

消除蓝天下的隐形污染

——攻克臭氧难题的国际经验

亚洲清洁空气中心

2021年12月

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,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、绿色交通和能源转型。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

审稿人

付璐 北京代表处首席代表

撰稿人

张伟豪 高级环境研究员

万薇 空气质量项目主任

致谢

贺克斌 清华大学环境学院 教授、中国工程院 院士

朱彤 北京大学环境科学与工程学院 教授、中国科学院 院士

张世秋 北京大学环境科学与工程学院 教授

伏晴艳 上海市环境监测中心 副主任 教授级高工

谭钦文 成都市环境保护科学研究院 教授级高工

李云婷 北京市生态环境监测中心 大气室主任 高工

薛文博 生态环境部环境规划院 空气质量模拟与系统分析中心 主任 研究员

陆克定 北京大学环境科学与工程学院 教授

袁自冰 华南理工大学环境与能源学院 教授

张宏亮 复旦大学环境科学与工程系 教授

胡建林 南京信息工程大学环境科学与工程学院 教授

薛涛 北京大学医学部公共卫生学院 助理教授

目录 | CONTENTS

执行摘要	3
背景	8
1. 目标制定、监测评估与达标管理	10
1.1 臭氧治理目标的制定	11
中国尚未形成针对臭氧污染控制的国家层面约束性目标	11
美国以达标为核心目标，根据超标程度设置不同达标期限	11
欧盟基于目标值对超标次数做出限制，并规定实现期限	12
1.2 臭氧监测和评估	13
中国臭氧及其前体物监测快速起步	13
美国开展污染物差别化监测，臭氧为重中之重	14
欧盟根据污染水平变化动态调整监测站点，达标地区可结合模型评估	16
处理影响达标判定的外部因素	17
1.3 限期达标管理与规划编制	21
划定达标区和非达标区	21
制定以达标为核心的 SIP	22
根据不同超标级别制定差异化 SIP 要求	23
美国非达标区 SIP 与我国限期达标规划的对比	23
1.4 小结与建议	25

2. 区域管理制度与前体物协同减排	26
2.1 臭氧污染的区域传输影响导致控制措施“失效”	27
2.2 臭氧污染的区域管理机制和减排项目	26
立法规定“睦邻”条款，限制上风向州的排放影响	28
行政制度变革，基于臭氧传输区域建立跨州管理机构	28
设定区域排放总量控制目标，允许排放配额交易	29
2.3 排放总量上限的设置和减排目标分解	34
基于历史数据与模型计算确定排放上限	34
基于历史热输入值确定排放配额	34
2.4 NO _x 与 VOCs 协同减排	36
扩展专栏：美国 – 加拿大跨国区域协作	37
2.5 小结和建议	38
3. 科研支撑与政策转化	39
3.1 臭氧生成机理研究改变前体物控制策略	40
以 VOCs 减排为重点的初期臭氧污染控制策略失效	40
基于立法开展国家层面臭氧污染及控制策略研究	41
EPA 和地方合作开展大型研究项目	42
3.2 臭氧及前体物传输特性的发现催生区域协同减排	44
臭氧区域传输的科研历程	44
睦邻条款促成臭氧污染管控的区域协同	45
区域合作减排项目	46
3.3 对健康影响的研究持续推动臭氧标准的加严	47
1970 年标准初设阶段：科学研究的较大不确定性给标准带来争议	48
1977 年首次审议标准：折衷各方意见修订标准限值	48
后续的臭氧标准审议：因不确定性未纳入成本效益分析	49
3.4 科研支撑与政策转化的滞后性	51
3.5 小结与建议	52



执行摘要

中国自 2013 年开始大力推进大气污染防治工作并取得显著成效，PM_{2.5} 等主要大气污染物浓度整体下降，然而臭氧污染问题却不断凸显。如何在“十四五”期间设置和达成臭氧控制目标，并实现长期持续改善，尚未完全定论。进一步遏制臭氧污染需要深入夯实科学基础和创新管理机制。分析中国现状和需求，并总结国际上可借鉴的先进经验，对于中国攻克臭氧污染这一难题，促进城市空气质量全面改进并实现达标尤为重要。

进一步明确臭氧治理目标，将臭氧污染高峰季作为管控重点

2013年以来，《大气污染防治行动计划》和城市的行动计划、达标规划都是以颗粒物浓度下降和优良天数为目标，未将臭氧浓度作为硬性约束指标进行控制。但随着臭氧超标天数不断增加，直接影响到优良天数的达标率，臭氧问题受到更多城市重视并逐步形成“软约束”。迈入“十四五”，如何制定臭氧控制目标一直悬而未决，一方面的观点认为应当设置浓度约束性指标并通过考核等方式强势推动；同时也有担忧的声音存在，从管理视角指出臭氧浓度目标的分解和考核在实施过程中难度更大。此外，在臭氧超标城市范围持续扩大的趋势下，如何促进超标城市尽快达标，同时督促已达标城市维持乃至改善当前空气质量水平也是当前面临的重大挑战。应该指出，上述难题和挑战并非我国独有，欧美和日本等发达国家和地区在长达半个世纪的臭氧污染治理历程中积累了大量经验教训，值得我国借鉴参考。

1971年，美国针对光化学污染首次制定光化学氧化物(Ox)的1小时平均标准，其后于1979年、1997年、2008年和2015年对臭氧相关标准指标进行了修订，并始终将达到臭氧标准作为空气质量管理的核心目标之一。美国的现行臭氧标准为“每年的日最大8小时第四高值的三年平均不超过0.07ppm(约为137.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)”，每年的日最大8小时第四高值的三年平均这种数据统计形式也称为臭氧的设计值(design value)。美国环保局(EPA)要求标准修订后的一年之内基于设计值划定达标区和非达标区，各州需根据划定结果在规定期限内制定各自的州实施计划(SIP)，表明如何采取措施实现达标或维持达标。臭氧的非达标区按照超标程度分为五个等级，并根据超标程度设置3-20年不等的差别化的达标期限。针对超标严重的地

区，在达标时间上给予宽限，但在减排目标和措施上的要求则更为严格。

欧盟在2008年颁布的《环境空气质量和清洁空气指令》(《指令》)中要求成员国需分阶段实现臭氧目标值和长期目标，并对目标值设定了达标期限：

- 目标值：连续三年中，平均每年中日最大8小时平均浓度值超过120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的次数不超过25次，需要在2010年1月1日前实现；

- 长期目标：一年中的日最大8小时平均浓度值不超过120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

欧盟《指令》要求成员国需要先采取一切必要措施实现臭氧的目标值，再制定并实施成本有效的措施来实现长期目标。对于已经达标的国家和地区，即使在污染跨界传输和气象条件不利的情况下，成员国也应维持目标水平，并通过适当的措施实现更好的空气质量。

世界卫生组织(WHO)发布了最新修订的《全球空气质量指导值(2021)》，基于长期臭氧浓度与总死亡率和呼吸道死亡率之间关联的健康影响证据，增设了臭氧浓度高峰季平均值，为60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。该指导值也为各国设置臭氧污染控制的目标提供了重要参考方向，也即在减少短期暴露水平的同时也应针对性降低臭氧污染高峰季的长期暴露水平。

我国在PM_{2.5}控制方面取得的显著成效以及欧美空气污染治理经验都表明，确定明确的目标是治理成功最关键的第一步。尽管我国国家层面尚没有明确的臭氧治理目标，但不少城市已经提出了具体的臭氧控制目标。截止2021年10月，我国有23个城市发布了臭氧高峰季专项行动方案，其中11个城市提出了臭氧超标天数下降的目标，9个城市提出了臭氧浓度下降的目标。可以说，大气污染治理“目标先行”的意识在地方层面已萌发。

“十四五”期间，建议生态环境部进一步明确臭氧治理目标，在污染形势较为严峻的重点区域设置臭氧高峰季区域浓度下降目标，并针对超

标城市设置超标天数限制和达标期限，以此对重点区域和超标城市形成强有力约束和对臭氧治理的长期战略预期。在中长期形成以达标为核心的空气质量管理体系，为更多城市提供污染治理的压力、动力和长期污染防治战略信号。

变革管理制度，切实促成区域协同

我国的臭氧污染具有显著的区域复合性特征，大气污染防治重点区域京津冀及周边地区、长三角地区、汾渭平原、珠三角地区的臭氧年评价浓度（日最大 8 小时滑动平均浓度值的第 90 百分位数）均高于全国平均水平。但重点区域城市或难以复制 PM_{2.5} 控制的成功经验，仅凭自身努力达到理想成效。这是因为臭氧及其前体物在区域内城市和区域之间存在相互输送与影响，并且复杂的光化学链式反应机制下前体物 NO_x 和 VOCs 减排比例的“失衡”也会造成臭氧浓度不降反升。

重点区域目前在臭氧前体物排放管控方面走在全国前列，并尝试探索区域协作治理臭氧污染的机制，但主要以签署协议、举办联席会议、协商、联合执法等较为松散的形式开展，本质上没能突破属地管理的行政藩篱。在减排目标制定时各省市仍基于国家层面要求自行决策，尚未形成真正的区域协同管理和前体物协同减排机制，这一难题在“十四五”期间亟待攻关并获得突破。

美国在臭氧污染控制的历程中同样走过弯路，但最终通过区域协作扭转局面，取得了显著的改善成效。上世纪 70 年代初 EPA 和美国《环境空气质量标准》（NAAQS）同步诞生，其后 20 年实施了诸多重大治理项目和污染控制计划，取得了一定的空气质量改善效果，但在很多地区臭氧治理的进展却很缓慢，令决策者、公众及相关行业部门均感到失望和费解。美国国家科学院的权威评估报告《城市和区域空气污染中臭氧问题的反思》甚至总结认为，1970–1989 年之间美

国臭氧污染控制相关的努力基本上都以失败告终。主要原因有：其一，没有对前体物 VOCs 和 NO_x 的控制计划进行可靠的预评估造成方向性失误；其二，区域传输影响使得处于下风向地区无法通过自身努力遏制臭氧污染。

1990 年，美国对《清洁空气法案》（简称《法案》）进行修订，对解决污染物的区域传输问题做出了一般性规定和专门针对臭氧的具体规定，被称为“睦邻”条款。相关条款要求上风向州有责任保证自身排放的污染物不影响下风向州实现达标，并需体现在本州 SIP 的措施及评估证据中；受到影响的下风向州有权利向 EPA 提出申请对上风向州做出干预，制止其对下风向州空气质量达标的不良影响。

《法案》还划定臭氧传输区域（OTR），覆盖臭氧污染严重的东北部 11 个州和华盛顿特区，并授权建立了管理机构—臭氧传输委员会（OTC），由各州代表以及 EPA 成员共同组成。OTC 的建立从根本性改变了过去各州治理臭氧各自为政的局面，形成了以州为主导，联邦政府和各州共同议事和协调的区域性合作机制。该机构基于科学评估的结果制定区域性减排计划，改变前 20 年以 VOCs 控制为主导的臭氧治理策略，非常重视区域传输影响大的高架源 NO_x 排放控制，在臭氧污染高峰季实施总量控制与排放配额交易项目，共同完成区域在臭氧季的整体排放上限要求。区域管理制度的建立和实施“科学配比”的减排措施使得美国臭氧治理驶入正轨，并在过去 30 年实现了臭氧污染持续改善。

我国的臭氧的生成与传输机制、前体污染物排放特征与美国存在显著差异，因此不能照搬其减排策略，但其在区域管理制度变革方面的很多经验仍值得参考。建议我国通过立法进一步明确对污染的区域传输影响的责任和义务，要求各地的大气污染行动防治规划、措施和重大建设项目除应保障自身空气质量达标外，还需通过足够的减排等努力，消除对周边地区达标的影响。同时，

建议由生态环境部统筹，基于臭氧污染传输通道和影响识别，划定臭氧区域协同控制区并建立相应的可以落地的跨行政区域的管理机制，协调臭氧控制区在臭氧成因与控制研究、减排任务目标、前体物控制举措等方面的协作。协同控制区的管理机构可针对区域影响显著的排放源，在臭氧污染高峰季节实施区域总量控制计划，并允许地方和企业灵活选择减排措施和技术。

夯实科研支撑，审慎选择控制策略

我国大气污染防治政策在很长一段时间缺乏对多污染物协同控制的重视，目标和重点往往只放在最严重的污染问题上，这一模式以往被形容为“头痛医头，脚痛医脚”，这使得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的局面。究其原因，既有经济增长驱动的污染物排放量绝对增长导致污染形势严峻的客观因素，又有一次污染物排放控制目标与空气质量改善目标脱节等主观因素，这在臭氧污染问题中尤为凸显。

