

定标 启航

中国空气质量标准分析与
国际经验研究报告

亚洲清洁空气中心

2020年12月

定标 启航

中国空气质量标准分析与国际经验研究报告

亚洲清洁空气中心



关于亚洲清洁空气中心

亚洲清洁空气中心（Clean Air Asia，简称 CAA）是一家国际非营利性组织，致力于改善亚洲区域空气质量，打造健康宜居的城市。CAA 成立于 2001 年，由亚洲开发银行、世界银行和美国国际开发署共同发起建立，是联合国认可的合作伙伴机构。

CAA 总部位于菲律宾马尼拉，在中国北京和印度德里设有办公室。CAA 拥有来自全球的 261 个合作伙伴，并建立了六个国家网络——印度尼西亚、马来西亚、尼泊尔、菲律宾、斯里兰卡和越南。

CAA 自 2002 年起在中国开展工作，专注于空气质量管理 和绿色交通两个领域。2018 年 3 月 12 日，CAA 获得北京市公安局颁发的《境外非政府组织代表机构登记证书》，在北京设立亚洲清洁空气中心（菲律宾）北京代表处。CAA 接受公安部及业务主管单位生态环境部的指导，在全国范围内开展大气治理领域的能力建设、研究和宣传教育工作。

报告团队

审稿

付璐 博士 北京代表处首席代表

报告撰稿

万 薇 博士 中国空气质量项目主任

张伟豪 高级环境研究员

卞 蕾 环境研究员

传播策划

王秋霞 传播倡导经理

刘明明 传播与活动官员

设计团队

臣邦设计

致谢

感谢能源基金会对本报告的资金支持。

感谢更好的空气质量标准项目专家组对本报告的指导与建议。

专家组名单如下 (按拼音顺序):

段小丽 北京科技大学能源与环境工程学院 教授

伏晴艳 上海市环境监测中心 教授级高工

贺克斌 清华大学环境学院 教授 / 中国工程院 院士

胡 敏 北京大学环境科学与工程学院 教授

阚海东 复旦大学公共卫生学院 教授

雷 宇 生态环境部环境规划院大气环境规划部 研究员

李湉湉 中国疾病预防控制中心环境与健康相关产品安全所 研究员

李云婷 北京市生态环境监测中心 研究员

倪 红 中国环境科学研究院国家环境保护机动车污染控制与
模拟重点实验室 研究员

王宗爽 中国环境科学院环境标准研究所 研究员



目錄 CONTENTS

执行摘要	6	4.2 空气质量评价与达标判定方法	40
背景	7	4.2.1. 中国城市空气质量评价方法	40
报告内容	7	4.2.2. 发达国家空气质量达标评价方法分析	41
结论与建议	8	英国	41
		美国	43
		日本	43
第一章 空气质量标准的源起与作用	11	4.3 小结与建议	45
1.1 标准的源起	12	第五章 空气质量达标篇	46
1.2 标准的统领作用	13	5.1 中国环境空气质量标准的实施现状	47
第二章 空气质量标准限值篇	15	5.1.1 中国环境空气质量标准与政策目标的关系	47
2.1 污染物指标的选择	16	5.1.2. 政策目标的评估与考核	48
2.2 评价指标取值时间	19	5.1.3. 仍然存在的不足和挑战	49
2.3 标准限值的设定	20	5.2 以达标为核心的清洁空气政策制定和实施	50
2.4 小结与建议	22	5.2.1. 美国州实施计划	50
第三章 空气质量指数篇	23	5.2.2. 欧盟空气质量指令与清洁空气规划	55
3.1 AQI 的定义与分级	27	5.3 小结与建议	58
3.2 AQI 信息发布	27	第六章 空气质量标准修订篇	59
3.2.1 多样化的发布方式	27	6.1 中国空气质量标准修订历程	60
3.2.2 AQI 的时效性	28	6.2 推动标准修订的契机和条件	62
3.2.3 健康风险提示	29	6.2.1 “大事件”推动标准修订	62
3.3 AQI 的管理应用	32	6.2.2 新的科学研究证据成为修订依据和基石	63
3.3.1 AQI 优良天数用于设定年度目标和考核	32	6.3 标准修订的潜在障碍	67
3.3.2 AQI 预报用于重污染预警	32	6.3.1 来自排污者的阻力	67
3.3.3 AQI 作为国家卫生城市评选的硬性指标	33	6.3.2 可能拖后腿的未达标地区	67
3.4 小结与建议	34	6.3.3 对达标成本的担忧	69
第四章 空气质量评价篇	35	6.4 标准修订的流程和机制	71
4.1 环境空气质量监测网络与评价站点	36	6.4.1 标准修订的流程	71
4.1.1. 功能各异的监测站点	36	6.4.2 利益相关方参与	72
4.1.2. 不同层级和类别的监测网络	38	6.5 小结与建议	73
		参考文献	74

执行摘要



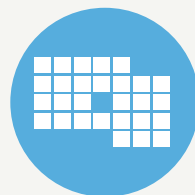


背景

20 世纪 60 年代前后，美国、英国、德国、日本等早期进入工业化的发达国家空气污染公害事件频发，环境空气质量标准(以下简称空气质量标准)也“应劫”而生，标准的制定和不断收紧帮助这些国家实现了持续的空气质量改善。而在中国，具有里程碑意义的 2012 年空气质量标准修订(GB 3095-2012)及其后发布实施的一系列大气污染防治政策也大幅度改善了我国整体的空气质量，使得经济发展与主要空气污染物环境浓度水平实现了脱钩，也促进了空气质量管理体系的构建和完善。可以说，环境空气质量标准在空气质量管理体系中发挥着统领全局的关键作用。

我国在 2012 年标准的修订中，参考了世界卫生组织(WHO)在空气质量准则中的建议值，其中新增细颗粒物和臭氧日最大 8 小时平均的标准浓度限值和 WHO 的第一阶段过渡目标(WHO IT-1 目标值)相当，初次尝试与国际接轨，这一选择符合我国当时空气质量和污染治理水平的现实基础和目标需求。2019 年全国 337 个地级及以上城市 47% 可以实现六项主要污染物全面达标，全部城市均可达到 SO_2 和 CO 两项污染物标准的要求，城市 $\text{PM}_{2.5}$ 年平均浓度为 $36\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，基本接近二级标准限值。然而总体而言，我国大气污染物浓度和 WHO 认为能够保护人体健康的水平差距还很大，基于进一步改善空气质量、保护公众健康的需求，标准的升级也将进入新一轮空气质量管理决策日程。

在上述背景下，亚洲清洁空气中心围绕空气质量标准及其实施的优化方向开展研究，通过梳理美国、欧盟和亚洲领先国家和城市的经验和做法，和现有中国空气质量标准进行对比分析，识别出进一步改进的方向、可借鉴的经验并提出相应的政策建议。



报告内容

本报告的主要内容围绕如何“定标准”和怎样“用标准”展开，分为 5 个专题，包括限值篇、指数篇、评价篇、达标篇和修订篇：

- **限值篇**介绍和对比中外空气质量标准的核心内容，包括主要污染物的选择和限值水平设置及其依据，以及制定标准限值需考量的关键要素。
- **指数篇**介绍和对比中外空气质量指数，展示指数如何服务于向公众发布空气质量信息和健康防护指南，以及如何应用于城市的空气质量管理。
- **评价篇**介绍和对比中外空气质量的监测、评价和达标判定的方法，分析如何通过监测站点的设置和达标判定方法的优化更综合地评价空气质量。
- **达标篇**对比分析中外空气质量标准的实施，介绍如何制定和实施以达标为核心的清洁空气政策，促进空气质量达标和持续改善。
- **修订篇**介绍和对比中外空气质量标准修订的历程，总结推动标准修订的契机和条件以及可能面临障碍，并以美国为例分析了制度化的标准修订流程中不同相关方可发挥的关键作用。



结论与建议

环境空气质量的制定和修订在空气质量管理系统中发挥着统领全局的作用，可以说标准的制定奠定了治理大气污染的基石，而标准的不断修订升级则是空气质量改善的持续推动力。标准带动全局的作用既体现在空气质量改善上面，也体现在对空气质量管理体系升级的推动方面，因此，制定和适时修订升级空气质量标准意义重大。基于国际经验的梳理和对我国现行空气质量标准的对比分析，研究结论与建议如下：

基于进一步保护公众健康的需求，收紧 PM 与 O₃ 的标准浓度限值

我国当前空气质量标准包含的污染物种类及其指标评价时间范围充分考虑了与人体健康影响密切相关的主要空气污染物及其长期暴露和短期暴露指标。对比 WHO 的空气质量准则值和欧盟、美国、日本等发达国家和地区的标准限值，我国 PM_{2.5}、PM₁₀、O₃ 和 SO₂ 的浓度限值仍然较为宽松，处于与国际接轨的初级阶段。建议进一步收紧以上主要污染物特别是与健康密切相关的 PM 与 O₃ 的限值，将可以带来可观的健康、经济效益和社会福祉改善。例如，如果将 PM_{2.5} 的浓度限值从 WHO 第一阶段过渡目标（也即中国当前的标准限值）水平降低到准则值浓度水平，则可避免 15% 的过早死亡风险。反之，晚采取治理行动的成本非常高昂，健康损失也会持续增加。

WHO 空气质量准则值是 2005 年发布的，是全球很多国家制定本地标准的重要参考和收紧限值的“风向标”。但在 2010 年之前，针对 PM_{2.5} 等主要污染物的长期暴露健康影响的研究主要都在相对低浓度的（低于

35 μg/m³）的欧美地区开展，而 WHO 的空气质量准则值也是主要基于这些地区的研究成果来制定的。过去十年，我国积累了更为丰富的本地研究成果，并且全球疾病负担研究框架也涵盖了更多地区和更大范围污染物水平，以更为复杂的分析方法得出的结论进一步揭示了浓度 - 响应关系的特征和不同地区暴露特征的差异，这些最新研究成果为我国收紧标准限值提供了科学基础。建议梳理和总结我国和全球的空气污染的风险 - 暴露评估、浓度 - 响应关系的新近研究成果，形成基准文件，为我国下一阶段的标准限值设置提供更好的科学参考。

权衡多种因素，为“提标”做好充分研究准备

伴随社会经济发展水平的提升，空气质量的逐步改善和管理能力的不断加强，标准限值可以逐步升级至能够充分保护公众健康的水平。但在每一次的“提标”决策中，标准限值的选择却不只是一个科学问题，更是需要权衡多种环境、社会、经济因素，因为标准的可行性和可达性会受限于现有的管理能力、当前的空气质量水平、相关的科研基础和减排技术可得性等多种条件。

对于过高减排成本、经济代价的担忧往往是标准收紧的最大阻力。从已有的大量成本 - 效益分析研究结论和国际经验来看，空气质量改善带来的社会效益要远高于成本，通常都是一笔划算的经济账。生态环境部环境规划研究院对《大气污染防治行动计划》（简称《大气十条》）政策开展的回顾性成本效益分析结果也显示，所获得的健康效益和其它社会效益大于投入的成本。并且，近年来大量中外健康影响研究的成果证实，越是空气清洁的地区，空气质量改善带来的边际健康效益更大。

我国在污染浓度水平较高的阶段实现改善所收获的健康效益“红利”还远远不够，需要通过进一步改善来获得更大社会收益。建议我国对标准修订和实施开展前瞻性成本－效益分析，从而为我国进一步设置空气质量改善的“进阶”目标，提供更充分和全面的决策信息参考和有力支撑。

此外，未达标地区的反对声音会使修订过程变得缓慢。从国内外数次标准修订的历程来看，标准的修订不需要等待全面达标后启动，或因少部分空气质量较差的未达标地区而裹足不前。但是，国外的经验显示，针对不同超标程度的地区给予差别化的达标期限要求，设置短期和长期的阶段性目标，可以更容易促成共识的形成和有序推进标准的实施。

我国已经在过去八年取得了空气污染治理的优异成绩，2019年全国337个地级及以上城市PM_{2.5}年平均浓度为36μg/m³，基本接近二级标准（也即WHO IT-1目标值），具备了开始进入标准修订新征程的基础。建议在“十四五”期间尽快开展标准修订的相关研究，包括标准“进阶”的成本－效益分析、对不同地区实施差别化达标限期管理的研究，适时按下“提标”启动键。

建立制度化的标准修订流程，发挥关键相关方的作用

一些“大事件”往往会给政府形成动力与压力，促进标准修订的进程，例如我国因为“绿色奥运”的契机加强了空气质量管理，也推动了上一轮的空气质量标准修订。重污染事件引发的公众关注也会形成压力，加速新标准出台。但随着空气质量逐步改善，类似的被动契机将会不复存在。将标准修订流程制度化，定期基于充分的科学依据，审议标准是否可以充分保护公众健康，进而依据管理需求不断收紧标准是正确的主动出击方式。

我国《大气污染防治法》第十二条规定“大气环境质量标准、大气污染物排放标准的执行情况应当定期进行评估，根据评估结果对标准适时进行修订”。基于此，建议通过建立常规制度将标准的审议和修订固定下来，设置评估审议周期（例如每五年为一个周期，与规划同步），基于空气质量的变化和保护公众健康的更高需求进行标准修订。

允许和鼓励各利益相关方参与标准的修订，使得各方可以各司其职，形成合力。其中，独立的决策支撑智

囊团（例如美国的清洁空气科学咨询委员会）在标准修订中可发挥关键作用。建议“十四五”期间组建专家团队，基于污染水平及特征、空气污染对健康影响的研究证据和评估结论、经济分析等提出科学建议，为标准修订提供决策依据。

优化空气质量指数（AQI），加强空气质量与健康之间的关联

AQI在满足公众环境知情权和政府从事空气质量管理方面都发挥了重要的作用。使用AQI来分级表征空气质量状况，并提供相应的健康指引，可以使公众更易理解空气质量状况，并提前做好防护。主管部门利用AQI设定年度目标和考核、以及重污染预警，不仅可以推动地方政府提高空气质量管理能力，而且可以在重污染期间有效的实现“削峰、降速”。我国AQI应用至今发挥了服务公众和管理的双重积极作用，但仍然存在可改进的空间和亟需解决的问题。

我国AQI实时报中PM和O₃的分指数评价结果具有一定的滞后性，使得空气质量发生快速和较大幅度变化时不能及时反映在AQI数值中，也不利于公众提前采取防护措施。建议我国对目前AQI实时报中PM和O₃的分指数计算方法进行优化，将实时浓度纳入评价，解决AQI实时报的滞后问题。

从保护公众健康角度，建议参考国外的经验，对不同污染物（特别是主要的超标污染物PM_{2.5}和O₃）提出更有针对性的健康指引，进一步明确不同污染物的敏感人群的范围，从而更好地为公众出行提供服务。

此外，将AQI与健康影响关联，升级为空气质量健康指数（AQHI）可以进一步揭示空气污染物和人体健康之间的复杂关联，为公众提供更多健康风险信息参考。目前我国丽水市云和县作为第一批国家环境健康风险管理试点地区于今年发布AQHI，其建立和使用AQHI的经验可为未来更多城市试行AQHI提供参考。

建设更完善的空气质量监测系统，优化评价和达标判定方法

完备的监测系统和评价方法才能够提供充分、可靠的空气质量数据，对空气质量进行全面评价，进而为空气

气质量管理决策提供依据，促进空气质量达标。我国通过努力快速实现了监测网络的升级和跨越式发展，但在空气质量评价的监测和方法上仍有提升的空间。

首先，我国参与空气质量评价和达标判定的监测点位相比发达国家城市在数量或密度上仍显不足。目前我国的城市空气质量评价和达标判定均不包括污染监控点和路边交通点的监测数据，这样会造成对高浓度暴露水平的忽视和低估，也不利于针对工业和交通污染源开展污染特征和影响分析，进而无法制定更为有针对性的控制政策和进行相应的成效评估。并且，目前的达标评价是基于城市建成区监测站点的数据，不包含郊区和农村的监测站点数据。

建议我国进行城市达标评价时纳入污染监控点和路边交通点的监测数据，并在未来进一步扩充监测网络，在机动车保有量较大和工业园区密集的大城市加强布设污染监控点、路边交通点。此外，在区域整体污染水平较为严重的重点区域和城市，针对监测网络无法覆盖的远郊和农村地区，应进一步建设监测站点并结合模拟手段获取空气质量数据进行评价。

其次，我国目前在进行城市空气质量达标判定时，是基于所有国控点的监测数据计算城市总体平均浓度，依据城市平均浓度进行达标判定、考核和排名。建议未来考虑采用逐点位达标判定的方式，特别应重视超标严重的高浓度点位的分析与评价。这不仅可以促进空气质量较差城市尽快“削峰”，降低污染物浓度水平进而实现达标，也可使得平均浓度已经达到现有标准的城市可以进一步减少短板，持续、全面地改善空气质量。

此外，建议对超标严重的主要污染物进行单独评价和达标评价，这将有利于制定有针对性的达标规划和行动方案。主管部门可依据超标程度对管辖范围内的区域进行分级，针对超标严重区域可采取更严格的措施。

制定和实施以达标为核心的政策，促进空气质量持续改善

尽管中国自2013年实施《大气十条》以后空气质量得到了整体大幅度改善，但是我们离全面达标仍有很大差距。将空气质量标准达标要求制度化，以达标为核心制定和实施清洁空气政策可以有效促进空气质量持续改善至达标水平。

国家层面的大气污染防治规划与行动计划应明确将全面达到空气质量标准作为政策目标和对地方政府的考核对象，并列出具体的时间节点和分污染物的阶段性目标。结合我国城市目前的污染水平进行分类，实施差别化管理，制定有区别的管理策略和达标路线图。具体来说，建议国家层面在“十四五”期间一方面针对PM_{2.5}未达标地区提出明确的改善目标和达标期限要求，另外一方面对达标城市和已经实现空气质量大幅改善的城市也应在达标的基础上防止反弹，适时提出“进阶”目标。此外，建议制定PM_{2.5}与O₃协同治理的目标和行动方案，促使在“十四五”期间PM_{2.5}污染问题持续改善，同时有效遏制全国O₃污染水平持续上升的趋势。

针对达标规划，首先在国家层面，生态环境部需敦促未达标城市制定并向社会公开限期达标规划，确保百分百覆盖；同时，生态环境部应为城市提供达标规划编制的技术支持，编制指导手册，对达标规划的核心内容和实施要求做出明确规定和指导，助其在限期内发布高质量的方案和促进实施成效。在地方层面，未达标城市应制定并向社会公开限期达标规划。除了空气质量目标，建议达标规划还需明确分阶段的主要污染物减排目标。建议城市组织专家工作组对达标规划开展模型量化评估，证明其采纳措施能够切实有效地实现减排，并开展阶段性成效评估，及时调整和加强措施组合以确保最终能如期达标。

第一章

空气质量标准的源起与作用



标准的源起

西方发达国家开始制定空气质量标准和应对大气污染问题可追溯到 20 世纪 60 年代前后。从早期出现的空气质量标准来看，最初都是在重污染事件的推动下出现的（如下图 1-1）。

1959 年，洛杉矶腹地夏季烟雾事件促使加州颁布了美国境内第一个环境空气质量标准，包含总悬浮颗粒物（TSP）、光化学氧化剂、SO₂、NO₂ 与 CO 等 5 项空气污染物规定限值。其后空气污染逐步成为美国全国范围内的普遍关注的问题，1970 年美国爆发了又一轮严重的光化学污染，催生了 1970 年《清洁空气法》修订案，同时出台了首个国家层面的环境空气质量标准。

日本首个大气环境标准是 SO₂ 的环境标准，于 1969 年由政府制定出台，是四日市哮喘公害事件影响下的产物。同时，日本的地方政府也制定了相应的达标计划，要求京浜、阪神等大气污染严重地区在十年之期达到标准，对于部分地区还制定了中期目标（日本环境省，2015）。

20 世纪 60 年代，德国高度工业化的鲁尔区的空气污染也非常严重。在 1962 年 12 月 3 日至 7 日爆发的烟雾事件期间，SO₂ 日均值达到 5000 μg/m³，TSP 的浓度水平达到 2400 μg/m³（亚洲清洁空气中心，2017）。1964 年，德国出台了第一个空气质量标准，包含 SO₂、PM、TSP、NO₂ 与 CO 指标。

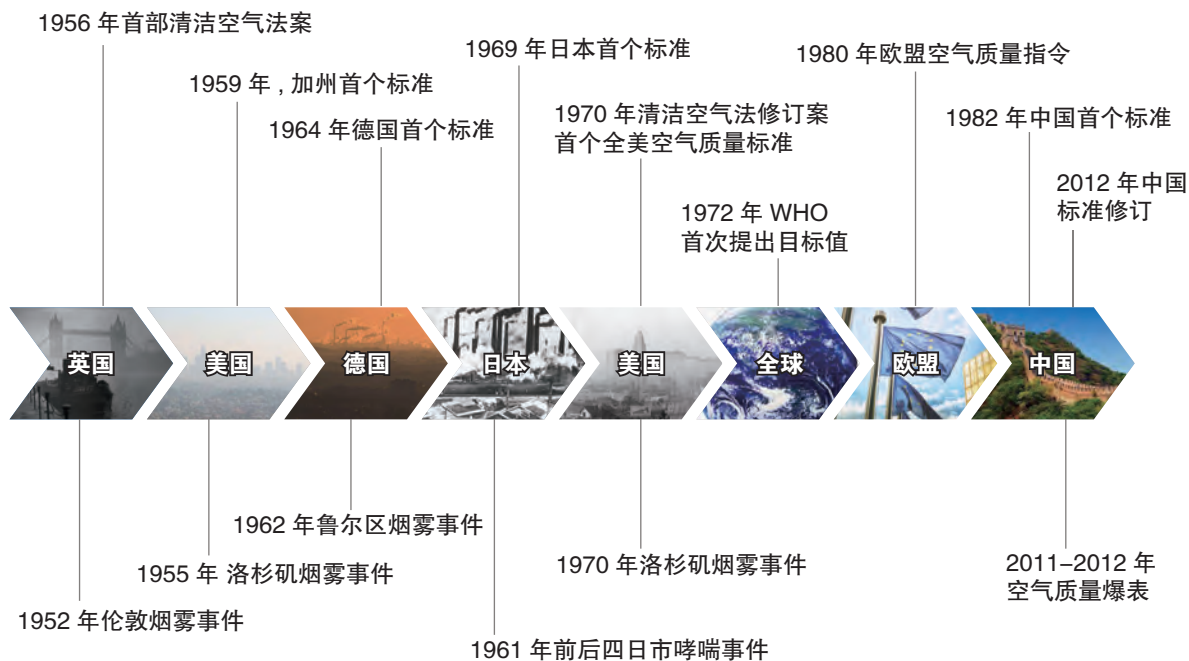


图 1-1 污染事件和空气质量标准制定 / 修订年表

标准的统领作用

环境空气质量的制定和修订在空气质量管理中发挥着统领全局的作用，可以说标准的制定奠定了治理大气污染的基石，而标准的不断升级则是空气质量改善的持续推动力。标准带动全局的作用既体现在空气质量改善上面，也体现在对空气质量管理体系升级的推动方面。

日本、德国和美国等发达国家的污染物排放和环境空气污染物浓度趋势线在标准修订后都呈现了快速下降趋势，美国示例如图 1-2（USEPA，2020），而我国在基于新标准开展监测后的城市空气质量变化亦是如此，如图 1-3（生态环境部，2019）。

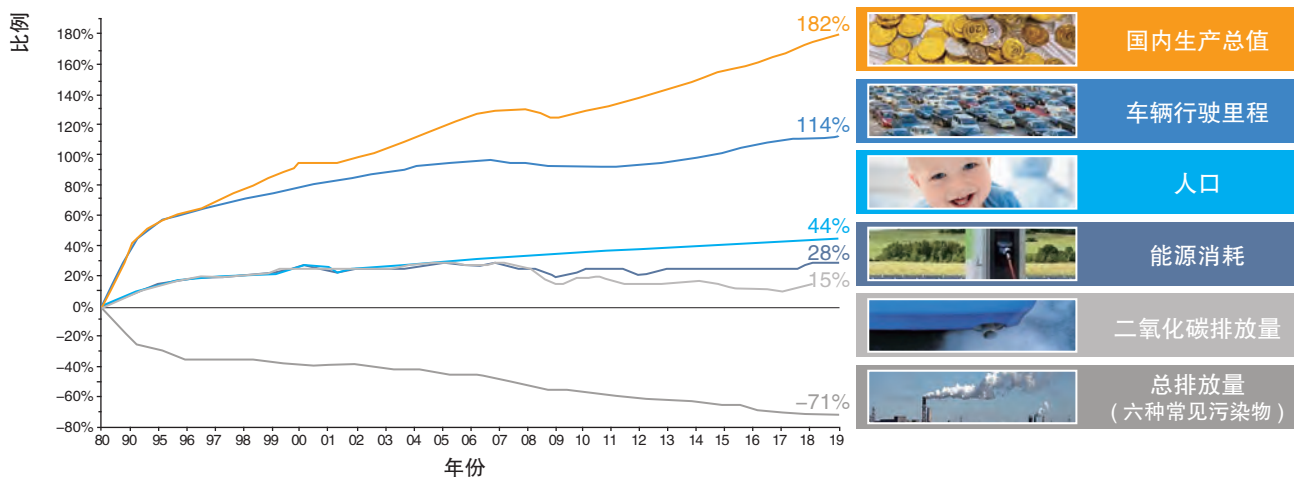


图 1-2. 1980-2019 年间美国污染物排放量下降与其他领域增长对比

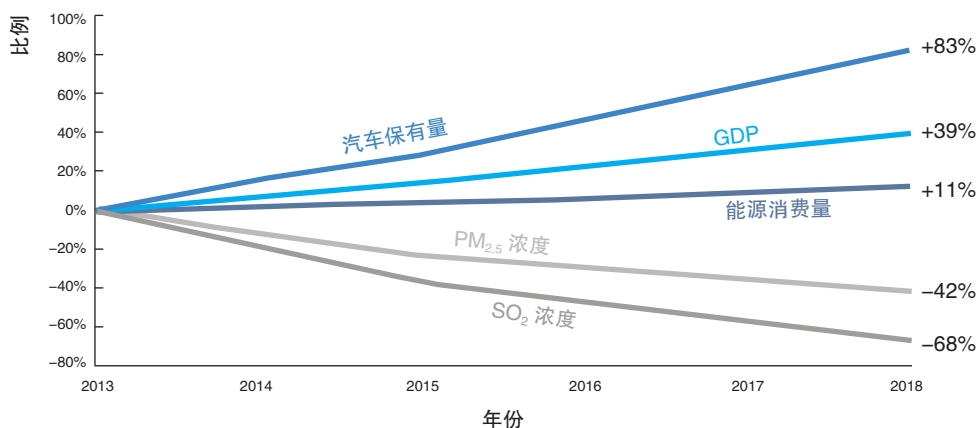


图 1-3. 2013-2018 年间中国污染物排放量下降与其他领域增长对比

美国自 1970 年修订《清洁空气法案》和国家空气质量标准发布后，逐步建立了一套空气质量管理框架，如图 1-4（亚洲清洁空气中心，2016）。这个管理流程将基于健康保护的原则不断更新和收紧空气质量标准作为第一步，也是整个管理系统的目标，随后确立减排措施，制定行动计划，通过许可证等政策工具执行和实施减排策略，并不断追踪和评估措施的效果。

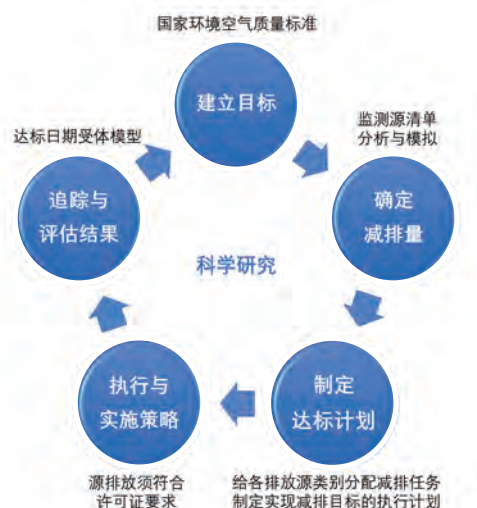


图 1-4. 美国空气质量管理系统

2012 年，我国新标准加入 PM_{2.5} 的限值后也使得大气环境治理发生了方向性转变并取得重大进展。

首先，标准的修订伴随着空气质量监测的实施方案和环境空气质量指数（AQI）技术规定的出台，使得监测和数据发布均实现了跨越式发展。具体来说，2012 年之前中国的国家环境空气质量监测网络只覆盖 113 个环保重点城市、共有 661 个国控监测站点，只监测 PM₁₀、SO₂、NO₂ 这 3 个标准污染物指标。为实施新标准，2012-2015 年间，中国建成覆盖全部地级及以上城市的 1436 个国控监测站点，监测新标准规定的 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO、O₃ 全部 6 项标准污染物指标，并全部采用新标准进行评价。此外，全国各城市陆续以日报和实时报（即每小时播报）的形式，向公众公开空气质量信息，包括 6 项污染物的浓度信息、AQI、首要污染物、空气质量等级等。

为了尽快实现空气质量改善，向新标准靠拢，我国也在 2013 年出台了《大气十条》，首次将治理目标由排放总量控制转向空气质量改善。新的环境空气质量标准成为了国家和城市制定规划和行动计划的依据，也相应产生了阶段性考核目标。为了实现空气质量改善的目标，我国又制修订了数十项大气污染物排放标准并不断出台新的减排政策和措施。可以说，标准助推了我国大气污染防治政策制定和实施，形成了相对完善的大气污染防治政策框架体系（图 1-5）。

