潜在风险[3].而粒径大于 100μm 的粗颗粒虽易沉降,但在车流等外力扰动下可再次悬浮,对眼睛和上呼吸道产生机械刺激[4].灰尘与大气颗粒物之间存在复杂的转化关系[5],造成了灰尘局部聚集、随道路延展、区域性聚类的独特“点-线-面”污染分布特征.其迁移规律也与土壤颗粒存在较大差异,这些粒径<100μm[6]、含多种污染物的颗粒物,在人为扰动下反复经历悬浮-再沉降过程,多次进入环境,导致颗粒物再暴露.尤其是

收稿日期：2025-05-12
基金项目：湖北省社科基金(HBSK2022YB409)
* 责任作者, 硕士,1589104189@qq.com

在近地空间内,有害物质可以经手-口摄入、呼吸吸入等途径,对健康构成潜在风险[7].这种污染分布特征和暴露路径与土壤污染存在差异,因此,基于土壤研究建立的灰尘管理规范需要新的考量.

近年来,国内外的相关研究主要集中于道路灰尘中常见污染物的空间分布[8]、来源识别[9]、污染水平及风险评价[10]等方面.在污染空间分布方面,现有相关研究一是存在研究区域的局限,由于灰尘易受到临近源的显著影响[11],且灰尘扩散距离有限,因此研究多集中于小尺度研究区域内[12],内容多侧重特定污染源对局部区域的影响.这有利于明确特定污染源对局部区域的影响[13].但也导致目前关于道路灰尘的管理标准多只针对特殊区域,如施工工地[14]、矿山[15]等.二是存在内在联系分析的局限,现有研究多关注污染本身,而忽视了人口密度[16]、成土母质[17]、气候[18]、交通排放[19]等其他因素对道路灰尘污染物含量的影响[20],未能系统整合“社会-自然-经济”耦合作用.因此,需增加宏观视角,在全国大尺度范围内,探究道路灰尘污染物的空间聚集特性,系统溯源灰尘污染因素及相互作用关系.在污染程度与风险评价方面,灰尘迁移行为与水体、空气等流体介质以及土壤等固相介质存在显著差异,而目前主流研究方法多源自土壤污染评价体系[21],参数常用土壤数据,尚未形成用于城市灰尘精准管控的灰尘风险评价体系.此外,相较于传统点源污染,灰尘复杂的“点-线-面”污染属性导致源头管控困难.灰尘污染受人为[22]和自然[23]的多源影响,其复合型污染机制会导致“复原如初”的简单治理路径产生冗余投入.现有技术路径虽具技术门槛低、短期成本低的优势,但治理中止后易反弹,难以长效管理.生态韧性理念则强调将外部扰动识别为系统优化契机[24-25],强调灰尘治理不应以“零污染”为终极目标[26],而应提升城市“社会-自然”系统在不断变化中的吸收、适应与转化能力[27].因此,治理理念应从单纯的源头控制转向考虑污染特征、地理气候、人为管理等多方面影响,建立具有生态韧性的“社会-自然”多维度的评估框架[28],从城市恢复性角度探究灰尘可持续性治理路径.

本文基于前期大量的灰尘污染溯源研究[19],基于 2000~2023 年相关文献数据,研究中国城市道路灰尘污染特征与分布规律,并分析不同地域污染来源差异;从城市生态韧性视角,采用 PSR 模型构建评价指标体系,对全国 31 个省会城市的道路灰尘污染状况进行实证分析;归纳不同城市风险类型特点,将城市分为 5 类,通过风险因素溯源,提出针对性管控建议.以期为管理者提供防控风险和精准施策的科学依据.

1 数据与方法

1.1 数据收集与计算

本研究数据包含实证分析数据与污染浓度数据两类.实证数据源自各类官方年鉴及环境公报.污染浓度数据源于中国知网、Web of Science 和 Elsevier Science Direct 数据库 2000~2023 年收录的中国城市(不含港澳台)道路灰尘(粒径<920μm)污染研究文献.中文检索式为“城市灰尘”AND“中国”AND“重金属”(OR“多环芳烃”,“邻苯二甲酸酯”,“多溴联苯醚”,“有机磷系阻燃剂”,“有机磷酸酯”,“镉”,“汞”,“砷”,“铅”,“铬”,“铜”,“锌”,“镍”),英文检索式为“street dust”(OR“road dust”)AND“China”AND“heavy metal”(OR“PAHs”,“PAEs”,“PBDEs”,“PFRs”,“OPEs”,“Cd”,“Hg”,“As”,“Pb”,“Cr”,“Cu”,“Zn”,“Ni”).对文献进行筛选[29]并提取数据信息.数据提取涵盖四类信息:文献基础信息(作者、标题、年份);研究区域地理位置(含经纬度)、采样点数量及面积;污染排放源类型;污染物种类、均值及离散指标(标准差、变异系数或标准误差,并统一转换为标准差).

针对数据异质性,采用加权平均法计算污染物综合浓度(附式(1)~(4)[29]).通过对数转换校正原始数据偏态分布,转换后权重趋近正态(附图 3)[29].采用 Q 检验计算 I^2 值检验异质性(附式(5)[29]),针对文献重污染区发表更多的偏倚,本文结合行政区划代替采样点位置,通过面积和样本量加权增强区域代表性,确保合并结果的科学性和稳健性(附图 4)[29].

1.2 污染程度评价与相关性分析

采用地累积指数和潜在生态风险指数评价灰尘重金属污染程度,通过美国环保署推荐模型评估因接触道路灰尘而摄入重金属的非致癌性和致癌性健康风险(附式(6)~(15)[29]).使用 SPSS 和 Origin 软件,通过 K 均值法在不同区域对污染源进行聚类分析.对缺失数据线性插值法进行补充计算,并对原始

数据进行无量纲化处理.使用 SPSS 软件,采用 Pearson 相关系数和 T 检验相结合的方法筛选指标(附式(16)~(20)[29]).

1.3　评价模型构建

PSR 模型的环境评估框架[30]可反映城市遭受灰尘污染干扰后的韧性响应过程.该模型将城市灰尘污染治理系统分为三个维度:压力(污染驱动力)—状态(环境质量表征)—响应(治理调控措施)[31].

针对 PSR 指标体系的权重确定,采用主客观融合的组合赋权方法.主观赋权法采用层次分析法,通过专家判断构建层次结构矩阵,捕捉决策者偏好[32];客观赋权法采用熵权法,基于指标数据变异度客观量化信息熵[33],再通过加权集成法实现组合赋权(附式(25)[29]).

2　结果与讨论

2.1　中国城市道路灰尘污染主要污染物空间分布特征与风险评价

2.1.1　中国城市道路灰尘污染区域性分布规律

全国道路灰尘重金属与有机物平均含量结果显示(附表 10)[29],相较同区域土壤背景值,重金属超标率大于 60%,其单因子指数(P_i)显示污染累积量 Cd>Hg> Cu>Pb>Zn,Cd 和 Hg 超标 32 和 28 倍,是易富集类型[34],需重点关注.Cu、Pb、Zn 超标 4~5 倍,为次要关注类型.有机物含量超标较少,约 16.1%,这可能与有机物的易挥发,种类复杂、难及时检测有关,且对于新型污染物富集还需大量数据积累.

污染物质的空间分布结果显示(图 1 及附图 9)[29],Cd 具有分布广泛的特征,总体而言其含量自西北至东南呈现由高到低趋势,沿海城市略微回升,乌鲁木齐市 Cd 为最高值,达到 18.26mg/kg,超土壤背景值 151.1 倍;Hg 与 Cu 的分布与 Cd 相反,由高到低呈东-西走势,合肥市 Hg 高值位达 16.04mg/kg;武汉市 Cu 最高值为 666.79mg/kg,超背景值 20.7 倍;Pb 的分布较为均衡,海口市 Pb 高值位为 3222.50mg/kg,超过背景值 88.5 倍;Zn 的空间变化较为平缓,海口市 Zn 高值位达 1849.02mg/kg,超过背景值 38.1 倍;有机物含量总体由东北到西南呈现由高到低趋势,拉萨市为最高位,达 13.05mg/kg,超土壤背景值 7.5 倍.总体而言,Cd 和常见有机物存在大面积的累积效应,45%的城市 Cd 超标率在 2 倍以上,65%的城市有机物超标率在 3 倍以上.其余重金属则在小范围累积.综上重金属浓度与地理位置有很大关系,因此有必要进一步探究地理、经济、人文因素对污染物质分布的影响,为进一步讨论重金属空间分布规律与灰尘污染的空间管控提供依据.

