

基于RAM拓展模型的我国城市空气质量评价

陆志涛 周鹏 吴菲*

摘要:作为一种重要的环境要素,空气质量的好坏直接关乎环境质量的优劣,并影响着经济发展的成果。因而,如何科学地评价空气质量受到学者的广泛重视。本文基于RAM拓展模型构建了评估空气质量状况的空气质量指数以及评估空气质量提升空间的空气质量发展指数,并将其应用于我国城市空气质量评价研究。研究结果显示,我国城市空气质量存在明显的区域差异,北方是空气污染重灾区;经济发展会制约城市空气质量提升的潜力,并且经济越发达,制约效应越明显;重灾区城市的空气质量近年来未发生明显变化,且在短时间内很难得到有效改善。本文认为,在治理空气污染时,需要分区域分类别进行整治;在当前空气污染的形势下,可以优先考虑降低各区域首要污染物的浓度水平和污染强度。

关键词:城市空气质量;空气质量指数;空气质量发展指数;RAM拓展模型

一、引言

煤炭、石油等化石燃料燃烧所产生的大量有害气体和烟尘不但对空气质量造成负面影响,亦在很大程度上制约经济发展、危害人类健康(彭丽思等,2017)。作为最大的发展中国家,我国在快速工业化及城镇化进程中所面临的城市空气污染问题日趋严峻。《中国城市空气质量绩效管理评估报告》指出,“十一五”期间,中国281个地级及以上城市中,有接近90%的城市未达到国家规定的空气质量二级标准(宋国君、马中,2013)。在传统的以二氧化硫(SO₂)及颗粒物(PM)为代表的煤烟型污染问题尚未得到解决的同时(Tie et al., 2009),一些新型的复合空气污染问题,如光化学烟雾、灰霾等现象又已经在各大城市群频繁出现。鉴于污染物

*陆志涛,南京航空航天大学经济与管理学院、能源软科学研究中心,邮编:211106,电子信箱:lzt274420@163.com;周鹏,南京航空航天大学经济与管理学院、能源软科学研究中心,邮编:211106,电子信箱:cemzp@nuaa.edu.cn;吴菲,南京航空航天大学经济与管理学院、能源软科学研究中心,邮编:211106,电子信箱:wf_245430@126.com。

本文系国家自然科学基金“考虑大气污染物协同控制和减排策略差异的城市二氧化碳减排成本研究”(71573119)的阶段性成果。感谢匿名审稿人的宝贵意见,文责自负。

来源的多样性以及社会各阶层对空气质量的密切关注,如何对城市空气质量状况进行综合、客观及有效的评价,成为环境经济等领域学者关注的重点问题。

对于空气质量的研究,首先在于污染物指标的选取。从现有文献来看,国内外学者常选取多种污染物来对空气质量水平进行多维度综合评价。李希灿等(2003)选用二氧化硫、氮氧化物及总悬浮颗粒物浓度作为指标对空气质量进行了评价及趋势预测;Guttikunda和Jawahar(2012)分别选用PM₁₀排放量数据和浓度数据以及CO₂的排放量数据对印度六个城市的空气质量进行了评估;Shiva Nagendra等(2007)选用二氧化硫(SO₂)、二氧化氮(NO₂)、可吸入悬浮颗粒物(RSPM)和悬浮颗粒物(SPM)四种空气污染物浓度数据分析了班加罗尔市交通枢纽处的空气质量水平;与之不同,Wang等(2017)选取了更为广泛的SO₂、NO₂、PM₁₀、CO、PM_{2.5}及O₃六种污染物浓度数据对我国成都和杭州两个城市的空气质量状况进行了评估。在指标单位上,与污染物总量不同,污染物浓度反映了环境监测站对污染物在空气中含量的实时监测结果,能够直观揭示污染物水平,因而成为学者们普遍采用的数据类型。

除了污染物指标的选择,空气质量评价另一个重要步骤是方法的选取。目前常见的评估方法有主成分分析法、综合指数法、模糊数学方法等。如,程砚秋和迟国泰(2011)构建了相关的生态评价模型,利用核主成分分析法对相关系数和指标进行了聚类,并确定了影响环境质量的因子;邓峰(1991)在使用综合指数法对大气质量进行评价时参考了模糊数学的思想,利用模糊综合指数法来进行相关评价,并对空气质量进行了分级;陈辉等(2012)采用分形模型对城市空气质量评价方法进行了深入探讨,认为西安市空气质量呈现“U”型变化,并分析了空气质量随季节的变化特征;杨晓艳和鲁红英(2014)选用模糊综合评判方法对北京市环境空气质量进行了评价,并对其五个区域的质量等级进行了划分。这些方法有着各自的优点,如可以简化高纬度指标数据、适应性强、精确度高、能够考虑环境系统的复杂多变性等。但在进行空气质量评价时却也存在着明显的不足,如,因子的确定需要参考学者的主观经验和意见、进行偏好估计和矩阵判定可能使客观结果产生偏差、过于凸显某一因子的作用而导致部分指标权重被强化等。

近年来,非参数数据包络分析(DEA)方法在环境绩效及生态绩效评估研究中获得了大量应用(见表1)。采用DEA方法构建环境评价指数的突出特点在于无需事先设定参数,因而能够最大程度地避免因主观因素所导致的偏误。另外,DEA适用于多投入多产出的决策过程,因而能够构建一个多维的综合评价指数。特别地,在各类DEA模型中,基于范围调整的DEA模型(即RAM模型)在构建有意义的环境指标时展示出了独特优势(Zhou et al., 2017)。鉴于此,本文基于RAM模型构建空气质量指数,用以对我国城市空气质量进行综合评价。另外,考虑到地区经济发展是影响污染物排放的重要因素,本文进一步构建考虑经济产出的空气质量发展指数,用以分析各城市空气质量的改善空间。

