基于泰森多边形的南京市 PM 2.5 时空特征及其与土地利用的相关性研究

陈晓杰[1]，张金亭[1]，张长城[2]，彭晓军[3]

(1. 武汉大学 资源与环境科学学院，湖北 武汉 430079；
2. 湖北省地质局 武汉水文地质工程地质大队，湖北 武汉 430051；3. 荆州市国土资源局，湖北 荆州 434000)

摘　要：[目的] 分析南京市 PM 2.5 时空分异规律，探讨 PM 2.5 浓度变化与土地利用的关系，为南京市生态保护和空气污染治理决策提供依据。[方法] 基于南京市 2013 年 12 个月的日均 PM 2.5 浓度数据以及 2013 年土地利用数据，利用泰森多边形将南京市划分为 9 个研究区域，以月、季、年为时间尺度，对各个研究区内的 PM 2.5 浓度的时空特征以及与土地利用的关系进行分析。[结果] 时间上，南京市 PM 2.5 浓度冬季呈现最高，达到 129.93 $\mu g/m^3$，夏季最低，达到 44.65 $\mu g/m^3$。空间上，迈皋桥和瑞金路监测区片年均浓度最高，达到 78.90 和 78.56 $\mu g/m^3$，仙林大学城和中华门监测区片年均 PM 2.5 浓度最低，为 72.09 和 72.64 $\mu g/m^3$。在与土地利用类型的相关性分析中，与水域用地的相关性较强，春夏秋呈现正相关，冬季呈现负相关；年均 PM 2.5 浓度与 5 种土地利用类型成不同程度的负相关。[结论] 南京市 PM 2.5 浓度具有明显的时空分异规律，土地利用类型对 PM 2.5 浓度变化具有重要影响。

关键词：PM 2.5；时空特征；泰森多边形；土地利用

文献标识码：A　　**文章编号**：1000-288X(2018)01-0293-06　　**中图分类号**：X144

文献参数：陈晓杰，张金亭，张长城，等. 基于泰森多边形的南京市 PM 2.5 时空特征及其与土地利用的相关性研究[J]. 水土保持通报，2018，38(1)：293-298. DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.20171228.001. Chen Xiaojie, Zhang Jinting, Zhang Changcheng, et al. Spatial and temporal variation of PM 2.5 concentrations basen on Thiesen polygon and its correlation with land-use patterns in Nanjing City[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(1): 293-298.

Spatial and Temporal Variation of PM 2.5 Concentrations Basen on Thiesen Polygon and its Correlation with Land-use Patterns in Nanjing City

CHEN Xiaojie[1], ZHANG Jinting[1], ZHANG Changcheng[2], PENG Xiaojun[3]

(1. *School of Resources and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan, Hubei* 430079, *China*;
2. *Institute of Hydrogeologic and Engineering Geological of Wuhan, Hubei Province Geological Survey, Wuhan, Hubei* 430051, *China*; 3. *Jingzhou Bureau of Land Resources, Jingzhou, Hubei* 434000, *China*)

Abstract: [Objective] To analyze the spatial and temporal pattern of PM 2.5 concentration and explore its correlation with land-use pattern in order to provide a basis for decision making in ecological protection and air pollution control. [Methods] Based on PM 2.5 concentration data as well as the land-use information in 2013, we divided the whole Nanjing City into 9 regions by means of Thiessen polygon method. We then systematically analyzed the temporal-spatial differentiation of PM 2.5 and its correlation with the variation of land-use pattern in a time-scale of year and season. [Results] In time scale, the concentration of PM 2.5 was the highest (129.93 $\mu g/m^3$) in winter, and the lowest in summer (only 44.65 $\mu g/m^3$). In spatial scale, according to the data of annual average PM 2.5 concentrations in each monitoring station, several sites such as Maigaoqiao and Ruijinlu had high PM 2.5 concentrations, reaching 78.90 and 78.56 $\mu g/m^3$, while PM 2.5

收稿日期：2017-06-29　　**修回日期**：2017-07-14

资助项目：国家自然科学基金项目“面向城市扩张过程的动态空间格局指标与自组织空间结构分析模型”(41571385)；中央高校自主科研项目(2042016kf0175)

第一作者：陈晓杰(1993—)，女(蒙古族)，内蒙古自治区赤峰市人，硕士研究生，研究方向为土地利用与环境影响，土地评价。E-mail：2298144774@qq.com。

