制定和实施中国 PM2.5 空气质量标准的经济分析

——以京津冀区域为例

北京大学环境与经济研究所

项目负责人：张世秋

核心参加人：黄德生

北京大学主要参加人：吴丹、谢旭轩、万薇、穆泉、易如、徐建华、张秀丽、余嘉玲、马训舟

能源基金会参加人：赵立建、胡敏、才婧婧

二〇一一年七月十五日

目录

1 前言 4

1.1 $PM_{2.5}$ 及其损害 5

1.1.1 健康损害 6

1.1.2 能见度损害 7

1.2 $PM_{2.5}$ 空气质量标准 7

1.2.1 中国现行标准 8

1.2.2 WHO 健康指导值 9

1.3 研究目的和意义 10

1.3.1 $PM_{2.5}$ 标准制定的必要性 11

1.3.2 经济影响分析之重要性 11

1.3.3 分析框架和方法体系的构建 12

1.3.4 案例分析与实证研究 12

1.4 研究思路和方法 12

2 京津冀区域细颗粒物污染现状 14

2.1 京津冀区域地理区位 14

2.2 京津冀区域细颗粒物污染特征 16

2.2.1 空气污染指数（API）分析 16

2.2.2 细颗粒物时空分布特征 21

2.2.3 细颗粒物成分和粒径 24

2.2.4 细颗粒物排放源分析 28

3 制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准的效益分析 31

3.1 效益评估基本内容 31

3.2 健康效益评估 32

3.2.1 总体评估思路 32

3.2.2 总体评估模型 33

3.2.3 评估技术路线图 *34*

3.2.4 评估方法概述 *35*

3.2.5 数据处理与分析 *40*

3.2.6 健康效益估算结果 *48*

3.2.7 健康效益评估小结 *72*

3.3 能见度效益评估 72

3.3.1 总体评估思路 *72*

3.3.2 能见度及其损害的度量和价值评估方法 *73*

3.3.3 京津冀区域能见度的现状和变化趋势 *81*

3.3.4 京津冀区域 $PM_{2.5}$ 对能见度的影响 *90*

3.3.5 京津冀区域能见度效益评估 *98*

3.4 效益评估总结 108

4 不确定性分析及讨论 108

4.1 $PM_{2.5}$ 浓度转换 108

4.1.1 数据来源描述 *108*

4.1.2 API 转换数据处理过程 *109*

4.1.3 结果对比 *109*

4.2 剂量-反应系数的选取 112

4.3 健康终端的选取 112

4.4 能见度评估 112

5 结论和政策建议 113

参考文献 115

图表目录 124

1 前言

随着城市化和工业化的快速进行，我国的空气污染日益严重，由此造成的健康损害引起人们的广泛关注。近年来，流行病学研究的结果证实了大气颗粒物与人体健康密切相关，其中可吸入颗粒物特别是细颗粒物 PM2.5 对人体健康的危害更大。国外相关研究结果也揭示了大气颗粒物带来的健康损失以及城市灰霾对能见度影响损失在空气污染造成的总损失中占的比例很大。因此，控制大气颗粒物，尤其是可吸入颗粒物的污染，不仅有助于改善空气质量，更重要的是可以避免对人体健康的不利影响，减少相应的社会经济损失，改善民众的生活质量。

随着城市化、工业化、区域经济一体化的进程加快，我国大气污染正从局地、单一的城市空气污染向区域、复合型大气污染转变，部分地区出现区域范围的空气重污染现象，京津冀、长三角、珠三角以及其他部分城市群已表现出明显的区域大气污染特征，并呈蔓延加重趋势，严重制约了区域社会经济的可持续发展，威胁了人民群众的身体健康。

以京津冀、长三角和珠三角地区为代表，大气污染已经从传统的煤烟型污染转变为更加复杂的煤烟型和机动车尾气复合型大气污染，并且从城市和局地污染发展成为影响范围更广、更不易控制和治理的区域性污染。

大量的流行病学研究证实，颗粒物是对人体健康危害最大的大气污染物，会对人体呼吸系统和心血管系统造成损害，其中又以细颗粒物（PM2.5）与人体不利健康影响的关系最为显著。为更好地保护环境和人体健康，防治大气污染，我国 2012 年出台了新的《国家空气质量标准（GB3095-2012）》（下文简称《标准》），增设了 PM2.5 的浓度限值，并计划在 2016 年全面实施。新标准的颁布和实施有利于 PM2.5 排放量的削减和浓度的控制，从而减少 PM2.5 的污染损害，提高人们的生活质量和社会福利。

有鉴于学术界已经广泛认同 PM2.5 严重危害性、但中国尚未将 PM2.5 作为污染物指标纳入空气质量标准的现实，2010 年 1 月-2011 年 6 月，受美国能源基金会资助，北京大学张世秋所主持的环境经济学与政策研究团队，针对京津冀地区地区的细颗粒污染问题，进行了 PM2.5 标准制定的经济分析，作为一项前瞻性的效益评估研究，本研究力图基于学术研究，为在中国推动和制定 PM2.5 标

准提供决策参考。同时，也期望为开展大气区域联防联控、区域环境质量管理和跨地区环境合作提供决策支持。

1.1 $PM_{2.5}$ 及其损害

大气是人类赖以生存的基本环境要素，而大气颗粒物是主要的空气污染物之一，包括分散在大气中的固态或液态颗粒物质。根据颗粒物的粒径大小，可以分为总悬浮颗粒物 TSP（空气动力学直径小于等于 100μm）和可吸入颗粒物 PM_{10}（空气动力学直径小于等于 10μm），其中 PM_{10} 又分为细颗粒物 $PM_{2.5}$（空气动力学直径小于等于 2.5μm）和粗颗粒物 $PM_{2.5\text{-}10}$（介于 2.5μm 和 10μm 之间）。作为空气质量指标中一项重要的污染物，大气中的颗粒物污染会对人体健康带来非常严重的损害，给经济发展和社会生活造成极大的影响。

大量的流行病学研究证实，颗粒物是在大气污染物中对人体健康危害最大的污染物（Wilson，Spengler，1996；阚海东，陈秉衡，2002；李延红，袁东等，2003），尤其是细颗粒物和不利健康影响的关系最为紧密。WHO 对全球 3211 个城市的研究表明，2000 年全球室外空气中可吸入颗粒物污染引起的早死人数约为 79.9 万人，其中亚太地区就有 48.7 万人（WHO，2002；Cohen，Anderson，Ostro，et al.，2005）。颗粒物污染也是导致呼吸系统和心血管系统疾病的重要原因。其次，自 20 世纪 70 年代以来，大气颗粒物对能见度的影响就一直是环保部门所关注的问题之一。能见度的降低对公路、航海和航空运输带来直接的影响，同时城市低能见度对市民的身心健康非常不利。尽管在大气中只占很少的一部分，但颗粒物对城市大气光学性质的影响可达 99%。大量的研究表明，颗粒物的性质与能见度的降低密切相关，尤其是以气溶胶形式存在的细颗粒物。此外，颗粒物中的硫酸盐、硝酸盐等成分作为降雨的凝结核，容易形成酸沉降对生态系统和农业、城市建筑和材料等方面都造成一定的损害。总之，大气颗粒物污染已经对人群健康和社会经济生活造成极大的不利影响，而越来越多的研究发现，颗粒物中细粒子 $PM_{2.5}$（空气动力学直径小于 2.5μm）对健康和能见度的影响更为重要，对 $PM_{2.5}$ 的研究、控制和治理显得更为关键。

1.1.1 健康损害

对健康的损害是 $PM_{2.5}$ 造成的各种损害中最主要的方面，也是与人们生活质量和福利关系最直接、最密切的部分。$PM_{2.5}$ 对健康的影响是多方面的，主要影响呼吸系统和心血管系统；所有人群都可能受到 $PM_{2.5}$ 的影响，其易感性视健康状况或年龄而异。流行病学研究表明，$PM_{2.5}$ 的短期或长期暴露都会对人体产生不利的健康效应。随着 $PM_{2.5}$ 暴露水平的增加，各种健康效应的风险也会随之增大，但很少有证据证明 $PM_{2.5}$ 存在浓度阈值（即低于该浓度的暴露不会出现预期的健康危害效应）。Morgan 等人（2003）发现，当 PM_{10} 浓度低至 16～26μg/m^3 时，大气颗粒物和健康之间依然存在着相关关系；在美国癌症协会（ACS）进行的队列研究中，Pope 等人（1995）追踪研究观察到的最低浓度是 15μg/m^3，结果表明该浓度下依然存在由大气颗粒物引起的不良健康效应。因此，学术界普遍认为大气颗粒物健康效应的阈值浓度并不存在（Quah and Boon，2003）。

颗粒的大小和形状决定颗粒最终进入人体的部位。大于 10μm 的颗粒会被人的鼻子阻挡; 10μm～5μm 的颗粒会被呼吸道阻挡。进入呼吸系统的颗粒物可引起肺部和全身的氧化应激或炎症反应，削弱血管功能和增加动脉硬化，导致心律不齐，也可引起血液成分的改变，并导致动脉血压升高。而小于 2.5μm 的颗粒可进入肺泡中, 并可能导致与心和肺的功能障碍有关的疾病(如心血管病)。细颗粒物往往附有许多有毒物质（如重金属和有机物等），这些有毒物质在肺中更容易溶解, 毒性加剧。

$PM_{2.5}$ 中有害化学成分（如多环芳烃、重金属等）的存在和它们的浓度也决定了其毒性的大小。根据 1995-1996 年在中国的广州、武汉、兰州、重庆 4 大城市 8 个采样点数据，魏复盛等人（2001）用 XRF 分析了 $PM_{2.5}$、$PM_{2.5\text{-}10}$ 中 42 种化学元素，结果表明，燃煤、燃油和其它工业污染的元素 As、Pb、Se、Zn、Cu、Cl、Br、S 在这些颗粒物中有明显富集，特别是在 $PM_{2.5}$ 中的富集倍数达数十倍至数万倍，对人体健康有很大危害；对 PM_{10} 的化学组成研究表明,由较细小的颗粒组成的复杂结构集合体(如 M900 炭黑) 比由较大颗粒组成的简单结构集合体(如 M120 炭黑) 比表面积大, 所以更容易吸附一些对人体健康有害的重金属和有机物，因而其毒性更大（魏复盛等，2001）。总之，$PM_{2.5}$ 对人体的健康造成极

大的影响，对人们的健康和生活质量造成极大的损害。

1.1.2 能见度损害

Wang 等人（2009）报告了 1973-2007 年全球性的陆地上空大气能见度下降，越来越多的国内外研究也证实了大气能见度的主要影响因素是大气气溶胶的散射（Zhang et al., 2010）。而大量的研究也表明了大气能见度与大气颗粒物尤其是细颗粒物（$PM_{2.5}$）之间的密切关系，包括美国地区的研究（Malm, 1999; Hyslop, 2009）和中国北京（宋宇等, 2003; Liu and Shao, 2004; Wang et al., 2006）和珠三角地区（Deng et al., 2008; Tao et al., 2009; Wan et al., 2011）等研究。能见度的降低主要是由于气体分子与颗粒物（主要是细颗粒物 $PM_{2.5}$）对光的吸收和散射减弱了光辐射，并由于散射作用减小了目标物与天空背景之间的对比度而造成的。

能见度损害是在大气中颗粒物及气体散射和吸收光线时发生的，是最重要的空气污染影响之一。大气颗粒物尤其是细颗粒物（通常是人为排放的 $PM_{2.5}$）是导致能见度损害的最主要的因素。这种细颗粒物主要是气体如 SO_2、氮氧化物、碳氢化物等通过一定的化学反应生成的。能见度损害的人为源主要包括电厂排放、机动车排放、工业制造过程排放、工程建筑排放等，当然，来自自然的颗粒物如沙尘、海浪飞沫、火山爆发、森林大火等也对能见度产生一定的损害。当湿度大于 70%时，这些颗粒物对能见度的损害更加严重（Sophie le Clue，2004）。

1.2 $PM_{2.5}$ 空气质量标准

$PM_{2.5}$ 对人体健康、能见度等造成的损害严重影响了人们的生产和生活，而对 $PM_{2.5}$ 制定和实施严格的空气质量标准显得尤其重要。空气质量标准的科学设定将有利于实现空气质量管理从排放量控制到浓度控制的转变，以最终的空气质量水平为控制目标，能够明确而有效地进行大气污染控制和空气质量管理。但是，在过去相当长的时间里，中国针对颗粒物的空气质量标准仅有对 PM_{10} 的规定，而对健康和能见度等影响更大、危害更严重的 $PM_{2.5}$ 的浓度标准仍尚未得到正式颁布和实施。无论是从中国 $PM_{2.5}$ 的严重污染形势和治理需求还是从国外现行 $PM_{2.5}$ 标准的实施效果来看，中国 $PM_{2.5}$ 标准的颁布和实施都是环保部门当前一个极为紧急而重要的工作。

1.2.1 中国现行标准

中国现行环境空气质量标准为 GB3905-1996《环境空气质量标准》（以下简称《标准》），是中国国家环保部依据《中华人民共和国环境保护法》和《中华人民共和国大气污染防治法》于 1996 年在 GB3905-82《环境空气质量标准》的基础上修订编制的，自 1996 年制定后沿用至今。《标准》中对颗粒物的规定项目包括 TSP 和 PM_{10}，但没有 $PM_{2.5}$ 这一项，并按照不同功能区均规定了三个不同等级的年均浓度和日均浓度（详见表 1-1）。

表 1-1 中国和美国关于颗粒物浓度的现行标准（单位为 mg/m^3）

污染物	中国现行标准			美国现行标准			说明
TSP		年均	日均				美国无此项标准 中国标准按年平均、日平均取值时间分别给出 3 个级别的质量浓度限值
	一级	0.08	0.12				
	二级	0.20	0.30				
	三级	0.30	0.50				
PM_{10}		年均	日均		年均	日均	美国 2006 年取消了按年平均给出一级和二级质量浓度限值（均为 0.05mg/m^3），仅按日平均给出二级质量浓度限值；中国按年平均、日平均取值时间分别给出三个级别的质量浓度限值；
	一级	0.04	0.05	一级	/	/	
	二级	0.10	0.15	二级	/	0.15	
	三级	0.15	0.25				
$PM_{2.5}$					年均	日均	中国尚无此项标准 美国标准按年平均的取值时间分别给出一级、二级质量浓度限值，按日均给出了一级标准，2006 年取消
				一级	0.015	0.035	
				二级	0.015	/	

					了日均二级标准（0.065mg/m^3）并将日均一级标准从 0.065mg/m^3 改成 0.035mg/m^3

美国的环境空气质量标准是美国 EPA 根据《清洁空气法》于 1997 年编制，并在此后进行多次修订的基础上重新编制的，其中对颗粒物的规定包括 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的浓度，但不包括 TSP。且最近的一次修改是 2006 年取消了 PM_{10} 的年均浓度标准，以及 $PM_{2.5}$ 日均浓度的二级标准。由表 1-1 中国现行标准和美国现行标准的比较可以看出，中国颗粒物空气质量标准与美国有极大的不同，2006 年前美国的一级标准比中国同类标准宽松，二级标准则比中国同类标准严格，2006 年修订后则在总体上比中国现行标准严格。虽然中国和美国经济社会发展水平尚存在较大差距，但是中国人民生活水平和环保意识的不断提高、对良好空气质量的诉求也对空气质量标准提出了更高的要求。中国应尽快制定并实施 $PM_{2.5}$ 的浓度标准，改善空气质量水平和人们健康状况与生活质量，以适应国际环境形势和国内环境质量未来发展的趋势。

1.2.2 **WHO 健康指导值**

世界卫生组织（WHO）认为，由于尚未确定颗粒物的阈值，而且个体的暴露水平和在特定暴露水平下产生的健康效应存在差异，因此任何标准或准则都不可能完全保护每个个体的健康不受颗粒物的危害（WHO，2006）。制定标准的过程需要考虑当地条件的限制、能力和公共卫生的优先重点问题，并且以实现最低的颗粒物浓度为目标。WHO 鼓励各国采用一系列日益严格的颗粒物标准，通过监测排放的减少来追踪相关进展，实现颗粒物浓度的下降。为了帮助实现这一过程，WHO 以近期的科学发现为基础，提出了数字化的准则值和过渡时期的目标值，以反映在某一浓度水平人群死亡率的增加与颗粒物空气污染之间的关系。WHO 将年平均暴露浓度 10ug/m^3 作为 $PM_{2.5}$ 长期暴露的准则值，将 25ug/m^3 作为 $PM_{2.5}$ 短期暴露的准则值，并相应地分别设置了 $PM_{2.5}$ 长期和短期暴露的 3 个过渡时期目标值（interim targets，IT）（如表 1-2 和表 1-3 所示）。通过采取连续、持久的污染控制措施，这些目标值是可以逐步实现的。这些过渡时期的目标值有助于各国评价在逐步减少人群颗粒物暴露的艰难过程中所取得的进展，同样，也适

用于作为发展中国家的中国。因此，在制定中国 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的过程中，WHO 的准则值和过渡时期目标值也应该作为重要的参考依据。

表 1-2 WHO 对于颗粒物的空气质量准则值和过渡时期目标（年平均浓度，ug/m^3）

目标和准则	PM_{10}	$PM_{2.5}$	选择浓度的依据
过渡时期目标-1（IT-1）	70	35	相对于 AQG 水平而言，在这些水平的长期暴露会增加大约 15%的死亡风险
过渡时期目标-2（IT-2）	50	25	除了其他健康效益外，与过渡时期目标-1 相比，在这个水平的暴露会降低大约 6%[2%-11%]的死亡风险
过渡时期目标-3（IT-3）	30	15	除了其他健康效益外，与过渡时期目标-2 相比，在这个水平的暴露会降低大约 6%[2%-11%]的死亡风险
空气质量准则值（AQG）	20	10	对于 $PM_{2.5}$ 的长期暴露，这是一个最低水平，超过这个水平，总死亡率、心肺疾病死亡率和肺癌的死亡率会显著增加（95%以上可信度）

表 1-3 WHO 对于颗粒物的空气质量准则值和过渡时期目标（24 小时平均浓度[1]，ug/m^3）

目标和准则	PM_{10}	$PM_{2.5}$	选择浓度的依据
过渡时期目标-1（IT-1）	150	75	以已发表的多中心研究和 Meta 分析得出的危险度系数为基础（超过 AQG 值的短期暴露会增加 5%的死亡率）
过渡时期目标-2（IT-2）	100	50	以已发表的多中心研究和 Meta 分析得出的危险度系数为基础（超过 AQG 值的短期暴露会增加 2.5%的死亡率）
过渡时期目标-3（IT-3）[2]	75	37.5	以已发表的多中心研究和 Meta 分析得出的危险度系数为基础（超过 AQG 值的短期暴露会增加 1.2%的死亡率）
空气质量准则值（AQG）	50	25	建立在 24 小时和年均暴露的基础上

1. 第 99 百分位数（3 天/年）
2. 以卫生管理为目的。以年平均浓度准则值为基础；准确数的选择取决于当地日平均浓度频率分布；PM2.5 或 PM_{10} 日平均浓度的分布频率通常接近对数正态分布。

1.3 研究目的和意义

本研究着眼于中国 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的经济分析，构建一个可供参考的经济分析框架和方法体系，旨在改进中国环境质量标准制定过程的科学决策基础，特别是将经济分析纳入到标准的制定过程中，使得标准的制定能够综合考量技术可行性、环境质量可接受性、健康影响以及社会经济影响。本研究的重要意义具体体现在以下几个主要方面：

- 构建一个可供借鉴和参考的经济分析框架和方法体系，促进中国 $PM_{2.5}$ 标准制定过程中纳入对经济影响的考虑，使得制定和实施的标准具有费用有效性；

- 通过经济分析推动和促进中国 $PM_{2.5}$ 标准的制定和实施，从而逐步实现空气质量的改善，减少公众健康损害以及相关的健康公共财政开支水平；
- 提高能见度水平，改善景观和提高公众身心健康；减少因能见度等原因导致的交通事故，增加公共福利；
- 促进不同行业各类企业的环境行为改善和污染控制技术的应用与研发，降低大气污染物排放量，从而逐步实现空气质量标准达标，提高空气质量水平。

1.3.1 $PM_{2.5}$ 标准制定的必要性

国外已有大量研究证实并定量估算了 $PM_{2.5}$ 对健康和能见度造成的影响，美国 EPA 早在 1997 年便制定了 $PM_{2.5}$ 的年均浓度和日均浓度标准，并于 2006 年进行了修订，标准制定更加严格。尽管已经认识到了 $PM_{2.5}$ 更严重的危害性，但是中国关于颗粒物的空气质量标准中迟迟未将 $PM_{2.5}$ 作为污染物指标纳入其中。

在中国经济持续快速发展的背景下，中国空气污染虽在一定程度上得到了治理，但大部分城市的空气质量仍未得到根本的改善，特别是与民众生活质量和健康密切相关的灰霾等问题突出。随着国民收入和环境意识的进一步提高，公众对健康和生活环境质量也提出了更高的要求。为进一步改善空气质量，增加公众的健康和福利，应该加速制定和实施更严格的颗粒物的空气质量标准，以便有针对性的制定环境战略、环境管理措施并引导企业的行为。因此，中国 $PM_{2.5}$ 的空气质量标准的制定和实施也就显得尤为必要和紧迫。

1.3.2 经济影响分析之重要性

一项新的环境质量标准，其目的在于通过改进环境质量降低污染物对人体健康以及环境的影响，一项标准的实施，将带来污染控制技术的变革，同时也将对企业的污染减排以及其他的工业和产业调整具有很大的影响。因此，空气质量标准的制定和实施，不仅涉及到技术可行性以及环境质量的目标设定，同时，对标准制定和实施进行经济分析也是科学决策过程中的关键环节。大气质量标准的经济分析，有助于确保标准的目标能够具有费用有效性特征，即政策目标符合效率原则；避免控制不足或控制过度的问题，亦即确保环境质量改善的成本不超过效益。但目前在中国，环境质量标准的制定和实施却通常缺乏经济分析，这也是开

展本研究的重要意义所在。

1.3.3 分析框架和方法体系的构建

本研究通过对中国 $PM_{2.5}$ 标准的经济分析并以京津冀区域为案例进行实证分析，旨在建立一个可供借鉴和参考的环境标准制定和实施的经济分析框架，建立一套系统可靠的分析方法，以改善政策或法规的设计和制定等决策过程，提高决策的科学性和规范性。同时，本研究构建的分析框架和方法体系亦可为其他同类或相关研究分析提供一定的借鉴和参考，尤其是对相关环境标准、政策和法规在制定和设计过程中的经济分析研究提供指导性和规范性的建议。

1.3.4 案例分析与实证研究

本研究将在建立的整体方法体系和分析框架下，以北京-天津-河北区域为例，进行实证研究。京津冀区域属于中国三大城市群之一，作为中国经济高速发展的典型区域，同时也备受严重的大气污染的影响和严重制约，$PM_{2.5}$ 空气质量标准的制定和实施在这个区域具有更迫切的必要性和更现实的可行性。因此，在这个区域进行 $PM_{2.5}$ 标准经济分析研究示范，既是为该区域的标准制定和实施决策提供信息参考和科学支撑，也在一定程度上作为试点为 $PM_{2.5}$ 空气质量标准在全国整体层面的设计和制定提供重要参考依据和推广借鉴意义。

1.4 研究思路和方法

对制定和实施中国 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的经济分析，一般的研究思路主要包括效益分析和成本分析两条主线，并采用成本有效性分析或费用效益分析的基本方法进行分析，如图 1-1 所示。具体的研究思路和步骤为：首先是通过分析中国或区域 $PM_{2.5}$ 的时空分布特征与污染现状，按照当前空气质量标准规定的大气环境功能区划，结合当前和未来 $PM_{2.5}$ 控制技术和治理政策法规，以及 $PM_{2.5}$ 与人群健康和经济社会发展的科学研究和认识，设计科学的、合理的、现实的、具有可操作性的 $PM_{2.5}$ 标准的方案及一个或多个替代备选方案；然后以这些不同方案的标准浓度为基础，分别进行效益分析和成本分析。其中效益分析主要是通过 $PM_{2.5}$ 的浓度-反应关系和模型建立 $PM_{2.5}$ 浓度与健康效应终端之间的量化关系，并由此计算制定和实现 $PM_{2.5}$ 空气质量标准所带来的效益；而成本分析则通常是

通过空气质量模型根据设计的 $PM_{2.5}$ 标准浓度和现实浓度推算排放量的减少，进而计算不同的减排量在各种减排技术或技术组合下的最小成本，从而得到制定和实现 $PM_{2.5}$ 标准最费用有效的技术或技术组合，分析其最小成本。最后，在效益分析和成本分析的基础上，可以将效益和成本进行贴现并进行比较，进行费用效益分析，从而得到制定 $PM_{2.5}$ 标准决策的科学依据和具有针对性的政策建议。

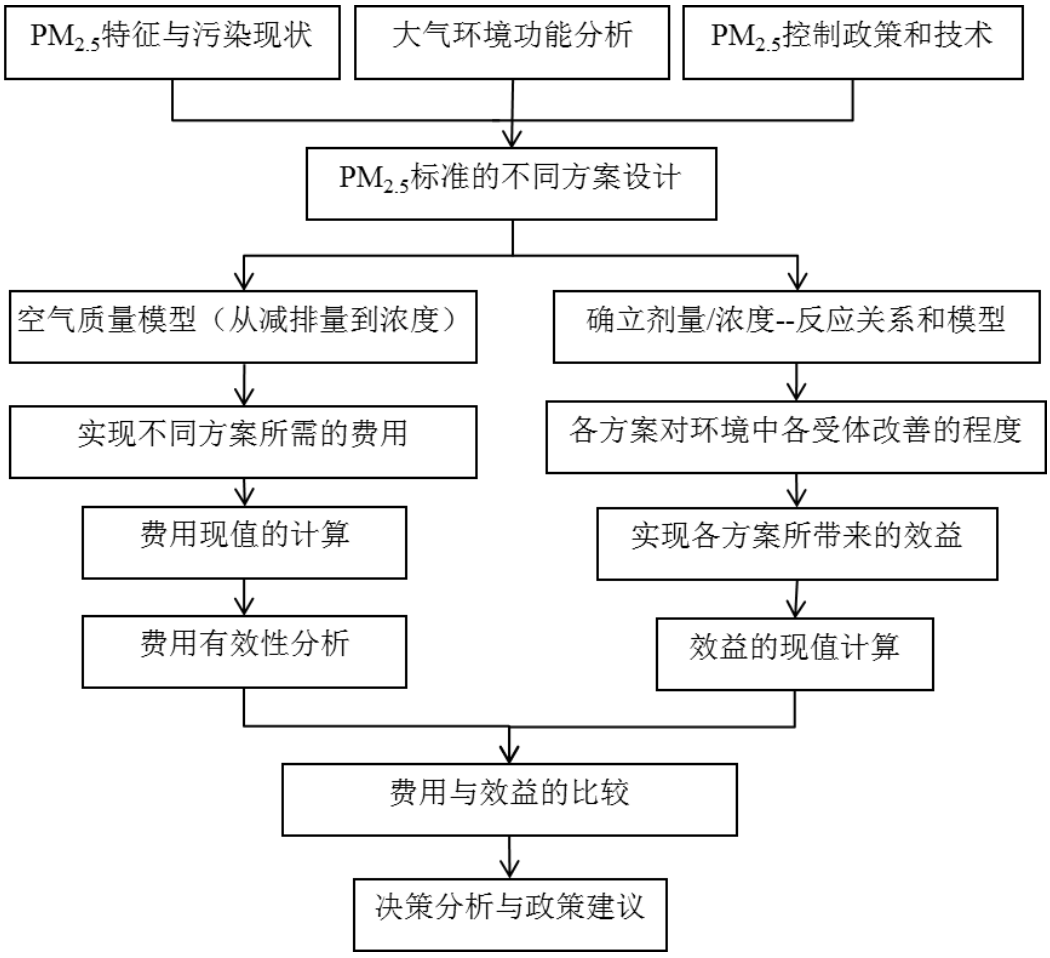

图 1-1 制定 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的经济分析的整体研究思路

本研究从京津冀区域的颗粒物污染特征分析入手，重点分析制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准所能够实现的效益方面，利用效益评估的基本方法，着重对健康效益和能见度改善效益进行评估，并基于不同的标准浓度水平进行情景模拟，比较在不同情景下所带来的总效益。鉴于成本分析的复杂性和真实数据的可得性，本研究暂未对成本进行量化分析。但需要强调的是，即便不考虑成本，如果实现 $PM_{2.5}$ 标准的所能够带来的 $PM_{2.5}$ 浓度的降低足够显著以及相应的效益足够大，也足以体现制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的重要性和必要性。此外，本研究也针对经济分析中存在的不确定性进行了较充分的分析和讨论，并在深入分析的基础上，

为中国 $PM_{2.5}$ 污染控制和治理的决策分析和政策制定提供科学依据，提出合理有效、切实可行的政策建议。

2 京津冀区域细颗粒物污染现状

2.1 京津冀区域地理区位

本研究选取京津冀区域作为案例地区进行分析，主要是基于京津冀区域在中国政治、经济和社会发展中的突出地位，以及环境区域污染尤其是大气颗粒物污染的严重性和典型性。在京津冀区域率先制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准并进行经济分析，作为 $PM_{2.5}$ 标准在中国的试点区域，将具有很好的推广示范性和指导性。

在学术研究尤其是区域经济相关研究中，京津冀区域通常指包括北京和天津两个直辖市以及河北省八个城市所在行政区域，即所谓的“2+8”区域。如 2004 年 2 月在河北廊坊召开的“京津冀区域经济发展战略研讨会”上，政府和学术界对京津冀都市圈做出了明确的界定，即是指北京市和天津市为双核的、囊括河北八个城市的“2+8”区域城市发展框架（包括：北京、天津、石家庄、秦皇岛、唐山、廊坊、保定、沧州、张家口、承德）。

该区域既是我国的政治和文化中心，也是人口和经济的高度密集区，是未来中国参与国际竞争的重要依托，拥有十分突出的战略地位。从资源总量上看，京津冀都市圈的范围为 183704 平方公里，占全国总面积的比重为 1.9%，人口 7479 万，占全国总人口的比重为 5.72%。而从经济总量上看，2005 年该区域国内生产总值达到 18040.6 亿元，占全国 GDP 的 9.89%。地方财政收入 1644.58 亿元，占全国财政总收入的 11%。

表 2-1 描述了 2005 年京津冀都市圈各城市经济发展的基本情况。无论是从人口总量还是从 GDP 总量来看，北京和天津都是该区域的核心城市。北京和天津与河北省的八个城市一起，与长江三角洲都市圈、珠江三角洲都市圈一道被称为中国“三大都市圈”，分别是华北、华东和华南三区域经济发展和社会进步的龙头。在环渤海经济圈开发的大潮中，京津冀都市圈无疑将是其经济腾飞的“领头

雁”之一；而在东北亚地区的国际经济合作过程中，该区域所扮演的重要角色同样是无可替代的。

表 2-1 2005 年京津冀区域经济发展基本情况

城市	人口（万）	面积（km^2）	GDP（亿元）	GDP 在全国城市中的排名
北京	1538	16411	6814.5	2
天津	1043	11920	3663.9	5
石家庄	927.3	15800	1852.0	20
唐山	720	13472	1843.7	22
保定	1100	22112	1100.0	36
沧州	680	13419	774.0	56
廊坊	391.6	6429	680.6	68
秦皇岛	280	7812	511.0	98
张家口	450	36829	452.0	109
承德	350	39500	348.9	155
合计	7479.9	183704	18040.6	
占全国的比重	5.72%	1.9%	9.89%	

以上对京津冀区域的界定是从经济发展和合作的角度所界定的，但从空气质量污染传输情况和区域整体控制策略而言，同时也是为了研究的方便和政策实施以及评估的可行性，本研究将河北省其他三个地级市（即衡水市、邯郸市和邢台市）也纳入进来统一考虑，作为京津冀区域 $PM_{2.5}$ 标准实施覆盖的整个地理范围，如图 2-1 所示。

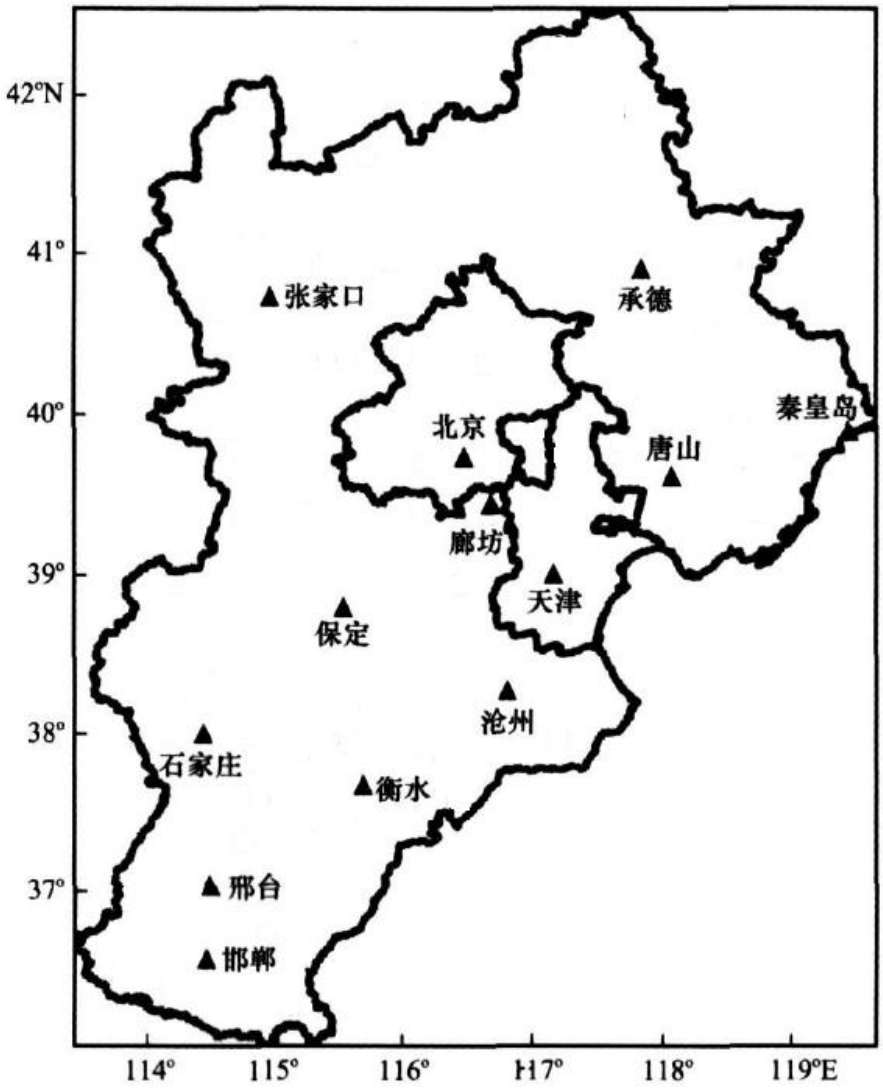

图 2-1 京津冀区域各城市地理区位图

2.2 京津冀区域细颗粒物污染特征

随着京津冀区域经济一体化进程的快速发展，该区域的环境质量，特别是空气质量正在持续下降，其中颗粒物作为该区域大气污染的首要污染物，已引起广泛的关注。由于目前尚未有对 $PM_{2.5}$ 的常规观测，本研究中结合各市监测站对 PM_{10} 的常规监测和空气污染指数（API），以及研究人员对部分地区 $PM_{2.5}$ 的短期集中观测结果，对京津冀区域的细颗粒物污染特征进行分析。

2.2.1 空气污染指数（API）分析

空气质量综合状况通常用空气污染指数（Air Pollution Index，简称 API）来表征。根据中华人民共和国环境保护标准（HJ-2008）《城市空气质量日报和预报

技术规定》中的定义，空气污染指数是指将空气中污染物的浓度依据适当的分级浓度限值对其进行等标化，计算得到简单的无量纲的指数，可以直观、简明、定量地描述和比较环境污染的程度。作为一种反映和评价空气质量的方法，空气污染指数将常规监测的几种空气污染物（目前为可吸入颗粒、二氧化硫和二氧化氮）的浓度简化成为一种单一的概念性数值形式，并分级表征空气质量状况和空气污染的程度。空气污染指数划分为 0-50、51-100、101-150、151-200、201-250、251-300 和大于 300 七档数值，分别对应于空气质量的七个级别，指数越大，级别越高，说明污染越严重，对人体健康的影响也越明显，如表 2-2 所示。