臭氧前体物NO_x的总量控制自“十二五”时期已经纳入规划并提出总量目标（2046万吨），“十三五”规划开始设置削减目标要求到2020年减少15%。而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，直到2019年出台的《重点行业VOCs综合治理方案》才明确要如期完成10%的排放降幅目标，幅度低于NO_x总量控制目标。我国VOCs排放量从2011年的2298万吨增至2017年2543万吨；在《打赢蓝天保卫战三年行动计划》期间下降至2355万吨，但仍处于高位排放期（叶代启，2021）。大量研究发现，我国大部分城市的臭氧污染处于VOCs控制敏感阶段（中国环境科学学会臭氧污染控制专业委员会，2020），意味着在NO_x浓度无法控制到极低的情况下，强化VOCs控制才能有效遏制臭氧污染。而此前NO_x控制力度不足，VOCs控制目标和措施

的缺位是造成臭氧治理阵地失守的重要原因。如何在“十四五”期间，针对不同区域的特征进行前体物VOCs和NO_x精准调控，实现臭氧治理逐步走向精细化管理是我国面临的又一难题，需要开展更深入的科学研究寻求答案。

美国、日本这两个空气治理“排头兵”，也曾在臭氧污染的控制历程中发生“战略性”失误而导致臭氧污染治理成效不足甚至污染加剧。日本在2001年以后开始实施减少机动车NO_x排放的对策，使得NO_x的排放量快速下降，环境空气中NO_x和PM浓度也随之下降，但是臭氧污染评价指标（O₃）不降反升。这引起了日本环境省的高度关注并成立科学调查委员会，研究结果揭示臭氧恶化是因为NO_x滴定效果的降低引起臭氧在城市地区浓度上升。日本在2004年修订《大气法》，并出台了VOCs排放控制对策要求削减30%的VOCs排放总量，补齐臭氧前体物控制短板。

而如前文所述，美国在很长一段时期前体物控制策略也发生了偏差，1990年基于科学研究帮助决策者“纠偏”后，才进入正轨。美国科学家Arie Haagen-Smit博士在上世纪50年代就揭示了光化学污染的生成原理，但在政策方面降低臭氧浓度需要优先控制VOCs还是NO_x，还是同时控制二者，一直是争论的焦点。美国在治理臭氧的前20年一直是把VOCs作为控制和减排的重点，这一策略源于烟雾箱实验的结果和针对部分城市监测数据的分析，并且VOCs的单位减排成本相比NO_x更低。然而以VOCs减排为主导的控制策略并未帮助美国摆脱臭氧污染的困扰，美国EPA不得不再推迟臭氧达标要求的期限。尽管如此，超标地区还在增加，1987年，有60多个地区没有达标，而到了1990年，非达标区的数量增长到近百个。

尽管美国EPA在70年代就开始基于光化学箱式模型绘制EKMA曲线，重视减排成本分析，并基于模拟和分析结论来指导减排政策的制定，但遗憾的是早期科学研究缺乏以及方法技术限制，

导致了方向性偏差。美国反思发现初期的研究存在以下重大缺陷：实验、监测数据精确性不足；排放清单显著低估了移动源的 VOCs 排放，并且忽视了天然源 VOCs 排放的作用；早期对于臭氧污染区域传输影响的认识不足。

后续美国实施了诸多针对臭氧污染生成、传输及影响机制的大型研究项目，积累了丰富的科研成果并进行了政策转化，其中发挥关键作用的研究包括以下几项。

(1) 1987–1990 年，EPA 和国家科学院 (NAS) 合作组建的国家研究委员会 (NRC) 对臭氧前体物在对流层臭氧生成和控制中的作用进行研究，该研究得到了 1990 年《法案》修订案的立法支持。1991 年，研究团队发布报告《城市和区域空气污染中臭氧问题的反思》，明确指出天然源的 VOCs 排放叠加人为的 NO_x 排放对臭氧生成有重要的作用，所以必须充分和准确评估天然源的 VOCs 排放及其影响；为了有效降低臭氧浓度，在 VOCs 控制的同时也需要加强 NO_x 控制，或者停止 VOCs 控制改为实施 NO_x 控制导向的策略。

(2) 1988 年开始的美国南部地区氧化剂研究 (SOS)，聚焦美国南部 10 个州臭氧生成和累积的化学、气象、生物和社会过程。SOS 创建了一种新的合作研究模式，由来自大学、联邦和州政府、行业和公益团体的科学家、工程师和空气质量管理者组成联盟，参与研究的 500 名左右人员来自 80 余个单位。SOS 将大量的科研、财政、资源整合在一起，协调配合来实施科研和评估项目。1995 年后，资金投入高达 1500 万美元–1900 万美元/年，出资方包括政府、科研单位、私营部门等多种来源。研究发现不同气象条件下，城市和农村对不同的前体物敏感，良好的扩散条件可以降低城市环境臭氧浓度，但可能会对农村地区产生影响，因此要实施差别化的控制策略，但整体来说减少 NO_x 排放对于降低臭氧浓度更有效。

(3) 进入上世纪九十年代后，前后有三个重要的大型研究为区域臭氧控制奠定了扎实的科

学基础，分别是 1995–1997 年臭氧传输评估小组 (OTAG) 研究、2000 开始的北美对流层臭氧研究策略项目 (NARSTO)、1998–2002 北美氧化剂和颗粒物研究 (NE-OPS)。这些研究达成的科学共识是，近地面臭氧污染累积受到臭氧及其前体物远距离传输的影响，所以管理策略不仅要着眼于治理本地的排放源，也要关注远距离的排放源。由于美国臭氧标准不断收紧，科学研究成果也不断累积，美国的臭氧区域控制区在地域范围和前体污染物减排力度上都在不断加大，美国也和相邻的加拿大签订了空气质量协定，旨在解决空气污染的跨界传输问题。

基于美国臭氧研究和政策转化的经验，建议我国在“十四五”及更长期臭氧治理需要充分重视科研支撑和转化，通过法规或制度的设计，保障在决策程序中科学界及研究支撑的角色并发挥积极作用，通过持续组织大型研究计划，汇聚多种资源，涵盖污染生成、传输、暴露及健康影响等基础科学研究、政策综合分析等多种视角，为臭氧治理持续攻关。

美国的教训也同样提示我们，臭氧污染生成机制复杂且随着气象、排放等条件的变化而动态变化，应当规避“统一”策略而倡导差异化、精细化的治理措施。这对科学研究和政策实施都有极高的要求，科学研究的不确定性（包括排放清单的完备性和准确性不足、对天然源的低估、模拟方法的偏差）和政策实施的不确定性（包括目标不明确和偏差、执行力度和效果的偏差）都会影响措施效果甚至起到反作用。当科学决策基础仍存在较大不确定性、政策实施效果仍然存疑的情况下，需要审慎选择特定前体污染物主导的减排策略和不要盲从特定“减排配比”，重视 NO_x 和 VOCs 的协同减排；建议首先要重点关注高峰季攻坚方案、短期应急方案的有效性评估，避免病急乱投医，臭氧治理更需“急病慢疗”，着眼于夯实科研支撑基础，制定更长期的政策规划。



背景

2012年，我国修订并发布《环境空气质量标准》（GB 3095-2012），随后我国先后实施了2013-2017年的《大气污染防治行动计划》以及2018-2020年的《打赢蓝天保卫战三年行动计划》。这八年期间，大气污染治理捷报频传，到2020年我国整体上实现了经济发展和环境空气质量改善的双赢局面。2020年全国337个地级及以上城市整体PM_{2.5}年均浓度相比2013年下降了一半，重污染天数显著减少。

在“十三五”期间大气污染得到大幅改善的同时，臭氧成为六项空气污染物指标中唯一不降反升的污染物。在此期间，全国臭氧年评价浓度上升了12.6%，重点区域恶化趋势更为突出。其中汾渭平原上升幅度高达32.1%，京津冀及周边地区和长三角地区也分别上升24.5%和18.0%，如图1。全国臭氧超标城市数量从2015年的19个增加到2020年的56个。

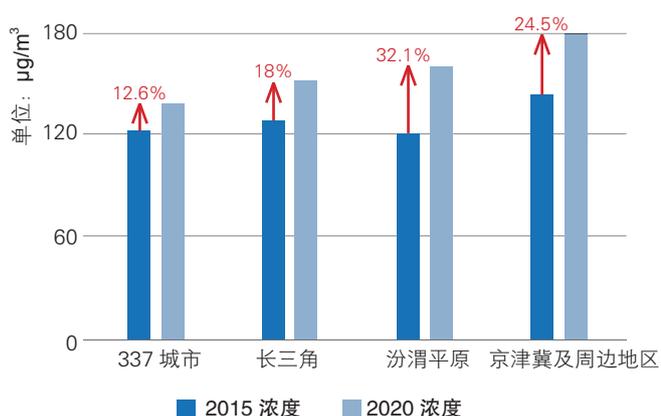


图1 “十三五”期间全国及重点区域臭氧年评价浓度变化

《全球疾病负担》的研究结果显示，2019年室内外空气污染是造成中国疾病负担的最大环境因素。在室外空气污染相关因素中，PM_{2.5}的暴露贡献最大，但臭氧暴露的贡献也不容忽视。《中国碳中和与清洁空气协同路径2021》中关于

空气污染与健康影响的研究结论指出，2020年我国臭氧长期和短期暴露相关的过早死亡人数分别为14.8万和8.0万，相比2013年分别上升49%和51%。在臭氧浓度高峰多发的夏秋季，其带来的急性死亡已成为我国空气污染短期暴露导致健康影响的主要贡献者。2013–2020年间，臭氧浓度的增加甚至抵消了PM_{2.5}浓度下降带来的短期健康效益，我国归因于PM_{2.5}和O₃短期与长期暴露的过早死亡人数如图2。

从长期来看，气候变化也可能会在未来整体上加大我国治理臭氧污染的难度。尽管气候变化对臭氧浓度的影响机制十分复杂且具有区域差异性，但一般认为全球变暖会提高近地面臭氧生成的效率，并且这种恶化效应在前体污染物人为排放活动较多的地区更为显著。政府间气候变化专门委员会（IPCC）于今年8月份发布的第六次气候变化评估报告中关于空气污染–气候相互作用的新结论指出，在东亚、北美和欧洲等臭氧浓度较高的地区，在未来气候变暖的情况下，夏季地表臭氧浓度将普遍上升。

为更好的支持我国在“十四五”及中长期制定和实施更为有效的臭氧污染防治政策，亚洲清洁空气中心编写臭氧污染治理国际经验研究报告，旨在增进国家与地方空气质量管理者及其技术支持团队了解臭氧治理先行国家在科学防控与管理创新等方面的治理经验。

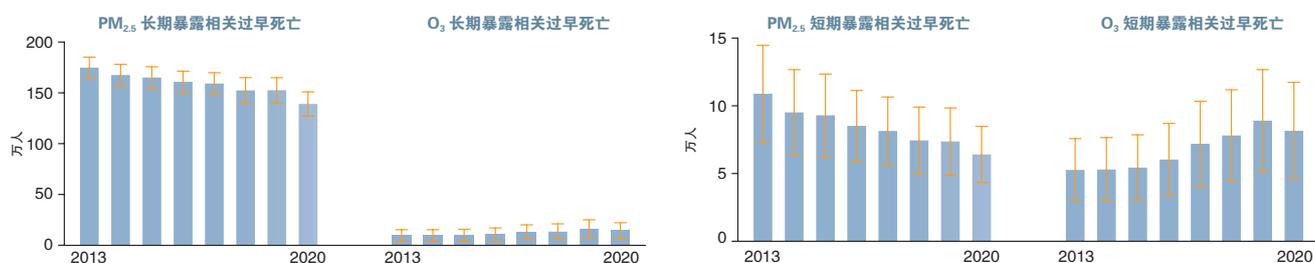


图2 2013–2020年我国归因于PM_{2.5}和O₃短期与长期暴露的过早死亡人数

(来源：中国碳中和与清洁空气协同路径年度报告工作组，2021)



目标制定、监测评估与达标管理

近年来，在我国空气质量整体改善的同时，臭氧污染日益凸显。为推进环境空气质量持续改善，生态环境部已将PM_{2.5}和O₃协同控制作为“十四五”大气污染防治重点工作。然而，如何在“十四五”设置臭氧控制目标以及长期改善目标，尚未完全定论。一方面的观点认为应当设置浓度约束性指标并通过考核等方式强势推动；同时也有担忧的声音存在，从管理视角指出臭氧浓度目标的分解和考核在实施过程中难度更大。

