

基于下垫面年地表温差的武汉市 PM₁₀ 空间分布的估计^{*1}

寇杰锋^{1, 2} 何报寅^{1*} 刘芳^{1, 2} 胡柯³

(1. 中国科学院测量与地球物理研究所, 湖北武汉 430077;

2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 武汉市环境监测中心, 湖北武汉 430062)

【摘要】:城市可吸入颗粒物(PM₁₀)某一时刻或短期的空间分布, 主要受气象条件控制, 而一年或多年平均分布则主要取决于排放源。这些排放源与城市交通道路、工业区、城市建成区和开发区等的下垫面分布密切相关, 而年地表温差可以综合反映下垫面的这些特性, 所以可以利用这种相关关系, 建立模型来估计年平均 PM₁₀ 的空间分布。以武汉市为例, 首先利用 Landsat8 热红外遥感数据反演出 2013 年和 2014 年夏天和冬天的地表温度, 计算出地表温差值; 然后, 根据影响随距离衰减的地学原理, 利用反距离加权法(IDW), 得到任意像元处年地表温差加权值, 并与地面实测的 2013 年和 2014 年 PM₁₀ 年均值做一元线性回归, 通过精度对比寻找到最佳年地表温差加权值, 并得到空间分布估计模型, 其拟合优度 R² 达到 0.655 和 0.752; 最后利用该模型得到武汉市 2013 年和 2014 年 PM₁₀ 年均值空间分布图。结果表明, 武汉 PM₁₀ 年均值浓度高值区主要集中于主城区, 郊区部分人口相对集中的区域 PM₁₀ 也较高, 低值区分布在郊区乡镇、偏远山区以及有大型水体的地方。由于新方法充分考虑了下垫面的影响, 与克里金内插相比, 更能精细地刻画和反映 PM₁₀ 的分布特征和规律, 而且简单有效, 有一定的应用价值。

【关键词】:PM₁₀ 空间分布; 下垫面; 年地表温差; 反距离加权; 一元线性回归

【中图分类号】:X513 **【文献标识码】:**A **【文章编号】:**1004-8227(2017)07-1092-10

DOI:10.11870/cjlyzyhj201707016

自 20 世纪 50 年代以来, 大气污染已经成为全球性环境污染问题之一。大气污染及其对人群健康影响问题受到越来越多的关注, 相关研究已在全球展开并不断深入^[1, 2]。

¹收稿日期:2016-03-16; 修回日期:2016-06-08

基金项目:湖北省技术创新专项重大项目(2016ACA168) [Technological Innovation Special Major Project of Hubei Province(2016ACA168)]; 国家自然科学基金项目(51079137) [Natural Science Foundation of China(51079137)]; 武汉市科技局重大科技攻关专项 [MajorScientificandTechnologicalProjectofWuhanScienceandTechnologyBureau]

作者简介:寇杰锋(1989~), 男, 硕士研究生, 主要从事环境遥感研究. E-mail:jiefeng16@126.com

***通讯作者** E-mail:heby@whigg.ac.cn

可吸入颗粒物(PM₁₀)是指悬浮在空气中,空气动力学直径小于或等于 10 μm 的颗粒物,其粒径小,表面凸凹不平,面积大,其表面能吸附空气中的多环芳烃、细菌、病毒等多种有害物质,经呼吸道进入人体后直接危及人类健康^[3]。PM₁₀主要来自自然因素(如矿尘、煤灰和海盐等),近年来城市人类活动的增加成为 PM₁₀重要来源^[4, 5]。一些颗粒物来自污染源的直接排放,比如烟囱与车辆;另一些则是由空气中硫的氧化物、氮氧化物、挥发性有机化合物及其他化合物互相作用形成的细小颗粒物,其化学和物理组成依地点、气候、一年中的季节不同而变化很大^[6]。

准确获取颗粒物的时空分布、来源及传输路径是衡量其污染影响、制定颗粒物减排和防控政策的重要保障^[7]。现有对 PM₁₀ 浓度空间分布特征的监测研究主要有两种方法:一种是常规统计方法,即在地面建立全天候 PM₁₀ 浓度的连续监测站,直接得到反映污染物浓度的信息;另一种是结合现代遥感技术,利用卫星遥感资料监控和预报 PM₁₀ 浓度,从而得到其浓度空间分布特征^[7]。当前,利用卫星遥感的大气气溶胶光学厚度 AOD 来反演 PM₁₀ 空间分布是使用最为广泛的方法,即通过各种卫星遥感影像获取 AOD,选用适合的数学方法,利用遥感专业知识与技术来反演。

对于研究一个城市尺度的颗粒物空间分布,某一时刻或短期的空间分布,主要受气象条件控制,而一年或多年平均分布则主要取决于排放源。这些排放源与城市交通道路、工业区、城市建成区和开发区等的下垫面分布密切相关。倪军^[8]对上海市不同功能区的空气污染情况进行研究,结果表明城市中不同下垫面污染物浓度分布不同,不同植被对空气污染物具有一定吸收、降解作用。余梓木等^[9]对上海地区颗粒物污染分布进行研究,发现中心城区污染物的分布与污染源和下垫面性质有关。岳辉^[7]利用大气气溶胶光学厚度 AOD 来反演 PM₁₀ 空间分布的方法对武汉市地区进行研究,发现主城区的洪山区与武昌区是 PM₁₀ 浓度的高值区,与这两个区分布有城市建设区、工业区、高校区以及大型居住区,土地基底是建设用地,大量的水泥下垫面、频繁的人类生活与生产活动有关。可见不同下垫面状况下城市颗粒物分布存在明显区别。