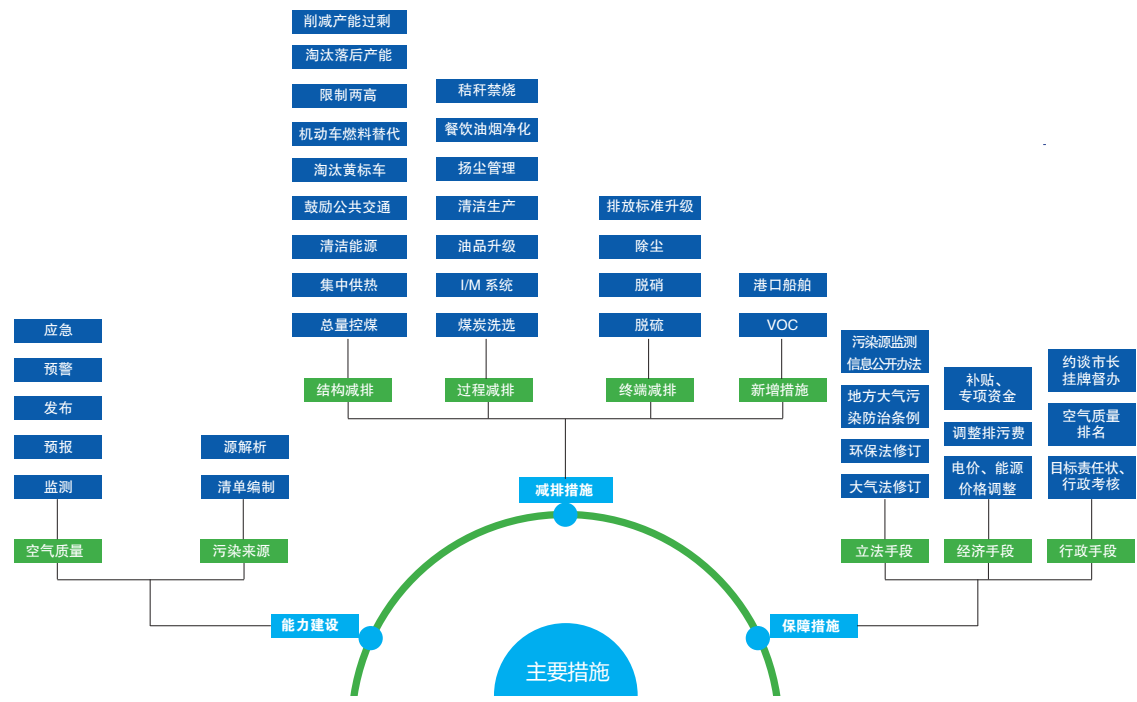


图 1-5. 2013 年后形成的大气污染防治框架



第二章 空气质量标准限值篇

2.1

污染物指标的选择

环境空气质量标准是政府对空气污染物的特定浓度水平（一定测量时间范围内的均值）进行规定，并要求通过防控措施达到的目标。定标准的目标是保护公众健康（包含敏感人群）、生态环境和社会公共福祉（能见度、动物、植物、建筑等）。全球众多的国家和地区都制定了各自的环境空气质量标准，这些标

准的核心内容基本一致，主要包括污染物种类、指标、限值。

我们选取全球具有代表性的一些国家、地区和城市的环境空气质量标准来比较（见表 2-1），可以发现不同国家和地区的标准中规定的污染物不完全一样，但基本大同小异，总结如下表。

表 2-1. 环境空气质量标准覆盖污染物比较

	PM _{2.5}	PM ₁₀	SO ₂	NO ₂	CO	O ₃	Pb	TSP	BaP	NO _x	NH ₃	C ₆ H ₆	As	Ni	Cd	C ₂ HCl ₃	C ₂ Cl ₄	CH ₂ Cl ₂	PAH	1,3-丁二烯
中国	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓										
中国香港	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓													
日本	✓	✓	✓	✓	✓	✓ ^m						✓				✓	✓	✓		
韩国	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓					✓								
新加坡	✓	✓	✓	✓	✓	✓														
印度	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓	✓						
菲律宾	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓												
欧盟	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓					✓	✓	✓	✓				✓	
英国	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓					✓							✓	✓
美国	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓													
加拿大	✓		✓	✓		✓														
澳大利亚	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓													
南非	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓					✓								

注 [1] 日本的监测指标为光化学氧化物 O_x

“大同”的主要空气污染物是 PM、SO₂、NO₂、CO、O₃，这是因为它们被证明与健康密切相关，WHO 发布了若干空气污染健康影响的系列技术报告和空气质量准则相关报告，基于流行病学研究的证据为主要污染物的筛选提供了扎实的科学依据。

世界卫生组织（WHO）和国际癌症研究机构（IARC）在 2013 年进行的一项评估得出的结论是，

室外空气污染对人类具有致癌性，空气污染中的颗粒物成分与增加的癌症发病率（尤其是肺癌）密切相关。已有研究也观察到室外空气污染与尿道 / 膀胱癌的增加之间的关联。WHO（2016）研究估算结果显示，与室外空气污染相关的过早死亡中约有 58% 是由缺血性心脏病和中风引起的，而分别有 18% 的死亡是由慢性阻塞性肺疾病和急

性下呼吸道感染引起的，而有 6% 的死亡则是肺癌导致。

科学界对空气污染和健康风险之间关联的认知是在近半个世纪中不断积累形成的。当前，颗粒物是空气污染物中的罪魁祸首已经成为共识，颗粒物对健康的影响范围很广，包括对心血管系统疾病、呼吸系统疾病、肺癌死亡率增加等。

1958 年，WHO 发布了第一份关于空气污染健康影响的报告，当时重点关注的污染物还不是 PM_{2.5}，而是 SO₂、烟雾和光化学烟雾（指标污染物为 O₃），阐明了 SO₂ 的刺激性对人体健康产生的危害，以及光化学烟雾会刺激眼睛和引发肺水肿，并未详细讨论单个污染物的毒理作用。

1964 年，WHO 的研究又指出，长期暴露会诱发慢性疾病并缩短寿命，而且较低浓度的长期暴露会导致比短期刺激更严重的健康影响。1972 年，WHO 首次提出空气质量目标的时候将主要污染物确定在 SO₂ 和相关的悬浮颗粒物（SPM）指标，还有 CO 以及光化学烟雾污染物指标 O₃，此时 SPM 是作为烟雾的相关指标来考虑（表 2-2）。

表 2-2. WHO 空气质量目标值

污染物	评价指标	限值水平
SO ₂	年均值 98% 分位数需低于	60 ug/m ³ 200 ug/m ³
SPM	年均值 98% 分位数需低于	40 ug/m ³ 120 ug/m ³
CO	8 小时平均值 1 小时最大值	10 ug/m ³ 40 ug/m ³
光化学烟雾（O ₃ ）	8 小时平均值 1 小时最大值	60 ug/m ³ 1200 ug/m ³

在 2000 年对空气质量准则进行更新时，WHO 才首次将 PM 作为独立于 SO₂ 之外的指标进行考量。此时，基于大量时间序列研究表明，PM 与 O₃ 的浓度与健康风险指标（包括死亡率和住院率）之间存在近似线性的关系。在制定 PM 污染物准则时，采取了不同于 SO₂ 和 NO₂ 的新方法，以浓度 - 响应函数来表征相对风险，其后对 O₃ 准则的确定也采取了同样的方法。

2000 年前后，依据最新的科学研究成果，为了提高对人体健康和生态环境的保护，美国、欧盟、日本等国家和地区均对本国的环境空气质量标准进行了新一轮修订，修订的重点就是增加 PM_{2.5} 浓度限值以及

O₃ 的最大 8 小时平均浓度限值，这与全球空气污染和健康影响的研究发展有很大关系。

2005 年，WHO 在对空气质量准则进行再次更新时，引入了中期目标值，为 PM、O₃ 和 SO₂ 设置了阶段性目标，因为这三项污染物与特定疾病的死亡风险密切相关。WHO 倡议在污染水平较高的地区逐步降低浓度可减少人群健康风险，对应的风险变化比例如下表 2-3。

表 2-3. WHO 空气质量目标——PM（2005 年更新）

年均水平	PM ₁₀ (ug/m ³)	PM _{2.5} (ug/m ³)	选择浓度的基础
过渡时期 目标值 -I	70	35	该水平的长期暴露死亡风险高于空气质量准则水平 15%
过渡时期 目标值 -II	50	25	相比第一阶段过渡时期目标值，该水平的健康风险低约 6%（2-11%）
过渡时期 目标值 -III	30	15	相比第二阶段过渡时期目标值，该水平的健康风险低约 6%（2-11%）
空气质量 准则值	20	10	推荐 PM _{2.5} 浓度水平限值，在该浓度之下观测到的心血管与肺癌相关死亡风险最低。

相比空气质量准则值对应的 PM 浓度水平，第一阶段过渡目标值的浓度水平下（也即中国当前标准水平），过早死亡风险高出 15%。需要强调的是，污染物对健康的影响不存在阈值，即使在很低的浓度水平，仍然会存在健康损害。例如，欧盟许多城市 PM 浓度确实符合准则水平，但 PM 暴露仍会造成平均预期寿命也比正常情况下低 8.6 个月（WHO，2017）。

除了 PM，已有研究还表明其他空气污染物也会引起不同的健康风险：例如 O₃ 会对呼吸系统造成损害，引发哮喘，降低肺功能并引起肺部疾病；NO₂ 会造成肺功能下降，加重哮喘儿童的支气管炎症状；SO₂ 同样会影响呼吸系统和肺部功能，引发炎症、咳嗽、粘液分泌，哮喘加重和慢性支气管炎，使人们更容易呼吸道感染，并刺激眼睛。SO₂ 浓度较高的情况下，心脏病和死亡率的住院病例会增加（WHO，2017）。WHO 在制定其它污染物的准则和过渡时期目标时在不同的水平下也对应着不同的公众健康风险考量。例如表 2-4 展示的臭氧准则。

除了上述主要空气污染物，一些国家也选择将对健康有害的苯并[a]芘(BaP)和铅(Pb)、砷(As)、镉(Cd)、镍(Ni)等重金属污染物纳入标准中。Pb通过不同的作用机制对多个器官系统产生有害作用，损害神经发育，造成儿童智商损失，影响认知、记忆和行为，影响成人肾功能和心血管功能，并造

成贫血，在很多国家也是空气质量标准规定的重要污染物指标。BaP已被国际癌症研究机构(IARC)列为第二类A组人类致癌物，研究发现肺癌发病率、死亡率与所暴露的空气中BaP浓度之间存在较为显著的多元线性关系，我国也将其纳入空气质量标准(生态环境部，2011)。

表 2-4. WHO 空气质量准则—O₃ (2005 年更新)

	每日最高 8 小时平均浓度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	选择浓度的基础
高浓度	240	显著的健康危害；危害大部分的易感人群
过渡时期目标 -I(IT-1)	160	重要的健康危害；不能够充分地保护公众健康。暴露于该浓度臭氧与以下健康效应相关： ● 在该浓度暴露 6.6 小时，可导致进行运动的健康年轻人生理及炎症性肺功能损伤； ● 可导致儿童的健康效应(基于儿童暴露于室外臭氧的各种夏令营研究)。 ● 估计的日死亡率增加为 3%–5%^a (根据日时间序列研究)。
空气质量准则值 (AQG)	100	充分保护公众的健康，尽管在该浓度可能产生一些不利的健康影响。暴露于该浓度臭氧与以下健康效应相关： ● 估计的日死亡率增加为 1%–2%^a (根据日时间序列研究)。 ● 实验室和现场研究结果的推断是基于现实暴露是反复发生的这种可能性以及在实验舱研究中排除了高敏感或临床免疫力低下的个体和儿童。 ● 室外臭氧作为相关氧化性污染物的标志物的可能性



评价指标取值时间

确定了污染物之后，标准需要规定这些污染物的相应评价指标的取值时间。各国家和地区全部采用对污染物在单位时间内的浓度作为规定指标，只是单位时间有所差异。常见的时间有1小时、8小时、24小时、1年；也有少数指标取值为10分钟、3小时、4小时等。

取值时间的确定也是基于污染物对人体健康影响的研究，主要考虑到短期和长期健康效应两类影响和响应水平。以PM_{2.5}与CO为例：由于PM_{2.5}短期暴露和长期暴露均对人体健康有较大损害，国际上通用的取值时间有24小时和1年，而CO对人体健康的影响以急性效应为主，所以国际上通用的时间是1小时和8小时。

对于NO₂，短期暴露主要引起气道等呼吸系统反应，WHO认为短期暴露浓度超过200μg/m³时

可引起显著的健康效应，短期暴露于200μg/m³以下相对影响较小。儿童长期暴露较低浓度水平下的NO₂，会引起健康效应，所以将年平均40μg/m³作为长期暴露健康效应的准则。

对于O₃而言，环境空气质量基准的研究最早关注的是光化学烟雾的急性反应，最初以1小时为取值时间，后来证实在低浓度水平下暴露6~8小时仍然会引起健康效应，且较低浓度水平的8小时暴露与引起的健康效应更直接相关，所以自1990年后O₃环境空气质量基准便逐渐发展为8小时浓度值，取消了标准中的1小时浓度指标，因为这些国家的臭氧浓度水平已经得到控制，进入较低水平（生态环境部，2011）。各国标准中的详细的单位时间如下表2-5。

表 2-5 各国环境空气质量标准主要污染物评价指标的取值时间

	PM _{2.5}		PM ₁₀			SO ₂					NO ₂			CO			O ₃			
	1年	1小时	1年	24小时	1小时	1年	24小时	3小时	1小时	10分钟	1年	24小时	1小时	24小时	8小时	1小时	8小时	4小时	1小时	
中国	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓		✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓	
中国香港	✓	✓	✓	✓			✓			✓	✓		✓		✓	✓	✓			
日本	✓	✓		✓	✓		✓		✓			✓		✓	✓				✓	
韩国	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓	
新加坡	✓	✓	✓	✓		✓	✓				✓		✓		✓	✓	✓			
印度	✓	✓	✓	✓		✓	✓				✓	✓			✓	✓	✓		✓	
菲律宾	✓	✓	✓	✓		✓	✓					✓			✓	✓	✓		✓	
欧盟	✓		✓	✓			✓		✓		✓		✓		✓		✓			
英国	✓		✓	✓			✓		✓		✓		✓		✓		✓			
美国	✓	✓		✓				✓	✓		✓		✓		✓	✓	✓			
加拿大	✓	✓				✓			✓		✓		✓							
澳大利亚	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓		✓		✓		✓		✓	✓	✓	
南非	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓			

标准限值的设定

制定和修订标准的过程中，除了要选择污染物和取值时间作为指标，确定限值水平也是关键的一环。随着对污染物健康影响的认知不断加深，各国污染物标准限值水平和国际上的空气质量准则设定都会不断“进阶”。

WHO 提出的空气质量目标值和准则，在引领全球空气质量标准的提升中发挥了重要作用。1972 年，WHO 首次提出建立空气质量目标值，后于 1987 年发布首版空气质量准则，2000 年、2005 年分别更新。这些准则旨在为保护公众健康与环境免受环境污染损害提供基础，并指导国家与地方政府的风险评估与风险管理决策（WHO，2000a）。随着空气污染流行病学、毒理学和风险评估方法的学科发展和知识累积，WHO 不断发展和修订空气质量准则，2020 年正处于最新一轮的修订讨论中。

在 WHO 早期版本的准则中，每个污染物仅在特定时间范围内设置了一项准则值。但在最近更新的版本中，逐步补充了中期目标的概念，鼓励污染水平较高的国家降低污染水平并实现健康风险的大幅减少（CAA，2016），这成为包括中国在内的很多国家进行空气质量标准修订时的参考目标。

WHO 更新于 2005 年的空气质量准则，包括了 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 的准则值以及三个过渡时期目标值（IT-1、IT-2、IT-3）。空气质量准则值可被视为能够充分保护公众健康的合意的空气质量水平，但仍在工业化和城市化进程中的国家和城市往往很难快速达到这个水平。根据 2015 年数据，亚洲太平洋地区仅有不到 8% 的人口可以呼吸到满足这个水平的空气（联合国环境署，2019）。对于这些国家和地区来说，选择适合自己的阶段性目标也非常重要。

实际上，包括中国在内的很多国家在制定本国标准时都参考了 WHO 准则值或某个过渡时期目标值，根据

自己的社会发展水平、污染特征和空气质量管理能力制定自身的标准限值。本文对代表性国家和地区现行标准中 6 项污染物的浓度限值对比如下：

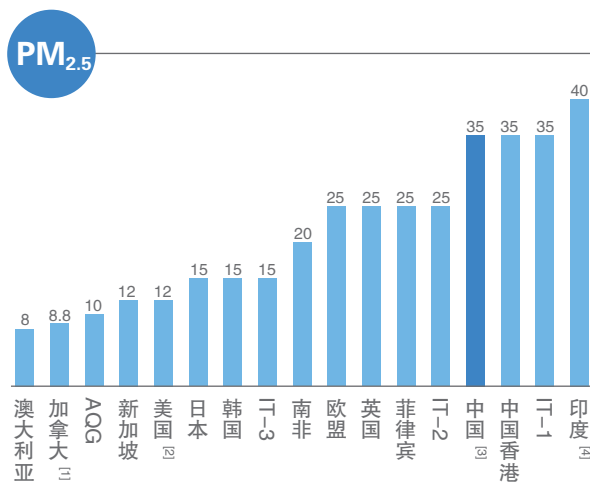


图 2-1. 部分国家和地区 $PM_{2.5}$ 年均浓度标准限值 ($\mu g/m^3$)

注 [1] 加拿大空气质量标准根据时间分为 2015 年标准、2020 年标准、2025 年标准 3 个级别，本报告采用 2020 年标准限值。

注 [2] 美国标准限值分为主要标准和次要标准两级，主要标准旨在保护人体健康，次要标准保护公共福利，本报告采用前者。

注 [3] 中国标准限值分为两级，一级标准适用于自然保护区、风景名胜区和需要特殊保护的区域，这些区域空气质量优良、人烟稀少；二级标准适用于居住区、商业交通居民混合区、文化区、工业区和农村地区等需要着重保护人体健康的地区，本报告采用二级标准限值。

注 [4] 印度标准分为适用生态敏感区的限值和工业区、居住区等的限值，本报告采用后者。

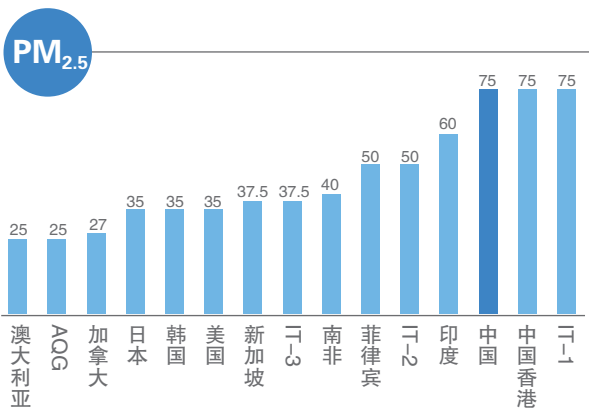


图 2-2. 部分国家和地区 PM_{2.5} 24 小时平均浓度标准限值 (µg/m³)

我国 PM_{2.5} 年均浓度标准限值 (35µg/m³) 对比本研究所涵盖的国家相对宽松, 采用了 WHO IT-1, 尚处于与国际接轨的初级阶段。具体来说, 是欧盟标准的 1.4 倍, 日本、韩国的 2.3 倍, 新加坡、美国的 2.9 倍, 仅比印度 (40µg/m³) 要严格一些。

我国 PM_{2.5} 日均浓度标准限值 (75µg/m³) 的情况也很类似, 比日、韩、美、加等发达国家高出两倍以上, 甚至略高于印度, 是上述所有国家与地区中最为宽松的。

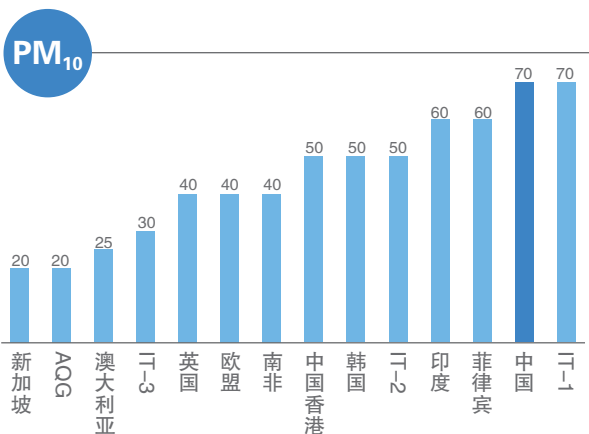


图 2-3. 部分国家和地区 PM₁₀ 年均浓度标准限值 (µg/m³)

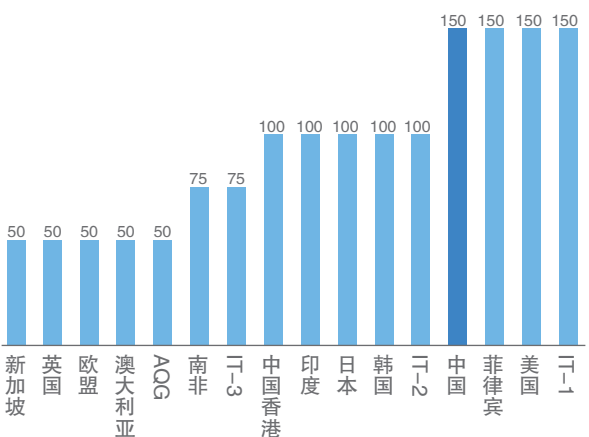


图 2-4. 部分国家和地区 PM₁₀ 24 小时平均浓度标准限值 (µg/m³)

我国 PM₁₀ 年均浓度标准限值 (70µg/m³) 和日均浓度标准限值 (150µg/m³) 也采用了 WHO IT-1。其中年均值相对最为宽松, 日均值和美国、菲律宾相当, 高于其他国家和地区。

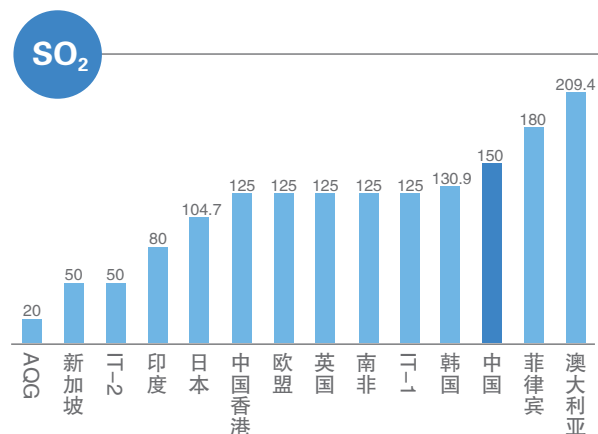


图 2-5. 部分国家和地区 SO₂ 24 小时平均浓度标准限值 (µg/m³)

我国 SO₂ 日均浓度标准限值 (150µg/m³) 高于 WHO 的准则与过渡目标值, 也比大部分国家更为宽松。

注: 在我国 SO₂ 标准的三个取值时间 (1 年、24 小时、1 小时) 中, 24 小时也是较多其他国家和《准则》采用的取值时间, 故对比 SO₂ 的日均浓度。

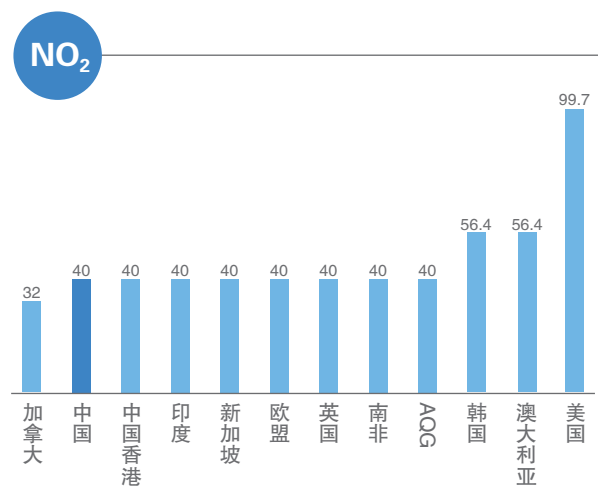


图 2-6. 部分国家和地区 NO₂ 年均浓度标准限值 (µg/m³)

我国 NO₂ 年均浓度标准限值 (40µg/m³) 采用了 WHO 的准则, 是主要污染物浓度指标里相较其它国家比较严格的一项指标。

注: 在我国 NO₂ 标准的三个取值时间 (1 年、24 小时、1 小时) 中, 1 年也是较多其他国家和《准则》采用的取值时间, 故对比 NO₂ 的年均浓度。

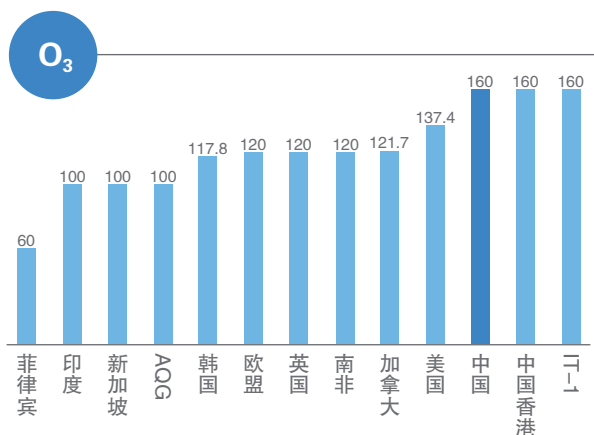


图 2-7. 部分国家和地区 O₃ 日最大 8 小时平均浓度标准限值 (µg/m³)

我国 O₃ 日最大 8 小时平均浓度标准限值 (160µg/m³) 采用了 WHO IT-1, 相较其它国家和地区也是最为宽松的。

注: 在我国 O₃ 标准的三个取值时间 (8 小时、4 小时、1 小时) 中, 8 小时也是较多其他国家和《准则》采用的取值时间, 对最大的连续 8 小时平均浓度制定标准限值, 故对比 O₃ 的最大 8 小时平均浓度。

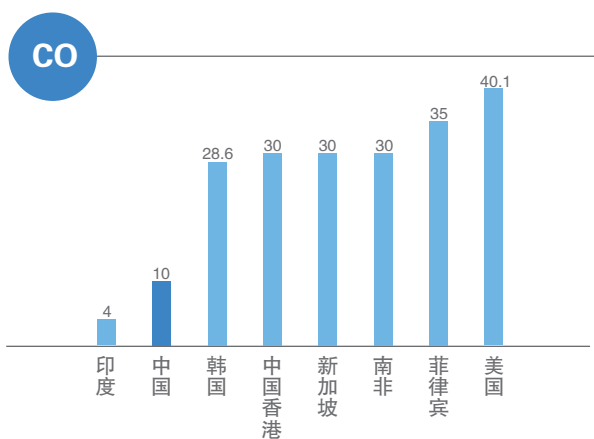


图 2-8. 部分国家和地区 CO 每小时平均浓度标准限值 (mg/m³)

我国 CO 每小时平均浓度标准限值 (10mg/m³) 相比美国、南非、菲律宾、新加坡、韩国更严格, 仅比印度宽松。

注: 我国 CO 标准有两个取值时间, 为 24 小时和 1 小时, 其他国家中, 仅有日本采用了 24 小时取值时间, 更多采用 8 小时和 1 小时取值时间, 故对比 CO 的 1 小时平均浓度。

2.4

小结与建议

制定空气质量标准包括选择污染物、取值时间和确定限值等关键要素。PM、SO₂、NO₂、CO、O₃ 与健康影响密切相关, 是众多国家“通行”的标准污染物, 其中颗粒物因其广泛的健康影响和致癌风险, 成为各国标准关注的重中之重, 而通过不同时间取值则可以分别减少短期和长期的健康损害。

我国现行的环境空气质量标准中, NO₂、CO 限值相对较为严格, 而 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、O₃ 的限值相比其他国家较为宽松, 其中 PM_{2.5}、PM₁₀、O₃ 主要采用 WHO IT-1, 处于与国际接轨的初级阶段。随着我国空气质量的逐步改善和社会经济水平的不断提升, 空气质量标准的升级也将进入新一轮空气质量管理决策日程。如果将 PM_{2.5} 的浓度从 WHO 第一阶段过渡目标 (也即中国当前实施标准限值) 水平降低到准则浓度水平, 则可避免 15% 的过早死亡风险, 这也意味着巨大的健康、经济效益和社会福祉改善。

第三章 空气质量指数篇



AQI 的定义与分级

空气质量指数（Air Quality Index, AQI）是定量描述空气质量状况的无量纲指数，将环境空气中的各种空气污染物的浓度折算成统一指数，从而便于公众理解污染程度。运用指数表征空气质量水平是非常普遍的做法，仅在亚洲就有近十个国家运用指数来发布空气质量信息，但各个国家对指数的叫法不一而同。例如，中国是空气质量指数（Air Quality Index）、韩国称为综合空气质量指数（Comprehensive Air-quality Index）、马来西亚是空气污染指数（Air Pollution Index）、新加坡是污染标准指数（Pollutant Standards Index）等。指数对应的空气质量分级会对空气的优劣进行定性，例如“优”、“一般”、“不健康”、

“有害”、“敏感人群不健康”等。并且指数分级基本会配以对应的颜色，颜色越深，表明空气质量越差，这种符合人类正常思维的关联非常容易公众理解与记忆。

同时，AQI 也可以揭示空气质量是否会对人体健康产生影响，并针对影响提出相应的建议措施，AQI 越大表明空气质量对健康的有害影响越严重。可以说 AQI 将复杂的空气质量数据翻译成了简单的数字，帮助人们了解空气质量，从而对健康做出防护。表 3-1、表 3-2 分别为中国和美国的 AQI 分级与相关信息示例，可以看出不同国家的 AQI 的思路和结构是相似的，只是在具体内容上有所差异。

表 3-1 中国 AQI 与相关信息

AQI	空气质量级别与表示颜色	对健康的影响	建议采取的措施
0-50	优	空气质量可接受，基本无空气污染	各类人群可正常活动
51-100	良	空气质量可接受，但某些污染物可能对极少数异常敏感人群健康有较弱影响	极少数异常敏感人群应减少户外活动
101-150	轻度污染	易感人群症状轻度加剧，健康人群出现刺激症状	儿童、老年人及心脏病、呼吸系统疾病患者避免长时间、高强度的户外锻炼，一般人群适量减少户外运动
151-200	中度污染	进一步加剧易感人群症状，可能对健康人群心脏、呼吸系统有影响	儿童、老年人及心脏病、呼吸系统疾病患者避免长时间、高强度的户外锻炼，一般人群适量减少户外运动
201-300	重度污染	心脏病和肺病患者症状显著加剧，运动耐力降低，健康人群普遍出现症状	儿童、老年人和心脏病、肺病患者应停留在室内，停止户外运动，一般人群减少户外运动
>300	严重污染	健康人群运动耐力降低，有明显强烈症状，提前出现某些疾病	儿童、老年人和病人应当留在室内，避免体力消耗，一般人群应避免户外活动