通讯作者：张金亭(1975—)，男(汉族)，河南省南阳市人，博士，副教授，主要从事土地利用与环境影响，土地评价，土地规划研究。E-mail：382457346@qq.com。

concentrations in the Xianlin and Zhonghuamen Development Zone was the lowest with only 72.08 and 72.64 $\mu g/m^3$. On the other hand, land-use patterns affected average PM 2.5 concentration, i. e., arable land, grassland, water and barren land, rural residential land were negatively correlated with PM 2.5, and water body has highest correlation with PM 2.5. In general, the landscape in terms of area, density, fragmentation and accumulation degree was the main factors affecting the PM 2.5 concentration. [Conclusion] PM 2.5 concentration showed an obvious spatial and temporal distribution pattern. The variation of land-use had important effects on PM 2.5 concentration.

Keywords: PM 2.5; spatial and temporal differentiation; Thiessen polygon; landscape pattern

随着中国经济的快速发展,空气污染形势也日益严峻。而引发环境问题的首要污染物是大气颗粒物[1-2]。与 PM10 等粗颗粒相比,细颗粒 PM 2.5 由于其危害性更大而备受关注。PM 2.5 指环境空气中空气动力学当量直径小于等于 2.5 μm 的颗粒物,也称细颗粒物[3],由于其颗粒小,组成较复杂,吸附性及易黏带重金属、硫酸盐等有害物质进入呼吸道和肺部[4],严重危害人体健康。相关监测数据统计结果显示,中国目前已经成为世界 PM 2.5 污染最严重的地区[5]。2013 年 1 月 14 日,亚洲银行和清华大学发布的《迈向环境可持续的未来:中华人民共和国国家环境分析》[6]中显示,中国的污染严重城市数量占据世界上污染严重城市数量的绝大比例,其中前 10 名有 7 个城市位于中国,由此可以看出中国环境污染问题的严重性。

目前国际上普遍采用设立大气环境监测点的方式来监测各个城市的污染状况,中国从 2013 年开始在全国范围内设立监测点位,同时发布主要城市监测点位的 PM 2.5 浓度数据。然而,地面监测点数据只可表征监测点周围一定范围内的浓度情况,由于城市内部 PM 2.5 浓度具有显著的空间异质性[7],无法通过稀疏点监测数据直接表征整个城市的污染状况及其空间差异,这将阻碍了城市 PM 2.5 浓度时空特征分析以及空气污染暴露评估等相关研究[8]。因此利用空间分析技术分析通过离散监测点的监测浓度数据表征整个城市的污染连续空间曲面成为了值得研究的关键问题。中国有关 PM 2.5 的研究主要集中在大城市,尤其是北京[9-10]、上海[11]、广州[12]、深圳[13]、武汉[14]、重庆[15]等大城市,本研究拟以南京市为实例研究区,首先,基于研究区监测点 PM 2.5 浓度数据利用泰森多边形将研究区域进行分区,建立高分辨率 PM 2.5 浓度的空间分布模拟,分析研究区内 PM 2.5 的时空分布规律,为 PM 2.5 的季节性治理提供依据。最后,建立回归模型分析土地利用类型与 PM 2.5 的相关性,为从下垫面土地利用角度认识 PM 2.5 时空变化提供科学依据。对南京市土地利用类型和 PM 2.5 污染相关性研究,以期为南京市城市空气质量改善,控制城市 PM 2.5 污染及土地利用规划,城市生态建设提供理论和实践依据。

1 数据来源与研究区域

1.1 数据来源

研究涉及两方面数据。其一,PM 2.5 数据来源中国环境监测总站(http://www.cnemc.cn/)发布的监测点时间序列数据,具体时段为 2013 年 1 月至 2013 年 12 月。南京市现有 9 个空气质量国家控制监测点(如图 1 所示),分别是迈皋桥、草场门、山西路、中华门、瑞金路、玄武湖、浦口、奥体中心、仙林大学城,获取监测点的质量浓度日均监测数据,求算每个监测点 PM 2.5 质量浓度月均值,汇总得到各个监测点 PM 2.5 年均值浓度。其二,南京市土地利用数据来源于国家科技基础条件平台:国家地球系统科学数据共享平台(http://nnu.geodata.cn)—长江三角洲科学数据中心—南京市土地利用及城镇用地结构分布图。