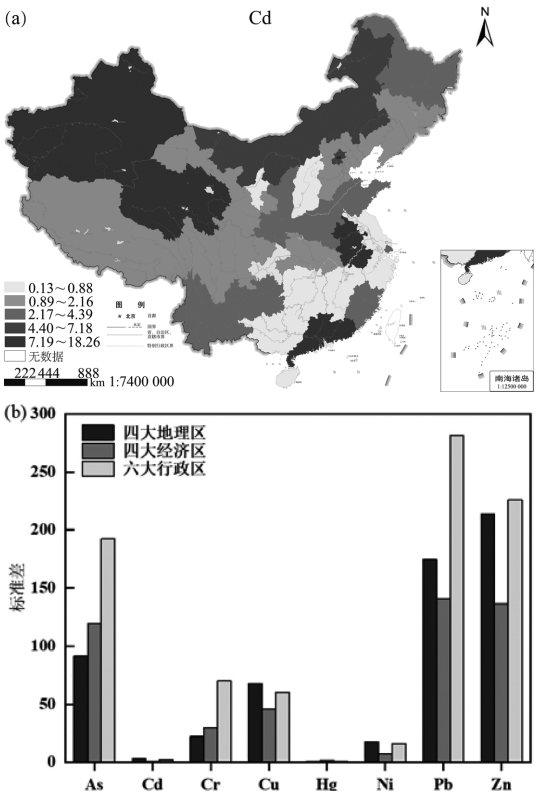


图 1　城市道路灰尘 Cd 污染空间分布(a)及三种地理分区标准下重金属浓度标准差(b)

Fig.1　Spatial distribution of Cd pollution in urban road dust (a) and standard deviation of heavy-metal concentrations under three geographical zoning schemes (b)

审图号:GS(2020)4632 号

本文根据自然地理(四大地理区)、经济功能(四大经济区)以及行政分区(六大行政区)进行区位划分(附表 11)[29].其中,地理区划更多地反映了灰尘污染的自然源影响特点,包括成土母质差异、矿产资源的开采与附属工业暴露、山脉阻隔引起的气候变化等.经济区划侧重于人为活动诱发源的贡献.行政区划则更能体现地方政策和管理的差异.本文通过使用浓度标准差(δ)表示空间波动性,δ越大分布,差异性越大、局部聚集性更强,δ越小,分布差异性越小、空间分布更广泛[34].

结果显示,三类区位均具有 Cd、Hg 的δ值较小,

污染分布范围更广,Cu、Pb、Zn、As 的δ值较大,污染聚集性更强的规律.这是由于 Cd 受人为多元源影响,Hg 无特征污染源,即 Cd 与 Hg 受到多种污染源共同影响,在许多城市中都有排放共性,因此污染分布更广泛;Cu、Pb、Zn 和 As 的污染则更多地与局部的工业活动、交通排放和自然源排放相关,因此分布相对集中.此外,三种区划下的δ值大小顺序为:行政区划>地理区划>经济区划.在行政区划划分方式下,重金属分布差异较大,更能体现城市中自然-社会-经济共同作用的影响.因此,行政区划为更合适的管控划分方式.

2.1.2 中国城市道路灰尘污染来源与程度规律 通过地累积指数、潜在生态风险指数和健康风险评价明确需要重点防控污染物为 Cd、Hg 与 Pb(图 2、附图 10~11 及附表 12~14)[29].并将灰尘污染源分为自然源、工业源、农业源、交通源和燃煤源五类,结合源解析结果与各地实际排放数据,通过聚类探究重金属主要来源,并通过不同行政区划下重金属的来源聚类探究重金属种类与来源的区域性规律(图 3 及附图 12)[29],其中颜色越红说明重金属与该类污染物关系越强,颜色越蓝说明越不相关.

总体而言,污染物地累积指数为 Cd>Hg>Pb>Zn>Cu>As>Cr>Ni,Hg 和 Cd 处于中度到偏重度污染,Cu、Pb、Zn 处偏中度,As、Cr 和 Ni 处轻度.地累积指数污染等级整体呈现由西北向东南污染加深的趋势.其中,Cd、Hg、Cu 污染分布相似,大致呈东高西低,而 Zn、As 无明显趋势.污染物潜在生态风险指数为 Cd>Hg>Pb>Cu>As>Ni> Zn>Cr,Cd 和 Hg 的潜在生态风险指数较高.健康风险评价 HI 为 Pb>>As>Cr>Hg>Cu>Zn>Cd>Ni,需要重点管控 Pb.我国灰尘重金属的主要暴露途径为手-口摄入,其次是皮肤接触和呼吸吸入[35],且儿童 HI 值高于成人,更易暴露于灰尘重金属污染.

聚类结果表明,9 种污染物可聚成两大类,分别为显著多源与不显著泛源,其中显著多源进一步细分为受人为多源影响与受人为与自然多源影响.

在第一类显著多源中,受人为多源影响的典型重金属为 Cd、Pb 和 Zn,来源包括工业源、农业源、交通源和燃煤源.相对而言,Cd 受到电镀及化工领域工业源影响更多[36].Pb 主要来源于 Pb 冶炼、电子废物回收和钢铁制造的工业源[37]和交通源[38].Zn 富集的主要原因是行车过程中轮胎的磨损和润滑剂的燃烧[39](交通源).聚类结果显示,郑州与西安的 Cd、Pb、Zn 污染分别主要来自燃煤源与交通源.乌鲁木齐的 Cd、Pb 则与工业、交通源有关,成都、上海、合肥的 Cd、Pb 污染均与农业源相关.

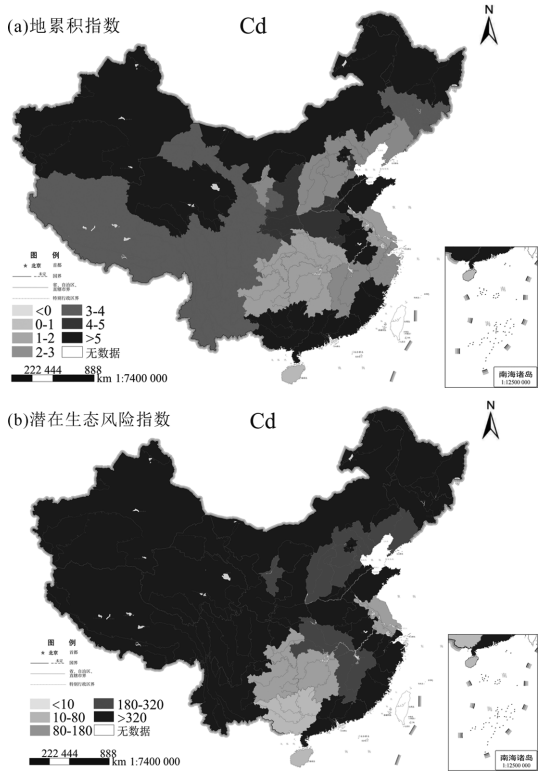


图 2 道路灰尘重金属 Cd(a)地累积指数和(b)潜在生态风险指数空间分布

Fig.2 Spatial distribution of (a)geo-accumulation index and (b)potential ecological risk index of heavy metal Cd in road dust

审图号:GS(2020)4632 号

此外,福州与武汉的 Cd 污染分别与交通源与工业源有关,兰州的 Pb 污染与燃煤源显著相关.结合污染程度来看,虽然 Cd、Pb 和 Zn 的地累积指数分布规律相似,但是污染程度存在差异.Cd 的地累积指数在各地区均显著高于其他重金属,东北、西北及沿海地区污染达严重等级,其余为中度至重度污染,潜在生态风险较高,需重点关注.江西与广西 Pb 达重度污染,其余为中度及以下污染,仅个别省市存在低危害的潜在生态风险.南方沿海地区 Zn 污染严重,但潜在生态风险小,对城市生态污染轻微或无污染.受人为与自然多源影响的典型重金属为 Cu、Cr、Ni,Cu 受钢铁冶炼等工业源[40]、车辆路面磨损等交通源[41]

以及农业源影响.南京 Cu 污染与燃煤源显著相关,同时也与工业源有关,西安则与自然、工业、农业、交通源相关,济南、上海、合肥主要与农业源相关.Cu 在湖北省的地累积指数最高,达到重/严重污染程度,整体污染程度南方高于西北,且仅个别省市有较低潜在生态风险.Cr、Ni 在全国范围内几乎没有潜在生态风险,对城市生态污染程度为轻微或无污染.