臭氧污染问题在欧美和日本等发达国家和地区也普遍存在，是全球范围内治理空气污染曾历经并仍在面临的共性难题。那么，国际上其它国家又是如何针对臭氧设立治理目标和制定达标规划的？以及如何进行臭氧污染监测、评估和达标判定？这些经验和做法将为我国的臭氧治理目标制定、评估和考核提供参考借鉴。

1.1

臭氧治理目标的制定

中国尚未形成针对臭氧污染控制的国家层面约束性目标

我国自 2013 年以来的大气污染防治行动计划和城市达标规划、以及“十三五”、“十四五”规划都是以 PM 浓度下降和优良天数比例为目标，未将臭氧浓度作为约束性指标进行控制。自 2013 年 74 个城市开始发布六项标准污染物数据以来，截至 2019 年，臭氧成为全国整体平均浓度唯一在逐年上升的污染物，且超标城市范围不断扩大，到 2020 年这一恶化趋势才得以遏制（亚洲清洁空气中心，2021）。伴随臭氧超标天数不断增加，直接影响到《打赢蓝天保卫战三年行动计划》中的优良天数的达标率，臭氧超标问题才得到更多城市的重视并形成间接软约束。

尽管国家层面尚没有明确的臭氧治理目标，但我国不少城市已经提出了具体的臭氧高峰季控制目标。截止到 2021 年 7 月，我国有 23 个城市发布了臭氧高峰季专项行动方案，其中 11 个城市提出了臭氧超标天数下降的目标，9 个城市提出了臭氧浓度下降的目标（王秋怡，2021）。可以说，大气污染治理“目标先行”的意识在地方层面已萌发。

美国以达标为核心目标，根据超标程度设置不同达标期限

美国洛杉矶 1959 年发生了严重的夏季光化学烟雾污染事件，推动美国加州颁布了美国第一个环境空气标准，即是针对光化学污染相关指标的 Ox 标准。此后十余年，美国全国范围内的空气污染问题并未得到解决，直到 1970 年才迎来了《法案》修订，并设立了国家环保局（Environmental Protection Agency, EPA），制定了全国范围的《环境空气质量标准》，这是美国空气污染治理的一个重要转折点。

《法案》明确规定“每个州都有责任确保该州地理范围内的环境空气可以实现国家环境空气质量标准，并需要提交 SIP 来具体说明该州的空气质量如何实现和维持在达标水平”。1971 年首次制定 Ox 的 1 小时平均标准后，美国分别于 1979 年、1997 年、2008 年和 2015 年对臭氧标准进行了修订，并始终将达到标准作为空气质量管理的核心目标。

美国的现行臭氧标准为“每年的日最大 8 小时第四高值的三年平均不超过 0.07ppm（约为 $134 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）”，每年的日最大 8 小时第四高值的三年平均这种数据统计形式也称为臭氧的设计值（design value）（USEPA, 2015）。设计值是

一项统计数据，描述各地与国家空气质量标准相对应的空气质量状态。标准中每种污染物都有其对应的设计值，其主要用途是划定达标区和非达标区，并评估各项污染物达标的进展情况。

空气质量标准修订后的一年之内，EPA 需要根据各地的设计值，重新划定达标区和非达标区，并要求各州根据划定结果制定各自的 SIP 来说明如何控制空气污染以维持达标或实现达标。臭氧的非达标区还根据超标程度分为 5 个等级，并根据超标程度设置 3-20 年不等的差别化的达标期限，如表 1-1。

欧盟基于目标值对超标次数做出限制，并规定实现期限

欧洲的臭氧污染防治历程始于 20 世纪 70 年代，但长达几十年的努力未见成效，臭氧浓度在多个成员国不断攀升。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 和臭氧。其后，欧盟正式将臭氧作为常规污染物进行监测，并建立了相关标准及评价体系。

欧盟于 2008 年颁布了《环境空气质量和清洁空气指令》（简称“《指令》”），合并了之前欧盟不同的大气治理相关法案，成为了欧盟层

面上关于大气治理的综合法案，其中设定了欧盟的空气质量改善目标。臭氧的目标具有一定的特殊性，其并未像 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂ 等污染物设置具有法律约束力的浓度限值，而是设定了成员国有义务实现的目标值和长期目标，并对目标值设定了达标期限，具体要求分别是：

- 目标值：连续三年中，平均每年中日最大 8 小时平均浓度值超过 120 μg/m³ 的次数不超过 25 次，需要在 2010 年 1 月 1 日前实现。
- 长期目标：一年中的日最大 8 小时平均浓度值不超过 120 μg/m³。

《指令》要求成员国需要先实现臭氧的目标值，再通过努力逐渐实现长期目标，并根据成员国不同的达标情况对成员国进行了明确规定。

- 目标值和长期目标均未实现：成员国应采取一切必要措施，在不产生过多额外成本负担的情况下，确保实现空气质量目标值和长期目标。
- 实现了目标值却未实现长期目标：成员国应制定并实施成本有效的措施来实现长期目标。
- 目标值和长期目标均实现：即使在臭氧污染跨界传输和气象条件不利的情况下，成员国也应维持在这种空气质量水平，并通过适当的措施实现更好的空气质量，从而符合可持续发展和对更高标准的环境和人体健康保护的追求。

表 1-1 美国现行臭氧超标级别划分

臭氧超标级别	设计值范围 (ppm)	达标期限
极端严重	≥ 0.163	非达标区划定生效之日起 20 年内
非常严重 -17	[0.111, 0.163)	非达标区划定生效之日起 17 年内
非常严重 -15	[0.105, 0.111)	非达标区划定生效之日起 15 年内
严重	[0.093, 0.105)	非达标区划定生效之日起 9 年内
中度	[0.081, 0.093)	非达标区划定生效之日起 6 年内
轻微	[0.071, 0.081)	非达标区划定生效之日起 3 年内

注：关于差别化达标和 SIP 的更多信息可参考报告《定标、启航：中国空气质量标准分析与国际经验研究报告》达标篇。

（来源：USEPA, 2018）

1.2

臭氧监测和评估

中国臭氧及其前体物监测快速起步

2012年《环境空气质量标准》的修订使得我国的实时监测网络开始监测和评价臭氧浓度，“十三五”期间，我国建成了覆盖全部地级及以上城市的1436个国控监测站点，统一监测六项主要大气污染物指标，并用于空气质量达标评价。我国环境空气质量评价城市点设置数量要求如表1-2。

《2019年地级及以上城市环境空气挥发性有机物监测方案》也已出台，明确在全国337个城市开展环境空气非甲烷总烃（NMHC）和VOCs组分指标监测工作，基于臭氧污染浓度是否超标提出差异化监测项目要求。对于2018年臭氧达标的205个城市，监测项目为NMHC，而54个超标城市则还需监测57种非甲烷烃（PAMS物质）、13种醛酮类VOCs组分。

我国已初步建立起臭氧及其前体物监测体系，但仍需进一步提高与完善质量控制与质量保障系统，完善支撑臭氧污染成因分析和防控的关键因子（如一氧化氮、甲醛、紫外辐射、高活性高极性化合物等）组网建设，优化臭氧污染传输及演变特征的臭氧及其前体物组分观测网络的空间布局（中国环境科学学会臭氧污染控制专业委员会，2020）。

2013年我国制定了《环境空气质量评价技术规范（试行）（HJ 663—2013）》，要求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，并要求包括臭氧在内的六项标准污染物全部达标来判定城市实现空气质量达标。臭氧按照百分位数浓度进行达标评价，将日历年内有效的臭氧日最大8小时平均值按数值从小到大排序，取第90%位置的臭氧日最大8小时平均值与国家标准浓度限值比较，判断臭氧达标情况。

表 1-2 我国环境空气质量评价城市点设置数量要求

建成区城市人口（万人）	建成区面积（平方公里）	最少监测点数
<25	<20	1
25-50	20-50	2
50-100	50-100	4
100-200	100-200	6
200-300	200-400	8
>300	>400	按每50-60km ² 建成区面积设1个监测点，并且不少于10个点

（来源：生态环境部，2013）

美国开展污染物差别化监测，臭氧为重中之重

在美国，州和地方的环境管理部门负责管理运行当地的空气质量监测站，这些监测站组成联邦与地方空气监测网络（State and Local Air Monitoring Stations, SLAMS），其中包括部分臭氧监测站。臭氧监测站的设置数量取决于所在统计区的人口和最近3年的臭氧设计值，超标地区设置的监测站点更多，如表 1-3。

表 1-3 SLAMS 网络中臭氧监测站点数量最低要求

都市统计区人口 (万)	最近 3 年的臭氧设计值超过标准水平的 85%	最近 3 年的臭氧设计值不超过标准水平的 85%
>1,000	4	3
[400, 1000]	3	2
[35, 400)	2	1
[5, 35)	1	0

注：美国管理与预算办公室规定都市统计区是人口大于5万的城市地区，此规定便于进行人口普查和相关统计工作。

（来源：USEPA, 2021）

对于有臭氧监测站的都市统计区，每区必须设置一个站点来监测都市区的臭氧峰值。由于臭氧峰值和不同地点的特定季节有关，EPA 对各州规定了特定的臭氧监测季，从5个月（5月-9月，俄勒冈州和华盛顿州）到12个月（11个州）不等，最常见的监测季是3月-10月（27个州）的7个月，如图 1-1。

在2018年，共有超过1300个属于联邦、州和地方的监测站向EPA报告臭氧浓度数据，除了SLAMS网络包括的臭氧监测站，还有部分监测站来自于其他网络，包括清洁空气现状与趋势监测网（Clean Air Status and Trends Network, CASTNET）、国家核心监测网（National Core Network, NCore）、服务特定目标的监测网络（Special Purpose Monitoring Stations, SPMS）等，监测站分布如图 1-2。在所有标准污染物中，臭氧的监测站数量最多，这也体现出了美国对臭氧监测的重视，如图 1-3。

从美国的臭氧趋势中可以看出，在2019年，美国的整体臭氧平均浓度约为0.065ppm，所有臭

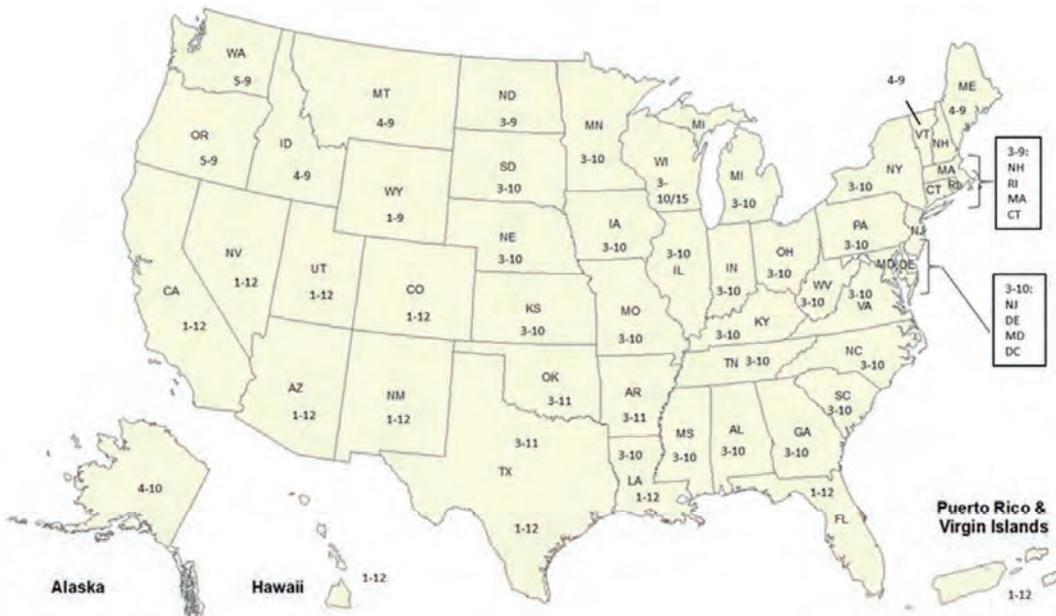


图 1-1 美国各州臭氧监测季起始月份

（来源：USEPA, 2020）

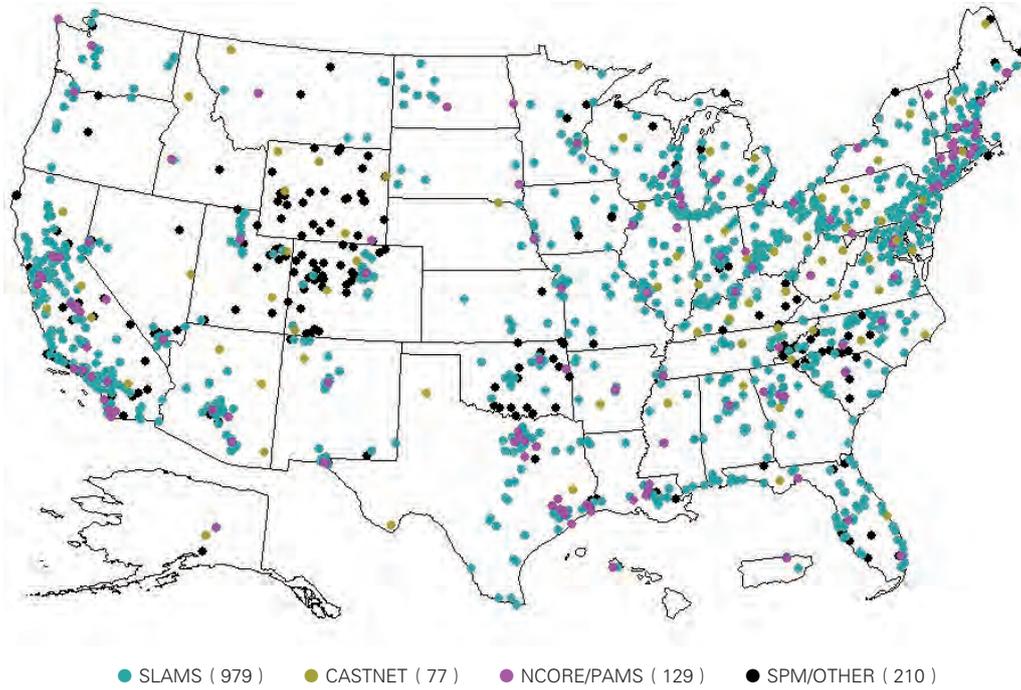


图 1-2 2018 年美国臭氧监测站点分布

(来源: USEPA, 2020)