表1 DEA模型在环境绩效及生态绩效评估中的应用

文献	投入变量	产出变量	研究对象	所用模型
国涓等(2013)	资本、劳动力、能源	GDP、SO ₂ 、COD、CO ₂	我国区域环境效率	可变规模报酬 DEA 模型
张子龙等(2015)	环境污染物	GDP	我国城市环境效率	超效率 DEA 模型
Wu等(2016)	资本、劳动力、能源强度	工业 GDP、工业污染物	我国省际环境效率	两阶段 DEA 模型
王恩旭和武春友(2011)	耕地、用水、污染物、能源	GDP	我国省际生态效率	超效率 DEA 模型
吴小庆等(2012)	化肥、农药、地膜	种植作物产量	无锡市生态效率	锥比率 DEA 模型、层次分析法
Zhou等(2012)	能源	GDP和CO ₂	世界国家环境效率	环境 DEA 模型
Beltrán和Picazo(2015)	温室气体、对流层臭氧、氮氧化物	GDP	世界国家交通行业环境绩效、生态效率	DEA模型、方向距离函数(DDF)模型
Chang(2015)	资本、劳动力、能源	GDP和CO ₂	G7和BRICS国家环境效率	非导向型DDF模型

二、模型与方法

(一)基本RAM模型

由Cooper等(1999)提出的RAM模型是DEA模型的一种拓展形式,其基本思想在于建立基于投入松弛变量和产出松弛变量的线性规划模型,并对决策单元的有效性进行评估。RAM模型一方面继承了传统DEA模型的优势,另一方面避免了因径向和角度的选择而带来的相关误差问题。近期,Zhou等(2017)指出RAM模型具有良好的稳健性,能够用于构建有意义的综合环境指标。

RAM的基本模型可表示如下:

$$\begin{aligned}
 \phi^* = \max & \frac{1}{m+s} \left(\sum_{i=1}^m \frac{S_i^-}{R_i^-} + \sum_{r=1}^s \frac{S_r^+}{R_r^+} \right) \\
 s.t. & \begin{cases} \sum_{j=1}^n X_{ij} \lambda_j + S_i^- = X_{i0}, i=1, \dots, m \\ \sum_{j=1}^n Y_{rj} \lambda_j - S_r^+ = Y_{r0}, r=1, \dots, s \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \\ \lambda_j \geq 0, S_i^- \geq 0, S_r^+ \geq 0 \end{cases} \quad (1)
 \end{aligned}$$

公式(1)中, j 表示决策单元DMU的个数。 m 表示初始投入的种类数, s 表示产出的种类数目。 X_{ij} 和 Y_{rj} 分别为第 j 个决策单元DMU的第 i 个投入量和第 r 个产出量。 X_{i0} 和 Y_{r0} 是被评价决策单元DMU₀的第 i 个投入量和第 r 个产出量。 S_i^- 和 S_r^+ 是与 X_{i0} 、 Y_{r0} 相对应的非负松

弛变量。(1)式中, R_i^- 和 R_r^+ 是一对调整系数,表示各决策单元所对应观察值中极大值与极小值之差:

$$R_i^- = \bar{X}_{ij} - \underline{X}_{ij} \quad (2)$$

$$R_r^+ = \bar{Y}_{rj} - \underline{Y}_{rj} \quad (3)$$

RAM模型与传统DEA模型最大的区别在于前者的目标函数由松弛变量进行定义。对于某一决策单元的投入 X_i , 如果有 $S_i^- = X_{io} - \sum_{j=1}^n X_{ij} \lambda_j > 0$, 则说明在产出不变的条件下可以继续减少投入量 X_i ; 如果 $S_r^+ = \sum_{j=1}^n Y_{rj} \lambda_j - Y_{ro} > 0$, 则说明在不增加投入以及不减少其他产出的条件下, 该产出量 Y_r 可以继续提高。

对于被评价单元DMU₀来说, 当且仅当所有的投入和产出松弛变量均为零, 即 $S_i^- = S_r^+ = 0$ 时, DMU₀才是技术有效的。此时, 在投入量不变的条件下, 产出无法继续增加; 在产出量不变的情形下, 投入无法继续减少。

两个松弛变量 S_i^- 和 S_r^+ 的大小体现了投入量的剩余和产出量的不足, 松弛变量越大, 表明投入剩余越多, 产出不足也越多, 决策单元的效率也就越低。因此, 决策单元的效率 θ 可以通过下式表示:

$$\theta = 1 - \phi^* \quad (4)$$

Cooper等(1997)指出 θ 具有如下性质: (1) $0 \leq \theta \leq 1$; (2) $\theta = 1$ 表明被评价决策单元处于最优前沿面上, $\theta < 1$ 表明被评价决策单元并没有处于最优前沿面上, 因此其效率值还有可以提升的空间; (3) θ 是严格单调的; (4) θ 不会受到数据转化的影响。性质(1)表示决策单元效率值是一个介于0和1之间的标准化指数, 该指数值越大, 表明被评价单元效率越高; 性质(2)表示没有参与构建最优前沿面的决策单元的效率指数会比参与构建最优前沿面的决策单元的效率指数低; 性质(3)表明被评价决策单元任一种投入物的减少或者是任一种产出物的增多都会导致被评价决策单元效率值的提高; 性质(4)表示对某一个变量加上或者减去一个常量都不会使计算出的效率值发生变化。