表 2-2 空气污染指数（API）级别及其对应污染程度

（API）	空气质量级别	空气质量状况	空气污染危害程度
0－50	I 级	优	不存在空气污染问题，对公众的健康没有任何危害。
51－100	II 级	良	空气质量被认为是可以接受的，除极少数对某种污染物特别敏感的人以外，对公众健康没有危害。
100－150	III（1）级	轻微污染	对污染物比较敏感的人群，例如儿童和老年人、呼吸道疾病或心脏病患者及喜爱户外活动的人，他们的健康状况会受到影响，但对健康人群基本没有影响。
151－200	III（2）级	轻度污染	几乎每个人的健康都会受到影响，对敏感人群的不利影响尤为明显。
201－300	IV（1）级 IV（2）级	中度污染 中度重污染	每个人的健康都会受到比较严重的影响。
>300	V 级	重度污染	所有人的健康都会受到严重影响。

（环境保护部《城市空气质量日报和预报技术规定（二次征求意见稿）》，2008）

表 2-3 空气污染指数对应的颗粒物浓度限值

空气污染指数 API	50	100	200	300	400	500

日均 PM_{10} 浓度（微克/立方米）	50	150	350	420	500	600

（环境保护部《城市空气质量日报和预报技术规定（二次征求意见稿）》，2008）

从北京及周边地区近十年来空气污染指数综合来看（如图 2-2），北京及周边各城市的 API 中位数值均有逐年减小的趋势，且 2004 年后均降低到 100 以下。从历年 API 的最大值的变化可以看出，北京仍然几乎每年都存在超过 450 以上的极大值，而天津和石家庄的极大值均有不同程度的下降的趋势，尤其是近两年来最大值已控制在 300 以下。

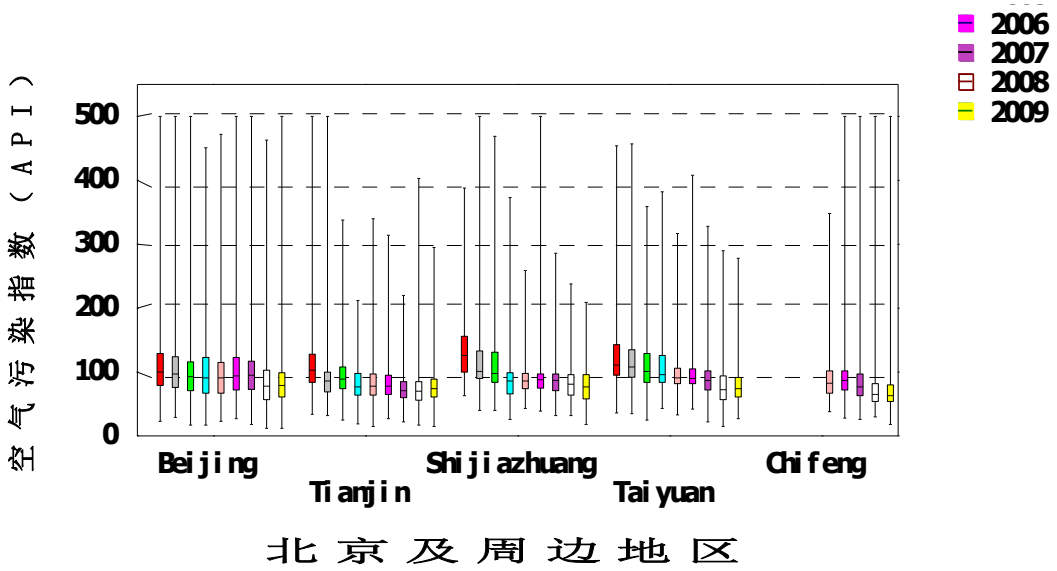

图 2-2 2001-2009 年北京及周边地区 API 值[1]

（数据来源：由中国环境保护部数据中心下载并整理得到。http://datacenter.mep.gov.cn/TestRunQian/air_dairy.jsp）

从北京及周边地区历年空气质量达到和好于二级的全年总天数来看，空气质量均逐年有明显的提高，2008 年后，各地达到和好于二级空气质量的天数（优良天数）均达到或超过了 80%，相对周边地区而言，北京的空气质量虽然历年改善非常明显，但仍然相对较差。

[1] 最大值、75 分位数值、中位数值、25 分位数值和最小值，Beijing-北京，Tianjin-天津，Shijiazhuang-河北石家庄，Taiyuan-山西太原，Chifeng-内蒙古赤峰，其中内蒙古赤峰 2001-2004 年数据缺失。

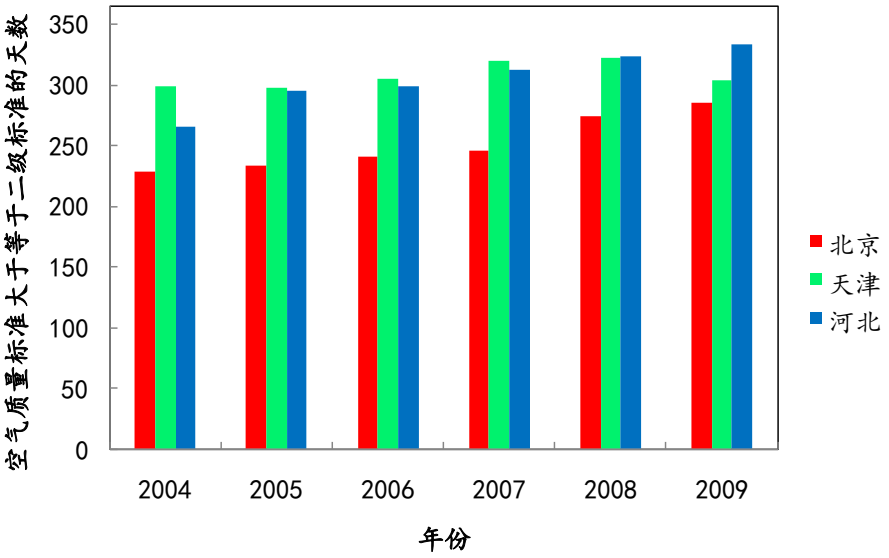

图 2-3 北京及周边地区历年空气质量达到和好于二级的天数

（数据来源：北京、天津和河北环境状况公报 2004-2009）

表 2-4 京津冀区域不同城市的空气质量状况及首要污染物天数百分比统计（%）

		北京	天津	石家庄	张家口	承德	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
空气质量	优	9	6	5	27	23	17	6	17	11	2	8	7	5
	良	54	72	69	51	52	80	75	59	65	78	74	67	69
	轻微污染	25	18	19	19	20	3	18	7	20	18	15	19	19
	轻度污染	8	3	4	2	4	0	1	1	3	1	2	6	6
	中度污染	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0
	中度重污染	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	重度污染	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
污染物	TSP	84	76	88	21	32	61	70	46	76	95	87	64	78
	SO_2	7	19	7	52	45	22	24	21	13	3	5	29	17
	NO_2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

（表格来源：刘燚，2010 年硕士论文《京津冀地区空气质量状况及其与气象条件的关系》）

刘燚（2010）对京津冀区域 13 个代表城市各城市 2001-2008 年空气质量等级及首要污染物天数进行统计，分别计算出它们占总监测天数（北京和天津为 2922 天，其他城市为 2358 天）的比例，并计算出这 13 个城市空气质量达到或好于Ⅱ级的天数占总监测天数的百分比，如表 2-4 和图 2-4 所示。可以看出，京津冀区域空气质量整体良好，优良率均在 60%以上，13 个城市的空气质量达标率从高到低依次为：秦皇岛>衡水>唐山>沧州>天津>张家口>廊坊>保定>承德>石家

庄>邢台>邯郸>北京。除张家口和承德的首要污染物为二氧化硫，其次是可吸入颗粒物外，其余城市的首要污染物均为可吸入颗粒物，由此也可见京津冀区域大气污染中颗粒物污染的严重性和区域性特点。

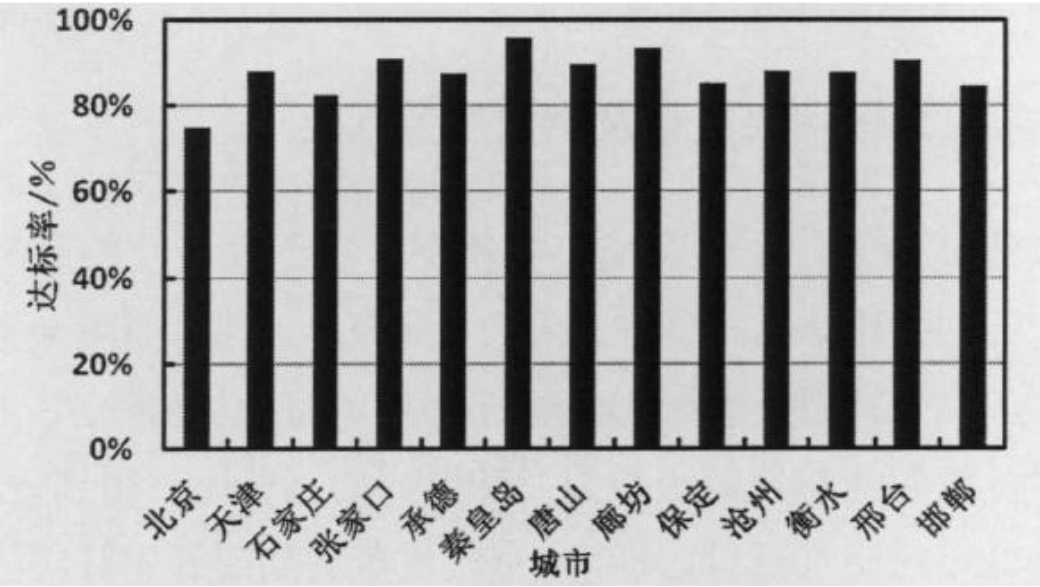

图 2-4 京津冀区域各城市的空气质量达标率统计

（图片来源：刘燚，2010 年硕士论文《京津冀地区空气质量状况及其与气象条件的关系》）

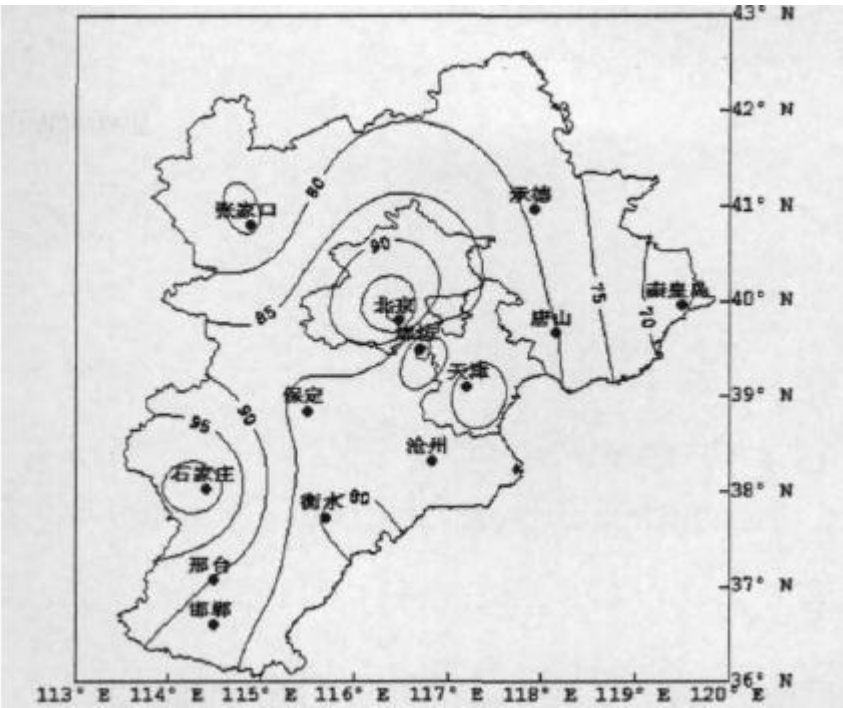

图 2-5 京津冀区域 2001-2008 年多年平均 API 的空间分布

（图片来源：刘燚，2010 年硕士论文《京津冀地区空气质量状况及其与气象条件的关系》）

在此基础上分别对这些城市 2001-2008 年的 API 值进行加总平均，得到京津

冀区域多年年平均API的空间分布特征为：API呈现出由沿海向内陆递增的趋势，且形成了三个高值中心和三个低值中心，即北京-廊坊高值中心，石家庄-邢台高值中心，天津-沧州高值中心；以及沿海的秦皇岛-唐山低值中心，张家口低值中心和衡水低值中心，如图 2-5 所示。

2.2.2 细颗粒物时空分布特征

京津冀区域历年来可吸入颗粒物浓度变化趋势如图 2-6 所示。由图 2-6 可以看出，北京市可吸入颗粒物的年日均浓度值自 1999 年来，基本呈现稳步下降的趋势，尤其是 2008 年奥运会之后，可吸入颗粒物的年日均浓度有显著的下降，但依然未能达到国家二级标准（100 微克/立方米），颗粒物污染形势依然严峻。近年来天津市可吸入颗粒物的年日均浓度下降显著，从 2001 年的 167 微克/立方米下降到 2008 年的 88 微克/立方米，下降幅度达到 47.3%，并在 2007 年实现了国家空气质量标准的二级标准达标。河北省可吸入颗粒物年日均浓度总体上呈逐年下降的趋势，并早在 2005 年便达到了国家空气质量的二级标准，2008 年河北省可吸入颗粒物年日均浓度比 2002 年降低了 37.2%。北京及周边地区的可吸入颗粒物浓度在近年来都呈现出总体下降的趋势，各地区有不同程度的下降，其中河北省和天津市的可吸入颗粒物浓度下降幅度较大，北京市则稳中有降，但 2009 年的年均浓度依然在 120 微克/立方米左右，未能达到国家空气质量标准要求的二级标准，而其他两个周边地区则都实现了达标。

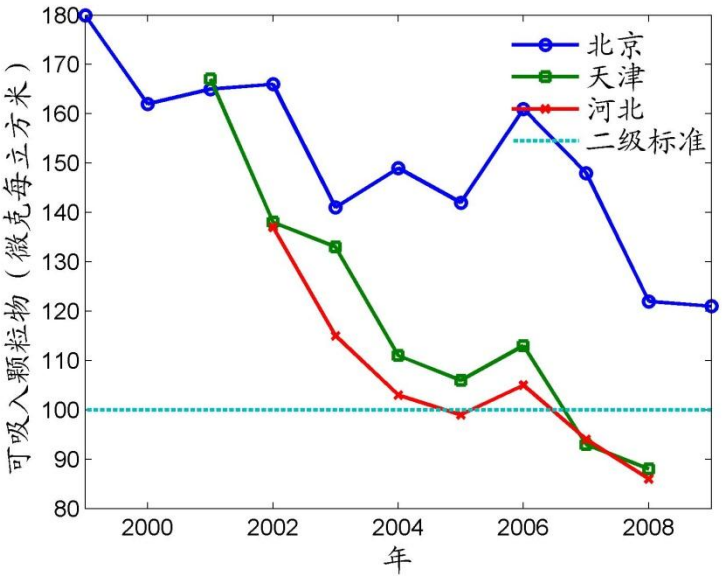

图 2-6 京津冀区域历年可吸入颗粒物（PM_{10}）年均浓度值

（数据来源：北京市、天津市、河北省环境状况公报 2000-2009）

中国目前尚未开展 $PM_{2.5}$ 的常规监测，但从研究人员在特定年份某些时段对京津冀 $PM_{2.5}$ 的监测数据来看，京津冀区域的 $PM_{2.5}$ 在不同年份和不同季节都呈现较高的浓度值，$PM_{2.5}$ 的污染形势非常严峻。

2005 年 7-8 月对北京市不同功能区的监测分析结果表明（董雪玲，2008），北京夏季 $PM_{2.5}$ 日平均浓度范围为 19.16-334.92 μg/m^3，日均浓度为 87.70 μg/m^3，超过美国 $PM_{2.5}$ 标准（65 μg/m^3）的 1.35 倍；$PM_{2.5}$ 质量浓度的日变化幅度较大，但总体以白天高、夜晚低为主，这是污染物排放和气象条件的综合作用导致的。

从 2004 年-2006 年对北京气象塔的监测结果来看（徐宏辉，2007），$PM_{2.5}$ 年均浓度分别为 66.8、69.2、77.4 μg/m^3，是美国标准年均限值的 4-5 倍；$PM_{2.5}$ 浓度具有一定的季节性变化特点，夏季由于雨水清除作用，$PM_{2.5}$ 浓度最低，而春季由于沙尘天气影响和秋冬季节由于采暖期燃煤排放，$PM_{2.5}$ 浓度值均较高。其中 2004 年和 2005 年秋季 $PM_{2.5}$ 浓度最高，2004 年 10 月和 2005 年 11 月分别达到了 139 μg/m^3 和 102.3 μg/m^3，而 2006 年则冬春季浓度最高，4 月份达到 114.3 μg/m^3，如图 2-7 所示。

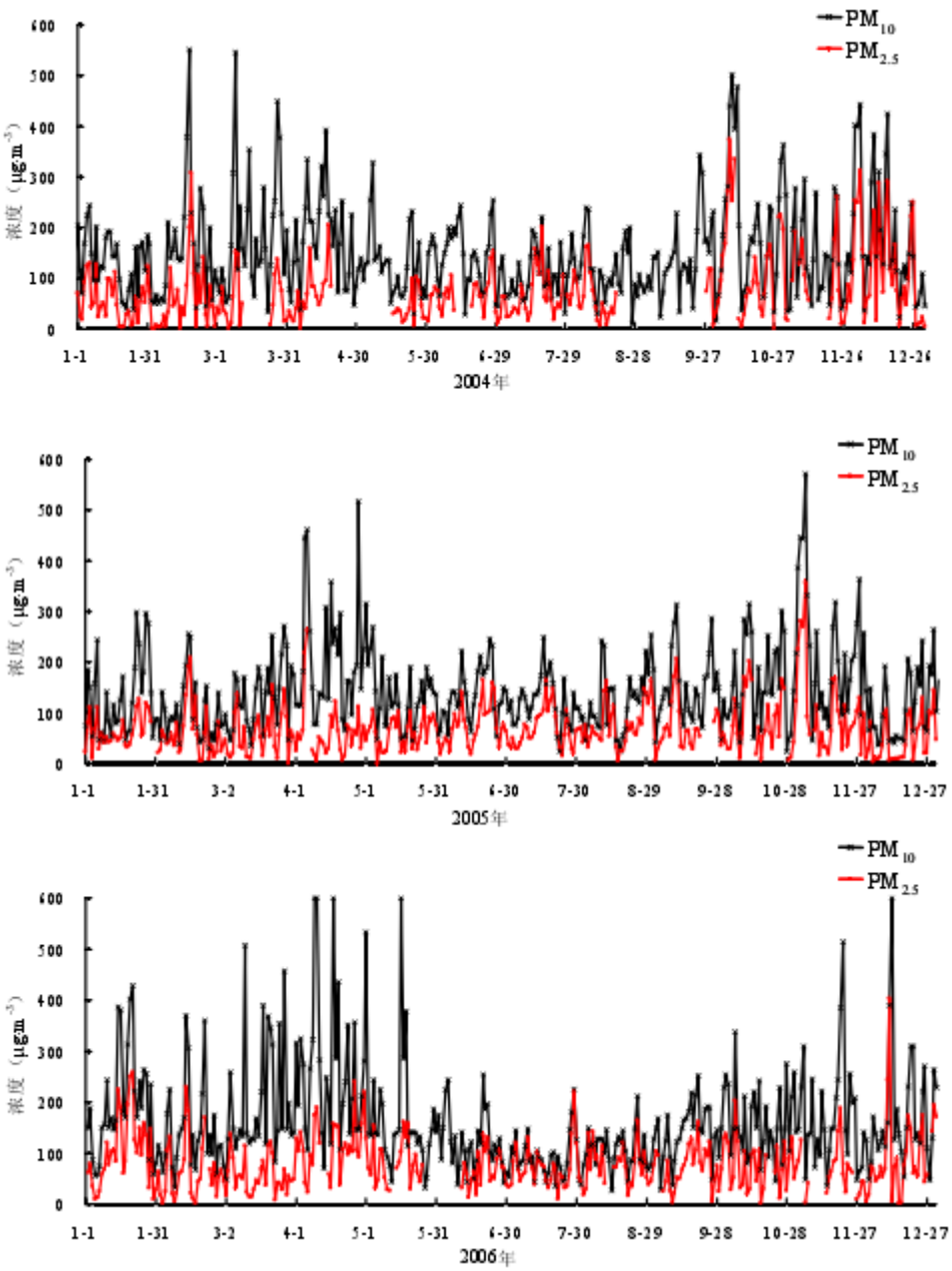

图 2-7 北京市 2004-2006 年 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 浓度的季节变化（徐宏辉，2007）

赵普生等人（2010）在北京城区宝联成分站（BL）、上甸子本底站（SDZ）、天津气象研究所（TJ）、石家庄气象局（SJZ）和承德气象局（CD）设置 5 个采样点，在四季选择特征月份（2009 年 4 月、7 月、10 月和 2010 年 1 月）同步采集大气 $PM_{2.5}$ 样品，分析了京津冀 $PM_{2.5}$ 浓度的时空分布特点，如图 2-8 所示。可以看出，近两年京津冀区域 $PM_{2.5}$ 污染整体依然较重，北京、天津和石家庄城区站点的年均浓度均超过了 100 μg/m^3，石家庄污染最严重，超过 150 μg/m^3。上甸子本底站春季 $PM_{2.5}$ 浓度最高，可能和春季多风，周围山区裸地局地扬尘有关；

北京城区浓度水平四季较为稳定；石家庄和承德由于燃煤采暖，冬季 $PM_{2.5}$ 浓度最高；天津市由于夏秋两季静稳和低能见度天气较多，浓度较高。此外， 5 个站点 $PM_{2.5}$ 浓度的季节变化整体趋势较为一致，京津冀 $PM_{2.5}$ 污染具有明显的区域性特征，除承德与其他站点的相关性稍低，其余站点相互之间逐日浓度的相关系数都在 0.5 以上。

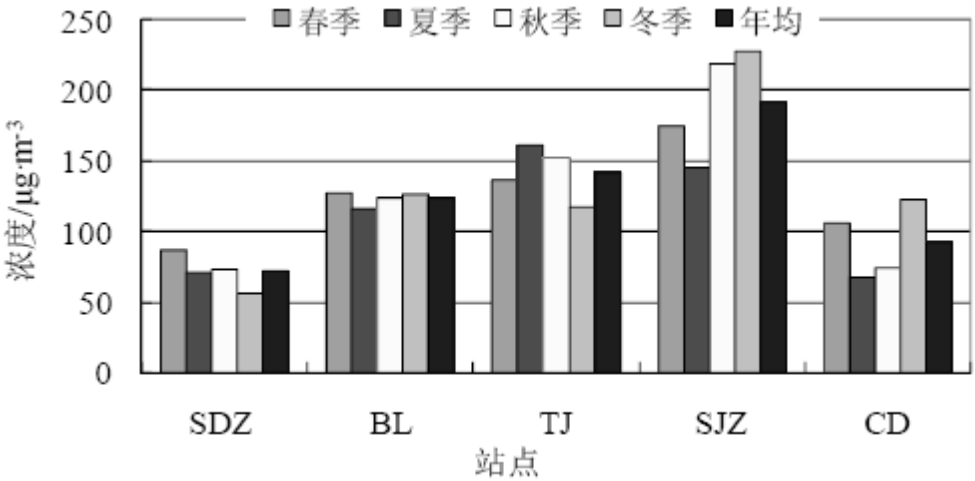

图 2-8 2009-2010 年京津冀代表观测站点 $PM_{2.5}$ 季节及全年平均浓度（图片来源：赵普生等，2010）

2.2.3 细颗粒物成分和粒径

早在 2001 年-2003 年间，余学春（2004）在北京选择了三个采样点（车公庄、清华园及昌平）对 $PM_{2.5}$ 进行持续 2 年多的测定，结果表明 SO_4^{2-}、NO_3^-、NH_4^+ 为北京市大气 $PM_{2.5}$ 中主要的水溶性离子物种，三者浓度之和占 $PM_{2.5}$ 质量浓度的 21%，其他无机离子占 7%，水溶性有机酸占 1.7%。

徐宏辉（2007）对 2004 年北京市 $PM_{2.5}$ 的监测和分析结果也表明，SO_4^{2-}、NO_3^-、NH_4^+、Ca^{2+}是最主要的水溶性无机离子，这 4 种离子共计占总离子浓度的比重为 86.4%-86.7%；而天津测得的结果与北京类似，4 中离子共计占总离子浓度的 81%-91%。

而董雪玲（2008）对北京市大气颗粒物中有机物污染特征的研究表明，2005 年北京市夏季 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 中的可溶性有机物（EOM）年均值分别为 34.84 μg/m^3 和 41.39 μg/m^3，表明 EOM 更易富集在细颗粒物中；EOM 的污染季节变化明显，冬季污染最严重；对 EOM 的组分分布分析表明燃煤污染在北京市大气有机污染中仍然起主导作用。此外，$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 中 PAHs 质量浓度年均值为 36.4ng/m^3

和 47.14ng/m^3，二者比值达 71.18%，表明细颗粒物对 PAHs 有明显的富集特征；PAHs 明显的季节变化主要来自半挥发性 4 环 PAHs 和难挥发性 5 环 PAHs 的相对贡献；北京大气颗粒物中 PAHs 的来源以燃煤为主，交通源也有一定贡献，夏季容易识别出机动车或汽油源，其他季节更偏向燃煤源。

对北京（BL）、天津(TJ)、石家庄(SJZ)、承德(CD)城区和北京上甸子(SDZ)区域本底站 5 个采样点 2009 年-2010 年 $PM_{2.5}$ 中无机水溶性粒子成分分析结果表明（赵普生等，2010），京津冀区域二次粒子（SO_4^{2-}、NO_3^-、NH_4^+）总年均浓度为 22-75 μg/m^3，占 $PM_{2.5}$ 浓度比重的 24%-43%；二次粒子春夏两季浓度较高，且夏季 SO_4^{2-}浓度水平远远高于 NO_3^-（如图 2-9 所示）；北京市区 $PM_{2.5}$ 和二次离子污染特征与 2004 年前相比有较大变化，$PM_{2.5}$ 浓度四季较稳定，二次离子夏季明显高于其他季节，NO_3^-/SO_4^{2-}比值较以往明显升高，且明显高于其他站点，说明北京市区机动车相对污染状况明显高于其他站点，北京已经完全由煤烟型污染转化为机动车尾气为主导的反应性气体和细粒子的混合型污染。

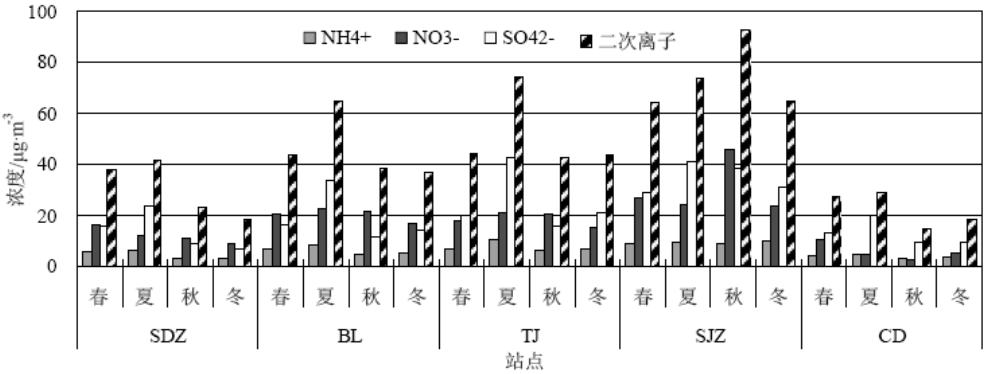

图 2-9 京津冀五站点 2009-2010 年 $PM_{2.5}$ 二次离子的季节浓度变化（赵普生等，2010）

2006 年 8 月到 12 月，李伟芳等人（2010）在天津市中心城区采集 $PM_{2.5}$ 并测定其中水溶性无机粒子和元素的质量浓度，结果表明 $PM_{2.5}$ 的月均值为 103.9-217.4 μg/m^3，呈冬季最高、夏季最低的特征；水溶性无机离子质量浓度占 $PM_{2.5}$ 的比例为 24.90%-49.76%，夏季二次粒子质量浓度占 $PM_{2.5}$ 比例最大，这与 SO_2 向 SO_4^{2-}，NO_2 向 NO_3^-的转化率升高有关。而 2006 年 12 月-2007 年 2 月的监测结果表明，天津冬季 $PM_{2.5}$ 污染严重，平均质量浓度为 223 μg/m^3，其中有机物、SO_4^{2-}和元素碳是含量较高的三种组分，分别占 $PM_{2.5}$ 总质量的 23.4%，13.1%和 12.8%。$PM_{2.5}$ 浓度及其化学组成空间分布较为均匀，但工业受局部排放源的

影响，含碳物质污染突出；SO_4^{2-}、NO_3^-、NH_4^+、K^+约占离子总量的 90%，有机碳与元素碳的浓度比为 1.4，低于国内其他城市；有机碳主要来自污染源的直接排放，二次有机碳的含量约为 27%-37%（李伟芳等，2008）。

吴琳（2009）于 2007 年 12 月-2008 年 10 月期间，对天津市区和郊区采集了 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 进行分析，结果表明：市区采样点的颗粒物浓度高于郊区，$PM_{2.5}$ 日均浓度范围为 41.55-228.18 μg/m^3。2 个采样点的颗粒物浓度变化一致， PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 中的有机碳（OC）和元素碳（EC）浓度在 12 月最高，且变化趋势相同；OC 占总碳（TC）的比例较高，PM_{10} 中 OC/TC 为 0.60-0.83，$PM_{2.5}$ 中为 0.55-0.81；碳组分主要集中在 $PM_{2.5}$ 中，PM_{10} 中约有 76%的 OC 存在于 $PM_{2.5}$ 中。

在 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的比值方面，徐宏辉（2007）根据北京 2004-2006 年颗粒物的监测结果，得到 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的年平均比值分别为 46.3%、49.6%、50.5%，$PM_{2.5}$ 质量占了 PM_{10} 的一半，而且还有逐年增加的趋势。2005 年夏季北京不同监测点的监测结果表明 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的比值平均为 50.85%（董雪玲，2008），与杨复沫等人（2002）关于北京夏季 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 为 49%的报道基本相当。由于夏季光化学烟雾形成的细粒子较多，同时夏季逆温天气较少，雨水丰富，颗粒物易沉降去除，粗颗粒比较少，从而导致 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的值较高；秋季逆温等天气容易形成二次粒子的累积，二次例子主要来自气粒转化，多数为细粒子，细颗粒物的比例也较高。而春季由于沙尘天气中粗粒子比较多，所以细粒子的比例相对较小。

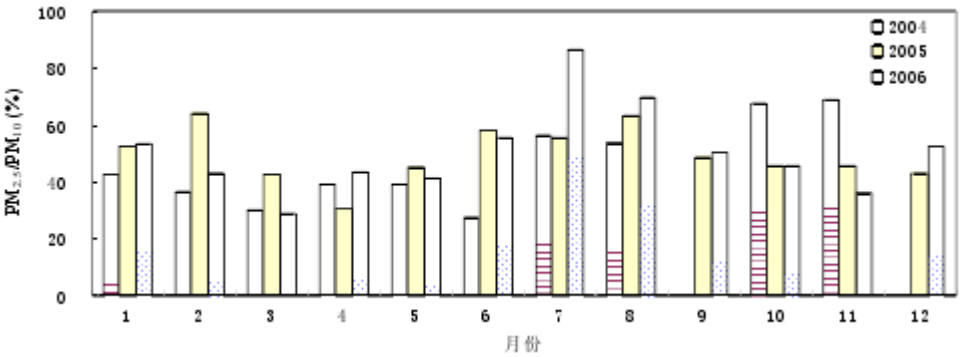

图 2-10 2004-2006 年北京区域 $PM_{2.5}$ 占 PM_{10} 的比值（徐宏辉，2007）

根据中国气象局天津大气边界层观测站 2009 年对天津城区 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的观测和分析（姚青等，2010），天津 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的年均质量浓度分别为 153.24 μg/m^3 和 68.78 μg/m^3，最大日均值高达 503.01 μg/m^3 和 315.16 μg/m^3，颗粒物

污染相当严重；PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 质量浓度逐月变化呈现明显的冬季高、夏季低的特征；PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 日变化特征呈现明显的双峰型，早晚污染高峰主要受交通影响。$PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值范围为 0.38-0.46，按季节分布为冬季 0.46，春季 0.38，夏季 0.53，秋季 0.44（如图 2-11 所示）。夏季比例最高，一方面是由于人类户外活动时间较长，造成气溶胶排放增加，另一方面也与强烈的太阳辐射和高气温有利于大气光化学反应，二次气溶胶生产比例增高有关；春季 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 最低，与秋冬季节类似的原因在于低温弱辐射不利于二次气溶胶的生产，但与秋冬季不同的是，春季天津经常出现大风扬沙天气，高风速不利于污染物聚集，但易造成粗粒子浓度增大。而吴琳等人（2009）对天津市区和郊区 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值的研究结果与此相当，其 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值范围在 0.44-0.66 之间，在 5 月份最小。

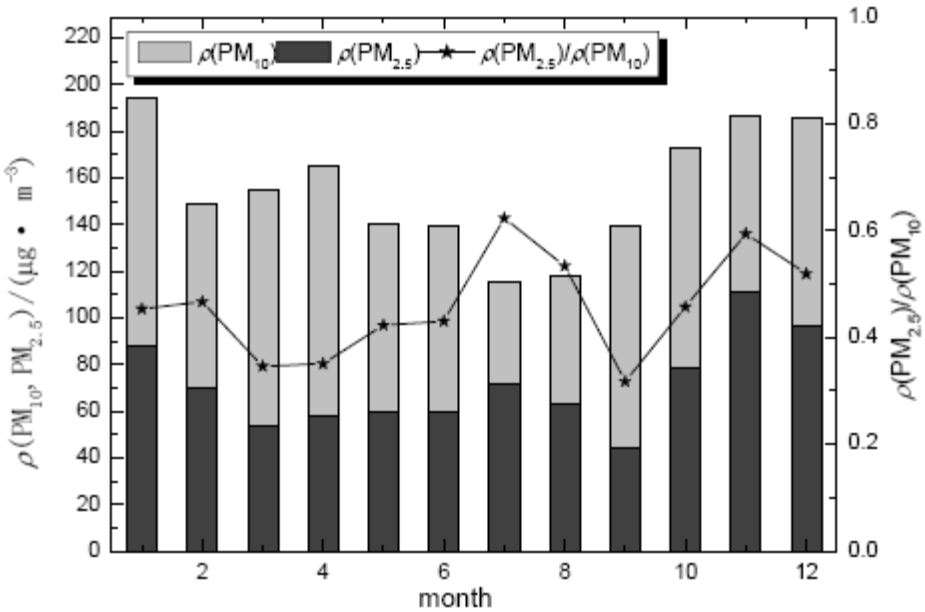

图 2-11 2009 年天津 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 质量浓度的月平均浓度变化（姚青等，2010）

王赞红（2007）于 2003-2005 年对石家庄城区采暖期和非采暖期的大气颗粒物监测数据分析表明，石家庄市秋冬季近地面大气颗粒物粒度以粗模态为主，粒径范围 0.8-120μm，主体在 10μm 以下，集中于 3-7μm；颗粒物以方块形为主。受地面排放影响强烈，大气颗粒物粒度和粒形特征在由非采暖期进入采暖期后发生较大改变，反映出燃煤等地面源的影响。李良玉等人（2007）于 2004 年夏季对石家庄市颗粒物质量浓度及粒度随高度的变化规律研究表明，石家庄城区不同高度 $PM_{2.5}$ 浓度范围在 215.5-303.1 μg/m^3，$PM_{2.5}$ 占 PM_{10} 的比例高达

71.28%-81.14%。

2.2.4 细颗粒物排放源分析

细颗粒物有三种形式，包括直接以固态形式排出的一次粒子，在高温状态下以气体形式排出而在烟羽的稀释和冷却过程中凝结成固态的一次可凝结粒子，以及由气态前体污染物通过大气化学反应而生产的二次粒子。不同形式的细颗粒物有不同的产生来源，其中一次粒子主要产生于化石燃料（主要是石油和煤炭）和生物质燃料的燃烧、建筑施工和铺装道路的扬尘，以及矿物质的加工和精炼过程，此外，农田耕作、风蚀等的地表尘对环境细颗粒也有一定的贡献；可凝结粒子主要由可在环境稳定下凝结而形成颗粒物的半挥发性有机物组成；二次细颗粒由多相（气—粒）化学反应而形成，普通的气态污染物通过该反应可转化为极细小的粒子。