地表物体的温度变化极限和变化速率均是由物质本身的热学性质决定的,不同物质热学性质是不同的,并可以通过它的热传导率、热容量、热惯量等来测定^[10]。城市主要的下垫面类型为大面积的沥青、混凝土等组成的不透水地面和部分绿地、水体等组成的自然地表构成。城区内的下垫面类型、地物构成是有差异的,由于其热容量和比辐射率等性质的不同,地表温度表现出较大的差异^[11]。李玲玲^[12]以沈阳为研究区,对比几种主要地物温度年变化极限(最低温度与最高温度的差值)发现,混凝土路面(69℃~71℃)>树木林地(51℃~53℃)>草地(44℃~46℃)>水面(38℃~40℃),可见不同地物类型间温度年变化差异还是比较明显的。何报寅等^[13]利用 MODIS 研究武汉城市圈地表温度特征发现,城市建成区年地表温度变幅较大,山区地温年变幅相对较低。长江水温由于巨大的水量和热容,年变化比较平缓,而湖泊由于水深较浅,温度变化相对剧烈一些。由此可见,温差值可以反映下垫面的性质差异。

本文利用遥感资料,但并不是利用大气气溶胶厚度 AOD 反演,而是根据不同下垫面条件下排放源分布不同造成 PM₁₀ 空间分布不同,而地表年温差值可以反映出下垫面性质差异,因而地表年温差和 PM₁₀ 空间分布具有相关性的原理,利用夏冬某一日遥感数据反演出地表温度,用得到的温度差值来代表地表年温差,综合考虑定位误差以及周围地区对于监测站点的影响,利用反距离加权法,在年温差的基础上,得到最佳年地表温差加权值;将该参数和武汉空气质量监测站点提供的监测数据进行回归分析,得到最佳 PM₁₀ 空间分布估计模型,快速估计出武汉市 PM₁₀ 的空间分布。

1 材料与方法

1.1 数据来源

研究使用的遥感数据是 Landsat8 热红外传感器 TIRS (Thermal Infrared Sensor) 的 B10 和 B11 波段的数据,其中 B10 波段中心波长 10.9 μm, B11 波段中心波长 12.0 μm。从 USGS 网站(<http://glovis.usgs.gov/>)下载武汉地区数据,综合考虑天气、卫星重访周期、过境时段等各种因素,最终选择条带号为 122/039、123/038 和 123/039 的夏冬两个时间段的六景影像数据,其中条带号 122/039 的数据夏季用 2013 年 5 月 21 日(序列号为 141)的数据,冬季用 2013 年 11 月 29 日(序列号为 333)的数据代

替，卫星过境时间大概为 10:52 左右；而 123/038 和 123/039 两个条带号的数据，夏季用 2013 年 6 月 13 日(序列号为 164)的数据，冬季用 2013 年 12 月 6 日(序列号为 340)的数据，卫星过境时间大概为 10:58 左右。通过查阅武汉气象站点的历史数据，发现卫星过境时，作为夏季的两个时间段和作为冬季的两个时间段的地面气象条件都各自相似，且每个时间段天气晴朗，卫星影像清晰，适合进行地表温度反演。经过预处理、镶嵌和裁剪之后，得到底图数据。

空气质量监测数据主要由武汉市环境监测中心提供的武汉市 18 个空气质量监测站点 2013 年和 2014 年 PM_{10} 月均值(原数据是 19 个站点，由于未得到沉湖七壕监测站的准确坐标，固废弃该点)，经过处理，得到各站点 2013 年和 2014 年 PM_{10} 年均值(监测站的空间分布见图 1)。

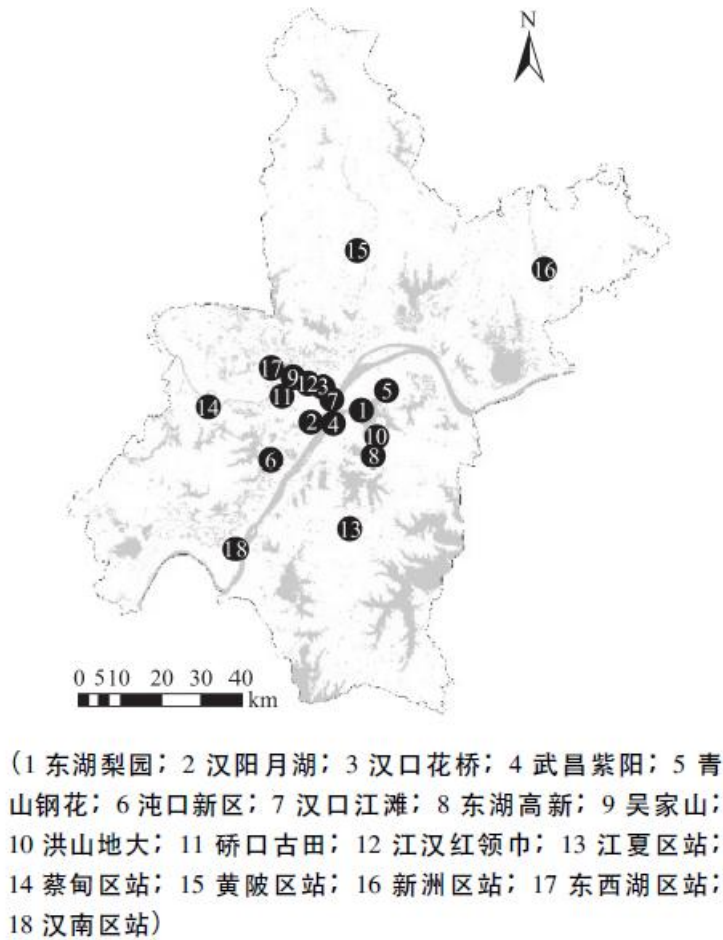


图 1 武汉市空气质量监测站点分布图
Fig. 1 Air Quality Monitoring Sites of Wuhan

1.2 研究方法

以武汉市监测站点数据进行实验，利用 Landsat8 数据反演出夏冬两个时段地表温度，得到年温差图；综合考虑定位误差以及周围地区对于监测站点的影响，利用反距离加权法(IDW)，在年温差图的基础上，通过 MATLAB 编程计算得到年地表温差加权值。利用 SPSS 做此加权值和监测站点 PM_{10} 年均值的一元线性回归，通过精度对比，得到最佳年地表温差加权值，并且确定出 PM_{10} 空间分布估计模型；再利用 ENVI 对武汉市整体进行估计，快速得出武汉市 PM_{10} 的空间分布，技术路线如图 2。