(二)拓展的RAM模型与空气质量指数

污染物在DEA模型中既可被视为投入变量, 亦可被视为产出变量(非期望)。作为产出时, 效率测度考量的是经济体在一定投入下所能实现的最低排放。而作为投入变量时, 其主要考察经济体在一定产出条件下污染排放离污染最小排放之间的差距。这两种做法在环境绩效及生态效率研究领域均被大量采用, 如Zhou等(2012)视二氧化碳为非期望产出, 评估了OECD和非OECD国家的碳排放绩效; Beltrán和Picazo(2015)选用环境污染物为投入、GDP为产出, 研究了交通行业的环境绩效和生态绩效。本文采用RAM模型进行空气质量评价的基

本思想在于,一定空间(产出)水平下,具有最低污染物水平的决策单元具有最好的空气质量,并位于排放的前沿上;而污染物水平越高,其距离排放前沿越远,进而空气质量越差。因而,本文将污染物视作投入,相应的RAM模型可表示为:

$$\alpha^* = \max \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{S_i^-}{R_i^-}$$

$$s.t. \begin{cases} \sum_{j=1}^n X_{ij} \lambda_j + S_i^- = X_{io}, i = 1, \dots, m \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \\ \lambda_j \geq 0, S_i^- \geq 0 \end{cases} \quad (5)$$

与基本RAM模型同时测度投入剩余与产出不足不同,模型(5)省略了产出约束。采用这种处理方法的原因在于,本文中污染物水平是以浓度表示的。当意图评估实际浓度与最低浓度之间的差距(投入剩余)时,其实际评估的是相同空间(体积)下污染物的最佳排放量。此时,由于各评估单元的产出一致,且与规模报酬约束条件等价,因而可被省略。由此可得,与模型(1)的效率测度思想相同,模型(5)中污染物剩余越多,效率越低,空气质量也就越差。相应地,空气质量指数AQI可表示为:

$$AQI = 1 - \alpha^* \quad (6)$$

显而易见, AQI 是一个标准化的指数,即有 $0 \leq AQI \leq 1$ 。改进的RAM模型继承了RAM模型单调特性。当 $AQI=1$ 时,被评估单元位于排放的前沿上,空气质量处于最优水平。AQI 越小,意味着空气质量越差。

(三)拓展的RAM模型与空气质量发展指数

当考虑产出因素时,拓展模型(1)可进一步得到空气质量发展指数,用以反映一定经济发展水平下空气质量的提升空间。相应模型可表示为:

$$\beta^* = \max \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{S_i^-}{R_i^-}$$

$$s.t. \begin{cases} \sum_{j=1}^n X_{ij} \lambda_j + S_i^- = X_{io}, i = 1, \dots, m \\ \sum_{j=1}^n Y_{rj} \lambda_j - S_r^+ = Y_{ro}, r = 1, \dots, s \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \\ \lambda_j \geq 0, S_i^- \geq 0, S_r^+ \geq 0 \end{cases} \quad (7)$$

空气质量发展指数AQDI可定义为:

$$AQDI = 1 - \beta^* \quad (8)$$

AQDI 亦是一个标准化的指数,即有 $0 \leq AQDI \leq 1$ 。AQDI=1 意味着被评估单元在当前经济

产出水平下污染排放处于最优水平。 $AQDI$ 越小,意味着污染物具有减排空间,空气质量可进一步提升。尽管城市实际的空气质量提升还与诸多其他因素有关,如科技水平、环境容量等,但考虑到数据可得性等原因,本文重点考虑受经济发展水平影响的空气污染压力情况以及相应的空气质量提升空间。本文后续研究将有望评估综合社会因素影响下的空气质量提升潜力。

三、数据描述与结果分析

(一)数据描述

本文选取城市空气质量日报中监测的三种空气污染物(SO_2 、 NO_2 、 PM_{10})浓度作为指标变量。由于在评估各城市的空气质量状况以外,本文还会对城市空气质量的提升空间进行评估,因此在选取三种空气污染物浓度作为投入的基础上,本文进一步将城市生产总值与城市占地面积的比值作为产出要素。具体的变量描述如表2所示:

变量名称	单位	说明	数据来源
二氧化硫(SO_2)	ug/m^3	大气污染物中二氧化硫年均浓度	2007-2015年度的《中国环境统计年鉴》和各城市环境质量年度公报
二氧化氮(NO_2)	ug/m^3	大气污染物中二氧化氮年均浓度	
细颗粒物(PM_{10})	ug/m^3	大气污染物中 PM_{10} 年均浓度	
经济水平	万元/ m^2	城市生产总值与城市面积比值	2007-2015年度的《中国统计年鉴》

在时间跨度的选取上,本文选择2006-2014年共九年作为时间样本。考虑到时间跨度较长带来的价格水平变动,本文以2006年为基期,利用2007-2015年《中国统计年鉴》中各地区生产总值指数对城市生产总值进行平减处理,以消除价格水平变动对最终结果的影响。在城市选取上,基于数据可得性和代表性,本文选择了我国31个省会城市和直辖市(不包括港澳台地区)的空气污染数据。

为了更直观地表现污染物数据,本文给出了变量的描述统计,如表3所示。同时,本文也给出了 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 三种空气污染物在2006-2014年间的浓度变化趋势。从图1中可以看出, PM_{10} 的浓度明显高于另外两种空气污染物。不同于持续缓慢下降的 SO_2 和 NO_2 浓度, PM_{10} 的浓度在经历了一段时间的下降之后在2013年出现了爆发式增长,这恰恰反映了2013年以来不断凸显乃至困扰我国社会的雾霾问题。

变量名	样本数目	均值	标准差	最小值	最大值
SO_2 浓度	279	0.043	0.020	0.010	0.113
NO_2 浓度	279	0.042	0.012	0.012	0.070
PM_{10} 浓度	279	0.102	0.032	0.030	0.305