王玮等（2000）利用 CMB 法对 1992 年-1996 年间北京市城区和郊区 $PM_{2.0}$ 进行来源解析，结果表明：90 年代 $PM_{2.0}$ 的质量浓度为 133-155 μg/m^3，北京市城区机动车排放对细粒子的贡献最大，其次是煤炭燃烧，特别是冬季煤炭燃烧的贡献显著高于秋季，表明人为污染对细粒子的影响非常大，同时土壤粒子也有一定的贡献，而工业排放对细粒子的贡献不大；与一般地区 TSP 的解析结果相比较，细粒子的来源中未发现建筑扬尘，因为建筑扬尘主要存在于大粒子中。

宋宇等（2002）利用 PMF 方法于 1999-2000 年对北京大气细粒子进行了源解析后发现，北京市细粒子主要有 6 类来源：地面扬尘、建筑源、生物质燃烧、二次源、机动车排放和燃煤。1）地面扬尘，在地表干燥的春冬季节，或者高温的夏季，由于风的卷挟作用,可以将其中的部分细粒子带到大气中,但在有持续降水的天气里，由于覆盖作用而不能进入大气；2）建筑源：当出现建筑施工密集的时候，对细粒子污染的贡献会很大；3）生物质燃烧，在秋季普遍偏高，可能是由于北京附近麦秸等燃烧带来的；4）二次来源中 SO_4^{2-}和有机物的含量很高，在湿度大、风速小、逆温现象严重的天气里，二次来源生产的大量硫酸盐可以富集起来；5）机动车尾气排放中 EC 和有机物等是细粒子的一个重要来源；6）燃烧（包括工业燃烧和居民生活等）也是细粒子的一个重要来源。

朱先磊等人（2005）对 2000 年-2001 年采集的北京市 $PM_{2.5}$ 样品进行无机元素、阴阳离子、有机碳（OC）、元素碳（EC）和有机物的测定，并利用 CMB 受体模型进行源解析。结果表明，北京市 $PM_{2.5}$ 的主要来源为燃煤、扬尘、机动车排放、建筑尘、生物质燃烧、二次硫酸盐和硝酸盐及有机物，这 7 类污染源贡献率之和为 72.5%，成为 $PM_{2.5}$ 的主要来源，与宋宇等（2002）用正矩阵因子分析（PMF）得到的结果基本一致；污染源贡献率随地域变化不大，燃煤、扬尘、生物质燃烧、二次硫酸盐和硝酸盐随季节变化比较明显；对比 1989-1990 年北京市 $PM_{2.5}$ 源解析结果表明，10 年间扬尘、二次硫酸盐和硝酸盐的贡献率变化不明显，而燃煤、机动车排放的贡献率发生显著变化，有机物对 $PM_{2.5}$ 的影响突显。

岳丽（2007）对 2005 年采集的北京市 $PM_{2.5}$ 样品进行分析后指出，北京市空气细颗粒物的主要来源是土壤尘（包括建筑和道路扬尘等）、燃煤和燃油排放（如燃煤飞灰和汽车尾气等）、冶炼工业和生物质燃烧（垃圾焚烧）。

余学春（2004）对北京 $PM_{2.5}$ 中水溶性物种的因子分析结果发现，北京水溶性无机物有 43%是来源于基于复杂的大气化学反应而形成的二次污染物、20%来源于土壤、11%来源于工业和机动车排放、7%来源于海盐；水溶性有机酸有 51%来源于植物排放和生物质燃烧、39%来源于 VOCs 的大气光化学氧化而形成的二次污染物。

董雪玲（2008）对颗粒物中可溶性有机物（EOM）的组分分布研究表明，燃煤污染在北京市大气有机污染中仍然起主导作用，而对 PAHs 的分析则表明北京大气颗粒物中 PAHs 的来源以燃煤为主，交通源也有一定贡献，夏季容易识别出机动车或汽油源，其他季节更偏向燃煤源；而于娜（2009）研究发现 2004 年北京市细粒子有机碳（OC）的主要来源为柴油车排放（15.3%）、汽油车排放（20.5%）、燃煤排放（19.0%）、生物质燃烧（2.1%）和植物碎屑（1.1%），机动车和燃煤排放仍然是北京市细粒子 OC 的主要来源，而且有加重的趋势。

徐宏辉（2007）对颗粒物中水溶性无机离子成分分析表明，二次源是水溶性无机离子最重要的贡献源，Ca、Fe、Al、Mg、Ba、Sr、Zr 主要分布在粗粒子中，土壤风沙尘和建筑尘是主要的排放源，K、Pb、As、Cd 主要分布在细粒子中，生物质燃烧和燃煤是主要的排放源；北京的 Ca、Mg、Na 是天津和泰山的 2-3

倍，建筑扬尘是主要的贡献；天津的 Zn 和 Pb 较高，局地的工业污染是主要的贡献。

而韩力慧等人（2005）通过气溶胶中元素比值 Mg/Al 作为示踪体系，对北京地区矿物气溶胶（即沙尘、硫酸盐和硝酸盐为主的无机污染气溶胶）的本地源和外地源进行有效区分，估算得春季外来源占 TSP 的 62%，占 PM_{10} 的 69%，占 $PM_{2.5}$ 的 76%；冬季外来源则分别占 69%，79%和 45%；而在夏季和秋季，外来源仅占约 20%。这表明外来源在冬春季对北京矿物气溶胶的贡献要高于夏季，显然与冬春季气候差异（如沙尘天气等）有关。

而对于天津而言，李伟芳等人（2008，2010）对 2006 年 8 月-2007 年 2 月天津中心城区的 $PM_{2.5}$ 进行监测并应用因子分析和多元线性回归技术进行源解析，结果表明：$PM_{2.5}$ 浓度及其化学组分的空间分布较为均匀，但工业区受局部排放源的影响，含碳物质污染突出；有机碳主要来自污染源的直接排放，二次有机碳的含量约为 27%-37%，机动车尾气、燃煤是 $PM_{2.5}$ 的主要排放源，海盐粒子的贡献甚微；天津 $PM_{2.5}$ 中含量最高的元素为 Si，约占元素总质量的 28.4%，微量元素中以 Zn 和 Pb 的含量最高，二者主要来自燃煤和机动车排放；二次污染、化石燃料燃烧、土壤尘和建筑粉尘是天津市环境空气中 $PM_{2.5}$ 的主要来源，贡献率分别为 53.4%，25.8%，12.3%，8.6%。

而韩斌等人（2010）对 2006 年夏季天津近海海域走航 TSP 采样的源解析结果显示，人为污染源、地壳物质污染源以及海盐粒子是对 TSP 污染贡献较大的三种源类。人为污染源占到渤海近海海域颗粒物污染来源 60%以上，这其中包括燃煤飞灰和其他未识别的源类（主要涉及到包括临港工业区内的一些工业企业排放、机动车尾气排放等）。燃煤飞灰污染对研究区内的 TSP 贡献最大，这主要是由于大量煤的燃烧，以及污染控制设备的不完善所造成的。燃煤飞灰、地壳物质源类、海盐粒子三种污染源类的分担率分别为 36.14%、33.26%、1.58%，其他未鉴别的污染源的分担率为 30.58%。包括燃煤飞灰、地壳物质和其他未鉴别源类在内的陆源污染的贡献超过了 90%，说明来自陆地的污染对近海海域大气颗粒物污染的影响要比海洋粒子的影响大得多。

就京津冀区域的颗粒物的排放源行业来看，北京、天津和河北的颗粒物排放

源主要行业为电力、化工、建材、冶金等行业。工业工艺无组织源、施工扬尘、交通无组织源、煤炭燃烧是北京市大气 PM_{10} 浓度贡献最大的三个来源；对于 $PM_{2.5}$ 来说，城区机动车排放和建材冶金行业的煤炭燃烧是主要来源（如图 2-12 所示）。而天津市 PM 重点污染排放行业包括电力、化工、建材、冶金等行业，烟尘排放总量为 48884.14 吨，粉尘排放总量为 15151.76 吨；其中，烟尘点源排放量最大的行业为电力生产， 而粉尘则是冶金行业排放量较大。而河北省 PM_{10} 点源排放量最大的行业亦为电力生产，2005 年 PM_{10} 排放量为 15.7 万吨，占点源总排放量的 77.4%。同时，冶金行业排放量较大，2005 年排放量为 2.3 万吨，占点源总排放量的 22.3%。

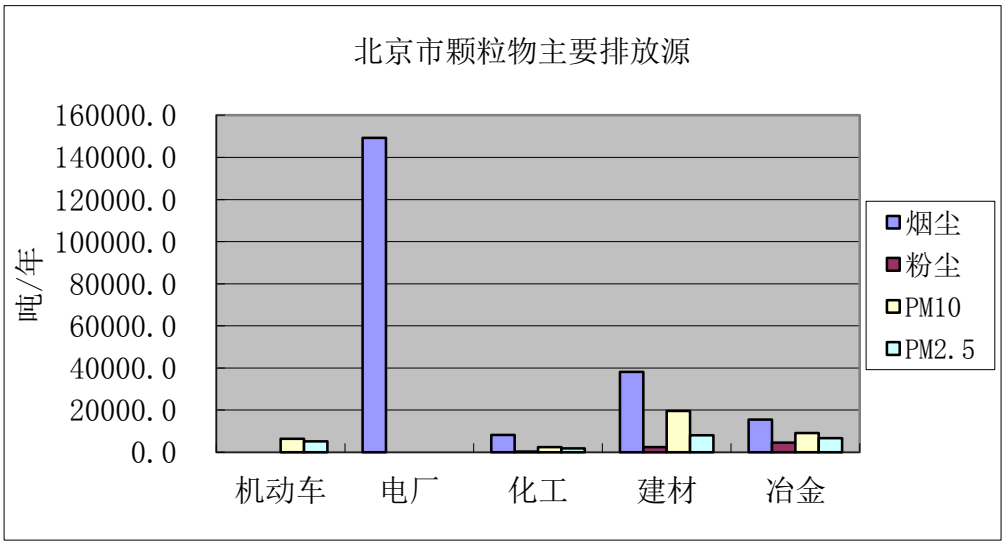

图 2-12 北京市 2005 年重点行业颗粒物排放源（数据来源：北京市环保局提供）

3 制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准的效益分析

3.1 效益评估基本内容

制定中国 $PM_{2.5}$ 标准的主要目的在于通过各种控制和治理措施降低大气中 $PM_{2.5}$ 的浓度，从而减少 $PM_{2.5}$ 污染所带来的各种危害，实现提高空气质量、保护人群健康和福利的目的。$PM_{2.5}$ 浓度的降低及其污染危害的减少将带来人群健康水平提高、能见度改善、建筑物腐蚀减少等各方面的效益，并将由此带来极大的经济和社会福利的提高。鉴于目前研究的局限性和数据的可得性，本研究主要分析了制定并实施 $PM_{2.5}$ 标准所能实现的潜在的健康效益和能见度效益这两个最

主要的方面，并对其中可量化的部分进行了效益的货币化估算和分析，同时也对经济分析中存在的各种不确定性进行了较深入的分析和探讨。

3.2 健康效益评估

3.2.1 总体评估思路

环境效益评估在一定意义上也是对避免的环境损害的评估。当环境质量恶化或环境退化发生时，我们称之为环境损害（或发生了环境费用或环境成本）；如果人们采用了某些措施，使环境质量得以改善，并会避免因“不行为”所导致的环境损害，那么避免了的环境损害就是人们这种改善环境的行为的效益（张世秋，1994）。评估环境损害/效益的大小要求遵循以下程序进行：1、确定受影响的事物种类；2、估计污染物和受影响种类所受到的损害之间的关系；3、估计受影响团体对避免或减轻一定程度损失的反应；4、将损失货币化（泰坦伯格，2003）。进行健康损害的价值评估，受影响的事物种类非常明确，即人体发生的各种健康负效应，因此，要估算大气污染物健康损害价值大小的重点在于需要建立两种联系，一是污染物浓度变化与人体健康状态变化之间的联系，二是将健康状态变化与等值的货币建立联系。这个过程可以通过两个途径来实现，一是开发一个以浓度为决定性变量的关于人的行为和个人选择的综合模型，二是分别处理两种联系，先后得到健康状况变化或健康风险变化的经济价值以及污染物浓度变化与健康状态变化之间的关系，然后将它们结合起来，得到最终的结果（弗里曼，2002）。

第一种途径的实现方法可以有防护支出法、内涵资产定价法和工资差额法以及意愿调查法等，但这几种方法目前在中国的应用并不成熟，具有一定的局限性。试图一步到位的做法是很难达到的，针对特定污染物而专门开发的模型实施起来更困难。模型要求人们对大气污染物造成的健康损害有一个单独而清晰的了解，并且知道采取怎样的行为能够多大程度上避免这种损害，或这种损害会给自己的福利带来怎样的损失。这是一个很强的假设。另外，本研究评估的对象虽然是特殊污染物，但是其造成的健康损害却不是“特殊”的（产生该健康损害的原因可能有多种），将人们为单独预防或减轻大气污染物造成的健康损害而采取的行为剥离出来非常不容易。鉴于以上考虑，本研究拟采用第二种实现途径，即先得到

污染物浓度对健康的损害关系，然后再计算健康风险变化所导致的经济价值的变化，这样分别处理健康和污染的联系与健康风险变化的货币化问题有助于问题的分解和简化。实现 $PM_{2.5}$ 标准带来的健康效益的计算主要分为以下两个步骤：①分析估算 $PM_{2.5}$ 浓度降低带来的健康效应的物理变化量；②对该变化量进行货币化现值计算得到健康经济效益。

总体评估思路如图 3-1 所示：

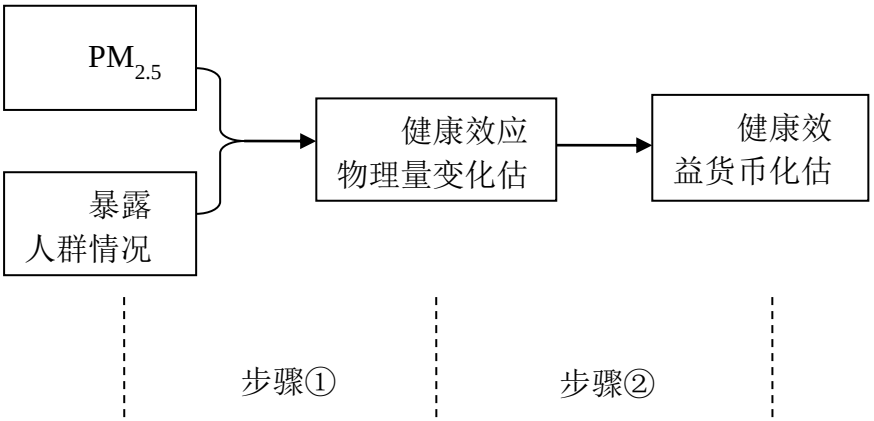

图 3-1 实现 $PM_{2.5}$ 标准带来的健康效益评估思路

3.2.2 总体评估模型

按照总体评估思路，可以建立一个简单的评估模型：大气颗粒物污染造成的健康损害价值等于造成的健康损害量和单位健康损害价值的乘积。由于大气颗粒物的健康影响机制十分复杂，对应的健康影响不止一种，而且每一种健康影响所涉及的福利影响不一样，导致了人们对每种健康影响赋予的价值不一致，因此，大气颗粒物健康损害评价的过程实际上是各种健康影响的价值加总的过程，评价模型可以用下式表示：

$$TV = \sum V_i \cdot \Delta E_i$$

其中：

TV：大气颗粒物污染浓度改变量导致的所有的健康效应损害的价值总和；

V_i：第 i 种健康效应风险变化对应的单位价值；

ΔE_i：大气颗粒物污染浓度改变量导致的第 i 种健康效应终端健康风险的变化量。

3.2.3 评估技术路线图

基于上文对 $PM_{2.5}$ 污染造成的健康影响的分析以及对健康损害价值评估的方法选择，$PM_{2.5}$ 健康效益评估的总体思路可以细化为以下几个步骤：

1. 对 $PM_{2.5}$ 的污染特征进行分析（如时空分布特点、化学组分等）；
2. 确定要评估的各个健康效应损害终端；
3. 确定 $PM_{2.5}$ 的浓度和健康终端之间可量化的关系，即选取各健康效应终端所对应的剂量-反应关系；
4. 暴露人群的识别和分析；
5. 确定 $PM_{2.5}$ 的实际浓度和标准设计方案的浓度，计算两者的浓度差；
6. 计算实现 $PM_{2.5}$ 标准所带来的健康影响物理量的改变，如过早死亡人数、慢性支气管炎和急性支气管炎患病人数的减少等；
7. 计算各健康效应终端健康风险变化的单位价值量；
8. 将暴露人群受到的健康影响物理量变化进行货币化估算，并根据分析的时间跨度和贴现率进行效益现值的估算。

详细技术路线如下：

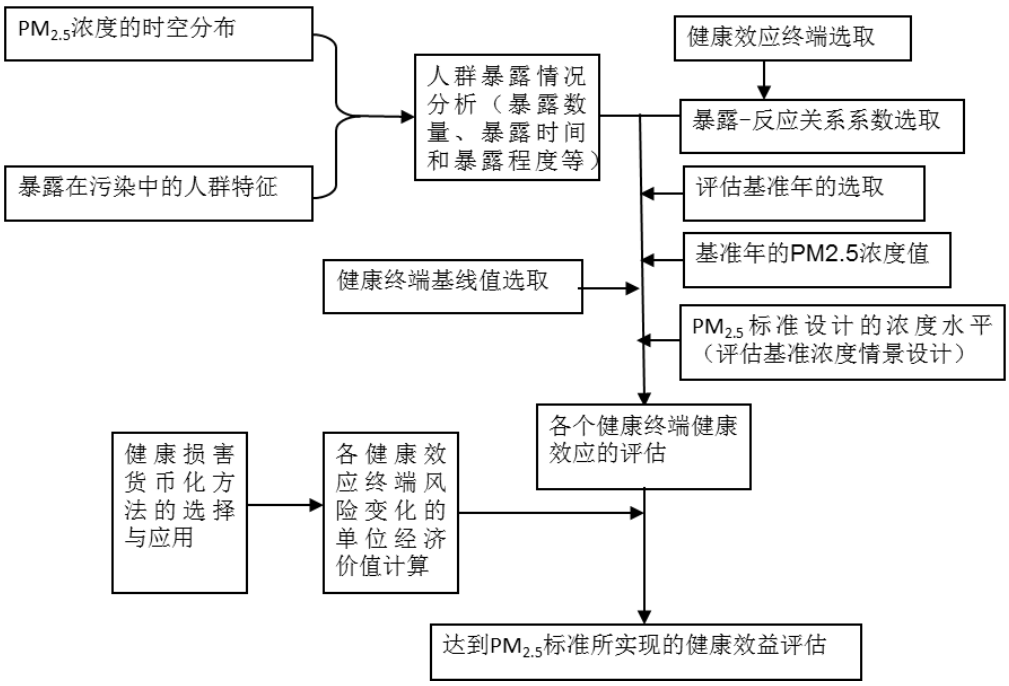

图 3-2 制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准的健康效益评估技术路线图

3.2.4 评估方法概述

由于健康不可替代，且没有市场价格，对健康进行评估所采用的经济学方法主要可以分为疾病的经济负担分析法（Economic Burden of Disease Analysis）和宏观经济法（Macroeconomic Approach）。疾病的经济负担分析法常用到支付意愿法（WTP）、人力资本法(HCA)和疾病成本法（COI），而宏观经济法分为宏观计量学方法（Macro Econometric Approach）和一般均衡法（General Equilibrium Approach）。支付意愿法和疾病成本法是两种比较常用的方法，而近年来在估算健康损害的经济损失中也用到一般均衡法。

支付意愿法可以有效测量人们对提高自己和他人的安全而愿意付出的货币数值，其优点在于它能反映被测量人群的个人观点和意愿，较好的符合福利经济学的原理；而支付意愿法的缺点在于要取得可靠和正确的研究结果，需要花费大量人力物力，实际操作比较困难。

人力资本法和疾病成本法也被广泛应用于健康效应终点的经济学评价。人力资本法是将个人视为为社会生产产品和提供服务的人力资本的基本单位，以评价一般物质资本的标准来度量生命和健康的损失。疾病成本法应用于测量患病终端的成本，其思想与人力资本法一致。疾病成本等于人们的医疗费用加上由于不能工作而损失的收入。这两种方法由于其概念清楚，计算简单，更易为社会大众接受。

对于死亡终端的评价，最常采用的支付意愿方法是“统计学意义上的生命价值”（Value of a statistical life, VSL）。VSL 并不是估计一个具体的人的价值，而是估计人们愿意为降低一定的死亡概率（风险）而付出的价值（Kan and Chen, 2004）。关于 VSL 的研究资料多来自美国，而我国的研究资料较为缺乏，到目前为止，我国已经开展关于健康风险的支付意愿研究中的比较完备的研究不足 10 个（Wang et al., 2006; Zhang Xiao, 2002; Hammitt and Zhou, 2006; Krupnick，et al., 2007; Guo et al., 2006; Hoffmann et al., 2010; 曾贤刚等，2010; 谢旭轩, 2011），这些研究得到的统计生命价值从 26 万元到 190 万元不等。其中只有 Hammitt 等人的研究进行了外部性范围检验，但是并没有通过。而谢旭轩（2011）在北京地区通过问卷调研的方式，采用选择实验的方法对北京市居民的健康风险的支付意

愿进行了研究，研究结果表明，个人针对私人风险进行新的税收的支付方式情况下，北京市居民的 VSL 平均值为 168 万元，且该结果具有较好的统计显著性和稳健性。考虑到数据的可靠性和可得性，本研究采用该意愿调查法得到的 VSL 结果来评估过早死亡的经济损失，而采用疾病成本法来评估其他的健康终端的损失。

3.2.4.1 基本方法介绍[2]

米切尔和卡森（Mitchell and Carson,1989）以方法的两个特性为基础，对价值评估方法进行了分类。第一个特性是，数据是来自于对现实世界（在此条件下，人们已接受并忍受自己选择的结果）中人们行为的观察，还是来自于人们对假定问题的回答，诸如“如果…，你会怎么做？”或者“你愿意支付…？”等。 第二个特性是，该方法是能够直接产生出货币化价值，还是必须通过一些以个人行为和选择模型为基础的间接技术来推断出货币化价值。

以这两个特性为基础，评估环境和资源价值的任何方法都可置于这四种类型之中——直接观察、间接观察、间接假定和直接假定。这些在下表中可得以说明。直接观察方法包括使用竞争性的市场价格，以及使用为获知个人价值而特别建立的模拟市场的结果。对于直接观察方法而言，这些观察是以人们的现实选择为基础的，而人们则是以自己的效用最大化为目的的，且能够自由选择给定价格的物品的数量，但这往往会受制于相关的约束因子。既然人们的选择行为是以价格为基础的，那么通过直接观察方法所得到的数据，就可以以货币化单位直接揭示出环境和资源的价值（弗里曼，2002）。

表 3-1 价值评估方法

	观察行为	假定
直接的	**直接观察**	**直接假定**
	竞争性的市场价格	投标博奕
	模拟市场	支付意愿问题
间接的	**间接观察**	**间接假定**

[2] 本小节内容参考引用了《环境与资源价值评估——理论与方法》中部分章节（弗里曼著，曾贤刚译，2002）

旅行费用	权变排列
内涵资产价值	权变活动
防护支出	权变投票
复决投票	

来源:Mitchell and Carson(1989),p.75.

间接观察方法也是以反映效用最大化的现实行为为基础的。其中一种间接方法是以观察复决投票条件下个人所做出的选择为基础的。如果提供给个人一定数量的可供自由选择的物品，但是其价格却是给定的（就像复决投票一样），那么对个人选择行为的观察就只能够揭示出个人赋予该商品的价值是大于还是小于所给定的价格。不连续的选择集合以及随机的效用模型就是为了对这些选择进行确切的价值计量而开发出来的。在其它的情况下，如果资源-环境服务没有给定出价格，但是这些资源-环境服务的数量也不至于影响到人们对其它市场物品的选择，那么这些资源-环境服务的价值，就一定能够通过应用市场商品与环境服务之间关系的一些模型推测出来。这些模型大多数是以环境服务与市场物品或服务之间的某种替代或互补关系的假设为基础的。这些模型的例子包括：内涵房地产价值模型和内涵工资模型、因空气污染而产生的家庭清洁支出和材料损害维修费用模型、以及旅游者到达旅游景点所需的旅行费用模型。

在环境变化影响到市场物品生产者的地方，价值可以通过计算产品和投入要素的价格、以及生产者的准租金的变化来进行间接地观察。这种间接观察方法的使用涉及到一种“侦探”工作，这是因为，人们赋予环境服务价值的线索，是通过他们对价格和其它经济信号做出反应时所留下来的一些证据拼凑而成的。

间接观察和间接假定方法之间的主要不同之处在于，后者是通过人们对假定问题的反应，而不是通过对现实世界中人们的选择行为的观察来获取数据的。但是，在通过这些数据对价值进行推断时，两者所使用的模型和技术往往是相同的。

而且，权变排列方法（contingent ranking approach）也属于间接假定类型。在此方法中，首先发给每个人一组卡片，而且在每一张卡片上都描述了不同的情况，即有关的环境服务水平以及其它面临选择的属性（例如：旅行次数、拥挤程度、入场费等）。然后告诉他们按照自己偏好的顺序摆放他们的卡片。于是，环

境服务的价值就可以通过这些排列推测出来。国家公园能见度价值的研究（Charles River Associates, 1981）以及河域中水质效益的研究（Smith and Desvousges, 1986）都可以使用这种方法。

第四种类型是直接假定方法，它是通过创建的假定市场直接询问人们赋予环境服务的价值。例如，人们可能会被问到，你认为环境服务发生具体变化后其价值是多少？以及在价格给定的情况下，你想“购买”多少该环境服务？

本研究在选择以上基本的价值评估方法对不同受体所受到大气污染损害的经济损失时，主要考虑到损害机理、影响范围和程度、度量表征方法、损失量化技术以及数据来源的可得性等差异性和特殊性，针对具体的影响和损害，采用合理适用的价值评估方法。而在评估的具体技术细节方面，本研究主要从评估程序和步骤出发，根据评估的一般原则，对以下几个主要方面进行简要说明，而对具体的方法的应用和计算则在数据处理和分析部分进行详细说明。

3.2.4.2 影响终端的选择

在应用不同的评估方法对大气污染物的损害进行评估时，影响终端的选择受到现有科学研究的限制，比如，剂量-反应关系研究的限制。另一个限制来自现有的统计数据。由于我国常规监测的数据通常比较粗略，且统计数据并不能很确切地体现评估中所选择的指标。例如健康终端中的疾病特别是慢性疾病的上报系统很不完善，很多疾病的基线统计数据无法获得。基于这两个限制，本研究提出影响终端选择时所遵循的基本原则：

1）大气污染物造成的影响必须是经由大量研究证实的，污染物浓度的改变确实导致了可观察到的受体特征（如发病率、死亡率等）的改变，并且有较多的研究报告了大气污染物（暴露量）与同一影响终端（反应）之间的一致性关系。

2）确保评估中选择的影响终端的基础情况可得。以健康影响终端为例，尽量选择在中国定期注册的病例，并且列在国际疾病分类表（ICD-9 或 ICD-10）中的健康效应终端，这将确保数据的可获得性和结果的可比较性（世界银行，2007）。这个健康效应终端可以是个具体的病因的健康效应终端，也可以是在更广泛的疾病组分类之下的，比如肺炎或呼吸系统疾病。但是，鉴于最终结果要予以加总，选择时应尽量保持一致性，以避免重复计算。

3.2.4.3 剂量-反应关系式及参数的选择

由于对各影响终端的损害进行量化都是基于损害函数（模型）的方法进行估计，而剂量-反应关系方程作为其中最常用的方法，关系式及其对应参数的选择对评估结果的影响极为重要，因此，在本研究的各项具体评估中，涉及到对剂量-反应式及其参数的选择时都会格外谨慎。选择剂量-反应关系式时主要依据的基本原则如下：

(1) 经过大量研究证实的剂量-反应关系式及其参数，且研究结果已公开发表；

(2) 剂量-反应关系式具有一致性和稳定性，形式和参数的变化范围在现实中可接受；

(3) 具有普适性的特点，或在不同条件下的使用具有可调整的参数范围，尤其是能够适合本研究地区的各种条件；

(4) 剂量-反应关系中涉及到的参数数据来源在京津冀区域中可得，或可以通过合理的方法进行推导或转换。

3.2.4.4 暴露人群的年龄分布和空间分布

年龄分布

（1）年龄段的分类：

死亡终端：尽管暴露人群特征不同必然有不同的死亡风险，但由于相关的比较研究较少，且考虑到污染物浓度差异对死亡风险变化的影响，本研究在计算死亡终端健康损害时按照剂量-反应关系式所适用的人群，结合暴露特点进行计算。

发病终端：14 岁及以下、15 岁及以上普通人群

（2）高危人群：鉴于心脑血管和呼吸系统疾病患者很多为老年人，两种易感人群有所叠加，如果分别处理将会造成重复计算。因此，暴露人群的类别划分以年龄组为划分依据，但是，在有数据支持的前提上，应对心脑血管和呼吸系统疾病患者比例做分析，借以评估计算结果的偏差。

（3）其他人群：为精简计算，其他占总人口比例较小或健康效应反应差别不大的易感人群（如孕妇）不做单独处理。

空间分布

人口的空间分布与污染物物的空间分布是不一致的。因此，只有污染物的空间浓度并不足以反映人群的暴露水平。我国人口的分布存在城市与农村、城区与郊区的不均衡性，全国人口中有 42.99%居住在城镇（国家统计局，2006），而城区的人口密度又远远高于郊区的人口密度，对应于“城市污染高于农村污染、城区污染高于郊区污染”的大气污染物浓度分布现状，可以看出，我国暴露在高浓度污染物水平下的人口要远多于生活在低浓度污染情况下的人口。若假设人口均匀分布，将削弱这种高污染浓度高人口密度相累加的效应，造成结果偏差。限于数据的可得性，本研究仅按照市的行政区划对地区进行了划分，计算京津冀各市的污染健康损害，在一定程度上存在误差和不确定性。

3.2.5 数据处理与分析

3.2.5.1 分析基准年选取

本研究选择 2009 年作为效益评估的基准年。主要基于如下考虑：

1）反映情景模拟的现实性。选择离现实较近的时间作为研究的基准年，能够更好地体现效益评估的时效性和可靠性，为情景模拟和政策决策提供更真实可靠的参考依据。

2）基本数据的可得性。由于在项目研究期间可得到最新的年鉴和统计资料主要为 2009 年的数据，包括人口抽样调查数据、$PM_{2.5}$ 浓度数据、健康基础资料等基本数据；

3）经济分析的可控性。选择 2009 年作为分析基准年也是考虑为了避免诸如 2008 年金融危机、奥运会、2010 年世博会、亚运会等重大事件给中国的经济发展和污染物减排等造成的冲击式的影响，从而能够在本研究的经济分析中将这些非常规事件的经济影响和干扰减小到最低水平。

3.2.5.2 $PM_{2.5}$ 标准情景设计

由于本研究开展期间，中国关于 $PM_{2.5}$ 空气质量标准仍在讨论和征求意见之中，对于标准的浓度水平尚无足够充分的科学研究和一致认可的建议。尽管本研究的重点和核心问题并不在于对未来 $PM_{2.5}$ 标准具体浓度值的讨论，但由于 $PM_{2.5}$ 标准的浓度值是本研究中效益分析的基础度量指标，标准浓度的不同设计对研究结果不可避免地产生一定的影响，因此有必要设计较为合理和可行的标准浓度水

平情景，分别考量在不同的情景下带来的潜在的健康效益。本研究从 $PM_{2.5}$ 对环境受体（主要是人体健康）的影响的科学认识、中国经济发展现实条件和发展阶段、国际上现行 $PM_{2.5}$ 标准浓度水平等方面进行综合考虑，设计了如下五种可能适用于中国地区的 $PM_{2.5}$ 空气质量标准浓度水平（或者也可以认为是中国不同时期不同发展阶段可能采取的标准浓度），并以此作为健康效益评估的五种不同情景。

表 3-2 中国 $PM_{2.5}$ 标准浓度情景设计及参考依据（单位：ug/m^3）

情景	$PM_{2.5}$ 浓度年均值	$PM_{2.5}$ 浓度日均值	浓度设计参考依据
情景 1	50	100	基于当前中国 PM_{10} 一级标准
情景 2	35	75	基于 WHO 过渡时期目标-1（IT-1）
情景 3	25	50	基于 WHO 过渡时期目标-2（IT-2）
情景 4	15	37.5	基于 WHO 过渡时期目标-3（IT-3）
情景 5	10	25	基于 WHO 空气质量准则值（AQG）

3.2.5.3 基准年 $PM_{2.5}$ 实际浓度

根据国家环保部和河北环境监测中心公布的空气污染指数（API）值对 PM_{10} 日均浓度进行反演（按照 API 的计算公式结合当日主要污染物进行 PM_{10} 浓度的估算；若当日主要污染物不是 PM_{10} 或当日 API 为一级，则假设该日 $PM_{2.5}$ 浓度达到 $PM_{2.5}$ 空气质量标准，即为相应的标准浓度值），然后再根据京津冀区域 PM_{10} 与 $PM_{2.5}$ 的关系系数的研究结果，将 PM_{10} 日均浓度转换成 $PM_{2.5}$ 日均浓度（根据京津冀区域颗粒物污染特征的分析，转换系数假定为 0.5，即 $PM_{2.5}/PM_{10}=0.5$）。

空气污染指数（API）基本计算公式如下：当某种污染物浓度$C_{i,j} \le C_i \le C_{i,j+1}$时，其污染分指数则为

$$I_i = I_{i,j} + \frac{C_i - C_{i,j}}{C_{i,j+1} - C_{i,j}} \times (I_{i,j+1} - I_{i,j})$$

因此若已知可吸入颗粒物浓度C_i，就可以计算出对应的分指数值I_i；反过来，若已知污染分指数为I_i，同样可以计算出可吸入颗粒物浓度C_i的值为

$$C_i = C_{i,j} + \frac{I_i - I_{i,j}}{I_{i,j+1} - I_{i,j}} \times (C_{i,j+1} - C_{i,j})$$

3.2.5.4 健康终端及健康基础值

确定各种健康基线值通常的做法是：

- 基线健康资料由各种统计资料得到；

- 当不能获得当年的资料时，用上一年的资料代替；
- 当不能得到京津冀的资料时，用全国的数据代替；
- 当基线健康资料由于我国的统计终端缺失而无法通过统计资料获得时，引用国内一些研究的统计数据进行近似推算。

根据北京市、天津市和河北省的卫生统计年鉴，确定京津冀区域各城市 2009 年健康终端的基础值。

表 3-3 健康终端基线情况总结

健康效应终端	频率（人/年）	来源
全因死亡率		
急性效应全因死亡 慢性效应全因死亡	京津冀各城市死亡率（见人群分布表表 3-5）	北京市统计局，天津市统计局，河北省统计局，2010；
住院率		
呼吸系统	0.01022	卫生部，2010
心血管疾病	0.00546	卫生部，2010
门诊访问量		
儿科（0～14 岁）	0.15300	卫生部，2010
内科（15 岁以上）	0.41105	卫生部，2010
慢性支气管炎	0.00694	卫生部，2010
急性支气管炎	0.0380	卫生部，2010
哮喘	0.0094	汤泰秦等，2000

3.2.5.5 剂量-反应关系及系数

流行病学上的暴露-反应关系主要有三种形式：线性模型、对数-线性模型、对数模型（Abt Associates Inc，2005）。由于人群中疾病或死亡的发生都可以看作是小概率事件，符合统计统计学上的泊松分布，因此对大气污染的流行病学研究大多都是基于泊松回归的比例风险模型（Kan and Chen，2005）。模型设定在颗粒物的实际浓度下的人群健康效应值为：

$$E = E_0 \times e^{\beta \times (C - C_0)}$$

其中，E 为颗粒物的实际浓度下的人群健康效应（死亡率或发病率）；E_0 为颗粒物的参考浓度下的人群健康效应（死亡率或发病率）；β 为暴露-反应关系系数；C 为颗粒物的实际浓度；C_0 为颗粒物的参考浓度（本研究中为情景设计的标准浓度）。

由此，归因于颗粒污染物的健康效应即为

$$\Delta E = E - E_0 = E \times (1 - \frac{1}{e^{\beta \times (C - C_0)}})$$

因此，如果能够得到 E、β、C 和 C_0 的参数值，结合暴露人数 P，我们就能够计算出归因于颗粒物污染的健康损害 N：

$$N = P \times E \times (1 - \frac{1}{e^{\beta \times (C - C_0)}})$$

在以相对危险度（或者相对危险度概率比）代替剂量-反应系数的研究中，β 可以通过下式转换得到：

$$\beta = \frac{\ln RR}{\Delta C} \quad 或 \beta = \frac{\ln OR}{\Delta C}$$

其中：

RR 为相对危险度；

OR 为相对危险度的概率比；

ΔC：污染物浓度变化值，$\Delta C = C - C_0$。

洪传洁等（2005）指出由于大气污染与人群的健康效应终点的联系从统计学角度来说多为“弱相关”，即 β 值一般比较小，如果 C 与 C_0 的差值不是很大，可以假定认为污染物与健康效应之间为直线关系，从而简化运算。