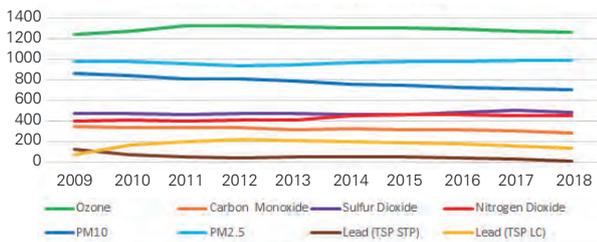


图 1-3 2009-2018 年间美国不同污染物的监测站数量

(来源: USEPA, 2019)

臭氧监测站全年日最大 8 小时平均浓度第四高值的第 90 百分位数是 75ppb, 说明至少有 10% 以上的臭氧监测站的数据高于标准限值 0.07ppm, 如图 1-4。2019 年具备有效臭氧监测数据的监测站数量为 1168 个, 如图 1-5, 其中全年日最大 8 小时平均浓度第四高值大于标准限值 0.07ppm 的监测站数量为 172 个, 占有监测站点的近 15%。

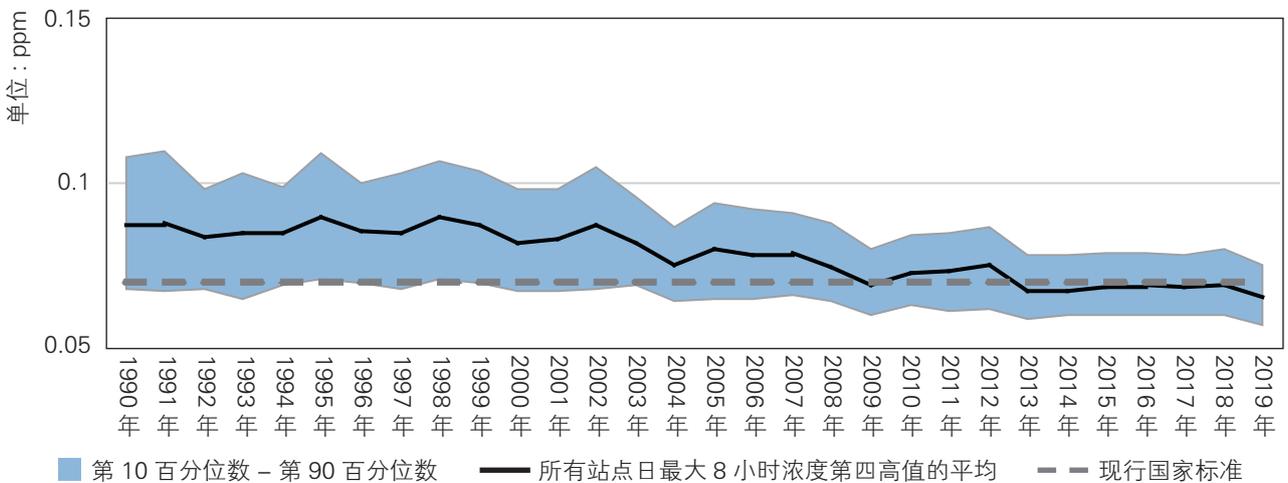


图 1-4 1990-2019 年美国臭氧浓度趋势

(来源: USEPA, 2021)

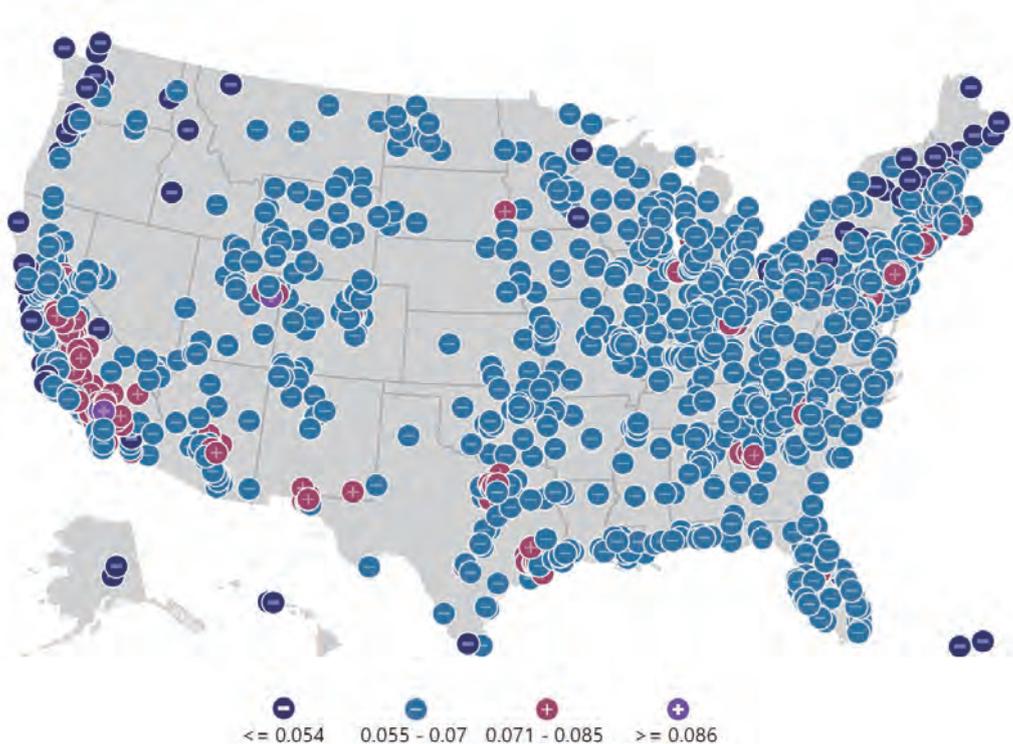


图 1-5 2019 年美国臭氧浓度分布
(来源: USEPA, 2021)

对于用来评估臭氧达标情况的设计值，2017-2019 年，共有 1117 个臭氧监测站具备有效数据，其中设计值高于标准限值的站点数量为 255 个，占有所有监测站的 20% 以上，使得臭氧成为美国所有标准污染物中超标最严重的污染物。

欧盟根据污染水平变化动态调整监测站点，达标地区可结合模型评估

欧盟的臭氧监测站用于评估站点实现目标值和长期目标的进展，其设置的数量要求如表 1-4。

对于已经实现臭氧长期目标的城市群，臭氧监测方法除了设置监测站外，还可结合空气质量建模等补充评估。监测站的数量需足以评估臭氧污染的长期趋势，并检查臭氧是否持续实现长期目标，具体的数量要求可减少到上表中要求的三分之一。在没有补充评估的地区，至少设置一个监测站。在有补充评估却没有监测站的地区，可以和邻近区域合作使用监测站来确保对臭氧长期

目标实现情况的充分评估。农村背景站的数量可为每 10 万平方公里设置 1 个。

表 1-4 欧盟臭氧监测站点数量最低要求

人口 (万)	城市群	其他地区	农村背景地区
<25	N/A	1	每个国家内按照每 5 万平方公里设置 1 个监测站的平均密度来设置，如果是复杂地形，推荐每 2.5 万平方公里设置 1 个监测站
<50	1	2	
<100	2	2	
<150	3	3	
<200	3	4	
<275	4	5	
<375	5	6	
>375	每 200 万居民需要额外设置一个监测站	每 200 万居民需要额外设置一个监测站	

注：城市群是指人口超过 25 万的聚居区，或者成员国规定的特定人口密度的聚居区（人口少于 25 万时）。

(来源: The European Parliament and the Council of the European Union, 2008)

2018年，欧洲共37个国家向欧洲环境署（European Environment Agency, EEA）提交了共来自2195个监测站的臭氧数据，其中20个欧盟成员国和5个其他欧洲国家的臭氧日最大8小时平均浓度超过目标值的次数多于25次，895个站点出现了臭氧日最大8小时平均浓度超过目标值的情况，仅有13%（296个）的监测站实现了臭氧的长期目标（EEA, 2021），2018年超标监测站分布如图1-6。

截至2020年底，EEA收到来自32个国家的1665个监测站的2019年臭氧数据，其中18个欧盟成员国和2个其他欧洲国家的臭氧日最大8小时平均浓度超过目标值的次数多于25次，450个站点出现了浓度超过目标值的情况，仅有9%（145个）的监测站实现了臭氧的长期目标，大部分都是背景站（EEA, 2021）。

处理影响达标判定的外部因素

环境空气质量会受到气象因素、自然和人为突发事件，以及区域传输影响，这些“外部”因素往往不受地方当局控制，但却会影响地方的空气质量和评估结果。

我国城市环境空气质量评价依据《受沙尘天气过程影响城市空气质量评价补充规定》和《关于沙尘天气过程影响扣除有关问题的函》，计算PM_{2.5}、PM₁₀年均浓度时扣除沙尘影响，但针对臭氧浓度达标评估并无特别安排。

我国评估臭氧污染水平变化趋势和发布环境公报时，均不剔除气象因素的影响，而是采用所有监测数据进行达标评估和趋势评估。然而臭氧浓度往往受温度和背景浓度变化的影响较大，使得无法区分气象条件引起的臭氧浓度的变化和前体物减排产生的臭氧浓度，不能很好地评估措施的控制成效。此外，区域传输影响导致的浓度变化在达标判定和目标考核时也同样被忽视。

处理异常数据对达标判定的影响

在美国，随着空气质量标准修订和限值收紧，达标难度不断增加。对1997年修订的臭氧标准（设计值0.08ppm）进行审议和修订时引发了很大争议，由于还存在很多未达标地区，人们普遍担忧新标准难以实现，并认为人为无法控制的因素会促进臭氧的生成从而影响达标。



图 1-6 2018 年欧洲臭氧日最大 8 小时平均浓度值超过 $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的次数达 25 次以上的监测站分布
(来源: EEA, 2021)

为了解决这个问题，国会于 2005 年修订了《法案》的 319 节，增加了“异常事件”的相关条款，规定了异常事件的要素包括：1) 影响了空气质量；2) 不能被合理控制或阻止；3) 由在特定地点不可能再次发生的人类活动引起的事件或者自然事件。并特别说明了异常事件不包括：1) 气团停滞或气象异常；2) 高温或无降水；3) 排放源不达标导致的空气污染。条款明确要求了州政府可以提交申请，将由异常事件导致的使空气质量超标的监测数据剔除，不将其用于空气质量达标评价。但人们关注的影响臭氧浓度的气象条件并不属于异常事件，气象条件变化导致的臭氧超标浓度数据依然用于达标评价。

为了确定空气质量是否受到异常事件的影响，EPA 后续于 2007 年发布了《受异常事件影响的空气质量数据的处理规则》（简称《异常事件规则》），现行版本于 2016 年更新，设定了标准和步骤来证明空气质量数据受到了异常事件的不利影响，并说明了受影响的监测数据该如何处理（EPA, 2016）。特殊事件包括野火、沙尘暴、计划烧除、平流层臭氧入侵以及火山和地震活动，如图 1-7。