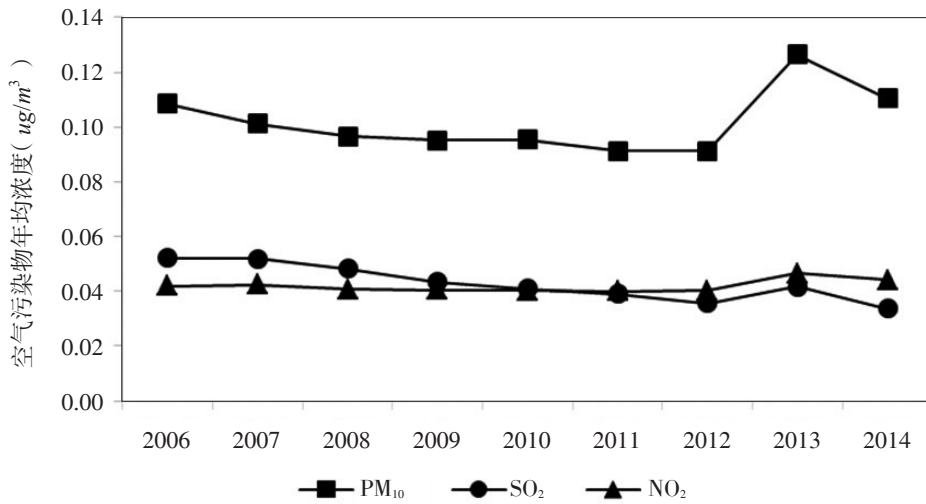


图 1 城市空气污染物年均浓度变化

(二)城市空气质量评估结果

根据评价结果,本文按照空气质量指数大小将城市分为四个梯队,如表4所示。第一梯队为海口、拉萨、福州三个城市,第二梯队为南宁、贵阳、合肥等十三个城市,第三梯队为太原、南京、杭州等十一个城市,第四梯队为北京、石家庄、兰州等四个城市。从分布上来看,我国城市空气质量表现出了明显的地域特征,中部和西北部区域空气质量较差,而东南沿海地区空气质量较好。出现这种状况的原因与地区产业特征、地理状况等多种因素有关。

表 4 我国城市空气质量梯队分布

第一梯队 (0.7~1)		第二梯队 (0.5~0.7)		第三梯队 (0.4~0.5)		第四梯队 (0~0.4)	
海口	1.000	南宁	0.695	太原	0.478	北京	0.395
拉萨	0.961	贵阳	0.663	南京	0.455	石家庄	0.377
福州	0.734	合肥	0.652	杭州	0.449	兰州	0.353
		昆明	0.606	天津	0.445	乌鲁木齐	0.132
		长春	0.573	哈尔滨	0.441		
		南昌	0.571	济南	0.438		
		银川	0.570	成都	0.426		
		广州	0.555	沈阳	0.420		
		上海	0.552	武汉	0.417		
		西宁	0.549	西安	0.415		
		长沙	0.531	郑州	0.403		
		呼和浩特	0.515				
		重庆	0.512				

石家庄和北京属于京津冀的重污染区域,其众多的火力发电厂以及对于煤炭的依赖导致了空气污染物排放量居高不下。乌鲁木齐、兰州等地由于其地理位置的特殊性,植被覆盖率低、气候干旱,极易造成沙尘天气,造成这些城市的空气污染状况始终处于较为严重的情形。而空气质量较好的城市如海口、福州,均位于我国南方,重工业较少,植被覆盖率高,而且其湿润天气也有利于减少空气中有害颗粒的滞留时间;拉萨和贵阳等地位于高海拔地区,其经济发展不以工业为主,因而空气质量处于较佳水平。由于绝大多数城市处于中间的二、三梯队,因而我国城市空气污染问题较为严峻。

RAM模型可以很好地评估同一时间点上不同城市之间空气质量的优劣,但DEA方法的本质在于评估不同决策单元之间的相对绩效,在进行环境质量评价时,这一特点使得其在对同一城市不同时期的空气质量进行比较时无法利用绝对值进行比较。考虑到这种情况,本文将每个城市不同年份作为决策单元、将空气污染物浓度作为评价指标,来进一步计算城市空气质量在时间维度上的变化。

从图2可以看出,31个城市的空气质量在2006–2012年间有着明显的改善,但在2013年突然出现明显恶化。结合现实情况可知,2013年我国遭受了有史以来最严重的雾霾天气,雾霾污染波及25个省、100多个大中型城市,全国平均雾霾天数为29.9天,为52年来之最。因而可以看出,本文的计算结果与实际情形较为相符。2013年之后,我国城市空气质量有了明显提升,但与2012年相比依然存在一定的差距。