表 3-2 美国 AQI 与相关信息

AQI	空气质量级别 与表示颜色	对健康的影响	建议采取的措施 (PM 污染)	建议采取的措施 (O ₃ 污染)
0-50	优	空气质量令人满意, 空气污染造成的风险很低或没有风险	可正常活动。	可正常活动。
51-100	一般	空气质量可接受, 但对少部分敏感人群来说, 有些污染物会造成一定健康影响	异常敏感人群考虑减少长时间和剧烈的户外活动。	异常敏感人群考虑减少长时间和剧烈的户外活动。
101-150	对敏感人群不健康	对敏感人群可能造成健康影响, 一般公众可能不会受到影响	患有心肺疾病的人群、老年人、儿童、低社经地位的群体应减少长时间和剧烈的户外活动。	患有肺部疾病 (如哮喘) 的人群、老年人、儿童、室外工作者、带有特定遗传变异体的人群、饮食有特定营养物质限制的人群应减少长时间和剧烈的户外活动。
151-200	不健康	所有人可能都会受到影响, 对敏感人群影响更大	患有心肺疾病的人群、老年人、儿童、低社经地位的群体应避免长时间和剧烈的户外活动, 其他人群应减少长时间和剧烈的户外活动。	患有肺部疾病 (如哮喘) 的人群、老年人、儿童、室外工作者、带有特定遗传变异体的人群、饮食有特定营养物质限制的人群应避免长时间和剧烈的户外活动, 其他人群应减少长时间和剧烈的户外活动。
201-300	非常不健康	健康警告: 全部人群的健康风险增加	患有心肺疾病的人群、老年人、儿童、低社经地位的群体应避免一切户外活动, 其他人群应避免长时间和剧烈的户外活动。	患有肺部疾病 (如哮喘) 的人群、老年人、儿童、室外工作者、带有特定遗传变异体的人群、饮食有特定营养物质限制的人群应避免一切户外活动, 其他人群应避免长时间和剧烈的户外活动。
301-500	有害	紧急情况健康警戒: 全部人群都较易受到影响	所有人应避免一切户外活动, 患有心肺疾病的人群、老年人、儿童、低社经地位的群体应待在室内并减少活动。	所有人应避免一切户外活动。

将各种污染物的浓度换算为 AQI 的计算方法主要包括线性插值法、浓度法、对照法等三种。其中, 中国采用的 AQI 计算方法为线性插值方法, 指数范围为 0-500, 并据此进行级别分类。这也是世界各国最为常用的方法, 如美国、印度、韩国、新加坡等国也是依照此法进行 AQI 换算。浓度法直接使用各种污染物浓度与其标准限值的比值作为指数, 选择各种污染物中最大的指数作为 AQI, 并据此进行级别分类, 如澳大利亚。对照法不做转换, 直接对照污染物浓度数值范围确定指数大小并划定级别, 如英国、南非、欧盟, 其中欧盟不设定具体 AQI 数字, 只呈现级别和颜色。虽然各国分级方案和方法不同, 但最后都是以不同的级别和颜色来表征空气质量状况。下文以中国 AQI 计算方法为例介绍具体的计算方法。

中国 AQI 计算过程主要分为两步, 第一步是计算各项污染物的分指数, 第二步是选取各项分指数中最大的作为 AQI, 也就是说 AQI 体现的是首要污染物的污染程度。计算分指数是指根据行业标准《环境空气质量指数 (AQI) 技术规定 (试行)》(HJ 633-2012) 中空气质量分指数 IAQI 及对应的污染物分级浓度值 (如表 3-3), 以六项标准污染物的实测浓度值为基础计算 IAQI。首先看各个污染物实测浓度值落在哪个浓度区间, 其 IAQI 便落在对应的分指数区间, 具体的 IAQI 数值由线性插值法计算得出。在各种污染物的所有 IAQI 中, 选择最大值作为 AQI 总指数。AQI>50 时, IAQI 最大的污染物为首要污染物。若存在 IAQI 并列最大的情况, 则并列的污染物均为首要污染物。

表 3-3 中国空气质量分指数与对应的污染物浓度限值

IAQI	污染物项目浓度限值									
	SO ₂		NO ₂		CO		O ₃		PM _{2.5}	PM ₁₀
	24 小时	1 小时 ¹	24 小时	1 小时	24 小时	1 小时	1 小时	8 小时滑动	24 小时	24 小时
	μg/m ³	μg/m ³	μg/m ³	μg/m ³⁽¹⁾	mg/m ³	mg/m ³⁽¹⁾	μg/m ³	μg/m ³	μg/m ³	μg/m ³
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	50	150	40	100	2	5	160	100	35	50
100	150	500	80	200	4	10	200	160	75	150
150	475	650	180	700	14	35	300	215	115	250
200	800	800	280	1200	24	60	400	265	150	350
300	1600	²	565	2340	36	90	800	800	250	420
400	2100	²	750	3090	48	120	1000	³	350	500
500	2620	²	940	3840	60	150	1200	³	500	600

说明:

1.SO₂、NO₂、CO 的 1 小时平均浓度限值仅用于实时报，在日报中需要使用 24 小时平均浓度限值。

2.SO₂ 的 1 小时平均浓度高于 800μg/m³ 的，不再进行其空气质量分指数计算，按 24 小时平均浓度计算的分指数报告。

3.O₃ 的 8 小时平均浓度值高于 800μg/m³ 的，不再进行其空气质量分指数计算，按 1 小时平均浓度计算的分指数报告。

AQI 与空气质量标准存在对应关系。以美国为例，在确定其 IAQI 分级浓度限值时主要根据其环境空气质量标准和污染物急性健康危害的研究成果而制定，其中 IAQI=50 时对应污染物的年均标准限值，代表了长期暴露在这一浓度下损害较小，当污染物缺少年均标准限值时，则选用其短期标准限值的一半或根据能够引起危害的最低污染物浓度而制定；IAQI=100 时对应着污染物的短期标准限值（1 小时、8 小时、24 小时），即当 AQI>100 时代表短期内污染物浓度超标；AQI 为 200 和 300 时的浓度限值则根据重污染应急方案中设定的污染物的“警告(alert)”级别和“警戒(warning)”级别来确定；400 这个分指数级别目前已取消；AQI 为 500 时的浓度限值是依据污染物的显著有害浓度制定。另外，美国 AQI 中的分级浓度限值会伴随其空气质量标准修订和有关健康风险评价研究成果而及时更新，例如 2012 年美国将 PM_{2.5} 年均标准限值由 15μg/m³ 加严为 12μg/m³，其 IAQI=50 时的浓度限值也相应改为 12μg/m³，美国 PM_{2.5} 的 IAQI 分级情况如表 3-4。

我国 AQI 分级（如表 3-3）借鉴了美国的 AQI 分级原则。“优”和“良”的分界线，即 IAQI=50 时，与“良”和“轻度污染”的分界线，即 IAQI=100 时，对应的污染物浓度均为其在环境空气质量标准中的标准限值。IAQI=50 时，PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、O₃ 四种污染

表 3-4 美国空气质量分指数与 PM 浓度限值

IAQI	污染物项目浓度限值	
	PM _{2.5}	PM ₁₀
	24 小时	24 小时
	μg/m ³	μg/m ³
0	0	0
50	12	54
100	35.4	154
150	55.4	254
200	150.4	354
300	250.4	424
500	500.4	604

物对应的浓度是其在环境空气质量标准中的一级限值，NO₂、CO 对应的浓度是一级限值的一半，因为其一级限值与二级限值相同，而二级限值对应了 IAQI=100；IAQI=100 时，六种污染物对应的浓度均是其在环境空气质量标准中的二级限值。所以 IAQI ≤ 100 时的污染物浓度是达标的，AQI ≤ 100 的天数在我国也被称为达标天数或优良天数。AQI 为 200、300、400 和 500 时对应的浓度限值则借鉴了美国的取值范围。

AQI 信息发布

多样化的发布方式

及时向公众发布 AQI 可以为公众合理安排生活与出行提供参考信息，发布方式也可以多样化，使得信息可以通达各类人群，让公众方便地获取空气质量信息。

我国 AQI 发布方式非常丰富，包括政府网站、电视、广播、微博、手机 APP 等多种形式。上海市为了便于公众理解，设计了“空气宝宝”的卡通形象（如图 3-1），通过其表情与颜色的变化呈现不同空气质量水平，使用这种创新的方式将指数更好地呈现给市民。

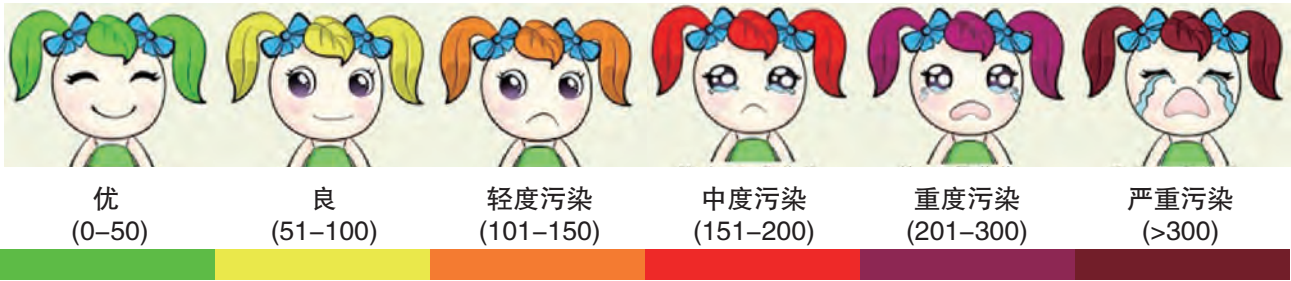


图 3-1 上海“空气宝宝”卡通形象

其它国家也有一些 AQI 的创新发布方式。例如在巴黎，巴黎热气球公司与 AIRPARIF 公司（法国政府官方合作的空气质量监测单位）联手，使得城市观光热气球同时具备了空气质量监测能力，还会根据巴黎的环境空气质量改变颜色。热气球基于巴黎 6 个城市监测站点的环境空气质量数据以及 5 个路边交通站

的空气质量数据，每两个小时更新一次颜色状态，对应 5 种不同的空气质量指数分级（如图 3-2）。热气球在巴黎城区上空飞行，路线途经人流量密度较大的热门观光区、商业区和埃菲尔铁塔等地标建筑，可以使得在这些区域活动的公众直观地通过气球颜色就了解当前空气质量。



图 3-2 巴黎热气球颜色与空气质量对应示意图

AQI 的时效性

为了确保及时性，除了 AQI 日报之外，也需要发布小时 AQI 指数。我国 AQI 发布的日报周期为 24 小时，涵盖当日零点之前的 24 小时；实时报周期为 1 小时，涵盖每整点时刻前的 1 小时。

但我国目前采用的小时 AQI 计算方法存在滞后问题，使得 PM 和 O₃ 实时浓度变化较大时，小时 AQI 不能很好地对应实际的空气质量水平。这是因为 AQI 是和标准对应的，计算实时报中的小时 AQI 时需要使用对应的污染物的小时浓度标准。但我国标准中没有制定颗粒物 1 小时浓度标准，只有 24 小时浓度标准。所以在实时报中，颗粒物 1 小时浓度的 IAQI 分级浓度限值参照了 24 小时浓度的 IAQI 分级浓度限值，是基于 24 小时滑动平均浓度计算出来的，并不是基于实时的浓度。

这样计算存在的弊端是，颗粒物浓度在 24 小时内如果有较大变化的话，其 IAQI 不能第一时间反映出来，会存在一定的滞后性。这就造成了 AQI 结果与人们对当时空气质量的主观感受存在明显差异的情况，影响了公众对空气质量的理解和判断，不利于公众提前采取防护措施。比如在短期重污染（如沙尘过境）的开始和结束的时候，人们面对重污染开始时的主观感受是污染很重，但是重污染开始前的颗粒物 24 小时的滑动平均浓度并不高，此时其 IAQI 结果可能 <100。还有一种情况，重污染刚刚结束时，人们发现空气质量明显变好了，可是颗粒物在过去 24 小时的滑动平均浓度仍然很高，从而导致 IAQI 结果偏高。这些情况都可能造成实时感官和 AQI 数值之间的偏差，从而引发公众对 AQI 数值的质疑。

同理，我国的 O₃ 的 IAQI 使用 8 小时滑动平均和 1 小时平均两个指标同时进行评价，当 O₃ 浓度发生较大变化时，其 IAQI 可能无法及时反映出来。O₃ 污染发生初期，当 1 小时平均的 IAQI>8 小时滑动平均的 IAQI 时，此时 AQI 等于 O₃ 的 1 小时平均的 IAQI，能够真实反映实时的空气质量。但当 O₃ 污染发生末期，当 8 小时滑动平均的 IAQI>1 小时平均的 IAQI，此时 AQI 等于 O₃ 的 8 小时滑动平均的 IAQI，而不是反映实时情况的 1 小时平均的 IAQI，便会出现评价结果与实际空气质量不一致的情况。

由于各国的空气质量标准中普遍都是设定了颗粒物 24 小时标准限值，和我国一样没有 1 小时标准限值，所以在颗粒物的 IAQI 实时报中，为了准确及时的反映颗粒物的污染变化情况，欧美等国专门针对其 IAQI 计算进行了特别规定来实现结果的优化，可供参考借鉴。

英国同样采用最近 24 小时滑动平均值计算 IAQI，但同时结合当前的小时浓度，建立了预警触发机制。其原理是当连续两个小时颗粒物平均浓度值超过各级别的触发限值后（如表 3-5），便启用相应的预警信息和健康提示，提醒公众及时采取防护措施应对突发污染。

表 3-5 英国 AQI 实时报中颗粒物的触发浓度

空气污染级别	触发限值 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	PM _{2.5}	PM ₁₀
中	50	68
高	74	107
很高	101	177

美国采用 NowCast 算法来计算颗粒物的 IAQI，开展 AQI 的实时报。NowCast 算法以过去 12 小时的颗粒物每小时的浓度为基础算出权重值，然后结合每个小时浓度和权重值算出颗粒物的 IAQI。该算法可以使颗粒物的 IAQI 较为迅速的响应空气质量的变化，避免了重污染发生初期时 IAQI 的滞后性，使得人们的主观感受和实际的空气质量趋近一致。

健康风险提示

除了提供空气质量信息，AQI 更重要的作用是与空气质量标准挂钩，为保护公众健康提供信息和指引，这里包括两层次的涵义，第一是需要关联健康风险，使得公众可以更好地理解不同空气质量对应的健康风险，第二是基于不同程度的健康风险，了解应当采取什么样的防护措施。

关联健康风险

目前包括我国在内的多数国家都是选择污染物中最大的 IAQI 作为 AQI 表征空气质量，这起到了突出首要污染物的作用，却忽视了其他污染物可能产生的综合健康影响，不能揭示空气污染物和人体健康效应之间的复杂关系。具体来说，因为空气污染物对健康产生的影响无法确定阈值，在极低浓度下仍可产生不利健康效应，而只表征最高浓度污染物的单一 AQI 无法体现其它较低浓度污染物的健康风险。此外，也不能表征多种污染物同时联合产生的健康风险。

针对 AQI 这个缺陷，加拿大率先启动了长期、多城市的大气污染物浓度与人体健康的流行病学研究，基于

长时间序列分析统计法，估算不同污染状况下空气污染所导致的健康风险增幅，获取研究地区主要污染物的健康风险系数，通过计算污染物的健康风险总和，建立了直接表征空气污染对不同人群健康风险增幅效应的地域量化模型—空气质量健康指数（AQHI）。

2013 年，对应 WHO 发布的空气质量准则值，中国香港特区政府联合当地高校重新审定了空气质量目标，并效仿加拿大的做法对空气质量指数进行了一次升级，将此前的空气污染指数（API）变更为空气质量与健康指数（AQHI）。目前世界范围内成熟使用 AQHI 进行空气质量评价和预报的仅有加拿大和中国香港特区，不同之处在于加拿大的 AQHI 纳入了死亡风险的考量，而中国香港特区采用本地发病率数据作为基础。

AQHI 充分考虑了本地的污染特征和污染物健康风险研究结果，将其整合到空气质量指数中，可用于评估多种空气污染物的综合健康效应，进而估计空气污染对人群的急性健康影响，相比于 AQI 能够更加综合评估空气质量变化对健康的影响，是一种可有效应对空气质量变化，并准确评估健康风险的综合性指标。由于 AQHI 与健康风险直接相关，其对公众提供健康指引和出行建议方面具有很强的针对性，能够最大限度地为公众提供健康风险信息参考。

加拿大和中国香港的 AQHI 范围都是 1-10，级别划分略有不同（如图 3-3），各种级别也有相应的健康指引。以中国香港的健康指引为例（如表 3-6），其对不同群体分类清楚，考虑周到，而且特别强调了避免停留在交通繁忙的地方，关注了交通空气污染的问题。



图 3-3 加拿大和中国香港 AQHI 分级示意图

表 3-6 中国香港 AQHI 的健康指引

健康风险级别	AQHI	易受空气污染影响的人士		户外工作雇员	一般市民
		心脏病或呼吸系统疾病患者	儿童及长者		
低	1 – 3	可正常活动。	可正常活动。	可正常活动。	可正常活动。
中	4 – 6	一般可正常活动，但个别出现症状的人士应考虑减少户外体力消耗。	可正常活动。	可正常活动。	可正常活动。
高	7	应减少户外体力消耗，以及减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。在参与体育活动前应咨询医生意见，在体能活动期间应多作歇息。	应减少户外体力消耗，以及减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。	可正常活动。	可正常活动。
甚高	8–10	应尽量减少户外体力消耗，以及尽量减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。	应尽量减少户外体力消耗，以及尽量减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。	从事重体力劳动的户外工作雇员的雇主应评估户外工作的风险，并采取适当的预防措施保障雇员的健康，例如减少户外体力消耗，以及减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。	应减少户外体力消耗，以及减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。
严重	10+	应避免户外体力消耗，以及避免在户外逗留，特别在交通繁忙地方。	应避免户外体力消耗，以及避免在户外逗留，特别在交通繁忙地方。	所有户外工作雇员的雇主应评估户外工作的风险，并采取适当的预防措施保障雇员的健康，例如减少户外体力消耗，以及减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。	应尽量减少户外体力消耗，以及尽量减少在户外逗留的时间，特别在交通繁忙地方。

作为第一批国家环境健康风险管理试点地区，我国丽水市云和县也基于类似方法在 2020 年发布了《环境空气质量健康指数 (AQHI) 技术规定》(DB3311/T 147-2020)，并于 2020 年开始在网页端（如图 3-4）和移动

端发布 AQHI 指数，成为内地首个官方发布 AQHI 的地区。未来将会有更多的市（县）作为试点地区开展本地 AQHI 的相关研究，这些试点地区将会形成可复制、可推广的环境与健康管理工作经验，逐渐在全国各地推广。



图 3-4 丽水市云和县 AQHI 发布平台网页截图

提供健康指引

AQI 和环境空气质量标准限值是紧密联系的，标准限值又是基于污染物对健康影响的研究确定的。标准限值设定的严格与否决定了其 AQI 对应健康风险的大小。如果标准限值设定较为宽松，其 AQI 显示空气质量较好时，其健康风险也可能较大。所以，如果 AQI 是基于较

为宽松的空气质量标准换算的，其结果对健康风险可能存在乐观的低估。

相同的污染物浓度下，各国 AQI 级别差异明显，我国 AQI 级别相对较为宽松。以 PM_{2.5} 为例，图 3-5 展示了部分国家 PM_{2.5} 24 小时平均浓度与其对应的 IAQI 级别，以日均浓度 500μg/m³ 为上限展示 PM_{2.5} 的 IAQI 分级情况，当浓度 >500μg/m³ 时，等级与 500μg/m³ 时相同，各级别颜色是其官方实际使用的颜色。

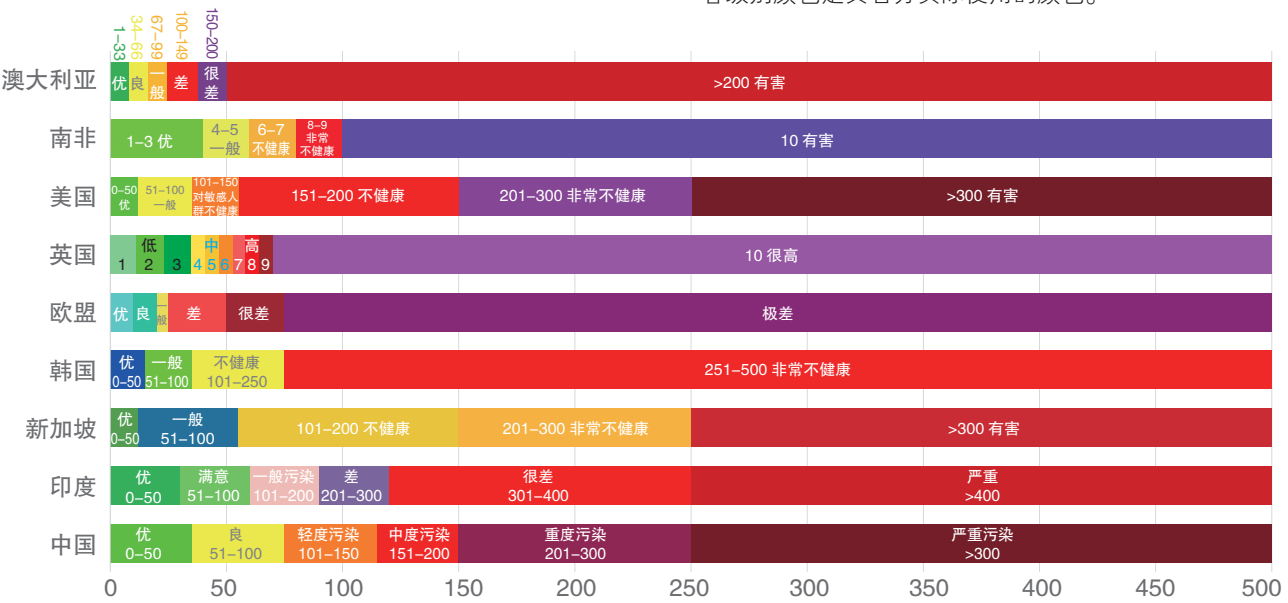


图 3-5 不同国家 PM_{2.5} 24 小时平均浓度与 IAQI 级别示意图



可以看到，在相同的 $PM_{2.5}$ 日均浓度下，各国对应的空气质量级别是完全不同的，这就决定了相应的健康指引也存在差异。以 $PM_{2.5}$ 24 小时平均浓度为 $60\mu g/m^3$ 为例（如图 3-6），在我国对应的 IAQI 级别是良，相应的健康指导是正常人群可以正常活动。与我国相近的只有南非， $60\mu g/m^3$ 正好是“一般”与“不健康”的分界线，超过 $60\mu g/m^3$ 空气质量便是“不健康”， $\leq 60\mu g/m^3$ 时级别则为“一般”，正常人群可以正常活动。对于其他国家，对应的 IAQI 级别均较差，具体说法包括：不健康、有害、高度污染、很差。其中，澳大利亚的“有害”级别是其所有级别中污染最严重的，英国和欧盟对应的是污染第二严重的级别，美国和新加坡对应的污染第三严重

的级别。这四个国家和地区的健康指导也都是减少或避免户外活动。

这些差异主要是因为各国的空气质量标准限值不同，我国的标准相对于其他国家就较为宽松，所以相应的指数分级也不如其他国家严格。即使 $PM_{2.5}$ 日均浓度 $60\mu g/m^3$ 在我国空气质量级别为“良”，但其在澳大利亚已经是最严重的污染级别了。但即使在澳大利亚的“优”级别下，空气质量对健康就没有任何损害了么？答案是否定的。因为空气污染物对健康的损害是没有阈值的，即使级别是优，空气中污染物的浓度也不可能是 0，空气对健康的损害依然存在，只是影响程度相对减小而已。

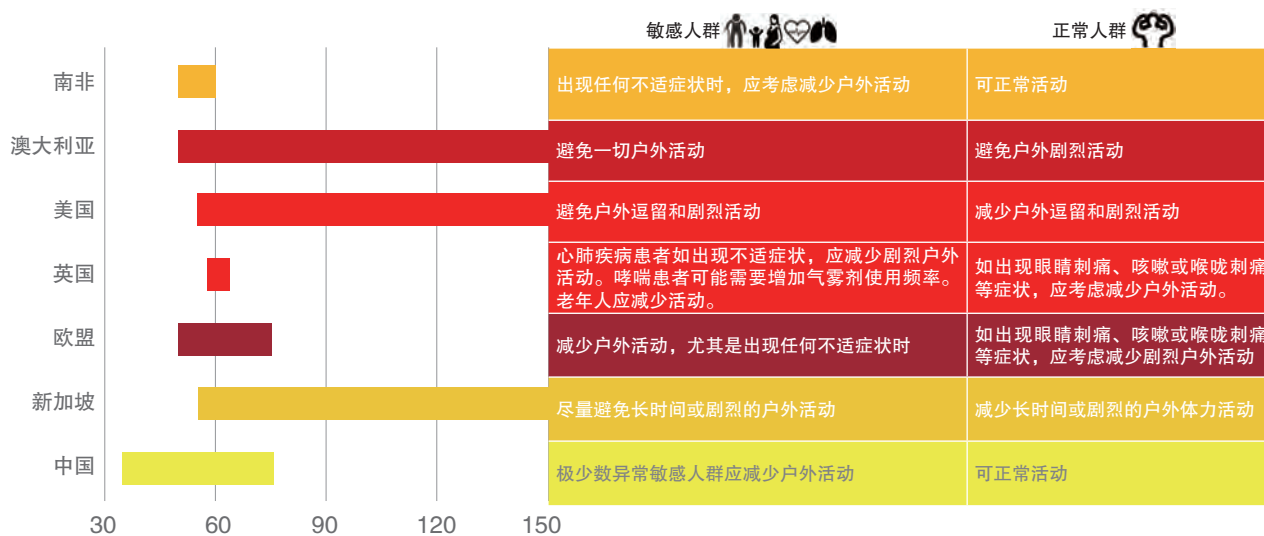


图 3-6 不同国家的健康指引（以 $PM_{2.5}$ 日均浓度 $=60\mu g/m^3$ 为例）

AQI 的管理应用

AQI 优良天数用于设定年度目标和考核

优良天数，又称达标天数，即 AQI ≤ 100 的天数，已经成为我国各级政府在环境类规划中的重要目标与考核指标之一。相关的十三五规划、蓝天保卫战行动计划、年度大气污染防治工作方案中均会设定年度优良天数或优良天数比率的目标，部分国家层面的政策和相关目标如表 3-7。

对于地方政府，AQI 优良天数同时也是上级政府考核其生态环境工作的一个重要指标。根据各地发布的环

境空气质量考核办法，未完成既定目标的地方政府将会面临问责、扣缴资金等惩罚措施。

以成都市为例，市财政局按照“有奖有罚，奖罚总金额持平”的原则，设立环境空气质量激励资金。其中 AQI 优良天数考核奖励占激励资金的 40%，完成目标即可获得相应的资金奖励。未完成 AQI 优良天数年度目标的，扣缴财政资金 100 万元，同时按照比年度目标值每减少 1 天给予 10 万元财政扣款；如未完成年度目标且优良天数还同比减少，则按照每减少 1 天给予 20 万元财政扣缴。此外，市政府还将约谈区（市）县政府及其相关部门有关负责人。

表 3-7 国家层面政策与其中优良天数目标

政策名称	相关目标
中华人民共和国国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要	2020 年，地级及以上城市空气质量优良天数比率 >80%
“十三五”生态环境保护规划	2020 年，地级及以上城市空气质量优良天数比率 >80%
打赢蓝天保卫战三年行动计划	2020 年，地级及以上城市空气质量优良天数比率达到 80%
2019 年全国大气污染防治工作要点	2019 年，全国地级及以上城市平均优良天数比率达到 79.4%

AQI 预报用于重污染预警

目前我国各省、市的重污染天气预警分级标准统一采用 AQI 进行划分，依据 AQI 预测结果，将空气重污染预警分为不同的级别。以《北京市空气重污染应急预案（2018 年修订）》为例，依据 AQI 预测结果，空气重污染预警被分为 3 个级别，由轻到重依次为黄色预警、橙色预警和红色预警。

- **黄色预警：**预测全市空气质量指数日均值 >200 将持续 2 天（48 小时）及以上，且短时出现重度污染，未达到高级别预警条件时。
- **橙色预警：**预测全市空气质量指数日均值 >200 将持续 3 天（72 小时）及以上，且未达到高级别预警条件时。
- **红色预警：**预测全市空气质量指数日均值 >200 将持续 4 天（96 小时）及以上，且预测日均值 >300 将持续 2 天（48 小时）及以上时；或预测全市空气质量指数日均值达到 500 时。

每个预警级别还有相应的健康防护指引、倡议性减排和强制性减排措施作为应急措施。当预警发布后，各项应急措施启动，以实现污染物浓度的“削峰降速”。当预测或监测 AQI 改善到相应级别预警启动标准以下，且将持续 36 小时以上，或收到生态环境部发布的区域应急联动解除预警信息时，则预警可以解除。

2016 年 12 月 14 日，北京市 AQI 预测结果近期将发生重污染，生态环境部紧急召开重污染预报决策会商部长专题会。会商结果显示，16 日起北京将发生当年秋冬季以来最重的持续性空气重污染，持续时间多达 6 天。于是，京、津、冀、晋、鲁、豫六省市共 55 个城市发布预警并启动空气重污染应急措施，其中 27 个城市发布重污染天气红色预警。应急措施包括机动车限号、工地停工、企业限产等措施。事后根据数值模拟结果，在以上区域发布预警并启动应急措施的减排情景下，北京 PM_{2.5} 浓度相比没有措施的情景下平均降低约 25%。显著的改善效果得益于前期的准确预测，和及时大范围的预警发布与应急启动。

AQI 作为国家卫生城市评选的硬性指标

中国还有将 AQI 应用于城市管理考核的创举，将 AQI 作为国家卫生城市评选的硬性考核指标。国家卫生城市是衡量一个城市整体卫生管理水平的最高荣誉，是对一个城市卫生管理的总体评价，是一个城市综合实力、城市品位、文明程度和健康水平的集中体现。空气质量的好坏直接影响到城市居民的身体健康。所以《国家卫生城市标准（2014 版）》、《国家卫生城市评审与管理办法》明确要求 AQI 是评选国家卫生城市的硬性指标，标准要求国家卫生城市必须符合 AQI 优良天数 ≥ 300 天的条件。这有利于持续改善城市居民生活环境和生活质量，提高市民对健康生活的获得感和幸福感。

综上所述可以看出，在我国，AQI 在政府管理工作中用途广泛，不仅用于重污染预警和应急，在短期指导减排行动以减少重污染的程度和持续时间，还可作为政府部门制定和考核空气质量改善目标的工具，甚至用于评估整个城市的综合环境卫生情况。这些都得益于我国近年来空气质量管理水平的快速提高，相比其他国家可以说

后发先至。其他国家对于 AQI 的应用相对较少。欧美地区空气质量整体较好，空气重污染情况极少发生，往往是因为森林野火等突发情况造成污染物浓度过高，因而并不能像中国一样基于预测的 AQI 提前启动应急措施做到未雨绸缪，往往是在实施监测的污染物浓度过高后采取一些应对措施。