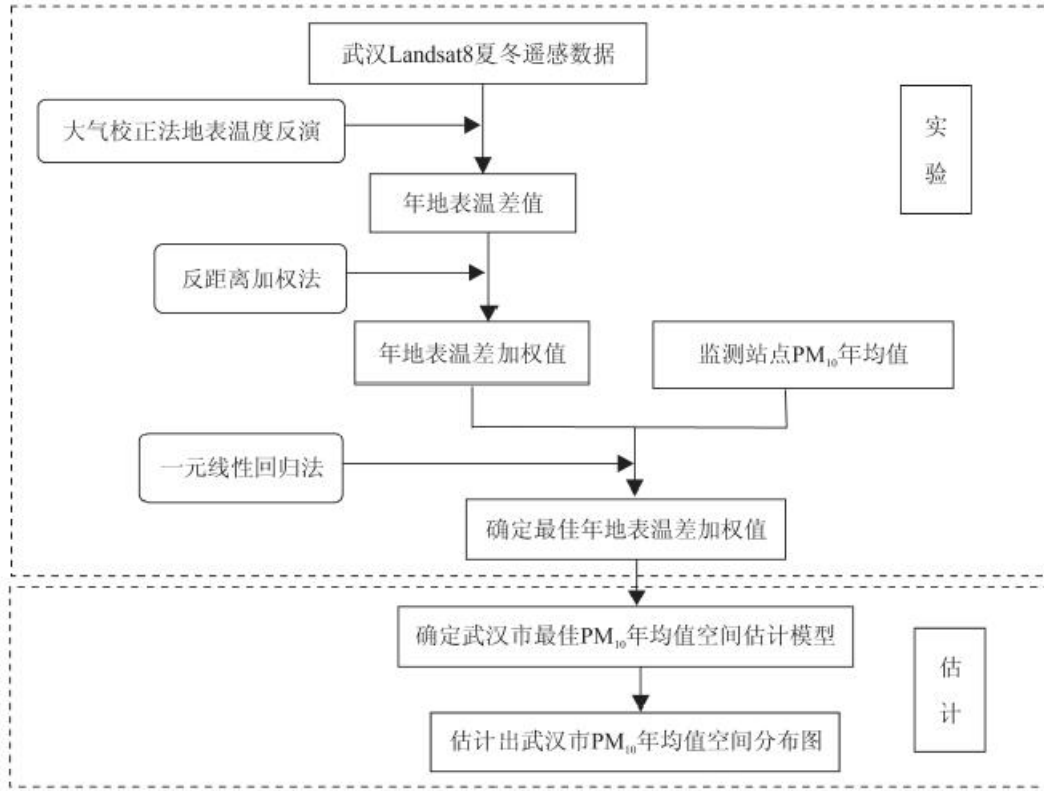


图 2 技术路线

Fig. 2 Technical Route

1.2.1 地表温度反演

陆地表面温度 LST (Land Surface Temperature) 在地表与大气能量交换中扮演着重要角色，是区域与全球尺度地表过程分析和模拟的关键参数。而热红外遥感在地表温度反演方面发挥着重要作用^[14]。2013 年 2 月 11 日，NASA 成功发射了 Landsat8 卫星，其携带的热红外传感器 TIRS (Thermal Infrared Sensor) 具有两个热红外波段 (波长 B10=10.9 μm, B11=12.0 μm)，在 LST 反演方面比其同系列的前期卫星遥感产品更具优势^[15]。

目前，地表温度反演算法主要有以下 3 种：大气校正法 (也称为辐射传输方程)、单通道算法和分裂窗算法。

本研究基于大气校正法，利用 Landsat8 TIRS 反演地表温度。该方法根据实时测定的大气探测数据、大气廓线数据来评估大气对地表热辐射的影响，并且将这部分大气影响从卫星传感器所观测到的热辐射总量中减去，得到地表热辐射强度，并转化为相应的地表温度^[16]。

卫星传感器接收到的热红外辐射亮度值 L_λ 由 3 部分组成：大气向上辐射亮度 $L_\uparrow$ ，地面的真实辐射亮度经过大气层之后到达卫星传感器的能量；大气向下辐射到达地面后反射的能量 $L_\downarrow$ 。卫星传感器接收到的热红外辐射亮度值 L_λ 的表达式可写为 (辐射传输方程)：

$$L_\lambda = [\varepsilon \cdot B(T_s) + (1 - \varepsilon) \cdot L_\downarrow] \cdot \tau + L_\uparrow \quad (1)$$

式中: ε 为地表比辐射率, T_s 为地表真实温度(K), $B(T_s)$ 为黑体热辐射亮度, τ 为大气在热红外波段的透过率, 大气上行辐射亮度 $L_{\uparrow}$ 、大气下行辐射亮度 $L_{\downarrow}$ 和卫星接收到的热红外辐射亮度值 L_{λ} 的单位均为 $W/m^2 \cdot \mu m \cdot sr$ 。

假设地表、大气对热辐射具有朗伯体性质, 则依据式(1)可得与地表真实温度相同的黑体的辐射亮度 $B(T_s)$ 为:

$$B(T_s) = [L_{\lambda} - L_{\uparrow} - \tau \cdot (1 - \varepsilon) \cdot L_{\downarrow}] / \tau \cdot \varepsilon \quad (2)$$

式中: 透过率 τ 、大气上行辐射亮度 $L_{\uparrow}$ ($W/m^2 \cdot \mu m \cdot sr$), 大气下行辐射亮度 $L_{\downarrow}$ ($W/m^2 \cdot \mu m \cdot sr$) 3 个参数在 NASA 提供的网站 (<http://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>) 中, 输入成影时间、中心经纬度、气压等相关信息生成。地表比辐射率 ε 使用 Sobrino 提出的 NDVI 阈值法计算得到的。