在本节给出的剂量-反应函数的条件下，以下的工作均围绕着这一健康效应的计算公式展开，即确定公式中的各因子的值并说明确定的方法，进而运用这些参数值和计算公式计算。健康效应计算的公式本身并不复杂，但其中涉及到的人口暴露、健康终端的剂量-反应关系系数以及大气颗粒物的浓度分布等都需要仔细推敲和论证，需要各因子赋值之间或者与京津冀区域当地的实际情况相互匹配。

表 3-4 颗粒物的健康效应剂量-反应系数总结

健康效应终端	均值（95%置信区间）	数据来源
全因死亡率		
慢性效应死亡率	0.00296（0.00076，0.00504）	阚海东，陈秉衡（2002）
急性效应死亡率	0.0004（0.00019，0.00062）	
	住院率	
呼吸系统疾病	0.00109（0，0.00221）	谢鹏等（2009）
心血管疾病	0.00068（0.00043，0.00093）	
	门诊访问量	

儿科（0～14 岁）	0.00056（0.00020，0.00090）	刘晓云等（2010）
内科（15 岁以上）	0.00049（0.00027，0.00070）	
慢性支气管炎	0.01009（0.00366，0.01559）	阚海东，陈秉衡（2002）
急性支气管炎	0.0079（0.0027，0.0130）	刘晓云等（2010）
哮喘发作	0.0021（0.00145，0.00274）	谢鹏等（2009）

3.2.5.6 暴露人口

根据北京市、天津市和河北省统计年鉴，确定各城市 2009 年的常住人口。由于京津冀区域性污染的严重性及城市化水平相对较高，本研究将各城市的常住人口作为暴露人口来进行评估。

死亡终端：尽管人群的暴露特征不同会导致不同的死亡风险，但由于相关的比较研究较少，且考虑到污染物浓度差异对死亡风险变化的影响，本研究在计算死亡终端健康损害时按照剂量-反应关系式所适用的人群，结合暴露特点进行计算。

发病终端：包括 14 岁及以下人群和 15 岁及以上普通人群。

本研究中将京津冀区域 13 个城市的常住人口均视为暴露人群进行评估，并将暴露人群分为儿童和成人两类，各城市儿童与成人暴露情况如表 3-5 所示。

表 3-5 京津冀区域各市暴露人群情况（万人）

城市	2008 年末常住人口	儿童（≤14 岁）	成人（>15 岁）	死亡率（‰）
北京	1695	169	1526	4.56
天津	1176	137	1091	5.70
石家庄	985	158	826	6.44
承德	341	55	286	6.11
张家口	421	68	354	7.16
秦皇岛	296	47	248	5.97
唐山	743	119	624	6.83
廊坊	410	66	344	6.23
保定	1092	175	917	6.26
沧州	698	112	586	6.83
衡水	428	69	359	5.41
邢台	693	111	582	6.31
邯郸	882	142	740	5.73

3.2.5.7 单位价值

死亡终端

目前我国关于 VSL 的研究资料较为缺乏，Wang 等人（Wang et al，2006）在重庆进行过 WTP 的调查，研究得出 1998 年重庆市居民的 VSL 为 28.60 万元，而居民年收入每增长 0.12 万元，则 VSL 会增加 11.98 万元；而北京大学环境与经济研究组于 2010 年在北京市开展了健康调研项目，并利用选择实验（Choice experiment, CE）的方法对北京市居民的健康支付意愿进行了调查和估计，得到北京市居民的 VSL 值为 168 万元（谢旭轩，2011）。考虑到除北京外京津冀其他地区和北京市居民的收入差异，利用北京健康调研的研究结果，按照支付意愿的边际效应系数和 2009 年京津冀区域人均可支配收入，可以将京津冀区域和北京市居民的 VSL 建立以下关系进行转化：

$$VSL_i = VSL_{bj} * \left(\frac{I_i}{I_{bj}}\right)^e$$

其中，

VSL_i：京津冀区域各市居民的 VSL 值；

VSL_{bj}：北京市居民的 VSL 值；

I_i：京津冀区域各市居民的人均可支配收入；

I_{bj}：北京市居民的人均可支配收入；

e：收入弹性系数，本研究中取 1。

疾病终端

对于非慢性病的治疗，如呼吸系统住院，心血管系统住院、内科门诊和儿科门诊，采取疾病成本法（cost of illness, COI）计算其经济损失。疾病成本包括患者住院或(看病)期间所有的与患病有关的直接费用和间接费用，包括诊疗费用、药费、缺勤引起的收入损失，以及交通或陪护等间接费用。由于数据的可得性，本研究仅计算可计算的直接费用和间接费用，主要是挂号费、诊疗费、检查费、药费、治疗费、床位费、手术费和工作收入损失，而对于交通费、营养费和陪护费用等则采取最低限度的估算，从而得到疾病成本的一个保守值。

计算公式如下：

人均住院费用=（人均住院直接费用+人均住院间接费用）+住院时间×日人均 GDP

人均就诊费用=（人均就诊直接费用+人均就诊间接费用）+就诊时间×日人均 GDP

根据 2003 年第三次国家卫生服务调查的结果(卫生部统计信息中心，2004)，大城市地区平均每次门诊费用的其他间接费用（交通等）约占门诊直接医疗费用的 4.1%，门诊所耽误的时间以 0.5 天估算；而平均每次住院的间接费用（交通、陪护费用等）约为住院直接费用的 6.8%，计算公式可简化成：

人均住院费用=1.068×人均住院直接费用+住院时间×日人均 GDP

人均门诊费用=1.041×人均门诊直接费用+0.5×日人均 GDP

其中，根据《中国卫生统计年鉴 2010》（卫生部，2010），可以得到 2009 年京津冀区域各城市人均住院和门诊直接费用；利用肺炎、支气管炎、肺结核等主要疾病病种的平均住院天数来计算呼吸系统疾病平均住院天数为 9.5 天，而利用急性心肌梗塞、充血性心力衰竭等几种疾病病种的平均住院天数来计算心血管疾病的平均住院天数为 11.5 天。

如上文所述，对于过早死亡的单位经济损失，本研究借用对北京市的健康调研选择实验研究的结果，按照京津冀其他城市与北京市城市居民可支配收入进行转换，得到单位统计寿命的价值。

慢性支气管炎由于患病时间界限不可得，不能采取疾病成本法计算。慢性支气管炎会降低患病人的生活质量，Viscusi 等人（1991）研究发现，人们对于慢性支气管炎的赋值相当于统计生命价值的 0.32 倍，Miller 等人（2006）也通过研究获得了一系列慢性支气管炎的生活质量调整年的权重。本研究借鉴了 Viscusi 等人的研究结果，假设慢性支气管炎的统计价值为 0.32 个统计意义上的生命价值，即慢性支气管炎的单位经济损失为 0.32*VSL。

汤泰秦等人（2000）调查了广东 71867 名哮喘人群 1999 年人均医疗费用为 634.2 元，根据京津冀区域各城市人均可支配收入年增长比例，可估算 2009 年经济各地区哮喘的单位经济损失；由于未能找到京津冀区域急性支气管炎的医疗费用资料，本研究根据阚海东等人（Kan and Chen，2004）对上海地区急性支气管炎和哮喘的医疗费用（分别为 52.56 元和 38.69 元）的研究结果进行转换计算，得到京津冀区域各城市急性支气管炎人均医疗费用。

门诊和住院方面则主要根据《2010 年中国卫生统计年鉴》中人均诊疗费用和人均住院费用、人均全年诊疗次数、疾病别平均住院日和住院费用等数据，结合门诊和住院耽误的时间（其中成人门诊为 0.5 天，呼吸系统疾病住院为 9.5 天，心血管疾病住院为 11.5 天），利用人均 GDP 日均值为单位核算误工的时间成本，分别得到因门诊和住院导致的单位经济损失。

京津冀各城市各个健康终端的单位经济（价值）损失如下表 3-6 所示。

表 3-6 津冀各城市各健康终端单位经济损失

城市	VSL（万元）	慢性支气管炎（万元）	急性支气管炎（元）	哮喘（元）	门诊（元）	住院（元）
北京	168.0	53.8	2500.1	1840.3	515.1	16959.1
天津	134.5	43.0	2001.1	1473.1	388.0	12273.9
石家庄	94.6	30.3	1256.8	925.1	270.0	6054.8

承德	75.8	24.3	1408.3	1036.7	286.4	6421.8
张家口	75.7	24.2	1127.8	830.2	220.6	5021.6
秦皇岛	88.5	28.3	1127.1	829.6	167.6	3591.3
唐山	102.9	32.9	1316.6	969.1	233.0	4486.0
廊坊	101.3	32.4	1531.7	1127.5	282.1	5618.4
保定	77.4	24.8	1506.9	1109.3	159.3	3407.3
沧州	82.8	26.5	1151.2	847.4	171.6	3253.8
衡水	75.1	24.0	1231.9	906.8	172.4	3116.4
邢台	76.2	24.4	1117.1	822.3	125.1	2198.3
邯郸	90.8	29.1	1134.1	834.8	120.5	1898.1

3.2.6 健康效益估算结果

3.2.6.1 健康效应变化量估算

在以上数据处理和分析的基础上，可以估算 $PM_{2.5}$ 标准设计的不同情景下京津冀各城市不同健康终端的健康效应变化量，用减少的过早死亡或疾病的人数来表示，如表 3-7 所示。

从估算结果可以看出，无论在哪一种 $PM_{2.5}$ 标准设计情景下，北京 $PM_{2.5}$ 浓度降低带来的健康效应都远远大于京津冀其他城市，其次是天津和石家庄，而承德、张家口则最小。如北京、天津和石家庄这些大城市或超大城市，由于工业化程度高，尤其是污染行业分布广泛，$PM_{2.5}$ 的实际浓度较高，同时这些大城市的人口也相对密集，污染暴露人群也更多，因此，对这些地区制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准能够带来的潜在的健康效应就更大。

从不同的的健康终端来看，各种情景下各城市可以避免的慢性死亡人数远远高于急性死亡的人数，急性支气管炎发病人数也高于慢性支气管炎发病人数，而门诊人数减少量也远远高于住院人数，但无论哪个健康终端单独来看，$PM_{2.5}$ 浓度控制所能够带来的潜在的健康效应都是非常可观的。从情景 1 到情景 5 随着 $PM_{2.5}$ 标准浓度设计越来越严格，所能够带来的各个健康终端的健康效应也越来越大，例如情景 1 京津冀区域可减少约 5 万例过早死亡、18 万例慢性支气管炎疾病患者、24 万急性支气管炎病例、2 万哮喘病例、29 万门诊人次和 1.5 万例住

院病例。假如在更严格的 $PM_{2.5}$ 标准浓度下，如最严格的情景 5 中可减少约 10 万例过早死亡、34 万例慢性支气管疾病、129 万急性支气管炎病例、10 万哮喘病例、168 万门诊人次和 8.5 万住院病例。显而易见，制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准，有效地控制和降低 $PM_{2.5}$ 浓度，将对京津冀人群健康带来极大的益处。

表 3-7 情景 1 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应（人）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	11087 (3019,17910)	663 (318,1019)	48248 (20527,65609)	83734 (34181,118390)	6720 (4756,8563)	103889 (51755,152426)	5275 (852,9465)
天津	5825 (1550,9612)	346 (166,532)	21752 (8691,31063)	35735 (14384,51040)	2823 (1993,3604)	43379 (21588,63709)	2207 (356,3973)
石家庄	6812 (1827,11155)	325 (155,501)	21951 (8972,30787)	31669 (12230,46757)	2387 (1675,3065)	36149 (17946,53219)	1847 (296,3356)
承德	—[a]	15 (7,23)	—[a]	1473 (577,2139)	113 (79,145)	1714 (852,2523)	88 (14,159)
张家口	—[a]	58 (28,89)	—[a]	4318 (1838,6036)	364 (261,460)	5803 (2907,8468)	292 (48,515)
秦皇岛	416 (108,702)	13 (6,20)	1601 (597,2422)	1426 (533,2164)	103 (72,134)	1549 (767,2284)	79 (13,145)
唐山	2550 (669,4265)	89 (43,138)	8313 (3190,12268)	8116 (3156,11895)	616 (433,791)	9352 (4644,13764)	478 (77,867)

廊坊	1465	53	5191	5609	409	6126	314
	(385,2444)	(25,82)	(2007,7611)	(2102,8488)	(286,527)	(3036,9034)	(50,574)
保定	4986	185	17246	18893	1403	21143	1082
	(1319,8269)	(88,285)	(6785,24937)	(7198,28227)	(983,1804)	(10489,31150)	(173,1971)
沧州	4510	131	13921	11888	902	13677	699
	(1204,7420)	(62,201)	(5610,19746)	(4618,17435)	(633,1157)	(6791,20131)	(112,1268)
衡水	2032	66	7985	7539	575	8742	446
	(541,3352)	(32,102)	(3194,11395)	(2942,11048)	(404,737)	(4343,12861)	(72,809)
邢台	3224	113	11052	11234	845	12789	654
	(853,5345)	(54,174)	(4352,15970)	(4330,16615)	(593,1085)	(6348,18830)	(105,1188)
邯郸	5825	226	20890	23554	1840	28159	1434
	(1568,9510)	(108,347)	(8614,29100)	(9388,33861)	(1297,2352)	(14004,41383)	(231,2589)
京津冀	48732	2283	178150	245188	19100	292471	14895
	(13043,79984)	(1092,3513)	(72539,250908)	(97477,354095)	(13465,24424)	(145470,429782)	(2399,26879)

[a] 由于承德市和张家口市的实际的 $PM_{2.5}$ 年均浓度值低于标准设计情景的年均浓度值，故基于年均浓度值评估的慢性健康效应不做计算。

表 3-8 情景 2 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应（人）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	13962 (3862,22233)	1193 (572,1833)	57996 (25723,76462)	149863 (61364,211723)	12072 (8548,15372)	186928 (93151,274182)	9487 (1533,17004)
天津	8483 (2294,13792)	716 (343,1101)	30162 (12593,41609)	74621 (29839,107417)	5852 (4129,7476)	89815 (44690,131931)	4571 (736,8236)
石家庄	9270 (2527,14959)	707 (338,1088)	28467 (12149,38620)	67238 (26365,98008)	5156 (3626,6607)	78493 (39002,115457)	4005 (643,7252)
承德	—[b]	47 (22,73)	—[b]	4970 (1880,7488)	366 (256,471)	5511 (2733,8121)	282 (45,515)
张家口	219 (56,371)	127 (61,195)	716 (262,1100)	10304 (4153,14936)	817 (579,1040)	12696 (6334,18604)	643 (104,1151)
秦皇岛	1164 (307,1936)	67 (32,104)	4260 (1663,6198)	7566 (2785,11642)	540 (377,698)	8050 (3986,11882)	413 (66,759)
唐山	4644 (1238,7650)	281 (134,434)	14392 (5780,20469)	26462 (10050,39715)	1958 (1371,2519)	29503 (14635,43468)	1510 (242,2751)
廊坊	2511	170	8461	17651	1297	19488	998

	(671,4127)	(81,262)	(3424,11963)	(6664,26553)	(907,1671)	(9662,28727)	(160,1822)
保定	7739	522	25473	53182	3958	59718	3055
	(2081,12646)	(249,805)	(10479,35549)	(20306,79322)	(2774,5090)	(29629,87968)	(489,5563)
沧州	6384	400	18769	37342	2778	41927	2145
	(1731,10350)	(191,617)	(7901,25730)	(14254,55756)	(1947,3573)	(20803,61760)	(343,3905)
衡水	2949	185	11036	21610	1619	24504	1252
	(798,4793)	(88,285)	(4612,15214)	(8301,32131)	(1136,2081)	(12164,36079)	(201,2277)
邢台	4984	328	16259	33099	2466	37238	1905
	(1340,8141)	(157,506)	(6694,22676)	(12652,49361)	(1729,3171)	(18478,54848)	(305,3467)
邯郸	7765	514	26551	54631	4207	64198	3273
	(2124,12495)	(246,792)	(11427,35792)	(21497,79673)	(2962,5387)	(31913,94391)	(526,5918)
京津冀	70074	5257	242542	558539	43086	658069	33539
	(19029,113493)	(2514,8095)	(102707,331382)	(220110,813725)	(30341,55156)	(327180,967418)	(5393,60620)

[b] 由于承德市实际的 $PM_{2.5}$ 年均浓度值低于标准设计情景的年均浓度值，故基于年均浓度值评估的慢性健康效应不做计算。

表 3-9 情景 3 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应（人）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	15809	1828	63722	220154	18308	286230	14484
	(4420,24939)	(877,2804)	(29032,82409)	(92740,303385)	(13015,23227)	(142862,419184)	(2349,25810)
天津	10191	1186	35101	118551	9595	148647	7543
	(2785,16409)	(568,1822)	(15078,47387)	(48761,166330)	(6796,12215)	(74076,218023)	(1219,13516)
石家庄	10849	1206	32294	109047	8692	133864	6806
	(2989,17341)	(577,1854)	(14171,42911)	(44259,154200)	(6142,11089)	(66641,196537)	(1098,12238)
承德	476	121	1795	12474	940	14227	727
	(124,805)	(58,187)	(668,2715)	(4815,18408)	(660,1207)	(7063,20946)	(117,1321)
张家口	1092	233	3454	18680	1497	23234	1178
	(285,1835)	(112,358)	(1305,5163)	(7605,26619)	(1060,1905)	(11587,34057)	(191,2108)
秦皇岛	1645	180	5821	19240	1432	21585	1105
	(439,2709)	(86,278)	(2342,8267)	(7349,28585)	(1003,1842)	(10707,31802)	(177,2012)
唐山	5989	638	17962	57797	4403	66886	3415
	(1614,9769)	(305,984)	(7428,24963)	(22534,84552)	(3094,5647)	(33222,98420)	(548,6192)
廊坊	3184	348	10382	34325	2630	40002	2042

	(860,5180)	(166,537)	(4325,14347)	(13454,49899)	(1849,3372)	(19872,58852)	(328,3699)
保定	9508	1028	30306	99529	7698	117440	5988
	(2584,15385)	(491,1582)	(12830,41364)	(39331,143825)	(5419,9856)	(58373,172689)	(963,10829)
沧州	7588	790	21617	70126	5421	82709	4217
	(2080,12184)	(378,1216)	(9360,29008)	(27701,101403)	(3817,6942)	(41110,121619)	(678,7627)
衡水	3538	370	12828	41388	3205	48945	2495
	(967,5696)	(177,570)	(5515,17307)	(16373,59832)	(2257,4103)	(24332,71959)	(401,4510)
邢台	6114	655	19318	63023	4870	74291	3788
	(1662,9891)	(313,1009)	(8185,26351)	(24885,91177)	(3428,6236)	(36926,109242)	(609,6851)
邯郸	9012	948	29875	97343	7696	118331	6019
	(2491,14364)	(454,1459)	(13218,39460)	(39215,138851)	(5435,9825)	(58895,173772)	(970,10834)
京津冀	84995	9531	284475	961677	76387	1176391	59807
	(23300,136507)	(4562,14660)	(123457,381652)	(389022,1367066)	(53975,97466)	(585666,1727102)	(9648,107547)

表 3-10 情景 4 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应（人）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	17602	2143	68898	250424	21306	335407	16937
	(4972,27512)	(1029,3285)	(32222,87497)	(107652,339183)	(15188,26957)	(167598,490652)	(2754,30054)
天津	11849	1419	39567	137468	11395	177782	9003
	(3272,18897)	(680,2178)	(17473,52331)	(57754,189339)	(8094,14465)	(88700,260457)	(1459,16061)
石家庄	12382	1454	35754	127051	10392	161286	8181
	(3447,19605)	(697,2233)	(16121,46583)	(52764,176145)	(7366,13217)	(80395,236499)	(1323,14640)
承德	1070	158	3892	15706	1215	18544	945
	(281,1788)	(76,244)	(1495,5738)	(6210,22673)	(856,1556)	(9217,27267)	(152,1710)
张家口	1940	285	5929	22288	1823	28453	1440
	(512,3227)	(137,438)	(2311,8639)	(9246,31182)	(1295,2316)	(14201,41673)	(234,2570)
秦皇岛	2112	236	7233	24268	1861	28288	1444
	(570,3443)	(113,364)	(2997,10037)	(9518,35203)	(1308,2385)	(14052,41620)	(232,2617)
唐山	7295	816	21190	71291	5578	85400	4350
	(1987,11784)	(390,1255)	(9018,28807)	(28467,102063)	(3933,7133)	(42472,125505)	(700,7850)
廊坊	3836	437	12119	41506	3271	50162	2554

	(1047,6182)	(209,672)	(5194,16387)	(16681,59016)	(2308,4180)	(24953,73700)	(411,4604)
保定	11225	1279	34674	119488	9495	146027	7428
	(3083,17990)	(612,1966)	(15098,46339)	(48373,169017)	(6706,12120)	(72677,214447)	(1197,13367)
沧州	8757	983	24191	84243	6692	102906	5234
	(2426,13928)	(471,1512)	(10767,31814)	(34091,119230)	(4726,8541)	(51216,151123)	(844,9420)
衡水	4110	462	14448	49905	3968	61049	3105
	(1136,6554)	(221,710)	(6386,19097)	(20209,70651)	(2803,5063)	(30387,89644)	(501,5586)
邢台	7212	818	22083	75909	6025	92641	4712
	(1982,11555)	(391,1258)	(9623,29495)	(30698,107509)	(4255,7691)	(46106,136052)	(760,8482)
邯郸	10223	1164	32881	115736	9373	145139	7367
	(2855,16141)	(558,1788)	(14944,42597)	(47636,161964)	(6638,11933)	(72321,212897)	(1191,13202)
京津冀	99613	11654	322859	1135283	92394	1433084	72700
	(27570,158606)	(5584,17903)	(143649,425361)	(469299,1583175)	(65476,117557)	(714295,2101536)	(11758,130163)

表 3-11 情景 5 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应（人）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	18479	2457	71296	277848	24226	384271	19360
	(5247,28751)	(1181,3761)	(33773,89759)	(122069,369613)	(17322,30562)	(192256,561441)	(3156,34196)
天津	12659	1651	41636	154607	13147	206732	10444
	(3515,20095)	(793,2531)	(18638,54528)	(66449,208896)	(9368,16640)	(103276,302487)	(1697,18544)
石家庄	13132	1700	37357	143362	12047	188533	9539
	(3675,20695)	(816,2609)	(17069,48215)	(60986,194800)	(8569,15273)	(94105,276082)	(1547,16985)
承德	1360	195	4864	18634	1484	22833	1161
	(359,2261)	(93,300)	(1898,7081)	(7558,26298)	(1048,1894)	(11365,33529)	(187,2089)
张家口	2354	337	7075	25556	2141	33638	1699
	(624,3898)	(162,517)	(2800,10184)	(10832,35061)	(1525,2713)	(16807,49217)	(276,3020)
秦皇岛	2341	292	7887	28822	2278	34948	1779
	(634,3797)	(140,449)	(3315,10824)	(11615,40828)	(1607,2910)	(17386,51344)	(287,3206)
唐山	7934	992	22685	83517	6723	103795	5273
	(2172,12754)	(475,1525)	(9791,30516)	(34202,116948)	(4756,8568)	(51692,152333)	(851,9468)
廊坊	4155	525	12924	48011	3895	60256	3060

	(1141,6664)	(252,807)	(5617,17294)	(19801,66766)	(2758,4960)	(30018,88406)	(494,5486)
保定	12064	1528	36699	137570	11246	174431	8849
	(3331,19243)	(732,2348)	(16200,48550)	(57115,190430)	(7970,14307)	(86935,255807)	(1431,15843)
沧州	9328	1176	25384	97033	7929	122974	6239
	(2598,14767)	(563,1806)	(11451,33060)	(40270,134384)	(5619,10087)	(61289,180346)	(1009,11170)
衡水	4390	553	15199	57621	4710	73076	3707
	(1219,6967)	(265,850)	(6809,19893)	(23918,79847)	(3338,5991)	(36424,107161)	(600,6635)
邢台	7749	979	23364	87584	7151	110874	5625
	(2140,12356)	(469,1504)	(10322,30892)	(36319,121391)	(5067,9098)	(55257,162606)	(910,10073)
邯郸	10815	1378	34274	132399	11006	171776	8698
	(3036,16996)	(661,2115)	(15784,43992)	(55777,181610)	(7819,13970)	(85705,251651)	(1410,15514)
京津冀	106760	13763	340644	1292564	107983	1688137	85433
	(29691,169244)	(6602,21122)	(153467,444788)	(546911,1766872)	(76766,136973)	(842515,2472410)	(13855,152229)

3.2.6.2 健康经济效益评估

从京津冀整体来看，在不同情景下，北京、天津和河北所能够实现的健康经济效益都是非常可观的（如表 3-12 和表 3-13 所示）。其中天津最小，但即便在 $PM_{2.5}$ 标准设计浓度最高（最宽松）的情景 1 中所实现的健康效益也可以达到 58-264 亿元（中值为 172 亿元）；而河北所能实现的健康效益最大，情景 1 中已经达到 215-980 亿元（中值为 639 亿元）。而 $PM_{2.5}$ 标准设计由宽松（情景 1）到严格（情景 5），京津冀所能实现的总的健康效益中值依次为 1259 亿元、1729 亿元、2041 亿元、2335 亿元、2477 亿元，分别占到京津冀区域总 GDP 的 3.41%-6.71%，河北省甚至在情景 5 中达到最高 12.07%，由此可见在京津冀区域制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准，对 $PM_{2.5}$ 浓度进行逐步有效的的控制和降低，能够带来相当可观的健康效益。

表 3-12 冀区域不同情景下的健康效益（亿元，2009 年价）

省市	情景 1	情景 2	情景 3	情景 4	情景 5
北京	447 (161, 656)	549 (204, 789)	612 (231, 869)	671 (258, 940)	699 (271, 974)
天津	172 (58, 264)	245 (85, 366)	290 (103, 427)	331 (120, 482)	351 (128, 508)
河北	639 (215, 980)	935 (323, 1405)	1140 (399, 1692)	1333 (475, 1956)	1426 (512, 2080)
京津冀	1259 (435, 1900)	1729 (612, 2560)	2041 (734, 2988)	2335 (852, 3379)	2477 (911, 3563)

表 3-13 津冀区域不同情景下的健康效益占 GDP 比重（%）

省市	情景 1	情景 2	情景 3	情景 4	情景 5
北京	3.68 (1.33, 5.4)	4.52 (1.68, 6.49)	5.04 (1.9, 7.15)	5.52 (2.12, 7.74)	5.75 (2.23, 8.02)
天津	2.29 (0.78, 3.51)	3.25 (1.13, 4.87)	3.85 (1.37, 5.68)	4.41 (1.59, 6.41)	4.67 (1.7, 6.76)
河北	3.71 (1.25, 5.69)	5.43 (1.87, 8.15)	6.61 (2.32, 9.82)	7.74 (2.75, 11.35)	8.27 (2.97, 12.07)
京津冀	3.41 (1.18, 5.15)	4.68 (1.66, 6.94)	5.53 (1.99, 8.09)	6.33 (2.31, 9.15)	6.71 (2.47, 9.65)

不同情景下，京津冀区域制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准所能实现的各城市潜在的健康经济效益如表 3-14 到表 3-18 所示。可以看出，从各城市各健康终端的比较来看，北京所能够实现的健康经济效益是最大的，且远远大于其他城市；天津与石家庄次之；而承德和张家口为最小。这与健康效应的估算结果具有较好的

一致性，在很大程度上也是因为经济效益是基于健康效应结合各个城市的经济发展水平和医疗物价水平等数据而进行估算的。北京在不同情景下所实现的经济效益甚至与河北整个省所实现的经济效益相当，在过早死亡和慢性支气管炎减少带来的经济效益上北京略低于河北省，但其他健康终端则北京略高于河北省。

从不同的健康终端比较而言，各城市在不同情景下所实现的健康经济效益主要为避免过早死亡和减少慢性支气管炎疾病所带来的效益，两者占了总效益的90%以上，而其他健康终端中，减少急性支气管炎所带来的经济效益相对较大，而尽管减少的住院人数比门诊人数少得多，但其经济效益却比门诊高得多。

表 3-14 情景 1 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益（百万元，2009 年价）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	18626 (5071,30089)	1114 (533,1711)	25938 (11035,35271)	209.3 (85.5,296)	12.4 (8.8,15.8)	53.5 (26.7,78.5)	89.5 (14.5,160.5)
天津	7833 (2084,12925)	465 (223,715)	9360 (3740,13367)	71.5 (28.8,102.1)	4.2 (2.9,5.3)	16.8 (8.4,24.7)	27.1 (4.4,48.8)
石家庄	7108 (1907,11640)	339 (162,523)	7330 (2996,10280)	49.2 (19,72.6)	2.7 (1.9,3.5)	9.6 (4.8,14.1)	11 (1.8,20)
承德	—[c]	12 (6,19)	—[c]	1.8 (0.7,2.7)	0.1 (0.1,0.1)	0.4 (0.2,0.5)	0.4 (0.1,0.8)
张家口	—[c]	49 (23,74)	—[c]	5.3 (2.3,7.5)	0.3 (0.2,0.4)	1 (0.5,1.5)	1.1 (0.2,1.9)
秦皇岛	405 (105,684)	13 (6,19)	499 (186,755)	2.1 (0.8,3.1)	0.1 (0.1,0.1)	0.4 (0.2,0.5)	0.4 (0.1,0.6)
唐山	2893 (759,4838)	101 (48,156)	3018 (1158,4453)	13.7 (5.3,20.1)	0.8 (0.5,1)	2.8 (1.4,4.2)	2.9 (0.5,5.2)

廊坊	1634	59	1853	9.3	0.5	1.2	1.3
	(430,2726)	(28,92)	(716,2717)	(3.5,14.1)	(0.3,0.6)	(0.6,1.8)	(0.2,2.4)
保定	4246	157	4700	23.9	1.3	4.8	5
	(1123,7043)	(75,243)	(1849,6796)	(9.1,35.8)	(0.9,1.7)	(2.4,7.1)	(0.8,9.1)
沧州	4114	119	4064	16.1	0.9	3.8	3.9
	(1098,6769)	(57,183)	(1638,5764)	(6.3,23.7)	(0.6,1.2)	(1.9,5.6)	(0.6,7.2)
衡水	1678	55	2110	9.3	0.5	1.5	1.7r0.3,3.1)
	(447,2768)	(26,84)	(844,3011)	(3.6,13.6)	(0.4,0.7)	(0.8,2.3)	
邢台	2705	95	2968	14	0.8	1.9	1.9
	(716,4485)	(45,146)	(1169,4288)	(5.4,20.7)	(0.5,1)	(0.9,2.7)	(0.3,3.4)
邯郸	5841	226	6704	35.2	2	4.2	3.8
	(1572,9537)	(108,348)	(2764,9338)	(14,50.5)	(1.4,2.6)	(2.1,6.2)	(0.6,6.8)
河北省	30624	1225	33245	180	10.1	31.6	33.3
	(8156,50489)	(586,1888)	(13320,47402)	(70,264.3)	(7.1,12.9)	(15.7,46.5)	(5.3,60.4)
京津冀	57083	2804	68543	460.8	26.6	101.9	149.9
	(15312,93503)	(1342,4314)	(28095,96040)	(184.2,662.5)	(18.8,34)	(50.7,149.7)	(24.2,269.7)

[c] 由于承德市和张家口市的实际的 $PM_{2.5}$ 年均浓度值低于标准设计情景的年均浓度值，故基于年均浓度值评估的慢性健康效益不做计算。

表 3-15 情景 2 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益（百万元，2009 年价）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	23456	2004	31179	374.7	22.2	96.3	160.9
	(6489,37352)	(960,3079)	(13829,41106)	(153.4,529.3)	(15.7,28.3)	(48,141.2)	(26,288.4)
天津	11408	963	12979	149.3	8.6	34.9	56.1
	(3084,18547)	(461,1481)	(5419,17905)	(59.7,215)	(6.1,11)	(17.3,51.2)	(9,101.1)
石家庄	9673	737	9505	104.4	5.9	20.8	23.8
	(2637,15609)	(352,1135)	(4056,12895)	(40.9,152.2)	(4.1,7.6)	(10.3,30.6)	(3.8,43.1)
承德	—[d]	39	—[d]	6.2	0.3	1.2	1.4
		(19,61)		(2.3,9.3)	(0.2,0.4)	(0.6,1.7)	(0.2,2.5)
张家口	182	106	191	12.8	0.7	2.2	2.4
	(47,309)	(51,163)	(70,293)	(5.1,18.5)	(0.5,0.9)	(1.1,3.3)	(0.4,4.2)
秦皇岛	1134	65	1327	11	0.6	1.8	1.8
	(299,1886)	(31,101)	(518,1931)	(4,16.9)	(0.4,0.7)	(0.9,2.7)	(0.3,3.3)
唐山	5268	319	5224	44.7	2.4	8.9	9
	(1404,8678)	(152,492)	(2098,7430)	(17,67)	(1.7,3.1)	(4.4,13.1)	(1.4,16.5)
廊坊	2801	189	3020	29.3	1.6	3.8	4.2

	(749,4603)	(90,292)	(1222,4270)	(11.1,44.1)	(1.1,2)	(1.9,5.6)	(0.7,7.7)
保定	6591	445	6942	67.4	3.7	13.6	14.1
	(1772,10770)	(212,686)	(2856,9689)	(25.7,100.5)	(2.6,4.7)	(6.8,20.1)	(2.3,25.8)
沧州	5824	365	5479	50.7	2.8	11.6	12.1
	(1579,9442)	(174,563)	(2307,7511)	(19.4,75.7)	(1.9,3.6)	(5.8,17.1)	(1.9,22.1)
衡水	2435	153	2916	26.6	1.5	4.3	4.8
	(659,3958)	(73,236)	(1219,4020)	(10.2,39.5)	(1,1.9)	(2.1,6.4)	(0.8,8.7)
邢台	4182	275	4366	41.3	2.3	5.4	5.4
	(1125,6832)	(132,425)	(1797,6089)	(15.8,61.6)	(1.6,2.9)	(2.7,8)	(0.9,9.9)
邯郸	7788	516	8521	81.5	4.6	9.6	8.6
	(2130,12531)	(247,794)	(3667,11486)	(32.1,118.9)	(3.3,5.9)	(4.8,14.1)	(1.4,15.5)
河北省	45877	3210	47492	475.8	26.4	83.4	87.7
	(12401,74618)	(1533,4947)	(19810,65615)	(183.6,704.2)	(18.5,33.9)	(41.4,122.7)	(14.1,159.3)
京津冀	80741	6177	91650	999.8	57.2	214.5	304.7
	(21974,130517)	(2954,9507)	(39058,124626)	(396.8,1448.5)	(40.3,73.2)	(106.7,315.1)	(49.1,548.8)

[d] 由于承德市和张家口市的实际的 $PM_{2.5}$ 年均浓度值低于标准设计情景的年均浓度值，故基于年均浓度值评估的慢性健康效益不做计算。

表 3-16 情景 3 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益（百万元，2009 年价）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	26559	3071	34257	550.4	33.7	147.4	245.6
	(7425,41898)	(1473,4711)	(15608,44303)	(231.9,758.5)	(24,42.7)	(73.6,215.9)	(39.8,437.7)
天津	13704	1595	15105	237.2	14.1	57.7	92.6
	(3745,22066)	(764,2450)	(6488,20391)	(97.6,332.8)	(10,18)	(28.7,84.6)	(15,165.9)
石家庄	11320	1258	10783	169.3	9.9	35.5	40.5
	(3119,18094)	(602,1935)	(4732,14328)	(68.7,239.4)	(7,12.7)	(17.7,52.1)	(6.5,72.8)
承德	398	101	479	15.5	0.9	3.1	3.5
	(103,671)	(48,156)	(178,725)	(6,22.9)	(0.6,1.1)	(1.5,4.5)	(0.6,6.3)
张家口	909	194	920	23.1	1.4	4.1	4.3
	(237,1528)	(93,298)	(348,1375)	(9.4,33)	(1,1.7)	(2,5.9)	(0.7,7.8)
秦皇岛	1602	175	1814	27.9	1.5	4.9	4.9
	(427,2638)	(84,270)	(730,2576)	(10.6,41.4)	(1.1,2)	(2.4,7.3)	(0.8,8.9)
唐山	6794	724	6520	97.6	5.5	20.2	20.5
	(1830,11081)	(346,1116)	(2696,9061)	(38,142.7)	(3.8,7)	(10,29.7)	(3.3,37.1)
廊坊	3551	389	3706	57	3.2	7.8	8.7