图 1 2013 年南京市 PM 2.5 监测点分布

1.2　研究区域

南京市位于江苏省西南部,中国东部重要的中心城市,位于东经 118°22′—119°14′,北纬 31°14′—32°37′,属于北亚热带湿润气候。年均降雨量 1 106 mm。2013 年国务院批复南京调整区划,调整后,南京辖 11 个区,全市行政区域面积 6 595 km^2,建成区面积为 923.8 km^2。2013 年全市常住人口为 818.78 万人。2013 年末民用汽车拥有量达到 140.41 万辆,比上年增长 19.3%,其中私人汽车拥有量达到 117.73万辆。作为长江三角洲最为重要的经济中心之一,随着经济的不断发展,由此带来的环境污染问题也日益严重。

2　研究方法

2.1　泰森多边形

泰森多边形图定义:设二维平面空间中有 1 离散点集 $P=\{p_1,p_2,\cdots,p_n\}$,其中任意 2 点不相等,任意 4 点不共圆。点集中任一元素 $p_i(1\leqslant i\leqslant n)$根据空间邻接关系确定泰森多边形 $t_{pi}(1\leqslant i\leqslant n)$[16]:

$$t_{pi}=\{s:\|s-p_i\|\leqslant\|s-p_j\|,p_i,p_j\in P,i\neq j\} \quad (1)$$

式中:$\|\cdot\|$——2 点间的欧氏距离,点 p_i 称为泰森多边形 t_{pi} 的生成元,则由 $t_{pi}(1\leqslant i\leqslant n)$组合成的平面图形称为离散点集 P 的泰森多边形图。至此,离散点集完成对二维平面的空间剖分。

2.2　相关性分析

本文运用相关性分析方法对 PM 2.5 和土地利用类型进行分析,通过计算相关系数反应二者之间的相关性。相关系数是描述两个测量值变量之间的离散程度的指标。用于判断 2 个测量值变量的变化是否相关,即,一组数据与另一组数据的关系的分析(正相关、负相关、不相关)。设(X,Y)为二元随机变量,那么:

$$\rho=\frac{\mathrm{Cov}(X,Y)}{\sqrt{\mathrm{DX}}\sqrt{\mathrm{DY}}} \quad (2)$$

式中:ρ——随机变量 X 和 Y 的相关系数,是度量随机变量 X 和 Y 之间线性相关密切程度的数字特征。

3　结果与分析

3.1　南京市 PM 2.5 浓度时空变化

3.1.1　PM 2.5 浓度时间变化　根据《2013 年江苏省环境状况公报》显示[17],全省空气质量达标率为 60.3%,其中全省空气质量中 PM 2.5 年均浓度为 73 $\mu g/m^3$。而南京市的 PM 2.5 年均浓度已达到 77 $\mu g/m^3$,超出了国家二级标准 1.20 倍,由此可见南京市为省内空气污染较为严重的城市。根据国家要求,南京市作为长三角重点城市和省会城市,从 2013 年 1 月 1 日起,采用新的标准对环境空气质量进行检测及评价。

按照《环境空气质量标准》,南京市建成区空气质量达标 202 d,达标率 55.3%,同比下降约 5%。空气质量超标 163 d,其中轻度污染 98 d,中度污染 32 d,重度污染 27 d,严重污染 6 d。全市各个监测点在研究期内的月均浓度如图 2 所示。各监测点在全年各个月份呈现出开口向上的抛物线的形状,12 和 1 月份的 PM 2.5 浓度普遍偏高,12 月 PM 2.5 浓度最高,达到 151.78 $\mu g/m^3$。7 和 8 月的 PM 2.5 浓度最低,分别为 32.02 和 41.82 $\mu g/m^3$。