可获得批准的特殊事件证明必须包括以下六个要素：



图 1-7 影响空气质量的异常事件

（来源：Pixabay）

1) 描述导致超标的事件叙述概念模型（narrative conceptual model），并阐述事件排放如何导致受影响的监测站点的超标；

2) 证明该事件与空气质量超标之间存在清晰的因果关系；

3) 对比分析受事件影响下的监测浓度与其他时间正常情况下的监测浓度；

4) 证明事件不能被合理控制或阻止；

5) 证明事件属于自然事件，或者是在受影响地点不可能再次发生的人类活动事件

6) 该证明经过了公开征求意见的环节。

EPA 针对野火、计划烧除、平流层臭氧入侵专门制定了指南文件，指导各地环保局如何按照上述六个要素证明有臭氧数据受到了相关异常事件的影响。自现行的《异常事件规则》于 2016 年修订后，EPA 已经同意了来自 34 个州的异常事件证明。以经常受异常事件影响的亚利桑那州为例，亚利桑那州环境质量局（ADEQ）共向 EPA 提交了 60 个证明，已经批准了 20 个，其他仍在审批中。ADEQ 的经验表明：证明材料包含详细复杂的分析，且篇幅较长，通常为 50-200 页；准备证明材料耗费较多时间且成本较高，每个事件大概要花费 2-4 万美元。

欧盟《指令》中第 20 条也有相关规定，会员国可提交相关信息和证据来证明某地区的某项空气污染物在某一年中的超标是由于自然源的贡献，那么该超标情况可被豁免。自然源的贡献指非人为活动造成的污染物排放，具体事件包括火山喷发、地震、野火、飓风、海洋飞沫、从干旱地区传输的天然颗粒物等。2011 年，欧盟制定了相关指南，指导成员国如何证明并处理自然源引起的空气质量超标，但由于欧盟对臭氧的要求只是目标值，而没有像 $PM_{2.5}$ 一样有限值要求，所以指南不适用于臭氧（European Commission, 2011），臭氧监测数据在欧盟并没有任何的豁免政策。

评估趋势变化时对浓度进行调整，剔除气象影响

评估臭氧趋势非常重要，因为臭氧的趋势和前体物的排放趋势相关，可以指导相关控制项目的设计和实施，并有助于评估臭氧污染控制的进展。但是需要将气象条件引起的臭氧浓度的变化和前体物减排产生的臭氧浓度变化区分开，因为气象条件对臭氧生成起着重要作用。在温暖日照强的静稳天气下，臭氧更容易形成；相反，多云、凉爽、多雨或刮风的气象条件则不利于臭氧的生成。不可控的气象条件对臭氧生成的贡献，有时会掩盖人为减排等控制措施的效果，使得臭氧治理评估结果产生偏差。为了解决这个问题，EPA使用统计模型来对监测到的臭氧浓度进行调整，以剔除气象条件变化对臭氧浓度的影响，从而更准确的评估人为减排造成的臭氧浓度变化趋势。

图 1-8 和图 1-9 分别显示了 2000-2019 年全美城市和农村地区 5-9 月间平均日最大 8 小时臭氧浓度的全国趋势。红色虚线表示选定监测站观测到的臭氧浓度趋势，蓝色实线表示剔除气象影响后的臭氧趋势。蓝色实线代表平均天气条件下预期的臭氧水平，更准确地评估前体物排放变化产生的臭氧变化趋势。例如，红线显示，2009 年夏季美国东部温度低于平均水平且湿度高于平均水平导致臭氧生成减少，而 2012 年美国中部和东部温度高于平均水平且湿度低于平均水平导

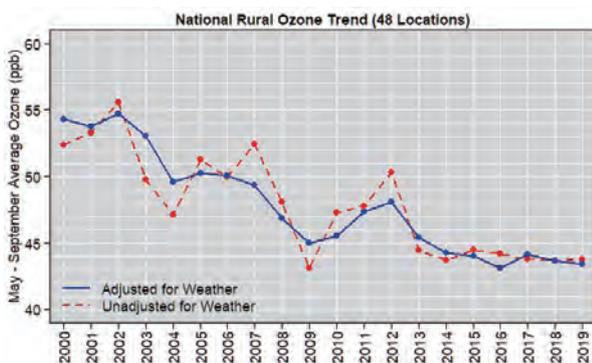


图 1-8 2000-2019 全美农村地区臭氧趋势

(来源: USEPA, 2021)

致臭氧生成增加。通过统计模型调整来消除气象的影响后，蓝线显示，2009 年臭氧水平上升，2012 年臭氧水平下降。

EPA 用来调整臭氧趋势的统计模型是使用当地监测站的臭氧浓度和气象数据在每个监测地点独立拟合的，但是结果往往具有很强的地理一致性。图 1-10 和图 1-11 分别显示了 2009 年和 2012 年美国全国范围内监测到的臭氧趋势调整的空间模式，可见同一片区域的监测站数据调整前后的变化趋势是相似的。

污染传输影响与监管要求调整

来自外部的污染物输送也是影响本地臭氧浓度的一大主要因素。以美国为例，早在 1977 年，就有研究 (Wolff et al., 1977) 发现中西部的污染传输导致了东北州的臭氧严重超标。1998 年 EPA 的一项评估结果显示，宾夕法尼亚州的臭氧超标 65% 是由区域传输造成，而新泽西、纽约、康涅狄格州和马萨诸塞州的臭氧不达标问题受周边影响高达 85-88% (USEPA, 1998)，因而各州向 EPA 呈文申请对达标策略和要求做出调整。

美国的应对策略是在 1990 年后建立了区域协作机制，从而可以通过区域协作减排对臭氧的区域传输进行人为控制，所以区域传输导致的臭氧超标数据不应被豁免，除非传输影响符合《异

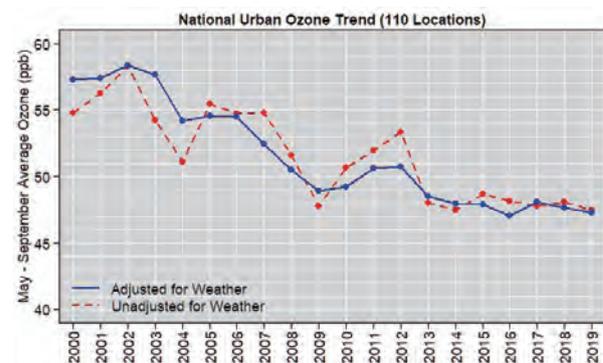


图 1-9 2000-2019 全美城市地区臭氧趋势

(来源: USEPA, 2021)

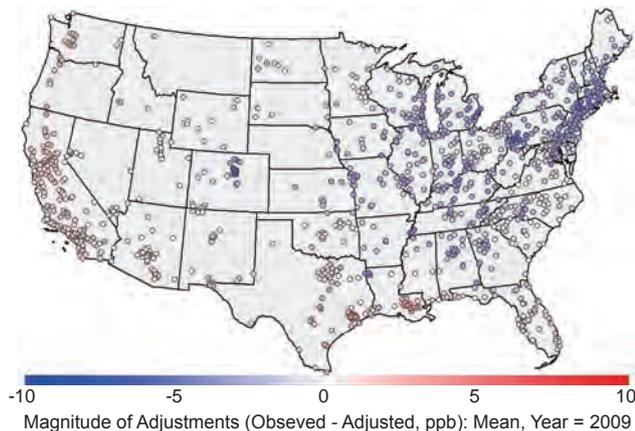


图 1-10 2009 年臭氧数据调整前后对比

(来源: USEPA, 2021)

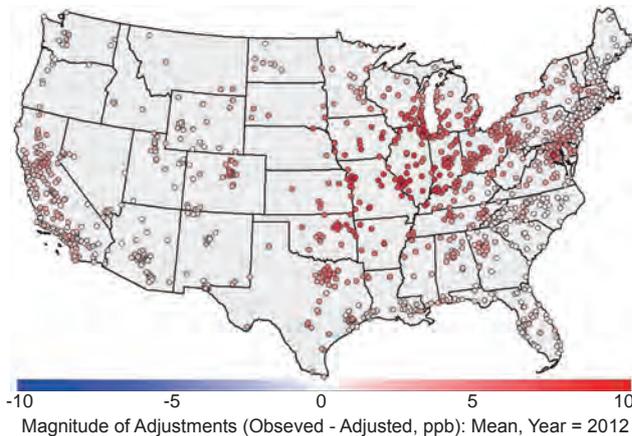


图 1-11 2012 年臭氧数据调整前后对比

(来源: USEPA, 2021)

常事件规则》。但是如果传输是来自未建立起协作机制的其他国家则可以适当放宽要求, 所以美国《法案》179B 条款对于跨国传输(主要来自加拿大和墨西哥)导致的臭氧超标的地区管理有一定的放宽政策。

《法案》要求: 一个非达标地区的当地环保局有权证明其无法达标是由于来自国外的排放, 如果没有这些国外的排放, 则该地区: 1) SIP 足以使其在规定的达标日期前实现达标, 或 2) 该地区在规定的达标日期前本可以实现达标。EPA 对于如何证明制定了相关指南(USEPA, 2020), 基本的证明流程如下:

- 1) 地方环保局联系 EPA 区域办公室汇报证明意向并讨论;
- 2) 地方环保局收集信息并开展分析;
- 3) 地方环保局向 EPA 区域办公室提交初步证明进行审查和讨论;
- 4) 地方环保局向 EPA 提交最终证明, EPA 进行审批。

EPA 有权利在以下两个环节对证明进行评估: 1) 预期证明: 对某地区进行非达标区划定或重新划定后, 评估该地区修订的 SIP 时; 或 2) 回顾证明: 在某个非达标区没有在截止日期前实

现达标, EPA 决定根据《法案》对该非达标区施加更多规划和排放控制要求时。

如果 EPA 审批通过了证明, 那么 EPA 可对非达标地区的政策要求适当放宽, 主要在达标证明要求和重新划定分区方面。特别注意, 放宽要求时, EPA 没有权利实施以下行为:

- 在划定达标区和非达标区时剔除受跨国传输影响的监测数据;
- 非达标区分类时分为较轻的级别;
- 在没有满足《法案》107 条款要求时, 将非达标区重新划定为达标区;
- 确定一个州履行了其 SIP 中对于跨州传输的要求, 即“睦邻”条款。

1.3

限期达标管理与规划编制

标准实施的第一步就是要划定各州的达标区和非达标区，明确哪些地区已经达标，哪些地区未达标。第二步是各州根据划定结果相应地制定 SIP，以实现空气质量达标或维持空气质量达标。

划定达标区和非达标区

美国《清洁空气法案》107 节规定，在 EPA 颁布新/修订的《环境空气质量标准》(含臭氧标准) 后的 1 年内，各州应向 EPA 提交初步的区域划定建议，说明本州哪些地区达到了新/修订标准，哪些地区未达标。EPA 提供的臭氧区域划定指南中要求，各州在制定建议时，应基于对以下五个因素的分析 (USEPA, 2021)：

1) 空气质量数据：计算本州所有地区近年来的臭氧浓度设计值。

2) 排放数据：明确各地区臭氧前体物 NO_x 和 VOCs 的排放，了解潜在的造成/助长超标的排放源，便于划定非达标区的地理边界。

3) 气象情况：分析各地气象数据以评估其对臭氧浓度的影响，从而确定可能由气象因素造成/助长超标的地区。

4) 地理/地形：检查各地区的陆地特征，了解其对臭氧在此地区形成和分布的影响。

5) 划定边界：非达标区的边界可以采用现有的县、区、过去已划定的非达标区等的边界。

如果现有的边界不足以描述非达标区，则使用其他明确定义的永久性地理坐标。

EPA 在收到建议后的一年内，基于对建议及其他相关技术信息的评估，完成最终的区域划定。一个州的所有区域可被划分为以下三类 (USEPA, 2016)：

- 达标地区/不可分类地区：如果某地区的空气质量已达标，或者 EPA 认为其有望达标但是缺乏足够的监测数据，并且不会造成/助长其他周边地区超标，则该地区被划定为达标地区/不可分类地区。达标地区可以不采取进一步的控制措施来改善空气质量，但应维持达标，防止空气质量恶化。

- 不可分类地区：基于已有信息，EPA 无法确定某个地区是达标还是未达标，也无法确定其是否助长了其他周边地区的超标，则该区域被划定为不可分类地区。

- 非达标区：如果某地区的空气质量尚未达标，则被指定为非达标区。

EPA 会对美国 NAAQS 中的所有污染物进行达标区和非达标区的划定，截至 2021 年底，臭氧是拥有非达标区数量最多的污染物，其非达标区共涵盖 20 余个州的 200 余个县 (USEPA, 2021)，远超过数量第二多的 PM_{2.5} 的两个州 15 个县 (USEPA, 2021)。基于美国现行的臭氧国家标准划定的非达标区分布如图 1-12。