	(959,5778)	(186,598)	(1544,5121)	(22.3,82.8)	(2.3,4.1)	(3.9,11.5)	(1.4,15.7)
保定	8097	875	8259	126.1	7.2	26.8	27.7
	(2201,13103)	(418,1348)	(3497,11273)	(49.8,182.3)	(5.1,9.2)	(13.3,39.5)	(4.5,50.2)
沧州	6922	720	6310	95.2	5.4	22.9	23.8
	(1897,11115)	(344,1109)	(2732,8468)	(37.6,137.7)	(3.8,6.9)	(11.4,33.7)	(3.8,43.1)
衡水	2922	306	3390	50.9	2.9	8.6	9.5
	(799,4703)	(146,471)	(1457,4573)	(20.1,73.5)	(2,3.7)	(4.3,12.7)	(1.5,17.2)
邢台	5131	550	5187	78.7	4.5	10.8	10.8
	(1395,8300)	(263,847)	(2198,7076)	(31.1,113.9)	(3.2,5.7)	(5.4,15.9)	(1.7,19.6)
邯郸	9038	951	9587	145.3	8.5	17.6	15.8
	(2498,14405)	(455,1463)	(4242,12663)	(58.5,207.2)	(6,10.8)	(8.8,25.9)	(2.5,28.4)
河北省	56684	6244	56956	886.6	50.8	162.4	170
	(15466,91416)	(2986,9610)	(24354,77240)	(352.3,1276.8)	(35.8,65)	(80.8,238.8)	(27.4,307)
京津冀	96947	10910	106317	1674.2	98.6	367.5	508.2
	(26635,155380)	(5223,16771)	(46450,141934)	(681.8,2368.1)	(69.8,125.7)	(183.1,539.3)	(82.2,910.6)

表 3-17 情景 4 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益（百万元，2009 年价）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	29572	3600	37039	626.1	39.2	172.8	287.2
	(8354,46221)	(1729,5518)	(17322,47039)	(269.1,848)	(28,49.6)	(86.3,252.7)	(46.7,509.7)
天津	15933	1908	17026	275.1	16.8	69	110.5
	(4400,25411)	(915,2928)	(7519,22519)	(115.6,378.9)	(11.9,21.3)	(34.4,101.1)	(17.9,197.1)
石家庄	12920	1517	11938	197.3	11.9	42.8	48.6
	(3597,20456)	(727,2330)	(5383,15554)	(81.9,273.5)	(8.4,15.1)	(21.3,62.7)	(7.9,87.1)
承德	893	132	1039	19.5	1.1	4	4.5
	(234,1492)	(63,204)	(399,1532)	(7.7,28.2)	(0.8,1.4)	(2,5.9)	(0.7,8.2)
张家口	1614	237	1579	27.6	1.7	5	5.3
	(426,2686)	(114,364)	(615,2301)	(11.5,38.6)	(1.2,2.1)	(2.5,7.3)	(0.9,9.5)
秦皇岛	2057	230	2254	35.2	2	6.5	6.4
	(555,3353)	(110,354)	(934,3128)	(13.8,51)	(1.4,2.5)	(3.2,9.5)	(1,11.6)
唐山	8275	925	7691	120.3	6.9	25.8	26.1
	(2253,13367)	(443,1424)	(3273,10456)	(48.1,172.3)	(4.9,8.9)	(12.8,37.9)	(4.2,47)
廊坊	4279	487	4326	68.9	4	9.8	10.9

	(1168,6895)	(233,750)	(1854,5849)	(27.7,98)	(2.8,5.1)	(4.9,14.4)	(1.7,19.6)
保定	9560	1089	9450	151.4	8.9	33.4	34.4
	(2626,15321)	(521,1675)	(4115,12629)	(61.3,214.2)	(6.3,11.3)	(16.6,49)	(5.5,61.9)
沧州	7988	897	7062	114.4	6.7	28.5	29.6
	(2213,12706)	(429,1379)	(3143,9287)	(46.3,161.9)	(4.7,8.5)	(14.2,41.9)	(4.8,53.2)
衡水	3394	382	3818	61.3	3.6	10.8	11.8
	(938,5412)	(183,587)	(1687,5046)	(24.8,86.8)	(2.5,4.6)	(5.4,15.8)	(1.9,21.3)
邢台	6052	686	5930	94.8	5.5	13.5	13.5
	(1663,9696)	(328,1055)	(2584,7920)	(38.3,134.2)	(3.9,7.1)	(6.7,19.8)	(2.2,24.2)
邯郸	10252	1167	10552	172.7	10.3	21.6	19.3
	(2863,16187)	(559,1793)	(4796,13670)	(71.1,241.7)	(7.3,13.1)	(10.8,31.7)	(3.1,34.6)
河北省	67284	7750	65639	1063.4	62.5	201.6	210.4
	(18536,107571)	(3710,11915)	(28784,87373)	(432.5,1500.4)	(44.2,79.8)	(100.4,295.9)	(33.9,378.2)
京津冀	112789	13259	119704	1964.6	118.5	443.3	608.1
	(31290,179204)	(6354,20361)	(53625,156930)	(817.2,2727.3)	(84.1,150.7)	(221.1,649.7)	(98.6,1085)

表 3-18 情景 5 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益（百万元，2009 年价）

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	31045	4127	38329	694.6	44.6	197.9	328.3
	(8816,48302)	(1984,6319)	(18156,48254)	(305.2,924.1)	(31.9,56.2)	(99,289.2)	(53.5,579.9)
天津	17023	2220	17917	309.4	19.4	80.2	128.2
	(4726,27022)	(1066,3403)	(8020,23464)	(133,418)	(13.8,24.5)	(40.1,117.4)	(20.8,227.6)
石家庄	13702	1774	12474	222.6	13.8	50	56.7
	(3835,21594)	(851,2722)	(5699,16099)	(94.7,302.5)	(9.8,17.5)	(25,73.2)	(9.2,101)
承德	1135	163	1299	23.1	1.4	4.9	5.6
	(299,1887)	(78,250)	(507,1891)	(9.4,32.7)	(1,1.7)	(2.4,7.2)	(0.9,10)
张家口	1959	281	1884	31.7	2	5.9	6.3
	(520,3244)	(135,431)	(746,2712)	(13.4,43.4)	(1.4,2.5)	(2.9,8.6)	(1,11.1)
秦皇岛	2279	284	2458	41.8	2.4	8	7.9
	(618,3698)	(136,437)	(1033,3373)	(16.8,59.2)	(1.7,3.1)	(4,11.7)	(1.3,14.2)
唐山	8999	1125	8234	141	8.4	31.3	31.6
	(2464,14467)	(539,1729)	(3554,11077)	(57.7,197.4)	(5.9,10.6)	(15.6,46)	(5.1,56.7)
廊坊	4635	586	4613	79.7	4.8	11.8	13

	(1272,7433)	(281,900)	(2005,6173)	(32.9,110.8)	(3.4,6.1)	(5.9,17.3)	(2.1,23.3)
保定	10275	1302	10002	174.4	10.5	39.9	41
	(2837,16389)	(624,1999)	(4415,13232)	(72.4,241.4)	(7.4,13.3)	(19.9,58.5)	(6.6,73.4)
沧州	8510	1072	7410	131.7	7.9	34.1	35.3
	(2370,13471)	(514,1647)	(3343,9651)	(54.7,182.4)	(5.6,10.1)	(17,50)	(5.7,63.1)
衡水	3625	457	4016	70.8	4.3	12.9	14.1
	(1007,5753)	(219,702)	(1799,5256)	(29.4,98.1)	(3,5.4)	(6.4,18.9)	(2.3,25.3)
邢台	6502	822	6274	109.4	6.6	16.2	16.1
	(1796,10369)	(394,1262)	(2772,8295)	(45.4,151.6)	(4.7,8.4)	(8.1,23.7)	(2.6,28.8)
邯郸	10846	1382	10999	197.6	12.1	25.6	22.8
	(3045,17044)	(663,2121)	(5065,14118)	(83.2,271)	(8.6,15.3)	(12.8,37.5)	(3.7,40.7)
河北省	72468	9248	69662	1223.7	74	240.5	250.3
	(20062,115349)	(4432,14202)	(30938,91877)	(510,1690.5)	(52.5,94)	(119.9,352.6)	(40.5,447.6)
京津冀	120537	15596	125908	2227.7	137.9	518.6	706.8
	(33604,190672)	(7482,23924)	(57115,163595)	(948.1,3032.6)	(98.1,174.8)	(259,759.2)	(114.9,1255.2)

3.2.7 健康效益评估小结

本研究评估了制定和实施中国 $PM_{2.5}$ 空气质量标准，降低 $PM_{2.5}$ 浓度所能实现的潜在健康效应及其经济效益。筛选和利用剂量-反应关系式，选择 2009 年为分析基准年，本研究设计了 5 个不同情景的 $PM_{2.5}$ 标准浓度（从情景 1 到情景 5 标准浓度逐渐减小，即标准设计依次严格），利用京津冀区域各城市空气污染指数（API）反演推算实际的 $PM_{2.5}$ 浓度值，结合京津冀各城市的暴露人口、健康基础情况等估算了京津冀区域 $PM_{2.5}$ 浓度控制到实现相应的标准设计情景所带来的健康效应；并在此基础上，结合京津冀区域的经济发展水平和医疗物价水平等，将这些健康效应货币化，得到不同情景下所能实现的健康经济效益。据估算，京津冀所能实现的总的健康效益中值依次为 1259 亿元、1729 亿元、2041 亿元、2335 亿元、2477 亿元，分别占到京津冀区域总 GDP 的 3.41%-6.71%，由此可见，在京津冀区域制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准，对 $PM_{2.5}$ 浓度进行逐步有效的的控制和降低，能够带来相当可观的健康效益。

尽管在评估过程中的各个步骤具有一定的不确定性，但是从较为保守的估计结果来看，京津冀区域制定实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准所能够带来的健康效益是非常可观的，对 $PM_{2.5}$ 进行更有效和更严格的控制具有非常重要的经济效益和福利改善。

3.3 能见度效益评估

3.3.1 总体评估思路

评估制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准所带来的能见度改善的经济效益，总的研究思路主要分为两个步骤，一是从 $PM_{2.5}$ 浓度与能见度之间的关系定量估算实现标准带来的能见度改善水平，二是将能见度的改善带来的对交通、景观和舒适度等的影响进行货币化估算，进而估算京津冀区域能见度改善所带来的经济效益。总体评估思路如图 3-3 所示。下文将从能见度的度量及其价值评估方法入手，并在分析京津冀区域能见度概况的基础上，按照以上两个步骤，评估京津冀区域制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准所带来的能见度改善以及经济效益。

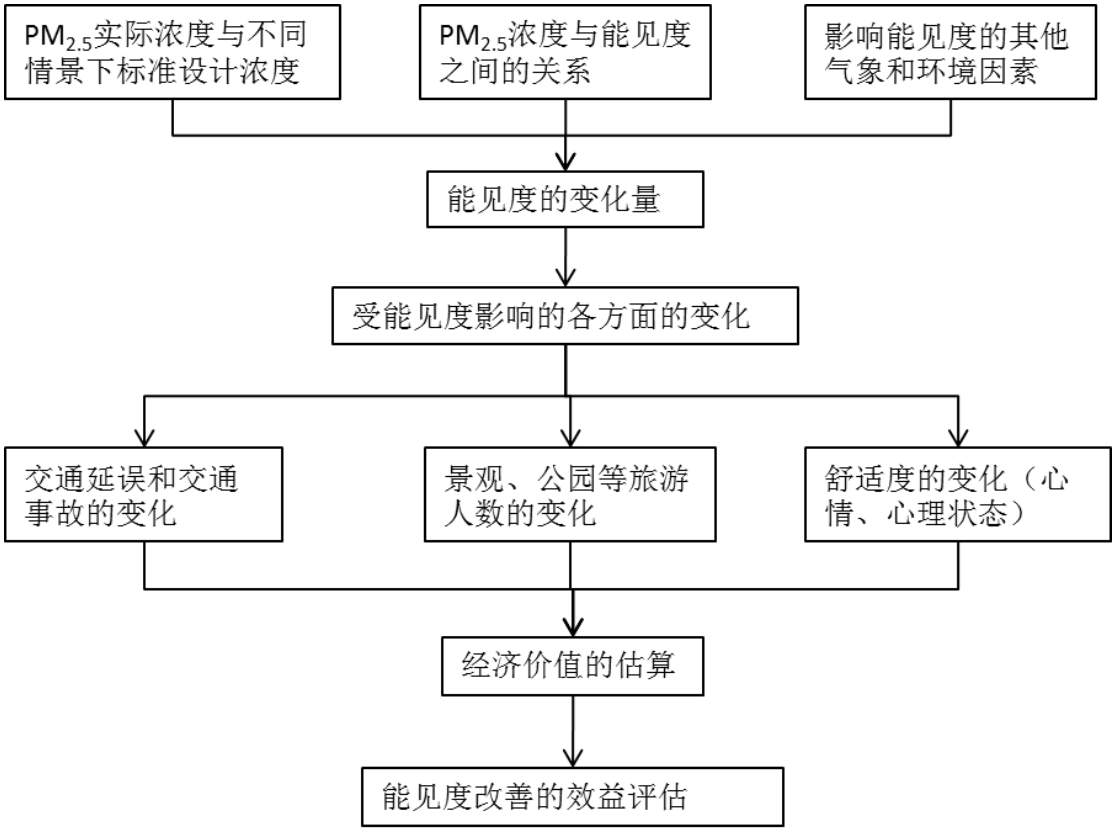

图 3-3 能见度改善的效益评估思路图

3.3.2 能见度及其损害的度量和价值评估方法

3.3.2.1 定义和表征方法

根据不同的目的和需要，能见度（Visibility）的定义有所差异，其中一个简单而容易让公众接受的定义为：一个观察者能够看到一个黑色物体的最大水平距离，即专业术语所谓的视觉范围（Malm，1999）。

能见度是首先为了气象目的而定义的通过人工观测者定量估计的量，以这种方式进行的观测现正广泛被采用。然而，能见度的估计受许多主观的和物理的因素的影响；基本的气象量即大气透明度，可以客观地测量，并用气象光学视程（MOR）表示。气象光学视程（Meteorological Optical Range）是指由白炽灯发出的色温为2700K的平行光束的光通量在大气中削弱至初始值的5%所通过的路径长度。该光通量采用国际照明委员会（ICI）的光度测量发光度函数来确定。

气象能见度通常分为白天气象能见度（Meteorological visibility by day）和夜间气象能见度（Meteorological visibility at night）两类。白天气象能见度定义为：相对于雾、天空等散射光背景下观测时，一个安置在地面附近的适当尺度的黑色目标物能被看到和辨认出的最大距离。必须强调的是，采用的标准是辨认出目标

物，而并非仅看到目标物却不能辨认出它是什么。而夜间气象能见度定义为：（a）假想总体照明增加到正常白天的水平，适当尺度的黑色目标物能被看到和辨认出的最大距离；或（b）中等强度的发光体能被看到和识别的最大距离。

气象能见度或气象光学视程 MOR 用 m 或 km 表示，测量范围随应用范围而变化。对天气尺度要求，MOR 的尺度从小于 100m 到大于 70km，而在其他应用时测量范围可有相当的限制。对民用航空来说，上限为 10km。当应用于描述着陆和起飞条件的能见度较小情况下的跑道视程的测量时，这个范围还要进一步缩小。跑道视程仅要求在 500m 和 1500m 之间。对于其他应用，诸如陆路或海上交通，按照测量的要求和位置有着不同的限度。

气象学采用的能见度测量应不受极端气象条件的影响，但必须与能见度的直觉概念和普通目标物在正常情况下能看到的距离直接相关。MOR 业已确定能满足这些要求，且昼夜均便于用仪器测量，与能见度的其他测量具有完全明确的关系。MOR 已由 World Meteorological Organization（WMO）正式确定为普通的和航空用的能见度的测量。它也由国际电子技术委员会（IEC）确认可应用于大气光学和可见的信号。

本研究中评估的能见度损害的减少主要是基于气象能见度的定义，用于评估由于制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准后，实现达标后的 $PM_{2.5}$ 浓度的下降所带来的能见度的改善，以及由此带来的效益。

3.3.2.2 损害机理和度量方法

传播辐射决定了对能见度的损害，而光的散射是其中最主要的过程。虽然气体污染物如 NO_2 也会对能见度有一定的损害，但由颗粒物尤其是 $PM_{2.5}$ 引起的散射才是能见度损害的决定因素。而且，与可见光谱相同的粒径的颗粒物对光的散射是最有效的（Malm，1999），如图 3-4 所示。

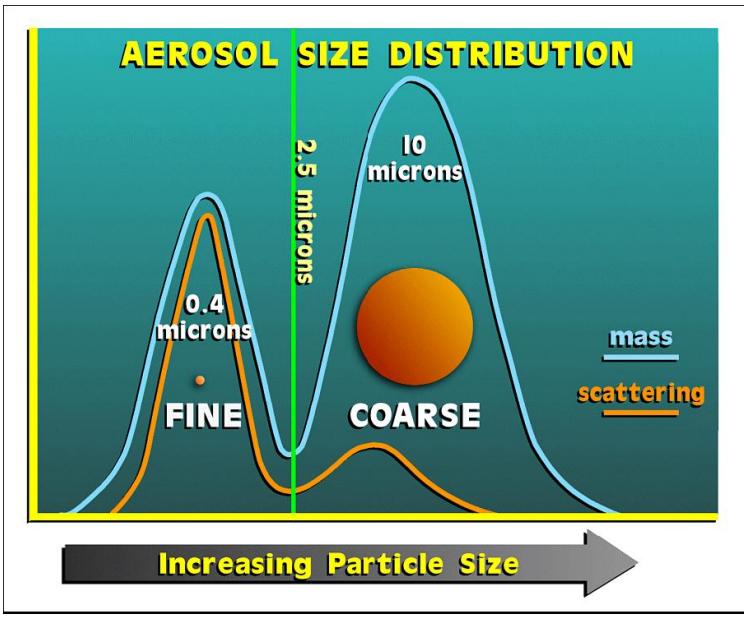

图 3-4 颗粒物粒径与光的散射（Malm，1999）

其中，光散射效果最好的细颗粒物包括：硫酸盐、硝酸盐、有机物和土壤细粒子。而元素碳由于是黑色的，它是主要通过有效吸收光而削减能见度的细颗粒物，如图 3-5 所示。

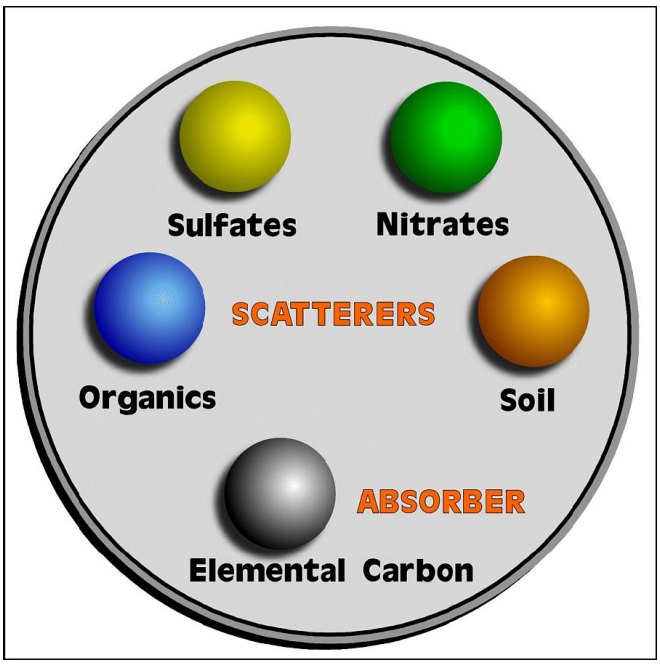

图 3-5 不同成分的粒子对光的吸收和散射作用（Malm，1999）

能见度损害的度量有三种标度，它们之间的关系见图 3-6：

(1) 标准视程：用 mile 或 km 表示，值越高意味着能见度越好；

(2) 消光量：符号为 F（或 ϕ），单位为 lm（流明），值越大表明能见度越低；消光系数（Extinction coefficient）（符号：σ）是色温为 2700K 的

白炽光源发出的平行光束经过大气中单位距离的路径损失的那部分光通量，该系数是对由于吸收和散射造成的光衰减的测量。

(3) Deciview：是对能见度感知变化的线性刻度（类似声压级单位分贝 decibel），消光量每增加 10%，Deciview 指数增加一个单位，值越高表示能见度越差。

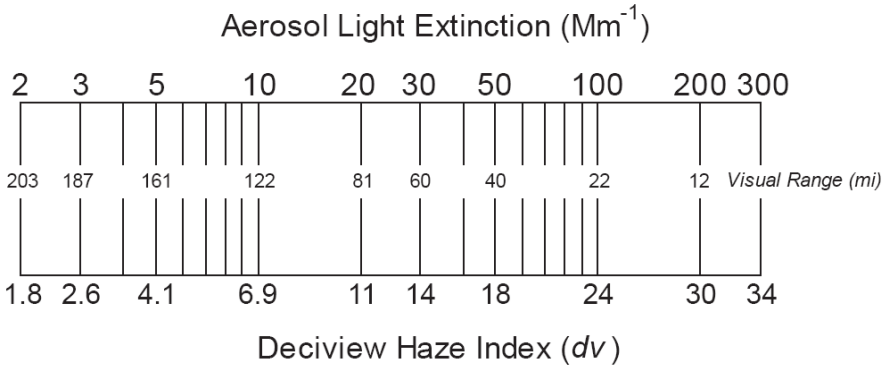

图 3-6 标准视程、消光量和 Deciview 之间的对应关系

3.3.2.3 能见度价值评估研究进展概述

对能见度损害进行经济评估或对能见度改善的价值进行经济分析的研究主要集中于北美，而又以美国为多，其他国家的研究则相对较少，国内相关的研究更是缺乏。下面将国际上主要的相关研究及其进展进行简要的综述。

美国在过去 20 多年以来所进行的研究是目前对能见度经济分析和评估最主要的基础，包括研究思路、研究方法和数据来源等多个方面。USEPA 早在 70 年代末就提出了灰霾问题，并开始关注于能见度的研究。而随着能见度相关法规的制定和颁布，USEPA 开展了关于能见度价值的各种经济分析，并作为对政府政策和法规的影响评估和成本效益分析的重要组成部分。美国对能见度的关注较早，源于美国各大公园旅游景点的能见度损害对美国旅游产业的收入造成了显著的影响。从国家公园服务部门（NPS）多年来对众多旅游者调查发现，能见度的降低大大损害了人们对景观的享受，甚至影响了人们到公园旅游观光的决策。于是美国 EPA 开展了一系列对能见度这一资源的经济价值评估的研究，美国清洁大气法（US Clear Air Act）要求美国 EPA 制定国家空气质量标准（National Ambient Air Quality Standards）和区域灰霾（Regional Haze）法规，以保护人们的健康和福利。表 3-19 从美国能见度法规制定和修改的回顾中，简要描述了美国能见度相关研究的历史进程。

表 3-19 美国 EPA 对能见度的研究历程

年份	内容
1977 年	修改大气法首次在国家法规中提出能见度损害
1980 年	USEPA 第一次提出最初的相对宽泛的能见度法规
1990 年	作为 CAA 进一步修改的部分，USEPA 被要求引入区域灰霾具体规则并进行能见度研究，最初是保护国家公园和荒野地区（wilderness areas——Class I areas）
1993 年	McClelland et al.提交了研究报告，被后来的大量的 visibility valutation 研究引用
1999 年	USEPA 制定了 RH Regulation Final Rule，并要求各州建立目标提高国家公园和 wilderness 地区的能见度，发展提高能见度的长期对策。这也成为 CAA 的成本效益评估（1997；1999b）的一部分。CAA1970-1990 成本效益分析中，用到了 McClelland et al.1993 年 CVM 研究，计算每提高 1 单位 deci view 户均 WTP 为$14（8-21）；CAA1990-2010 研究中，将能见度的价值按居住能见度和娱乐能见度价值分开计算，能见度模型系数采用 Chestnut and Dennis（1997）推导出来到结果，该结果同样依赖于 McClelland et al.1991 和 Chestnut and Rowe（1990）未发表的研究。根据地区不同，户均每年 WTP 为$40-137 不等。
1999 年	USEPA 考虑了两种排放情景和四个改善目标，利用常数替代弹性效用方程（CES）对 WTP 进行估算，采用了 McClelland et al.1993 年 CVM 研究，但因为其不确定性，只作为总收益的高值估计。
2003 年	USEPA 评估了由于 CAA 带来的 SO2 和 NO2 排放减少从而提高能见度水平所带来的效益。考虑了居住地和娱乐能见度、也考虑了使用和非使用价值。EPA 认为，Chestnut and Rowe（1990）在提供相关研究数据进行娱乐能见度的研究依然是可靠的，但 McClelland et al.1993 关于居住地能见度的研究则不那么可靠，从而在该分析中并未采用。分析利用 Chestnut and Rowe（1990）的研究结果，采用 benefits transfer 的方法来推算 CSA 影响的人群，考虑到收入增加 1%，相关能见度的 WTP 增加 0.9%，计算出来的结果是 CSA 所带来的到 2020 年所选择的国家公园和野外地区能见度的提高总价值为$30 亿，该结果为计算居住区和东北部其他公园和野外区域的能见度效益提供了重要参考和借鉴。

加拿大利用 AQVM（Environment Canada 和 Health Canada’s Air Quality Valuation Model）模型对空气污染控制的效益进行评估，而包含环境因素分析的 AQVM 运用拉格朗日的价值评估方程（与 USEPA 相似）评估加拿大的能见度的价值。尽管加拿大的数据能够支持这种分析，但是仍然存在着较大的局限性。在 2000 年以前，所有加拿大的空气污染分析中关于能见度的分析都是基于美国的研究和调查数据，而加拿大本国并没有建立一个低能见度的经济影响的评测机制。尽管加拿大的能见度损害已经成为一个问题，但由于组织全国层面的能见度经济

分析无疑是一个耗时耗资的工作，目前加拿大仅开展了区域性的能见度研究，国家规模的研究数据却依然从美国的研究中得到，并没有开展独立研究。Haider 等人在对能见度的区域研究中（Haider et al，2002），运用条件选择（Contingent Choice）分析来估计提高能见度的经济价值，它克服了 CV 方法的两大难点，一是区分了价值评估中能见度价值和健康价值，二是单独测量了能见度水平，而 WTP 仅仅衡量了能见度的改变。研究结果表明，能见度视程距离提高 5%和 20%，户均每年福利分别提高$22.38 和$36.99。但该研究结果是否可以用于全国层面仍尚待进一步的研究。

而在美国和加拿大进行能见度研究和价值评估的同时，欧洲却并没有开展同类的研究，主要是因为能见度在欧洲地区尚未成为严重的问题。而 2005 年前期，欧洲的清洁空气项目（CAFE—Clean Air for Europe）曾被寄予厚望，希望能够提供一些关于能见度提高的经济效益的信息，而实际上排放量减少的主要的经济效益却是来自于健康状况的改善（过早死和发病率的降低）。由于欧洲缺乏对能见度的关注，在成本效益分析中就难以量化能见度的变化，而且，如果要求必须进行量化，那么就只能利用美国的数据进行转换，这就会产生极大的不确定性。

除了 Glover and Jessop（1999）对 1997 年在印度尼西亚的森林大火的经济损失研究中提到了相关的能见度损失外，亚洲至今尚未有对能见度损害进行经济评估的较详细的研究。能见度损害在大多数亚洲国家中并没有作为空气质量差且导致不利的健康损害的指标而受到重视。虽然一些强烈依赖于与风景旅游业的国家（如尼泊尔和泰国等）认识到能见度差的潜在经济损失，但是损害评估和规制分析却难以开展。

虽然中国开展了大量的研究，对包括空气质量在内的环境恶化的损害进行了经济影响评估，但是极少有对能见度损害进行经济评估。这些经济分析的研究由于优质数据的不足和缺乏研究经费等原因而存在诸多问题（世界银行，2001）。

国内外对能见度损害的经济评估相对较少，除美国以外，很少有国家对能见度的经济价值进行较深入的评估和分析，这可能主要存在以下几个潜在的原因：

1. 在许多国家，能见度并未被人们感知到，或者能见度问题并没有成为一个严重的问题。这既可能是空气污染程度较低，也可能是由于当地环境

的自然属性原因（如气候条件多雾等原因被人们认为是能见度低的主要因素。）

2. 目前能见度的分析研究中存在许多不确定性因素，包括现有分析方法和认知的不确定性、缺乏稳定和直接的研究数据来源等。
3. 不具备进行能见度损害评估的基本条件和资源要求，尤其是一些经济水平较为落后的发展中国家（CV 的研究方法耗资耗时），其研究受到了国家发展阶段、环境决策机制和政策工具的复杂性等条件的制约。
4. 即便是认识到存在能见度的损害问题，但是由于其他污染问题更直接更严重的损害作用和更成熟的研究和控制方法，导致了以其他主要污染问题优先，以对健康影响的经济分析为主导的现状。

3.3.2.4 能见度价值评估方法

在过去的二十年里，对能见度损害的经济评估主要包括两种基本方法，揭示偏好法（revealed preference）和陈述偏好法(stated preference)。基于揭示偏好法的评估技术暗含了个人的实际或者被观察到的行为所体现出来的偏好，而基于陈述偏好法的评估技术则通常从问卷调查中得到明确的偏好。

用于评估能见度的价值评估技术主要有条件价值法（contingent valuation, CV）和内涵资产价值法（hedonic price analysis）。条件价值法是在一定的假设情景下，调查人们对能见度和一定金额或者等同金额的物品进行权衡时的明确选择；而内涵资产价值法则分析人们对不同能见度水平的不同地区的房价的支付，来估算隐含在房价中的能见度的价值。这两种方法各有其优势和局限性，表 3-20 对它们做一个简要的比较。

表 3-20 条件价值法和内涵资产价值法的优缺点比较

	条件价值法	内涵资产价值法
优点	明确的支付意愿；对能见度单独的价值的评估，而在其他方法可能会难以单一区分，如对空气污染的美学影响和健康影响。因为是假设情景，不存在真实市场，所以具有数据可得性的限制。	基于真实（历史或现在）显示的市场行为，利用统计数据或建立模型在变量控制条件下进行回归分析和影响因素识别。
缺点	也正因为是假设，所以结果依赖于人们对假想市场的反应和真实回答。可靠的情景和市场机制设计，尽可能引导人们真实的行	混淆因素，如房价和空气质量或能见度的估计，分析者无从知道其估计是否反映了人们对空气质量或能见度的实际效用；更重要的是，即使正确分

	为选择是 CV 方法必须解决的问题。而 WTP 会受到各种因素的影响，包括收入、warm glow effect（把良好环境看成是正当理由时给出 WTP 高值）、偏差（不能区分能见度的价值与其他空气质量效益如健康等的价值）等，这些影响会给能见度价值评估结果带来一些难以量化分析的不确定性。	析了人们对空气质量（包括能见度、健康、玷污作用等）的效用，由于空气质量和能见度高度相关联，也难以由此确定能见度的单独的价值。此外，Hedonic 的方法仅仅估算了人们愿意为居家能见度的支付意愿，而没有估算工作或旅游环境能见度的估算，尽管可以将 Hedonic 方法用于商业和工业资产以及工资方面，但很少有这些领域的研究。

CV 方法用于能见度的价值评估通常是利用同一地点的一系列不同能见度水平的照片来呈现，让被访者对比认知后回答相关能见度变化的最大支付意愿（WTP），用货币的形式表征。美国曾用 CVM 来确定能见度改善，评估包括两个方面：娱乐（visibility in relation to scenic，recreational areas）和居住（visibility in and around the residential community）。

表 3-21 美国关于休闲娱乐和居住区能见度的经济价值研究（Hill et al., 2000）

研究	地点	价值评估方法	WTP 均值（1995 年价）
娱乐风景点范围之内			
Rowe 等人，1980	Navajo Reservioir, NM	条件价值评估法	10.94 美元每人每日
MacFarland 等人，1983	Crand Canyon NP, AZ 和 Mesa Verde NP, CO	条件价值评估法	GC-3.82 美元每人每日 MV-3.24 美元每人每日
Rae,1983	Mesa Verde NP, CO 和 Great Smoky Mountain NP,TN	条件价值评估法	MV-11.48 美元每人每日 GS-5.81 美元每人每日
娱乐风景点范围之外			
Schulze 等人，1983	Crand Canyon NP, AZB	条件价值评估法	7.48 美元每人每日
Chestnut 和 Rowe 等人，1990b	国家公园西南、加州和东南部	条件价值评估法	加州-73.93 美元每户（公园在住所区域内） 加州-50.56 美元每户（公园在住所区域外） 西南-62.46 美元每户（公园在住所区域内） 西南-50.56 美元每户（公园在住所区

			域外） 东南-76.06 美元每户（公园在住所区域内） 东南-46.31 美元每户（公园在住所区域外）
居住地			
Tolley 等人，1986	芝加哥、亚特兰大、波士顿、木比耳，华盛顿、迈阿密、辛辛那提	条件价值评估法	10.75-68.52 美元每户每年
McClelland 等人，1991	亚特兰大、芝加哥	条件价值评估法	49.46 美元每户每年

美国曾开展过能见度的价值评估的三大经典研究，包括 McClelland 等人（1991，未发表)、Chestnut and Rowe（1990，未发表）以及 Chestnut and Dennis（1997）。这些研究都是利用 CV 的方法或者内涵资产价值法，基于美国的居住区或者国家公园等旅游风景区能见度的变化，开展的一系列对能见度变化的经济评估的研究。基本研究结果主要包括以下三点：

（1） 由于美国地区灰霾导致的能见度改变，居住相关的“使用”价值（residential “use” value）占总价值的一半以上，即高于娱乐价值（recreational visibility）；

（2） 某种情境下“非使用”价值如娱乐价值也相当可观；

（3） 没有充分的证据估计居住相关的“非使用”价值，也没有证据假设这种价值的不显著性。

本研究充分考虑到能见度改善带来的不同影响，包括因能见度改善带来的交通事故或延误的减少及经济损失的减少、因能见度改善带来的风景旅游收入的提高和人们舒适度的提高等。由于研究工作的局限性和数据的可得性，本研究未能对能见度改善带来的经济效益做精确的计算，而仅仅是在一定的评估方法的支持下，依赖于现有的数据和资源，对能见度改善带来的经济效益做一个粗略的估算，研究中对舒适性和其他福利的忽略不可避免地造成结果的偏差和低估。

3.3.3 京津冀区域能见度的现状和变化趋势

3.3.3.1 能见度年际变化趋势

从全国范围来看，中国几个主要的大城市的能见度从 1973 年到 2007 年总体

上是呈现下降的趋势的，京津冀区域也不例外，尤其是在 90 年代中后期下降最为明显；各城市的年均能见度分别为：广州 10.76km，北京 10.67km，西安 9.74km，成都 8.60km，上海 8.59km，沈阳 8.16km（Chang et al., 2009）。以北京为中心的京津冀区域的能见度水平较低，低能见度及其对交通运输和人民生活质量带来的影响也受到了日益广泛的关注。

范引琪等人（2008）对 1980-2003 年京津冀区域 88 个气象站的能见度资料统计表明，从整体上来看，京津冀区域 24 年中大部分地区能见度呈下降趋势。其中沧州、廊坊、天津、衡水和邯郸五个地区下降趋势最为明显；而 1995 年以后，京津冀的石家庄、邢台、邯郸、廊坊、天津和沧州地区能见度较低，而北京市能见度则出现明显的上升趋势；2001-2003 年大部分地区能见度仍然呈下降趋势，河北省西部太行山地区能见度最差。

刘炳杰（2010）采用国家地面气象观测站 1961-2005 年能见度观测资料分析了环渤海地区各地能见度的时空分布特征（包括年际变化、月变化、日变化和地区分布）。研究结果表明，京津冀区域平均能见度水平在过去 45 年中总体呈现下降趋势，平均能见度比环渤海其他地区（如山东半岛和辽东半岛）相对较低，从 80 年代以前的 20km 下降到 10km 左右，到 90 年代中期达到一个最低值，各城市基本维持在 10km 左右，90 年代中期以后（特别是从 2003 年开始）该地区能见度水平总体上开始逐渐升高（如图 3-7 所示）。京津冀区域平均能见度水平呈现南低（12km）北高（24km）的分布特点，在 1-4km 范围的能见度水平出现的频率较大；冬半年（11 月-次年 4 月）低能见度出现频率较高，平均能见度值为 20km 以下，夏半年（5 月-10 月）能见度好于冬半年。