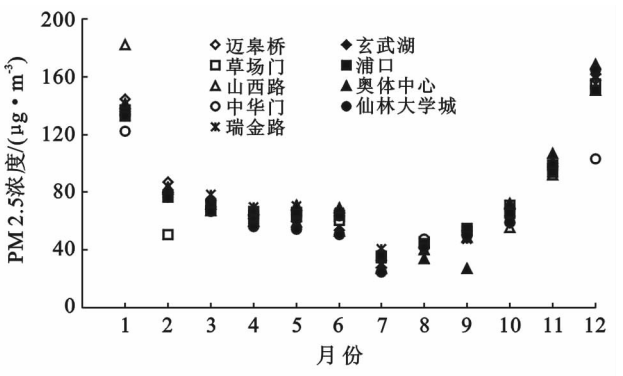


图 2　南京市 2013 年 1—12 月(月均)PM 2.5 浓度分布

南京市各季节 PM 2.5 浓度[17]变化大体表现为从冬到秋、夏、春持续下降(如图 3 所示)。冬季 PM 2.5 污染最为严重,各监测点平均浓度达到 129.93 $\mu g/m^3$,秋季其次为 70.15 $\mu g/m^3$,春季与秋季相差不大,平均浓度为 66.33 $\mu g/m^3$,夏季是一年中污染浓度最低的季节,平均浓度仅为 44.65 $\mu g/m^3$,与冬季相差 85.27 $\mu g/m^3$。由此可见一年内空气污染严重程度的差别之大,季节效应显著。秋冬较高,夏秋较低。经分析,其原因可以总结为,一是冬季取暖期期燃煤量显著升高,导致 PM 2.5 及其他污染物排放量增加,二是逆温等气象条件不利于 PM 2.5 大气污染物扩散。

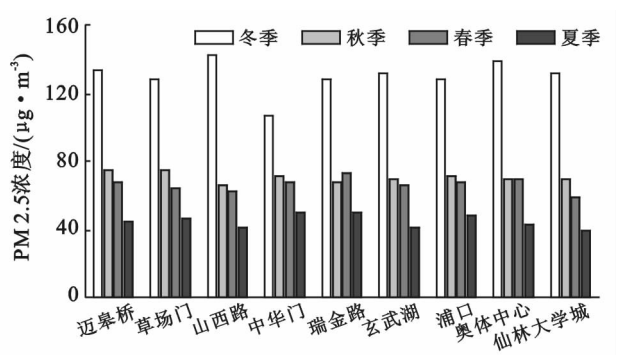


图 3　南京市 9 个监测点各季 PM 2.5 浓度

3.1.2 PM 2.5 浓度空间差异 本文以整个南京市为研究区域，以 9 个 PM 2.5 监测点为基础，利用泰森多边形进行分区。根据泰森多边形的定义，即多边形内的任一点到生成元的距离小于到其他生成元的距离。将 PM 2.5 监测点作为生成元生成的泰森多边形代表了监测点辐射范围。将整个研究区划分为 9 个区域，各区域以监测点名称区分，9 个区域的面积及比例[18]如下：迈皋桥(898 km^2，13.56%)、草场门(64 km^2，0.97%)、山西路(21 km^2，0.32%)、中华门(1 715 km^2，25.90%)、瑞金路(578 km^2，8.73%)、玄武湖(21 km^2，0.32%)、浦口(1 015 km^2，15.33%)、奥体中心(897 km^2，13.55%)、仙林大学城(1 412 km^2，21.33%)。

以泰森多边形分区为基础，得到研究区域内每个季节 PM 2.5 浓度的空间分布。结果表明，南京市内空气质量差异明显，9 个空气质量监测点相对集中在主城区内。四季的空气质量差异明显，冬秋 PM 2.5 污染普遍很严重。山西路监测点已经达到 141.57 $\mu g/m^3$，多数监测点都在 130 $\mu g/m^3$ 以上，中华门监测点最低为 107.42 $\mu g/m^3$。秋季，草场门和迈皋桥监测点污染最严重，分别为 74.20 和74.03 $\mu g/m^3$。山西路最低，为 65.38 $\mu g/m^3$。春季，瑞金路污染最严重，浓度为 73.09 $\mu g/m^3$，而仙林大学城仅为 59.20 $\mu g/m^3$。夏季是一年中污染最轻的季节，PM 2.5 浓度最高的地方是中华门为 49.21 $\mu g/m^3$，最低仍然是仙林大学城 39.04 $\mu g/m^3$。从整体来看，每个季度内的不同监测点，PM 2.5 浓度差异不是很大，相对而言，山西路、草场门、中华门一带为市中心聚集区，污染相对严重，而仙林大学城由于地处郊区，聚集各大高校没有太多污染产业，空气质量较好，玄武湖和浦口监测点由于周围分别有玄武湖和长江，所以空气污染也得到一定的缓解。

3.2 土地利用对 PM 2.5 的影响

有关 PM 2.5 的形成、发展机制及时空分布特征和影响因素，许多学者已经做了较为全面的研究[19-21]，土地利用类型也是其影响因素之一[22]。由于数据受限，本文将研究区域以泰森分区的方法划分为 9 个区域，各区域内统计 6 种土地利用类型的面积[18]与 PM 2.5 浓度[17]做相关性分析，得到不同时间尺度下的相关系数，由于面积比例与时间尺度不同，相关系数的大小也有显著差异，相关系数越大说明关系越密切[23]。