以美国首都华盛顿哥伦比亚特区的空气重污染应急方案为例，方案根据不同污染物的浓度设定了警告、警戒、和紧急三个级别，这三个级别的浓度分布对应了 AQI 为 200、300 和 400 时。当任何一个监测点位的任何污染物实测值达到了相应的级别后，市长便可宣布启动应急方案，对公众提出行为建议，并有权控制任何即将或已经对公众健康和环境造成危害的排放源。同理，新加坡的雾霾应急行动方案中也要求，当 PSI（与 AQI 叫法不同，但意义相同） >100 时达到“不健康”级别后，可启动行动方案。



小结与建议

AQI 在满足公众环境知情权和政府从事空气质量管理工作方面都发挥了重要的作用。使用 AQI 来分级表征空气质量状况,并提供相应的健康指引,可以使公众更易于理解空气质量状况,并提前做好防护。生态环境部门利用 AQI 设定年度目标和考核、以及重污染预警,不仅可以推动地方政府提高空气质量管理能力,并且在重污染期间有效的实现“削峰、降速”。

AQI 应用至今仍存在部分问题亟待解决。如我国 AQI 实时报中 PM 和 O_3 的滑动平均时段评价结果具有一定的滞后性,这就使得相应的健康指引改变不够及时,不利于公众提前采取防护措施。而英美对 AQI 实时报计算进行了优化使评价结果与公众感受一致。建议我国对目前 AQI 实时报中 PM 和 O_3 的 IAQI 计算方法进行优化,研究适合中国国情的方法,解决 AQI 实时报评价结果的滞后问题,使其能够及时反映空气质量的变化。

相同的污染物浓度下,不同国家 AQI 级别差异明显,因为各国的空气质量标准限值不同。由于我国的标准相对其他国家较为宽松,所以使得我国 AQI 级别

也相对“乐观”,特定浓度下我国的“良”可能是其他国家的“不健康/有害/高度污染/很差”。这些不同的级别决定了相应的健康指引也存在较大差异,使得健康指引也较为宽松。随着我国未来进一步收紧空气质量标准,也应更新 AQI 分级标准,使得标准和指数都能够更充分保护公众健康,并且对应的健康指引也需要“升级”。

此外,当前的健康指引较为简化,未能建立起不同污染物健康风险和相应敏感人群之间的关联。可以参考美国,对不同污染物(特别是主要的超标污染物 $PM_{2.5}$ 和 O_3)提出更有针对性的健康指引,也应更加明确不同污染物的敏感人群的范围,从而更好地为公众出行提供服务。

此外,将 AQI 与健康影响关联,升级为 AQHI 可以进一步揭示空气污染物和人体健康之间的复杂关联,为公众提供更多健康风险信息参考。目前我国丽水市云和县作为第一批国家环境健康风险管理试点地区于 2020 年发布 AQHI,其建立和使用 AQHI 的经验可为未来更多城市试行 AQHI 提供参考。



第四章 空气质量评价篇

4.1

环境空气质量监测网络与评价站点

环境空气质量监测为检验和评价环境空气质量是否达标、分析空气污染水平趋势和暴露情况、制定空气质量管理政策措施并对其进展与有效性评估等提供数据基础。只有完备的监测系统和评价方法才能够提供充分、可靠的空气质量数据，对空气质量进行全面评价，进而为空气质量管理决策提供依据。因此，在空气质量管理框架中，监测往往既是奠定基础的第一步，也是评价管理是否有效的最后一步。

功能各异的监测站点

空气质量监测可以达成多种目标，因此监测网络需要涵盖具备不同功能的监测站点组合来实现。除了评价空气质量是否达标，基于标准开展监测、评价空气质量现状水平和变化趋势之外，空气质量监测还需要发挥更多作用（见下表 4-1）。



成熟的空气质量监测网络往往是由若干个具备不同功能的监测站点组合而成。由于监测站点的监测和运营都需要耗费一定人力资本和财务资源，受限于技术、成本、空间等因素，环境管理部门需要对站点组合的数量和位置进行权衡和考量，使其规模覆盖所要求的范围，具备的功能能够满足监测目的，并确保其代表性和合理性。

表 4-1 监测的目标

基本目标	特定目标
向公众及时发布	评估短期污染水平
	形成空气质量指数（或其他用于传播的信息形式）
	预测预报
达标	达标
	确定达标水平
	观察污染趋势
	制定污染控制策略
	分析浓度升高的程度和原因
	加强对大气污染物和污染源化学与物理特性的理解
	评估污染控制策略的有效性
	支持国家 / 国际公约或行动
研究	研究
	识别污染生成与变化特征
	评估对不同人群的影响
	评估对能见度、气候变化与生态系统的影响
	模型验证 / 校正
	发现新污染物质

不同国家的监测站点设置的种类和功能可以说大同小异，多包括城市点、郊区点、背景点、交通点等常见类型。下表 4-2 对比和展示中国、英国、美国、日本的监测站点类型及其功能，并说明其覆盖和代表的区域范围。

表 4-2 不同监测站点类别及其功能

国家	监测站点类型	功能	代表区域范围
中国	城市点	监测城市建成区的空气质量整体状况和变化趋势	半径 500 米至 4 千米的区域
	区域点	监测区域范围空气质量状况和污染物区域传输及影响范围	半径几十千米的区域
	背景点	监测国家或大区域范围的环境空气质量本底水平	半径 100 千米以上的区域
	污染监控点	监测主要固定污染源及工业园区等污染源聚集区对当地环境空气质量的影响	半径 100–500 米的区域
	路边交通点	监测道路交通污染源对环境空气质量的影响	人们日常生活和活动场所中受道路交通污染源排放影响的道路两旁及其附近区域
	非道路移动源监测点	监测飞机、轮船等非道路移动源排放对空气质量的影响	机场、港口等非道路移动源排放较大的场所及附近区域
英国	城市点	监测城市建成区的空气质量整体状况和变化趋势	几平方千米的区域
	城郊点	监测建筑密度小于建成区的城郊地区的空气质量整体状况和变化趋势	几十平方千米的区域
	农村点	监测距城市群 20 公里以上的农村地区的空气质量整体状况和变化趋势，以保护植被和自然生态系统为目标	1000 平方千米以上的区域
	背景点	其污染水平不受任何单一污染源或街道的显著影响，监测点位所有上风向排放源的综合影响	几平方千米的区域
	交通点	监测道路交通污染源对环境空气质量的影响	长度不小于 100 m 的路段
	工业点	监测附近存在的单一或多个工业污染源对所在地区环境空气质量的影响	250*250m 以上的区域
美国	污染峰值监测点	监测区域污染物的最高浓度水平	方圆几米–100 米的区域，或方圆 100 米–500 米的区域，或方圆 500 米–4 千米的区域
	人群暴露监测点	监测区域人口密度较高地区的污染物浓度水平	方圆 500 米–4 千米的区域，方圆 4–50 千米的区域
	污染源监控点	监测污染源对环境空气质量的影响	方圆几米–100 米的区域，或方圆 100 米–500 米的区域，或方圆 500 米–4 千米的区域
	背景点	监测背景地区空气质量的本底水平	方圆 4–50 千米的区域，或方圆几十–几百千米的区域
	区域传输点	监测污染物传输及影响	
	污染物风险评价点	监测污染物对能见度、植被等的影响	
日本	一般环境空气监测点	监测所在地区的大气污染状况，了解排放源的贡献和高浓度地区治理政策的效果	未定义
	道路监测点	监测汽车尾气造成的大气污染情况，设置在十字路口、道路及道路边缘附近的监测点位	未定义

不同层级和类别的监测网络

单独的监测站点只能监测其代表的一定范围内的空气质量和发挥有限的功能，如要全面评价一个城市、区域乃至国家等更大范围区划的空气质量，则需要建立由众多监测点组成的完善的监测网络，才能有效的监测其广大地区内空气污染物浓度水平、特征和变化趋势。

监测网络的目的也因为其包含监测点的功能不同而

有所区别，监测网络发达的国家通常会包含多层级和多类别的空气质量监测网络，以服务于不同的空气质量管理目标。当然，大部分城市监测网络的主要作用都是用来评价空气质量达标情况，此外还有评估污染特征、评估治理政策的有效性、验证空气质量模型、评估人体健康风险和生态风险、支持科学研究等目的的网络。下表 4-3 以中国、美国、和英国为例介绍其主要的几个空气监测网络，包括其监测项目、点位数量等信息。

表 4-3 中国、英国、美国各类监测网络对比

国家	监测网络	监测项目	站点数量
中国	国家空气质量监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO ₂ 、CO、O ₃	1436
	省 / 市控空气质量监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO ₂ 、CO、O ₃	数千
	区域空气质量监测网	标准 6 参数、气象参数	96
	背景空气质量监测网	标准 6 参数、黑炭、数浓度、能见度、气象参数	16
	地方网格化监测网络	自行决定，多数为 PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、O ₃	可达数万
	国家大气颗粒物组分监测网络	PM _{2.5} 、碳组分、水溶性离子、无机元素	94 手工 +74 自动
	大气光化学监测网络	VOCs、NO、NO ₂ 、CO、NMHC、NO _y 、HONO、大气分子光解速率等	77
美国	国家与地方空气监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO ₂ 、CO、O ₃ 每个站点监测其中一个或几个项目	4000+
	国家核心多污染物监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO ₂ 、CO、O ₃ 每个站点监测其中一个或几个项目	1000+
	光化学评估监测网络	O ₃ 、前体物、气象参数	75
	道路监测网络	NO ₂ 、PM _{2.5} 、CO、O ₃ 、SO ₂ 、黑碳 每个站点监测其中一个或几个项目	70+
	PM _{2.5} 化学组分监测网络	PM _{2.5} 、碳气溶胶、离子、元素等	150
英国	城市与郊区自动监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO ₂ 、CO、O ₃ 每个站点监测其中一个或几个项目	150+
	碳氢化合物监测网络	29 种 VOCs 物种	4
	伦敦自动监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO _x 、CO、O ₃ 每个站点监测其中一个或几个项目	14
	伦敦空气质量监测网络	PM _{2.5} 、PM ₁₀ 、SO ₂ 、NO ₂ 、CO、O ₃ 每个站点监测其中一个或几个项目	119

用以空气质量评价的监测站点与网络

不同国家参与空气质量评价的监测站点与网络并不相同，我国在评价站点的数量和类别上相比欧美发达国家仍有差距。

我国参与城市空气质量达标评价的监测网络只有国家空气质量监测网络的 1436 个监测站点，其他监测

站点都是为其他目的建设，包括各省市用于自身的空气质量管理，政策评估，科学研究等。而在与我国国土面积相近且人口密度更低的美国，国家与地方空气监测网络（SLAM）的 4000 多个监测点位全部用于城市空气质量评价，远远多于我国的 1436 个站点。在英国，城市与郊区自动监测网络（AURN）所有监测点位也都参与达标评价，其单位面积上的监测

点位数量也是我国的四倍以上。可喜的是我国监测网络的优化和扩展工作一直在进行。“十四五”期间，国家城市环境空气质量监测网络的站点数量将从当前的1436个增加至近1800个，一定程度上解决了部分城市新增建成区缺少点位，以及现有建成区点位密度不均衡等问题，实现地级及以上城市和国家级新区全覆盖。

此外，我国进行空气质量评价的站点也主要分布在建成区，而对郊区和广大农村地区的空气质量监测评价不足。而PM_{2.5}和O₃区域复合污染问题不仅出现在城市地区，也同样影响到周边地区的暴露水平，损害公众健康。特别是O₃，由于受传输影响和自然源前体物VOCs参与光化学反应的复杂机制，其浓度峰值也会出

现在下风向的远郊和农村地区，也应在进行监测评价时受到重视。

最后，中国和欧美、日本等国家在参与空气质量评价的站点方面有一个重大差异，也就是中国的城市空气质量评价和达标判定均不包括污染监控点和路边交通点的监测数据，即反应工业源排放和交通源排放的环境空气质量监测数据不纳入城市的空气质量评价当中，并且这两类站点的数量非常少，尚在建设的起步阶段（见下表4-4道路监测站点对比示例）。而美国、英国等发达国家则是一并纳入评价，未豁免任何这两类站点的监测数据。美国还设置专门的污染峰值监测站点以评估高浓度区域的空气质量，日本则是将交通监测网络区别于一般监测网络，进行独立的评价和达标分析。

表 4-4 城市道路监测站点布设对比（截止 2019 年公开数据）

城市	监测站点总数	路边站点数量	面积 (平方公里)	机动车保有量 (万辆)	常住人口 (万人)	总体监测站点密度 (个/10,000平方公里)	交通监测站点密度 (个/10,000平方公里)	路边站主要监测指标
北京	35(国控+市控)	14(市控)	16410	608.4	2154.2	21	9	PM _{2.5} , PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ , CO, O ₃
上海	54(国控+市控)	5(市控)	6340	399.3	2423.78	85	8	
广州	51(国控+市控)	2(市控)	7434	248.9	1490.44	69	3	
香港	16	3	1106	78.4	748.25	145	27	PM _{2.5} , PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ , CO, O ₃
伦敦	119	62(道路站) 11(路边站)	1577	307	882.5	755	463	PM ₁₀ , NO ₂
巴黎	64(50个自动站)	13(自动站)	12000	511.6	1214.28	54	11	PM _{2.5} , PM ₁₀ , NO ₂ , NO _x , CO, O ₃
新加坡	22	4	719	95.7	563.87	306	56	
东京	82	35	2155	314.67	1388.51	390	162	PM _{2.5} , PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ , CO, O _x
湾区(旧金山等9郡)	32	4	17932	675.1	763	18	2	NO ₂ , CO, PM _{2.5}
南海岸地区(洛杉矶等4郡)	42(其中5个只监测Pb)	4	83599	1487.3	1773.8	5	1	NO ₂ , CO, PM _{2.5}

机动车排放导致道路及道路边一定范围内的空气污染物浓度高于普通环境，使得身处其中的人处于高暴露的微环境之中，而在人口密度大的城市地区，很多人不可避免在这个区域活动，特别是通勤。并且，交通排放已经称为众多超大城市最主要的本地污染源，包括北京、上海、伦敦、东京等。对于机动车保有量较大的城市来说，城市道路交通污染监测网络的建设和将其数据纳入评价意义重大，能够更为全面的反映城市人口所暴露的空气污染水平。基于道路交通污染的观测和分析来制定和评估减排政策可以更加有效地减少交通污染暴露和保护人群健康。

随着经济和社会的发展、人口增加和建成区的扩大，大气环境特征都在相应改变，监测需求也会发生变

化。所以对监测点的调整优化是一项需要持续推进的工作。许多国外学者研究了在多个影响因素下监测点位布设的优化问题，比如工业点选址应考虑化学物质的检出频次、化学物质的累积效应、受工业园区的影响大小、监测覆盖面积、受保护人群等；普通城市大气监测点位选址范围应包括：人口密集的区域、出现污染物浓度峰值的区域、污染物超标率高的区域、经济显著增长的区域、距离主要工业污染源近的区域等。我国在未来也应考虑逐步将污染监控点和路边交通点的监测数据纳入城市空气质量评价中来，以更多维度来反映不同区域的暴露水平和特征，以满足新阶段新形势下的空气质量管理工作和公共服务需求。

空气质量评价与达标判定方法

空气质量评价的本质是衡量空气质量的好坏和变化，衡量好坏时需要有一个参照对象，这个对象就是环境空气质量标准。根据不同的目的，空气质量评价可以分为三类：达标评价、实时评价和预测评价、阶段性变化评价。

政府空气质量管理部門可通过三种评价结果了解不同时空下的达标情况与污染特征，并分析其变化趋势，从而为相应的大气污染防治政策的制定与工作的开展提供依据，也能评估已有的大气污染防治工作的成效。

达标评价可用于对空气质量负责的主体（在中国为地方政府）进行考核，也可使得公众了解本地的空气质量现状并做出相应选择，如对居住地和工作地的选择，从而影响购房和择业。实时评价和预测评价的结果则可以帮助公众了解实时的和未来短期内的空气质量，提前做好相应的健康防护。长期的阶段性变化评价结果可令公众了解所在城市长期以来的空气质量改善情况，增加居民生活的幸福感，提高对政府的满意度。

国际上，不同国家的实时评价和预测评价、阶段性变化评价的方法基本相同，前者都采用浓度、AQI或AQHI进行评价，后者多采用秩相关系数法等方法。而区别较大的是空气质量达标评价，在评价主体、评价项目、数据统计要求等方面均有所差异，这也是本节要讨论的重点。下面以中国、美国、英国、日本为例说明各国达标评价和判定的方法及其特点。

中国城市空气质量评价方法

中国环境空气质量达标评价主要以城市评价为主，注重城市综合评价和考核排名，从而督促各地方政府采取污染防治措施，促进空气质量改善并向

达标迈进。2013年我国制定了《环境空气质量评价技术规范（试行）（HJ 663—2013）》，进一步明确了空气质量达标评价的相关要求，核心要求和特点如下。

以建成区所有国控站点监测的污染物总体平均浓度作为达标判定的指标。与欧美和亚洲发达国家相比，我国城市空气污染问题仍较为突出，在现行环境空气质量标准实施和依据其开展监测的初期，PM超标情况普遍且程度严重，距离标准限值仍有较大差距。因此，在过去几年甚至现阶段我国的主要目标仍然是不断减少主要污染物的排放量，促进环境空气质量的整体改善。所以在进行城市空气质量达标判定时，并没有采用逐点位达标判定的方式，而是根据所有国控点的监测数据计算城市总体平均浓度，依据城市平均浓度进行达标判定。

城市空气质量达标是指六项基本污染物全部达标。依据我国空气质量评价技术规划，城市环境空气质量达标是指PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO和O₃这6项基本污染物全部达标，而不是针对每项污染物进行达标评价。我国的做法可以较为综合全面地反映城市空气整体水平，但另一方面并不利于针对有突出问题的主要污染物进行管理。

部分指标兼顾长期评价和短期评价。我国评价办法也要求对PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂进行年度评价时，还要同时满足日均值特定百分位浓度达标的条件，才可判定为达标。这种以年均浓度作为主要达标统计指标，同时辅以日均值达标统计要求作为补充的方法与国际通行做法较为一致。以PM_{2.5}为例，中国、美国和日本长期、短期标准及达标统计要求如下表4-5所示。

表 4-5 长期和短期评价统计要求

国家	长期（年均）标准 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	年均标准统计要求	短期（日均）标准 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	日均标准统计要求
中国	35	一年均值	75	一年中所有日均值的 95 百分位数不超过 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$
美国	12	最近三年平均	35	三年中每年日均值 98 百分位数的平均不超过 $35\mu\text{g}/\text{m}^3$
日本	15	一年均值	35	一年中所有日均值的 98 百分位数不超过 $35\mu\text{g}/\text{m}^3$

从表中可以看出，评价 $\text{PM}_{2.5}$ 年度达标情况时，中国和日本直接采用 $\text{PM}_{2.5}$ 的年均值作为评价指标和标准中的年均浓度限值进行对比，而美国则采用了最近三年年均值的平均作为评价指标。

同时，在评价年度达标情况时，三国还对日均浓度有所要求。中国要求全年中所有日均值的 95 百分位数不能超过日均标准限值 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；日本同理采用 98 百分位数不能超过日均标准限值 $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；美国则要求每年日均值的 98 百分位数的最近三年平均不超过日均标准限值 $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

同时满足了年均值和日均值的条件后，才可判定达标。这样有利于减少城市总污染天数，整体上改善城市空气质量。

达标评价时扣除了自然沙尘天气的影响。欧美等发达国家在进行空气质量达标评价时会先行扣除火山爆发、沙尘暴等对达标有影响的因素。我国也参考了这一做法，自 2017 年起，我国在进行城市空气质量达标评价时会扣除沙尘天气的影响，但在各地环境状况公报中会同时给出保留沙尘和扣除沙尘的评价结果。扣除沙尘天气对城市空气质量达标情况的影响较为有限。据统计，2017 年全国 99 个空气质量达标城市中，有 7 个城市在扣除沙尘天气后由超标转为达标。

发达国家空气质量达标评价方法分析

英国、美国、日本在空气质量达标判定上的做法值得我们借鉴，主要包括两个方面：一是以单个监测站点为基础单位进行达标判定；二是针对单项污染物逐一进行达标评价。这两项做法均可为我国将来优化评价方法提供参考。

首先，我国将一个城市全部国控站点监测数据进行平均来判定达标的做法在初期符合现实国情，也能够满足基本的城市空气质量评价需求，但伴随空气质量的逐步提升，特别是对于已经达标和接近达标的城市来说，关注单个站点的达标情况将十分

重要。具体来说，城市可以识别出污染物水平较高的区域进行有针对性的控制措施。已经达标的城市可以减少高浓度暴露进一步保护人体健康，而接近达标的城市则可以通过解决“短板”来实现尽快达标。并且，逐一进行站点评价，要求所有站点达标的做法也更为严格，可以更大程度地保护公众健康。

其次，以各项污染物分别来评价是否达标，有利于制定有针对性的达标规划和行动方案，甚至根据超标程度不同来安排不同力度的减排措施。例如英国（特别是伦敦都会区）目前最难解决的是 NO_2 超标问题，这也是当地空气质量监测和评价的主要关注点，亦是制定严苛的交通排放控制政策以期攻破的难点。而美国针对长期以来超标地区最多的 O_3 污染问题会要求编制和实施专门的 O_3 州实施计划和针对区域传输影响问题实施州际传输计划，对不同超标程度的地区实施有差别的减排要求和达标期限。

在达标评价方面，这三个国家还有一些各自特点和不同做法，以下将进一步分开阐述。

英国

英国为了便于评价其空气质量达标情况，将全国划分为 43 个区，其中包括 25 个城市区和 18 个非城市区，政府以每个区为独立单位对其达标情况进行评价。一个区内的所有站点都达标，这个区才被判定为达标。对空气质量的达标评价同时基于污染物的监测值与模型计算值，选择二者中较高的浓度与标准限值对比来评价达标情况，这将达标的判定条件变得更为严格。

2018 年，英国所有区域的 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 CO 、 O_3 都是达标的，只有 NO_2 达标情况不理想。 NO_2 的 1 小时限值（ $200\mu\text{g}/\text{m}^3$ ），共有 41 个区达标，2 个区超标； NO_2 的年均限值（ $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ ），仅有 7 个区达标，共 36 个区超标（如下表 4-6）。

表 4-6 2018 年英国各区域 NO₂ 达标评价示例

区域名称	区域代码	NO ₂ 年均值达标情况	NO ₂ 小时均值达标情况
Greater London Urban Area	UK0001	超标（实测值）	超标（实测值）
West Midlands Urban Area	UK0002	超标（模型值）	达标（实测值）
Greater Manchester Urban Area	UK0003	超标（模型值）	达标（实测值）
West Yorkshire Urban Area	UK0004	超标（实测值）	达标（实测值）
Tyneside	UK0005	超标（模型值）	达标（实测值）
Liverpool Urban Area	UK0006	超标（模型值）	达标（实测值）
Sheffield Urban Area	UK0007	超标（模型值）	达标（实测值）
Nottingham Urban Area	UK0008	超标（模型值）	达标（实测值）
Bristol Urban Area	UK0009	超标（实测值）	达标（实测值）
Brighton/Worthing/Littlehampton	UK0010	达标（实测值）	达标（实测值）
Leicester Urban Area	UK0011	超标（模型值）	达标（实测值）
Portsmouth Urban Area	UK0012	超标（模型值）	达标（实测值）
Teesside Urban Area	UK0013	超标（模型值）	达标（实测值）
The Potteries	UK0014	超标（实测值）	达标（实测值）
Bournemouth Urban Area	UK0015	超标（模型值）	达标（实测值）
Reading/Wokingham Urban Area	UK0016	超标（模型值）	达标（实测值）
Coventry/Bedworth	UK0017	超标（模型值）	达标（实测值）
Kingston upon Hull	UK0018	超标（模型值）	达标（实测值）
Southampton Urban Area	UK0019	超标（模型值）	达标（实测值）
Birkenhead Urban Area	UK0020	达标（实测值）	达标（实测值）
Southend Urban Area	UK0021	超标（模型值）	达标（实测值）
Blackpool Urban Area	UK0022	达标（实测值）	达标（实测值）
Preston Urban Area	UK0023	达标（实测值）	达标（实测值）
Glasgow Urban Area	UK0024	超标（实测值）	达标（实测值）
Edinburgh Urban Area	UK0025	超标（实测值）	达标（实测值）
Cardiff Urban Area	UK0026	超标（模型值）	达标（模型值）
Swansea Urban Area	UK0027	超标（模型值）	达标（实测值）
Belfast Urban Area	UK0028	超标（实测值）	达标（实测值）
Eastern	UK0029	超标（实测值）	达标（实测值）
South West	UK0030	超标（模型值）	达标（实测值）
South East	UK0031	超标（模型值）	达标（实测值）
East Midlands	UK0032	超标（模型值）	达标（实测值）
North West & Merseyside	UK0033	超标（模型值）	达标（实测值）
Yorkshire & Humberside	UK0034	超标（模型值）	达标（实测值）
West Midlands	UK0035	超标（模型值）	达标（实测值）
North East	UK0036	超标（模型值）	达标（实测值）
Central Scotland	UK0037	超标（模型值）	达标（实测值）
North East Scotland	UK0038	超标（模型值）	达标（实测值）
Highland	UK0039	达标（实测值）	达标（实测值）
Scottish Borders	UK0040	达标（实测值）	达标（实测值）
South Wales	UK0041	超标（实测值）	超标（实测值）
North Wales	UK0042	超标（模型值）	达标（实测值）
Northern Ireland	UK0043	达标（实测值）	达标（实测值）

美国

美国各州基于各自管辖范围内监测站点的监测数据和模型计算数据，评判本州所辖范围的各评价区是否达标并形成建议提交美国环保局（EPA）。EPA 需要根据各州提供的建议，划定环境空气质量标准中的各污染物的达标区与非达标区。在某些情况下，由于基础信息缺失或数据有效性的问题，EPA 无法评估一个地区的达标状态，这类区域被划定为不可分类区。一旦划定结果生效，州政府必须制定实施计划，阐述该地区将如何通过减少空气污染物排放来实现达标和维持达标。我国《大气污染防治法》要求的城市制定空气质量限期达标规划的做法与此类似。

以 PM 为例，EPA 确定区域是否达标需要以下信息：

- 最近 3 年的空气质量监测数据
- 州和自治部落提交的判定建议
- 其他技术信息

采纳 3 年滑动平均浓度作为达标评价的主要依据，可以避免气象条件变化的随机性而影响某一年的达标情况，从而促进国家制定更加长效的治理方案。在划定达标区域和非达标区域边界时，还需要评估以下五个因素：空气质量数据、相关排放数据、气象数据、地理/地势信息、行政区划。下面是美国 2012 年更新 PM_{2.5} 标准限值后的达标区域划分示意图，非达标区域只有很小的部分。不可分类的区域会在未来提供足够信息后，进行划分。

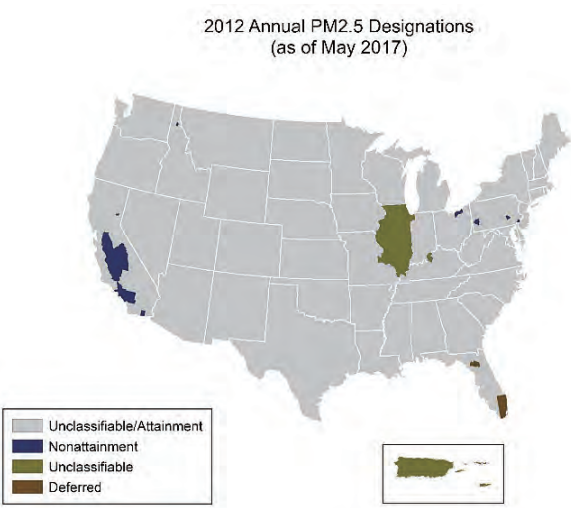


图 4-1 美国空气质量达标区域划分示例



日本

不同于其他国家，日本的监测站通常只分为两类：一般监测站和道路监测站。由于二者能够代表的空间范围不同，所以日本将监测数据分为一般网和道路网两套数据，对两类监测站点分别进行达标评价。以 2017 年为例，六项标准污染物的所有监测站达标情况如下表。

表 4-7. 日本空气质量达标评价示例

标准 污染物	一般监测站			道路监测站		
	有效监测站 * 总数	达标监测站总数	达标比例	有效监测站总数	达标监测站总数	达标比例
PM _{2.5}	814	732	89.9%	224	193	86.2%
PM ₁₀	1303	1300	99.8%	387	387	100.0%
SO ₂	952	950	99.8%	50	50	100.0%
NO ₂	1243	1243	100.0%	397	396	99.7%
CO	59	59	100.0%	227	227	100.0%
Ox	1150	0	0.0%	29	0	0.0%

注：有效监测站总数为年监测时间在 6000 小时以上的监测站

可见，日本的光化学氧化物 Ox 的达标情况非常糟糕，所有站点无一达标。日本的 Ox 标准只设有 1 小时限值 60ppb，约等于 117.8μg/m³，远低于我国的 200μg/m³。达标评价方法是每个监测站点一年中所有 1 小时 Ox 浓度中的最高值和标准限值进行比较来判定达标，而不是采用平均值或特定百分位值，这也极大地增加了达标的难度。



有毒有害空气污染物的监测与评价

有毒有害空气污染物对健康和环境影响带来很大危害。在一定浓度的长期暴露下，公众将会增加患癌症或加剧其他严重的健康风险，包括对免疫系统的损害，以及神经、生殖（例如，生育能力下降）、发育、呼吸和其他健康损害。除了吸入空气中的有毒物质，一些重金属有毒污染物，比如汞，会沉积到土壤或地表水上被植物吸收和动物摄取，最终通过食物链扩散。

除六项常规污染物，我国 2012 年环境空气质量标准纳入铅 (Pb) 和苯并 [a] 芘 (BaP) 两项有毒有害污染物。评价 Pb 达标采用年平均和季平均浓度，BaP 则是年平均和日平均。此外，现行标准提出镉、汞、砷、六价铬、氟化物等五项重金属污染物的参考限值。我国城市基于标准及监测规范要求开展上述有毒有害空气污染物的监测，但并未和六项常规污染物一起进行相应的达标评价和信息发布，这一管理政策空白亟待填补。

美国的环境空气质量标准中的有毒有害污染物仅包括 Pb，于 2008 年修订 Pb 季平均限值至 $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，远低于我国的季平均浓度限值要求 ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。美国针对 Pb 开展的监测和评价极有针对性，由于活塞式发动机飞机使用含铅燃料，所以现有的 Pb 排放源主要集中在机场，因此机场是 Pb 监测和评价的重点区域。美国共计建成 200 多个 Pb 监测站点，辐射机场热点区域和排放量较大的非机场区域，即机场周围 Pb 年排放量达到 1 吨或以上，以及其他非机场排放源 Pb 年排放量 0.5 吨或以上。EPA 收集在 15 个指定机场以 Pb-TSP 为指标的 1 年监测数据并发布分析结果。