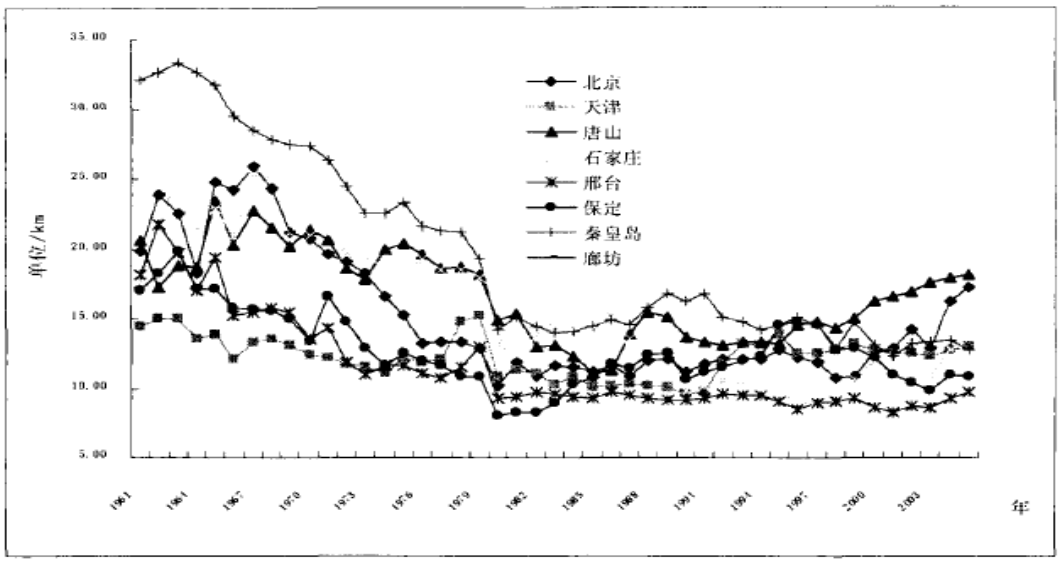

图 3-7 京津冀区域能见度年际变化图（刘炳杰，2010）

就北京而言，能见度水平从 1990 年到 1995 年基本为逐年上升趋势，而 1995-1998 年为逐年下降的趋势，1998 年后能见度迅速好转，并呈现持续升高的趋势（王淑英等，2003），这与 Chang 等人（2009）对北京 1973-2007 年的能见度分析结果是基本一致的（如图 3-8 所示）。

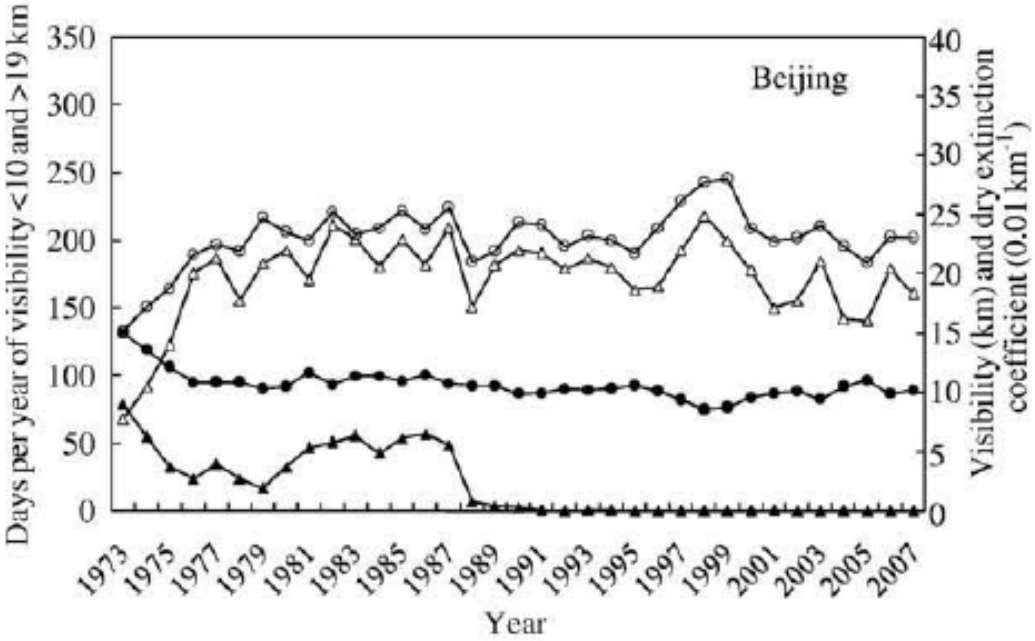

图 3-8 北京 1973-2007 年能见度年均值（实心圆点）和能见度小于 10km 的年均天数（空心三角形）变化趋势（Chang et al., 2009）

范引琪等（2005）用累积百分率分析法、Ridit 分析法和“非常好”能见度出现频率分析法分别对河北省 11 个城市 1960-2002 年的大气能见度进行了研究，结果表明，河北省 11 个城市大气能见度的地理分布大致呈现自北向南能见度由

低到高的分布特征，43 年来由于空气污染，11 个城市的大气能见度均显著下降，夏季能见度下降幅度最大；1979-1981 年为大气能见度变化的转折期，在此期间 11 个城市的能见度迅速降低，“非常好”能见度出现频率下降较快；1998-2002 年，石家庄、承德、秦皇岛、唐山、邯郸的大气能见度出现上升趋势，沧州、邢台、廊坊、张家口的大气能见度维持不变，保定和衡水的大气能见度继续下降。而近几年来河北廊坊地区则有所不同，1980-1988 年能见度平均在 14km 以上，其中 1986-1988 年均在 16km 以上，总体为小幅波动上升趋势，但 1989-2006 年能见度整体上则以下降趋势为主，尤其是 2000 年以后下降明显，平均为 12km 以下，2006 年下降到最低点 9.5km 左右（周贺玲等，2007）。而近年来河北石家庄市平均能见度下降趋势明显，从 2004 年 12.7km 下降到 2006 年 10.3km（张素敏，2008）。

3.3.3.2 能见度月（日）变化趋势

从京津冀区域 88 个气象站点能见度的统计结果来看（如表 3-22 所示），1992 年以前，京津冀区域冬季能见度最差，夏季能见度最好；1992 年以后，四季的能见度差距有逐渐缩小的趋势；1995-1997 年，各季节的能见度都下降到了 1980-2003 年间的最低水平；而 1998 年后，各季节能见度保持稳定趋势，变化不大，冬季能见度仍然最差，而春季能见度最好（范引琪，2008）。

表 3-22 京津冀区域 88 个气象站点中能见度中值<20km 的站点数的季节变化趋势（范引琪，2008）

年份	1980－1982	1983－1985	1986－1988	1989－1991	1992－1994	1995－1997	1998－2000	2001－2003
春	8	7	8	6	9	13	13	11
夏	6	3	5	7	7	19	14	14
秋	8	4	8	8	13	18	17	16
冬	17	11	12	17	15	21	15	20

环渤海地区 25 个观测站点 45 年来能见度平均值的逐月变化情况如图 3-9 所示（刘炳杰，2010）。总体上看，能见度的月变化呈现双峰型，两个峰值分别出现在 9-10 月和 5-6 月，谷值出现在 7-8 月或 12-1 月。可以看出，一年的能见度高值出现在春秋两季，而能见度低值则出现在冬夏两季。而孟燕军等人（2001）对北京城郊的能见度研究也表明相似的结果，低能见度（<1000m）出现的频率春季最低，冬季最高。这与王淑英等人（2001），Chang et al.（2009）的研究结果也是一致的。

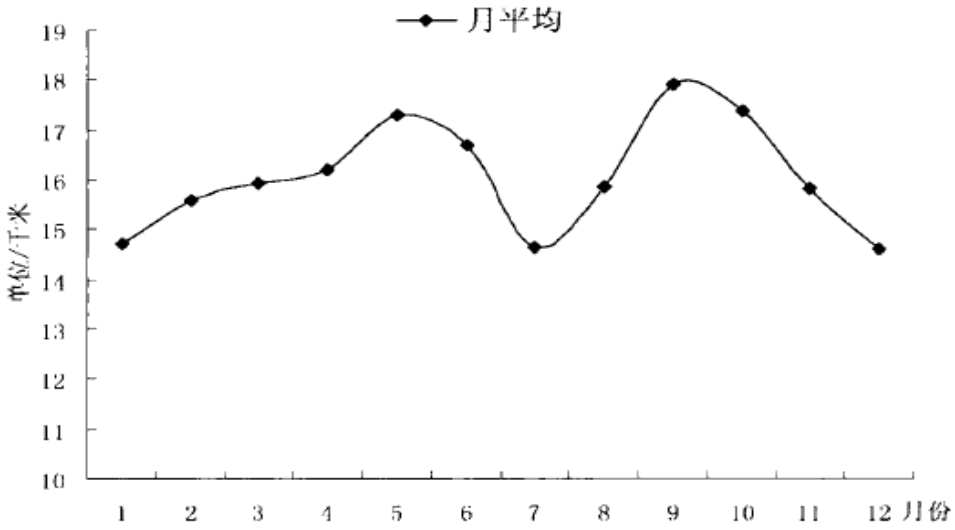

图 3-9 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度的逐月变化图（刘炳杰，2010）

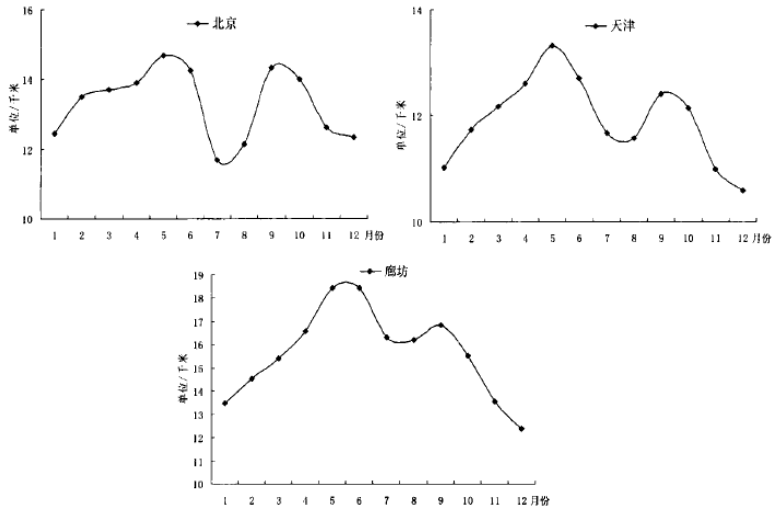

图 3-10 北京、天津和廊坊 1961-2005 年平均能见度的逐月变化图（刘炳杰，2010）

从能见度平均日变化趋势来看，环渤海地区水平能见度在 8 时最低，14 时最高，京津冀区域的能见度日变化趋势与此相一致，这主要和太阳辐射的日变化和人类活动关系有关（刘炳杰，2010）。而孟燕军等人（2001）对北京城郊的能见度研究也表明低能见度（<1000m）出现的频率在 8 时比其他三个时次都高。

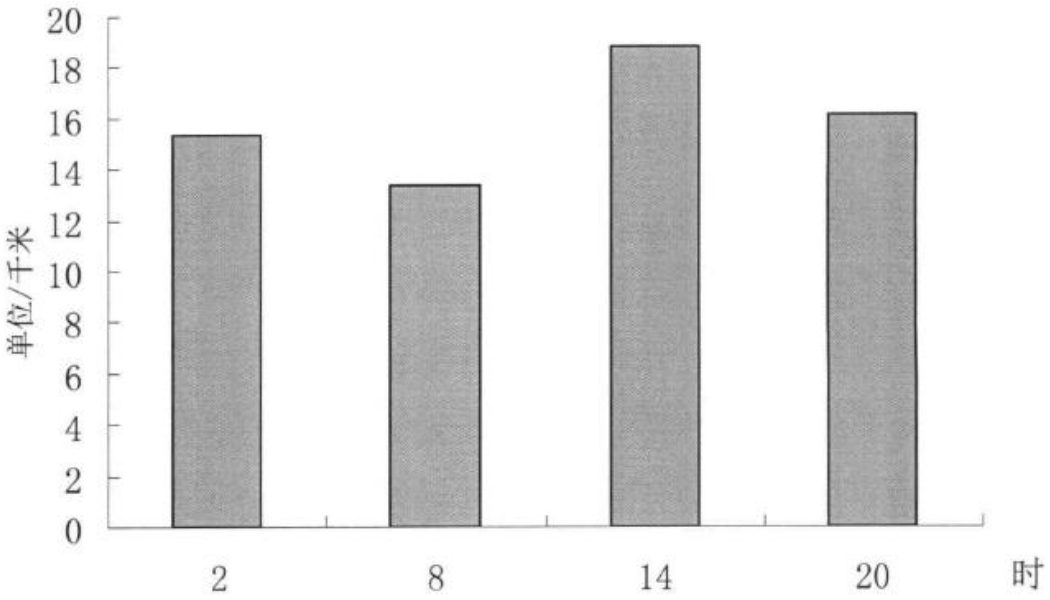

图 3-11 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度的日变化图（刘炳杰，2010）

3.3.3.3 能见度空间分布及变化特征

京津冀区域平均能见度水平总体呈现南低（12km）北高（24km）的分布特点（刘炳杰，2010），如下图 3-12 所示（图中红色圆圈标注京津冀区域在环渤海地区中的大致位置）。与环渤海其他地区相比，京津冀区域出现低能见度（小于 1km）水平的频率并不突出（图 3-13），但是中能见度（1-4km）出现频率却明显要高，三个高值出现在北京和天津地区、石家庄地区、邯郸和邢台地区（图 3-14）。有研究表明，京津冀区域极端低能见度（小于 200 米）绝大部分是由于雾引起的，而中能见度（1-4km）则主要是由于灰霾、沙尘等原因造成的（赵习方，2002；周贺玲，2007；张利娜，2008a，2008b）。

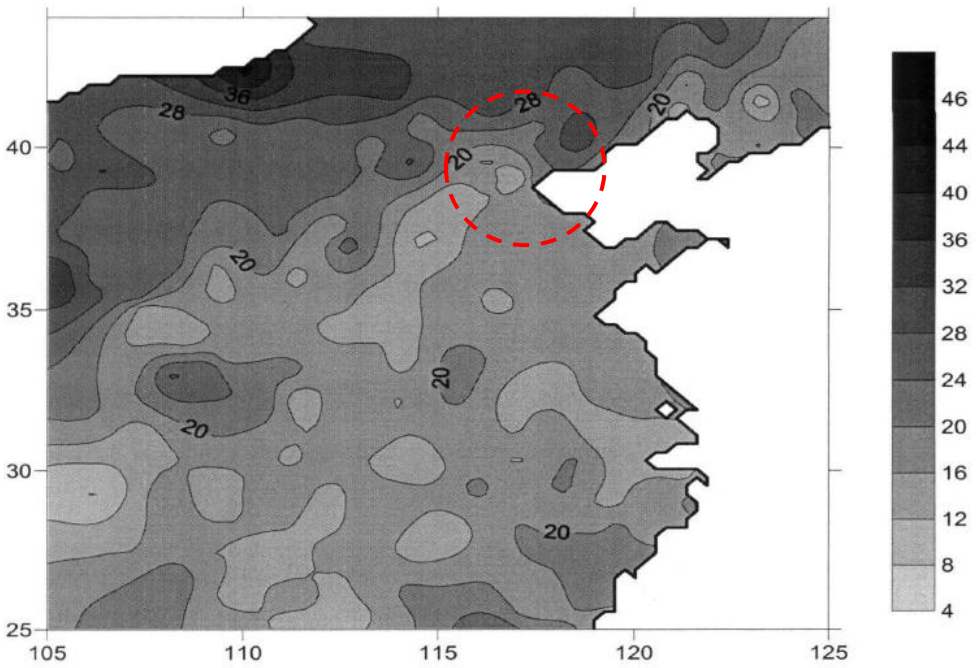

图 3-12 环渤海区域 1961-2005 年平均能见度分布情况（刘炳杰，2010）

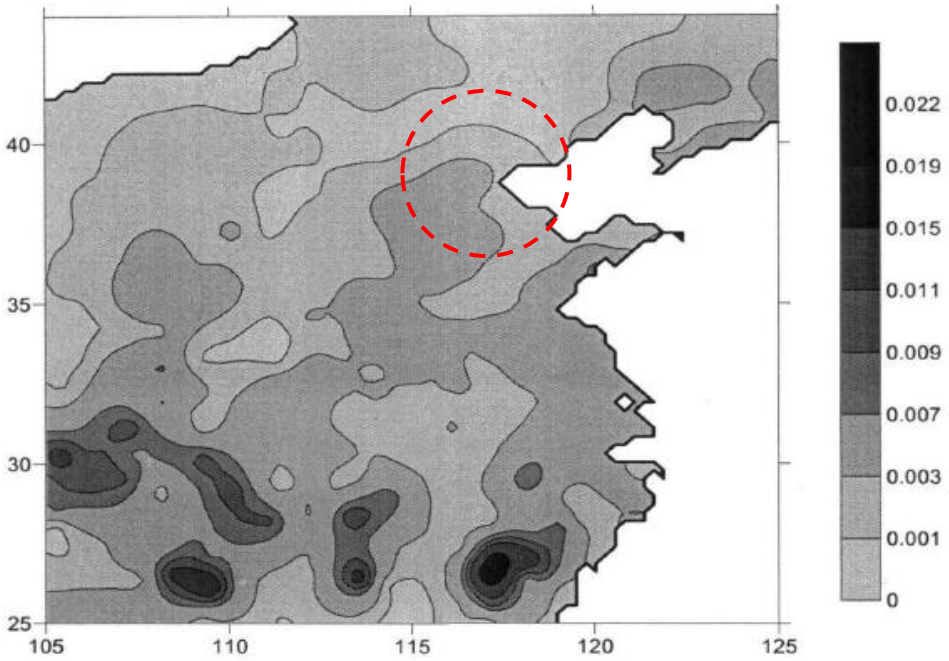

图 3-13 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度<1km 出现频率的空间分布情况（刘炳杰，2010）

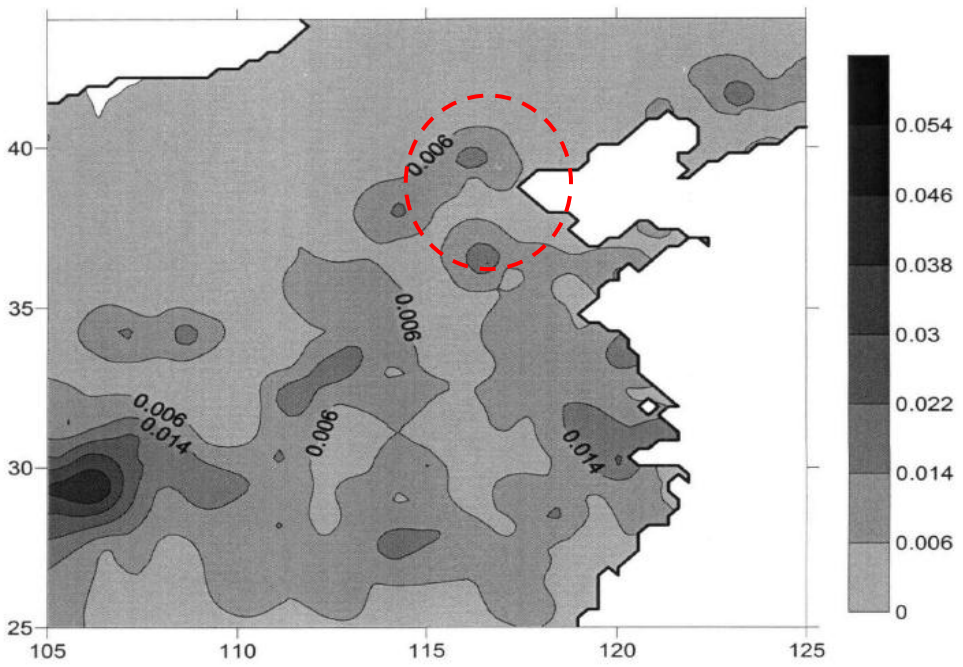

图 3-14 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度为 1-4km 出现频率的空间分布情况（刘炳杰，2010）

北京地区低能见度（<1km）出现频率由东南部城区向西北部山区逐渐减小（如图 3-15 所示），而东北部上甸子、怀柔、昌平到西南部霞云岭一线是低能见度的低发区（赵习方，2010）。

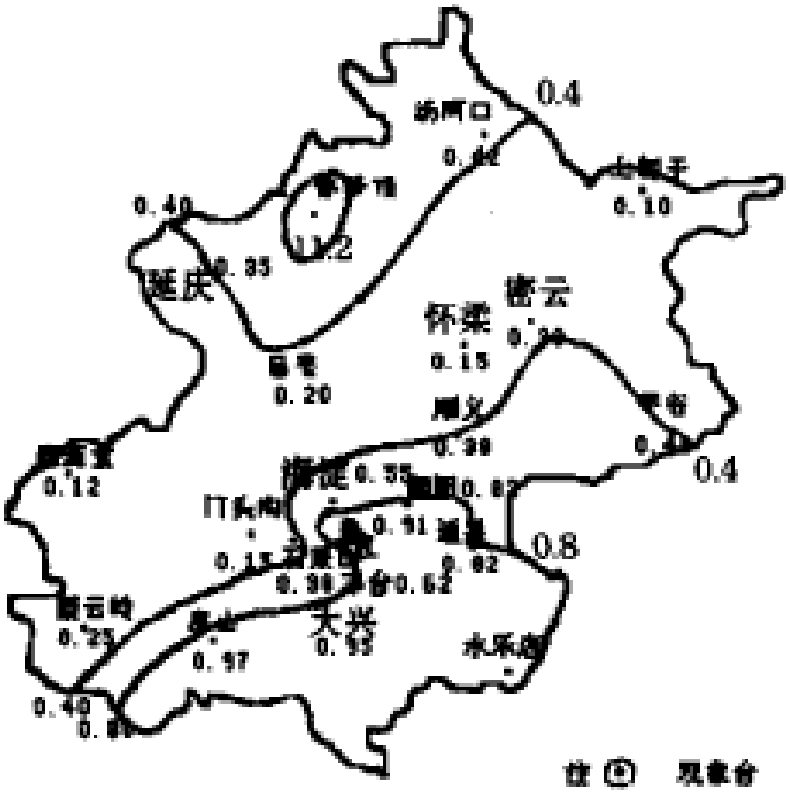

图 3-15 北京地区 1980-1998 年平均低能见度频率等值线区域图（赵习方，2010）

3.3.3.4 小结

从上文对京津冀区域能见度的时空分布特点可以看出，京津冀区域比珠江三角洲、长江三角洲等中国许多大城市的平均能见度水平低，近几十年来京津冀区域的能见度水平总体呈现下降的趋势，而且在 90 年代中期下降最为严重。虽然北京自 1998 年采取“十四阶段”空气污染控制措施以来，北京能见度水平有较为明显的改善，但能见度仍处于较低水平；而京津冀区域其他城市自 2000 年以来能见度则基本保持不变或略有下降的趋势，局部区域（如河北省西部地区）甚至还有严重恶化的趋势。

京津冀区域能见度有明显的季节性分布特征，一年的能见度高值出现在春秋两季，而能见度低值出现则在冬夏两季，呈现明显的双峰特点，这与京津冀区域的气象特点和大气污染物密切相关；而能见度的日变化主要受太阳辐射强度变化和人类活动的影响，在 8 时能见度出现最高值。

京津冀区域能见度的时空变化特点可以由下面两个图（图 3-16 和图 3-17）进行直观且概括地表示。

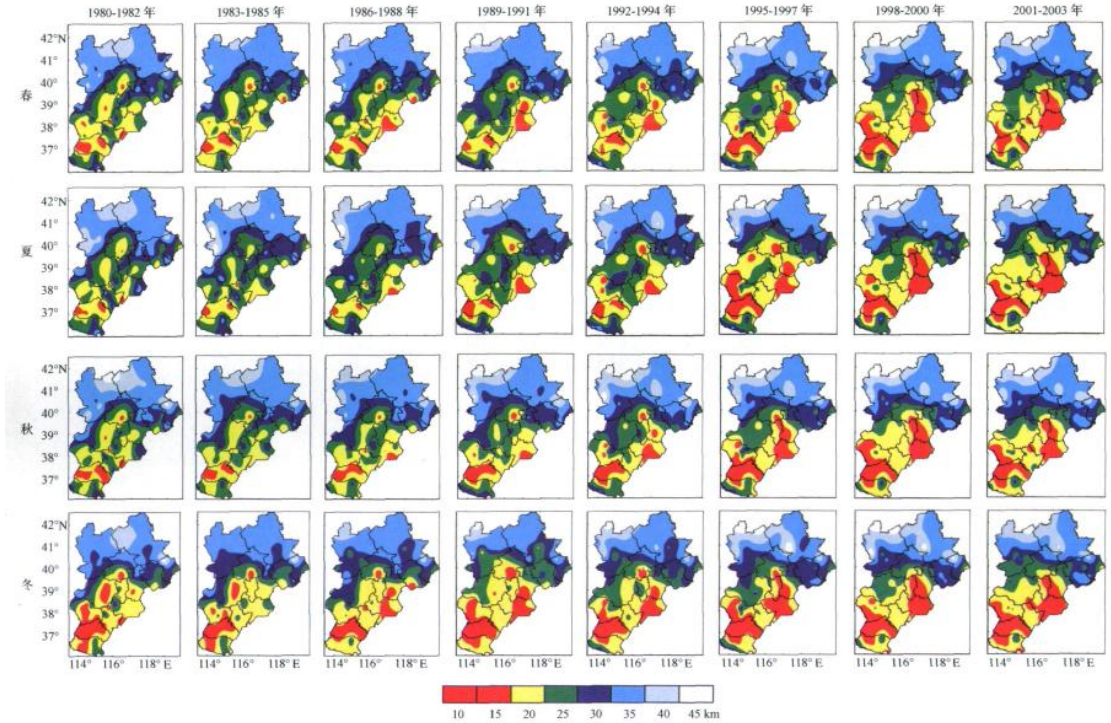

图 3-16 1980-2003 年京津冀区域能见度中值变化趋势（范引琪，2008）

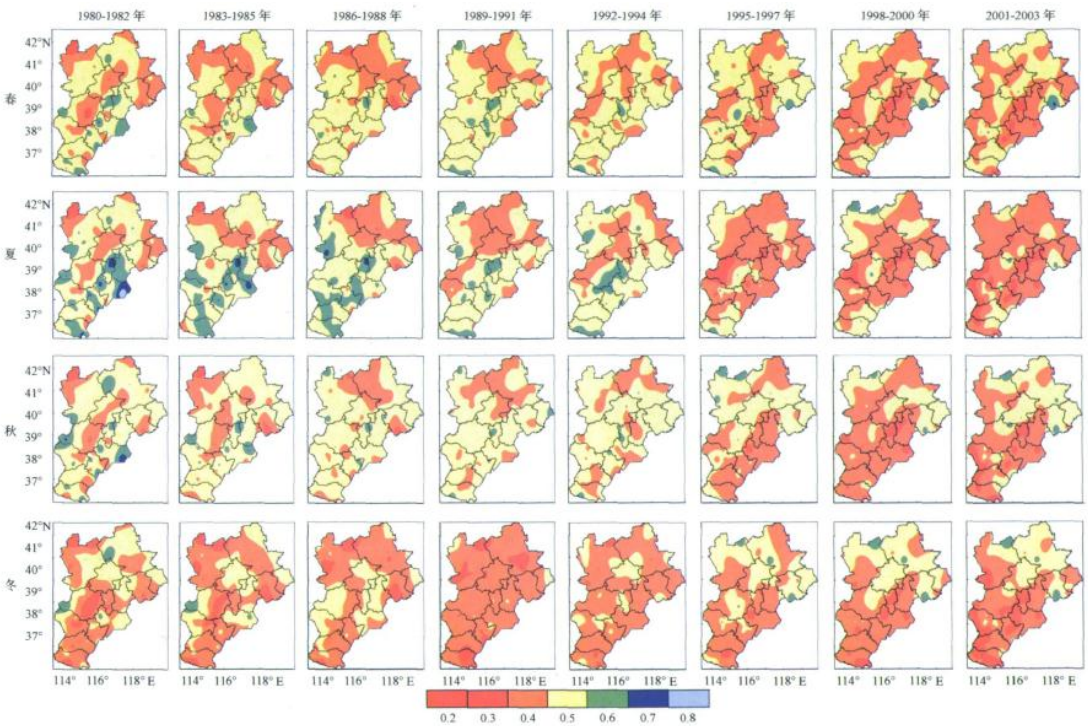

图 3-17 1980-2003 年京津冀区域 Ridit 中值[3]变化趋势（范引琪，2008）

3.3.4 京津冀区域 $PM_{2.5}$ 对能见度的影响

3.3.4.1 京津冀区域的霾概况

空气中的矿物粉尘（土壤尘、沙尘、火山灰）、海盐、硫酸与硝酸微粒、硫酸盐和硝酸盐、有机碳氢化合物、黑碳等粒子都能使大气混浊，视野模糊并导致能见度恶化，如果水平能见度小于 10km 时，将这种非水成物组成的气溶胶系统造成的视程障碍称为霾。霾和雾都是漂浮在大气中的粒子，都能使能见度恶化形成灾害性天气，但其组成和形成过程完全不同。霾与雾的区别在于发生霾时相对湿度不大，而雾中的相对湿度是饱和的（如有大量凝结核存在时，相对湿度不一定达到 100%就可能出现饱和）；霾的厚度比较厚（1-3km），一般霾的日变化不明显；霾与雾、云不一样，与晴空区之间没有明显边界，霾粒子的分布比较均匀，因而在霾中能见度非常均匀；而且霾粒子的尺度比较小（0.001-10μm），平均直径 0.3-0.6μm（吴兑，2010）。由此可见，大气中的 $PM_{2.5}$ 是造成霾现象的最主要

3 Ridit值定义为某一给定时段(某年或季)能见度好于总体能见度的概率。Ridit中值能指示出能见度上升或下降趋势，并且不受能见度观测值概率分布的影响，但它不能进行站点之间的比较，因为各站参考分布互不相同。当某年份Ridit中值>0.5时，表示该年份能见度好于总体平均能见度，能见度呈上升趋势；当某年份Ridit中值<0.5时，表示该年份能见度要差于总体平均能见度，能见度呈下降趋势（范引琪，2008）。

因素。

霾本来是一种自然现象，但随着人类活动的影响，尤其是中国改革开放以来经济规模的迅速扩大和城市化进程的加快，城市群区域和大城市的大气气溶胶污染日趋严重，近年来霾出现频率越来越高，能见度明显恶化，空气质量明显下降，使得人类活动成为了霾现象出现的主要因素。

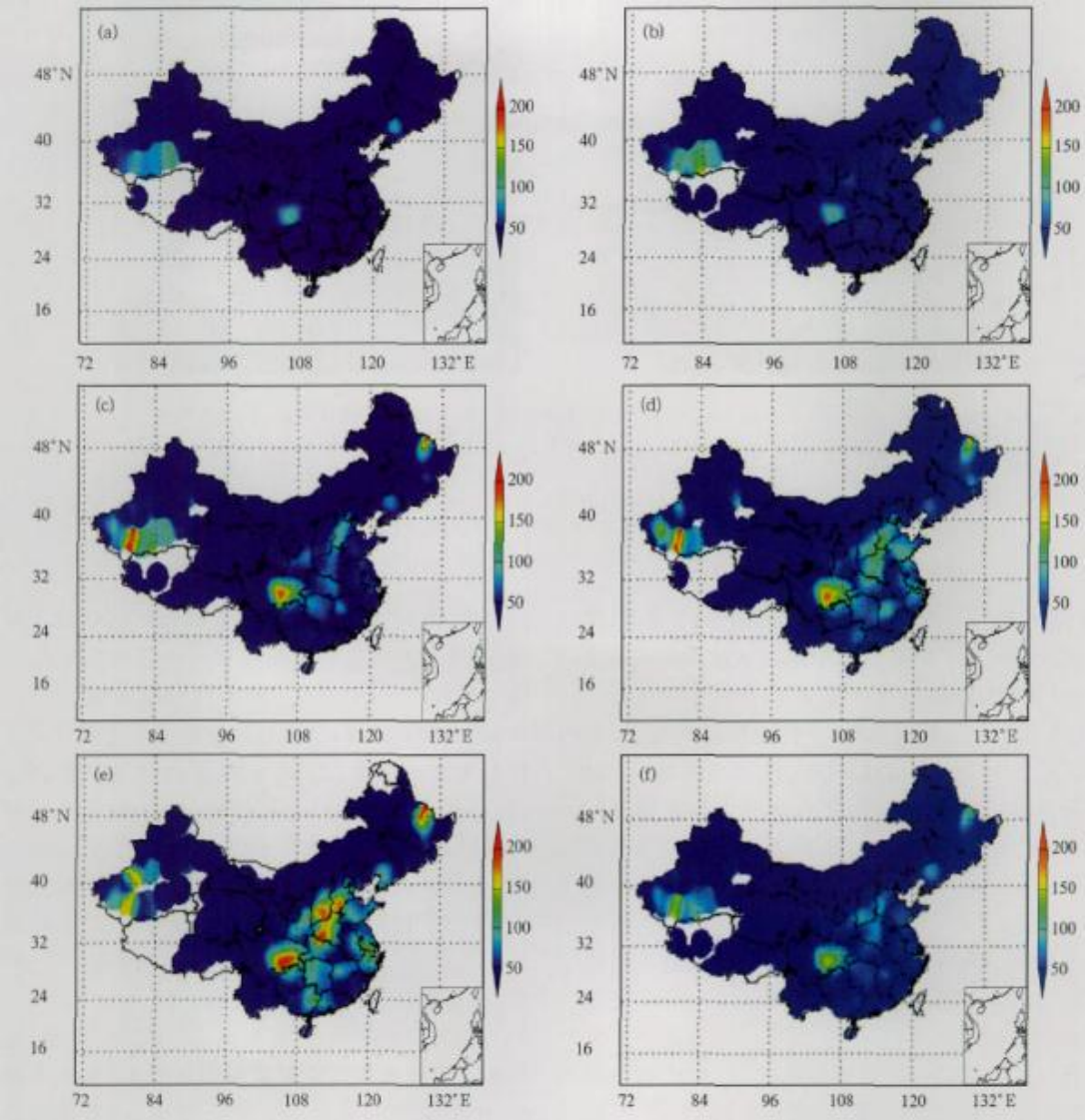

图 3-18 中国平均霾日分布（其中，a 为 1956-1965 年，b 为 1966-1975 年，c 为 1976-1985 年，d 为 1986-1995 年，e 为 1996-2005 年，f 为 1956-2005 年；吴兑，2010）

定义当日均能见度小于 10km，日均相对湿度小于 90%，并排除降水、吹雪、雪暴、扬沙、沙尘暴、浮尘、烟幕等其他能导致低能见度事件的情况为一个霾日（吴兑，2006），吴兑（2010）使用能见度的日均值统计了 1951-2005 年中国 743 个国家基本（基准）站的能见度观测资料，分析了中国霾日的空间分布特点和变化趋势，结果表明霾日多发地主要集中在辽宁中南部、四川盆地、华北平原和关

中平原地区；北京等华北地区在 50 年代霾日较多，与同期沙尘天气偏多相关联，年霾日可达到 200 天，而后逐渐减少，60 年代最少每年仅 20-30 天，70 年代后逐年增加，80-90 年代基本维持在每年 200 天左右，21 世纪以来逐渐减少到年霾日 80 天左右。中国大陆各大城市霾主要出现在秋、冬、春季，其中 12 月和 1 月霾天气日数明显偏多（约占全年的 30%），夏季较少，9 月霾日数最少（约占全年的 5%）；而北京在夏季霾日反而比较多，集中出现在 6-9 月，尤其是盛夏季节的 7-8 月。

孟燕军等（2001）研究了北京地区 20 个地面气象站点 1980-1998 年间不同能见度等级的出现频率，研究得到低能见度（<1000m）出现频率分别如下：能见度<50m 的出现频率为 0.32%，能见度<200m 为 0.44%，能见度在 200m-1000m 之间出现的频率为 0.48%；同时，北京机场高速公路低能见度出现的频率仅为 0.37%，而八达岭高速公路则为 0.2%，远低于北京地区平均低能见度出现频率（0.92%）。

徐梅等（2006）采用与吴兑（2006）相同的霾日的定义，利用 2001-2004 年天津市有代表性站点的气象观测资料分析了天津地区的灰霾特征，结果表明天津地区灰霾日数维持在一个较高水平，呈现市区>山区>海滨；灰霾日数年分布市区峰值出现在 8 月，蓟县（山区）和塘沽（海滨）分别出现在 7 月和 10 月，而谷值都出现在春季，市区出现在 4 月，蓟县（山区）和塘沽（海滨）集中在 3 月；气象条件对灰霾天气的影响较大，而大气污染物中的 PM_{10} 与灰霾具有很好的相关性。

与环渤海其他地区相比，京津冀区域出现低能见度（小于 1km）水平的频率并不突出（图 3-13），但是中能见度（1-4km）出现频率却明显要高，三个高值出现在北京和天津地区、石家庄地区、邯郸和邢台地区（图 3-14）。研究表明，京津冀区域极端低能见度（小于 200 米）绝大部分是由于雾引起的，而中能见度（1-4km）则主要是由于灰霾、沙尘等原因造成的（赵习方，2002；周贺玲，2007；张利娜，2008a，2008b）。