从表 1 可以看出 4 个季节 6 种用地类型与 PM 2.5浓度的偏相关性和显著性(p 值)。年均 PM 2.5 浓度受水域用地的影响最明显，成负相关，且通过置信度为 95%的显著性检验。水域面积相对较大，仅次于耕地和城镇建设用地。同时，已有相关研究证明大面积水域对空气污染有缓解作用，并且比植被作用明显[24]，因此对 PM 2.5 浓度的影响相对较大。除水域外，年均 PM 2.5 浓度与耕地、林地、绿地(主要包括全市范围内的道路两旁绿化带以及公园、风景名胜区用地)以及城镇建设用地均呈负相关。其中与耕地、林地和绿地呈负相关，且耕地和林地通过置信度为 90%的边缘显著性检验。这与大量相关研究的结果相一致，表明这些用地类型中的植被的净化能力对环境污染起到改善作用。然而城镇建设用地与年度 PM 2.5 浓度呈负相关且相关系数较低与已有的研究成果略有差异。这可能是由于南京市 PM 2.5 监测点分布过于集中在市区内，使得城镇建设用地对其的相对影响被削弱；6 种用地类型中只有农村居民点与年度 PM 2.5 浓度呈正相关。农村中秸秆、木柴燃烧以及垃圾焚烧等人类活动对 PM 2.5 浓度起到增强作用。

表 1 PM 2.5 浓度与土地利用类型的相关性分析

项 目	耕地	城镇建设用地	水域用地	林地	绿地	农村居民点
面积/km^2	3 107.54	1 055.21	667.45	593.14	104.47	56.49
面积比例/%	54.61	18.54	11.73	10.42	1.84	1.49
春季 PM 2.5 浓度	0.127	0.124	0.094	0.125	0.082	−0.181
夏季 PM 2.5 浓度	0.250	0.011	0.241	0.107	0.110	−0.260*
秋季 PM 2.5 浓度	0.229	0.141	0.225	0.009	0.147	0.257*
冬季 PM 2.5 浓度	−0.572***	−0.154	−0.646***	−0.422**	−0.158	0.152
全年 PM 2.5 浓度	−0.285*	−0.011	−0.444**	−0.299*	−0.016	0.109

注：*** 表示在 0.01 水平上显著；** 表示在 0.05 水平上显著；* 表示在 0.1 水平上显著。

从各个季度 PM 2.5 浓度与不同土地利用类型的关系来看，不同季节土地利用类型对 PM 2.5 浓度的影响不同，以冬季，即 PM 2.5 浓度高值期最为显著。秋冬季空气湿度较低，植物净化能力也较弱。冬季，除农村居民点外，其他 5 种土地类型均与 PM 2.5 浓度呈负相关，与年均 PM 2.5 浓度的相关性一致。

春夏秋 3 个季节各类土地与 PM 2.5 浓度关系不显著。

从不同的土地类型来看,不同时期对 PM 2.5 有正负不同的效应。例如耕地、水域用地、林地、绿地仅在 PM 2.5 浓度较高时(冬季)发挥其削弱作用。这也是由于 PM 2.5 的影响因素众多,用地类型作为其中一种非首要因素,耕地、水域用地、林地和绿地对其正负效应相对与其较低的 PM 2.5 浓度值显得微弱。只有在 PM 2.5 浓度较高时其正负作用才得以显现。农村居民点与 PM 2.5 浓度在春夏呈负相关,在秋冬季呈正相关,其面积相对较小,主要受人类活动影响。城镇建设用地在各个季节对 PM 2.5 的影响相对不显著,可能是由于 PM 2.5 监测点过于集中在主城区,因监测点用泰森多边形分区时,造成主城区内几块区域面积相对外围区域较小,而城镇建设用地基本集中在主城区,从而使得其与 PM. 5 的相关性不显著。

上述结果大体反映出 PM 2.5 浓度会因耕地、水域用地、林地和绿地比例的增大而减小,这些用地有利于降低 PM 2.5 污染,提高空气质量,居民点及建设用地反之。