虽然美国未将其余有毒有害污染物纳入环境空气质量标准，但《清洁空气法》要求 EPA 对大型工业设施产生的 187 种有毒有害污染物 (HAPs) 进行排放控制，包括重金属、挥发化学物、燃烧副产物和溶剂等种类，致力于减少其带来的癌症和非癌症健康风险，以及有效解决城市有毒有害大气污染。不仅如此，EPA 还颁布汞和

大气毒物排放标准，旨在减少燃煤和燃油发电厂等主要污染源排放的重金属（汞、砷、铬、镍）和酸性气体（盐酸和氢氟酸），并规定污染源需在最多 4 年内实现达标。

对于有毒有害污染物的监测网络，美国不仅从现有的光化学评估监测站 (PAMS) 和 $\text{PM}_{2.5}$ 监测站分别收集 8 种有害空气污染物和重金属的监测数据，还新增 HAPs 监测站点。美国 HAPs 趋势监测网络共计建成 27 个监测站点（城市 20 个和农村 7 个），用于监测超过 100 多种有毒有害污染物，但强制监测的只有 19 种，涵盖 VOCs、碳基化合物、重金属、六价铬和多环芳烃。大气毒物监测点位布设在现有 $\text{PM}_{2.5}$ 化学物种采样街区尺度的站点上，用于监测连续三年滑动平均浓度之间 15% 的浓度趋势差异。为确保数据质量，每个点位对所有污染物每 6 天为一频次进行监测采样并持续一年。值得注意的是，因为大气毒物监测项目不是强制性的，所以 EPA 提供赠款鼓励社区进行监测系统安装，旨在监测环氧乙烷、氯丁二烯、苯、1,3-丁二烯和有毒金属等污染物的浓度水平趋势。EPA 也会基于 HAPs 的监测数据发布分析报告，并针对浓度变化大的地区和超标地区进行提示。

欧盟对 Pb、苯、砷、镉、镍、多环芳烃等六项有毒有害污染物设置年均标准。各成员国根据欧盟法定要求需对超过评估阈值的有毒有害污染物进行监测。评价达标采纳的是污染物阈值上限和下限的评估方法，与常规污染物相同。当污染物浓度超过阈值上限，那么固定监测点位用于评估环境空气质量；当污染物浓度低于阈值上限，则点位监测数据和模型将用于评价；如果污染物浓度低于阈值下限，仅用模型来进行评价。例如欧盟的 Pb 年均标准（与中国限值一致为 $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ），其设置的阈值上限年均均为限值 70% 水平，阈值下限为限值 50% 水平。这一做法的思路与美国 Pb 的监测和评价类似，关注高浓度的热点区域。此外，欧盟监测要求苯的监测采样点需和多环芳烃处于同一位置，并考虑地理变化和长期趋势来调整。欧盟基于有毒有害污染物的监测结果对成员国进行达标评价，考虑到苯标准很难实现达标，因此成员国可申请最多 5 年的达标期限延期。

日本的环境空气质量标准包括有害空气污染物苯、三氯乙烯、四氯乙烯、二氯甲烷和二噁英。主要评价方法是通过同一点连续 24 小时采样的测定值（每月 1 次以上）算术平均后的年平均值来进行达标评价。其中二噁英有所不同，是通过同一测定点 1 年内所有样本的测定值的算术平均值进行评价。此外，日本也同美国一样考虑低剂量有毒有害污染物也会带来健康危害，因此排放控制清单上纳入 248 种有毒有害污染物，开展相应的控制措施。

小结与建议

完备的监测系统和评价方法才能够提供充分、可靠的空气质量数据，对空气质量进行全面评价，进而为空气质量管理决策提供依据，促进空气质量达标。我国通过努力快速实现了监测网络的升级和跨越式发展，但在空气质量评价的监测和方法上仍有提升的空间。

首先，我国参与空气质量评价和达标判定的监测点位相比发达国家城市在数量或密度上仍显不足。城市空气质量评价和达标判定均不包括污染监控点和路边交通点的监测数据，这样会造成对高浓度暴露水平的忽视和低估，也不利于针对交通及工业污染源开展污染特征和影响分析，以及制定更有针对性的控制政策和进行相应的成效评估。并且，目前的达标评价是基于城市建成区监测站点的数据，不采纳郊区和农村的监测站点数据。

建议我国进行城市达标评价时纳入污染监控点和路边交通点的监测数据，并在未来进一步扩充监测网络，在机动车保有量较大和工业园区密集的大城市加强布设污染监控点、路边交通点。此外，在区域整体污染水平较为严峻的重点区域和城市，针对监测网

络无法覆盖的远郊和农村地区，应建设监测站点并结合模拟手段获取空气质量数据进行评估。

其次，我国目前在进行城市空气质量达标判定时，是基于所有国控点的监测数据计算城市总体平均浓度，依据城市平均浓度进行达标判定、考核和排名。建议未来考虑采用逐点位达标判定的方式，特别应重视超标严重的高浓度点位的分析与评价。这不仅可以促进空气质量较差地区尽快“削峰”，降低污染物浓度水平进而实现达标，也可使得平均浓度已经达到现有标准的城市可以进一步减少短板，持续、全面地改善空气质量。

第三，建议对超标严重的主要污染物进行单独评价和达标评价，这将有利于制定有针对性的达标规划和行动方案。主管部门可依据超标程度对管辖范围内的区域进行分级，针对超标严重区域可采取更严格的措施，例如进一步收紧排放总量控制目标。

最后，建议我国将有毒有害空气污染物纳入评价和监测数据信息发布的范围，关注有毒有害污染物浓度水平较高的热点区域，采取针对性控制措施并开展追踪评估。

第五章 空气质量达标篇



中国环境空气质量的实施现状

中国环境空气质量标准与政策目标的关系

大气污染防治政策是否能够有效促进空气质量改善并达到环境空气质量标准，和政策目标的制定与考核密切相关。中国 1982 年就制定了首个《环境空气质量标准》，但直到 2000 年之前都并未将政策目标与空气质量标准进行挂钩。这个阶段的大气污染防治工作致力于解决当时由于燃煤造成的严重烟粉尘和酸雨问题，但却未能实现空气质量的有效改善，长期处于“旧账未清、又添新账”的状态。

1995 年《大气污染防治法》进行了第一次修订，建立酸雨控制区和 SO₂ 污染控制区（简称“两控区”）。

“九五”期间环境保护目标的重大举措是开始提出污染物排放总量控制，包括主要大气污染物 SO₂。其后十余年，SO₂ 排放总量上升的趋势未能得到有效遏制，持续在波动中攀升。从空气质量来看，2000 年全国有 70 个城市 SO₂ 年均浓度不达标，63.5% 的城市处于中度或严重污染超标的状态，酸雨面积占国土面积的 30%，是世界上第三大酸雨区（中国政府网，2001）。

2000 年是大气污染防治工作的一个重要时间节点，《国家环境保护“十五”计划》将 SO₂ 的排放总量控制纳入指标，后续又出台了《两控区酸雨和二氧化硫污染防治“十五”计划》（柴发合，2020）。国家通过了《大气污染防治法》第二次修订案，规定污染排放总量控制和排放许可制度，实行总量控制的区域延伸至未达标区域和“两控区”。重要的是，立法首次提出地方各级政府对本辖区的大气环境质量负责，应制定规划和采取措施，从而促进达标（生态环境部，2000）。

2006 年的《国民经济和社会发展第十一个五年规划纲要》首次将 SO₂ 纳入约束性指标，《国家环境保护“十一五”规划》增设重点城市空气质量好于二级标准的天数比例为一项新的指标（非约束性）。SO₂ 控制的约束性指标成效显著，使得 SO₂ 的排放量在 2006 达峰后开始逐年下降，2010 年有近 80% 的城市可以达到当时的空气质量二级标准。但 NO_x 和 PM 的控制情况仍不理想，2011 年《国家环境保护“十二五”规划》增设了 NO_x 排放总量控制目标（中国政府网，2011）。

2012 年的空气质量标准修订和随之而来的“大气十条”标志着中国空气质量管理战略转型，由控制大气污染物排放总量向以改善空气质量为目标导向转变。“大气十条”首次设立主要污染物浓度下降的目标，将重心放在超标最为严峻的 PM 上。不仅如此，新标准还助推《大气污染防治法》第三次修订（2015 年），其最大亮点是在立法层面围绕空气质量改善目标为核心思路开展大气污染防治工作，并且首次对未达标城市提出编制限期达标规划和报告达标规划执行情况的要求（生态环境部，2015）。

2016 年，《国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要》（简称“十三五”规划）首次将空气质量纳入经济社会发展主要指标。此外，为延续“大气十条”，并确保“十三五”环境空气质量约束性目标如期完成，《打赢蓝天保卫战三年行动计划》（简称“三年行动计划”）于 2018 年出台，明确针对未达标城市提出进一步的空气质量改善目标。

在过去近 40 年中，中国大气污染防治政策的目标始终在发展和变迁，经历了“无约束性”目标到“排放量约束”目标，最终转向以空气质量改善为目标（表 5-1），这一转变使得空气质量改善效果也逐步提升。

表 5-1. 2000–2020 年中国大气污染防治目标 / 指标的发展历程

	《国家环境保护“十五”计划》	《国家环境保护“十一五”规划》	《国家环境保护“十二五”规划》	《大气污染防治行动计划》	《“十三五”生态环境保护规划》	《打赢蓝天保卫战三年行动计划》
时间节点	2000–2005 年	2005–2010 年	2010–2015 年	2013–2017 年	2016–2020 年	2018–2020 年
环境空气质量目标指标	到 2005 年, 50% 地级及以上城市空气质量达到二级标准	到 2010 年, 重点城市空气质量好于二级标准的天数超过 292 天的比例达到 75%	到 2015 年, 地级及以上城市空气质量达到二级标准的比例达到 80% 或以上	到 2017 年, 全国地级及以上城市 PM ₁₀ 浓度比 2012 年下降 10% 以上, 优良天数逐年提高	到 2020 年, 地级及以上城市空气质量优良天数比率达到 80% (约束性)	到 2020 年, 地级及以上城市空气质量优良天数比率达到 80%
				到 2017 年, 重点区域 (京津冀、长三角、珠三角) PM _{2.5} 浓度分别下降 25%、20%、15% 左右; 其中北京市 PM _{2.5} 年均浓度控制在 60 μg/m ³ 左右	到 2020 年, 相比 2015 年 PM _{2.5} 未达标地级及以上城市浓度下降 18% (约束性)	到 2020 年, 相比 2015 年 PM _{2.5} 未达标地级及以上城市浓度下降 18% 以上
					到 2020 年, 地级及以上城市重度及以上污染天数比例比 2015 年下降 25% (预期性)	到 2020 年, 地级及以上城市重度及以上污染天数比例比 2015 年下降 25% 以上
污染排放总量目标指标	到 2005 年, SO ₂ 排放量控制在 1800 万吨	到 2010 年, SO ₂ 排放量控制在 2295 万吨	到 2015 年, SO ₂ 排放总量控制在 2086.4 万吨		到 2020 年, SO ₂ 和 NO _x 排放总量分别减少 15% (约束性)	到 2020 年, SO ₂ 和 NO _x 排放总量减少 15%
	到 2005 年, 尘 (烟尘和工业粉尘) 排放量控制在 2000 万吨		到 2015 年, NO _x 排放总量控制在 2046.2 万吨		到 2020 年, 重点地区和重点行业 VOCs 减少 10% (预期性)	

政策目标的评估与考核

对政策目标进行评估, 建立考核体系以及相应的“奖惩”机制对于空气质量标准的实施和目标达成非常重要。2000 年《大气污染防治法》修订提出要建立责任机制但并未明确如何实施, 2007 年出台的《主要污染物总量减排考核办法》对总量排放控制完成情况进行考核, 但直到 2013 年出台“大气十条”才真正得以初步构建以环境质量改善为核心的目标责任考核体系。

为了促进“大气十条”的实施, 国务院与省级政府签订《大气污染防治目标责任书》, 将目标分解落实到地方政府和企业。地方政府为责任主体来确定重点任务和年度控制指标, 将颗粒物浓度下降比例作为约束性指标 (重点区域 PM_{2.5}、非重点区域 PM₁₀ 年均浓度), 并考核空气质量改善目标完成情况和大气污染防治的十项重点任务完成情况。考核结果作为当地政府领导班子政绩评价的重要依据, 并与建设项目审批以及财政资金奖惩结合, 还会向社会公开。对于空气质量恶化和措施执行不到位的地方政府, 生态环境部对其进行约谈。总的来说这一系列举措给地方政

府带来了压力和动力, 也使得大气污染防治工作在实施中得到前所未有的重视。这些做法在 2018 年出台的《三年行动计划》实施期间得到了延续和扩展。

根据考核办法规定, 中国工程院作为第三方对“大气十条”分别进行 2015 年中期评估和 2017 年终期评估。中期评估旨在考核各省空气质量改善情况和各项政策措施执行效果, 是否能够实现 2017 年考核目标, 指出存在的问题和建议 (生态环境部, 2016)。2017 年的终期考核则主要评估空气质量改善目标完成情况。评估结果显示整体来说, “大气十条”的目标得以如期并超额完成, 但未列入考核目标的 O₃ 问题开始突显 (生态环境部, 2018)。

2020 年 4 月国务院印发《省 (自治区, 直辖市) 污染防治攻坚战成效考核措施》提出“党政同责, 并将资金投入使用情况和公众满意程度纳入考核内容” (中国政府网, 2020)。其中, 未完成约束性指标的省份的财政支出需相对应增加支持比例, 从而保障额外的减排措施得以顺利实施。公众满意度为考核目标之一, 这意味着首次以自下而上的方法评价公众对政府工作的满意度。该措施也再次明确考核结果不合格的地

区将被约谈；问责组的级别升级为中央生态环境保护督查工作领导小组，对地方政府负责人开展约谈工作。

仍然存在的不足和挑战

我国目前促进空气质量改善和逐步达标所依赖的是国家层面制定规划和行动计划，以此带动地方政府作为达标主体相应地编制省市级的行动计划实施方案和空气质量限期达标规划，并对其进行考核。过去几年这样的机制发挥了很大作用，使得空气质量整体大幅度改善，但仍然存在一些不足和挑战，归根结底在于我国仍然缺乏完善的以达标为核心的空气质量标准实施和管理机制。

达标规划存在的问题

首先，“大气十条”和《三年行动计划》（简称“5+3”行动计划）与达标规划的目标制定与空气质量改善挂钩是正确的战略转型，但是没有明确的达标时间与路线要求，导致在城市层面应该实施的限期达标规划出现了不少问题。按照《大气污染防治法》要求，未达标城市需编制限期达标规划并对外发布，明确达标期限，设立以主要污染物浓度水平下降和达标天数比例为首的中长期改善目标，并制定可行性的实施措施，并且评估和适时修订达标规划。

但是，截止 2019 年末，仅有四分之一的未达标城市（51 个城市）发布达标规划。根据已有公开信息，已编制环境空气质量限期达标规划的城市主要分布在空气质量较好的珠三角、长三角区域以及在过去几年改善幅度较大的川渝等地区，包括多个已经达标的城市编制了达标规划。而形成反差的是，大部分京津冀及周边地区城市和汾渭平原城市空气质量较差的未达标城市尚未完成和/或发布达标规划。并且在“大气十条”实施期间，重点区域尚未涵盖汾渭平原，这使得该区域的强化控制措施起步更晚，在全国空气质量整体改善的同时汾渭平原城市空气污染水平反而加重。缺乏《三年行动计划》所要求的达标规划指导的多个城市不仅不能迈向达标，甚至出现了不同程度的空气质量恶化反弹。

其次，中国实施的考核机制是围绕“5+3”行动计划展开的后评估制定，并未建立达标评估和保障机制，例如不会针对行动计划的措施开展预评估确保行动和规划能够切实改善空气质量并最终达到标准。依据《“十三五”生态环境保护规划》，规定各省要“对照国家大气环境质量标准，定期考核并公布大

气环境质量信息”（中国政府网，2016）。此外，《国家环境保护“十三五”发展规划》强调要跟踪评估标准（GB3095-2012）实施情况（生态环境部，2017）。但除了出现空气质量污染水平反弹等比较恶劣的情况会由主管部门对地方政府进行约谈，对于迟迟不能达标的地区，并无相应的定期评估和保障其尽快达标的机制。

最后，由于我国没有出台统一的达标规划编制指南和技术要求，目前已经编制的城市达标规划水平参差不齐，部分城市的达标规划缺乏充分的科学支撑，例如缺乏基于排放清单和源解析的污染来源分析，未制定有针对性的达标措施并对其改善效果进行评估和预测，无法保障规划中所列措施能够实现达标，且地方规划内容多与“5+3”行动计划重合，未看到地方出台基于本地实际情况的针对性措施。

多项污染物协同控制不足

我国的空气质量标准包含多项污染物，但是大气污染防治政策的目标和重点往往只放在最严重的污染问题上，这一模式以往多被形容为“头痛医头，脚痛医脚”，忽视了多种污染物的协同控制。这使得开展 SO₂ 总量控制时期颗粒物污染防治未得到足够重视，颗粒物污染刚开始缓解而臭氧污染又开始恶化。

自 2013 年以来，“5+3”行动计划和城市达标规划都是以 PM 浓度下降为目标，未将 O₃ 作为约束性指标进行控制，此后 O₃ 浓度连年攀升，已成为很多重点城市夏季（6-9 月）的首要污染物，特别是重点区域和苏皖鲁豫交界地区，O₃ 的超标天数占全国 70% 左右（生态环境部，2020）。O₃ 超标天数增加至直接影响到《三年行动计划》中的优良天数的达标率后，才得到更多城市的重视。

针对 O₃ 前体污染物 VOCs 排放量的控制在《“十三五”规划》中最初仅设立了预期性目标，并未纳入《三年行动计划》主要目标任务。直到 2019 年出台的《重点行业 VOCs 综合治理方案》才明确要求确保“十三五”VOCs 指标如期完成，但排放量削减 10% 的目标，相对于 SO₂ 和 NO_x 总量控制削减的比例（15%）来说比较低。基于现有科学研究发现，大部分城市地区的 O₃ 污染处于 VOCs 控制阶段，需要进一步加强 VOCs 控制，使其下降比例高于或相当于 NO_x 才能有效控制 O₃ 污染。而目前国家和城市层面的政策普遍没有制定更为严格的 VOCs 减排目标，无法协同控制 PM_{2.5} 与 O₃ 污染。

以达标为核心的清洁空气政策制定和实施

政策制定以何为目标将直接影响到其实施效果，空气质量标准的实施需要制度化。围绕如何建立以达标为核心的空气质量管理体制、政策和行动计划，下文将介绍和分析欧美的相关经验。

美国州实施计划

美国的《清洁空气法》强调达到空气质量标准是需要 EPA 和各州之间协力合作共同完成任务。标准实施的第一步就是要区分达标区和未达标区（即区域指定流程），第二步是各州相应地制定以空气质量达标或维持达标为核心的行动计划，称为州实施计划（State Implementation Plan, SIP）。SIP 的主旨有三个层面，首先是证明各州已有基本的空气质量管理规划用于新 / 修订标准的实施，其二是确保各州制定的减排措施足以实现或维持标准，其三是防止达标区域的空气质量恶化。每当标准修订（收严）后，各州相对应需要修改 SIP 来展示如何达到新的标准。被批准的 SIP 中的措施具有法律约束力。

区分达标区与未达标区

根据美国《清洁空气法》条款和现行空气质量标准，各州所辖区域将被指定为三类：达标地区、未达标地区、和不可分类地区。如果某地区的空气质量已达标，或者有望达标但是缺乏监测数据，则被指定为达标区域或不可分类区域。达标区域可以不采取进一步的控制措施来改善空气质量，但应维持防止空气质量恶化。如果缺乏足够的空气质量数据信息，例如未监测空气质量状态，或者 EPA 无法确定该区域是否对周边区域超标造成



专栏

空气质量指定值 (design value) 是一个基于三年滑动平均的统计值，是每个区域监测点位中浓度最高的对应值；该数值用于未达标区域指定和划分，以此反映与标准相对应的区域空气质量状态（USEPA, 2020）。在未达标区域划分生效后，EPA 逐年更新指定值。当最新的年均指定值低于原有区域指定生效的指定值，这说明该区域的空气质量在持续改善。改善幅度大的未达标区域可重新指定为达标区域。不同污染物的污染程度等级划分各异，PM_{2.5} 分为中等 (moderate) 和严重 (serious) 两类；O₃ 分类为：轻微 (marginal)、中等 (moderate)、严重 (serious)、非常严重 (severe)、和极端严重 (extreme)（如图 5-1 示例）。



图 5-1 美国 8 小时臭氧标准未达标地区

突出贡献等情况，则被指定为不可分类区域。如果某地区的空气质量尚未达标，则被指定为未达标区域（USEPA，2020）。

《清洁空气法》规定 EPA 局长颁布新 / 修订标准颁布后的 1 年内，各州州长应基于最新的监测数据和模型，向 EPA 提交初始区域指定建议。标准颁布后的 2 年内，EPA 局长应完成最终区域指定决策。如果现有信息不足以支撑决策，区域指定时限可最多延期 1 年。

不同于我国基于当年的污染物平均浓度数据判定城市是否达标，美国确定地方是否达标的程序较为复杂，最终判定需要参考三类因素：最近 3 年的空气质量监测数据、各州区域指定建议、和其他相关技术信息（USEPA，2020）。同时，EPA 发布区域指定技术指南，旨在建议各州评估未达标区域的区划建议时，纳入以下 9 个因素的分析情况，包括作为核心要素的空气质量数据（监测数据，包括年均指定值）和排放数据，还应评估地区的人口密集度和城市化程度（包括商业发展）、经济增长率、交通和通勤模式、气象（天气和运输模式）、地理 / 地势信息、行政区划（按市区界限划分）、以及排放源控制力度等（USEPA，2007）。其中，空气质量的监测数据对于达标判定来说至关重要，要求具有完整性、质量保证和经过验证。此外，基于空气质量指定值对未达标区域进行进一步细分，根据污染程度不同，将实行不同力度的减排措施。

制定以达标为核心的州实施计划

差别化制定 SIP

如前所述，SIP 的主旨就是要促成或维持地方空气质量达标，而处于不同空气质量水平的地区 SIP 的要求也不同，有多达五个类别的 SIP。除了部分基础内容是各类 SIP 都必须包含的，针对未达标区则有更多要求（USEPA，2020）。

基础设施 SIP

首先，无论是否达标，每个州必须制定基础设施 SIP（Infrastructure SIP, i-SIP），这是各州空气质量管理计划的必要组成部分，包括本州排放标准、环境空气质量监测设施、排放源监测等基本的空气质量管理要素。在新标准颁布后 3 年之内，各州政府提交 i-SIP 给 EPA 区域办公室。

未达标区域 SIP

其次，未达标区域则必须制定未达标区域 SIP（Nonattainment SIP），相当于我国的限期达标规划。SIP 核心内容是，通过空气质量监测和模型来建立高质量的排放源清单，确立具体的减排量目标和控制措施，并展示这些措施可以促成达标，称为达标展示。

新建源审查 SIP

未达标区域的新建或改造固定源（工厂、工业锅炉和发电厂），需在施工建设前获得（州政府颁发的）NSR（New Source Review, NSR）排污许可证；并且在未达标区域 SIP 中额外制定新建源审查 SIP（Nonattainment NSR SIP）。获取 NSR 许可证的要求最为严苛，固定源（例如加工原材料和工艺等）应实现最低可达排放速率（LAER），这是 SIP 实施中实行最严格的排放限制。并且，还需要实行排放抵消机制，指的是新建固定源污染排放量增加，必须在现有排放源中实现至少是同等水平的减排量（污染较为严重的区域需要用多倍减排量进行新增量抵消），强调工业发展的同时要确保设立的空气质量目标如期达标。

州际区域传输 SIP

和我国的情况类似，美国部分地区因为受到区域传输的影响，无法或者非常难通过自身的努力实现达标。因此，考虑区域传输影响部分地区还需制定州际区域传输 SIP（Interstate Transport SIP），旨在解决区域复合污染，这对于整体降低区域 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度发挥着非常重要的作用。《清洁空气法》规定 EPA 和各州必须遵循《“睦邻”法规》，需通过制定州际传输 SIP，采取有力控制措施避免上风向各州的污染物排放量传输导致下风向各州无法达标。具体来说，在传输区域设置主要污染物的排放总量，各州都面临相应的削减任务，并允许各州的污染源之间进行排污许可证的交易。

重新指定或维持 SIP

最后，达标区域则需制定重新指定或维持 SIP（Redesignation or maintenance SIP）。由州政府向 EPA 提出区域重新指定请求，为了维持达标需制定至少长达 10 年的 SIP。SIP 将基于最新的排放源清单进行空气质量模拟确保低于标准限值。达标区域的州每 8 年需修改 SIP 并提交给 EPA，确保下个 10 年有能力维持达标。针对空气质量持续实现达标的地区，依据清洁数据政策（Clean Data Policy, CDP），州可暂停向 EPA 提交与 SIP 有关的各项资料。

明确时间节点

各州确定了应提交的 SIP 类型后，首要工作是以法定时间节点为依据，起草标准实施流程表，也就是区域指定和编制 SIP 时间表。有计划性的列出流程表



专栏

为了应对区域传输影响导致美国东部各州 O_3 迟迟难以达标的问题，美国自 2003 年实施 NO_x SIP Call，要求上风向的美国东部 22 个州和哥伦比亚地区（本身 O_3 不达标，或对其他不达标州的 O_3 污染有显著贡献）修改 SIP。在 2003–2008 年 5–9 月 O_3 高浓度夏季期间对 NO_x 排放总量进行控制，所有排放源都需要持有 NO_x 排污许可证才能生产并排放，并允许污染源之间进行许可交易。

其后，为了促进 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的全面达标，美国又发布了《清洁空气州际法规》（Clean Air Interstate Rule, CAIR），并于 2009 年颁布替换 NO_x SIP Call，将政策范围扩大至东部 28 个州电力行业，要求进行进一步实施 NO_x 排放削减措施，与此前政策一起共计约减少电力行业 50% 的 NO_x 排放量。但是以北卡罗来纳州为首的 30 多个州提交请愿书，指出 CAIR 仍不足以控制东部各州的污染。另外，大多数电力公司声称 CAIR 的排放预算对其运营业务和设施引起非常大的经济影响。EPA 也基于排放模拟预测，认为该政策将无法带来 O_3 的全面达标。

于是，2015 年出台了《跨州空气污染法规》（Cross-State Air Pollution Rule, CSAPR），替代了 CAIR，（并在 2017 年进行更新），增设 O_3 季节 NO_x 减排计划（Ozone Season NO_x Program），进一步收紧 NO_x 排放许可总量。根据模型测算，该更新的法规将可以使得东部各州在 2023 年全面解决 O_3 污染问题。

可以更好地督促空气质量管理部門限期达标。针对不同污染物和污染复杂程度，未达标区域 SIP 提交期限有所不同。例如 SO₂、NO₂、PM₁₀、Pb 在区域指定后 18 个月之内提交，O₃、PM_{2.5} 和 CO 在 3 年内提交，而达标期限则需要更长时间。如下表 5-2 所示，2012 年 PM_{2.5} 标准在生效之后，污染最为严重的地区需要历时十余年才能实现达标。O₃ 污染达标期限跨度更长，从轻微污染区域在 3 年内达标，直到极端严重污染区域需要耗时 20 年。

EPA 提供充分的技术支持

EPA 的职责除了对 SIP 进行审批，还包括重要的技术支持和必要时的介入和干预。在决策审批方面，EPA 有权利做出区域指定和 SIP 审批的最终决策，并依法向公众公开 SIP 提案，开放为期 30 天的意见征询期，并且充分考虑和回应公众意见。在技术支持方面，EPA 公开不同类型 SIP 的编制技术指南和详细要求，提高各州 SIP 制定的时效性，确保其尽可能在限期内（18-36 个月）提交可被获批的计划。如果某个州迟迟不提交 SIP 或提交的 SIP 未获批，那么 EPA 依法介入制定联邦实施计划（FIP），帮助各州实现达标。

针对 NO_x、VOC、PM、SO₂ 和 NH₃ 等主要污染物，EPA 发布减排措施和技术清单，致力于全面的引导各州政府制定具有成本效益的减排策略（USEPA，2016）。除了经济影响分析外，法规影响分析发挥重要作用，旨在告知公众，各州和地方政府实施标准的潜在社会成本和社会效益（包括无法量化的社会效益和确定的净效益）。各州有自由裁量权，可选择最符合当地经济社会和工业特征的减排措施来实现达标。

为了确保 SIP 能在既定的时间表内完成，EPA 努力减少联邦和各州政府在制定 SIP 的负担，通过和国家清洁空气机构协会（NACAA）SIP 改革工作组的合作，尽可能的简化 SIP 审批过程中各项繁琐手续（USEPA，2020）。SIP 改革工作组是 EPA、NACAA 和各州环境委员会之间的一个合作倡议，也包括各州政府代表在内，有利于促进各方沟通。

达标 SIP 核心内容要求

不同污染物的达标 SIP 要求有所不同，由于 PM 和 O₃ 区域污染的复杂特性和治理困难，这两项污染物的 SIP 核心内容要求最为全面，也值得中国城市编制限期达标规划时参考借鉴。PM 的达标 SIP 要求包括达标展示，基准年和达标预估排放源清单，合理利用 / 最佳可行的控制措施和技术，额外措施，确保达标的合理进展、量化阶段、和未达标区域 NSR 要求（USEPA，2020）。典型达标规划涵盖的内容如下表 5-3。

O₃ 污染问题更为复杂且达标挑战更大，因此达标 SIP 要求更为详细，不仅涵盖了 PM 和其他污染物所需的核心内容，还需要明确工业和交通行业的控制措施。例如，为加大力度对 NO_x 和 VOCs 进行“双控”，不仅在工业行业以 VOCs 减排为主，还加大移动源控制力度，包括强化 I/M 制度，提升油品质量和加严交通运输排放控制措施等。减排措施要求具体到新增排放需要的减排量抵消倍数，阶段性应实现的下降比例等（如下表 5-4）。考虑到高架源排放 NO_x 对区域 O₃ 浓度的影响和各州之间的传输，电力行业的相关减排措施主要集中在州际传输 SIP 中体现。