在得到 $B(T_s)$ 以后, 根据普朗克定律反函数, 得出地面温度值。公式如下:

$$T_s = K_2 / \ln \left(\frac{K_1}{B(T_s)} + 1 \right) \quad (3)$$

对于 TIRSBand10, K_1 用 $K1_CONSTANT_BAND_10=774.89$; K_2 用 $K2_CONSTANT_BAND_10=1321.08$ ^[17]。

通过此方法反演出夏季和冬季地表温度(图 3、图 4), 利用 ENVI 中的 Band Math, 对夏季和冬季的温度做差值, 得出地表年温差图(图 5)。

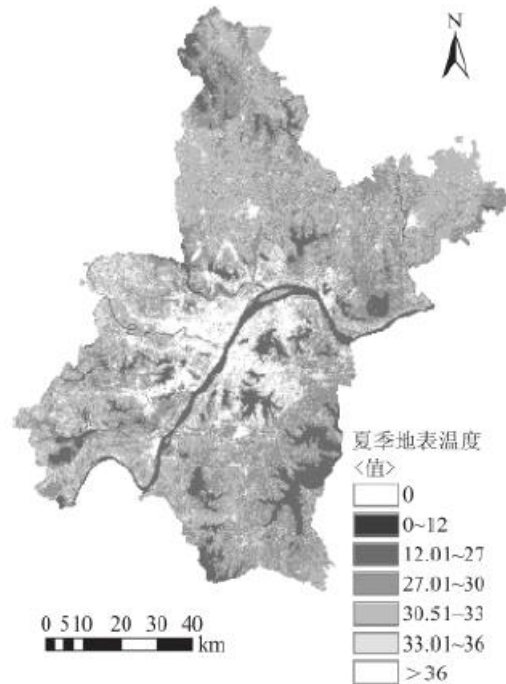


图 3 夏季地表温度图

Fig. 3 Summer Surface Temperature

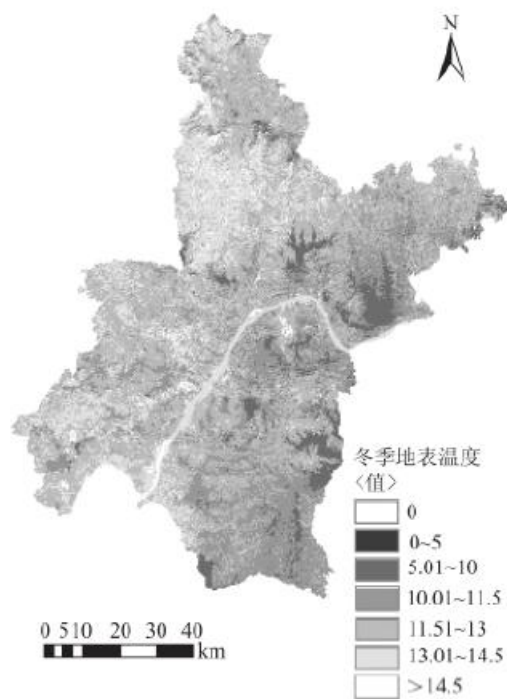


图 4 冬季地表温度图
Fig. 4 Winter Surface Temperature

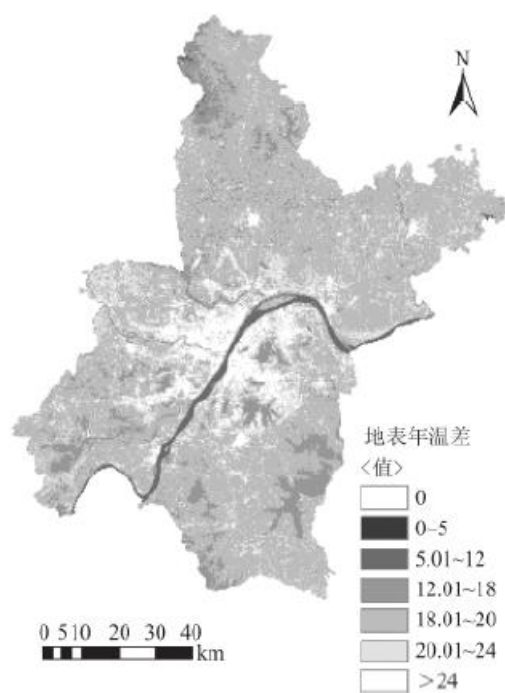


图 5 地表年温差图
Fig. 5 Annual Surface Temperature Difference

从地表温差图可以明显看出，不同下垫面的年温差值有明显的差别，其中长江水体的年温差最小，其次是湖泊，郊区温差也相对较小，主城区的温差最大。所以，地表年温差值可以在一定程度上反映不同下垫面特征。

1.2.2 反距离加权法得到年地表温差加权值

如果只是将得到的年温差图上监测站点所在像元的温差值作为代表地表不同介质的参数是不科学的；因为有定位误差以及热传导的存在，周围像元对监测站所在像元的影响必须考虑在内；并且根据影响随距离衰减的地学原理，本文选取反距离加权法(IDW)来对监测站点的年温差数据进行处理，得到年温差加权值。

反距离加权法(IDW)认为插值点的值受与其距离最近的已知样本点的值的影响最大，这种影响与距离成反比^[16]。这里的“距离”多指已知样本点与插值点间的欧氏空间距离。

若空间中两点 P_m 、 P_n 的坐标分别为 (x_m, y_m) 、 (x_n, y_n) ，那么 P_m 、 P_n 两点之间的距离 d 为：

$$d = \sqrt{(x_m - x_n)^2 + (y_m - y_n)^2} \quad (4)$$

若 P_n 表示插值点， P_m 表示已知样本点， k 是在 P_n 周围的已知样本点个数，所求插值点 P_n 所在像元的温差值为 Z_n ，已知点 P_m 所在像元的温差值为 Z_m ，则 IDW 法的计算公式为：

$$Z_n = \sum_{m=1}^k (w_{mn} Z_m) \quad (5)$$

式中： w_{mn} 表示权重，也就是 P_n 所在像元的温差值 Z_n 受 P_m 所在像元的温差值 Z_m 的影响程度，它与 P_n 到周围已知点的距离 d 成反比，即