第二类为不显著泛源,包括 As,常见有机物和 Hg.As 显著污染源来自农业,包括化肥[42]、农药[43]、污水灌溉[44]等,但对于西安[45-46]、乌鲁木齐[47],As 还与含 As 矿物的风化、风蚀作用等自然源有关.郑州、北京、兰州等城市,As 的污染也与燃料燃烧产生的烟气沉降,即燃煤源有关.地累积指数显示,As 除在内蒙古和广西污染等级达重度,其余均为中度及以下,且只在个别省市存在潜在生态风险.有机物多来自燃煤源,包括煤不完全燃烧引起的 PAHs 排放与沉降[48].然而,也有例外,部分地区有机物污染与农业源显著相关,包括上海和重庆,与自然源相关的有重庆、郑州和贵阳,北京则更多与工业、交通源有关.Hg 无特征污染源,这可能与环境本底值高有关[49].其中,乌鲁木齐的 Hg 污染源与交通显著相关,西安与农业源显著相关.Hg 的地累积指数除西北地区外均在中度污染以上,这与 Hg 土壤背景值普遍较高有关.其中,云南、安徽、陕西等地区达严重污染.Hg 潜在生态风险程度东部高于西部,大部分城市达到较强风险水平,即会对城市生态造成强污染,需要重点关注.

总体来看,有特征污染源的 As、Pb、Zn、Cu 空间分布波动明显,有聚集性特点,但整体污染不严重,需在局部严重地区重点关注;相比之下,对于没有明显特征污染源的 Cd 和 Hg,全国 80%城市 Cd 和 90%城市 Hg 的潜在生态污染程度处于强至极强水平,空间分布较为广泛,且污染严重,需要引起关注.与主要受人为源影响的灰尘污染相比,受人为与自然多源影响的灰尘污染因增加自然源的参与,污染分布呈现出无序化特征.表明人为因素是导致灰尘污染聚集的关键因素,应重点管控.

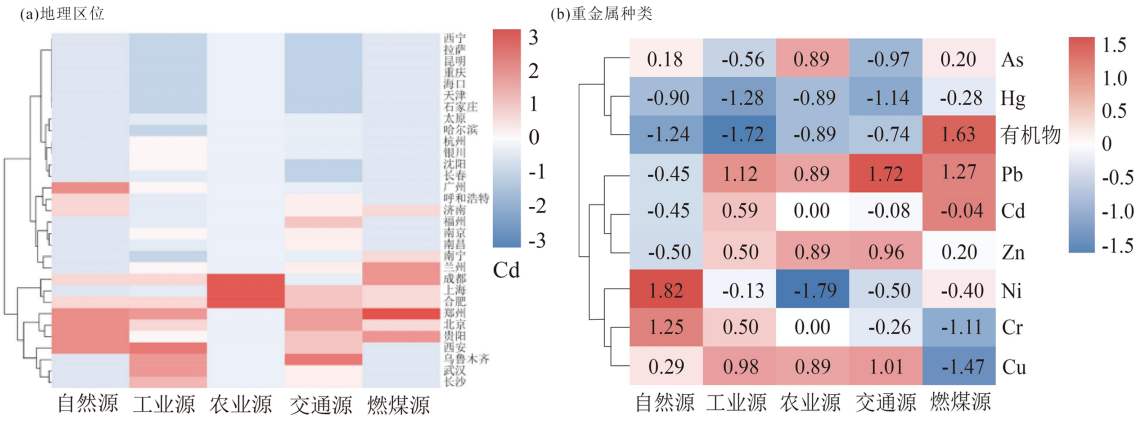


图 3　城市道路灰尘污染物来源与(a)地理区位、(b)污染物种类的相关性

Fig.3　Correlation between urban road dust pollutant sources and (a) geographical locations, (b) types of pollutants

综上,健康风险评价结果与其他评价结论存在出入.因健康风险仅考虑污染物浓度[38],忽视了 Cd、Hg 在灰尘中的高度富集,有可能使其健康风险计算值偏低,因此应该建立灰尘自身的污染评价体系;污染物种类的来源聚类与不同城市的污染物来源聚类结果存在出入.说明城市道路灰尘污染由于其污染情况的复杂性导致污染物准确溯源困难,需要根据不同城市污染特点建立更加合理化的管控方案;道路灰尘中污染物的污染程度与其来源之间的关系极为复杂,难以精准定位.单纯依赖源头治理的管控策略难以实现长期有效性,从风险评价角度切入,或许能为灰尘污染治理提供更为优化的思路.因此,本研究将继续通过构建城市道路灰尘风险评价体系,评价各城市的灰尘污染风险水平,并探究各城市关键风险因素,以期提供针对性管控路径.

2.2　基于生态韧性的中国城市道路灰尘风险评价体系建立

基于传统风险评价流程,我们结合“压力-状况-响应”框架,融入生态韧性理念,对城市道路灰尘风险进行综合评估.评估模型从三个维度展开:压力维

度衡量城市化导致的灰尘生态负担,状况维度揭示灰尘污染对生态健康和环境质量的影响,响应维度分析城市应对灰尘污染的策略及效果.指标体系的建立通过以下步骤实现.

2.2.1 指标池的建立 在三大文献库中以如下检索式进行检索,中文检索关键词:“环境风险”OR“环境风险因素”OR“城市生态韧性”,英文检索关键词:“Environmental risk”OR“Environmental risk factor”OR“Urban ecological resilience”,初筛选出7812篇文章.通过标题、摘要和全文评审后剔除部分文献,最终选取 177 篇与本研究高相关性且高被引频次文献.为全面归纳具代表性的灰尘风险因素,本文以文献中提及风险因素的次数代表出现频率,相似元素归为同一类别.如表 1 所示,最终共识别了 33 个风险因素,包括 14 个压力指标、14 个状态指标和 5 个响应指标.

表 1 城市道路灰尘风险评价指标体系、权重及风险临界值

Table 1 Urban road dust risk assessment index system, weights, and risk thresholds

	分指标指数	提及次数	指标增减	权重	临界值			
					无风险-轻微风险	轻微风险-一般风险	一般风险-偏大风险	偏大风险-高风险
目标层	城市道路灰尘风险 A			1.00	0.31	0.35	0.42	0.45
准则层	压力 B1			0.34	0.29	0.36	0.51	0.59
	状态 B2			0.47	0.18	0.24	0.36	0.43
	响应 B3			0.19	0.45	0.54	0.71	0.80
要素层	气象因素 C1			0.10	0.33	0.45	0.68	0.80
	污染来源因素 C2			0.25	0.19	0.27	0.43	0.51
	环境状态 C3			0.10	0.24	0.36	0.60	0.72
	污染程度 C4			0.37	0.15	0.22	0.35	0.42
	污染治理能力 C5			0.09	0.44	0.54	0.73	0.84
	学习能力 C6			0.09	0.27	0.41	0.66	0.80
指标层	城市逆温天数 D1		新增	0.05	0.22	0.39	0.80	0.97
	平均风速 D2	105		0.03	0.16	0.40	0.62	0.76
	降水量 D3	66		0.02	0.18	0.43	0.80	0.94
	城市人口密度 D4	70		0.03	0.03	0.19	0.63	0.77
	交通运输用地 D5		修改	0.02	0.02	0.20	0.44	0.65
	耕地面积 D6		修改	0.02	0.14	0.39	0.63	0.79
	工业源颗粒物排放量 D7	101		0.02	0.01	0.08	0.17	0.27
	生活源颗粒物排放量 D8	84		0.03	0.00	0.03	0.25	0.54
	机动车颗粒物排放量 D9	105		0.02	0.02	0.12	0.47	0.74
	城市道路面积 D10		修改	0.04	0.00	0.01	0.16	0.51
	道路硬化率 D11		新增	0.02	0.02	0.04	0.38	0.62
	道路绿化率 D12		新增	0.02	0.12	0.20	0.65	0.82
	高峰时段道路交通指数 D13	90		0.01	0.07	0.19	0.52	0.67
	机动车保有量 D14	86		0.02	0.04	0.16	0.37	0.73
	工业总产值	69	删去					
	第三产业占地区生产总值的比重	72	删去					
	新能源车数量	56	删去					
	施工项目建设面积	40	剔除					
	空气湿度		新增后剔除					
			后剔除					
	城镇村及工矿用地		修改后剔除					
	人均绿地面积 D15	120		0.05	0.59	0.78	0.90	0.97
	建成区绿化覆盖率 D16	124		0.03	0.09	0.15	0.22	0.30
	空气质量达到及好于二级的天数 D17	88		0.03	0.04	0.23	0.51	0.88
	$PM_{2.5}$ 浓度 D18	110		0.01	0.33	0.48	0.81	0.90
	PM_{10} 浓度 D19	104		0.01	0.26	0.42	0.68	0.93
	As 浓度 D20	13		0.10	0.03	0.06	0.13	0.41