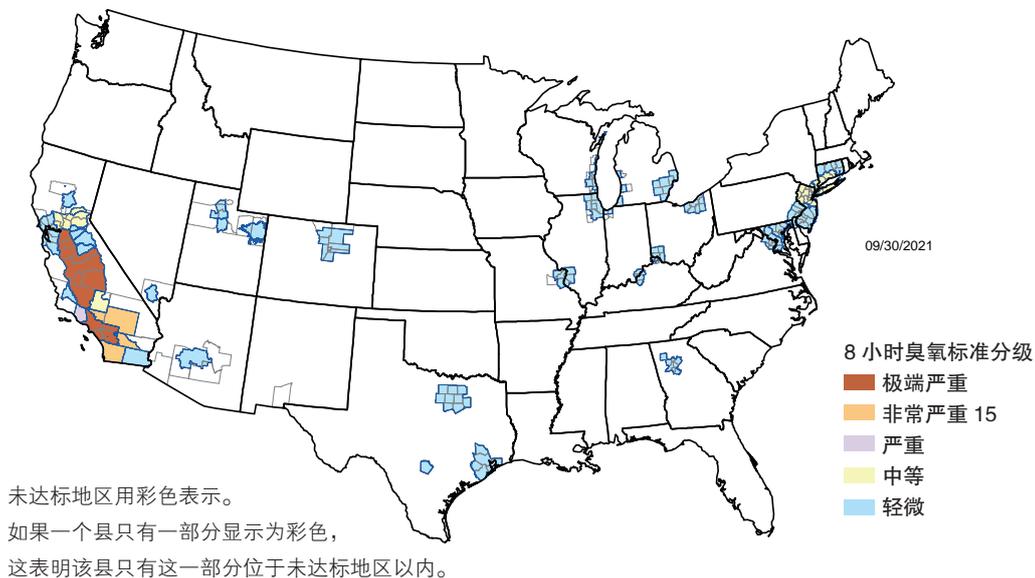


图 1-12 美国臭氧非达标区分布

(来源: USEPA, 2021)

制定以达标为核心的 SIP

《法案》110 节规定，在 EPA 颁布新 / 修订的标准后的三年之内，每个州都要制定并向 EPA 提交 SIP，来说明本州如何实施并执行新标准。达标的州要在计划中说明如何维持达标；含有非达标区的州，还应额外专门制定非达标区 SIP 来说明如何实现达标。

制定 SIP 的主要目的包括：

- 证明各州具备基本的空气质量管理要素，包括规划、项目、措施等，有能力实施新标准。
- 明确各州为实现达标或维持达标而采用的排放控制要求。
- 防止达标地区空气质量发生恶化，减少非达标地区污染物的排放以实现达标。

形式上，SIP 是若干法规和文件的集合，州或地区依据这些法规和文件来实施标准。同时，《法案》中也包含众多条款对 SIP 做出了详细要求，如 107 节、110 节、171-193 节等 (USEPA, 2021)。

典型的 SIP 主要包括以下三个方面：1) 州采取的控制措施，包括州的法规和条例或针对特定排放源的要求；2) 州提交的“非监管性”内容 ("non-regulatory" components)；3) EPA 颁布的附加要求，以满足《法案》中相关要求 (USEPA, 2021)。其中涵盖的具体内容包括：排放清单、监测网络、交通控制措施、应急措施、达标证明等。

SIP 分为不同的种类，主要包括：

- 基础设施 SIP：无论是否达标，每个州必须制定基础设施 SIP (i-SIP)，这是各州空气质量管理的重要组成部分，内容包括本州排放标准、监测网络和数据系统、控制措施等基本要素。
- 非达标区 SIP：除了制定 i-SIP 外，含有非达标区的州还需要额外制定非达标区 SIP (Nonattainment SIP)，来说明其达标策略和路线图，作用可等同于我国的空气质量限期达标规划。

其余还有适用于少数特定地区的州际区域传输 SIP、重新划定或维持 SIP 等。每当标准修订后，

各州需要相应的修改 SIP 来说明如何达到新标准，被批准的 SIP 中的措施具有法律约束力。其中值得一提的是一个州的 SIP 需要考虑区域传输影响，除了确保自身空气质量达标还不能影响其他州达标或维持达标，如果导致其它州超标，EPA 则不批准该州的 SIP。若州 SIP 迟迟不能获批和有效实施，EPA 则有权干预并采取惩罚措施，例如对固定源提出倍量减排要求，中断联邦政府提供的公共交通基础设施项目的资金支持等措施，甚至可以替代地方管理部门成为主导计划制定的机构。

由于臭氧污染相比其他污染物更为复杂且治理难度更大，所以臭氧的非达标区 SIP 涵盖的内容更为广泛，要求也更严格，不仅涵盖了其他污染物非达标区 SIP 所需的核心内容，还需明确工业和交通行业的控制措施。例如，强化对 NO_x 和 VOCs 的“双控”，不仅在工业行业减排 VOCs，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。减排措施明确要求具体到新增排放需要的减排量抵消倍数，阶段性应实现的排放量下降比例等，并且还需要提供预期达标证明，也即基于模型评估证明减排目标和措施可以有效降低臭氧浓度至标准水平。臭氧 SIP 的内容可分为以下几个主要类别：

- 预期达标证明
- 阶段性的减排量证明
- 合理的可用控制技术（RACT）的规划和

实施

- 合理的可用控制措施（RACM）
- 州内非达标区以外的其他污染源的治理
- 新建排放源（NSR）审查
- 排放清单
- 臭氧及前体物监测
- 编制和提交时间表

根据不同超标级别制定差异化 SIP 要求

根据臭氧超标程度，非达标区被划分为不同等级，从轻微超标到极端严重超标。对于不同超标等级的非达标区，其非达标区 SIP 中措施的范围和要求力度也是不同的。超标程度越严重的地区，被允许的达标期限越长，SIP 中措施涵盖的范围更广，要求的力度也更大。比如随着超标严重程度程度的增加，要求非达标区的主要污染源年度排放量越来越少，相比基线年份的减排量越来越多，对于新建源排放量的抵消比例越来越高，治理领域也逐渐扩展到交通运输行业等。针对不用程度非达标区的核心要求如表 1-5。

美国非达标区 SIP 与我国限期达标规划的对比

如前文所述，美国在 NAAQS 修订后，先根据新标准在各州划分达标区和非达标区，然后各州根据达标情况制定相应的 SIP，通过实施 SIP 来实现达标或维持达标。美国的非达标区 SIP 与我国的大气环境质量限期达标规划的编制都具备明确的法律依据，分别在《法案》和我国的《大气污染防治法》中有明文规定，二者均旨在督促非达标区或城市明确达标路线图，在限期内实现空气质量达标。但二者又有诸多不同，SIP 的一些特点可供我国在制定达标规划时参考。

EPA 主动为编制 SIP 提供技术支持，我国城市自行编制达标规划

《法案》规定州政府对辖区内空气质量负责，并需制定 SIP 来实现达标或维持达标。由于 SIP 涵盖内容全面，并且还要确保科学性与可行性从而能使地区如期实现达标，所以编制难度较大，这对于各州的空气质量管理部是个挑战。为了保障 SIP 能够顺利编制与获批，EPA 作为联邦政

表 1-5 臭氧非达标区 SIP 核心要求

臭氧超标程度	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 或 17 年	20 年
		除轻微地区要求外，还需：	除中度地区要求外，还需：	除严重地区要求外，还需：	除非常严重地区要求外，还需：
	新建源排放量抵消比例 1.1:1	新建源排放量抵消比例 1.15:1	新建源排放量抵消比例 1.2:1	新建源排放量抵消比例 1.3:1	新建源排放量抵消比例 1.5:1
	主要污染源年排放量低于 100 吨	主要污染源年排放量低于 100 吨	主要污染源年排放量低于 50 吨	主要污染源年排放量低于 25 吨	主要污染源年排放量低于 10 吨
	建立排放源清单，且定期更新	对 VOCs/NOx 排放源采用 RACT	6 年内 VOCs 排放量下降 18%	对增长的车辆行驶历程进行抵消	锅炉采用清洁燃料
		进行预期达标证明	实施强化监测	推广低 VOCs 燃料	实施交通堵塞缓解措施
		6 年内 VOCs 排放量下降 15%	建立预期达标证明模型	实施排放源罚款计划	
		实施基础 I/M 项目	确保完成阶段性减排的应急措施		
		制定不能按期达标的应急措施	实施强化 I/M 项目		
		实施第二阶段油气回收	实施清洁燃料项目		
			发放新建源排污许可证		
			分析车辆行驶里程，实施交通污染管控措施		

(来源: USEPA, 2021)

府部门，会主动提供技术支持，以及必要时介入和干预。

EPA 负责制定全国层面的编制指南等技术文件供各州参考。这些技术文件还规定了 SIP 的内容范围，及编制和提交要求。而且当某个州因无法编制完成 SIP，或提交的 SIP 不合格无法获批时，EPA 便依法介入为其制定联邦实施计划 (Federal Implementation Plan, FIP)，帮助其实现达标。

根据我国《大气污染防治法》，达标规划编制主体为城市政府，但上级政府部门并不提供技术支持，未达标城市需要自行寻找科研院所、具备相应专业能力的公司等技术支持单位合作编制规划。我国对于达标规划编制并没有国家层面的详细指南，对其应包含的内容等信息未做出统一要求，使得各地编制的规划内容范围、扎实程度出现参差不齐的现象。而且，目前已经编制的达标规划中，多数是为 PM_{2.5} 达标服务，并未考虑臭氧。

EPA 规定非达标区 SIP 编制和达标时间表，达标规划缺少相关规定

在 EPA 完成了对各州非达标区划定之后，会为各州明确 SIP 编制的时间表，为各个环节设定时间节点。这样可以督促地方空气质量管理部 门按期编制完成并提交。针对不同污染物和污染复杂程度，非达标区 SIP 提交期限有所不同。臭氧的非达标 SIP 需要各州在非达标区划定结果生效后的三年内完成编制并提交，而像 SO₂、NO₂ 则需要 在非达标区划定结果生效后的 18 个月内提交。

同时，对于不同超标程度的非达标区，EPA 还规定了达标期限，超标程度越严重的地区，其被允许的达标期限越长，可以越晚达标。轻微污染地区需要在三年内达标，而极端严重污染地区则最长需要 20 年实现达标。

我国《大气污染防治法》只规定了城市政府应及时编制达标规划，采取措施实现空气质量达标，却并未明确编制规划的具体时间期限，导致目前仍有众多未达标城市未制定发布达标规划。对于已经制定并发布规划的城市，其设定的达标期限也没有统一的要求，由城市自行决定。

SIP 需提交 EPA 审批，达标规划不需提交审批

州政府按照时间表完成 SIP 编制后，需要提交 EPA 进行审批。EPA 完成初步审批后需要将 SIP 公示以获取公众意见，充分考虑和回复公众意见后完成最终审批。由于 SIP 涉及环节多且篇幅长，为提高对各州 SIP 审批的时效性，确保 SIP 各部分均能按时间表完成审批，EPA 和国家清洁空气机构协会（NACAA）SIP 改革工作组合作，尽量缩短 SIP 审批过程，简化各项手续，缩短审批周期。

我国城市作为主体编制完成达标规划后，并没有上级部门对其进行审批。达标规划合格与否

只是通过城市组织召开外部专家会进行论证来决定，缺少上级部门的审批与监管，无法保证最终达标规划的质量与实施效果。

1.4

小结与建议

基于欧美的臭氧目标制定和评估经验，报告就我国的臭氧污染控制目标制定与评估提出以下建议。

1) 以臭氧浓度达标为最终目标，分阶段设置国家臭氧污染治理的约束性浓度指标，针对不同臭氧污染水平的地区实施差异化达标期限（超标严重地区给予时间宽限）和差异化管理策略（超标严重地区实施更严格减排目标），并针对超标严重区域设置臭氧高峰季浓度约束目标。

2) 根据超标情况和臭氧浓度变化趋势动态调整和优化监测网络，针对臭氧污染超标较为严重的区域，进一步加强光化学监测网络系统建设，针对空气质量好转及长期达标地区可结合模型数据进行评估。

3) 在评估臭氧治理措施成效和开展考核时，应基于中、长期浓度变化和 / 或剔除气象影响因素的分析结果，如设置三年滑动平均浓度值作为考核指标，剔除气象影响因素进行年际臭氧浓度变化比较和趋势评估。