表 5-2. PM_{2.5} 标准实施流程表

重要阶段	2006 年 PM _{2.5} 标准	2012 年 PM _{2.5} 标准
标准生效时间	2006 年 10 月	2012 年 12 月
区域指定生效	2009 年 12 月	2015 年 4 月
基础设施 SIP 提交期限	2009 年 10 月	2015 年 12 月
未达标区域 SIP 提交期限	中度污染地区：2014 年 12 月 重度污染地区：2017 年 12 月	中度污染地区：2016 年
达标期限	中度污染地区：2015 年 12 月 重度污染地区：2019 年 12 月	中度污染地区：2021 年 12 月 重度污染地区：2025 年 12 月

表 5-3 达标规划核心内容

监测	排放源清单	达标展示	控制措施	确保达标的合理进展	应急措施	未达标区域 NSR
环境空气质量监测网络	全面、准确、最新的排放源清单	模型展示区域限期达标	污染物控制措施介绍	控制措施的进展情况	应急措施介绍	修订 NSR 条例满足区域划分要求
监测点位位置和时间范围	(达成共识的) 源清单年份	建模方法参考 EPA 的《空气质量模型指南》	控制措施的要求	量化逐步的减排	设置应急触发机制	解决前体物污染难题
所有监测点位的空气质量数据和指定值	机动车排放预算		采纳的措施为 SIP 的一部分	制定减排时间表来追踪进展	阐明如何见效 (而不需要 EPA 和州政府采取额外行动)	更新前体物展示
监测方法			污染源和污染物所使用的不同技术		量化应急措施产生的减排量	
数据质量			控制措施的生效日期			
空气质量监测的特别研究			阐明如何实施和执行控制措施			
空气质量数据分析(污染源特征、交通、季节变化、气象、趋势)			如何判定减排			
发现和解释违规数据			量化减排			

表 5-4 臭氧未达标区域 SIP 核心内容

臭氧污染程度分类	轻微	中度	严重	非常严重	极端严重
达标期限	3 年	6 年	9 年	15-17 年	20 年
	排放源清单	基于轻微地区要求:	基于中度地区要求外, 还需:	基于严重地区要求外, 还需:	基于常严重地区要求外, 还需:
	NSR 抵消比例 1.1:1	NSR 抵消比例 1.15:1	NSR 抵消比例 1.2:1	NSR 抵消比例 1.3:1	NSR 抵消比例 15:1
	主要污染源阈值 100 吨 / 年	主要污染源阈值 100 吨 / 年	主要污染源阈值 50 吨 / 年	主要污染源阈值 25 吨 / 年	主要污染源阈值 10 吨 / 年
		VOC/NOx 合理可用的措施技术	6 年内 18% 的合理进展	VMT 增长抵消	锅炉的清洁燃料要求
		达标展示	强化 I/M 制度	低 VOC 重整气	交通堵塞控制措施
		6 年内 15% 的合理进展	加强监测计划	主要排放源罚款计划	
		基础 I/M 制度	达标展示模型		
		未达标的应急措施	保障合理进展的应急措施		
		第二阶段汽油蒸气回收	清洁燃料项目		
			现有改造设备的 NSR 要求		
			车辆行驶里程 (VMT) 展示和交通运输管控措施		

值得强调的一点是，美国的清洁空气法规与 SIP 实施机制兼顾了政策一致性。以交通排放管控为例，《清洁空气法》1990 年修正案包括交通政策一致性条例（Transportation Conformity），其后还颁布了实施细则并进行了多次修改，明确联邦政府支持的交通项目与各州的 SIP 保持一致，致力于消除或减少交通相关的超标情况，并尽可能快的实现达标。美国的交通规划、计划或项目均需要在 SIP 机动车排放预算批准后的 2 年内进行一致性判定，不能因新批准的交通项目而影响 SIP 的实施进度（USEPA，2017）。

实施评估与保障措施

各州政府有责任审查和评估未达标区域 SIP 实施进展是否能保障限期达标，并制定了相应的机制来追踪和考核 SIP 实施进展，并且对考核结果也进行评估，保障 SIP 的实施效果和最终能够达到空气质量标准的要求。与中国的考核机制有些类似，美国的 SIP 实施考核既需要看所作出的努力（计划中措施的实施情况），也需要评估取得的成效（空气质量变化），但在具体操作中具体做法有所不同。

追踪政策实施进展。各州政府需要提供 SIP 的实施进展报告，评估未达标区域的排放源是否按照要求安装治污设施，或者空气质量管理部門是否实施减排计划的具体事项，例如实施柴炉更换、禁止民用燃烧等。此外，需要强调的是，地方还需对采取的措施的减排效果进行阶段性的量化评估，确保减排比例能够完成目标。例如，未达标区域需在 SIP 实施的前 6 年中实现 15% 的 VOCs 减排量，此后以每年 3% 的速度进行削减。在未安装连续排放监测网络的行业，也需要使用排放模型或多种指标（比如减排政策和计划等）来追踪排放量减少的进度。

评估进展和保障达标。各州空气质量管理部門通过评估空气质量的变化水平（与未达标区域指定时的指定值浓度相比较）来评估未达标区域的 SIP 实施进展和最终判定达标，首要指标为监测点位的三年滑动平均的改善程度。以 $PM_{2.5}$ 为例，年均 $PM_{2.5}$ 达标的要求是该区域监测点位三年的 $PM_{2.5}$ 年均浓度低于 $12\mu g/m^3$ 。这样做的好处是可以避免因单年气象因素干扰对空气质量变化带来的影响。

空气质量改善效果评估还不仅限于考察现状，还需进一步审议和展望 SIP 的实施是否能够保障如期达标。

如果改善效果不佳，认为未达标地区制定的减排措施不足以实现达标，那么达标规划中的应急预案将被开启，由 EPA 或者地方环保部门来执行，旨在最短的时间内实现更多的减排量，从而确保该地区的空气质量尽快改善和如期达标。

对于未达标区域，《清洁空气法》赋予实施两类惩罚机制，以使得 EPA 有权干预并保障地方 SIP 的执行，即实行排放抵消处罚（即，对固定源产生的污染实行加倍减排要求）；中断联邦政府提供的公共交通基础设施项目的资金支持（USGPO，2013）。如州政府未能在 2 年内满足 SIP 的既定要求，EPA 有权作为最终实施和执行机构，通过制定和实施联邦实施计划（FIP），从而帮助各州达标。潜在的 FIP 实施机制发挥着重要作用，旨在激励各州政府尽最大努力提交高质量的、可被获批的 SIP，并付诸行动。

欧盟空气质量指令与清洁空气规划

将空气质量指令作为立法和行动计划的目标

德国是欧洲最早实现工业化的国家，其建立的空气质量改善政策体系和管理制度较为完备，是欧盟空气质量管理及达标计划的借鉴基础。欧盟构建了以改善空气质量为核心的标准（称为指令）实施机制，旨在确立空气质量改善目标，督促各成员国将欧盟指令转换为各国法律，并制定行动计划促进达标，以及建立监测和报告制度去评估实施进展。

欧盟 1996 年颁布的《环境空气质量评估框架指令》及其后陆续颁布的四项子指令是欧盟空气质量管理的重要里程碑和基石，不仅提出了相当于空气质量标准的指令，还奠定了区域达标政策框架的基础。指令明确提出三项要求：未达标地区需制定短期行动计划，以降低超标风险并缩短超标期限；确保计划顺利实施，从而实现限期达标；需制定综合空气质量计划，致力于控制所有超标的污染物（亚洲清洁空气中心，2017）。

2001 年，欧盟委员会对各成员国的空气质量进行综合评估，指出主要污染问题是 PM 和 O_3 污染。为此，欧盟启动了欧洲清洁空气计划（CAFE），这是初期治理大气污染的政策框架，以期能够促成欧盟各国达到已有的指令（欧盟委员会，2001）。此后，欧盟于 2005 年制定了针对这两项污染物的大气污染专题战略（Thematic Strategy on Air pollution, TSAP），进一步制定 2020 年空气质量改善目标，并强调了在技术可

行性的情况下，实施措施将 PM_{2.5} 和 O₃ 浓度分别下降 75% 和 60%（欧盟委员会，2005）。

2008 年颁布的《环境空气质量指令》（AAQD）整合先前的框架指令和子指令，确立 13 项主要污染物的空气质量标准限值，参考德国的空气质量标准但进行了收严和扩充。其中最重要的是增设 PM_{2.5} 年均标准，要求分为两个阶段达标：至 2015 年实现年均目标值 25 μg/m³，也就是 WHO IT-2 目标值；至 2020 年浓度限值达到 20 μg/m³（欧盟委员会，2008）。

为了进一步促使欧洲空气质量达到现有指令要求并在远期进一步向 WHO 准则值看齐，2013 年

出台欧洲清洁空气规划（CAPE），替代原有 CAFE 成为最新的欧盟政策框架（欧盟委员会，2013）。如表 5-5 所示，CAPE 分别确立了 2020 年和 2030 年空气质量战略目标。2020 年短期目标强调成员国进行 AAQD 全面实施，那么可实现达标。2030 年长期目标指的是 PM 和 O₃ 的健康影响（过早死亡率）相比 2005 年减少 52%，这将在 AAQD 基础上增加三分之一的健康改善效益，这项政策的净收益每年可达到至少 400 亿欧元（不包括难以量化的生态环境效益）。

表 5-5. 欧洲空气质量战略目标（CAPE）

空气质量战略目标	环境空气质量标准达标	降低健康影响（过早死亡）vs. 2005 基准年
2020 年	全部达到 AAQD	33%
2030 年	大部分成员国 PM _{2.5} 污染物达到 10 μg/m ³ ，即 WHO 准则值	52%

设置排放上限和编制实施规划

为了使得成员国能够达到指令设置的空气质量目标，欧盟还制定并随着目标更新而修订《国家排放上限指令》（National Emission Ceilings Directive, NECD），要求各国设置和履行约束性减排比例的承诺，类似于我国的污染物排放总量控制要求，但进一步与空气质量目标进行了关联。

按照指令要求，成员国必须向欧盟委员会提交国别空气污染防治规划（NAPCPs），确立分阶段的国家减排目标（2020 年和 2030 年），从而确保 CAPE 战略目标和长期空气质量改善目标的顺利实施（欧盟委员会，2020）。NAPCPs 是各国实现减排承诺的核心治理工具，也提供信息帮助欧盟委员会来评估各成员国是否能如期达标，或是否需要加强措施。同时，促进各成员国之间

协调沟通污染防治政策和商定减排措施。NAPCPs 规定各成员国的核心责任是针对 SO₂、NO_x、NMVOC、NH₃ 和 PM_{2.5} 五项污染物进行控制，制定具有法律约束力的中长期减排比例（2020–2029 年和 2030 年及以后），配以政策措施。各成员国的 NAPCPs 草案在定稿前需开展公众意见征询，并且每四年进行更新。

约束性减排承诺。欧盟发达国家和新加入欧盟国家在 NAPCPs 中设立了不同程度的国别减排承诺。值得注意的是，对比发达国家的减排承诺，保加利亚和克罗地亚这样经济较不发达和污染很严重的欧盟成员国代表，所承诺的减排力度却未有所松懈（如下表 5-6 示例）。由此看出，欧盟各国在治理污染方面，并未因为经济水平高低不同而有不作为的情况。

表 5-6 欧盟国家减排承诺示例

主要污染物	SO ₂		NO _x		NMVOC		NH ₃		PM _{2.5}	
欧盟成员国减排承诺（2005 年为基准年）	2020–2029 年	2030 年后	2020–2029 年	2030 年后	2020–2029 年	2030 年后	2020–2029 年	2030 年后	2020–2029 年	2030 年后
德国	21%	58%	39%	65%	13%	28%	5%	29%	26%	43%
英国	59%	88%	55%	73%	32%	39%	8%	16%	30%	46%
保加利亚	78%	88%	41%	58%	21%	42%	3%	12%	20%	41%
克罗地亚	55%	83%	31%	57%	34%	48%	1%	25%	18%	55%

注：制定目标时英国未脱欧

可靠的排放清单和量化的减排措施评估。为实现达标，欧盟各国还需要建立高质量的源清单并基于减排措施开展预估减排量评估，用于评估是否能实现减排要求。NECD 规定成员国每年需要向欧洲环境署报告源清单，每两年更新预估减排量（因为实际排放和源清单报告之间通常滞后两年）。源清单不仅需要评估数据质量，还需基于更新的方法一致性和科学共识对清单进行相应调整，并评估调整清单的可接受性（欧盟委员会，2020）。预估减排量的质量评估则要依据五个要素：透明度、一致性、可比性、完整性和准确性。

国别空气污染防治规划核心内容要求

欧盟在设置指令及其发布空气质量行动计划时就明确，欧盟委员会需要编制实施指南，并对成员国提供技术支持。欧洲环境署建立的欧洲环境信息与观察网络（Eionet），成立由各成员国的专家组成的专家工作组，在 AAQD 实施层面提供充分的技术支撑，包括制定指导文件和评估的标准方法（欧洲环境署，2020）。此外，欧盟还发布《实施指令》，明确各国编制 NAPCP 的核心内容要求（如下表 5-7 所示），并提供技术指南，帮助各成员国编制 NAPCP。

表 5-7 NAPCP 框架核心要素

国家空气质量改善和减排政策框架	政策和措施实施进展	2030 年测算	实现 2020 和 2030 目标的政策选择	政策和措施摘要	政策一致性	政策和措施对减排、区域国空气质量、环境、以及相关不确定性的预估综合影响
污染物减排比例	已实现的减排量	预估达标排放源和减排	可供参考的政策选择清单	采取的政策和措施	评估采取的政策措施是否与（举例，国家能源和气候政策）保持一致	达标减排承诺
与达标相关的政策优先事项	空气质量目标实施进展	预估空气质量改善的影响		实施时间表		对空气质量改善的预期影响
各级政府主管当局的职责分工	局部排放源的区域传输影响	不确定性		主管当局职责分工		
				评估政策和措施时间表		对环境的预期影响
				行业：能源、交通、工业、农业、废物管理、交叉行业		
						方法和不确定性

NAPCP 最大的一个亮点在于，其中一项要求是希望各国考虑空气质量目标与国家能源和气候政策的关联性和一致性。现阶段，欧洲发达国家面临空气质量改善速度放缓的问题，而末端治理的减排措施不足以推动能源结构调整并最终实现达标。而气候政策实施旨在强化源头治理，这将会在更有效的推动经济结构转型的同时促进温室气体减排和空气污染物达标。欧洲的气候政策《欧洲绿色新政》(The European Green Deal) 的核心战略目标是至 2050 年使欧洲实现碳中和，其中一项目标是实现零污染（欧盟委员会，2019）。

实施评估与保障机制

欧盟由于是多个国家组成的联合体，相对来说对各国开展实施进展评估更为困难，需要多方的协调并且确保措施施行之有效的约束力也较弱，因而欧盟的做法是对政策本身进行全盘审议和评估。2013 年欧盟对 CAPE 政策进行审议，要求各国应采取有力措施，解决未达标的现状（欧盟

委员会，2013）。并提出了具体的措施建议，包括解决轻型柴油车尾气 NO₂ 排放问题；促进减排技术强化和提升空气质量管理能力；加大减排项目的资金支持；扩展本地和区域空气质量管理。此外，政策审议中确立每五年开展对 CAPE 的审议机制，其中包含追踪评估标准实施进展。

2019 年发布的 Fitness Check，是欧盟首次考核标准实施进展（欧盟委员会，2019）。得出的主要结论是，在改善空气质量和达标方面，AAQD 发挥了部分作用但是仍然存在不足。首先，欧盟空气质量监测和模型存在缺陷，使其无法充分支撑达到 AAQD 所规定的要求。其次，缺乏强约束力的有效空气质量计划，以及各成员国缺乏足够的减排承诺，致使污染物 PM₁₀ 和 NO₂ 的达标期限持续存在重大延误。从评估结果来看，NO₂ 污染减缓不明显，O₃ 超标仍位居首位。空气政策与气候、能源、交通政策的协同效益在欧盟框架层面虽然已加强，但是也存在各国行动不一致，部分动力不足的情况。并且，尽管 CAPE 规定了在超标情况下应采取应急措施，从而发挥空气质量改善的作用，但是应急措施实施的具体要求和细则却一直未曾明确。

小结与建议

尽管中国自 2013 年实施“5+3”行动计划以后空气质量得到了整体大幅度改善，但是我们离全面达标仍有很大差距。将空气质量标准实施制度化，以达标为核心制定和实施清洁空气政策可以有效促进空气质量持续改善至达标水平。基于欧美的空气质量标准实施经验，达标篇提出以下建议：

国家层面的大气污染防治规划与行动计划应明确将全面达到空气质量标准作为政策目标和对地方政府的考核对象，并列各地分阶段逐步全面达标的节点和分污染物的阶段性目标。结合我国城市目前的污染水平进行分类，实施差别化管理，制定有区别的管理策略和达标路线图。具体来说，建议国家层面在“十四五”期间一方面针对 $\text{PM}_{2.5}$ 未达标地区提出明确的改善目标和达标期限要求，另外一方面对达标城市和已经实现空气质量大幅改善的城市也应在达标的基础上防止反弹，适时提出“进阶”目标。此外，建议制定 $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 协同治理的目标和行动方案，促使在“十四五”期间 $\text{PM}_{2.5}$ 污染问题持续改善，同时有效遏制全国 O_3 污染水平持续上升的趋势。

针对达标规划，首先在国家层面，生态环境部需敦促未达标城市制定并向社会公开限期达标规划，确保百分百覆盖；同时，生态环境部应为城市提供达标规划编制的技术支持，编制指导手册，对达标规划的核心内容和实施要求做出明确规定和指导，

助其在限期内发布高质量的方案和促进实施成效。在地方层面，未达标城市应制定并向社会公开限期达标规划。除了空气质量目标，建议达标规划还需明确分阶段的主要污染物减排目标。建议城市组织专家工作组对达标规划开展模型量化评估，证明其采纳措施能够切实有效地实现减排，并开展阶段性成效评估，及时调整和加强措施组合以确保最终能如期达标。

建议城市以达标规划作为地方空气质量改善核心政策的同时，保持其它环境管理政策的协调和互为补充。例如总量控制政策的目标应服务于达标，并重视生成 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 前体污染物的协同控制，结合许可证管理制度在超标区域实施更严格的准入门槛和控制措施要求，依靠区域协同治理政策解决传输影响造成的部分省市“达标难”问题。此外，与空气质量管理相关的应对气候变化、能源和交通等规划及政策也应保持一致性，在制定政策阶段应进行相应的评估，例如新增能源和交通项目需确保不影响空气质量达标进程要求。建议未达标城市以深化结构调整和优化能源结构为核心，推进大气污染物和温室气体协同减排行动计划的制定，在达标规划中优先选择并更大力度地推进能够实现“双降”的结构性减排措施，包括控制煤炭消费总量、淘汰落后产能、清洁取暖、公转铁等运输模式调换等。

第六章 空气质量标准修订篇



中国空气质量标准修订历程

1982年，我国发布了首个环境空气质量标准《大气环境质量标准》（GB3095-82），其后近40年的大气污染治理历程中，我国对国家环境空气质量标准进行了2次修订，并发布了2次修改单。

改革开放后中国的经济和产业进入了快速增长期，1982年的标准无法有效控制重工业发展造成的生态破坏，例如酸雨等环境退化问题。而同时，我国环保技术发展取得一定成功，从而提高了减排的技术可行性（Zhao等，2016）。基于这两点考量，国家环境保护局开展第一次修订工作并于1996年颁布《环境空气质量标准》（GB3095-1996），旨在补充并加强污染物要素，空气质量分区和数据统计方法等内容。

其后，于2000年首次发布标准修改单，取消了NO_x指标，并放宽NO₂和O₃浓度限值。详细来说，NO₂二级标准的年均加倍宽松至80μg/m³，日均由80μg/m³修改为120μg/m³，小时平均修改为240μg/m³（放宽至2倍）。O₃一级和二级标准小时平均浓度分别宽松至160μg/m³和200μg/m³，并沿用至今（生态环境部，2000）。

2008年，环境保护部牵头启动修订1996年标准的项目计划，这是基于内外部因素的双重考量。首先是外部因素，WHO于2005年发布了《空气质量准则》全球更新版，相继美国也完善空气质量基准文件，欧盟和日本等发达国家，即便是印度也在不断收严标准。其次，我国加入世贸组织后，出口为导向的制造业崛起带来了煤炭消费量大幅攀升，同时快速城市化也伴随着机动车保有量急剧增加，这使得大气污染的特征愈发复杂，在TSP和PM₁₀污染还未全面解决的情况下，

PM_{2.5}和O₃和污染日益严重（生态环境部，2011）。所以，1996年修订的标准不足以应对上述复合空气污染问题和频发的重污染现象。

历经数年研究和讨论，2012年我国发布了新修订标准（GB3095-2012），其中最重要的修订内容为增设了PM_{2.5}和O₃的8小时平均浓度限值，并收严了PM₁₀和NO₂等的浓度限值。此外，环境空气质量功能区合并为二类区（取消三类区的特定工业区），完善了数据统计的有效性规定。关于1996年和2012年标准修订的分析比较，详见下表6-1。

2018年发布了第二次修改单将标准状态进行了科学调整，具体来说，气态污染物（SO₂、NO₂、CO、O₃、NO_x）调整为参比状态（调整温度），颗粒物（PM₁₀、PM_{2.5}、TSP、Pb、BaP）采用实际监测状态（调整温度和气压）。本次修改的基本原因是此前我国标准状态参数与主要发达国家和WHO不一致，使得国内外监测结果可比性差，无法准确地反映出真实的环境空气质量状况，更会妨碍中国参与全球大气污染治理和开展环境外交等国际事务（郝吉明，2018）。标准修改后带来的显著变化是主要气态污染物浓度相对原有方法的浓度水平会整体降低。

中国在大气污染防治进程中取得的积极进展和公众对更清洁空气的期待使得各方已经开始探讨下一次标准修订的基础和方向，下节将基于中外空气质量标准修订历程来探讨推动标准修订的契机以及可能会面临的障碍，分析标准修订流程和制度可以如何促进标准的不断完善。

表 6-1. 1996 年和 2012 年标准主要污染物限值表

主要污染物项目	平均时间	(GB3005-1996) 浓度限值			(GB3095-2012) 浓度限值		单位
		一级	二级	三级	一级	二级	
二氧化硫 (SO ₂)	年平均	20	60	100	20	60	μg/m ³
	24 小时平均	50	150	250	50	150	
	1 小时平均	150	500	700	150	500	
总悬浮颗粒物 (TSP)	年平均	80	200	300	80	200	
	24 小时平均	120	300	500	120	300	
氮氧化物 (NO _x)	年平均	50	50	100	50	50	
	24 小时平均	100	100	150	100	100	
	1 小时平均	150	150	300	250	250	
二氧化氮 (NO ₂)	年平均	40	40	80	40	40	
	24 小时平均	80	80	120	80	80	
	1 小时平均	120	120	240	200	200	
一氧化碳 (CO)	24 小时平均	4	4	6	4	4	mg/m ³
	1 小时平均	10	10	20	10	10	
臭氧 (O ₃)	1 小时平均	120	160	200	160	200	μg/m ³
	日最大 8 小时平均				100	160	
颗粒物 (PM ₁₀)	年平均	40	100	150	40	70	
	24 小时平均	50	150	250	50	150	
颗粒物 (PM _{2.5})	年平均				15	35	
	24 小时平均				35	75	

注：[1] 1996 版的污染物除了 CO，单位均已转化为 μg /m³，与 2012 年标准的单位一致。

推动标准修订的契机和条件

国家对空气质量标准进行修订的原因有很多，总的来说，伴随社会经济发展，污染水平和特征发生重大变化后需要新标准来应对新的污染问题 and 环境质量改善的需求。一些特殊契机和关键条件往往可以加速推动标准修订的进程，比如引起社会各界高度关注的大事件，还有环境健康影响研究取得重要的进展和新科学共识的产生。

“大事件”推动标准修订

在我国历次的标准修订历程中，2012 年发布的空气质量标准（GB3095-2012）在中国的大气污染防治进程中具有里程碑意义，主要污染物指标 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的 8 小时平均浓度的新增和限值选择均参考了 WHO 的过渡时期目标值，是与国际接轨的有益尝试。这次标准修订是借助了两方面的助推力。

奥运助推中国开启标准修订计划。2001 年申奥成功后，为了如期达到举办奥运会所需的空气质量要求，北京在能源、工业和交通等行业实施了各种短期和长期减排措施（联合国环境署，2019）。并且，卫生部首次发布《国家环境与健康行动计划（2007-2015）》，并成立国家环境与健康工作领导小组（生态环境部，2012）。

但是，北京当时的空气治理距达到奥委会规定的要求仍有一定差距。国际奥委会主席罗格曾表示，如果北京奥运会期间空气质量条件太差，马拉松和长跑等项目将会重新安排时间（路透社，2008）。奥运空气质量保障得到了中国政府的高度重视，2008 年 3 月国家环保局的行政级别升级为正部级部门，被赋予更高的行政权力，可以最大化保障“绿色奥运”的如期成功举办。

奥运期间，北京相继启动更严苛的一系列紧急预案，然而，并未消除国际社会对北京空气污染的争议。那时，我国 1996 年标准并未纳入污染物 $PM_{2.5}$ 这一与健康密切相关的重要污染物指标。因此，美国驻华大使馆在奥运前夕，自行在使馆内楼顶部架起空气质量监测仪，为美国公民提供北京包括 $PM_{2.5}$ 在内的空气质量状况和健康建议。此外，还发生了美国运动员戴口罩抵达北京引发舆情争议的事件。其后，公众对空气污染的关注度和认知得以不断上升。

奥运会的举办为北京乃至整个华北的大气污染治理提供了动力和压力，使得相应的科技支撑水平和管理能力都迈上一个新台阶，也助推中国启动了新标准的修订。2008 年，GB3095-2012 编制工作正式启动。

重污染事件加快了新标准出台。2008 年启动的标准修订过程进展缓慢，主要原因是围绕是否要新增 $PM_{2.5}$ 以及限值水平的选择一直未达成统一的意见。直到 2011 年 9 月爆发的重污染“爆表”事件及其引发的高度关注，为我国将 $PM_{2.5}$ 纳入标准起到了决定性的推波助澜作用。

由于社交媒体兴起，一些公众人物频频转发美国驻华大使馆监测北京朝阳区的实时 $PM_{2.5}$ 数据，多次超过美国空气质量指数最高风险范围（ $301-500\mu g/m^3$ ）的浓度值引起了很大公众反响，也使得大家广泛关注 $PM_{2.5}$ 的健康危害。公众围绕为什么中国不公开 $PM_{2.5}$ 实时监测数据，是否美国大使馆的数据能代表北京空气质量等问题进行激烈探讨。2011 年 9 月爆发的重污染“爆表”事件与公众舆论，引起了中央政府高度重视，从而加速标准修订进程，旨在满足公众对更好空气质量的期待。

2011年8月政府筹划组织对标准修订的征求意见稿进行完善，并于9月份组织大气环境科学领域的知名专家进行研讨，在短短3个月内共计开展两轮意见征询，并于11月7日形成终稿（环境保护部，2011）。最终于2012年2月在国务院常务会议一致通过纳入PM_{2.5}标准（中央政府门户网站，2012）。其后，以实现环境空气质量标准为目标，2013年制定出台了“大气十条”，并于2018年发布《三年行动计划》，旨在持续改善空气质量，增强蓝天幸福感。

公害事件和诉讼推动日本标准制定和修订。不止是中国，“大事件”及其引发的公众和政府的高度关注对标准修订的推动在日本也有体现。日本在半个多世纪的环境保护历程中，一个重要特征就是环境公害事件推动治理进程，其中公害诉讼和社会舆论发挥着关键的作用。

1970年发生的光化学烟雾事件相关诉讼，不仅推动日本环境厅（于2001年升级为环境省）于1971年成立，还推动了标准的修订。1973年日本修订了SO₂标准提出非常严苛的限值要求，还制定了悬浮颗粒物（SPM）、NO₂和Ox标准。

1996–2006年的东京大气污染诉讼案，成功助推日本于2009年纳入PM_{2.5}标准。日本最初空气质量标准中颗粒物的指标为SPM，在已达到该标准的情况下哮喘儿童患者仍不断增加，因此，耗时近10年的东京大气污染诉讼案引起了政府高度关注。与以往公害事件不同，原告为市民团体组建的公害诉讼团，揭露了可能由于PM_{2.5}导致疾病的结论。所以其诉讼条款不仅再局限于被告支付原告赔偿金，诉讼团也要求加入创建哮喘患者救助制度，并参与探讨制定PM_{2.5}标准和完善自动监测（日本环境省，2015）。另一方面，美国已率先制定此标准，并且WHO也发布了空气质量准则。所以，为了应对内部压力并向国际先进做法看齐，2007年日本环境省向其下属的中央环境审议会提出标准制定的技术咨询，就此成立了PM_{2.5}风险评估方法的专家组（Akimoto, 2017）。最终，2009年修订标准首次纳入了PM_{2.5}，年均值与WHO的第三阶段过渡时期目标值（IT-3）一致，日均值向美国的标准看齐。

从上文可知，一些“大事件”往往可为标准的修订提供了契机，但从另一面来看，部分契机是被动产生的，过程中也可能会付出沉重的代价。随着空气质量逐步改善，类似的被动契机将会不复存在；依据充

分的科学依据，才是基于保护公众健康不断收紧标准是正确的“主动出击”方式。

新的科学研究证据成为修订依据和基石

前文限值篇已经提及，随着研究积累和空气污染对健康影响的科学认知加强，WHO不断修订空气质量准则，主要是对污染物指标进行更新，以及收紧浓度准则值。各国对空气质量标准的修订也是类似的，科学研究的新发现和成果积累发挥着至关重要的作用，本节将以美国为例，阐述新的健康影响研究证据是如何成为标准修订基石的。

EPA和首个全国空气质量标准都源自1970年的《清洁空气法案》修订，EPA在建立之初的核心任务就是以科学为基础，制定以保护公众健康为主的环境空气质量标准。EPA对标准设定了两类法定要求，主要标准代表保护公众健康的浓度限值，次要标准旨在设定保护公共福祉的浓度限值。在制定新标准或修订现有标准时，EPA必须提供一个足够的安全边际，用以解决科学和技术信息的不确定性因素。

1977年，美国政府在宪法修正案中授权EPA对每个大气污染物的标准进行制定、审议、和修订，旨在履行其保护公众健康和社会福祉的目标（Bachmann, 2007）。根据法定要求，EPA以五年为法定周期进入标准审议流程，基于不断积累的空气污染对健康影响的科学发现来收紧标准限值。滚动式的法定标准审议分为五个阶段：规划（Planning），综合科学评估（Integrated Science Assessment, ISA），风险/暴露评估（Risk/Exposure Assessment, REA），政策评估（Policy Assessment, PA），和行政立法（Rulemaking）。