续表 1

分指标指数	提及次数	指标增减	权重	临界值			
				无风险−轻微风险	轻微风险−一般风险	一般风险−偏大风险	偏大风险−高风险
Cd 浓度 D21			0.03	0.02	0.04	0.22	0.50
Cr 浓度 D22			0.01	0.18	0.23	0.37	0.70
Cu 浓度 D23			0.03	0.02	0.07	0.19	0.27
Hg 浓度 D24			0.06	0.02	0.03	0.32	0.64
Ni 浓度 D25			0.02	0.15	0.22	0.38	0.68
Pb 浓度 D26			0.06	0.02	0.09	0.23	0.63
Zn 浓度 D27			0.02	0.02	0.11	0.23	0.36
常见有机物浓度 D28	47		0.01	0.10	0.23	0.59	0.87
扬尘污染防治投资 D29	93		0.02	0.32	0.62	0.90	0.97
环卫专用车辆设备 D30	58		0.04	0.30	0.58	0.82	0.95
道路清扫保洁比例 D31	70		0.03	0.23	0.95	0.99	1.00
人均环保产业从业人员数 D32	39		0.06	0.50	0.64	0.86	1.00
大气污染出台政策 D33	32		0.04	0.06	0.34	0.64	0.75

2.2.2　指标筛选　研究团队邀请了环境风险管理领域、生态环境管理领域和环境经济学与管理领域共 10 位专家确定指标体系.为确保体系科学性与意见一致性,进行了两轮咨询与问卷调研.综合专家意见和灰尘污染实际情况,增加了“城市逆温天数”、“空气湿度”、“道路硬化率”、“道路绿化率”4 个指标.并将“人均城市道路面积”修改为“城市道路面积”,“土地利用类型”修改后,分为“交通运输用地”、“城镇村及工矿用地”与“耕地面积”3 个指标.删去“工业总产值”、“第三产业占地区生产总值的比重”、“新能源车数量”3 个指标.

2.2.3　指标合理性验证　指标筛选结果显示,空气湿度和降水量显著相关(t 统计量小于 0.010,相关系数大于 0.800).这可能是由于降水量大或空气湿度大时,灰尘易发生湿沉降,空气中的颗粒物含量降低[50].由于降水量直接反映降雨大小,空气湿度间接反映,因此保留“降水量”,剔除“空气湿度”.城镇村及工矿用地、机动车保有量、施工项目建设面积与城市道路面积和机动车颗粒物排放量之间存在显著相关性(t 统计量均小于 0.010,相关系数均大于 0.800).机动车颗粒物排放量指标反映交通源对灰尘的影响,研究表明交通源是城市道路灰尘污染的主要来源[51],工业源颗粒物排放指标则代表工业源对灰尘风险的影响,故保留“机动车颗粒物排放量指标”,剔除“城镇村及工矿用地”指标与“施工项目建设面积”指标.

2.2.4　风险临界值的确定　研究团队邀请科研院所、环保企业和政府部门共 6 位专家对指标体系进行打分,获取主观权重基础数据.基于层次分析法和熵权法的组合方法确定各层指标权重.采用风险指数法计算风险值[52],将风险值划分为无风险、轻微风险、一般风险、偏大风险和高风险五个等级.最后根据指标所处风险状态区域的概率确定临界值.由于一般风险区域位于中央位置,概率通常在 40%到 60%之间;高风险和无风险区域概率为 5%到 10%;偏大风险和轻微风险之间的范围相对稳定.综上,无风险范围上限和轻微风险范围下限为 10%,轻微风险范围上限和一般风险范围下限为 25%,一般风险范围上限和偏大风险范围下限为 75%,偏大风险范围上限和高风险范围下限为 90%.计算得到各分项指标的临界值,如表 1 所示.

2.3　中国城市道路灰尘风险评价及管控路径

2.3.1　全国城市道路灰尘风险总体分析　对 31 个省会城市的道路灰尘风险及各子要素的风险水平进行评价,涵盖目标层(A)、准则层(B)、要素层(C)、指标层(D)和风险评价结果(图 4 及附图 14)[29].由 2.1 的分析可知,我国东北、华北及华南沿海城市的灰尘污染风险普遍较高.然而,纳入城市管理数据后,整体城市灰尘风险与单一灰尘污染程度并不完全吻合,这表明仅研究灰尘污染情况无法全面反映风险规律.且仅从污染源控制灰尘污染难度较大,治理效果难以持久.因此,本研究的评价体系综合考虑了自然−社会系统,更全面反映风险规律的同时,整合自然环境与城市治理要素,以实现灰尘的有效管理.

在压力层,处于过大风险的城市包括济南市和呼和浩特市,其道路灰尘风险评价值分别为 0.60 和

0.64.这类城市的风险压力较为集中,主要源自交通运输,同时受气候条件或城市管理措施的影响.其中,济南市的机动车保有量和颗粒物排放量居 31 城之首,且逆温天数达 308d,扩散不利易加重污染.呼和浩特交通运输用地风险最大,道路绿化率最低(15%),不利于灰尘沉降.处于偏大风险的城市包括石家庄和哈尔滨市,在压力方面的风险评价值分别为 0.54 和 0.55.这类城市的风险压力开始呈现多样化特征.例如,石家庄市机动车与生活源颗粒物排放分别为 4936t、216622t,在交通与人口方面风险大[53].哈尔滨市的风险压力主要体现在人口密度和城市逆温天数指标上,二者风险值均居 31 城之首.人口密度高通常伴随生活源颗粒物排放大,同时气候不利加剧了污染.处于一般风险的城市包括郑州、沈阳、南京等 13 个.这类城市风险压力普遍较低,但风险因素均呈现多样化的特点,可将风险因素归纳分为交通、气象、人口、工业和城市管理五类.交通因素方面,南京、广州和杭州主要由于城市道路面积较大、高峰时段交通指数高和机动车保有量大,面临较高风险.气候因素方面,沈阳的逆温天气数较高,兰州的降水量较少,均不利于灰尘沉降.人口因素方面,郑州较大的人口密度易致人口压力增高.工业因素方面,太原和乌鲁木齐分别因煤矿企业和工业产业集中而风险较高.城市管理因素方面,西安因道路绿化率低而压力风险显著.最后,长春、武汉、长沙和合肥的风险因素较分散,需进一步识别关键管控点.综上,可根据风险等级制定不同风险的城市灰尘源头防控策略.压力层风险大的城市,风险主要集中于交通源和灰尘扩散因素,可结合地域特征识别管控源,针对性治理.随着风险的降低,特征影响因素分散性提高,具多源特性.由于从源头直接控制的成本反而高于压力风险较大或一般的城市,因此建议进一步识别灰尘污染聚集的风险区域,再设计管控方案.

在状态层,处于过大风险的城市为南宁市,风险评价值为 0.47.其中重金属 As、Cu、Hg、Pb、Zn 为重点风险因素,其中 As 浓度达 2785.25mg/kg,远超其他城市.广西是我国 As 潜在风险最大的地区[54],其喀斯特地貌致土壤中 As 的背景值较高[55-56],土壤风化形成灰尘时 As 的含量较高.此外,南宁位于桂西北矿区,矿产资源丰富,工矿企业污染源集中,扬尘问题尤为突出,且冶炼等活动产生的灰尘中重金属含量较高,更加剧了灰尘中 As 的污染问题[57].处于一般风险状态的包括合肥、海口、哈尔滨等 11 个城市,这类城市风险较低,但风险因素分散,可分为城市绿地面积、大气污染、重金属污染三类.在城市绿地面积方面,海口、哈尔滨和西宁三市人均绿地面积及建成区绿化覆盖率均较低,其原因各异.海口市土地多用于商业和居住,人均公园绿地面积为 12.3m^2[58],覆盖率不足,绿地系统待完善.哈尔滨气候寒冷限制植物生长,且规划侧重工业和交通发展,致使绿地不足.西宁市地处青藏高原,气候干旱、土壤贫瘠,近年来绿化虽有提升但人均绿地仍不足.在大气污染方面,西安、石家庄、长沙在 PM_{10}、$PM_{2.5}$ 污染的风险值较大,达到高风险水平,可能是受到本地工业排放、机动车尾气和外来源输送的影响.其中西安与石家庄地处平原周围环山,不利于空气流通,冬季燃煤且易形成静稳天气,导致污染物在近地面累积.此外,三个城市均受到区域性污染传输的影响.西安北部无高大山脉遮挡,易受沙尘暴影响[59].石家庄受周边工业区和城市群的污染传输影响.长沙 $PM_{2.5}$ 污染可能与西北气流输送有关[60].在重金属污染方面,合肥、武汉、乌鲁木齐、昆明均存在不同类型的重金属污染风险.合肥市灰尘中 Cd、Hg 含量分别超土壤背景值的 46 倍和 3.3 倍[61].武汉主城区表层土壤中 Cu、Cr 含量均超湖北省的背景值[62].乌鲁木齐市地表灰尘 Cr、Cu、Pb、Zn 的平均含量超过相应土壤背景值 2.31~7.98 倍[63].昆明湿地公园灰尘 Cd、Hg 平均含量超土壤背景值 6 倍[64].这表示灰尘重金属污染可能来源于人为源因素如交通、燃煤和城市化带来的土壤扰动等.最后,天津市虽处于一般风险,但风险因素分散,需进一步分析.其余城市在状态层的风险处于偏小或无风险水平.综上对于状态层风险较大的城市,风险主要集中在重金属污染方面,可进行针对性管控.随着风险的降低,风险因素逐渐多样化,大致指向城市绿地管理,大气颗粒物污染与重金属污染三个方面,需要引入生态韧性视角,精确定位灰尘污染风险集中区域,制定针对性治理策略.