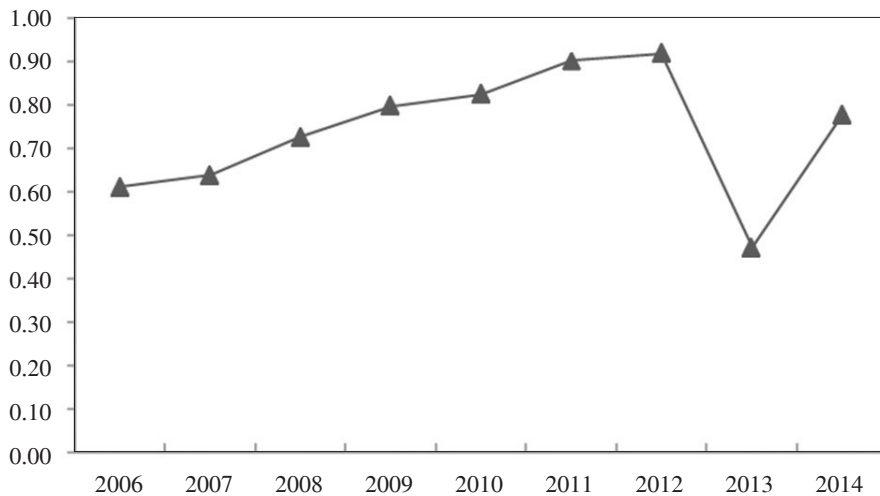


图2 城市历年空气质量指数

考虑到2013年起我国官方开始发布重点城市的PM_{2.5}数据,而PM_{2.5}是引起我国城市雾霾的主要原因,因而有必要分析PM_{2.5}指标的评估结果是否会影响空气质量评价的客观性。为此,本文进一步将PM_{2.5}浓度数据纳入到2013年和2014年两年的空气质量评估中,并与未考虑PM_{2.5}指标的评估结果进行了相关性分析,分析结果如表5所示。

表5 考虑PM_{2.5}和未考虑PM_{2.5}评估结果的相关性

年份	相关系数
2013	0.991**
2014	0.987**

注:上标**表示该数值在1%显著性水平下具有相关性,下表同。

由表5可以发现,考虑PM_{2.5}和未考虑PM_{2.5}两种情况下的评估结果具有高度相关性,因此,可以认为未考虑PM_{2.5}的评估结果能够揭示空气质量的客观状况。

进一步地,我们将本文的计算结果与官方公布的数据进行比较。限于数据可得性,我们仅收集到了2014年31个城市的官方AQI数据。为了确保分析的完整性,我们根据官方采用的计算方式对余下的八年各城市的空气质量进行核算,并将核算结果作为近似的官方AQI数据与本文结果进行相关性分析。城市空气质量日报中的空气质量指数计算如式(9)所示:

$$I_i = \frac{I_H - I_L}{C_H - C_L} (C - C_L) + I_L \quad (9)$$

公式(9)中, I_i 表示由各类空气污染物计算出的空气质量指数, I_H 表示空气质量指数上限, I_L 表示空气质量指数下限, C_H 表示污染物浓度上限, C_L 表示污染物浓度下限, C 表示所用空气污染物浓度,最终 I_i 选择数值最大的作为空气质量指数。

利用SPSS17软件对31个城市九年间的实际空气质量指数与本文计算的AQI进行相关性检验,检验结果如表6所示:

表6 两种指数相关性比较结果

年份	相关系数
2006	-0.767**
2007	-0.743**
2008	-0.766**
2009	-0.845**
2010	-0.837**
2011	-0.863**
2012	-0.894**
2013	-0.935**
2014	-0.919**

从表6可以看出,官方AQI结果与本文计算的AQI在1%的水平下显著相关,这说明本文构建的空气质量指标可以发挥现实指导作用,具有一定的应用价值。

表7为2006-2014年间31个城市三种空气污染物的松弛变量平均值由大到小排序的结果,污染物松弛变量值的大小体现了各城市与最优前沿面的距离。污染物松弛变量值越大,表示城市该种空气污染物的污染越严重,反之则表明城市该种空气污染物的污染越轻微。污染物松弛变量的大小有助于分析各城市主要污染物来源,不同地区的城市由于各种条件的差

异导致空气中的主要污染物存在区别,进行污染物来源分析可以更加精确地定位于空气的治理和改善。

首先对各空气污染物污染较为严重的城市进行分析可知,兰州、西安的首要污染物为PM₁₀,长沙、重庆、贵阳的首要空气污染物为SO₂,广州、武汉、杭州的首要空气污染物为NO₂,乌鲁木齐三种空气污染物的污染均较为严重,石家庄和济南的首要空气污染物为PM₁₀和SO₂,北京市空气质量主要受到NO₂和PM₁₀两种空气污染物的影响。不难发现,北方以及中西部地区城市主要受到PM₁₀和SO₂两种污染物的影响,而东部地区城市则受NO₂的污染较大。

表 7 空气质量指数下的松弛变量

城市	PM ₁₀ 松弛量	城市	SO ₂ 松弛量	城市	NO ₂ 松弛量
兰州	0.1056	乌鲁木齐	0.0242	乌鲁木齐	0.0494
石家庄	0.1037	石家庄	0.0135	北京	0.0413
乌鲁木齐	0.1006	长沙	0.0133	广州	0.0394
西安	0.0927	重庆	0.0126	武汉	0.0388
济南	0.0898	济南	0.0123	杭州	0.0383
西宁	0.0841	贵阳	0.0123	成都	0.0376
北京	0.0840	南宁	0.0119	哈尔滨	0.0366
成都	0.0764	成都	0.0116	上海	0.0357
郑州	0.0763	昆明	0.0112	南京	0.0352
合肥	0.0723	上海	0.0109	郑州	0.0319
太原	0.0721	广州	0.0108	西安	0.0293
武汉	0.0714	兰州	0.0106	兰州	0.0292
沈阳	0.0710	银川	0.0106	天津	0.0291
南京	0.0690	南京	0.0102	长沙	0.0272
天津	0.0671	沈阳	0.0100	石家庄	0.0269
哈尔滨	0.0627	武汉	0.0091	呼和浩特	0.0263
重庆	0.0616	杭州	0.0089	昆明	0.0262
杭州	0.0606	西宁	0.0079	长春	0.0261
长春	0.0591	南昌	0.0076	福州	0.0258
银川	0.0573	北京	0.0065	重庆	0.0241
长沙	0.0526	天津	0.0057	沈阳	0.0239
呼和浩特	0.0519	长春	0.0056	南昌	0.0212
南昌	0.0480	郑州	0.0050	南宁	0.0202
上海	0.0398	福州	0.0050	济南	0.0190
贵阳	0.0380	太原	0.0048	西宁	0.0162
昆明	0.0327	西安	0.0048	银川	0.0160
广州	0.0307	哈尔滨	0.0047	合肥	0.0138
南宁	0.0286	呼和浩特	0.0038	太原	0.0118
福州	0.0264	拉萨	0.0011	贵阳	0.0110
拉萨	0.0082	合肥	0.0010	拉萨	0.0022
海口	0.0000	海口	0.0000	海口	0.0000