$$w_{mn} \propto 1/d_{mn}^q \quad (6)$$

式中： $q>0$ ，是距离的幂。它显著影响空间内插的结果。对权重 w_{mn} 进行归一化，那么，可以表示为：

$$w_{mn} = \frac{1}{d_{mn}^q} / \sum_{m=1}^k (1/d_{mn}^q) \quad (7)$$

代入公式(5)，可得 P_n 点所在像元的温差值 Z_n ，即该点所在像元的年地表温差加权值：

$$Z_n = \sum_{m=1}^k (Z_m / d_{mn}^q) / \sum_{m=1}^k (1/d_{mn}^q) \quad (8)$$

反距离加权法(IDW)的插值估计需要对已知点的数量(空间半径或空间范围)以及距离的幂 q 进行选择，而这也是 IDW 法的难

点所在。如何选取合适的临近空间范围，幂指数如何能够恰当反映空间的局部特征，是解决实际问题的关键^[18]。

基于该方法的特征，通过 MATLAB，将空间半径设置为 50、80、100、120、130、150、160、180、170、200 个单位像元，q 分别取值 1、2 来进行 IDW 计算，得到一系列年地表温差加权值。基于该方法的特征，通过 MATLAB，将空间半径设置为 50、80、100、120、130、150、160、180、170、200 个单位像元，q 分别取值 1、2 来进行 IDW 计算，得到一系列年地表温差加权值。由于本实验从空间半径设置为 3 个单位像元开始的，不断的做实验，发现当半径设置小于等于 50 个单位像元时，得到的年温差加权值和 PM10 监测数据做一元线性回归分析的 R^2 成类似于线性增加的，为了突出主要部分的对比，故选择从 50 个单位像元处开始列表进行对比。当空间半径大于 170 以后，一元线性回归模型 (R^2 、F 和 Sig.) 和预测精度 (MAE、MRE 和 RMSE) 随距离的增加变化基本并无太大的变化，所以将最大空间半径设为 200 个单位像元。

1. 2. 3 一元线性回归分析确定最佳年地表温差加权值

利用 SPSS 软件，将年地表温差加权值分别和 2013 年、2014 年年均 PM_{10} 监测数据 (其中 13 个用来做样本点，5 个作为检验点) 做一元线性回归分析，分析结果如表 1、表 2 所示：

表 1 q = 1 时, 一元线性回归分析结果
Tab. 1 q = 1, A Linear Regression Analysis

IDW (q=1) 单位像元数	2013 年			2014 年		
	R^2	F	Sig.	R^2	F	Sig.
50	0.314	5.029	0.046	0.303	4.791	0.051
80	0.477	10.013	0.009	0.498	10.916	0.007
100	0.523	12.072	0.005	0.575	14.896	0.003
120	0.57	14.561	0.003	0.642	19.747	0.001
130	0.593	16.005	0.002	0.675	22.878	0.001
150	0.646	20.047	0.001	0.735	30.486	0.000
160	0.655	20.898	0.001	0.752	33.31	0.000
170	0.656	20.988	0.001	0.761	34.996	0.000
180	0.651	20.496	0.001	0.765	35.724	0.000
200	0.624	18.277	0.001	0.747	32.508	0.000

表 2 q=2 时, 一元线性回归分析结果
Tab. 2 q=2, A Linear Regression Analysis

IDW (q=2) 单位像元数	2013 年			2014 年		
	R^2	F	Sig.	R^2	F	Sig.
50	0.165	2.167	0.169	0.185	2.497	0.142
80	0.243	3.536	0.087	0.273	4.138	0.067
100	0.279	4.253	0.064	0.318	5.118	0.045
120	0.306	4.85	0.05	0.351	5.947	0.033
130	0.318	5.125	0.045	0.366	6.34	0.029
150	0.342	5.72	0.036	0.393	7.128	0.022
160	0.351	5.954	0.033	0.405	7.476	0.019
170	0.359	6.155	0.031	0.415	7.794	0.018
180	0.365	6.323	0.029	0.424	8.084	0.016
200	0.374	6.563	0.026	0.436	8.513	0.014

由于采用 13 个点作为样本得出模型，用剩下 5 个点进行预测。对于预测精度的检验，采用平均绝对误差 (MAE)，平均相对

误差 (MRE) 和均方根误差 (RMSE) 作为检验标准。其中，各种误差的表达式分别为：

平均绝对误差：

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^N |X_e(t) - X_o(t)| \quad (9)$$

平均相对误差：

$$MRE = \frac{\sum_{t=1}^N |X_e(t) - X_o(t)|}{\sum_{t=1}^N X_o(t)} \times 100\% \quad (10)$$

均方根误差：

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{t=1}^N [X_e(t) - X_o(t)]^2} \quad (11)$$

式中： X_o 为实际观测值， X_e 为插值以后所得的计算值， N 为用于检验的站点数目。预测精度对比如表 3 和表 4 所示：

表 3 $q=1$ 时, 预测精度对比
Tab. 3 $q = 1$, Prediction Accuracy Comparison

IDW ($q=1$) 单位像元数	2013 年			2014 年		
	MAE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MRE (%)	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MAE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MRE (%)	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
50	15.691	14.735	17.567	6.171	5.783	7.134
80	14.337	13.267	16.461	5.571	5.208	6.071
100	13.125	12.114	15.849	4.467	4.181	4.894
120	12.248	11.187	14.949	3.495	3.274	4.006
130	11.597	10.556	14.366	3.055	2.860	3.576
150	10.211	9.297	13.215	2.228	2.081	2.736
160	9.469	8.641	12.613	1.948	1.816	2.368
170	8.714	7.969	12.018	1.830	1.705	2.103
180	8.381	7.713	11.573	1.722	1.602	1.944
200	8.245	7.651	11.135	1.714	1.591	1.899

表 4 $q=2$ 时, 预测精度对比
Tab. 4 $q=2$, Prediction Accuracy Comparison

IDW ($q=2$) 单位像元数	2013 年			2014 年		
	MAE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MRE (%)	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MAE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MRE (%)	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
50	10.793	10.274	11.169	5.373	4.996	5.676
80	11.652	11.004	11.754	6.065	5.639	6.256
100	12.028	11.332	12.139	6.174	5.742	6.391
120	12.200	11.460	12.372	6.180	5.747	6.437
130	12.258	11.501	12.469	6.168	5.736	6.446
150	12.412	11.626	12.693	6.149	5.720	6.479
160	12.470	11.671	12.779	6.112	5.685	6.464
170	12.507	11.696	12.850	6.079	5.655	6.449
180	12.548	11.726	12.920	6.043	5.622	6.431
200	12.637	11.799	13.070	5.979	5.564	6.408