在响应层,处于过大风险的城市为北京、兰州、长春和天津.2021 年北京市的扬尘污染防治投资为 5273 万元,资金投入偏低.兰州市五个指标风险均较高,其中道路清扫保洁比例仅 0.1,且兰州位于河谷盆地,四周环山,易产生静稳天气,大气扩散能力弱,PM_{10}

等细颗粒物易在近地层累积[65].道路扫保覆盖不足叠加静稳、低风速等不利气象条件,极易造成城市尘粒滞留、反复扬起,形成持续性积尘.长春市环保行业从业人员较少,天津市道路清扫保洁比例偏低,且 2021 年,天津市市容环卫专用车辆设备为 5601 台,环保行业从业人员较少,设备不足,均可能导致道路灰尘处理不力.处于偏大风险的城市为拉萨、西安、福州等 13 个城市.风险因素主要分为污染治理能力与学习能力.污染治理能力方面,西安、昆明、南昌三市扬尘防治投资指标呈偏大风险,环卫设备数量与道路扫保均比例低.学习能力方面,上海、呼和浩特的指标处偏大风险,在环保从业人员与大气污染政策方面需要提升.最后,福州、哈尔滨、银川、西宁在响应层指标风险均偏大,例如西宁、拉萨和银川市经济水平相对落后,环保经费、环卫设备和从业人员均少,需提升治理与学习能力.处于一般风险状态有重庆、合肥、武汉等 10 个城市,风险因素分散,需要进一步分析以提出建议.其余城市响应层道路灰尘风险小或无风险.综上,在响应层,高风险城市主要集中在灰尘治理能力方面.这些城市可考虑根据自身情况采取针对性措施,如加强污染治理的资金投入,提高道路清扫保洁比例,增加环卫设备数量,并增加环保行业从业人员数量.对于风险值较低的城市,影响因素较为分散,因此更需通过细致的风险评估来识别关键的风险管控点,并据此制定针对性的风险管理策略.

综上,从风险评价角度对灰尘污染进行重新分类后,城市灰尘管理思路将更为清晰.可采取分级管控策略,依据风险等级划分优先管控与一般管控城市,区分轻重缓急以便合理分配管理资源.优先管控城市由于风险因素集中,便于实施针对性治理措施;而一般管控城市则需识别风险集中的关键区域和人群,以便优先管理.

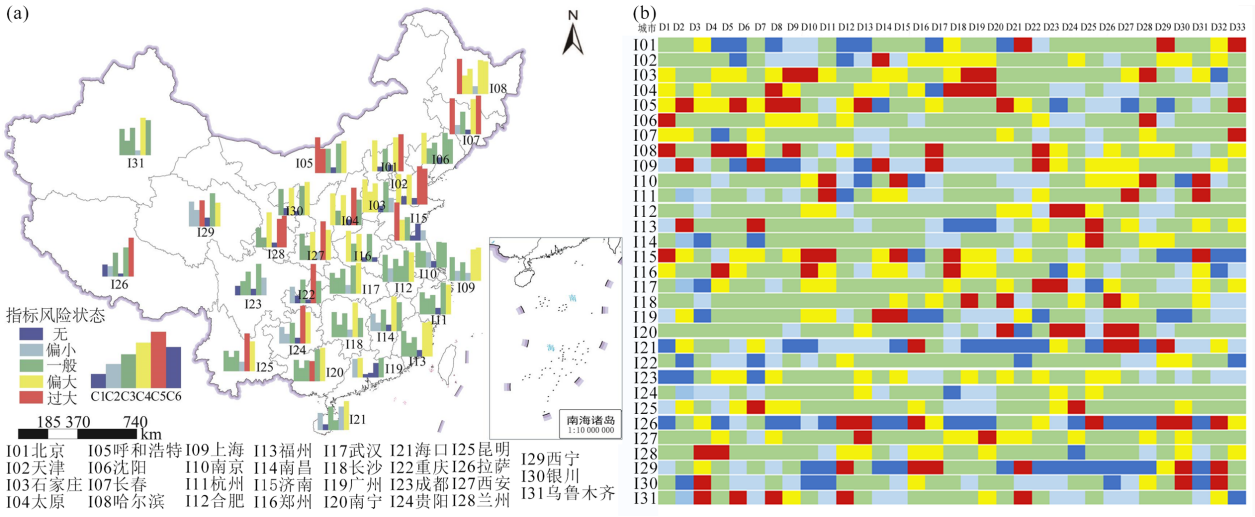


图 4　(a)要素层与(b)指标层分指数风险状态分布

Fig.4　Risk status distribution of (a) element layer and (b) indicator layer sub-indexesr

审图号:GS(2023)2767 号

2.3.2　基于道路灰尘风险评价的分区管控路径　通过分析不同城市在压力层、状态层和响应层的风险,得到了各层次城市风险分布状态.本节进一步地,根据“压力-状态-响应”3 个方面,对各城市道路灰尘风险进行聚类分析(图 5 及附图 15)[29].将 31 个城市分为低风险城市和高风险城市,其中高风险城市中包括压力型高风险、响应型高风险、状态响应共同型高风险以及状态压力共同型高风险.通过划分不同风险类型区域进行分级分类管控,集中资源优先治理重点污染,并兼顾区域特点,实现系统化治理,最大限度地提高治理效果.最后,通过分析这五种类型城市道路灰尘风险管控的问题,有针对性地为相同类型城市提供精准的风险防控意见,以此建立分层次化管理路径.

第一类城市为压力型高风险,包括广州、石家庄、济南和郑州.这类城市状态与响应方面风险较小,但相对于状态与响应而言,压力层风险较大.这四个城市在压力层中处于高风险、偏大风险状态的指标

主要集中在城市人口密度、高峰时段道路交通指数与机动车保有量三个指标,表示这类城市风险压力集中在人口与交通方面.人口密集的城市,因为交通密集、城市建设等更容易产生道路灰尘.此外,这类城市交通拥堵、机动车保有量高、颗粒物排放大,交通压力大,使得灰尘风险较大.长期暴露于高颗粒物浓度环境易危害人体健康,污染土壤和水体,抑制植物生长,影响生态系统.针对这类高风险城市,未来的风险管理重点可以集中在关注人口密度和优化交通结构上,尤其是对重点区域和重点人群的健康风险监测与预警.对于人口密集地区,应重点关注城市人群的户外活动区域和交通拥堵区域,因为这些区域由于持续性的交通源灰尘排放[66]和二次扬尘问题,人群的暴露风险增加.然而,目前还没有定量数据来明确说明在这些情况下人群所面临的具体健康风险.因此,对这些情景下的风险进行探索和监控,是实施针对性措施的重要依据.