根据国内外经验和高速公路管理部门提供的资料：当大气能见度小于 50m 时，高速公路关闭；能见度在 50-200m 时车辆可照常行驶，但需对车辆进行限速（时速不能超过 20km）（孟燕军等，2001）。由此结合以上对京津冀区域低能

见度出现的频率分布情况可以得出，京津冀区域由于灰霾造成的低能见度主要集中在能见度 200-4000m 范围，200m 以内的低能见度主要是由雾造成的，且 200m 以内的能见度出现的频率极低（如北京仅为 0.44%），因此，京津冀区域由于灰霾（或 $PM_{2.5}$）引起低能见度从而造成的公路交通延误或事故的影响非常有限。换言之，京津冀区域灰霾（或 $PM_{2.5}$）引起的低能见度对公路交通的影响并不是主要的。

然而，根据《航空器机场运行最低标准的制定和实施规定》（中国民用航空总局，2001），机场运行的最低标准（即机场可用于飞机起飞和着陆的运行限制）最重要的指标就是能见度（VIS）或跑道视程（RVR），在需要的时候，也包括云高、决断高度等。尽管对于不同的运行类别和不同的机型等，对最低标准能见度的要求有所不同，但起飞或降落进近一般要求最低能见度应该达到 800m 以上（如起飞最低标准对一、二发飞机要求能见度为 1600m，三、四发飞机为 800m）。由于京津冀区域 200-4000m 的能见度范围主要是灰霾引起的，且北京地区能见度在 200m-4000m 之间出现的频率相对较高，因此，灰霾对航空运输的影响就显得非常重要，在对 $PM_{2.5}$ 引起的低能见度造成的影响进行评估时，灰霾对航班延误甚至航空事故的影响应该得到充分的考虑。

尽管有不少研究表明能见度与人体健康或心理健康有重要的影响（Huang et al., 2009.; Thach et al., 2010），但是由于这种影响在科学上定量估算的复杂性和不确定性，本研究中暂不考虑这种影响的经济效益。

3.3.4.2 能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度的关系

影响大气能见度的因素很多，主要分为气象因素（如雾、沙尘暴、大风扬尘等）和环境因素（包括气体分子的散射和吸收、气溶胶的散射和吸收等）两类，大气能见度与大气污染程度和气象条件密切相关。王淑英等人（2003）对 1990-2000 年北京观象台常规地面气象要素和大气污染物浓度进行统计和分析，结果表明，北京春季和夏季能见度与相对湿度相关关系最大，与 PM_{10} 的相关性次之，而秋季和冬季与 PM_{10} 相关系数为最大（如表 3-23 所示）；而多元回归相关统计结果则表明，空气污染物和气象条件共同作用对能见度的影响以秋季和冬季最为明显，相关系数在 0.9 以上（春季相关性相对较差可能与北京地区春季风沙天气较多有关），而各季均以 PM_{10} 浓度的贡献最大（如表 3-24 所示）。

表 3-23 能见度与同期同步主要空气污染物浓度和地面常规气象要素的相关系数（王淑英，2003）

	相对湿度	风速	气压	PM_{10}	SO_2
春季	-0.606	0.46	-0.163	-0.462	-0.146
夏季	-0.786	-0.198	0.146	-0.499	0.023
秋季	-0.764	0.616	0.383	-0.813	-0.39
冬季	-0.809	0.694	-0.022	-0.85	-0.831

表 3-24 日平均能见度与气象要素和空气污染物浓度多元回归分析（王淑英，2003）

	b_0	b_1	b_2	b_3	b_4	b_5	b_6	r
春季	96.333	—	-59.50	4.744	-1.676	—	0.267	0.8621
夏季	116.20	—	-67.50	8.605	-2.643	—	—	0.8860
秋季	68.755	—	-57.38	1.170	-1.250	-0.303	1.560	0.945
采暖季	34.241	-15.08	-51.37	6.237	-1.143	-0.200	0.348	0.9388

注：所选因子分别为 x_1-$\ln SO_2$，x_2-$\ln PM_{10}$，x_3-日平均风速，x_4-日平均相对湿度，x_5-08 时 24h 变湿，x_6-08 时 24h 变压

由于燃煤燃烧、交通尾气排放和工业排放的颗粒物是中国能见度下降的主要原因，而其中大气气溶胶特别是细颗粒物（$PM_{2.5}$）是中国各个地区能见度下降的决定性因素（Chang et al., 2009）。有大量的研究表明 $PM_{2.5}$ 中的有机碳，特别是对光具有散射作用的有机碳、元素碳和硫酸盐，是导致太阳光被削弱的主要因素（Martin et al., 2003; Tie et al., 2005）。但是，能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度之间的关系通常是非线性的（宋宇等，2003；Deng et al., 2008; Huang et al., 2009）。当 $PM_{2.5}$ 浓度较高时（高于 120 μg/m^3），浓度的改变对能见度的影响并不大；而当 $PM_{2.5}$ 浓度在一个较低的水平时（低于 120 μg/m^3），能见度对 $PM_{2.5}$ 浓度的改变非常敏感（Deng et al., 2008）。

宋宇等（2003）对北京市 1999-2000 年各种污染物的消光系数和不同粒径大小颗粒物的质量浓度的观测研究表明，颗粒物的散射消光作用在北京市能见度下降中具有主要作用（散射消光占总体消光的 80%）。这与刘新民等（2004）的研究结果类似，而后者研究表明颗粒物散射作用大约占对大气消光系数的 70%，颗粒物的吸收系数大约占总消光系数的 20%，二者之和即颗粒物的消光可占总消光

的 90%以上；而气体消光的贡献明显偏低，其散射和吸收作用之和的贡献小于10%。宋宇等（2003）认为能见度与细粒子的关系最为密切，但并不是线性关系；并且运用不同的回归方程表征了在夏季、秋季和冬季 $PM_{2.5}$ 与能见度之间的关系，并认为可以利用 $PM_{2.5}$ 质量浓度方便快捷地估算出大气能见度的近似值。不同季节的估算方程分别如下（其中 y 表示能见度，单位为 km；x 表示 $PM_{2.5}$ 质量浓度，单位为 μg/m^3）：

夏季：$y = 444.21x^{-0.6845}$

秋季：$y = 222.98x^{-0.8652}$

冬季：$y = 418.42x^{-1.3701}$

而王京丽等（2006）根据 2001 年对北京的大气细粒子和气象能见度的同步观测结果，推导出细粒子与大气能见度之间的关系。结果表明，能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度在春季呈乘幂关系，夏季除高相对湿度外，呈指数关系，秋季呈对数关系，而冬季成指数关系，但为便于比较全部采用指数关系，如表 3-25 所示；北京市大气能见度与细粒子质量浓度呈现很好的负相关性，$PM_{2.5}$ 污染是造成大气能见度下降的主要原因。

表 3-25 2001 年不同季节不同气象条件下能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度间的相关关系（王京丽等，2006）

季节	季节性气象要素	样本数(个)	相关关系	关系式	相关系数
春季(3 月)	风速 < 2(级)	13	指数	$y = 662.61e^{-0.0003x}$	0.755
	风速 ≥2(级)	74	指数	$y = 51.572e^{-8\times10^{-5}x}$	0.355
夏季(6 月)	无降水总样本	186	指数	$y = 143.78e^{-0.0003x}$	0.669
	有降水总样本	163	指数	$y = 117.48e^{-0.0003x}$	0.693
	无降水相对湿度 < 70 %	123	指数	$y = 194.56e^{-0.0004x}$	0.852
	无降水相对湿度 ≥70 %	63	指数	$y = 59.083e^{-0.0001x}$	0.269
	降水相对湿度 < 90 %	150	指数	$y = 120.67e^{-0.0003x}$	0.689
	降水相对湿度 ≥90 %	13	指数	$y = 104.63e^{-0.0004x}$	0.86
	雾日总样本,相对湿度 72.64 %	201	指数	$y = 109.09e^{-0.0003x}$	0.625
	雾霾日总样本,相对湿度 67.08 %	69	乘幂	$y = 210871x^{-1.0402}$	0.474
	霾日总样本,相对湿度 55.00 %	22	乘幂	$y = 97822x^{-0.9024}$	0.907
秋季(9 月)	轻雾	51	指数	$y = 47.796e^{-5\times10^{-5}x}$	0.728
	无雾	20	指数	$y = 66.99e^{-0.0001x}$	0.739
冬季(12 月)	北风	40	指数	$y = 2182.4e^{-0.0003x}$	0.692
	南风	25	指数	$y = 705e^{-0.0002x}$	0.523
	相对湿度 ≤30 %	48	指数	$y = 2267.1e^{-0.0003x}$	0.645
	30 % < 相对湿度 ≤70 %	23	指数	$y = 793.34e^{-0.0002x}$	0.535
	相对湿度 > 70 %	8	指数	$y = 2047.5e^{-0.0004x}$	0.812

Wang 等（2006）利用北京 2001 年的气象能见度数据和北京 6 个站点的 $PM_{2.5}$

的监测浓度进行分析，对 $PM_{2.5}$ 质量浓度和能见度之间的关系进行量化，得到不同季节的关系式分别如下（其中 x 表示能见度，单位为 m；y 表示 $PM_{2.5}$ 质量浓度，单位为 μg/m^3）：

春季：$y = 42309x^{-0.7791}$

夏季：$y = 143.26\exp(-0.0003x)$

秋季：$y = -18.724\ln x + 199.36$

冬季：$y = 945.26\exp(-0.0002x)$

为计算方便，将关系式中的两个变量进行位置变换，并用 V 代表能见度，用 C 代表 $PM_{2.5}$ 质量浓度，得到变换后的关系式如下：

春季：$V = (42309/C)^{1/0.7791}$

夏季：$V = \ln(143.26/C)/0.0003$

秋季：$V = \exp[(199.36 - C)/18.724]$

冬季：$V = \ln(945.26/C)/0.0002$

而 Huang 等人（Huang et al., 2009）也对上海 2004-2005 年间的能见度和各种大气污染物的关系进行了研究，结果表明能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度的相关系最强，并由此得到能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度和相对湿度的相关关系方程式如下（R^2=0.64）：

$$PM_{2.5} = 303.17 + 0.26 \times (\text{visibility})^2 - 14.46 \times (\text{visibility}) - 1.16 \times (\text{humidity})$$

而姚青等人（2010）对 2008-2009 年天津冬季能见度与大气污染物浓度和相对湿度进行多元回归分析，表明 $PM_{2.5}$ 质量浓度与能见度具有很好的相关性，$PM_{2.5}$ 对能见度的贡献大于 PM_{10}，其非线性拟合方程如下（R^2=0.81）：

$$\text{visibility} = 2.1548 + 19.5905 \times \text{EXP}(PM_{2.5}/82.7239)$$

张素敏（2009）分析了石家庄市的 2004-2006 年的能见度与空气污染物和气象条件的相关性，并通过多元统计回归分析得到日均能见度与气象要素和空气污染因子的相关关系（如表 3-26 所示）。结果表明空气污染和气象条件共同作用对能见度的影响以秋季和冬季最为明显，春季相对较差；PM_{10} 浓度对秋季和冬季能见度有较大影响（但该研究中没有分析 $PM_{2.5}$ 浓度与能见度的相关关系），对夏季能见度影响较小，而相对湿度在各季节对能见度均有影响。

表 3-26 石家庄日均能见度与气象要素和空气污染因子多元回归分析（张素敏，2009）

季节	多元线性回归方程	r	r^2
春季	$y=11.429-0.104x_1-3.056x_3$	0.620	0.385
夏季	$y=25.289-0.134x_1-0.082x_4$	0.645	0.416
秋季	$y=6.698-0.151x_1-5.577x_3$	0.838	0.702
冬季	$y=9.14-0.139x_1-3.857x_3$	0.787	0.619

（注：所选因子分别为 x_1-日平均相对湿度，x_2-日平均风速，x_3- $\ln PM_{10}$，x_4-API 指数，y-大气能见度）

此外，李学彬等人（2008）从理论上分析和建立了气溶胶细粒子的质量消光系数、消光系数和质量浓度之间的关系，得出了对质量消光系数的贡献主要是 $PM_{2.5}$，而 $PM_{2.5}$ 对消光系数的贡献多少是由谱分布来决定的；并且利用北京 2004 年 9 月份的实验数据进行了验证和对比分析，表明所建立的气溶胶细粒子与能见度的关系是合理的，理论计算的误差小于 30%。但是，该研究仅对气溶胶的光学特性进行了研究，并没有考虑对能见度影响同样重要的气象条件特征，因此在实际应用到对能见度与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系还需要更深入的研究。

3.3.4.3 能见度与 $PM_{2.5}$ 组分之间的关系

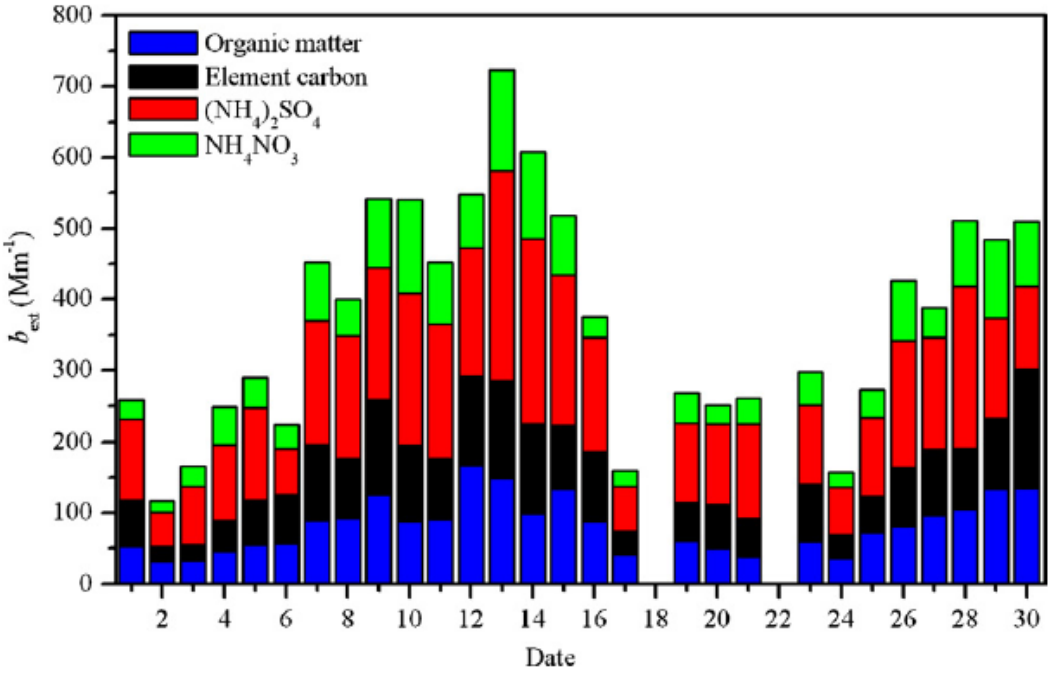

图 3-19 2007 年 4 月广州 $PM_{2.5}$ 中各化学组分的消光系数（Tao et al., 2009）

有大量的研究表明 $PM_{2.5}$ 中的有机碳（特别是对光具有散射作用的有机碳）、元素碳和硫酸盐，是导致太阳光被削弱的主要因素（Martin et al., 2003; Tie et al.,

2005）。Tao 等人（Tao et al., 2009）对广州市 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子（Cl^-，NO_3^-,SO_4^{2-}，NH_4^+，K^+，Na^+，Ca^{2+}和 Mg^{2+}）和碳组分（OC 和 EC）对能见度的影响进行了研究，各组分的消光系数如图 3-19 所示。结果表明 $PM_{2.5}$ 中的硫酸盐是影响能见度和光散射的最主要成分，在削弱能见度的 $PM_{2.5}$ 各种组分中，贡献率大小比例依次为：硫酸盐 40.1%，有机碳 22.3%，元素碳 21.6%，硝酸盐 16.0%。

张素敏等（2008）对石家庄大气颗粒物（PM_{10}）的采样分析结果表明，能见度与大气颗粒物中的总碳（有机碳和元素碳）质量浓度水平变化呈负相关，当颗粒物总碳质量水平从 21.2 μg/m^3 提高到 60 μg/m^3 时，大气能见度由 22.5km 降低至 6.8km，大气能见度与总碳质量浓度有密切的关系。

3.3.4.4 小结

从以上对京津冀区域 $PM_{2.5}$ 质量浓度及其化学组分与能见度之间的关系的研究结果可以看出，京津冀区域能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度与气候条件（尤其是相对湿度）密切相关，但它们之间的关系并不是简单的线性关系，而且在不同的季节相关性程度不尽相同。能见度的下降主要是由于人类活动产生的颗粒物污染导致的，其中影响最大的是细颗粒物即 $PM_{2.5}$，而 $PM_{2.5}$ 中又以硫酸盐和有机物对光的散射对能见度影响的贡献最为突出，气体或 $PM_{2.5}$ 中的元素碳等对光的吸收作用对光的削减贡献并不大。

3.3.5 京津冀区域能见度效益评估

3.3.5.1 基准年实际能见度水平

由于缺乏 2009 年京津冀区域各个城市对能见度和 $PM_{2.5}$ 关系的研究，本研究采用北京市 1999-2001 年不同季节得出的相关关系式进行代替估算，其中春季和夏季的计算公式根据 Wang 等（2006）转换得到，秋季和冬季的关系式采用宋宇等（2003）的研究结果，选用的计算公式分别如下：

春季：$V = (42309/C)^{1/0.7791}/1000$

夏季：$V = \ln(143.26/C)/0.0003/1000$

秋季：$V = 222.98C^{-0.8652}$

冬季：$V = 418.42C^{-1.3701}$

其中，V 为能见度，单位为 km；C 为 $PM_{2.5}$ 浓度，单位为 μg/m^3。

利用以上公式，结合 2009 年京津冀区域各个城市的日均 $PM_{2.5}$ 浓度数据，可以计算出各城市全年各天的能见度水平，2009 年京津冀区域的能见度水平概况统计如表 3-27 所示。

表 3-27 2009 年不同水平的能见度天数分布（天）

能见度水平（Km）	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
<0.05	14	12	5	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<0.10	14	12	5	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<0.20	16	12	5	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<0.50	33	26	17	9	10	2	12	9	16	26	21	20	29
<0.80	76	46	70	12	29	18	30	47	52	62	62	53	58
<1	90	58	91	22	39	37	41	63	67	78	78	77	85
<2	182	120	176	51	64	85	114	127	130	140	131	126	157
<4	277	233	253	106	112	186	208	217	230	240	241	224	273
<10	307	261	293	132	130	236	260	258	274	303	295	277	318
<100	307	261	293	132	130	236	260	259	274	305	296	277	320
0.20—4	244	207	236	97	102	184	196	208	214	214	220	204	244

表 3-28 2009 年不同水平的能见度天数占全年总天数的比例（%）

能见度水平（Km）	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
<0.05	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<0.10	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<0.20	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<0.50	9	7	5	2	3	1	3	2	4	7	6	5	8
<0.80	21	13	19	3	8	5	8	13	14	17	17	15	16
<1	25	16	25	6	11	10	11	17	18	21	21	21	23
<2	50	33	48	14	18	23	31	35	36	38	36	35	43
<4	76	64	69	29	31	51	57	59	63	66	66	61	75
<10	84	72	80	36	36	65	71	71	75	83	81	76	87
<100	84	72	80	36	36	65	71	71	75	84	81	76	88
0.20—4[a]	79	67	77	32	33	60	64	68	70	70	72	66	79

[a] 此处表示能见度 0.2—4km 的天数占能见度小于 100km 的天数的比例。

3.3.5.2 不同 $PM_{2.5}$ 标准情景下能见度水平的改善

利用同样的方法可以计算在不同的 $PM_{2.5}$ 标准浓度设计情景下，京津冀区域各城市的能见度水平，如表 3-29 所示（此处的 $PM_{2.5}$ 标准情景设计与健康效益评估部分是一致的，由于情景 5 中 $PM_{2.5}$ 标准浓度为 0，能见度水平无法用所选公式进行估算，故此处舍去情景 5）。

表 3-29 不同 $PM_{2.5}$ 标准情景设计及相应的京津冀区域能见度水平

情景		情景 1	情景 2	情景 3	情景 4
$PM_{2.5}$ 日均浓度（ug/m3）		75	50	37.5	25
能见度（km）	春季	3.40	5.72	8.28	13.93
	夏季	2.16	3.51	4.47	5.82
	秋季	5.32	7.56	9.69	13.76
	冬季	1.13	1.97	2.92	5.09

在此基础上，可以计算出相对于基准年实际能见度水平而言，不同情景下可以实现的能见度水平的改善，即 2009 年全年各天的能见度改善，计算结果统计如表 3-30 所示。

表 3-30 情景 1 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数（天）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0	301	261	287	132	129	236	259	257	269	303	292	274	314
>0.05	299	260	286	127	127	228	249	255	267	301	288	262	309
>0.10	291	249	278	119	121	204	235	243	256	296	276	255	299
>0.20	287	242	261	89	113	171	207	224	243	273	257	238	278
>0.50	237	205	201	48	71	94	127	149	164	188	171	156	185
>1	150	123	120	9	23	28	42	61	67	51	54	60	73
>2	61	35	32	1	6	5	10	8	7	5	4	5	17
>4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
>10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-31 情景 1 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例（%）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0.05	99	100	100	96	98	97	96	99	99	99	99	96	98
>0.10	97	95	97	90	94	86	91	95	95	98	95	93	95
>0.20	95	93	91	67	88	72	80	87	90	90	88	87	89
>0.50	79	79	70	36	55	40	49	58	61	62	59	57	59
>1	50	47	42	7	18	12	16	24	25	17	18	22	23
>2	20	13	11	1	5	2	4	3	3	2	1	2	5
>4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
>10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-32 情景 2 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数（天）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.05	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.10	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.20	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.50	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>1	299	261	287	125	127	223	247	251	263	300	288	272	312
>2	219	202	200	72	73	146	162	158	174	189	173	174	188
>4	55	28	38	1	6	5	11	14	16	6	10	7	24
>10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-33 情景 2 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例（%）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0.05	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.20	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>1	97	100	98	95	98	94	95	97	96	99	97	98	98
>2	71	77	68	55	56	62	62	61	64	62	58	63	59
>4	18	11	13	1	5	2	4	5	6	2	3	3	8
>10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-34 情景 3 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数（天）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.05	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.10	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.20	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.50	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>1	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>2	297	261	286	124	125	219	245	249	261	298	282	266	306
>4	174	158	155	69	64	135	144	129	147	159	161	145	158
>10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-35 情景 3 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例（%）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0.05	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.20	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>2	97	100	98	94	96	93	94	96	95	98	95	96	96
>4	57	61	53	52	49	57	55	50	54	52	54	52	50
>10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-36 情景 4 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数（天）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.05	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.10	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.20	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>0.50	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>1	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>2	307	261	293	132	130	236	260	259	274	303	296	277	319
>4	298	251	276	107	115	199	228	233	255	282	268	259	295
>10	127	106	109	42	44	82	90	84	97	93	98	85	109

表 3-37 情景 4 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例（%）

能见度改善水平(Km)	北京	天津	石家庄	承德	张家口	秦皇岛	唐山	廊坊	保定	沧州	衡水	邢台	邯郸
>0.05	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.20	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>0.50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>2	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
>4	97	96	94	81	88	84	88	90	93	93	91	94	92
>10	41	41	37	32	34	35	35	32	35	31	33	31	34

3.3.5.3 能见度改善的经济效益

能见度改善所带来的效益主要包括交通方面、景观旅游方面和居民舒适度方面的经济效益。由于研究方法的局限性和数据的可得性，本研究未能对能见度改善带来的经济效益做精确的计算，而仅仅是在一定的评估方法的支持下，依赖于现有的数据和资源，对能见度改善带来的经济效益做一个粗略的估算。

本研究主要借鉴了 McClelland 等人（1991)对美国居民对能见度的支付意愿的研究结果，利用 benefit transfer 的方法估算了京津冀区域居民对能见度的支付意愿。根据美国对能见度价值评估的三大经典研究中 McClelland 等人对居民支付意愿的研究结果，美国居民每年每户对能见度改善的支付意愿为 49.46 美元（按 1995 年价），假设对能见度的支付意愿主要取决于居民的收入水平，我们可以按照 benefit transfer 的方法利用美国居民和京津冀区域居民的人均可支配收入以及 2009 年的美元和人民币汇率水平来粗略计算京津冀区域居民对能见度改善的支付意愿，结果如表 3-38 所示。

表 3-38 2009 年京津冀区域居民对能见度改善的支付意愿

城市	WTP（百万元）
北京市	320.33
天津市	179.36
石家庄市	110.41
承 德 市	40.68
张家口市	55.14
秦皇岛市	37.68
唐 山 市	100.57
廊 坊 市	51.05
保 定 市	110.54
沧 州 市	77.85
衡 水 市	42.21
邢 台 市	68.93
邯 郸 市	98.04
京津冀总计	1292.79

对于交通方面，本研究讨论了为什么不考虑公路、铁路和航海运输方面的影响，仅评估了 $PM_{2.5}$ 标准制定和实施潜在的能见度的改善对航空运输带来的经济效益（主要评估了航班延误的减少所带来的经济效益）。这里需要强调的是，能见度改善对航空运输延误的减少只是其中一个较小的方面，而航空事故的减少的经济效益可能会是更大的，尽管事故的影响因素太多而不容易单独剥离出来进行估算；能见度的改善能够给交通带来许多方面的经济效益，即便是对公路和航海的影响可能性相对较小，但一旦影响到道路交通事故和航海事故的发生，则其影响严重程度则也是非常大的。研究中对交通其他方面的影响的忽略（这部分的影响可能是更大的）不可避免地造成结果的偏差和低估。

较低的能见度会对交通造成影响，包括对交通的延误、交通的速度等，严重时甚至会造成交通事故发生概率的增加。但是，由于难以控制其他因素（如道路状况、人为因素、天气变化尤其是雾等）的影响，本研究仅估算了 $PM_{2.5}$ 带来的灰霾造成的低能见度对交通延误的影响，而对于如交通速度和交通事故的影响，由于方法和数据的局限性，本研究未进行评估。

由于不同的交通方式和技术对能见度的依赖程度极不相同，本文首先分析了对交通产生影响的能见度水平，主要考虑为海、陆、空三种交通方式：

（1） 航海：极低能见度才造成影响，中能见度影响小；雾是影响海面能见度的首要因素，低能见度下的碰撞事故绝大部分是因为雾。速度相对较慢，信号灯和雷达依赖性强；未找到对低能见度下的航速规定（要求全程安全航速）和航海管制规定，一般认为能见度在 3-5 海里为能见度不良，应处于雾航的戒备状态（仝金强，2008）。

（2） 公路：根据国内外经验和高速公路管理部门提供的资料，当大气能见度小于 50m 时，高速公路关闭；能见度在 50-200m 时车辆可照常行驶，但需对车辆进行限速（时速不能超过 20km）（孟燕军等，2001）。

（3） 航空：根据《航空器机场运行最低标准的制定和实施规定》（中国民用航空总局，2001），机场运行的最低标准（即机场可用于飞机起飞和着陆的运行限制）最重要的指标就是能见度（VIS）或跑道视程（RVR），在需要的时候，也包括云高、决断高度等。尽管对与不同的运行类别和不同的机型等，对最低标准能见度的要求有所不同，但起飞或降落进近一般要

求最低能见度应该达到 800m 以上（如起飞最低标准对一、二发飞机要求能见度为 1600m，三、四发飞机为 800m）。

在以上对交通方式对能见度的要求和依赖程度的分析的基础上，本研究同时分析了京津冀区域不同水平的低能见度出现频率及主要影响因素如下：

（1） 孟燕军等（2001）研究了北京地区 20 个地面气象站点 1980-1998 年间不同能见度等级的出现频率，研究得到低能见度（<1000m）出现频率分别如下：能见度<50m 的出现频率为 0.32%，能见度<200m 为 0.44%，能见度在 200m-1000m 之间出现的频率为 0.48%；同时，北京机场高速公路低能见度出现的频率仅为 0.37%，而八达岭高速公路则为 0.2%，远低于北京地区平均低能见度出现频率（0.92%）。

（2） 徐梅等（2006）采用与吴兑（2006）相同的霾日的定义，利用 2001-2004 年天津市有代表性站点的气象观测资料分析了天津地区的灰霾特征，结果表明年天津地区灰霾日数维持在一个较高水平，呈现市区>山区>海滨；灰霾日数年分布市区峰值出现在 8 月，蓟县（山区）和塘沽（海滨）分别出现在 7 月和 10 月，而谷值都出现在春季，市区出现在 4 月，蓟县（山区）和塘沽（海滨）集中在 3 月；气象条件对灰霾天气的影响较大，而大气污染物中的 PM_{10} 与灰霾具有很好的相关性。

（3） 与环渤海其他地区相比，京津冀区域出现低能见度（小于 1km）水平的频率并不突出，但是中能见度（1-4km）出现频率却明显要高，三个高值出现在北京和天津地区、石家庄地区、邯郸和邢台地区。

（4） 研究表明，京津冀区域极端低能见度（小于 200 米）绝大部分是由于雾引起的，而中能见度（1-4km）则主要是由于灰霾、沙尘等原因造成的（赵习方，2002；周贺玲，2007；张利娜，2008a，2008b）。

由此，我们可以进一步分析，得到 $PM_{2.5}$ 引起的能见度对交通的影响，结论如下：

（1） 由于雾是影响海面能见度的首要因素，低能见度下的碰撞事故绝大部分是因为雾，且无法量化低能见度的航期延误或碰撞事故，故本研究不考虑航海方面的影响。

（2） 结合以上对京津冀区域低能见度出现的频率分布情况可以得出，京

津冀区域由于灰霾造成的低能见度主要集中在能见度 200-4000m 范围，200m 以内的低能见度主要是由雾造成的，且 200m 以内的能见度出现的频率极低（如北京仅为 0.44%），因此，京津冀区域由于灰霾（或 $PM_{2.5}$）引起低能见度从而造成公路交通延误或事故的影响非常有限。换言之，京津冀区域灰霾（或 $PM_{2.5}$）引起的低能见度对公路交通的影响并不是主要的，本研究亦不进行评估。

（3） 由于京津冀区域 200-4000m 的能见度范围主要是灰霾引起的，且北京地区能见度在 200m-4000m 之间出现的频率相对较高，因此，灰霾对航空运输的影响就显得非常重要，在对 $PM_{2.5}$ 引起的低能见度造成的影响进行评估时，灰霾对航班延误甚至航空事故的影响应该得到充分的考虑。

结合上文中对 2009 年京津冀区域能见度水平和在不同标准情景下能见度改善水平的估算，我们可以识别出 2009 年实际能见度低于 800 米且通过 $PM_{2.5}$ 标准的制定实施后能见度改善大于 800 米的全年总天数（结果如表 3-39 所示），此即在不同标准情景下航空延误减少的最小天数。进而结合北京、天津和石家庄三大机场的航空、客运量、燃油量和价格等数据，估算不同情景下航空延误减少带来的经济效益（结果如表 3-40 所示）。航空空中延误和旅客时间延误成本的计算方法分别如以下公式所示：

$$Ba=N*V*Ta*Ga*Pg$$

Ba：能见度改善而减少空中延误的效益（元）；

N：2009 年当地机场航班总起降架次（次）；

V：2009 年航空能见度改善天数占全年总天数的比例；

Ta:：平均每架次航班空中延误时间（小时）；

Ga：平均每架次航班单位时间燃油消耗量（吨/小时）；

Pg：2009 年航空燃油价格（元/吨）。

$$Bt=M*V*Tp*GDPp$$

Bt：能见度改善而减少旅客时间延误的效益（元）；

N：2009 年当地机场总客运量（人次）；

V：2009 年航空能见度改善天数占全年总天数的比例；

Tp:：平均每位旅客的延误时间（小时）；

GDPp ：2009 年全国人均 GDP（元）。

根据公式和相关的数据，可以估算在不同的 $PM_{2.5}$ 标准设计情景下，京津冀区域三大机场因能见度改善减少航空延误而带来的经济效益，保守估计的结果依然表明该效益非常可观，京津冀三大机场在不同的 $PM_{2.5}$ 标准情景下可避免 2.7-5.6 亿元的经济损失。

表 3-39 2009 年能见度低于 800m 且在能见度改善大于 800m 的天数和比例

情景一	北京	天津	石家庄
天数（天）	37	22	25
占全年比例（%）	10.14	6.03	6.85
情景二	北京	天津	石家庄
天数（天）	76	46	70
占全年比例（%）	20.82	12.60	19.18
情景三	北京	天津	石家庄
天数（天）	76	46	70
占全年比例（%）	20.82	12.60	19.18
情景四	北京	天津	石家庄
天数（天）	76	46	70
占全年比例（%）	20.82	12.60	19.18

表 3-40 不同情景下由能见度改善减少航空延误所带来的经济效益（元）

情景 1	北京	天津	石家庄	京津冀
航班空中延误	156,108,696	14,290,047	7,021,792	177,420,535
旅客时间延误	84,743,586	4,455,171	1,156,341	90,355,099
总计	240,852,282	18,745,219	8,178,133	267,775,633
情景 2	北京	天津	石家庄	京津冀
航班空中延误	320,655,699	29,879,190	19,661,016	370,195,905
旅客时间延误	174,067,907	9,315,358	3,237,755	186,621,021
总计	494,723,606	39,194,548	22,898,772	556,816,926
情景 3	北京	天津	石家庄	京津冀
航班空中延误	320,655,699	29,879,190	19,661,016	370,195,905
旅客时间延误	174,067,907	9,315,358	3,237,755	186,621,021
总计	494,723,606	39,194,548	22,898,772	556,816,926
情景 4	北京	天津	石家庄	京津冀
航班空中延误	320,655,699	29,879,190	19,661,016	370,195,905
旅客时间延误	174,067,907	9,315,358	3,237,755	186,621,021
总计	494,723,606	39,194,548	22,898,772	556,816,926

3.4 效益评估总结

制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准，对 $PM_{2.5}$ 浓度进行有效控制，能够为京津冀区域带来显著的健康效益和能见度改善效益。据保守估计，在不同 $PM_{2.5}$ 标准情景下，降低 $PM_{2.5}$ 浓度到不同的水平，京津冀区域能够实现的潜在健康效益为 1259 亿元-2477 亿元，占到京津冀区域总 GDP 的 3.41%-6.71%；而相应的对京津冀区域能见度改善亦极为显著，能见度提高水平达到 500m-2000m 不等，能够有效减少低能见度出现的频率（天数），对交通延误、景观价值和居民舒适度均具有较大的改善。

4 不确定性分析及讨论

4.1 $PM_{2.5}$ 浓度转换

由于目前中国各城市尚未开展 $PM_{2.5}$ 浓度的连续常规监测，而只有 PM_{10} 的常规监测值，因此在缺乏 2009 年全年的 $PM_{2.5}$ 连续监测的实际日均浓度值的情况下，本研究采用基于 PM_{10} 等污染物实际监测值计算的空气污染指数（API）进行反演推算 PM_{10} 的日均浓度值（如果当日报告的首要污染物不是颗粒物，则假设该日的 PM_{10} 浓度为 0，这在一定程度上会对健康和能见度效益估算结果造成低估），并且根据京津冀区域 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 关系的大量经验研究，用 PM_{10} 浓度再进一步推算 $PM_{2.5}$ 的浓度值。鉴于 API 值和 $PM_{2.5}$ 浓度之间转换计算中带来的不确定性，本研究同时也对通过 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 浓度值和若干研究机构所开展的有限的监测时点得到的实际监测浓度进行了对比验证。从验证结果来看，本研究中采用的这种通过 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 浓度值是比较可靠的，而基于此得到的健康效益和能见度效益的估算结果在一定程度上也是相对保守的估计。

4.1.1 数据来源描述

(1) 北京大学环境与健康研究所实测 $PM_{2.5}$ 浓度数据（简称为“北大实测”）：“Carebeijing”北京大学站 2006 年 8 月 1 日-2008 年 10 月 31 日 $PM_{2.5}$ 实测日均浓度，总天数为 792 天，具有监测数据的天数为 688 天。其中 2006 年 8 月、11 月和 12 月均只有约半个月数据；2007 年为几乎全年完整数据，2008 年 4 月数据缺失；

(2) 中科院大气物理所实测 $PM_{2.5}$ 浓度数据（简称“中科院实测”）：北京大学站 2009 年 6 月 1 日-2010 年 12 月 31 日，总天数为 579 天，具有监测数据的天数为 538 天。