同时也可以看到,三种空气污染物中PM₁₀的松弛量最大,这表明在三种污染物中,可吸入颗粒物对环境的污染程度是最重的。可吸入颗粒物是造成我国雾霾天气的主要污染物,这样的结果也与近几年来雾霾天气挥之不去的现实情形极为符合。作为城市的主要空气污染物,PM₁₀的治理尤其需要重视。

(三)城市空气质量提升潜力

从图3中可以看出,考虑经济发展水平时,海口和上海两个城市的空气质量发展指数均达到了1,说明与其他城市相比,这两个城市在当前经济水平下的空气质量处于最优水平。与之相反,乌鲁木齐、兰州以及石家庄空气质量则显示出极大的提升空间。

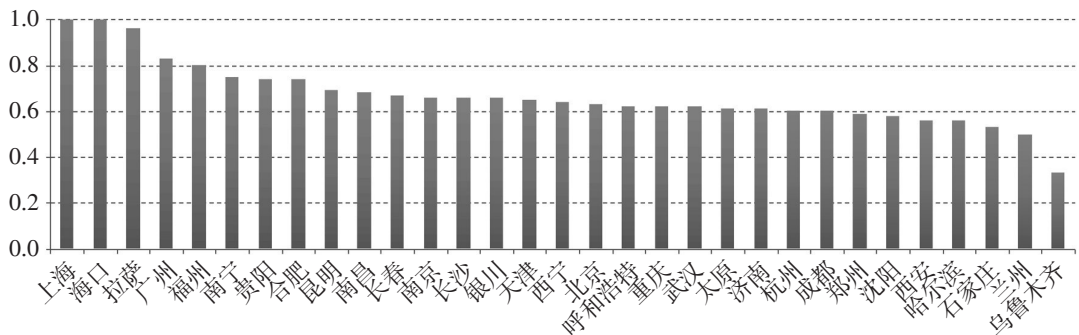


图3 各城市空气质量发展指数(2006-2014年平均)

结合上文,上海、北京、广州等为经济发达的一线城市,其空气质量发展指数明显高于空气质量指数,这说明空气污染压力确实与经济发展密切相关。经济发展需要能源的消耗,而能源又是空气污染的主要源头之一。一个绿色的、可持续的发展模式应在维持经济发展的同时,尽可能少地排放污染物。从这一点来看,上海等一线城市发挥着示范与引领作用。

另外,通过对空气质量指数和空气质量发展指数进行比较和分析,我们发现两种情形下的部分城市的评估结果表现出明显变化。如上海、北京、广州等经济发达地区,在加入经济产出之后指数值明显上升,并且经济越发达的地区,这种上升情况越明显。指数值的上升意味着空气质量的提升潜力在下降,这反映了经济变量会制约城市空气质量提升的潜力空间。由于环境保护与经济发展存在一定的矛盾,不能一味盲目地发展经济,也不能不管经济建设只顾环境保护。利用加入经济变量的RAM模型,可以以一种更加综合、更加全面的视角来看待环境保护问题。

在这里,同样将每个城市的年份数据作为决策单元、空气污染物浓度作为评价指标来观测城市空气质量发展指数在时间维度上的变化。从图4中可以看出,城市空气质量发展指数与空气质量指数一样在2006-2012年这一阶段处于稳定提升阶段,表明这段时间内城市的空气污染情况有所缓解。同时,2013年的空气质量发展指数也出现了大幅度的下降现象,这一现象依旧与现实相符。