4　结 论

(1) 时间上,冬季是 PM 2.5 浓度最高的季节,且远高于浓度最低的夏季,秋季和春季依次居中。分析原因,PM 2.5 浓度季节性变化主要受气象和污染源排放两个条件影响。气象方面,冬季下冷上热的逆温现象使得空气无法对流,污染物很难扩散,而且,与夏季的暴雨相比,冬季气团干燥,降雨量少且持续时间较短,风力较小,对空气中污染物的冲刷效果不明显。污染源排放方面,相比夏季,冬季多采用煤炭取暖,燃煤量显著升高,排放的煤烟粉尘在逆温层天气下蓄积不散;而且由于气温降低,使得汽车发动机工作循环的气体压力与温度不高,混合气体的燃烧速度减慢,引起不完全燃烧,机动车尾气排放增加,从而导致 PM 2.5 的排放量增加。因此,4 个季度中,冬季 PM 2.5 的治理更应被格外重视,应针对不同的原因制定相应的改善政策。例如减少燃煤粉尘及汽车尾气的排放,适当的人工降雨等措施。

(2) 空间分布上,对南京市 9 个监测点利用泰森多边形分别划分监测区,统计各个监测区的 PM 2.5 浓度可知迈皋桥和瑞金路监测点污染较严重,仙林大学城和中华门监测点浓度最低。研究结果显示,PM 2.5 的高低基本与人口的密集程度成正比,在市中心人口较密集的地方,PM 2.5 的浓度偏高,原因可能是市区内车流量较大,同时绿化率较低,都使得空气污染更严重。相比在仙林大学城这样的郊区,多为各大高校聚集,绿化环境较好,车流量小,污染相对较轻。玄武湖以及浦口监测点由于监测范围内水域面积较大,PM 2.5 浓度也相对较低。

其次,土地利用对 PM 2.5 浓度变化存在一定的影响。本文采用泰森多边形对研究区域进行分区,再对每个区域内不同的土地用途与 PM 2.5 浓度做相关性分析,通过相关系数与显著水平,分析不同土地用途对 PM 2.5 浓度的影响。结果显示 PM 2.5 浓度会因耕地、水域用地、林地、绿地比例的增大而减小,其中受水域用地的影响最大。这些用地类型有利于降低 PM 2.5 的污染,提高空气质量。而城镇建设用地与 PM 2.5 相关性不显著的结果与多数研究结果不符,可能是由于 PM 2.5 监测点过于集中在主城区,监测点用泰森多边形分区时,分区区域面积相对差异较大,而城镇建设用地基本集中在主城区,从而使得其与 PM 2.5 的相关性不显著。这也是本文的不足之处,以后的研究还需继续深入。综合本文的研究成果,对于正处于快速发展的南京市来说,为了降低 PM 2.5 浓度,提高环境质量,应从土地利用角度应保护植被和水域,控制农村居民点中人类活动产生的影响。

[参 考 文 献]

[1] Huang Desheng, Xu Jianhua, Zhang Shiqiu. Valuing the health risks of particulate air pollution in the Pearl River Delta, China [J]. Environmental Science & Policy, 2012, 15(1):38-47.

[2] 任阵海,万本太,苏福庆,等. 当前我国大气环境质量的几个特征[J]. 环境科学研究,2004,17(1):1-6.

[3] 中华人民共和国共和国环境保护部. GB3095-2012 环境空气质量标准[S]. 北京:中国环境科学出版社,2012.

[4] 张智胜,陶俊,谢绍东,等. 成都城 PM 2.5 季节污染特征及来源解析[J]. 环境科学学报,2013,33(11):2947-2952.

[5] 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.

[6] 张庆丰. 迈向环境可持续的未来:中华人民共和国国家环境分析[M]. 北京:中国财政经济出版社,2012.

[7] 刘永红,余志,黄艳玲,等. 城市空气污染分布不均匀特征分析[J]. 中国环境监测,2011,27(3):93-96.

[8] Gerard H, Beelen R, Kees de H, et al. A review of land use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution[J]. Atmosphric Environment, 2008, 40:7561-7578.

[9] 谢元博,陈娟,李巍.雾霾重污染期间北京居民对高浓度PM 2.5持续暴露的健康风险及其损害价值评估[J].环境科学,2014,35(1):1-8.

[10] Duan Jingchun,Tan Jihua,Wang Shulan, et al. Size distributions and sources of elements in particulate matter at curbside, urban and rural sites in Beijing[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012,24(1):87-94.