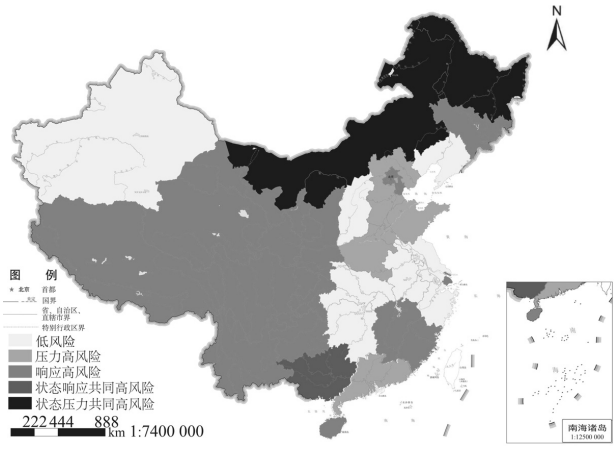


图 5 城市道路灰尘风险类别

Fig.5 Urban road dust risk categories

审图号:GS(2020)4632 号

第二类城市为响应型高风险,包括福州、长春、兰州、昆明、西安、天津、北京、上海、西宁、银川、南昌、重庆、拉萨、贵阳、成都和海口.这一类城市压力和状态层风险较小,相比较而言,响应层风险较大.这类城市风险因素集中在城市治理能力与学习能力两方面,具体体现在道路扫保比例、清洁车与清洁人员、扬尘污染防治投资与相关政策偏少.响应型高风险表示城市针对于灰尘治理的城市修复能力较低.针对此类高风险城市,可以从完善灰尘管理政策、建立监督体系、提高清洁能力三个方面采取措施.管理政策方面,本研究梳理近 15 年城市道路灰尘治理政策,发现早期及地方政策多聚焦建筑工地、采矿区等重点区域治理.未来,灰尘治理策略应在现有基础上进一步拓展,增加对城市道路和居民区等一般区域的灰尘污染监测.同时,应将风险等级较高的指标视为优先管控指标,并作为重点监测对象.各城市可基于本城市的个性化优先管控指标,构建一个有针对性和具备自学习反复提升能力的城市灰尘污染监测及反馈网络.

第三类城市为状态响应共同型高风险,南宁在压力方面处于偏小风险,而状态和响应方面分别处于过大或偏大风险.广西矿产资源丰富,种类繁多,储量较大[67].该地区家庭灰尘中 Pb、Cd 含量高于土壤背景值[68],表明因露天采矿、岩石破碎和运输扬尘等人为源因素产生的粉尘会污染环境,导致土地退化、生态破坏,加剧了土壤的风化和灰尘的产生.针对这一类型城市,首先,需要对重点管控区域如工矿业企业工地、历史遗留矿区周边进行近地面灰尘的动态监测,结合抑尘技术,削减重点管控区域灰尘的产生.其次,对城市道路与居民区进行大范围监测,识别灰尘污染风险严重区域位点,针对性治理,降低灰尘污染对人体健康的潜在影响.

第四类城市为状态压力共同型高风险,包括呼和浩特和哈尔滨.这一类城市响应方面风险较小,但压力与状态层面均处过大或偏大风险.评价指标数据显示这类城市的风险因素集中在天气条件、城市绿化与重金属污染三个方面.首先,两市均位于中国北方,冬季大气边界层降低、空气流动性弱,不利于污染物扩散.且降水量小,颗粒物清洗作用有限,灰尘在大气中停留时间长.在城市绿化方面,气候寒冷限制植物生长,交通运输用地面积大,导致城市绿化率低.最后,在重金属污染方面,两市均为工业型城市,且居民均依靠燃煤取暖,工业源、生活源颗粒物排放量均较高,易造成灰尘中重金属的累积.这类城市的工业源排放量本已偏高,加之不利的气象条件和绿化状况,加剧了污染问题.针对这类城市,需要在重点区域监控的基础上增加季节性灰尘监控措施.尤其需要关注冬季灰尘高风险区域如城市道路、燃煤电厂、工业企业的灰尘监测数值,增加监测频率,以便进行针对性管控.还可通过收集大量历史监测数据,

建立数据库结合机器学习的方式,预测对未来可能出现严重灰尘污染的时间,或者识别灰尘污染的趋势,实现极端天气的预测及预警,并提前制定策略,尽可能降低其对社会经济的影响.

第五类城市为低风险型,包括沈阳、太原、南京、杭州、合肥、长沙、乌鲁木齐和武汉.这一类城市在压力、状态、响应三个层面的风险值均偏小或一般水平,风险等级相近.这些城市的道路灰尘污染水平相对较低,空气质量保持在良好水平,城市道路经常进行清扫和清洗,有效控制了灰尘的产生和传播.对于这类城市,灰尘污染情况并不突出,整体灰尘风险水平较低,但污染来源更多样,风险因素更分散.因此,直接实施源头控制成本较高,可直接在人群密集区域设置少量观察点,进行不定期风险管控.

3　结论

3.1　道路灰尘重金属污染普遍高于土壤.在全国范围内,城市道路灰尘重金属污染呈现西北至东南递增趋势.其中,Cd 与有机物超标较为严重,全国范围内,45%的城市 Cd 超标率在 2 倍以上,65%的城市有机物超标率在 3 倍以上.Cd 和 Hg 无明显特征污染源,地累积指数处于中度到偏重度污染,80%以上的城市潜在生态污染程度处于强至极强水平,达到强生态危害及以上.其中,Cd 受人为多源影响,Hg 与有机物则为不显著泛源.其余重金属地累积指数处于偏中度到轻度污染,潜在生态危害为轻微或中等.

3.2　构建了生态韧性视角下城市道路灰尘风险评价指标体系.形成了以 PSR 模型为基础,综合考虑自然、社会两方面因素,包含各指标权重和临界值,具备量化关键风险因素功能的城市道路灰尘风险评价体系.在压力层,风险因素集中在人口密度与交通压力方面.在状态层,风险因素集中在重金属污染方面.在响应层,风险因素集中在污染治理能力与学习能力方面.随着风险水平的降低,风险因素逐渐呈现出多样化和分散化的特点.因此,基于风险评价对灰尘污染重新分类后,灰尘管理思路更加明晰.通过分级分类管控方式对不同风险类型的城市进行管控.高风险城市可结合地域特征进一步识别管控源,实现精准管控.中低风险城市可先识别城市灰尘污染的重点区域,再制定相应管控措施.

3.3　我国城市道路灰尘风险分类包括压力型高风险、响应型高风险、状态响应共同型高风险、状态压力共同型高风险以及低风险型 5 类,每种风险类型可针对性的投入管控力度,即采取分级分类管控策略.对于城市中高密度人群聚集和交通拥堵的区域,应予以重点关注.在未来的研究中,可收集人群暴露于健康风险的定量数据,并据此制定风险标准,作为监测及管控的依据.

参考文献:

[1] 杜佩轩,田　晖,韩永明.城市灰尘概念、研究内容与方法 [J]. 陕西地质, 2004,22(1):73−79.
Du P X, Tian H, Han Y M. Concept, research content and method of urban dust [J]. Geology of Shaanxi, 2004,22(1):73−79.

[2] Li H Y, Shi A B, Zhang X R. Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park [J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 32(6):228−237.

[3] 王　硕,蔡立梅,王秋爽,等.中国城市地表灰尘中重金属的富集状况及空间分布特征 [J]. 地理研究, 2018,37(8):1624−1640.
Wang S, Cai L M, Wang Q S, et al. Spatial distribution and accumulation of heavy metals in urban surface dust of China [J]. Geographical Research, 2018,37(8):1624−1640.

[4] 李晓燕,陈同斌,雷　梅,等.北京城市广场及校园表土(灰尘)中重金属水平与健康风险 [J]. 地理研究, 2010,29(6):989−996.
Li X Y, Chen T B, Li M, et al. Concentrations and risk of heavy metals in surface soil and dust in urban squares and school campus in Beijing [J]. Geographical Research, 2010,29(6):989−996.

[5] Liu B Q,Guo X,Duan J H, et al. Health risk assessment on heavy metals in urban street dust of Tianjin based ontrapezoidalfuzzy numbers [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2016,22(3): 678−692.

[6] 孙宗斌,周　俊,胡蓓蓓,等.天津城市道路灰尘重金属污染特征 [J]. 生态环境学报, 2014,23(1):157−163.
Sun Z B, Zhou J, Hu B B, et al. Characteristics of heavy metal pollution in urban street dust of Tianjin [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014,23(1):157−163.

[7] Kamal A, Malik R N. Comments on "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment" [J]. Science of the Total Environment, 2014,478:200.

[8] 曹晓亮.城区道路灰尘重金属污染和分布特征研究——以鹤壁市旧城区为例 [J]. 智能城市, 2017,3(3):282−285.
Cao X L. Study on heavy metal pollution and distribution characteristics of urban road dust: A case study of Hebi old urban area [J]. Intelligent City, 2017,3(3):282−285.

[9] 刘　玥,郭文强,武晔秋.基于 PMF 模型的大同市城区公园地表灰尘中重金属污染评价及来源解析 [J]. 环境化学, 2022,41(5):1616−1628.
Liu Y, Guo W Q, Wu Y Q. Pollution assessment and source analysis of surface dust heavy metals in parks of Datong city based on Positive matrix factorization model [J]. Environmental Chemistry,

2022,41(5):1616−1628.