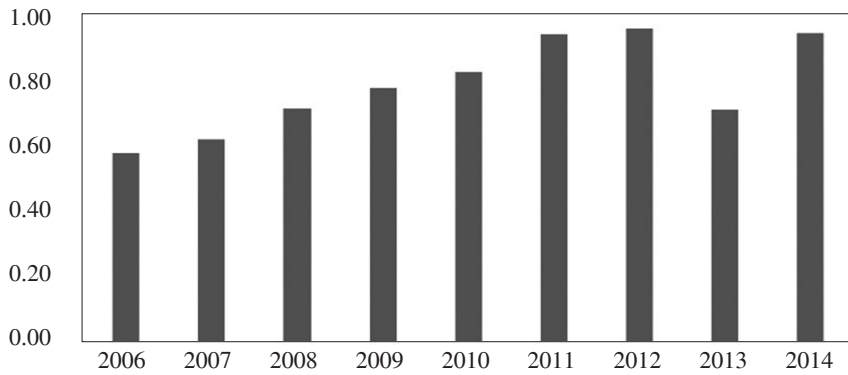


图4 城市历年空气质量发展指数

表8 空气质量发展指数下的松弛变量

城市	PM ₁₀ 松弛量	城市	SO ₂ 松弛量	城市	NO ₂ 松弛量	城市	经济松弛量
兰州	0.1047	乌鲁木齐	0.0678	乌鲁木齐	0.0493	哈尔滨	1.1999
石家庄	0.1030	太原	0.0639	杭州	0.0372	西宁	1.1515
乌鲁木齐	0.1007	沈阳	0.0553	哈尔滨	0.0363	南宁	1.1483
西安	0.0917	石家庄	0.0489	成都	0.0353	重庆	1.1090
济南	0.0866	济南	0.0471	武汉	0.0345	银川	1.1080
西宁	0.0842	呼和浩特	0.0451	北京	0.0326	兰州	1.0675
北京	0.0738	郑州	0.0449	西安	0.0294	呼和浩特	1.0616
成都	0.0732	天津	0.0435	兰州	0.0292	昆明	0.9835
郑州	0.0722	银川	0.0431	南京	0.0284	乌鲁木齐	0.9771
合肥	0.0717	兰州	0.0428	郑州	0.0278	拉萨	0.8860
太原	0.0715	贵阳	0.0406	石家庄	0.0270	贵阳	0.7187
沈阳	0.0692	重庆	0.0406	长春	0.0267	长春	0.6944
武汉	0.0652	南昌	0.0403	长沙	0.0267	合肥	0.2252
哈尔滨	0.0627	西安	0.0377	呼和浩特	0.0261	石家庄	0.2018
重庆	0.0611	长沙	0.0365	昆明	0.0259	福州	0.1992
天津	0.0611	哈尔滨	0.0361	福州	0.0253	西安	0.1634
南京	0.0609	昆明	0.0347	天津	0.0240	太原	0.0461
长春	0.0583	杭州	0.0317	重庆	0.0237	北京	0.0000
杭州	0.0580	武汉	0.0306	广州	0.0227	天津	0.0000
银川	0.0568	成都	0.0304	沈阳	0.0221	沈阳	0.0000
呼和浩特	0.0516	西宁	0.0289	南昌	0.0208	上海	0.0000
长沙	0.0506	南京	0.0286	南宁	0.0207	南京	0.0000
南昌	0.0469	南宁	0.0253	济南	0.0164	杭州	0.0000
贵阳	0.0379	长春	0.0247	西宁	0.0159	南昌	0.0000
昆明	0.0319	北京	0.0197	银川	0.0158	济南	0.0000
南宁	0.0280	合肥	0.0143	合肥	0.0136	郑州	0.0000
福州	0.0260	广州	0.0140	太原	0.0113	武汉	0.0000
广州	0.0114	福州	0.0067	贵阳	0.0109	长沙	0.0000
拉萨	0.0077	拉萨	0.0010	拉萨	0.0028	广州	0.0000
上海	0.0000	上海	0.0000	上海	0.0000	海口	0.0000
海口	0.0000	海口	0.0000	海口	0.0000	成都	0.0000

总体来看,如上海、杭州、南京、福州、广州等东南沿海城市空气质量均属于稳定上升批次,如石家庄、济南、长春、郑州等一些空气污染较为严重区域的城市则无明显变化。空气污染严重区域的城市由于其长久以来的产业结构、能源消费、地理气象等因素,导致空气质量状况无法在短时间内得到有效改善。因此,对于污染重灾区,首要目标是控制——将空气污染控制在一个较为稳定的状态下,然后实施更加针对性的改善措施。

从污染物来源来看(见表8),兰州、石家庄、乌鲁木齐、西安、济南、西宁、北京、成都等城市 PM_{10} 的污染较为严重,因而后期需要将 PM_{10} 作为重点污染物进行控制和减排;乌鲁木齐、太原、沈阳、石家庄、济南、呼和浩特、郑州、天津等城市则受到 SO_2 污染物的影响较大,因而需要重点治理 SO_2 污染; NO_2 污染较为严重的城市有乌鲁木齐、杭州、哈尔滨、成都、武汉、北京、西安、兰州、南京。总体上来讲,考虑经济产出情况下,受 PM_{10} 污染影响较大的城市并未发现明显变化,而受 SO_2 影响较大的城市则发生了较大变化。

从区域来看,西北部地区仍然是 PM_{10} 和 SO_2 污染的重灾区, NO_2 污染严重的地区主要处于东中部区域。西北部地区由于重工业产业、冬季燃煤供暖、气候干旱、植被覆盖率低等原因都会导致 PM_{10} 以及 SO_2 污染物浓度居高不下,而东中部地区则属于我国交通枢纽地带,大量机动车尾气排放和石油的消耗是造成 NO_2 污染严重的主要原因。

四、结论和建议

本文通过拓展RAM基础模型构建了空气质量指数,从空间、时间以及污染物来源三个维度分析了我国31个重点城市的空气质量状况。本文进一步构建了考虑经济产出的空气质量发展指数,并分析了各城市空气质量的提升空间。研究结果表明:

(1)2006-2012年间我国城市空气质量稳步提升,但在2013年出现大幅度下降。这与2013年我国出现大规模雾霾天气的现实较为符合,同时也表明我国城市空气质量存在不小的隐患。

(2)经济发展对城市空气质量提升的潜力有着制约作用,且经济越发达城市,制约效应越明显。

(3)城市空气质量呈现明显的区域差异,北方城市空气质量明显低于南方城市。与东部城市逐渐好转的空气状况不同,京津冀等空气污染重灾区的空气质量并未发生明显改善。

(4) PM_{10} 是影响城市空气质量的首要污染物。各区域中,东部地区受 NO_2 的影响较大,而北方和中西部城市空气质量下降的主要污染因素则是 PM_{10} 和 SO_2 。

如前所述,尽管我国城市空气污染正逐步得到有效控制,但依旧面临较大压力与挑战。重度雾霾天气频繁出现表明对污染的控制不够稳定,污染重灾区状况迟迟难以改善也表明我国现今对那些长期存在严重空气污染区域的治理效果并不明显,有待于进一步加强。由于在