综合考虑一元线性回归模型 (R^2 、F 和 Sig.) 和预测精度 (MAE、MRE 和 RMSE), 以及利用反距离权重法计算过程中参与的像元个数和计算的时间成本, 最后选定 $q=1$, 以周围 160 个单位像元计算所得到的参数作为最佳年地表温差加权值。利用 MATLAB 编程计算得到分布图如图 6 所示:

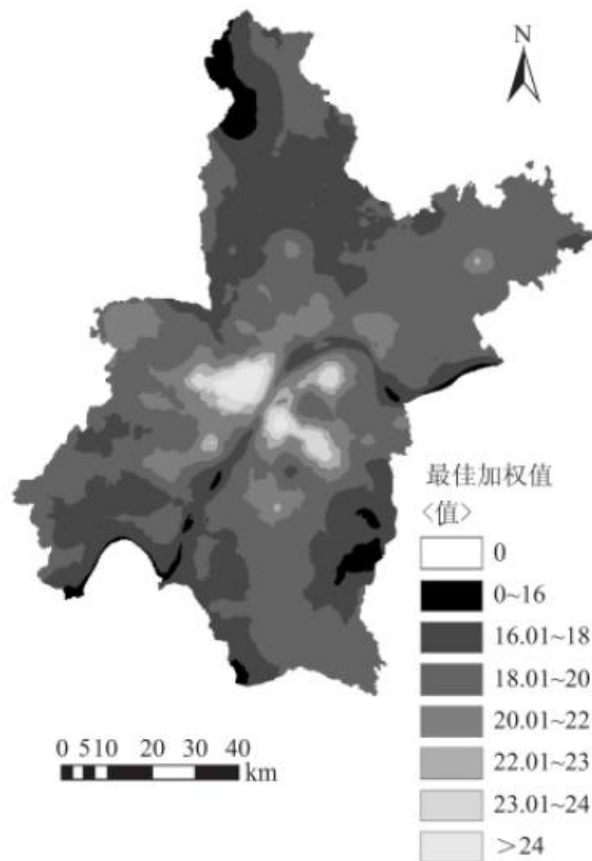


图 6 最佳年地表温差加权值分布图
Fig. 6 Best Weighted Value Distribution of the Surface Temperature Difference

1.2.4 确定估计模型

在选定最佳年地表温差加权值以后，就可以将相应的回归模型确定为最佳空间分布估计模型，具体如下：

2013 年估计模型：

$$Y = 8.965 * X - 84.902 \quad (12)$$

2014 年估计模型：

$$Y = 4.512 * X + 11.334 \quad (13)$$

式中:Y 为 PM_{10} 年均值, X 为最佳年地表温差加权值。

2 结果分析

根据上面得出的模型，利用 ENVI 的 Band Math 计算可得到 2013 年和 2014 年 PM_{10} 年均值空间分布图(图 7、图 8)。同时，利用 ArcGIS 软件自带的 Kriging 算法，直接对武汉市 2013 年和 2014 年 PM_{10} 年均值做插值，得出结果(图 9，图 10)。

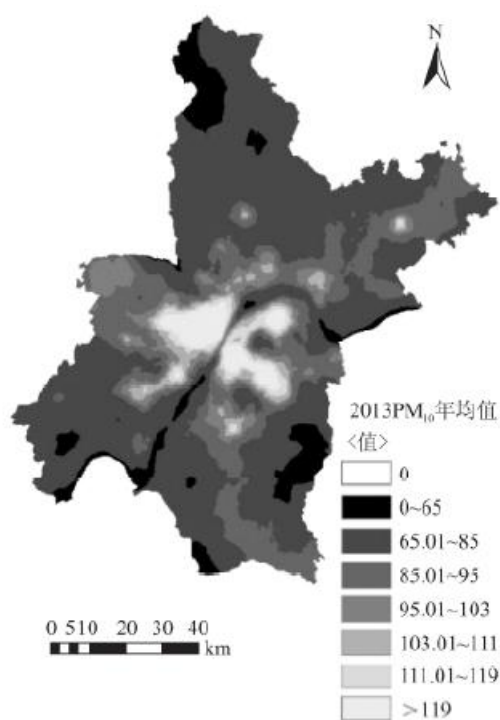


图 7 2013 年 PM_{10} 年均值空间分布图

Fig. 7 Spatial Distribution of PM_{10} Annual Average of 2013

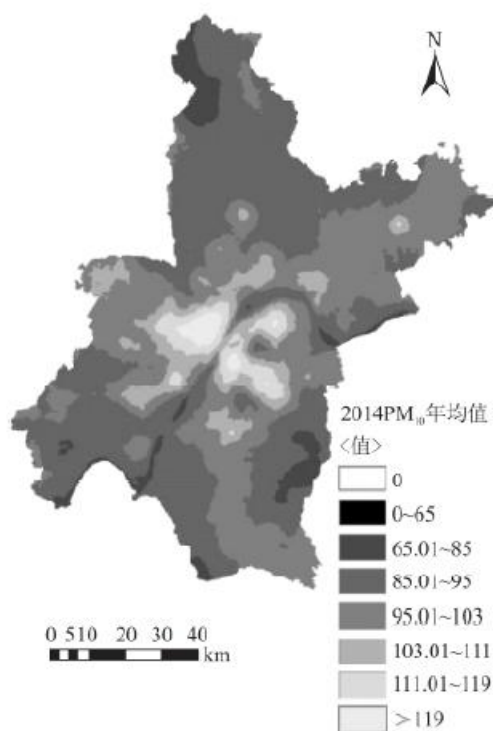


图 8 2014 年 PM_{10} 年均值空间分布图

Fig. 8 Spatial Distribution of PM_{10} Annual Average of 2014

对 2013 年和 2014 年 PM_{10} 年均值空间分布图(图 7、图 8)分析可得: PM_{10} 浓度高值区主要集中于主城区,包括硚口区、江汉区、汉阳区、江岸区、武昌区、洪山区以及青山区,部分地区浓度超过 $119 \mu g/m^3$,相对偏远的黄陂区、新洲区、蔡甸区和江夏区则是人口相对集中的生活区 PM_{10} 浓度较高,也可以达到 $110 \mu g/m^3$ 左右。原因主要是上述区域有很多居住区或者工业区,人口和建筑物相对密集,工业生产活动密集,对空气中颗粒物贡献很大,形成 PM_{10} 局部高值区域。主要的低值区域分布在郊区乡镇,都在 $65 \sim 85 \mu g/m^3$ 左右,这些地方人口较少,工业生产相对落后,土地利用类型多以林地或农田为主。除此之外,大的水体及周围一定范围内 PM_{10} 的浓度都比较低,部分地区低于 $65 \mu g/m^3$,比如长江、东湖、汤逊湖等周围,说明大型水体对 PM_{10} 的分布具有明显负贡献,可显著降低 PM_{10} 的浓度。上述分布特征符合理论规律。