2



区域管理制度与前体物协同减排

我国的臭氧污染具有显著的区域复合性特征，重点区域京津冀及周边地区、长三角地区、汾渭平原、珠三角地区的臭氧年评价浓度均高于全国平均水平，并超出国家标准要求。但重点区域城市却很难复制 PM_{2.5} 控制的成功经验，凭自身努力达到理想成效。这是因为臭氧及其前体物在区域存在相互输送与影响，并且前体物 NO_x 和 VOCs 减排比例的“失衡”也会造成臭氧浓度不降反升。

重点区域在臭氧前体物排放管控走在全国前列，并尝试探索区域协作治理臭氧污染，但主要以签署

协议、举办联席会议、协商等较为松散的形式开展，本质上没能突破属地管理的行政藩篱，尚未形成真正的区域协同管理和前体物协同减排机制，这一难题在“十四五”期间亟待攻关并获得突破。

美国在臭氧污染控制的历程中同样走过弯路，但最终通过区域协作扭转局面，取得了显著的改善成效。本篇将基于美国的经验和教训来尝试回答以下问题：如何建立区域协作机制来控制臭氧污染？区域间的各地如何协作进行前体物减排和总量控制？在管理制度和激励机制方面如何创新？

2.1

臭氧污染的区域传输影响导致控制措施“失效”

美国在 1971 年颁布了国家环境空气质量标准，对包括臭氧在内的主要空气污染物设置了管控目标，并要求各州通过制定和实施 SIP 来实现逐步达标。经过 20 年的努力，美国空气污染治理也取得了一定成效，但臭氧始终是困扰美国的一大难题。美国国家科学院的权威评估认为，尽管美国在 1970–1989 年实施了诸多重大治理项目和污染控制计划，但和臭氧污染控制相关的努力基本上都以失败告终。EPA 不得不再推迟臭氧达标要求的期限，到 1990 年仍然有多达近百个地区超标。

这一失败主要是由于两个方面造成的。其一，没有对前体物的控制计划进行可靠的预评估。决策者认为集中管控城市地区的 VOCs 排放就可以有效控制臭氧，忽视了前体物协同减排，NO_x 减排力度不够。并且，由于 VOCs 排放源复杂繁多，实际上人为排放的 VOCs 减少的力度比预期更小，不可控的自然源排放也很大程度影响着臭氧污染的生成。其二，区域传输影响使得处于下风向地区无法通过自身努力遏制臭氧污染。

早在上世纪 70 年代，美国科学家就发现美国东北部城市臭氧超标受区域传输影响很大，特别是受到来自固定高架源的 NO_x 排放传输的影响。Wolff 和 Liou 后续分析 1975 年夏季的臭氧重污染过程，发现了东北部的臭氧传输通道和生成特征。

美国东部区域由于 VOCs 自然源排放量较大，人为排放 VOCs 对臭氧生成的影响较小，臭

氧的形成主要受人为排放的 NO_x 控制，也即处于 NO_x 控制区（Chameides et al., 1988; Sillman et al., 1990; Chameides et al., 1992）。因此，许多早期研究都直指大型燃煤发电厂的 NO_x 排在形成区域臭氧污染中发挥了关键作用，污染物从上风向的电厂排放后向下风向输送，并导致下风向区域臭氧的大量升高（Davis et al., 1974; Miller et al., 1978; Gillani & Wilson, 1980）。

在此期间，长期不能实现臭氧达标的东北各州尝试了通过区域协商合作来控制臭氧污染，基于的机制是各州空气质量管理者由下至上发起的机构—东北部协调空气使用管理协会（Northeast States for Coordinated Air Use Management, NESCAUM）。但是由于没有立法支持和 EPA 的强有力介入，这些协商努力并没有改变各州的行动策略。环境政策的制定仍然是建立在本州利益的基础上，而非区域性策略。因而，区域合作的早期尝试也没有获得成功。

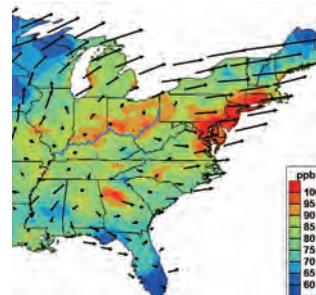


图 2-1 美国臭氧区域传输示意图

（来源：USEPA，2021）

2.2

臭氧污染的区域管理机制和减排项目

随着科研界和决策部门逐渐认识到控制臭氧区域传输的重要性，美国国会也认为需要协调区域性的工作来解决该问题。在此背景下，美国开始通过立法、行政、市场机制等多种手段来推动上风向各州政府共同采取有力的减排措施，避免下风向各州受其传输影响而无法达标；以及和周边国家合作，减少区域传输对相邻国家空气质量的负面影响。

立法规定“睦邻”条款，限制上风向州的排放影响

1990年，美国对《法案》做出修订，对解决污染物的区域传输问题设立了基础规定和专门针对臭氧的具体相关规定。《法案》中针对污染物区域传输问题的基础条款被称为“睦邻”条款（110(a)(2)(D)(i)(II)），要求上风向州保证其排放的污染物不影响下风向州实现达标，具体内容为：一个州的SIP中必须说明该州如何禁止行政区划内的任何污染源或其他排放活动产生的大气污染物显著影响其他州使其空气质量不达标，或干扰其他州维持达标的状态。

相关的条款还包括126节：受到影响的下风向州可向EPA提出申请，对造成污染物跨州传输的上风向州做出规定，停止其对下风向州空气质量达标情况的影响。

行政制度变革，基于臭氧传输区域建立跨州管理机构

《法案》在第184条提出划定臭氧传输区域OTR，覆盖臭氧污染严重的东北部11个州和华盛顿特区（图2-2），并授权建立了管理机构—臭氧传输委员会OTC，它由各州代表以及EPA成员共同组成。其中，州成员需就解决臭氧传输问题向EPA提供建议，共同协调制定区域NO_x、VOCs减排策略并督促实施；EPA成员不具有投票权，但是积极参与工作计划的制定和技术项目。其职责主要有三个方面：一是风险评估和模型研究，即支持研究部门开展环境污染的健康风险、控制措施的不确定性研究；二是移动源的管理，例如1991年各州进行的燃油清洁化改革以及



图 2-2 美国 OTR 区域示意图

1994年实施的低排放车辆计划；三是固定源的管理，针对区域电厂和大工业点源进行总量控制。

OTC的建立从根本性改变了过去各州治理臭氧各自为政的局面，形成了以州为主导，联邦政府和各州共同议事和协调的区域性合作机制。1995年，OTC还成立了专门的科学评估小组来解决各成员州在传输影响问题上的争议，使得各成员州在各个控制计划的阶段都具备基本共识和一致性。对于未能按照新的要求提交实施计划的州，EPA甚至会介入，要求实施联邦执行计划FIP。

值得一提的是，臭氧区域传输模拟和评估的工作组发挥了重要的决策支撑作用，是区域管理机制的重要组成部分。大西洋中部地区空气管理协会 (Mid-Atlantic Regional Air Management Association, MARAMA) 和前文所提及的NESCAUM是提供科学决策支撑的重要技术单位，进行有关建模、数据分析和举办其他相关主题的研讨会和培训。这些努力促进了区域数据的共享和排放清单的完善，使得区域整体的措施计划预评估和后评估得以实施。

设定区域排放总量控制目标，允许排放配额交易

在1990年之前，臭氧控制策略一直侧重于减少VOCs的排放。随着认识到前体物NO_x在臭氧生成和传输中的重要作用，美国开始将其关注重点放在减少区域NO_x排放上面。

自《法案》修订和区域管理机制建立后，美国EPA和各州实施了多个区域项目来进行NO_x的减排，如表2-1。这些项目为参与的各州设定了NO_x排放上限，对排放总量进行控制，并根据各州的排放上限为其大型化石燃料燃烧源发放相应的排放配额。这些燃烧源大多来自电力行业，因为EPA分析发现电力行业在合适的成本范围内有很大的NO_x减排潜力。为了满足排放上限的要求并降低整体减排成本，区域内的电厂既可通过自行采用先进控制技术减少排放，也可以对排放配额进行交易。下文将逐一介绍NO_x排放控制项目的实施情况。

表 2-1 “睦邻”条款相关项目 / 法规总结

项目 / 法规	实施时间	覆盖区域	减排污染物	减排时间段
OTC NO _x Budget Program	1999–2002	11 个州和哥伦比亚特区	NO _x	臭氧季
NO _x Budget Trading Program	2003–2008	20 个州和哥伦比亚特区	NO _x	臭氧季
Clean Air Interstate Rule	2009–2014	25 个州和哥伦比亚特区	NO _x	臭氧季
		24 个州和哥伦比亚特区	NO _x 、SO ₂	全年
Cross-State Air Pollution Rule	2015–2017	23 个州	NO _x 、SO ₂	全年
		25 个州	NO _x	臭氧季
Cross-State Air Pollution Rule Update	2017–2019	22 个州	NO _x	臭氧季
Revised Cross-State Air Pollution Rule Update	2020–	12 个州	NO _x	臭氧季

臭氧传输委员会 NOx 限额项目 (OTC NOx Budget Program)

1994 年, OTC 的各州 (除 Virginia 外) 和哥伦比亚特区共同签订了谅解备忘录 (MOU) 承诺减少各自的 NOx 排放。初期的减排方式是要求各州大型的化石燃料燃烧源的排放满足合理可用的控制技术 (RACT) 的限值要求。

从 1999 年开始, 为了实现更深入的减排来推动各州达到臭氧标准, OTC 制定了一个基于市场的排放总量控制和配额交易项目。项目对区域内的发电厂的发电机组和工业锅炉等大型燃烧源在臭氧季 (从 5 月 1 日至 9 月 30 日) 的 NOx 排放设定上限, 这个排放上限比 RACT 要求能实现的排放控制水平更为严格。

项目要求区域内所有相关的排放源共同完成区域在臭氧季的整体排放上限要求。排放限额先被分解到各州, 再向下分配到各排放源。获得配额的排放源必须证明其臭氧季的 NOx 排放量不超过配额。未被使用的配额可出售给其他排放源或者留存用于下一年的臭氧季使用, 如果排放量超过了配额则可以购买其他排放源剩余的配额。这种排放配额交易机制一直被后续的项目采用, 延续至今。

OTC 的配额交易项目实施时间为 1999-2002 年, 项目包含的排放源在臭氧季的 NOx 排放量相比 1990 年的基线水平降低了约 60%。区域内的所有州都实现了 NOx 的大幅减排, 每日排放峰值也有所下降。基于市场的排放配额交易被证明是成本有效的, 并且形成了一个稳健的交易市场 (USEPA&OTC, 2003)。

但后续 EPA 的研究显示, 仅靠 OTC 的减排仍不足以实现臭氧达标。OTC 各州明确了需要更大范围的区域减排才能实现臭氧达标。基于已有项目的成功经验, EPA 设计了新的区域 NOx 总量控制和限额交易项目。

NOx 限额交易项目 (NOx Budget Trading Program, NBP)

1998 年, EPA 发布 NOx SIP Call 规则, 要求美国东部 22 个州和哥伦比亚特区提交的 SIP 中要减少特定数量的 NOx 排放, 因为 EPA 发现这些地区的 NOx 排放经过区域传输助长了下风向地区的臭氧超标或干扰下风向地区维持达标状态。2003 年起, EPA 为这些州设定了臭氧季的 NOx 排放上限, 并允许这些州制定灵活的控制策略来满足上限要求。于是 NBP 项目被开发出来帮助这些州以成本有效的方式实现减排。

和 OTC NOx 配额项目相似, NBP 项目也是基于市场的交易机制, 通过配额交易帮助减少区域内的发电厂和其他大型燃烧源在臭氧季的 NOx 排放。最终 NOx SIP Call 要求的区域内 20 个州和哥伦比亚特区均选择参与 NBP 项目来实现减排, 覆盖区域如图 2-3 (USEPA, 2009)。