(3) API 转换数据：与北京大学环境与健康研究所实测数据的日期对应，根据环保部数据中心网页公布的每日空气质量日报中北京市的 API 值进行转换得到 $PM_{2.5}$ 日均浓度，全年每日均有数据，总天数为 792 天，首要污染物为可吸入颗粒物的天数为 681 天。而与中科院大气物理所实测数据的日期相对应，我们同样选用环保部公布的相应的 API 值进行转换得到 $PM_{2.5}$ 的日均浓度。

4.1.2 API 转换数据处理过程

与北大实测数据的日期相对应，首先根据 API 计算公式将 API 值转换成 PM_{10} 浓度值，再根据 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值约为 0.5，将 PM_{10} 浓度转换成 $PM_{2.5}$ 浓度值；其中某日若空气质量日报为“优”（无首要污染物）或首要污染物为非可吸入颗粒物，则将该日剔除；处理后总天数为 681；然后将 API 转换的浓度和北大实测浓度进行日期匹配，保证两套数据中任一天均为非零数值；处理后两套数据总天数均为 599；分别利用处理后的两套数据（共 599 天的数据）计算三年总浓度平均值和各月浓度平均值。与中科院实测数据日期相对应的 API 转换过程类似处理。

4.1.3 结果对比

如图 4-1 所示，从全时段总平均值来看，API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 浓度（132ug/m^3）要低于北大站实际监测的浓度值（150 ug/m^3），但相差并不是太大。从各月份的平均浓度值的比较来看，API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 浓度各月的变化幅度较小，季节变化不明显；而实际监测浓度各月的变化则较大，季节变化和奥运会的影响明显；API 转换的月均浓度值与北大实际监测值的大小关系在不同的月份结果并不一致，总体上从全时段来看，两者的值难以比较出明显的高低之分。

从北大实测数据与 API 转换数据每天的日均浓度值的散点及直线连线图（图 4-2）来看，与月均浓度值得到的结果相似。大部分的天数 API 转换得到的浓度值要高于实测浓度值，而部分天数则实测浓度值远高于转换值（实际监测值的极值较多）。从中科院实测数据与 API 转换数据日均浓度值的散点图（图 4-3）来看，结论与北大实测得到的结论相当一致。

根据以上两套数据与 API 转换值的比较，从健康和能见度效益评估的角度

而言，我们认为采用 API 转换值具有较好的依据和可信度（较为保守的估算），理由主要有以下两点：

(1) API 转换的 $PM_{2.5}$ 年均浓度值低于北大实测的年均浓度值，而我们的健康效益估算结果中利用年均浓度估算的慢性健康效益（慢性死亡和慢性支气管炎）占总效益的绝大部分（95%以上），因此可以认为，利用 API 转换值估算总效益的结果是一种较保守的估算（低估）。

(2) 虽然 API 转换的日均值高于北大实测值的天数（约占总天数的 60%）比低于实测值的天数稍多，但是较实测值稳定（变化幅度小，且高浓度极值天数较少）；对急性健康效应而言，极值的作用会更为突出，因此有理由认为，在急性健康效益评估中，我们采用 API 转换得到的浓度值的估算结果至少与利用实际监测浓度值得到的结果是相当的。

(3) 对于能见度的评估而言，由 API 转换得到的较稳定的 $PM_{2.5}$ 浓度日均值，再推导出的能见度日均值也是相对较稳定的（极值较少），从而对不同情景的能见度改善的估算也是一种保守的估算值。

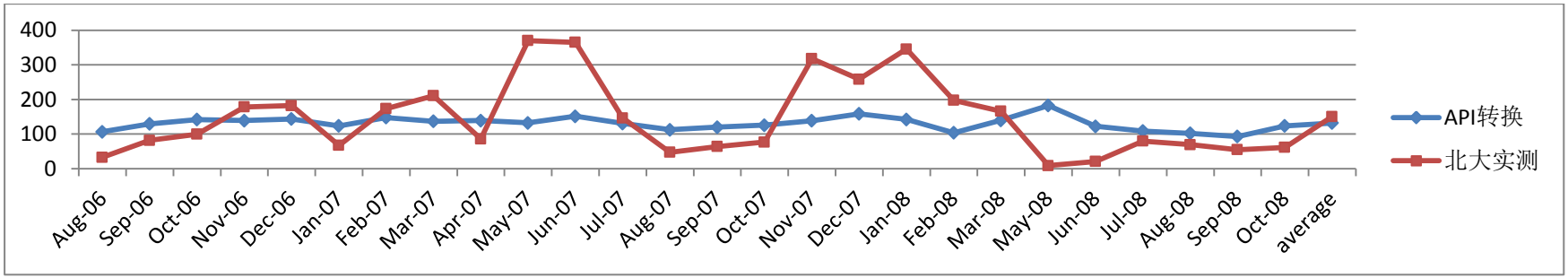

图 4-1 用 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 月均浓度与北大实测 $PM_{2.5}$ 月均浓度的比较（单位：ug/m^3）

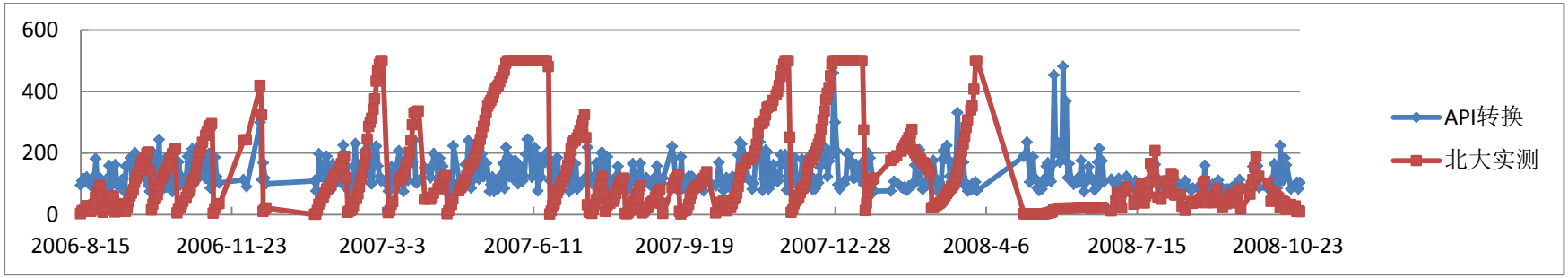

图 4-2 用 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 日均浓度与北大实测 $PM_{2.5}$ 日均浓度的比较（单位：ug/m^3）

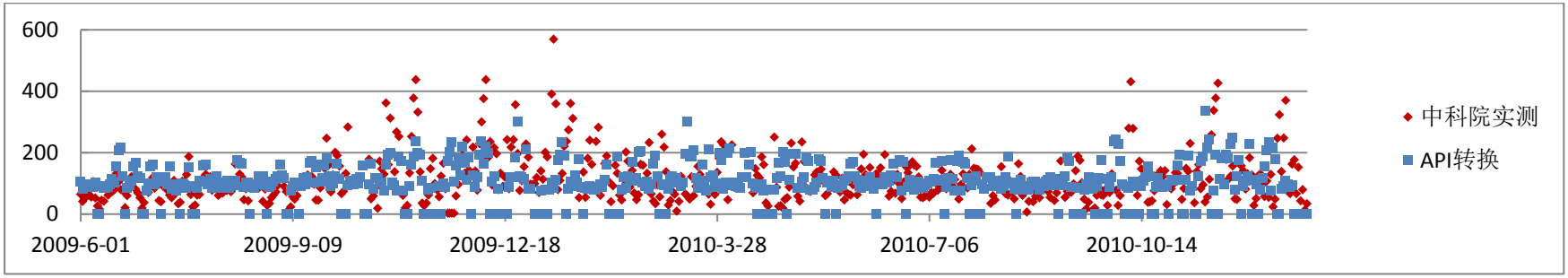

图 4-3 用 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 日均浓度与中科院实测 $PM_{2.5}$ 日均浓度的比较（单位：ug/m^3）

4.2 剂量-反应系数的选取

鉴于目前大气颗粒物对健康的影响机制尚不完全清晰，依赖于流行病学或毒理学研究结果所得的颗粒物与健康的剂量-反应关系系数还有待更深入的研究，建立剂量-反应关系的过程本身仍存在许多不确定因素，因此，本研究在剂量-反应系数选取过程中，也不可避免地带入了这种不确定性。同时，本研究将对国内不同地区的剂量-反应关系的研究结果综合分析后应用于京津冀区域的研究中，这在人群特点、剂量条件以及经济环境等方面可能存在一定的差异性，这种差异性对剂量-反应系数的选取亦将带来不可估计的偏差和不确定性。本研究利用剂量-反应系数 95%置信区间的估计系数，对计算结果进行中值、低值和高值的估算，给出估算结果的数值范围，在一定程度上缩小由此造成的不确定性。

4.3 健康终端的选取

本研究总经济损失评估过程是在对所选定的健康终端的经济损失的基础上加总得到的，因此，健康终端的选择对评估的结果也会产生一定的影响。从理论上来说，所选取的健康终端应该既能较全面地反映出 $PM_{2.5}$ 对人体的各种健康影响和损害，又不会使各健康终端的经济损失估算彼此产生重叠或重复。然而，基于目前健康影响研究的局限性和基础卫生统计数据的不完善性甚至不可得性，同时考虑到各健康终端的危害性程度和损失的严重程度，本研究在计算总经济损失时仅选择了慢性效应中的过早死亡和慢性支气管炎以及急性效应中的住院和门诊访问量作为健康终端。尽管这在一定意义上减小了重复计算的潜在偏差，但仍在一定程度上存在不确定性，如总损失中可能忽略了 $PM_{2.5}$ 对人体健康急性效应中对死亡的影响部分而导致结果的低估，以及未能剥离慢性支气管炎和过早死亡之间、住院和门诊之间可能存在的部分重复计算。

4.4 能见度评估

本研究选取了 $PM_{2.5}$ 浓度推算能见度值的方法对能见度的现状和能见度的改善进行了估算，但由于 $PM_{2.5}$ 浓度与能见度的关系是建立在北京局部地区且相对较短的一段历史时期的历史数据的基础上得到的，因此应用于估算的过程中也存在着一定的不确定性和偏差。而在对能见度的居民舒适度评价的过程中，由于没

有国内的相关研究结果可以借鉴，本研究直接采用了美国的研究结果，用居民对能见度的支付意愿来反映能见度的价值，并基于收入水平用 benefit transfer 的方法来估算京津冀区域居民对能见度改善的价值评估，结果也存在一定的不确定性。但由于能见度改善的效益相对于健康效益而言小得多（约为总效益的 1%），在总效益估算时，这种不确定性可以忽略不计。

5 结论和政策建议

大气颗粒物尤其是细颗粒物（$PM_{2.5}$）对人体健康带来许多危害，从而造成人们极大的疾病成本负担，生活福利的降低，生命质量的降低甚至生命的损失；同时 $PM_{2.5}$ 也是大气能见度损害的重要因素，造成的低能见度给交通、居民舒适度等都带来了极大的负面影响。

京津冀区域由于快速工业化和城市化带来了严重的环境污染问题，大气污染较为严重，尤其是大气细颗粒物污染具有区域性和复杂性的特点，京津冀区域联合控制和治理具有越来越重要的现实意义和紧迫性。而区域联防联控的一个重要的基本前提就是建立区域共同的控制目标，从而对 $PM_{2.5}$ 浓度进行有效的控制和降低。建立并实现共同的控制目标的一个有效的途径就是制定和实施京津冀区域 $PM_{2.5}$ 空气质量标准，既是对当前仅依赖 PM_{10} 标准进行空气质量管理的不足的补充完善，更是从降低 $PM_{2.5}$ 浓度，减少 $PM_{2.5}$ 造成的各种损害的现实角度将空气质量控制和管理目标提高到一个新的层次。

本研究正是以京津冀区域为案例地区，对制定和实施中国 $PM_{2.5}$ 空气质量标准进行了经济分析，建立了经济分析的一套完整的分析框架和方法体系。通过 $PM_{2.5}$ 标准不同情景的设计，研究重点分析了制定并实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准所能够实现的效益，包括健康效益和能见度改善效益。结果表明，在不同的 $PM_{2.5}$ 标准浓度情景下，制定并实施 $PM_{2.5}$ 标准能够实现极大的潜在效益。其中，健康效益最为可观，五种情景下总的健康效益中值依次为 1259 亿元、1729 亿元、2041 亿元、2335 亿元、2477 亿元，分别占到京津冀区域总 GDP 的 3.41%-6.71%；而能见度改善效益也至少能达到约 15.6-18.5 亿元，仅交通方面的航空延误减少带来的效益就可达到 2.7-5.6 亿元。本研究的估算还是较为保守的估算，实际上经济效益可能还会高许多。由此可见，在京津冀区域制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准，对 $PM_{2.5}$

浓度进行分阶段逐步有效的的控制和降低，能够带来相当可观的健康效益和能见度改善效益。尽管本研究未深入考虑制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准所需的政策成本和控制成本，但如此巨大的效益已经足以表明制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准的必要性和重要性。因此，京津冀区域尽快制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准有助于对 $PM_{2.5}$ 污染的控制，有效降低 $PM_{2.5}$ 浓度，从而大大提高京津冀区域的空气质量和人们的生活质量，具有非常显著的效益。

京津冀区域作为中国经济发展的一个典型区域，其城市化和工业化的过程带来的大气污染问题与珠江三角洲、长江三角洲和其他城市群的情况具有一定的相似性和可比性，因此，对京津冀区域制定和实施 $PM_{2.5}$ 空气质量标准进行经济分析，将京津冀区域作为标准制定和实施的一个试点地区，有利于推动中国其他地区空气质量标准的建立和空气质量管理目标的提高，从而推动整个国家 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的设计、出台和全面实施，提高全国的空气质量和人们生活的环境水平，有效地提高人们的生活质量，促进人们的社会福利的增加。

参考文献

Abt Associates Inc, 2005. BenMAP environmental benefits mapping and analysis program user's manual.

Aunan, K., Pan, X.C., 2004. Exposure-response functions for health effects of ambient air pollution applicable for China-a meta-analysis. Science Of The Total Environment 329, 3-16.

Bart, O., 2004. Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental burden of disease series 5.

Chang, D., Song, Y., Liu, B., 2009. Visibility trends in six megacities in China 1973-2007. Atmospheric Research, (94): 161-167

Chen, C., Chen, B., Wang, B., Huang, C., Zhao, J., Dai, Y., Kan, H., 2007. Low-carbon energy policy and ambient air pollution in Shanghai, China: A health-based economic assessment. Science Of The Total Environment 373, 13-21.

Chestnut, L.G., Rowe, R.D., 1990. Preservation Values for Visibility Protection at the National Parks. Draft final report to US Environmental Protection Agency, RCGrHagler Bailley.

Chestnut, L.G., Dennis, R.L., 1997. Economic benefits of improvements in visibility: Acid rain provisions of the 1990 Clean Air Act Amendments. Journal Of The Air & Waste Management Association 47, 395-402.

Cohen, A.J., Anderson, H.R., Ostro, B., Pandey, K.D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Gutschmidt, K., Pope, C.A., Romieu, I., Samet, J.M., 2004. Mortality impacts of urban air pollution. Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. Geneva, World Health Organization 2.

Deng, X., Tie, X., Wu, D., Zhou, X., Bi, X., Tan, H., Li, F., Jiang, C., 2008. Long-term trend of visibility and its characterizations in the Pearl River Delta (PRD) region, China. Atmospheric Environment 42, 1424-1435.

Deng, X.J., Tie, X.X.,Wu, D., Zhou, X.J., Bi, X.Y., Tan, H.B., Li, F., Hang, C.L., 2008. Long-term trend of visibility and its characterizations in the Pearl River Delta (PRD) region, China. Atmos. Environ. 42, 1424 – 1435.

Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. The New England journal of medicine 329, 1753.

Guo, X.Q., T.C. Haab and J.K. Hammitt, 2006.Contingent Valuation and the Economic Value of Air-Pollution-Related Health Risks in China. Selected paper at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Long Beach, California.

Haider, W., Moore, J., Knoweler, D., Anderson, D., 2002. Estimating Visibility Aesthetics Damages for AQVM. Report for the Environmental Economics Branch, Environment Canada.

Hammitt, J.K., Zhou, Y., 2006. The economic value of air-pollution-related health risks in China: a contingent valuation study. Environmental and Resource Economics 33, 399-423.

Han, M., 2006. The human capital loss of air pollution in cities, China. China Environmental Science 26, 509-512.

Hill, L.B., Harper, W., Halstead, J.M., Stevens, T.H., Porras, I., Kimball, K.D., 2000. Visitor perceptions and valuation of visibility in the Great Gulf Wilderness, New Hampshire. Cole, et al. Proceedings: Wilderness Science in a Time of Change. Proc., RMRS-P-000. Ogden, VT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Hoffmann, P. Qin and A. Krupnick, 2010. The Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions in China. Selected paper at the 4th World Congress of Environmental and Resource Economists, Montreal, Canada.

Huang, J., Wu, D., Huang, M., Li, F., Bi, X., Tan, H., Deng, X., 2008. Visibility Variations in the Pearl River Delta of China During the Period of 1954--2004. Journal of Applied Meteorological Science 19, 61-70.

Huang,W., Tan, J., Kan, H., Zhao, N., Song,W., Song, G., Chen, G., Jiang, L., Jiang, C., Chen, R., Chen, B., 2009. Visibility, air quality and daily mortality in Shanghai, China. Sci. Total Environ. 407, 3295－3300.

Hyslop, N.P., 2009. Impaired visibility: the air pollution people see. Atmospheric Environment 43, 182-195.

Jia, J., Kan, H., Chen, B., 2004. Association of Air Pollution With Daily Mortality in Zhabei District of Shanghai: a Case-Crossover Analysis. Journal of Environment and Health 21, 279-282.

Kan, H., Chen, B., 2004. Particulate air pollution in urban areas of Shanghai, China: health-based economic assessment. Science Of The Total Environment 322, 71-79.

Kan, H., Chen, B., Chen, C., Fu, Q., Chen, M., 2004. An evaluation of public health impact of ambient air pollution under various energy scenarios in Shanghai, China. Atmospheric Environment 38, 95-102.

Kan, H., London, S.J., Chen, G., Zhang, Y., Song, G., Zhao, N., Jiang, L., Chen, B., 2007. Differentiating the effects of fine and coarse particles on daily mortality in Shanghai, China. Environment International 33, 376-384.

Kan, H.D., Chen, B.H., 2002. Analysis of Exposure-Response Relationships of Air Particulate Matter and Adverse Health Outcomes in China. Journal of Environment and Health 19, 422-424.

Kip Viscusi, Wesley, A., 1991. Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade-offs for chronic bronchitis* 1. Journal of Environmental economics and management 21, 32-51.

Krupnick, A., 2007. Mortality-risk Valuation and Age: Stated Preference Evidence[J]. Review of Environmental Economics and Policy, 1(2): 261-282.

Lippmann, M., Frampton, M., Schwartz, J., Dockery, D., Schlesinger, R., Koutrakis, P., Froines, J., Nel, A., Finkelstein, J., Godleski, J., 2003. The US Environmental Protection Agency Particulate Matter Health Effects Research Centers Program: a midcourse report of status, progress, and plans. Environmental Health Perspectives 111, 1074.

Liu, X., Shao, M., 2004. The analysis of sources of ambient light extinction coefficient in summer time of Beijing city [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 2.

Malm, W.C., Cooperative Institute For Research In The Atmosphere Fort Collins, C., 1999. Introduction to visibility. Cooperative Institute for Research in the Atmosphere, NPS Visibility Program, Colorado State University.

Martin, R.V., Jacob, D.J., Yantoscal, R.M., Chin, M., Ginoux, P., 2003. Global and regional decreases in tropospheric oxidants from photochemical effects of aerosols. J. Geophys. Res. 108 (D3), 4097. doi:10.1029/2002JD002622.

McClelland, G., Schulze, W., Waldman, D., Irwin, J., Schenk, D., Stewart, T., Deck, L., Thayer, M., 1991. Valuing Eastern visibility: A field test of the contingent valuation method. Prepared for US Environmental Protection Agency, Office of Policy, Planning and Evaluation. June.

Morgan, G., Corbett, S., Wlodarczyk, J., 1998. Air pollution and hospital admissions in Sydney, Australia, 1990 to 1994. American Journal Of Public Health 88, 1761.

Morgan G, Lincoln D, Sheppeard V, Jalaludn B, Beard JF, Simpson R, et al. The effects of low level air pollution on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia, 1994 to 2000. Epidemiology 2003, 14(5):S111-2 [Supplement].

Mundial, B., 2007. Cost of pollution in China: economic estimates of physical damages.

Pan, X., Yang, M., Fan, T., 2008. Time-Series Analysis of Air Pollution and Cardiovascular Mortality in Beijing, China. Epidemiology 19, S170.

Pearce, D.W., Warford, J.J., 1993. World without end: Economics, environment, and sustainable development. A World Bank Publication.

Peng, X., Xiao-yun, L., Zhao-rong, L., Tian-tian, L.I., Yu-hua, B., 2009. Exposure-response functions for health effects of ambient particulate matter pollution applicable for China. China Environmental Science, 10.

Pope III, C.A., Bates, D.V., Raizenne, M.E., 1995. Health effects of particulate air pollution: time for reassessment?. Environmental Health Perspectives 103, 472-480.

Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. Jama 287, 1132.

Pope III, C.A., Dockery, D.W., 1999. Epidemiology of particle effects. Air pollution and health 31, 673-705.

Pope III, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath Jr, C.W., 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. American Journal Of Respiratory And Critical Care Medicine 151, 669.

Quah, E., Boon, T.L., 2003. The economic cost of particulate air pollution on health in Singapore. Journal of Asian Economics 14, 73-90.

Schwartz, J., 2000. Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. American Journal Of Epidemiology 151, 440.

Schwartz, J., Dockery, D.W., Neas, L.M., 1996. Is daily mortality associated specifically with fine particles?. Journal of the Air & Waste Management Association (1995) 46, 927.

Taiqin, T., Yong, D., Jinping, Z., 2000. Epidemiological survey and analysis on bronchial asthma in Guangdong province [J]. Chinese Journal of Tuberculosis and Respiratory Diseases 12.

Tao, J., Ho, K.F., Chen, L.G., Zhu, L.H., Han, J.L, Xu, Z.C., 2009. Effect of chemical composition of $PM_{2.5}$ on visibility in Guangzhou, China, 2007 spring. Particuology, (7): 68-75.

Tie, X.,Madronich, S.,Walters, S., Edwards, D.P., Ginoux, P.,Mahowald,N., Zhang, R.Y., Lou, C., Brasseur, G., 2005. Assessment of the global impact of aerosols on tropospheric oxidants. J. Geophys. Res. 110. doi:10.1029/2004JD005359.

Thach, T.Q., Wong, C.M., Chan, K.P., Chau, Y.K., Chung, Y.N., Ou, C.Q., Yang, L., Hedley, A.J., 2010. Daily visibility and mortality: Assessment of health benefits from improved visibility in Hong Kong. Environmental Research 110, 617-623.

USEPA, 2010. Policy Assessment for the Review of the PM NAAQS-second external review. Working paper

USEPA, 2006. National Ambient Air Quality Standards for Particle Pollution. Working paper.

Venkatachalam, L., 2004. The contingent valuation method: a review. Environmental Impact Assessment Review 24, 89-124.

Viscusi, W., Kip, Wesley A. Magat, and Joel Huber, 1991. Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Trade-offs for Chronic Bronchitis. Journal of Environmental Economics and Management 21.

Wan, J.M., Lin, M., Chan, C.Y., Zhang, Z.S., Engling, G., Wang, X.M., Chan, I.N., Li, S.Y., 2011. Change of air quality and its impact on atmospheric visibility in central-western Pearl River Delta. Environmental Monitoring And Assessment 172, 339-351.

Wang, H., Mullahy, J., 2006. Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality: a contingent valuation study in Chongqing, China. Science Of The Total Environment 367, 50-57.

Wang, J., Zhang, Y., Shao, M., Liu, X., Zeng, L., Cheng, C., Xu, X., 2006. Quantitative relationship between visibility and mass concentration of PM2. 5 in Beijing. Journal of Environmental Sciences 18, 475-481.

Wang, K., Dickinson, R.E., Liang, S., 2009. Clear sky visibility has decreased over land globally from 1973 to 2007. Science 323, 1468.

World Health Organization (WHO), 2006. WHO Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. EURO Nonserial Publication. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf (accessed 8 May 2011).

Zhang, Q.H., Zhang, J.P., Xue, H.W., 2010. The challenge of improving visibility in Beijing. Atmos. Chem. Phys 10, 7821-7827.

Zou, W,B., Zhang, S.Q.,2010. Economic Valuation of Health Impact of PM 10 Pollution in Beijing from 2001 to 2006. Chinese Journal of Population, Resources and Environment, 8(2): 68-74.

Wu, D., Bi, X., Deng, X., Li, F., Tan, H.B., Liao, G.L., Huang, J., 2007. Effect of atmospheric haze on the deterioration of visibility over the Pearl River Delta. ACTA METEOROLOGICA SINICA-ENGLISH EDITION- 21, 215.

Wu, D., Deng, X., Bi, X., Li, F., Tan, H., Liao, G., 2007. Study on the visibility reduction caused by atmospheric haze in Guangzhou area. Journal of Tropical Meteorology 23, 1-6.

Xu, X., Dockery, D.W., Christiani, D.C., Li, B., Huang, H., 1995. Association of air pollution with hospital outpatient visits in Beijing. Archives Of Environmental Health 50, 214-220.

Xu, Z.Y., Jin, F.J., 2003. Assessment of Economic Loss Due to Health Impact of Air Pollution in City of Liaoning Province. Journal of Environment and Health 20, 67-71.

Zhang, M., Song, Y., Cai, X., 2007. A health-based assessment of particulate air pollution in urban areas of Beijing in 2000-2004. Science Of The Total Environment 376, 100-108.

Zhang, Q.H., Zhang, J.P., Xue, H.W., 2010. The challenge of improving visibility in Beijing. Atmospheric Chemistry and Physics, (10): 7821-7827.

Zhang, Y.H., Hu, M., Zhong, L.J., Wiedensohler, A., Liu, S.C., Andreae, M.O., Wang, W., Fan, S.J., 2008. Regional integrated experiments on air quality over Pearl River Delta 2004 (PRIDE-PRD2004): Overview. Atmospheric Environment 42, 6157-6173.

范引琪，李春强. 1980-2003年京津冀地区大气能见度变化趋势研究. 高原气象，2008(6): 1392-1600.

范引琪, 李二杰等. 河北省1960年~2002年城市大气能见度的变化趋势分析. 大气科学, 2005(4): 526-535.

弗里曼（著）, 曾贤刚（译）. 环境与资源价值评估——理论与方法[M]. 北京：中国人民大学出版社, 2002.

李学彬, 高亦桥等. 气溶胶细粒子与能见度的相关性. 光学精密工程, 2008, 16(7): 1177-1180.

刘炳杰. 环渤海低能见度分析及短期预报方法研究. 兰州大学硕士论文, 2010.

刘新民, 邵敏. 北京市夏季大气消光系数的来源分析. 环境科学学报, 2004, 24(2) : 185-189.

孟燕军, 赵习方等. 北京地区高速公路能见度气候特征. 气象科技, 2001(4): 27-32.

邵龙义, 时宗波, 黄勤. 都市大气环境中可吸入颗粒物的研究. 环境保护, 2000(1): 24-26.

宋宇, 唐孝炎等. 北京市大气细粒子的来源分析. 环境科学, 2002, 23(6): 11-16.

宋宇, 唐孝炎等. 北京市能见度下降与颗粒物污染的关系. 环境科学学报, 2003(4): 468-471.

泰坦伯格（著）, 严旭阳（译）. 环境与自然资源经济学(第五版)[M]. 北京：经济科学出版社, 2003.

仝金强. 船舶在能见度不良非互见时的避碰研究. 中国水运, 2008, 8(2).

王京丽, 刘旭林. 北京市大气细粒子质量浓度与能见度定量关系初探. 气象学报, 2006, 64(2): 221-228.

王淑英, 孟燕军等. 北京高速公路大气能见度与气象条件的相关分析. 气象科技, 2002(5): 306-310.

王淑英, 徐晓峰. 北京地区低能见度的气候特征及影响因素. 气象科技, 2001(4): 23-26.

王淑英, 张小玲等. 北京地区大气能见度变化规律及影响因子统计分析. 气象科技, 2002(2): 109-114.

王玮, 汤大钢, 刘红杰等. 中国$PM_{2.5}$污染状况和污染特征的研究. 环境科学研究, 2000, 13(1): 1-5.

魏复盛, 腾恩江等. 我国4个大城市空气PM2.5、PM10污染及其化学组成，中国环境监测, 2001, 17(T01): 1-6.

吴兑, 吴晓京等. 1951-2005年中国大陆霾的时空变化. 气象学报, 2010, 68(5).

吴兑, 毕雪岩, 邓雪娇等. 珠江三角洲大气灰霾导致能见度下降问题研究. 气象学报, 2006,64(4): 510-517.

谢旭轩. 健康的价值：环境效益评估方法与城市空气污染控制策略[M]. 北京大学博士论文, 2011.

徐梅, 朱玉强等. 天津地区灰霾特征初步研究. 过程工程学报, 2006, 6(z2).

杨复沫, 贺克斌, 马永亮等. 北京$PM_{2.5}$浓度的变化特征及其与PM_{10}、TSP的关系. 中国环境科学, 2002, 22(6): 506-510.

姚青, 张长春等. 天津冬季大气能见度与空气污染的相互关系. 气象科技, 2010, (6): 704-708.

曾贤刚, 蒋妍. 空气污染健康损失中统计生命价值评估研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(2): 284-288.

张利娜, 张朝林等. 北京机场高速公路能见度与大气动力和热力因子的诊断及物理分析. 气候与环境研究，2008a, 13(3): 260-272.

张利娜, 张朝林等. 北京高速公路大气能见度演变特征及其物理分析. 大气科学, 2008b(6): 1229-1240.

张世秋. 外部性及环境资源价值评估手段[A]. 环境管理与技术[M]. 北京：中国环境科学出版社，1994，275-282.

张素敏, 王赞红等. 石家庄市大气能见度变化特征及其与大气颗粒物碳成分的关系. 河北师范大学学报自然科学版, 2008(6): 825-829.

张素敏. 石家庄市大气能见度变化与大气颗粒物的关系研究. 河北师范大学硕士论文, 2009.

赵习方, 徐晓峰等. 北京地区低能见度区域分布初探. 气象, 2002(11): 55-57

周贺玲, 田晓飞等. 廊坊市能见度的变化规律及影响因子分析. 资源与产业, 2007(5): 111-113.

中国民用航空总局. 航空器机场运行最低标准的制定与实施规定, 2001.

图表目录

图 1-1 制定 $PM_{2.5}$ 空气质量标准的经济分析的整体研究思路 13
图 2-1 京津冀区域各城市地理区位图 16
图 2-2 2001-2009 年北京及周边地区 API 值 18
图 2-3 北京及周边地区历年空气质量达到和好于二级的天数 19
图 2-4 京津冀区域各城市的空气质量达标率统计 20
图 2-5 京津冀区域 2001-2008 年多年平均 API 的空间分布 20
图 2-6 京津冀区域历年可吸入颗粒物（PM_{10}）年均浓度值.....21
图 2-7 北京市 2004-2006 年 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 浓度的季节变化.....23
图 2-8 2009-2010 年京津冀代表观测站点 $PM_{2.5}$ 季节及全年平均浓度.....24
图 2-9 京津冀五站点 2009-2010 年 $PM_{2.5}$ 二次离子的季节浓度变化.....25
图 2-10 2004-2006 年北京区域 $PM_{2.5}$ 占 PM_{10} 的比值.....26
图 2-11 2009 年天津 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 质量浓度的月平均浓度变化 27
图 2-12 北京市 2005 年重点行业颗粒物排放源 31
图 3-1 实现 $PM_{2.5}$ 标准带来的健康效益评估思路 33
图 3-2 制定和实施 $PM_{2.5}$ 标准的健康效益评估技术路线图 34
图 3-3 能见度改善的效益评估思路图 73
图 3-4 颗粒物粒径与光的散射 75
图 3-5 不同成分的粒子对光的吸收和散射作用 75
图 3-6 标准视程、消光量和 Deciview 之间的对应关系.....76
图 3-7 京津冀区域能见度年际变化图 83
图 3-8 北京 1973-2007 年能见度年均值和能见度小于 10km 的年均天数变化趋势.....83
图 3-9 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度的逐月变化图.....85
图 3-10 北京、天津和廊坊 1961-2005 年平均能见度的逐月变化图.....85
图 3-11 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度的日变化图.....86
图 3-12 环渤海区域 1961-2005 年平均能见度分布情况.....87
图 3-13 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度<1km 出现频率的空间分布情况 87

图 3-14 环渤海地区 1961-2005 年平均能见度为 1-4km 出现频率的空间分布情况.....88
图 3-15 北京地区 1980-1998 年平均低能见度频率等值线区域图.....88
图 3-16 1980-2003 年京津冀区域能见度中值变化趋势.....89
图 3-17 1980-2003 年京津冀区域 Ridit 中值变化趋势.....90
图 3-18 中国平均霾日分布.....91
图 3-19 2007 年 4 月广州 $PM_{2.5}$ 中各化学组分的消光系数.....97
图 4-1 用 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 月均浓度与北大实测 $PM_{2.5}$ 月均浓度的比较（单位：ug/m^3）.....111
图 4-2 用 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 日均浓度与北大实测 $PM_{2.5}$ 日均浓度的比较（单位：ug/m^3）.....111
图 4-3 用 API 转换得到的 $PM_{2.5}$ 日均浓度与中科院实测 $PM_{2.5}$ 日均浓度的比较（单位：ug/m^3）.....111

表 1-1 中国和美国关于颗粒物浓度的现行标准.....8
表 1-2 WHO 对于颗粒物的空气质量准则值和过渡时期目标.....10
表 1-3 WHO 对于颗粒物的空气质量准则值和过渡时期目标.....10
表 2-1 2005 年京津冀区域经济发展基本情况.....15
表 2-2 空气污染指数（API）级别及其对应污染程度.....17
表 2-3 空气污染指数对应的颗粒物浓度限值.....17
表 2-4 京津冀区域不同城市的空气质量状况及首要污染物天数统计.....19
表 3-1 价值评估方法.....36
表 3-2 中国 $PM_{2.5}$ 标准浓度情景设计及参考依据.....41
表 3-3 健康终端基线情况总结.....42
表 3-4 颗粒物的健康效应剂量-反应系数总结.....43
表 3-5 京津冀区域各市暴露人群情况.....45
表 3-6 津冀各城市各健康终端单位经济损失.....47
表 3-7 情景 1 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应.....50
表 3-8 情景 2 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应.....52

表 3-9 情景 3 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应 54
表 3-10 情景 4 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应 56
表 3-11 情景 5 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效应.....58
表 3-12 冀区域不同情景下的健康效益 60
表 3-13 津冀区域不同情景下的健康效益占 GDP 比重（%）.....60
表 3-14 情景 1 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益 62
表 3-15 情景 2 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益 64
表 3-16 情景 3 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益 66
表 3-17 情景 4 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益 68
表 3-18 情景 5 降低 $PM_{2.5}$ 浓度带来的健康效益 70
表 3-19 美国 EPA 对能见度的研究历程.....77
表 3-20 条件价值法和内涵资产价值法的优缺点比较 79
表 3-21 美国关于休闲娱乐和居住区能见度的经济价值研究 80
表 3-22 京津冀区域 88 个气象站点中能见度中值<20km 的站点数的季节变化趋势.....84
表 3-23 能见度与同期同步主要空气污染物浓度和地面常规气象要素的相关系数.....94
表 3-24 日平均能见度与气象要素和空气污染物浓度多元回归分析 94
表 3-25 2001 年不同季节不同气象条件下能见度与 $PM_{2.5}$ 质量浓度间的相关关系.....95
表 3-26 石家庄日均能见度与气象要素和空气污染因子多元回归分析 96
表 3-27 2009 年不同水平的能见度天数分布 99
表 3-28 2009 年不同水平的能见度天数占全年总天数的比例 99
表 3-29 不同 $PM_{2.5}$ 标准情景设计及相应的京津冀区域能见度水平 100
表 3-30 情景 1 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数 100
表 3-31 情景 1 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例.....100
表 3-32 情景 2 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数 101
表 3-33 情景 2 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天

数的比例.....101
表 3-34 情景 3 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数.....101
表 3-35 情景 3 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例.....102
表 3-36 情景 4 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数.....102
表 3-37 情景 4 京津冀区域各城市 2009 年能见度水平改善的天数占改善总天数的比例.....102
表 3-38 2009 年京津冀区域居民对能见度改善的支付意愿.....103
表 3-39 2009 年能见度低于 800m 且改善大于 800m 的天数和比例.....107
表 3-40 不同情景下由能见度改善减少航空延误所带来的经济效益.....107