对比 2013 和 2014 的 PM_{10} 年均值空间分布,也可以发现空间分布大趋势一致,主要是一些高值区域($>119 \mu g/m^3$)范围有所减小,可能受当年的天气变影响,也可能是因为一些治理措施起到了一定的作用。

对比图 7、图 8 和图 9、图 10 可见,与 Kriging 插值法相比,本文采用的方法得到的结果能更准确、更精细地刻画 PM_{10} 的分布特征。比如长江、东湖、汤逊湖和梁子湖等水域以及森林覆盖区的 PM_{10} 低值区在图 9、图 10 中没有任何反映,而在图 7、图 8 则得到很好的体现。这是因为本文的方法能够考虑到不同下垫面所代表的排放源对 PM_{10} 长期分布的影响,因此,得出的结果更加符合理论规律和实际情况,有一定的应用价值。

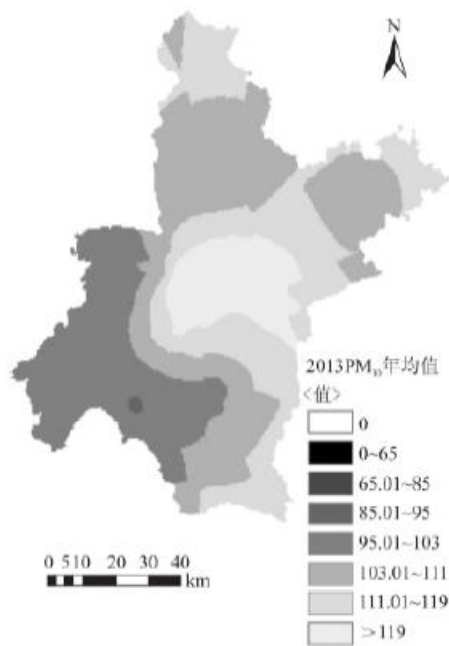


图9 基于克里金法 2013 年 PM_{10} 年均值空间分布

Fig. 9 Spatial Distribution of PM_{10} Annual
Average of 2013 based on Kriging

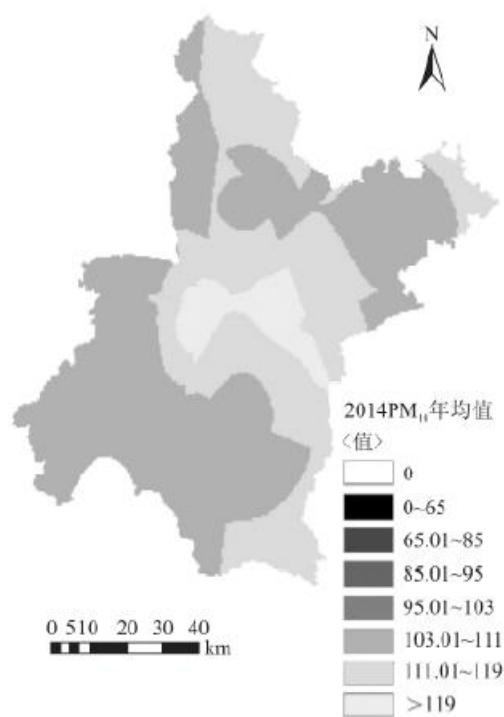


图10 基于克里金法 2014 年 PM_{10} 年均值空间分布

Fig. 10 Spatial Distribution of PM_{10} Annual
Average of 2014 based on Kriging

3 结论与讨论

PM₁₀短期的空间分布,主要受气象条件控制,而一年或多年平均分布则主要取决于排放源。这些排放源与城市交通道路、工业区、城市建成区和开发区等的下垫面分布密切相关,而年地表温差可以综合反映下垫面的这些特性,可以利用这种相关关系建立模型来估计年平均PM₁₀的空间分布。基于此理论,利用遥感影像反演出地表温度,在得出年地表温差基础上,利用反距离加权法IDW,得到年地表温差加权值,通过和监测站点的PM₁₀监测数据做一元线性回归分析,确定最佳年地表温差加权值。并得到PM₁₀浓度空间分布的最佳估计模型,快速获得2013年和2014年的PM₁₀年均值空间分布。此方法更简单快速,空间分辨率可达到100m。

对2013年和2014年PM₁₀年均值空间分布图分析得到,PM₁₀年均浓度高值区主要集中于主城区,包括硚口区、江汉区、汉阳区、江岸区、武昌区、洪山区以及青山区,相对偏远的黄陂区、新洲区、蔡甸区和江夏区则是人口相对集中的生活区PM₁₀浓度较高,上述区域有很多居住区或者工业区,人口和建筑物相对密集,工业生产活动密集,对空气中颗粒物贡献很大,形成PM₁₀局部高值区域。低值区主要分布在郊区乡镇、偏远山区以及有大型水体的地方,这些地方人口较少,工业生产相对落后,土地利用类型多以林地或农田为主。同时对比2013和2014的PM₁₀年均值空间分布,发现空间分布大趋势基本一致。这样的分布特征与理论分析相一致。

本文在研究过程中,主要是通过数理统计的方法寻找估计模型,没有对相互影响的物理机理进行详细研究,需要通过更多的试验来验证此方法的普适性。另外,该方法更多的是针对城市的区域性研究,对于有沙漠等类似昼夜和年温差较大的地区,比如中国的西北地区,该方法可能不太适用。在后续研究中,该估计模型中还需加入其他因子来提高预测精度,比如污染物排放源的分布图,土地利用分布图等,需要进一步改进。