短期内无法取得让人满意的成效,因而环境政策的制定需要作长期打算。不同城市地区有着各自不同的污染特征和主要污染源,因而需要分区域分类别进行有针对性的整治。在无法根治空气污染的情形下,降低各区域首要污染物的浓度水平和污染强度可作为优先手段。在经济水平制约下,城市空气质量提升潜力被压缩,这表明在空气质量评价时,综合考虑经济因素,可以使得对不同城市空气质量提升潜力的区分度更加明显,有利于更为全面地考察区域空气质量状况。

参考文献:

- [1] 陈辉,厉青,杨一鹏,申维,赵祥. 基于分形模型的城市空气质量评价方法研究[J]. 中国环境科学, 2012, (05):954-960.
- [2] 程砚秋,迟国泰. 基于核主成分分析的生态评价模型及其应用研究[J]. 中国管理科学, 2011, (03): 182-192.
- [3] 邓峰. 大气环境质量综合评价的一种新方法——模糊综合指数法[J]. 干旱环境监测, 1991, (02): 118-122.
- [4] 国涓,刘丰,王维国. 中国区域环境绩效动态差异及影响因素——考虑可变规模报酬和技术异质性的研究[J]. 资源科学, 2013, (12):2444-2456.
- [5] 李希灿,程汝光,李克志. 空气环境质量模糊综合评价及趋势灰色预测[J]. 系统工程理论与实践, 2003, (04): 124-129.
- [6] 彭丽思,孙涵,聂飞飞. 中国大气污染时空格局演变及影响因素研究[J]. 环境经济研究, 2017, 2(1): 42-56.
- [7] 王恩旭,武春友. 基于超效率DEA模型的中国省际生态效率时空差异研究[J]. 管理学报, 2011, (03): 443-450.
- [8] 宋国君,马中. 中国城市空气质量管理绩效评估报告[R]. 2013.
- [9] 吴小庆,王亚平,何丽梅,陆根法. 基于AHP和DEA模型的农业生态效率评价——以无锡市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2012, (06): 714-719.
- [10] 杨晓艳,鲁红英. 基于模糊综合评判的城市环境空气质量评价[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, (S2): 143-146.
- [11] 张子龙,逯承鹏,陈兴鹏,薛冰,鹿晨昱. 中国城市环境绩效及其影响因素分析:基于超效率DEA模型和面板回归分析[J]. 干旱区资源与环境, 2015, (06): 1-7.
- [12] Beltrán, E. M. and T. A. Picazo. Assessing Environmental Performance Trends in the Transport Industry: Eco-innovation or Catching-up? [J]. Energy Economics, 2015, 51: 570-580.
- [13] Chang, M. C. Room for Improvement in Low Carbon Economies of G7 and BRICS Countries Based on the Analysis of Energy Efficiency and Environmental Kuznets Curves[J]. Journal of Cleaner Production, 2015, 99: 140-151.
- [14] Cooper, W. W., K. Park, and J. T. Pastor. RAM: A Range Adjusted Measure of Inefficiency for Use with Additive Models, and Relations to Other Models and Measures in DEA[J]. Journal of Productivity Analysis, 1999, 11(1): 5-42.
- [15] Guttikunda, S. K. and P. Jawahar. Application of SIM-air Modeling Tools to Assess Air Quality in Indian Cities[J]. Atmospheric Environment, 2012, 62: 551-561.

[16] Shiva Nagendra, S. M., K. Venugopalb, and S. L. Steven. Assessment of Air Quality Near Traffic Intersections in Bangalore City Using Air Quality Indices[J]. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 2007, 13(3): 167–176.

[17] Tie, X. X., F. H. Geng, L. Peng, W. Gao, and C. S. Zhao. Measurement and Modeling of O₃ Variability in Shanghai, China: Application of the WRF–Chem Model[J]. *Atmospheric Environment*, 2009, 43(28): 4289–4302.

[18] Wang, J. Z., X. B. Zhang, and Z. H. Guo. Developing an Early–warning System for Air Quality Prediction and Assessment of Cities in China[J]. *Expert Systems with Applications*, 2017, 84(30): 102–116.

[19] Wu, J., P. Yin, J. Sun, J. Chu, and L. Liang. Evaluating the Environmental Efficiency of a Two–stage System with Undesired Outputs by a DEA Approach: An Interest Preference Perspective[J]. *European Journal of Operational Research*, 2016, 254(3): 1047–1062.

[20] Zhou, P., B. W. Ang, and D. Q. Zhou. Measuring Economy–wide Energy Efficiency Performance: A Parametric Frontier Approach[J]. *Applied Energy*, 2012, 90(1): 196–200.

[21] Zhou, P., M. A. Delmas, and A. Kohli. Constructing Meaningful Environmental Indices: A Nonparametric Frontier Approach[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2017, 85: 21–34.

City Air Quality Assessment Based on Extended RAM Model

Lu Zhitao, Zhou Peng and Wu Fei

(College of Economics and Management & Research Centre for Soft Energy Science,
Nanjing University of Aeronautics and Astronautics)

Abstract: Air is an important kind of environmental element, and its quality is directly related to environmental quality and also affects economic development. How to scientifically evaluate air quality has gained much attention in literature. This paper extends the RAM model to construct an air quality index and an air quality development index, which are further applied to the case of China's city–level air quality assessment. The results show that there are obvious regional differences in urban air quality in China, and the north is the worst performer in air quality. It is also found that economic development will restrict the potential for urban air quality improvement, and the more developed cities suffer from more obvious restriction effects. The air quality of the cities with worst performance has not changed significantly over the years, and it may be difficult to improve air quality effectively in a short period of time. When treating air pollution, we should take different measures in terms of different air pollutants in regions. In the current situation of air pollution, priority should be given to reduce the concentration of major pollutants and pollution intensity regionally.

Keywords: City Air Quality; Air Quality Index; Air Quality Development Index; Extended RAM Model

JET Classification: X823

(责任编辑:朱静静)