由EPA成立的独立科学委员会，即清洁空气科学咨询委员会（Clean Air Scientific Advisory Committee, CASAC），主要职责为标准审议和修订提供科学咨询。EPA每完成一个内部审议文件草案后，都会向CASAC和公众进行意见征询，再多次修改草案后发布终稿。

总体来说，在过去50年中，EPA对主要污染物标准进行了多次审议和修订。其中，臭氧（最初为Ox）标准共计开展6次周期审议，并进行了4次修订。PM_{2.5}标准开展3次周期审议和2次修订。CO标准开展3次周期审议，但并未对1971年标准进行修订。

下文将分别介绍美国如何依据健康影响研究对臭氧、PM_{2.5} 和 CO 标准进行修订的。

美国臭氧标准修订历程

洛杉矶 1959 年的夏季烟雾事件推动美国加州颁布了美国第一个环境空气标准，也即光化学污染相关指标 Ox 标准。1971 年首次制定 Ox 的 1 小时平均标准后，分别于 1979 年、1997 年、2008 年和 2015 年对光化学污染相关标准进行了修订。

1977 年 EPA 开展第一轮臭氧标准审议工作（历次审议周期见表 6-2），基于科学发现并更新空气质量基准文件，这是标准修订决策中的核心环节。EPA 对空气质量基准文件中的流行病学研究重新解读，提出臭氧小时平均值在 0.15–0.25ppm 之间会对肺部功能产生不良健康影响。那时，参与修订咨询的专家学者们在两个问题上有很大分歧，一是修订标准是否要基于免于健康损害的安全阈值，以及是否要考虑达标成本。时任 EPA 局长 Douglas Costle 做出了回应：首先，定标准是一个谨慎的公共卫生实践的判断，而非由安全阈值来决定；而且阈值可能无法识别或者不存在（也就是存在污染就是有害健康的）。其次，EPA 意识到如果要将臭氧浓度限值收紧至非常低的水平，那么标准将会对经济和社会活动产生巨大的影响。然而《清洁空气法》明确规定 EPA 局长的决策判断不应考虑成本和可达性。也就是说，EPA 定标准的决策是建立在保护公众健康需求的基础上，但不应再进行额外的严苛修订，例如不能将浓度限值设置为零。所以，1979 年的最终决策是，更改臭氧指标 Ox 为 O₃ 并且放宽臭氧的小时平均限值为 0.12ppm，这既能满足低于 0.15ppm 保障公共健康的要求，又能减少额外的经济代价（USEPA，2015）。

此后 20 年中，越来越多的新科学研究发现指出，臭氧在低浓度水平下暴露 6–8 小时仍会引起不良健康影

表 6-2. 臭氧标准审议周期时间表

	审议时间节点
第一次	1977–1979 年
第二次	1983–1993 年
第三次	1993–1997 年
第四次	2000–2008 年
第五次	2008–2015 年
第六次	2018 年 – 至今

响，所以在标准审议过程中，CASAC 建议替换 O₃ 平均时间的 1 小时平均值为每日最高 8 小时平均浓度。1997 年，EPA 决定采纳 CASAC 意见，设置主要标准 8 小时平均为 0.08ppm，次要与主要标准的浓度限值保持一致。

基于臭氧在低浓度水平下仍会产生健康影响，2009 年 EPA 意识到再次修订标准的必要性，并把此次修订计划合并到 2008 年已开展的第五次定期审议当中。时任 EPA 局长 Lisa Jackson 公布了新的 O₃ 标准提案，遵循 CASAC 的科学建议，设置主要标准的浓度水平范围在 0.06–0.07ppm 之间。

2015 年，EPA 最终将 O₃ 主要和次要标准的 8 小时平均限值降至 0.07ppm，并对此前指定的未达标区域制定了防倒退要求。这次标准修订基于了最新科学依据支撑，旨在为大多数最危险的敏感人群（尤其是儿童）提供足够的保护，新标准可使得每年减少 23 万人哮喘发病，16 万儿童因哮喘引起学校缺课和 660 人过早死亡。尽管美国医学协会和肺脏协会呼吁标准降至 0.06ppm，EPA 局长判定标准不应低于 0.07ppm，仍是考虑到过低浓度水平而产生的健康影响还存在科学不确定性（USEPA，2015）。

表 6-3. 臭氧标准修订进程

	O ₃ 主要和次要 1 小时平均 (ppm)	O ₃ 主要和次要 8 小时平均 (ppm)
1971 年	0.08 (Ox)	
1979 年	0.12	
1997 年		0.08
2008 年		0.075
2015 年		0.070

美国 PM_{2.5} 标准修订历程

美国空气质量标准初期的颗粒物指标为总悬浮颗粒物（TSP），1987 年设定 PM₁₀ 标准，1997 年将 PM_{2.5} 纳入标准，后于 2006 年和 2012 年对 PM_{2.5} 的标准限值进行加严（PM_{2.5} 审议周期时间表见表 6-4）。颗粒物指标在 1987 年从 TSP 转向 PM₁₀ 是因为当时的健康影响研究取得重大进展，认为直径在 10 或以下的微粒会渗入人体的支气管和沉淀在肺部深处，加剧健康危害。

那么，PM_{2.5} 是如何纳入美国空气质量标准的呢？是基于国家环境评估中心（随后改名为公共健康和环

境评估中心) 汇总和更新的科学依据, 证明细颗粒物对健康影响的关键作用。不同于独立的科学咨询委员会, 该机构是隶属 EPA 的机构, 负责编制和更新空气质量基准文件, 阐明新的科学信息促使我们对人体暴露关系、颗粒物污染特征的剂量学模式和健康影响差异有更深入的科学理解。

表 6-4. PM_{2.5} 审议周期时间表

	审议时间节点
第一次	1997-2006 年
第二次	2007-2012 年
第三次	2015 年 - 至今

1988 年至 1994 年, 新流行病学研究通过追踪工业污染源轧钢厂关闭后 PM 浓度变化引起的健康危害效应, 建立与每日死亡率、入院率、和发病率等指标的关联性, 揭示了细颗粒物的关键作用, 使得 1994 年 EPA 在颗粒物标准审议过程中对粗细颗粒物进行了详细的健康风险评估。有越来越清晰的科学证据指向 PM_{2.5} 污染的长期和短期暴露会引起包括心脑血管疾病、呼吸系统疾病的哮喘发作、支气管炎和过早死亡。因此, 美国于 1997 年首次制定 PM_{2.5} 标准, 年均值为 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 日均值为 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。WHO 和美国癌症协会 (ACS) 的研究发现, 低浓度范围颗粒物的暴露会产生健康危害效应 (WHO, 2005)。所以, 为了更好地保护公众健康, 美国在首次制定 PM_{2.5} 标准时就采取了较严格的浓度限值。此外, 由于 PM_{2.5} 标准不能够保护粗颗粒物 (粒径在 10 到 2.5 μm 之间) 的短期暴露而导致的健康风险, 比如过早死亡率、升高的入院率和急诊就诊率, 所以仍需保留 PM₁₀ 浓度限值 (USEPA, 2006)。

2004 年, EPA 再次向 CASAC 进行意见征询关于 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 限值的修订, 专家小组一致认可修订 PM_{2.5} 主要标准的必要性, 并强调降低日均值尤其重要。基于收集的各方意见, 2005 年 EPA 公布新标准提案, 即主要和次要 PM_{2.5} 标准的日均由 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降至 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。此外, 鉴于现有证据不足以证明长期暴露于 PM₁₀ 浓度水平造成的不良健康影响, 因此决定废除 PM₁₀ 年均标准, 保留 PM₁₀ 日均用于保护短期暴露的健康效应。

而对于 PM_{2.5} 新标准年均的限值设置, EPA 和 CASAC 有很大分歧。CASAC 提出将年均浓度限值收紧至 13-14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 旨在保护高风险人群的健康。这

一提议的依据不仅考虑了 WHO 准则值, 还基于哈佛六城市, 南加州儿童健康研究, 和妇女健康倡议的分析报告中所强调的 PM_{2.5} 长期和短期暴露对高风险人群的影响 (USEPA, 2006)。

EPA 对这些新研究开展临时评估, 评估结果认同提议中的证据, 但因为没有足够时间进行公开意见征询, 使得新标准提案仍然维持原状, 维持 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 不做修订 (USEPA, 2013)。主要原因是《清洁空气法》明确规定标准修订的决策依据 (空气质量基准文件中的科学研究和相关信息) 必须是被 EPA、CASAC 和公众广泛审查和评价过的。所以, 临时评估的结果不足以作为决策的判据。但这次临时评估却仍然具有意义, 使得 EPA 局长做决策前掌握当前所有科学信息, 保证高度的信息对称性, 并且这些证据成为了后续 2012 标准修订的重要依据。

2007 年 EPA 对 PM_{2.5} 年均标准进行新一轮审议, 形成了综合科学评估 (ISA) 机制, 替代了先前的空气质量基准文件。内容上来看, 不仅包含与政策相关科学信息的简明评估和整合, 还提供了风险和暴露评估中 (“量化健康风险评估” 和 “城市能见度评估”) 所需的重要科学判据。EPA 公开的标准提案将 PM_{2.5} 年均降至 12-13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 进行公开意见征询和听证会后, 最终决策是在 2012 年修订 PM_{2.5} 主要年均值至 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 旨在更好的保障高风险人群的健康 (USEPA, 2013)。

表 6-5. 美国 PM_{2.5} 标准修订进程

	主要年均 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	次要年均 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	主要和次要日均 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1997 年	15	15	65
2006 年			35
2012 年	12		

美国 CO 标准修订情况

美国在最初颁布空气质量标准时纳入了 CO 指标, 主要和次要标准规定水平一致, 1 小时浓度限值为 35 ppm, 8 小时浓度限值为 9 ppm。1985 年对该标准审议的结论是保留主要标准, 废止次要标准, 污染物浓度限值不变。1994 年和 2011 年的两轮审议结果均为维持标准不变。

决策者最初在设立该标准是认为这一限值可以充分保护人体健康, 在限值以下的浓度对人体内的羧基血红蛋白水平影响不大, 对健康不会造成损害。在 1985 年

审议完成时，基于 CASAC 的审议建议，EPA 表示由于缺乏 CO 对健康之外的公共福利产生负面影响的明显证据，应当废止次要标准。

此外，基于多次审议过程中所收集的 CO 对健康影响的最新研究和风险与暴露评估报告，并且结合多次专家评审和公众听证会的结果，最终决定不修订标准主要出于两方面的考虑：（1）最初的标准仍然处于可以起到保护公众健康作用的合理安全水平；（2）且美国的 CO 浓度超标情况很少，自 1980 年前后全国平均 CO 浓度低于标准限值后保持持续下降，已经远低于标准要求，对健康的负面影响极低。由此可见，美国确认是否收紧污染物标准限值的核心绳始终是对健康影响的科学评估结论。

此外，需要提及的一点是美国高寒地区和高海拔地区（例如阿拉斯加的费尔班克斯）会出现 CO 高浓度超标的情况。为了应对在特殊地貌和气候条件下造成的污染情况，美国于 2003 年发布了专门报告建议了一揽子解决方案，包括减少发动机冷启动、优化燃料、开展 CO 监测等。



标准修订的潜在障碍

标准的修订在空气质量管理中起着牵一发而动全身的作用，通常是一个耗时多年的漫长过程，不仅是因为科学认知需要长期积累和谨慎筛选可靠的证据，还因为在过程中需要考虑多样的因素和复杂的影响。

上节介绍的契机和条件都是推动标准修订的正向力，另一方面，也存在阻碍标准修订的反向力，包括产生污染的产业会形成反对力量，存在达标困难的地方政府也会提出不同声音，还有对于更高达标成本的担忧。是否能解决这些阻力和争议也是标准修订的关键一环，下文仍然以美国为例，看 EPA 在修订标准过程中遇到的阻力，以及如何应对和产生的结果。

来自排污者的阻力

代表排污者的产业集团会为了避免更严格环境规制去阻碍标准的收紧，包括交通运输行业、化石燃料行业和工业行业的产业集团。美国卡车运输协会为首的产业集团提出 1997 年 $PM_{2.5}$ 和 O_3 标准的浓度限值设置不合理并进行诉讼。最终法院支持 EPA 修订臭氧 O_3 标准，因为有足够的健康影响证据。对于 $PM_{2.5}$ 标准，EPA 并未获得全盘认可，法院在一审中质疑 EPA 缺乏清晰的界限基准来决定浓度水平高低。经过再次上诉后，2001 年美国高院最终裁决是支持 EPA，重申浓度限值是否足够保障公众健康的决策权取决于 EPA 局长的判断力。

2008 年 O_3 标准决策引起的争议最大。适逢美国总统奥巴马竞选上任，基于其在环境治理方面高度的政治意愿，EPA 重新考虑收严在布什政府期间设定的多个标准限值，主要包括 O_3 、PM 和 SO_2 (McCarthy, 2011)。其中，臭氧标准修订提案（收紧至 0.060–

0.070ppm）遭到了石油电力行业和共和党派的强力反对，认为这将会损害美国 2008 年金融危机过后的经济复苏和大量减少就业。迫于经济下行的压力，奥巴马命令 EPA 撤回其标准提案，强调这是为减少企业监管负担举措的一部分（路透社，2011）。

但到了 2015 年，在分析政治经济环境和权衡利弊后，EPA 坚持把空气污染的健康影响置在决策判断的首位，最终将 O_3 标准收紧到 0.070ppm。此次立法仍然受到了化石燃料行业集团、制造商行业协会、石油学会等相关方的强烈反对，甚至有组织到国会上访。到 2019 年，法院裁决支持 2015 年的标准修订，并取消了一项规定：允许一些能源和工业设施在诉讼申请程序期间可以不按照新要求合规生产，这意味着不能靠上诉拖延了。

可能拖后腿的未达标地区

EPA 在修订标准中会遭受来自州、市政府的阻力，特别是那些未达标地区，也会有地方政府将 EPA 诉至法庭的例子。休斯顿市政府对 1979 年 O_3 标准修订决策发起诉讼质疑修订的合理性，认为本地天然臭氧浓度过高和其他客观物理条件使其很难达标。然而，美国哥伦比亚特区巡回上诉法院（受理侵权诉讼的专属联邦上诉法院，后续简称“法院”）驳回其诉求，并强调了可达性和技术可行性不属于颁布空气质量标准的考量范围（美国法规强调保护健康是首要考虑因素），也明确了 EPA 无需为各地区进行标准“量身定做”（USEPA, 2015）。

美国在进行标准修订时，均有未达标区域，未达标地区并未成为暂缓提标的绊脚石。美国的标准修订审议报告指出，2010 年，美国一共有 1.19 亿居民生

活在 O₃ 标准未达标区域，7000 万人居住在 PM_{2.5} 未达标区域(McCarthy, 2011)，由于未达标区域的人数众多，会对公众健康带来极大危害，才最终促使美国修订了现行标准。从休斯顿案例，和后来标准修订过程中一些州政府强调很多国家公园本身的天然本底浓度水平高达标准困难重重可以看到，美国联邦政府并不会因为难达标的地区而量身定制宽松的标准，反倒会为提前达标的地区制定防倒退政策，以确保空气质量的持续整体改善。类似地，欧盟地区在设置空气质量目标时，同样不会因为部分成员国的空气质量较差而放松整体目标。

标准的可达性需要考虑当前整体空气污染水平，过于严苛且距离整体空气质量水平太远的标准也很难落地。美国在进行空气质量标准修订时，往往全国整体浓度水平已经可以达到现行标准。例如，EPA 最新一次修订 PM_{2.5} 标准时（2012 年），将 PM_{2.5} 年均限值下调至 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 时，当时美国全国平均 PM_{2.5} 年均浓度已经远低于该标准限值，2011 年其实就达到了 9.790 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，仅有加州等少部分地区未达标。

整体来说，美国空气质量标准的修订有助于推动有效的地方政策行动，也即各州实施计划（SIP）的制定和实施。SIP 实施不断取得进展，同时空气质量科学认知也逐步改进，这会影响着标准制定和修订，也会提高空气质量管理的有效性(Bachmann, 2007)。从美国 PM_{2.5} 的浓度变化趋势（图 6-1）可以看出，1997 年制定的 PM_{2.5} 标准实施非常成功，2008 年以后 90% 地区浓度已低过 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下。在本底浓度非常低的情况下，仍大幅下降近 40%，2016 年以后美国的 90% 地区的平均浓度已低过 WHO 准则值，并于 2018 年年均降至 8.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

历经 28 年的臭氧污染治理，美国臭氧 8 小时平均浓度（第四高值）呈现近 22% 的下降趋势，从 1990 年的 0.088ppm 降至 2018 年的 0.069ppm，低过现行标准 0.07ppm（图 6-2）。值得注意的是，自 2013 年开始，O₃ 浓度评价的指标反弹，从 2013 年的 0.067ppm 一直上升至 2018 年的 0.069ppm。

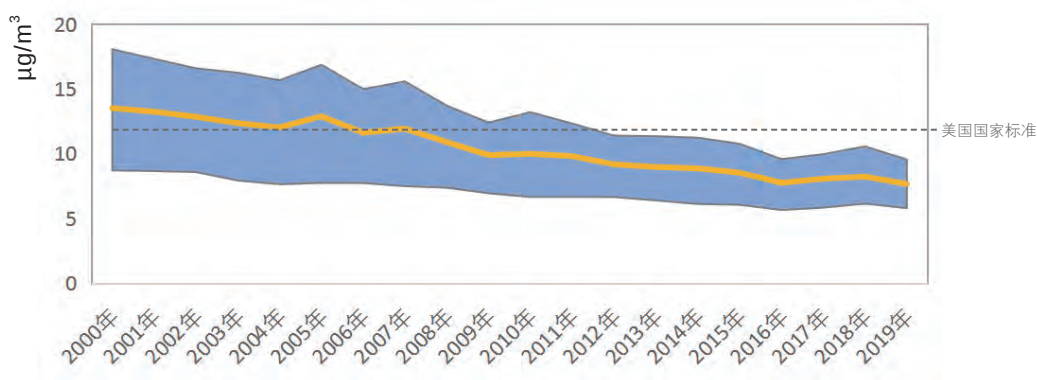


图 6-1. 2000–2018 年间美国 PM_{2.5} 年均浓度

注 [1] 90%ile-10%ile: 图中蓝色条带显示了全国各统计点（共有 412 个国控点）中间 80% 的空气污染水平分布。90% 的统计点的浓度低于最高线，而 10% 的统计点浓度低于最低线。

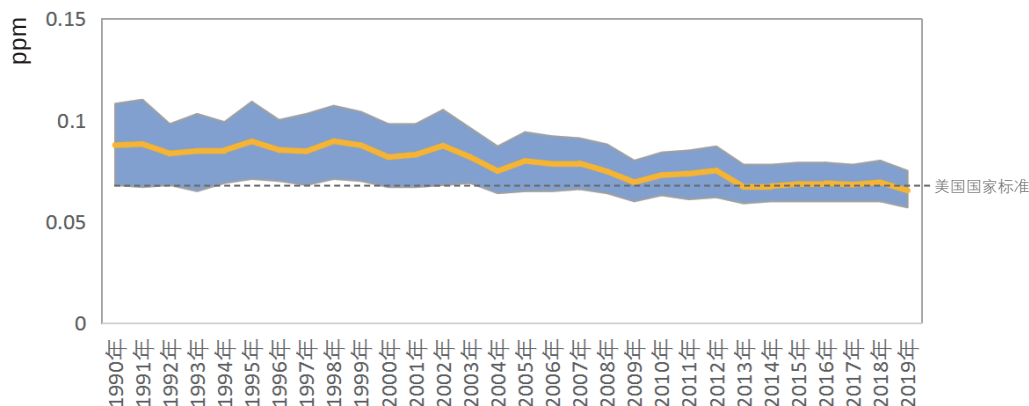


图 6-2. 1990–2018 年间美国 O₃ 日最大 8 小时平均浓度年度第四高值

对达标成本的担忧

标准的收紧意味着更严格的污染防治政策要求，更高的达标投入，普遍存在的一种担忧是会给企业带来成本负担。2015年美国进行最新的标准修订时，反对方指出标准实施每年将造成2700亿美元的额外开支，尤其加重中小型制造企业的成本负担，并且很多地区还没有实现达标，所以不应修订标准（路透社，2015）。

达标的成本和经济影响是标准修订中绕不开的核心问题，即使是美国这样将降低空气污染健康影响设为首要目标的国家也会因为达标成本和经济影响的考量暂时放慢脚步。对于尚处于快速增长中的亚洲发展中国家来说更是如此，新加坡是一个典型的例子，在制定空气质量目标时明确提出必须具有可实现性，在保障公众健康的同时，不能对工业产生高昂的减排成本（新加坡国家环境局，2011）。

然而，在决定是否修订标准时不应当只看到成本而忽略收益，对成本和效益进行权衡后进行决策才能做出正确的选择。具体来说，实施空气质量标准会减少污染所致的死亡率与健康寿命年损失，也可带来经济成本的减少，包括住院、急诊与门诊人数、旷工天数等。上述情况带来的损失包括过早死亡及因健康状况带来的暂时的或永久性工作能力缺失（新西兰经济研究所，2009）。在标准修订时进行成本-效益分析是十分必要的，美国将这一评估要求写进了法律，1990年《清洁空气法》修订案812项条款要求EPA开展《清洁空气法》对美国公众健康、经济、和环境影响的科学评估（USEPA，2020）。

无论是对清洁空气政策进行的前瞻性分析还是后评估，大量现有的成本效益研究结论表明空气质量改善的社会收益往往远高于投入，接下来的美国、欧盟和中国的分析结果均可佐证。

美国

从1990年美国实施环境空气质量标准至2018年，六种标准污染物的总排放量平均下降74%（USEPA，2018）。EPA共计开展三次成本效益分析，包括对1970-1990年取得的空气质量变化进行的回顾性成效分析和1990年后的两次前瞻性分析，结果显示：1970-1990年因空气质量改善带来的经济效益总计22.2万亿美元（采用1990年的美元平均值），包括减少健康危害，

提高能见度和避免对农作物造成损害。成本仅为5230亿美元。所以，1990年之前治理空气污染的平均总效益超过总成本的42倍以上（USEPA，1997）。

对1990-2010年《清洁空气法》实施的成本-效益预估结果显示健康和环境效益和成本比例为4比1，即1100亿美元经济价值和270亿成本（USEPA，1999）；第二次前瞻性研究覆盖时期为1990-2020年，2011年发布的研究研究表明，经济效益为2万亿美元，而成本仅为650亿美元。也就是说，平均收益超过达标成本的30倍，并且实际效果可能还要更高。

以2010年为例，PM_{2.5}和O₃减排产生的实际效益远超先前的模型预测，共计避免了16万人过早死亡，13万例心脏病发作，1300万旷工天数和170万哮喘发作。此外，预测结果显示，至2020年，将共有23万人免于过早死亡，其中85%的经济效益来自于减少PM_{2.5}污染（USEPA，2011）。

欧盟

2000年后，欧盟主要空气污染物排放量下降了10%-70%。但在大多数欧盟成员国的城市地区，空气质量标准并未实现达标。空气污染持续成为欧盟第一大环境杀手，每年超过40万人过早死亡，这对社会产生非常高的健康相关的外部成本，直接经济损失超过200亿欧元每年（欧盟委员会，2019）。欧洲的健康与环境联盟（2018）指出，保加利亚空气污染导致的过早死亡率为欧盟最高，也就是每10万保加利亚人中，就有217人死亡与空气污染有关。并且，空气污染导致了国家GDP损失高达29.5%。这反映了空气污染问题所产生的健康和经济的代价非常之大。

欧盟发布和实施了环境空气质量指令（AAQD）来减少空气污染，取得的相关的健康效益已经超过实行减排措施的成本。欧盟委员会环境总司委托技术公司开展清洁空气规划（CAFE）2000-2020年的健康效益基准分析，结果显示，欧盟国家如果实现AAQD的标准限值，至2020年，产生的经济效益预测每年为870亿-1810亿欧元（欧盟委员会，2005）。

中国

自2012年修订标准后，大气污染防治行动带来的经济效益也是十分可观的。生态环境部环境规划研究院对“大气十条”政策开展的回顾性成本效益分析结

果显示，我国投入大气污染防治总成本约为 17002 亿元，但仅针对污染物 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_2 的减排措施所产生的健康效益高达约 24691 亿元，超过总成本的 1.4 倍多，此外还有降低农作物减产、减少建筑物腐蚀修复成本和清洁费用等其它效益。尤其是，在经济较为发达的地区广东、江苏、山东、河北和浙江的效益排在前五，均在 2000 亿元以上。此外，环境空气质量改善还提升居民幸福感，研究表明该项社会效益货币化的金额高达 39556 亿元（蒋洪强，2019）。

如果空气质量继续改善至更好的水平，相应的社会效益也会被放大。在 2010 年之前，针对 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露健康影响的研究主要都在相对低浓度（低于 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）的地区开展（Burnett et al., 2018）。2012 年《全球疾病负担》研究框架涵盖了更多地区和更大范围污染物水平，以更为复杂的分析方法得出的结论进一步证实了没有明确的影响阈值，同时揭示了浓度 - 响应关系并非简单的线性关系，在浓度水平较低的欧盟国家可以观察到浓度升高带来的影响较大，而在亚洲一些高污染水平的城市影响较小，研究认为二者之间可能存在超线性关系（Lim et al., 2012）。清华大学研究团队评估了 2013–2015 年空气质量改善的健康

效益，结果显示减排政策有效地降低了中国的人口加权年平均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度（减少了 21.5%），但是由于高浓度区间的浓度 - 响应的非线性关系， $\text{PM}_{2.5}$ 导致的死亡率降低却比较有限，仅为 9.1%（Yixuan Zheng et al., 2017）。这意味着我国还未进入空气质量改善的“红利”区间，当空气污染进一步控制到较低水平（达到和低于现有标准），同样的空气质量改善幅度则将带来更高的健康效益（Pope et al., 2015）。

北京大学的一项关于降低 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的健康效益研究结论显示，晚采取治理行动的成本非常高昂，健康损失也会持续增加。如果中国达到现有空气质量标准（ $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ），相应的可避免死亡率仅有 23%，也就是约 30 万人避免过早死亡。但假如标准收紧，尽早致力于实现 WHO 更严格的过渡阶段目标值，可避免过早死亡的人数将会最多约有 90 万人，是现有基础上的 3 倍之多（张世秋等，2019）。

从健康和经济的角度出发，收严标准的好处体现在，不仅可大幅降低患者入院率和医疗开销，还能普遍提高劳动生产力。从深层来看，这更能帮助国家卫生财政负担“减负”，促进社会经济的可持续发展，增加蓝天幸福感指数。



标准修订的流程和机制

我国从法规和制度安排的层面，尚未建立起系统化、常规化的标准修订机制。本节仍将以美国等地的标准修订机制为例，分析如何通过制度设计使得多利益相关方发挥积极的作用，这些制度安排和改进提议对于我国下一轮的标准修订具有一定参考意义。

标准修订的流程

美国建立了非常系统性的法定标准修订机制和流程，如图 6-3 所示。EPA 的空气质量规划和标准办公室为主要职能部门，主导标准审议全过程，并负责对 EPA 局长的标准决策进行提议。

在规划阶段，EPA 发挥制定审议框架和引导审议的重要作用。通过举办研讨会的形式来确定与核心政策相关的科学议题。根据讨论结果，起草综合审议计划，明确整个审议的时间表和流程。第二个综合科学评估阶段为标准决策者提供最重要的科学依据，旨在对与政策相关的科学研究开展全面审查、综合分析以及评估。基于第一和第二阶段得出的科学结论，风险/暴露评估用于评估公共健康和社会福祉影响，着重于评估方法、关键结果和信息不确定性。第四阶段的政

策评估，围绕标准的基本要素探讨对科学发现进行整合和解读，从而提出政策方案供决策者参考。

EPA 完成内部审议后，CASAC 将进行严格的同行评审并提交反馈意见。EPA 有义务考虑其提议，并决定同意或拒绝，如果拒绝，需在意见回函中提供合理的解释和理由。随后，EPA 将起草新标准或标准修订的草案。通过相关联邦部门的内部审查后，EPA 将发布立法草案，接受为期 60 天的公众意见征询，收集来自各州政府和相关机构、产业集团、环境和健康等非政府间组织、研究人员的意见，并举行公开听证会。重大标准决策时，通常会举行 2-3 次左右的听证会。对所有意见进行回应后，EPA 才会正式发布标准。

上述标准机制和流程有几个突出的优势：一是形成了固定的循环机制，使得空气质量标准的审议和更新制度化和周期化；二是可以明确评估空气污染的暴露风险和健康影响，为决策提供可靠的科学依据；三是确保了多种利益相关方的充分参与。但这个机制在实施过程中也暴露出一个明显的缺陷，就是流程缓慢，使得一轮审议期限可能会超过 5 年（美国法定要求）。

事实上，EPA 在审议过程中确实出现多次审议期限超过法定要求，被环保组织/公益团体多次诉讼，敦

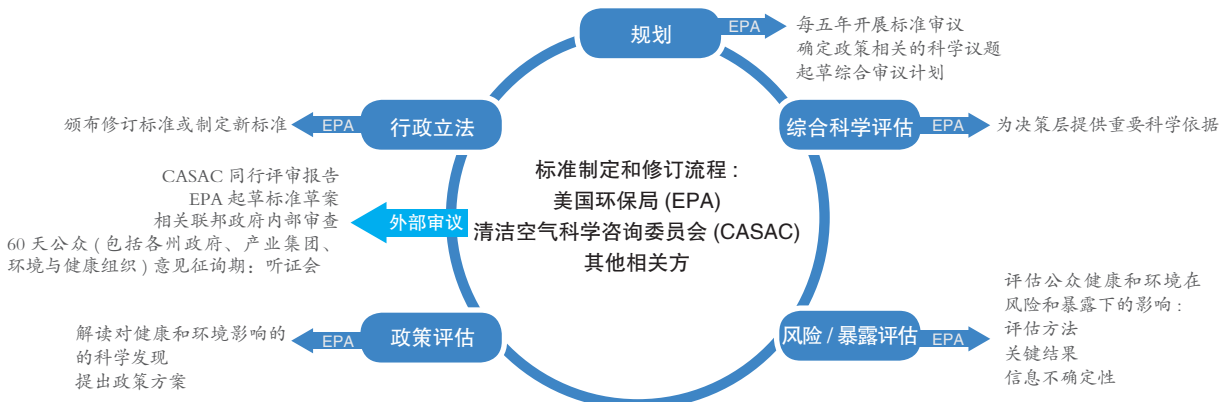


图 6-3：美国标准修订机制和流程

促其加快审议流程。为了优化标准修订流程，2018 年 5 月，时任 EPA 局长 Scott Pruitt 提出了改善提案，旨在使法定审议流程及时、透明和有效的完成（USEPA，2018）。这个提案中的一系列原则建议对于我国优化标准修订流程同样具有参考价值，列举如下：