参考文献:

- [1] JOUMARD R, PERIN M L. Measurement of particle and gaseous pollution of the atmosphere due to buses [J]. Science of the Total Environment, 1988, 76(1): 55—62.
- [2] KASSOMENOS P, VARDOULAKIS S, CHALOULAKOU A, et al. Levels, sources and seasonality of coarse particles(PM₁₀—PM_{2.5}) in three European capitals—Implications for particulate pollution control [J]. Atmospheric Environment, 2012, 54:337—347.
- [3] NOWAK D J, HIRABAYASHI S, BODINE A, et al. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten US cities and associated health effects [J]. Environmental Pollution, 2013, 178: 395—402.
- [4] VINITKETKUMUEN U, KALAYANMITRA K, CHEWONARINT, et al. Particulate matter, PM₁₀ & PM_{2.5} levels, and airborne mutagenicity in Chiang Mai, Thailand [J]. Mutation Research, 2002, 519(1/2): 121—131.
- [5] KOCAK M, MIHALOPOULOS N, KUBILAY NILGUN. Contributions of natural sources to high PM₁₀ and PM_{2.5} events in the eastern Mediterranean [J]. Atmospheric Environment, 2007, 41(34): 3806—3818.
- [6] KAUFMAN YJ, TANRE D, BOUCHER O. A satellite view of aerosols in the climate system [J]. Nature, 2002, 419: 215 —223.
- [7] 岳辉. 武汉市大气 PM₁₀ 浓度空间分布特征及其影响因素研究 [D]. 武汉: 华中农业大学硕士学位论文, 2012:11

—13, 40—42.

【YUE H. Research on the spatial distribution characteristic and its influencing factors of atmospheric PM10 concentration in Wuhan City [D]. Wuhan: Master Dissertation of Huazhong Agricultural University, 2012: 11—13, 40—42. 】

[8] 倪军. 城市不同功能区下垫面空气离子与环境因子的相关研究——以上海市徐汇区为例 [D]. 上海: 上海师范大学硕士学位论文, 2005: 36—38.

【NI J. The correlative study between air ions and environmental factors on typical ground in different urban function area—take Shanghai as example [D]. Shanghai: Master Dissertation of Shanghai Normal University, 2005: 36—38】

[9] 余梓木, 周红妹, 郑有飞. 基于遥感和 GIS 的城市颗粒物污染分布研究 [J]. 自然灾害学报, 2004, 13(3) : 58—64.

【YU Z M, ZHOU H M, ZHENG Y F. Study on distribution of urban particle pollution by remote sensing and GIS [J]. Journal of Natural Disasters, 2004, 13(3) : 58—64. 】

[10] 赵英时. 遥感应用分析原理与方法 [M]. 北京: 科学出版社, 2003: 140—143.

【ZHAO Y S. The Principles and Methods of Remote Sensing Application [M]. Beijing: Science Press, 2003: 125—132. 】

[11] 张利. 哈尔滨市不同下垫面温度场效应分析 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨师范大学硕士学位论文, 2012: 25—31.

【ZHANG L. The analysis of temperature field effect about different underlying surface in Harbin [D]. Master Dissertation of Harbin: Harbin Normal University, 2012: 25—31. 】

[12] 李玲玲. 若干典型地物温度变化特征试验研究 [D]. 沈阳: 东北大学硕士学位论文, 2009: 44—46.

【LI L L. Experimental study of the temperature variation characteristic of some typical ground objects [D]. Shenyang: Master Dissertation of Northeastern University, 2009: 44—46. 】

[13] 何报寅, 丁超, 徐贵来, 等. 基于 MODIS 的武汉城市圈地表温度场特征 [J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(12) : 1379—1385.

【HE B Y, DING C, XU G L, et al. Characteristics of land surface temperature fields in Wuhan metropolitan region using MODIS data [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(12) : 1379—1385. 】

[14] 赵少华, 秦其明, 张峰, 等. 基于环境减灾小卫星 (HJ-1B) 的地表温度单窗反演研究 [J]. 光谱学与光谱分析, 2011, 31(6) : 1552—1556.

【ZHAO S H, QIN Q M, ZHANG F, et al. Research on using a Mono-Window Algorithm for land surface temperature retrieval from Chinese satellite for Environment and Natural Disaster Monitoring(HJ— 1B) data [J] . Spectroscopy and Spectral Analysis, 2011, 31(6) : 1552—1556. 】

[15] 宋挺, 段峥, 刘军志, 等. Landsat8 数据地表温度反演算法对比 [J] . 遥感学报, 2015, 19(3) : 451—464.

【SONG T, DUAN Z, LIU J Z, et al. Comparison of four algorithms to retrieve land surface temperature using Landsat 8 satellite [J] . Journal of Remote Sensing, 2015, 19 (3) : 451 —464. 】

[16] 游绚, 晏路明. 基于 ETM+影像辐射传导方程算法的地表温度反演 [J] . 科技情报开发与经济, 2009, 19(27) : 134—136.

【YOU X, YAN L M. Retrieving land surface temperature from the ETM+ image radioactive transfer equation [J] . SCI-TECH Information Development & Economy, 2009, 19 (27) : 134 —136. 】

[17] 吴志刚, 江滔, 樊艳磊. 基于 Landsat 8 数据的地表温度反演及分析研究——以武汉市为例 [J] . 工程地球物理学报, 2016, 13(1) : 135—142.

【WU Z G, JIANG T, FAN Y L. Land surface temperature retrieval and result analysis based on Landsat 8 date in Wuhan City [J] . Chinese Journal of Engineering Geophysics, 2016, 13(1) : 135—142. 】

[18] 王玉璟. 空间插值算法的研究及其在空气质量监测中的应用 [D] . 开封: 河南大学硕士学位论文, 2010: 9—10.

【WANG Y J. Research of spatial interpolation algorithm and its application in air quality monitoring[D]. Kaifeng: Master Dissertation of Henan University, 2010: 9—10. 】