[10] 孙宗斌,刘百桥,周 俊,等.天津城市道路灰尘重金属污染及生态风险评价 [J]. 环境科学与技术, 2015,38(8):244−250.
Sun Z B, Liu B Q, Zhou J, et al. Heavy metals pollution and ecological risk assessment on urban street dust of Tianjin [J]. Environmental Science & Technology, 2015,38(8):244−250.

[11] 高立红.北京市城市环境有机磷酸酯污染水平和分布特征研究 [D]. 北京:北京科技大学, 2016.
Gao L H. Occurrence and distribution of organophosphate esters in the urban area of Beijing [D]. Beijing: University of Science and Technology Beijing, 2016.

[12] Shahab A, Hui Z, Rad S, et al. A comprehensive review on pollution status and associated health risk assessment of human exposure to selected heavy metals in road dust across different cities of the world [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2023,45(3):585−606.

[13] Yu B, Lu X W, Wang L Q, et al. Potentially toxic elements in surface fine dust of residence communities in valley industrial cities [J]. Environmental Pollution, 2023,327:121523.

[14] 中华人民共和国中央人民政府.住房和城乡建设部办公厅关于进一步加强施工工地和道路扬尘管控工作的通知[EB/OL]. https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2019−09/29/content_5434651.htm,2019−04−09.

[15] 鞍山市人民政府.鞍山市矿山扬尘污染防治规定 [EB/OL]. http://www.anshan.gov.cn/html/ASSZF/202407/0171982136847667.html,2024−07−01.

[16] 唐荣莉,马克明,张育新,等.北京城市道路灰尘重金属污染的健康风险评价 [J]. 环境科学学报, 2012,32(8):2006−2015.
Tang R L, Ma K M, Zhang Y X, et al. Health risk assessment of heavy metals of street dust in Beijing [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012,32(8):2006−2015.

[17] 阿地拉·艾来提,麦麦提吐尔逊·艾则孜,姑力巴努·艾尼,等.库尔勒市地表灰尘微量元素分布特征及来源 [J]. 干旱区资源与环境, 2020,34(7):170−176.
Ailaiti A, Aizezi M, Aini G, et al. Distribution and sources of trace elements in surface dust of Korla City [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020,34(7):170−176.

[18] 李春艳,王新民,王 海,等.天水市主城区公交站地表灰尘重金属来源解析及污染评价 [J]. 环境科学, 2024,45(1):417−428.
Li C Y, Wang X M, Wang H, et al. Source appointment and assessment of heavy metal pollution in surface dust at bus stops of the main district of Tianshui City [J]. Environmental Science, 2024,45(1):417−428.

[19] Zhu X, Yu W X, Li F, et al.Spatio−temporal distribution and source identification of heavy metals in particle size fractions of road dust from a typical industrial district [J]. Science of the Total Environment, 2021,780:146357.

[20] Cai K, Li C, Na S. Spatial distribution, pollution source, and health risk assessment of heavy metals in atmospheric depositions: a case study from the sustainable city of Shijiazhuang, China [J]. Atmosphere, 2019,10(4):222.

[21] 王晓雨,刘恩峰,杨祥梦,等.城市土壤和地表灰尘重金属污染研究进展与展望 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2926−2938.
Wang X Y, Liu E F, Yang X M, et al. Critical review on heavy metal contamination in urban soil and surface dust [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2926−2938.

[22] 李廷昆,冯银厂,毕晓辉.城市扬尘污染主要成因与精准治尘思路 [J]. 环境科学, 2022,43(3):1323−1331.
Li T K, Feng Y C, Bi X H. Main problems and refined solutions of urban fugitive dust pollution in China [J]. Environmental Science, 2022,43(3):1323−1331.

[23] Li T, Bi X, Dai Q, et al. Optimized approach for developing soil fugitive dust emission inventory in "2+26" Chinese cities [J]. Environmental Pollution, 2021,285:117521.

[24] Holling C S. Resilience and stability of ecological systems [J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1973,4:1−23.

[25] Walker B, Holling C S, Carpenter S R, et al. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems [J]. Ecology and Society, 2004,9(2):5.

[26] Meerow S, Newell J P, Stults M. Defining urban resilience: A review [J]. Landscape and Urban Planning, 2016,147:38−49.

[27] Brown A, Dayal A, Rumbaitis Del Rio C. From practice to theory: Emerging lessons from Asia for building urban climate change resilience [J]. Environment and Urbanization, 2012,24(2):531−556.

[28] Elmqvist T. Urban resilience thinking [J]. Solutions, 2014,5(5):26−30.

[29] 朱 熙,刘思齐,黄 珊,等.基于韧性治理的城市道路灰尘风险评价[DS/OL].(2026).https://doi.org/10.57760/sciencedb.j00204.00015.
Zhu X, Liu S Q, Huang S, et al. Urban Road Dust Risk Assessment Based on Resilience Governance [DS/OL]. (2026). https://doi.org/10.57760/sciencedb.j00204.00015.

[30] Walz R. Development of environmental indicator systems: experiences from germany [J]. Environmental Management, 2000,25(6):613−23.

[31] 初慧敏,贺山峰,何佳临,等.基于 PSR 模型的黄河流域城市生态韧性时空分异特征研究 [J]. 水土保持研究, 2025,32(4):396−404.
Chu H M, He S F, He J L, et al. Research on the spatiotemporal differentiation characteristics of urban ecological resilience in the YellowRiver Basin based on PSR model [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2025,32,(4):396−404.

[32] 张亚青,王 相,孟凡荣.基于熵权和层次分析法的 VOCs 处理技术综合评价 [J]. 中国环境科学, 2021,41(6):2946−2955.
Zhang Y Q, Wang X, Meng F R. Comprehensive evaluation of VOCs processing technology based on entropy weight method and analytic hierarchy process [J]. China Environmental Science, 2021,41(6):2946−2955.

[33] Zhang Y, Shen J, Ding F, et al.Vulnerability assessment of atmospheric environment driven by human impacts [J]. Science of the Total Environment, 2016,571:778−790.

[34] 朱 熙,宋思源,余伟贤,等.交通源活动对城市灰尘重金属污染、再悬浮及健康风险的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(3):1623−1635.
Zhu X, Song S Y, Yu W X, et al. Impact of traffic−related activities on heavy metal pollution, resuspension and associated health risks of urban dust [J]. ChinaEnvironmental Science, 2025,45(3):1623−1635.

[35] Li H H, Chen L J, Yu L, et al. Pollution characteristics and risk assessment of human exposure to oral bioaccessibility of heavy metals via urban street dusts from different functional areas in Chengdu, China [J]. Science of the Total Environment, 2017,586:1076−1084.

[36] 刘玉莹.我国主要农耕区土壤铬元素的地球化学特征 [D]. 北京:中

国地质大学(北京), 2016.
Liu Y Y. Study on the geochemical characteristics of chromium element in the main agricultural soil of China [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2016.

[37] Ren Y, Hu Y, Cheng H. Sources, bioaccessibility and health risk of heavy metal (loid) s in the particulate matter of urban areas [J]. Science of the Total Environment, 2024,947:174303.

[38] 赵兴敏,杨　扬,郭欣欣,等.长春市典型高架公路大气环境颗粒物中重金属污染特征 [J]. 环境科学学报, 2017,37(9):3280−3288.
Zhao X M, Yang Y, Guo X X, et al. Pollution characteristics of heavy metals in atmospheric particulates from typical elevated highway inChangchun City [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017,37(9): 3280−3288.

[39] Zhu Z, Sun G, Bi X, et al. Identification of trace metal pollution in urban dust from kindergartens using magnetic, geochemical and lead isotopic analyses [J]. Atmospheric environment, 2013:77:9−15.

[40] 谭吉华,段菁春.中国大气颗粒物重金属污染、来源及控制建议 [J]. 中国科学院大学学报, 2013,20(2):145−155.
Tan J H, Duan J C. Heavy metals in aerosol in China: pollution, sources, and control strategies [J]. Journal of Graduate University of Chinese Academy of Sciences, 2013,30(2):145−155.

[41] Martins V, Correia C, Cunha−Lopes I, et al. Chemical characterisation of particulate matter in urban transport modes [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020,100(2):51−61.

[42] 刘　海,魏　伟,黄健敏,等.长江流域(安徽段)土壤−作物系统重金属污染特征及健康风险评价 [J]. 环境科学, 2023,44(3):1686−1697.
Liu H, Wei W, Huang J M, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of soil−crop system in Anhui Section of the Yangtze River Basin [J]. Environmental Science, 2023,44(3):1686−1697.