精简流程，满足时间节点要求和关键决策需求。将科学综合评估、风险/暴露评估、政策评估合并为一个评估环节，确保每次的标准审议可以如期完成。现有的科学信息和 EPA 健康和环境研究数据库，足以支撑 EPA 在短时间之内找出强有力的科学依据。为了便于 CASAC 和其它相关方有效参与，审议初期文件需要涵盖强有力的关键信息，避免对初稿的多次频繁审查而耽误时间。

为了便于决策参考，政策评估应当阐述一系列的替代选择情景，提炼出最有针对性能帮助到决策的基础科学依据和风险暴露信息，加以解读和分析。需要区分科学和政策判断，在科学发现和政策关注问题中建立一个更清晰的区分界限，仅提供给决策者必要的信息，不断缩小科学和政策间的差距。

对关键问题形成标准化回应。对于争议性较大的问题 EPA 要给出标准化回应，例如大气本底浓度的角色，达标可实现性，技术可行性等议题。同时，也需要 CASAC 对健康影响之外的科学问题做出更好回应和提出咨询建议：

- 哪些科学依据能表明是否需要修订现有标准来保护公共健康和自然环境？
- 为评估标准是否足够，有哪些领域需要额外知识补充？
- 哪些分别是自然和人类活动对大气污染浓度的贡献？
- 在达标和维持标准的情景中，空气污染对公共健康、社会福祉、经济和能源效应有哪些负面影响？

及时发布实施细则和指导意见。标准修订的同时，EPA 应及时发布更新版的实施条例和指南，致力于指导各州制定合格的州实施计划（SIP）和达标示范区的展示。此前，经常由于 EPA 滞后多年发布，导致州政府无法在规定时间内完成既定要求。所以，EPA 被要求更好的提供技术支持，协助州政府尽快达标。

利益相关方参与

一个完善的标准审议和修订的机制需要允许和鼓励不同利益相关方的参与和互动，使得各方可以各司其职，共同形成合力。

在美国的标准修订机制中，科研人员代表发挥着非常重要的作用。CASAC 对综合科学评估报告进行把关，审查现行标准并给 EPA 局长提供科学建议，该委员会也必须有代表性，包括至少一位医生、一位美国国家科学院的委员，和一名地方空气防治部门的官员。

公众和公众代表的参与可以使得决策者更好的聆听其需求和采纳建议。EPA 有重大立法颁布前，通常会举行至少 2 到 3 次的公开听证会，可收集到非常多的公众评论。欧盟在制定清洁空气政策时，会对欧洲利益相关者和公众进行大量的公开咨询。例如，针对清洁空气规划（CAPE）开展的第一个公众咨询期于 2011 年开始，以发放两个版本的在线问卷调查的形式分别对公众和专家，其中重要的内容就是针对空气质量指令（相当于欧盟标准）相关改进的意见征询。第一个简短版本的问卷发放给公众，第二个复杂版本的长问卷发放给参与到欧洲空气质量立法和实施过程中的各国的专家，研究人员，产业集团，健康和环境团体（Eionet 成员）等。欧盟委员会允许公众对空气质量立法的流程，即前期准备、实施和审议的任一阶段提出意见。同时，组织利益相关团体每 6 个月以在线直播的形式公开讨论，包括各国专家、产业集团和非政府间组织，提出对现行 AAQD 实施的建议或提出新举措，公众也可通过专家组在线发表看法（欧盟委员会，2011）。

环境和健康领域的民间组织也可以在标准修订过程中发挥积极的作用。以健康效应研究所（HEI）为代表的公众角色，成功推动 EPA 完善了数据支撑和科学证据的可靠性。在第三次标准审议中，HEI 指出约翰斯·霍普金斯大学发现基准文件第三版草案中，一些重要流行病学研究中的统计软件应用有问题。在 HEI 的要求下，针对这一严重问题，EPA 与 CASAC 展开更广泛的探讨，鼓励研究员重新分析并迅速把更正后的结果提交给 EPA 召集的特别专家小组进行同行评审，最后被纳入更新版的基准文件中。以美国环保协会（EDF）、自然资源保护委员会（NRDC）和美国肺脏协会为代表的一些组织，还参与督促 EPA 设定更严格的标准。

小结与建议

基于保护公众健康的考量，我国现行标准仍然较为宽松，尽早使标准与 WHO 准则值逐步接轨是十分必要的，而空气质量持续提升也将带来巨大的健康效益和社会福祉。标准的修订不需要等待全面达标后启动，更不应该因为部分空气质量较差的地区而裹足不前。但同时，标准的制定也应该考虑现实可达性，制定过于严苛且距离整体空气质量水平太远的标准会遭受阻力和质疑，使修订过程变得缓慢，并且在出台后也将面临难以实施的现实挑战。

我国已经在过去八年取得了空气污染治理的优异成绩，2019 年全国 337 个地级以上城市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度为 $36\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，基本接近二级标准（也即 WHO IT-1 目标值），具备了进入标准修订新征程的基础。空气质量标准的修订有助于推动地方治理行动的开展，而分别设置短期目标和长期目标（例如达到 WHO 准则值的时间表和路线图），则有助于兼顾可达性和保护公众健康的终极目的。基于本节对国外空气质量标准修订历程和机制的分析，对我国空气质量标准修订机制建议如下：

设置法定周期，定期回顾和审议标准。伴随社会经济发展水平和环境管理需求的提升，空气质量标准需要适时修订，其最终目标是改善环境空气质量，保护人体健康和生态环境。一些“大事件”往往会给政府当局形成动力与压力，促使标准修订的进程，例如我国因为“绿色奥运”的契机加强了空气质量管理，也推动了空气质量标准修订提上议程，而重污染事件引发的公众关注也会形成压力，加速了标准修订。但随着空气质量逐步改善，类似的被动契机将会不复存在，依据充分的科学依据，基于保护公众健康不断收紧标准是正确的主动出击方式。我国《大气污染防治法》第十二条规定“大气环境质量标准、大气污染物排放标准的执行情况应当定期进行评估，根据评估结果对标准适时进行修订”。基于此，建议通过常规的制度将标准的审议和修订固定下来，设置评估周期（例如每 5 年为一个周期），判断是否需要基于空气质量的变化和保护公众健康的更高需求进行标准更新。

组建专家咨询团队，将空气污染对健康影响的研究证据和评估结论作为标准修订的最重要依据。随着研究积累和空气污染对健康影响的科学认知加强，为了更好地保护公众健康不受损害，标准也需要不断优化。为了使得研究证据更好地支撑标准修订，建立专门的科学咨询与建议团队将是十分必要的。美国成立了独立的清洁空气科学咨询委员会，专门为标准的审议和修订提议提供科学咨询，在历次标准修订中都发挥了很大的作用。我国在以往标准修订研究中曾组织专家进行研讨，具备一定的专家咨询团队基础。可基于此，组建下一轮标准修订的专家咨询委员会，探讨修订的可行性和方向。专家咨询委员会应对已有研究进行汇总、分析和梳理，为未来修订适合我国的空气质量标准提供科学支撑，特别需要重视我国本土在环境健康研究领域积累的新成果和科学证据。此外，在前期的标准修订研究中需要厘清一些关键问题，将有助于回应不同的声音（包括提标的呼声，也包括反对的阻力），例如，基于中国的大气污染特征和暴露 / 影响关系的限值选择应该是什么。

允许和鼓励多利益相关方参与和互动，使得各方可以各司其职，共同形成合力。标准的修订在空气质量管理系统中起着牵一发而动全身的作用，在过程中需要考虑多样的因素和复杂的影响。标准制定机制中允许多利益相关方参与可使得标准更科学，也将能够使得不同利益方的诉求在修订阶段就达到一定程度的平衡，有利于标准的实施。

开展成本 - 效益分析，为提标算好经济账。建议对标准修订和实施开展前瞻性成本 - 效益分析或后评估，可以为决策者提供信息参考和有力支撑。已有的国际经验和研究均证明投入治理空气污染带来的效益往往是远高于成本的。并且，近年来大量中外健康影响研究的成果证实，越是清洁的地区，空气质量改善带来的边际健康效益更大。我国重污染地区浓度下降所收获的健康效益“红利”还远远不够，需要通过进一步提标来获得更大社会收益。

- 澳大利亚环境和能源部, 国家环保(环境空气质量)措施, <http://www.nepc.gov.au/nepms/ambient-air-quality>
- 菲律宾环境自然资源部, 国家环境空气质量准则值, <http://ambientair.emb.gov.ph>
- 韩国环境部, 空气质量标准, <http://www.airkorea.or.kr>
- 联合国环境署, 《亚洲及太平洋空气污染: 基于科学的解决方案》, 2019
- 美国环保局, 国家环境空气质量标准, <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- 南非环境事务部, 空气质量法案, https://www.environment.gov.za/sites/default/files/legislations/nema_amendment_act39.pdf
- 欧盟, 空气质量标准, <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>
- 日本环境省, 日本的大气环境对策, 2015
- 日本环境省, 日本环境空气质量标准 - 空气质量, <http://www.env.go.jp/en/air/qaq/qaq.html>
- 生态环境部, 《环境空气质量标准》编制说明, 2011
- 生态环境部, 《环境空气质量标准》, 2011
- 生态环境部, 中国空气质量改善报告(2013-2018年), 2019
- 世界卫生组织, 空气质量指南演变, 2017
- 世界卫生组织, 欧洲空气质量准则值, 2000
- 世界卫生组织, 全球疾病负担研究, 2016
- 香港特别行政区环境保护署, 香港空气素质指针, https://www.epd.gov.hk/epd/sc_chi/environmentinhk/air/air_quality_objectives/air_quality_objectives.html
- 新加坡国家环境局, 空气质量目标, <https://www.nea.gov.sg/our-services/pollution-control/air-pollution/air-quality>
- 亚洲清洁空气中心, 空气质量管理历程德国篇, 2017
- 亚洲清洁空气中心, 亚洲城市空气质量改善指导框架, 2016
- 印度环境、森林与气候变化部中央污染控制委员会, 国家环境空气质量标准, <https://cpcb.nic.in/air-quality-standard/>
- 英国环境、食品和农村事务部, 空气质量标准, <https://uk-air.defra.gov.uk/air-pollution/uk-eu-limits>
- 生态环境部. (HJ 633-2012) 环境空气质量指数 AQI 技术规定 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- UK Department for Environment, Food & Rural Affairs. Update on Implementation of the DAQI [R]. 2013. UK
- USEPA. <https://www.airnow.gov/faqs/how-nowcast-algorithm-used-report>.
- USEPA. Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI). September 2018.
- 王帅, 杜丽, 王瑞斌等. 国内外环境空气质量指数分析和比较 [J]. 中国环境监测, 2013 (06): 63-70.
- 潘本锋, 宫正宇, 王帅, 郑皓皓. 环境空气质量指数在应用中存在的问题及建议 [J]. 中国环境监测, 2015, 31(1): 64-67
- 倪洋, 樊琳, 曾强, 等. 空气质量健康指数的构建及应用的研究进展 [J]. 环境与职业医学, 2017, 34(12): 1117-1122.
- Wong, T.W., Tam, W.W.S., Lau, A.K.H., Ng, S.K.W., Yu, I.T.S., Wong, A.H.S., & Yeung, D. (2012). 空气污染指数发布系统研究. 标书编号. AP 07-085. 香港: 香港中文大学.
- 云和县空气质量健康指数发布平台, http://aqhi.yunhe.gov.cn/index.html#realtime_monitor
- 成都市人民政府. 成都市环境空气质量考核办法(2018年修订). 2018.
- 北京市人民政府. 北京市空气重污染应急预案(2018年修订). 2018.
- 全国爱国卫生运动委员会. 国家卫生城市标准(2014版). 2014.
- Washington D.C. District Department of the Environment. Revised Air Quality Emergency Episode Plan for the District of Columbia. 2014
- 印度 AQI 网站. <https://cpcb.nic.in/national-air-quality-index>.
- 新加坡 AQI 网站. <https://www.haze.gov.sg>.
- 韩国 AQI 网站. http://www.airkorea.or.kr/eng/khailInfo?pMENU_NO=166.
- 欧盟 AQI 网站. <https://airindex.eea.europa.eu>.
- 英国 AQI 网站. <https://uk-air.defra.gov.uk/air-pollution/daq>
- 美国 AQI 网站. <https://airnow.gov/index.cfm?action=aqibasics.aqi>

- 南非 AQI 网站 . <https://saaqis.environment.gov.za>
- 生态环境部 . (HJ 663-2013) 环境空气质量评价技术规范 (试行) [S]. 北京 : 中国环境科学出版社 , 2013
- 王帅, 李婧妍, 丁峰, et al. 空气质量监测网资源及环境质量达标评价方法 [J]. 环境影响评价, 2019, 041(003):11-14.
- 秦怡雯, 钱瑜, 荣婷婷 . 基于大气特征污染物的监测布点选址优化研究 [J]. 中国环境科学, 2015(04):1056-1064.
- 刀渭, 李健军, 唐桂刚, 等 . 国家大气颗粒物组分监测网的设计发展展望 [J]. 中国环境监测, 2019, 035(006):16-27.
- 丁俊男, 王帅, 赵熠琳, 等 . 关于环境空气质量评价的一些思考 [J]. 环境监控与预警, 2012, 04(005):38-40.
- 美国环保局 . US NATIONAL PRIMARY AND SECONDARY AMBIENT AIR QUALITY STANDARDS. <https://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=ceadab9d6dfd419c239fb2610b175d55&mc=true&node=pt40.2.50&rgn=div5>
- 美国环保局 . Ambient Air Monitoring Networks. <https://www.epa.gov/amtic/amtic-ambient-air-monitoring-networks>
- 美国环保局 . NCore Multipollutant Monitoring Network. <https://www3.epa.gov/ttn/amtic/ncore.html>
- 美国环保局 . Photochemical Assessment Monitoring Stations. <https://www3.epa.gov/ttn/amtic/pamsmain.html>
- 美国环保局 . <https://www3.epa.gov/ttn/amtic/nearroad.html>
- 美国环保局 . <https://www.epa.gov/amtic/monitoring-regulations>
- 英国环境、食品和农村事务部 . Site environment types. <https://uk-air.defra.gov.uk/networks/site-types>
- 英国环境、食品和农村事务部 . Automatic Urban and Rural Network. <https://uk-air.defra.gov.uk/networks/network-info?view=aurn>
- 英国环境、食品和农村事务部 . Automatic Hydrocarbon Network. <https://uk-air.defra.gov.uk/networks/network-info?view=hc>
- 英国环境、食品和农村事务部 . Automatic London Network. <https://uk-air.defra.gov.uk/networks/network-info?view=aln>
- London Air Quality Network. <http://www.londonair.org.uk/london/asp/ahome.asp>
- 英国环境、食品和农村事务部 . Air Pollution in the UK 2018 Compliance Assessment Summary. September 2019. <https://uk-air.defra.gov.uk/library/annualreport/index>
- 環境基準と評価方法 . 東京都環境局 . https://www.kankyo.metro.tokyo.lg.jp/air/air_pollution/torikumi/result_measurement.html
- 環境大気常時監視マニュアル第 6 版 . 日本環境省水・大気環境局 . http://www.env.go.jp/air/osen/manual_6th/index.html
- 平成 29 年度大気汚染状況報告書 . 日本環境省水・大気環境局 . 2019 年 12 月
- 中国环境科学学会臭氧污染控制专业委员会 . 中国大气臭氧污染防治蓝皮书 (2020 年) . 2020.
- 柴发合, 我国大气污染治理历程回顾与展望, 2020 年 7 月
- 生态环境部, 努力留住美丽蓝天—环境保护部副部长潘岳谈新修订的《大气污染防治法》, 2015 年 9 月, http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201509/t20150906_309375.htm
- 生态环境部, 《大气污染防治行动计划》实施情况中期评估报告, 2016 年 7 月, http://www.mee.gov.cn/ywdt/hjywnews/201607/t20160706_357205.shtml
- 生态环境部, 国家环境保护标准“十三五”发展规划, 2017 年 4 月, <http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201704/W020170414581772760139.pdf>
- 生态环境部, 生态环境部通报《大气污染防治行动计划》实施情况终期考核结果, 2018 年 6 月, http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk15/201806/t20180601_630217.html
- 生态环境部, 关于印发《2020 年挥发性有机物治理攻坚方案》的通知, 2020 年 6 月, http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202006/t20200624_785827.html
- 新华社新闻, 中华人民共和国国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要, 2016 年 3 月, http://www.xinhuanet.com/politics/2016lh/2016-03/17/c_1118366322.htm
- 亚洲清洁空气中心, 空气质量管理发展历程德国篇, 2017
- 中国政府网, 中华人民共和国大气污染防治法 (第二次修订), 2000 年 4 月
- 中国政府网, 关于印发《国家环境保护“十五”计划》的通知, 2001 年 12 月, http://www.gov.cn/gongbao/content/2002/content_61775.htm
- 中国政府网, 国务院关于两控区酸雨和二氧化硫污染防治“十五”计划的批复, 2002 年 9 月, http://www.gov.cn/gongbao/content/2002/content_61804.htm
- 中国政府网, 国务院关于印发国家环境保护“十一五”规划的通知, 2007 年 11 月, http://www.gov.cn/zwgk/2007-11/26/content_815498.htm
- 中国政府网, 国务院印发国家环境保护“十二五”规划的通知, 2011 年 12 月, http://www.gov.cn/zwgk/2011-12/20/content_2024895.htm
- 中国政府网, 国务院关于印发大气污染防治行动计划的通知, 2013 年 9 月, http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content_4561.htm
- 中国政府网, 国务院关于印发“十三五”生态环境保护规划的通知, 2016 年 12 月, http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-12/05/content_5143290.htm

- 中国政府网，国务院关于印发打赢蓝天保卫战三年行动计划的通知，2018年7月，http://www.gov.cn/zhengce/content/2018-07/03/content_5303158.htm
- 中国政府网，中共中央办公厅 国务院办公厅印发《省（自治区、直辖市）污染防治攻坚战成效考核措施》，2020年4月，http://www.gov.cn/zhengce/2020-04/30/content_5507825.htm
- European Commission(EU), Air Quality Framework Directive 96/62/EC, 1996, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A31996L0062>
- EC, The Clean Air for Europe (CAFe) Programme: Towards a Thematic Strategy for Air Quality, 2001, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52001DC0245>
- EC, Thematic Strategy on air pollution, 2005, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/;ELX_SESSIONID=RRCPj2dLQ9Q2mVqDdlWHI9DLp4Ln7Zd8LkdpL15wdxxvkGkFpkZH%21405769600?uri=CELEX:52005DC0446
- EC, Ambient Air Quality Directive 2008/50/EC, 2008, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1486474738782&uri=CELEX:02008L0050-20150918>
- EC, A Clean Air Programme for Europe, 2013, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0918&from=EN>
- EC, National Emissions Ceiling Directive (EU) 2016/2284, 2016, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv%3AOJ.L_2016.344.01.0001.01.ENG
- EC, EU approves new rules for Member States to drastically cut air pollution, 2016, https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_16_4358
- EC, DG Environment, Clean Air for Europe, 2017
- European Commission, Executive summary of the Fitness Check of EU supervisory reporting requirements, 2019, https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/business_economy_euro/banking_and_finance/documents/191107-fitness-check-supervisory-reporting-executive-summary_en.pdf
- EC, Commissioner Virginius Sinkevicius: speech at the Environment Council, 19th December 2019, Brussels, 2019, https://ec.europa.eu/commission/commissioners/2019-2024/sinkevicius/announcements/commissioner-virginijus-sinkevicius-speech-environment-council-19th-december-2019-brussels_en#:~:text=The%20Zero%2DPollution%20Action%20Plan%20for%20air%2C%20water%20and%20soil,will%20be%20adopted%20in%202021.&text=The%20new%20Circular%20Economy%20Action%20Plan%20will%20be%20adopted%20in,cycle%20of%20products%20and%20materials
- EC, Progress made on the implementation of Directive (EU)2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, 2020, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1593765728744&uri=CELEX:52020DC0266>
- EC, Air quality – existing legislation, https://ec.europa.eu/environment/air/quality/existing_leg.htm
- EC, Reduction of national emissions – National Air Pollution Control Programme, <https://ec.europa.eu/environment/air/reduction/NAPCP.htm#:~:text=The%20National%20Air%20Pollution%20Control,du%20by%201%20April%202019.>
- European Environment Agency, European Environment Information and Observation Network, <https://www.eionet.europa.eu/>
- USEPA, Air quality design values, <https://www.epa.gov/air-trends/air-quality-design-values>
- USEPA, Area designations for the revised 24-hour fine particle national ambient air quality standards, https://www3.epa.gov/airquality/particlepollution/designations/1997standards/documents/Jun07/June_2007_guidance_for_area_designations_for_2006_24-hour_pm2.5.pdf
- USEPA, Ozone designation and classification information, <https://www.epa.gov/green-book/ozone-designation-and-classification-information>
- USEPA, Particle pollution designations guidance and data, <https://www.epa.gov/particle-pollution-designations/particle-pollution-designations-guidance-and-data#B>
- USEPA, Learn about ozone designations, <https://www.epa.gov/ozone-designations/learn-about-ozone-designations#process>
- USEPA, NAAQS designation process, <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-designations-process>
- USEPA, NAAQS implementation process, <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-implementation-process>
- USEPA, Important information concerning the menu of control measures, 2016, <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-02/documents/menuofcontrolmeasures.pdf>
- USEPA, State Implementation Plan (SIP) lean toolkit for collaboration between EPA and Air Agencies, 2019, https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-12/documents/sip_lean_toolkit_for_collaboration_between_epa_and_air_agencies.pdf
- USEPA, Particulate Matter (PM) nonattainment area SIP requirements, <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-nonattainment-area-sip-requirements>

- USEPA, Streamlining the SIP process, <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/streamlining-sip-process>
- USEPA, Fine particulate NAAQS implementation milestones, <https://www.epa.gov/pm-pollution/fine-particulate-naaqs-implementation-milestones>
- USEPA, Interstate air pollution transport, <https://www.epa.gov/interstate-air-pollution-transport/interstate-air-pollution-transport>
- USEPA, Specific elements for each of the major SIP types for PM, <https://www.epa.gov/pm-pollution/specific-elements-each-major-sip-types-particulate-matter-pm>
- USEPA, Required SIP elements by nonattainment classification, <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/required-sip-elements-nonattainment-classification>
- USEPA, Regulatory impact analyses for air pollution regulations, <https://www.epa.gov/economic-and-cost-analysis-air-pollution-regulations/regulatory-impact-analyses-air-pollution>
- USEPA, NOx budget trading program, <https://www.epa.gov/airmarkets/nox-budget-trading-program>
- USEPA, Final cross-state air pollution, 2016, <https://www.epa.gov/airmarkets/final-cross-state-air-pollution-rule-update>
- US Department of Transportation Federal Highway Administration, Transportation Conformity, https://www.fhwa.dot.gov/environment/air_quality/conformity/
- US Government Publishing Office, Sanctions and consequences of failure to attain, 2013, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partD-subpart1-sec7509.htm>
- Akimoto, H., 日本 PM2.5 和 O₃ 的政策措施和观测数据综述: 亚洲城市空气质量改善研究, 日本国际协力机构研究所, 2017
- Bachmann, J., 美国国家环境空气质量标准历史, 《空气与废物管理协会杂志》, 2007
- 蒋洪强, 环境政策的费用效益分析方法及应用 – 以“大气污染行动计划”实施 CBA 分析为例 (第十四届城市空气质量管理研讨会 PPT), 生态环境部环境规划院, 2019
- 健康与环境联盟 (HEAL), 保加利亚空气污染和健康, 2018, https://www.env-health.org/wp-content/uploads/2018/11/HEAL-Brief-Pos_AIR_Bulgaria.pdf
- 联合国环境署, 北京二十年大气污染治理历程与展望, 2019
- 路透社, 中国为北京争取更清洁的空气, 2008, <https://www.reuters.com/article/environment-olympics-pollution-dc/china-again-vows-cleaner-air-for-beijing-idUSPEK27317420080312>
- 路透社, 中国公布奥运会污染应急预案, 2008, <https://www.reuters.com/article/us-olympics-pollution-measures/china-unveils-emergency-pollution-plans-for-games-idUSPEK17203320080731>
- 路透社, 奥巴马放弃臭氧计划向大企业低头, 2011, <https://www.reuters.com/article/us-usa-obama-epa-idUSTRE7813TB20110902>
- 路透社, 行业集团反对美国新臭氧标准, 2015, <https://www.reuters.com/article/us-usa-pollution-ozone-idUSKCN0R13ZC20150901>
- 美国环保局 (USEPA) 网站, 国家环境空气质量标准 (NAAQS), <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- USEPA 网站, NAAQS 审议过程, <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/process-reviewing-national-ambient-air-quality-standards>
- USEPA 网站文件, 颗粒物 NAAQS 最终条例, 2006, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2006-10-17/pdf/06-8477.pdf>
- USEPA 网站文件, 颗粒物 NAAQS 最终条例, 2013, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2013-01-15/pdf/2012-30946.pdf>
- USEPA 网站文件, 臭氧 NAAQS 最终条例, 2015, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2015-10-26/pdf/2015-26594.pdf>
- USEPA 网站文件, 实施 2008 年臭氧 NAAQS: 各州实施计划要求, 2015, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2015-03-06/pdf/2015-04012.pdf#page=1>
- USEPA 网站, 《清洁空气法》的效益和成本, <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/benefits-and-costs-clean-air-act>
- USEPA 网站文件, 1970–1990 年《清洁空气法》成本效益分析: 回顾性研究, 1997, <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/benefits-and-costs-clean-air-act-1970-1990-retrospective-study>
- USEPA 网站文件, 1990–2010 年《清洁空气法》成本效益分析: 首次前瞻性研究, <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/benefits-and-costs-clean-air-act-1990-2010-first-prospective-study>
- USEPA 网站文件, 1990–2020 年《清洁空气法》成本效益分析: 第二次前瞻性研究, 2011, <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/benefits-and-costs-clean-air-act-1990-2020-second-prospective-study>
- USEPA 网站文件, 审议 NAAQS 的基本流程, 2018, <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-05/documents/image2018-05-09-173219.pdf>
- USEPA 网站, 标准污染物的清洁空气进展, 2019, <https://gispub.epa.gov/air/trendsreport/2019/#naaqs>

- McCarthy,J., 第 112 次美国国会清洁空气问题报告, 2011
- 欧盟委员会网站文件, 欧洲清洁空气规划 (CAFe) 成本效益分析: 2000–2020 年基准分析, 2005,
https://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/activities/pdf/cba_baseline_results2000_2020.pdf
- 欧盟委员会网站文件, 环境空气质量指令 (AAQD), 2008, <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>
- 欧盟委员会网站文件, 欧盟空气质量政策的实施和准备全面审议, 2011, https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/sec_2011_342.pdf
- 欧盟委员会网站, 欧洲清洁空气规划 (CAPE), 2013, https://ec.europa.eu/environment/air/clean_air/index.htm
- 欧盟委员会网站新闻, 空气质量: 委员会将保加利亚和西班牙提交法院, 指控其未能保护公民免受不良空气质量的影响, 2019, https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_19_4256
- 日本环境省, 日本大气环境对策, 2015
- 世界卫生组织, 关于颗粒物, 臭氧, 二氧化氮和二氧化硫的空气质量准则, 2005 年全球更新版
- 生态环境部, 《环境空气质量标准》(GB3095–1996), 1996, <http://www.mee.gov.cn/image20010518/5298.pdf>
- 生态环境部, 关于发布《环境空气质量标准》(GB3095–1996) 修改单, 2000, http://www.mee.gov.cn/gkml/zj/wj/200910/t20091022_171965.htm
- 生态环境部, 《环境空气质量标准》(二次征求意见稿) 编制说明, 2011, <http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgth/201111/W020111116602406614804.pdf>
- 生态环境部, 关于印发第二次国家环境与健康工作领导小组会议有关文件的通知, 2012,
http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgth/201203/t20120305_224243.html
- 生态环境部, 《环境空气质量标准》, (GB3095–2012), 2012, <http://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/dqjibh/dqjzlbz/201203/W020120410330232398521.pdf>
- 生态环境部, 关于发布《环境空气质量标准》(GB3095–2012) 修改单, 2018, http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/201808/t20180815_629602.html
- 生态环境部网站, 专家解读《环境空气质量标准》修改单, 2018, http://www.gov.cn/xinwen/2018-07/23/content_5308493.htm
- 新加坡国家环境局网站文件, 环境空气治理咨询委员会执行摘要报告, 2011,
<https://www.nea.gov.sg/docs/default-source/our-services/pollution-control/air-pollution/air-quality/executive-summary.pdf>
- 新西兰经济研究所, 空气质量标准的价值: 国家环境空气质量标准成本效益分析回顾与更新, 2009
- 亚洲清洁空气中心, 亚洲城市空气质量改善指导框架, 2016
- 中央政府门户网站, 温家宝主持召开国务院常务会议同意发布新修订的《环境空气质量标准》, 2012, http://www.gov.cn/ldhd/2012-02/29/content_2079351.htm
- 张世秋等, 大气污染防治: 经济分析与政策选择评估 (第十四届城市空气质量管理研讨会 PPT), 北京大学环境科学与工程学院, 2019
- Zhao.B 等, 我国环境空气质量标准的演变与比较评价, 《综合环境科学杂志》, 2016
- C. Arden Pope III et al., Health Benefits of Air Pollution Abatement Policy: Role of the Shape of the Concentration–Response Function, Journal of Air Waste Management Association, 2015 May;65(5):516–22.
- Richard Burnetta et al., Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter, PNAS, September 18, 2018, VOL.115, NO.38, 9592–9957
- Stephen S Lim et al., A Comparative Risk Assessment of Burden of Disease and Injury Attributable to 67 Risk Factors and Risk Factor Clusters in 21 Regions, 1990–2010: A Systematic Analysis for the Global Burden of Disease Study 2010, Lancet. 2012 Dec 15;380(9859):2224–60.
- Yixuan Zheng et al., Air quality improvements and health benefits from China's clean air action since 2013, Environmental Research Letter 12 (2017) 114020

亚洲清洁空气中心中国办公室



北京市朝阳区秀水街 1 号建国门外外交公寓 11-152, 100600

邮箱: china@cleanairasia.org

电话 / 传真: +86 10 8532 6172

网址: www.cleanairasia.org www.allaboutair.cn