[11] 吕森林,陈小慧,吴明红,等.上海市PM 2.5的物理化学特征及其生物活性研究[J].环境科学,2007,28(3):472-477.

[12] 李龙凤,王新明,赵利容,等.广州市街道环境PM10和PM 2.5质量浓度的变化特征[J].地球与环境,2005,33(2):57-60.

[13] 戴伟,高佳琪,曹罡,等.深圳市郊区大气中PM 2.5的特征分析[J].环境科学,2012,33(6):1952-1957.

[14] 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.

[15] 吴健生,廖星,彭建,等.重庆市PM 2.5浓度空间分异模拟及影响因子[J].环境科学,2015,36(3):759-767.

[16] Skare Ø, Møller J, Vedel Jensen E B. Bayesian analysis of spatial point processes in the neighbourhood of Voronoi networks[J]. Statistics & Computing, 2007, 17(4):369-379.

[17] 中国环境监测总站.空气质量预报[EB/OL].空气质量状况报告(2017-01-01)[2017-05-04]. http://www.cnemc.cn/.

[18] 国家地球系统科学数据共享平台.长江三角洲科学数据中心[EB/OL].南京市土地利用及城镇用地结构分布图(2016-08-01)[2017-05-10]. http://nnu.geodata.cn.

[19] Bruse M, Fleer H. Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model[J]. Environmental Modelling & Software, 1998(13):373-384.

[20] Edward N, Chen Liang, Wang Yingna, et al. A study on the cooling effects of greening in a high-density city: an experience from Hong Kong[J]. Building and Environment, 2012(47):256-271.

[21] Ali-Toudert F, Mayer H. Numerical study on the effects of aspect ratio and orientation of an urban street canyon on outdoor thermal comfort in hot and dry climate[J]. Building and Environment, 2006,41(2):94-108.

[22] Krüger E L, Minella F O, Rasia F. Impact of urban geometry on outdoor thermal comfort and air quality from field measurements in Curitiba, Brazil[J]. Building and Environment, 2011,46(3):621-634.

[23] 王飞,吴开亚,王慧慧,等.合肥市PM 2.5与用地类型特征比较及建设性方案研究[J].环境科学与管理,2014,39(10):73-79.

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

(上接第292页)

[12] 陈永林,谢炳庚,李晓青.长沙市土地利用格局变化的空间粒度效应[J].地理科学,2016,36(4):564-570.

[13] 彭保发,陈端吕,李文军,等.土地利用景观格局的稳定性研究:以常德市为例[J].地理科学,2013,33(12):1485-1488.

[14] 胡艳兴,潘竟虎.基于土地利用空间格局的兰州市景观稳定性[J].中国沙漠,2016,26(2):557-563.

[15] 邓劲松,李君,余亮,等.速城市化过程中杭州市土地利用景观格局动态[J].应用生态学报,2008,19(9):2004-2008.

[16] 王天山,郑寒.城市化过程中环洱海区域土地利用及景观格局变化分析[J].生态经济,2016,32(1):181-185.

[17] 张荣天,张小林,李传武.镇江市土地利用景观格局分析[J].经济地理,2012,32(9):133-137.

[18] 张利利,佘济云,李锐,等.1998-2010年五指山市土地利用景观格局变化分析[J].西北林学院学报,2016,31(1):221-225.

[19] 买尔孜亚·吾买尔,阿里木江·卡斯木.资源型城市土地利用变化与景观格局:以新疆克拉玛依市为例[J].水土保持通报,2016,36(5):284-293.

[20] 柴宏博,杨山.2001-2008年无锡市土地利用景观格局变化分析[J].人文地理,2012,27(4):94-97.

[21] 刘梦莹,江帆,刘勇.过去20 a兰州新区秦王川地区土地利用景观格局变化[J].干旱区资源与环境,2016,30(11):112-116.

[22] 吴健生,张朴华.城市景观格局对城市内涝的影响研究:以深圳市为例[J].地理学报,2017,72(3):445-456.

[23] 付刚,肖能文,乔梦萍,等.北京市近二十年景观破碎化格局的时空变化.生态学报,2017,37(8):2551-2562.

[24] 郑新奇,付梅臣.景观格局空间分析技术及其应用[M].北京:科学出版社,2010.

[25] 刘晓君,李占斌,李鹏,等.基于土地利用/覆被变化的流域景观格局与水沙响应关系研究[J].生态学报,2016,36(18):5691-5700.