[43] 陈雅丽,翁莉萍,马　杰,等.近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展 [J]. 农业环境科学学报, 2019,38(10):2219−2238.
Chen Y L, Weng L P, Ma J, et al. Review on the last ten years of research on source identification of heavy metal pollution in soils [J]. Journal of Agro−Environment Science, 2019,38(10):2219−2238.

[44] 黄华斌,林承奇,胡恭任,等.基于 PMF 模型的九龙江流域农田土壤重金属来源解析 [J]. 环境科学, 2020,41(1):430−437.
Huang H B, Lin C Q, Hu G R, et al. Source appointment of heavy metals in agricultural soils of the Jiulong River Basin based on positive matrix factorization [J]. Environmental Science, 2020,41(1): 430−437.

[45] 陈秀端,卢新卫.基于受体模型与地统计的城市居民区土壤重金属污染源解析 [J]. 环境科学, 2017,38(6):2513−2521.
Chen X D, Lu X W. Source apportionment of soil heavy metals in city residential areas based on the receptor model and geostatistics [J]. Environmental Science, 2017,38(6):2513−2521.

[46] 刘　朋,李　姗,郭军康,等.城市轨道交通沿线地表灰尘重金属污染特征、来源及健康风险评价——以西安市为例 [J]. 环境科学学报, 2025,45(7):417−432.
Liu P, Li S, Guo J K, et al. Characteristics, sources and health risk assessment of heavy metal pollution in surface dust along urban rail transit lines: a case study of Xi'an City [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2025,45(7):417−432.

[47] 刘国宏,冷冰冰,扁青永,等.新疆典型区域土壤重金属 As 和 Cd 分布特征及评价 [J]. 新疆农业科学, 2022,59(8):2033−2040.
Liu G H, Leng B B, Bian Q Y, et al. Characteristics and risk assessment of heavy metals As and Cd in typical soils in Xinjiang [J]. Xinjiang Agricultural Sciences, 2022,59(8):2033−2040.

[48] Hindersmann B,Achten C.Urban soils impacted by tailings from coal mining: PAH source identification by 59PAHs, BPCA and alkylated PAHs [J]. Environmental Pollution, 2018,242:1217−1225.

[49] 余鸿燕,唐子茜,王　娜,等.重庆稻田土壤重金属污染特征分析及风险评价 [J]. 西南农业学报, 2023,36(5):1066−1073.
Yu H Y, Tang Z Q, Wang N, et al. Characteristic analysis and risk assessment of heavy metal pollution of paddy soil in Chongqing [J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2023,36(5):1066−1073.

[50] Shi G, Chen Z, Xu S, et al. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China [J]. Environmental Pollution, 2008,156(2):251−260.

[51] Irvine K N, Perrelli M F, Ngoen−Klan R, et al. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications [J]. Journal of Soils and Sediments, 2009,9(4):328−341.

[52] Zeng F.An evaluation of residents' perceptions of the creation of a geopark: a case study on the geopark in Mt. Huaying Grand Canyon, Sichuan Province, China [J]. Environmental Earth Sciences, 2014,71 (3):1453− 1463.

[53] 路　娜,李治国,周静博.2015 年石家庄市采暖期一次重污染过程细颗粒物在线来源解析 [J]. 环境科学, 2017,38(3):884−893.
Lu N, Li Z G, Zhou J B. Online source analysis of particulate matter $PM_{2.5}$ in a heavy pollution process of Shijiazhuang City during heating period in 2015 [J]. Environmental Science, 2017,38(3):884−893.

[54] 肖细元,陈同斌,廖晓勇.中国主要含砷矿产资源的区域分布与砷污染问题 [J]. 地理研究, 2008,(1):201−212.
Xiao X Y, Chen T B, Liao X Y, et al. Regional distribution of arsenic−contained minerals and arsenic pollution in China [J]. Geographical Research, 2008,(1):201−212.

[55] 宋　波,刘　畅,陈同斌.广西土壤和沉积物砷含量及污染分布特征 [J]. 自然资源学报, 2017,32(4):654−668.
Song B, Liu C, Chen T B. Contents and pollution distribution characteristics of arsenic in soils and sediments in Guangxi Zhuang Autonomous Region [J]. Journal of Natural Resources, 2017,32(4): 654−668.

[56] 汪　花,刘秀明,刘　方.喀斯特地区小尺度农业土壤砷的空间分布及污染评价 [J]. 环境科学, 2019,40(6):2895−2903.
Wang H, Liu X M, Liu F, et al. Spatial distribution and pollution assessment of As at a small scale in agricultural soils of the karst region [J]. Environmental Science, 2019,40(6):2895−2903.

[57] 韦妮玉,张新英,林善春.桂西北矿区道路灰尘重金属污染及健康风险评价 [J]. 环境与可持续发展, 2016,41(5):167−170.
Wei N Y, Zhang X Y, Lin S C. Health risk assessment of heavy metals of street dust from Northwest Guangxi mining area [J]. Environment and Sustainable Development, 2016,41(5):167−170.

[58] 中华人民共和国住房和城乡建设部.(2021).《2021 年城市建设统计年鉴》[EB/OL]. https://www.zgtjnj.org/naviBooklist−n3022110105−1.

html [^6^].

[59] 徐传奇,白 杨,唐远薇.西安市大气污染物时空演化特征及对人体健康评价 [J]. 环境科学, 2024,45(6):3746−3755.
Xu C Q, Bai Y, Tang Y W, et al. Air pollutant spatiotemporal evolution characteristics and effects on human health in Xi'an City [J]. Environmental Science, 2024,45(6):3746−3755.

[60] 熊 健,冯徽徽,丁 莹.长沙地区 $PM_{2.5}$ 传输路径和潜在源区时空分析 [J]. 环境科学学报, 2021,41(9):3663−3672.
Xiong J, Feng H H, Ding Y, et al. Spatial and temporal analysis of $PM_{2.5}$ transmission paths and potential source regions in Changsha Region [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(9):3663−3672.

[61] 李如忠,周爱佳,童 芳.合肥市城区地表灰尘重金属分布特征及环境健康风险评价 [J]. 环境科学, 2011,32(9):2661−2668.
Li R Z, Zhou A J, Tong F. Distribution of metals in urban dusts of Hefei and health risk assessment [J]. Environmental Science, 2011,32(9):2661−2668.

[62] 党丽娜,杨 勇.武汉市土壤重金属空间分布特征及污染评价 [J]. 华中农业大学学报, 2015,34(6):66−72.
Dang L N, Yang Y. Spatial distribution and pollution assessment of soil heavy metals in Wuhan urban [J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2015,34(6):66−72.

[63] 刘玉燕,刘浩峰,刘 敏.乌鲁木齐市地表灰尘重金属含量及其健康风险 [J]. 干旱区研究, 2009,26(5):750−754.
Liu Y Y, Liu H F, Liu M. Concentrations and health risk assessment of urban surface dust in Urumqi [J]. Arid Zone Research, 2009,26(5):750−754.

[64] 毕 珏,张振宁,杨丹蕾.昆明市湿地公园地表灰尘重金属污染特征及健康风险评价 [J]. 中国环境监测, 2023,39(3):106−119.
Bi J, Zhang Z N, Yang D L, et al. Heavy metals pollution characteristics and health risk assessment of road dust in wetland parks of Kunming, Southwest China [J]. Environmental Monitoring in China, 2023,39(3):106−119.

[65] Wang H, He X, Liang X, et al. Health benefits of on−road transportation pollution control programs in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2020,117(41):25370−25377.

[66] 王 芳,吴焕波,陈 强.气象因素对兰州市 PM_{10} 质量浓度的影响 [J]. 生态环境学报, 2016,25(1):99−102.
Wang F, Wu H B, Chen Q. The influence of meteorological conditions on PM_{10} mass concentration in Lanzhou City [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016,25(1):99−102.

[67] 中华人民共和国自然资源部.中国矿产资源报告(2021) [R]. 北京: 地质出版社, 2021.
Ministry of Natural Resources, PRC.China mineral resources report (2021) [R]. Beijing: Geological Publishing House, 2021.

[68] 李晓燕,谢馨洁.我国西南三市家庭灰尘重金属水平及差异 [J]. 中国环境科学, 2013,33(2):365−371.
Li X Y, Xie X J. Heavy metal levels and differences in household dust from three cities in Southwest China [J]. China Environmental Science, 2013,33(2):365−371.

作者简介：朱 熙(1984),女,湖北武汉人,副教授,博士,主要研究方向为固体废弃物资源化、土壤污染治理与修复、工程技术管理.发表论文 30 余篇.zhuxi@zuel.edu.cn.