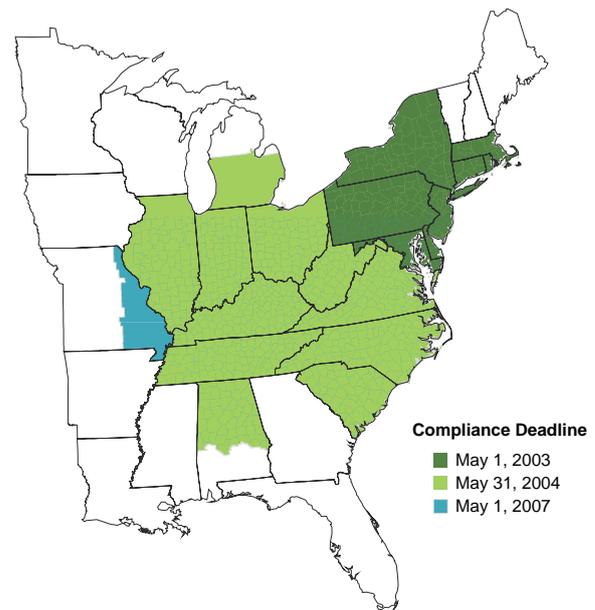


图 2-3 NBP 实施区域
(来源: USEPA, 2009)

NO_x SIP Call 使得电力行业在臭氧季的排放量下降显著,也带来了臭氧浓度显著降低的成效,如图 2-4。2008 年,臭氧季节 NO_x 减排量超额完成,从 2003 年的近 85 万吨大幅降至 48 万吨左右。主要超标污染物浓度下降显著,臭氧的 8

小时季平均从 2003 年 0.5654ppm 降至 2008 年 0.4891ppm。整体来言,85% 的东部各州已达标,同时 NBP 中的 NO_x 减排对这些州的 PM_{2.5} 达标也有很大贡献。(USEPA, 2005)。

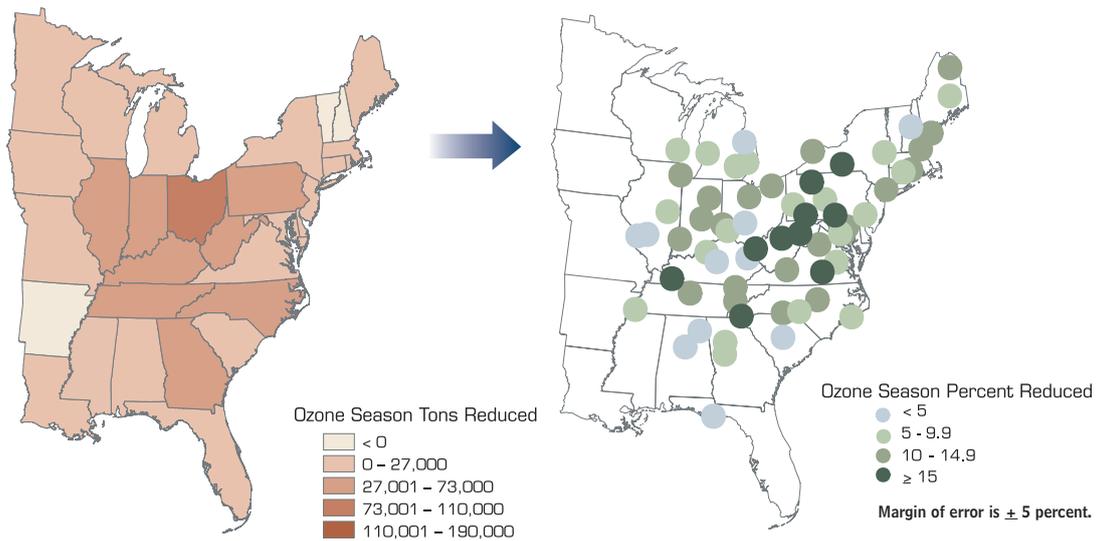


图 2-4 臭氧季电力行业氮氧化物减排与臭氧浓度变化

(来源: USEPA, 2005)

清洁空气州际法规 (Clean Air Interstate Rule, CAIR)

2008 年底 NBP 结束后,被 2009 年起实施的清洁空气州际法规 (Clean Air Interstate Rule, CAIR) 代替。CAIR 在前两个项目基础上进一步扩大了规模,帮助更多的州能够达到 1997 年修订的臭氧和 PM_{2.5} 标准。CAIR 要求美国东部 25 个州和哥伦比亚特区对电力行业和一些主要工业的固定源(如造纸厂、炼油厂和钢铁厂的生产设施)对臭氧季的 NO_x 进行减排来专门减少臭氧污染;同时还要求东部 24 个州和哥伦比亚特区对电力行业全年的 NO_x 和 SO₂ 进行减排来减少 PM_{2.5} 和臭氧污染,项目覆盖区域如图 2-5。

CAIR 开发了三个不同的配额交易机制,分别是臭氧季 NO_x 配额交易、全年 NO_x 配额交易和全年 SO₂ 配额交易。前两种机制在 2009 年实

施,SO₂ 交易在 2010 年实施。截至该计划中止的 2014 年,SO₂ 和 NO_x 年排放量相比 2005 基准年分别下降 71% (至 270 万吨) 和 56% (至 120 万吨),以及臭氧季节的 NO_x 排放量降低 44% 至近 45 万吨,从而使得 90% 的 PM_{2.5} 和臭氧未达标区域的浓度低于 1997 年修订标准的限制水平 (USEPA, 2015)。

跨州空气污染法规 (Cross-State Air Pollution Rule, CSAPR) 及其更新修订

其后,EPA 于 2011 年又颁布了 CSAPR,并分阶段实施,项目覆盖区域如图 2-6。CSAPR 第一阶段于 2015 年开始实施,代替了 CAIR。CSAPR 共要求东部 28 个州减少电厂的排放,以解决区域传输影响下风向州 PM_{2.5} 和夏季臭氧污染的问题。其中,23 个州要减少全年的 NO_x

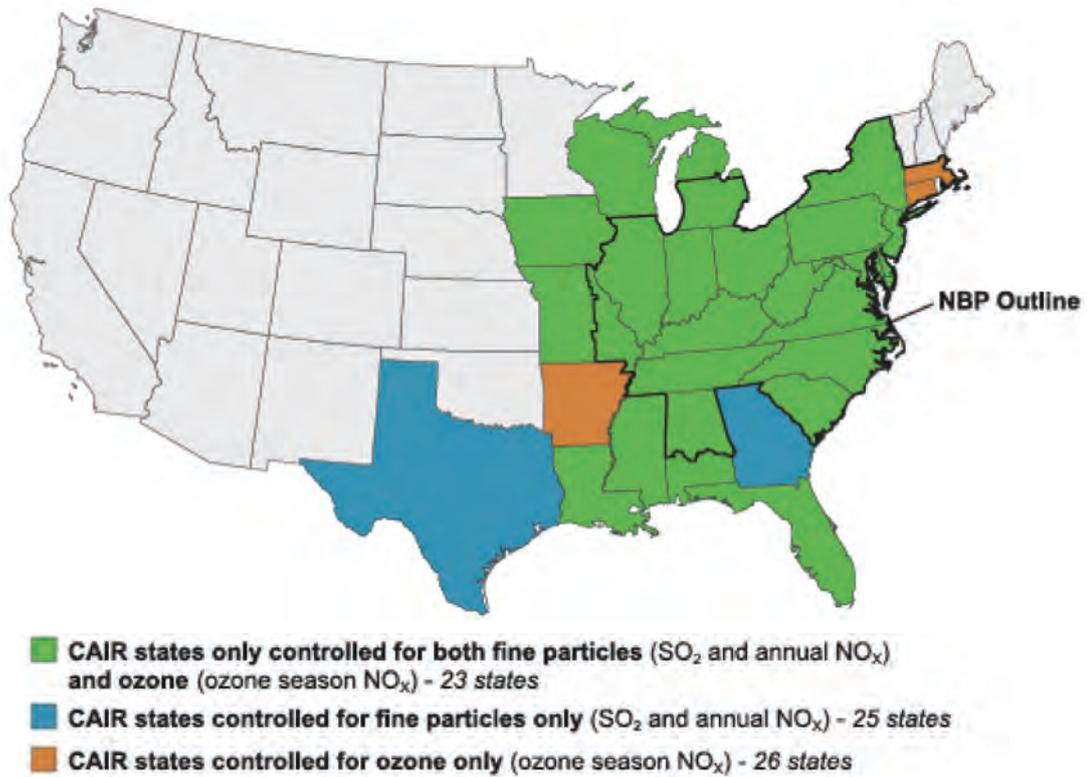


图 2-5 CAIR 实施区域

(来源: USEPA, 2015)

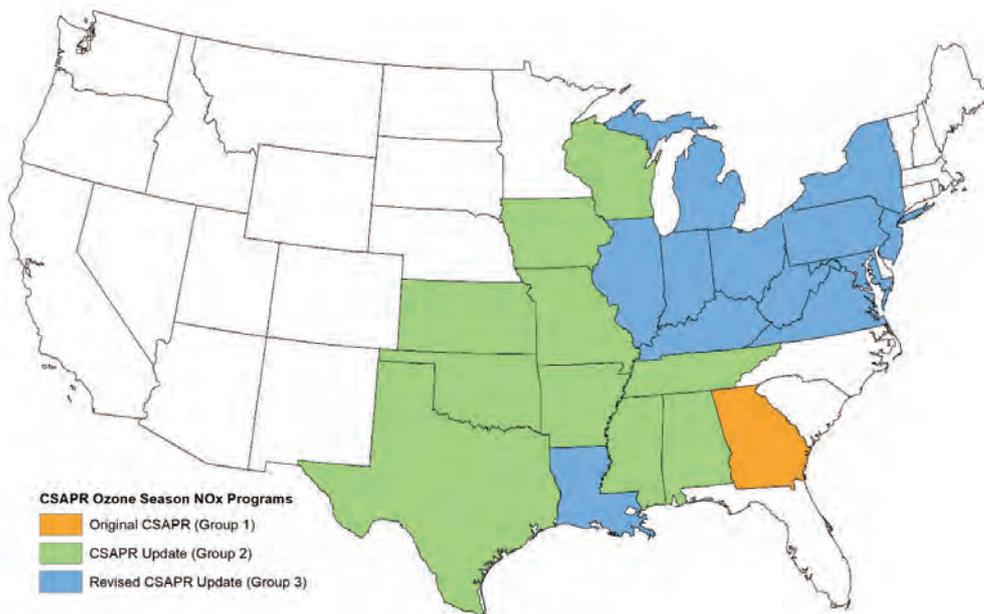


图 2-6 CSAPR 臭氧季 NO_x 减排项目实施区域

(来源: USEPA, 2021)

和 SO₂ 排放，来帮助下风向州达到 1997 和 / 或 2006 年修订的 PM_{2.5} 年均浓度标准；25 个州要减少臭氧季的 NO_x 排放，来帮助下风向州达到 1997 年修订的臭氧标准。

CSAPR 提供了一个固定的流程来说明如何解决空气污染物的跨区域传输问题，共包括四步：

1) 识别有哪些下风向州有难度实现空气质量达标或维持达标；

2) 确定有哪些上风向州对第一条中的问题负有责任；

3) 识别相关排放，量化相应的减排量并划分各州减排责任；

4) 通过区域排放限额交易等项目来实现上风向州的减排。

但是，在 CSAPR 实施阶段却出现臭氧污染反弹的情况，虽然 2015–2017 年臭氧季节 NO_x 排放量持续下降，但是臭氧的 8 小时平均浓度却不断攀升（从 2015 年的 0.068ppm 至 2018 年的 0.069ppm）。评估结果认为，为了确保臭氧浓度下降，NO_x 减排目标需要进一步收紧。因此，2017 年，EPA 对 CSAPR 进行更新，目标是帮助下风向州按期达到或维持 2008 年修订的臭氧标准。CSAPR 更新版不再考虑 PM_{2.5}，只关注 NO_x，旨在减少美国东部的 21 个州和华盛顿特区的发电厂在臭氧季的 NO_x 排放。EPA 也相应更新了各州在臭氧季的排放限额。

由于臭氧污染反弹，威斯康辛州于 2019 年提出上诉，指责 CSAPR 更新版针对 NO_x 的法规仍然无法全面消除污染。经 EPA 分析结果显示 CSAPRU 范围内的各州，实际仅有效控制了包括威斯康星州在内的 9 个州的 NO_x 传输污染问题，而其他各州的措施力度仍然不足。

2021 年，EPA 对 CSAPR 更新版做出修订，旨在进一步减少 12 个州电力行业的 NO_x 排放，因为研究预测这 12 个州 2021 年的排放将会使得下风向州的臭氧设计值提高 0.75ppb 及以上。而

研究显示另外 9 个州对下风向州的臭氧浓度影响较小，所以不需要进行额外减排。

美国在制定臭氧前体物排放控制的计划中，配合空气质量标准中臭氧浓度限值的加严不断收紧 NO_x 排放总量，并调整管控的区域和时间范围。排放配额交易市场机制使得各州和排放源可以灵活选择成本较低的达标策略，大大减少了收紧政策所面临的阻力，也降低了达标的经济负担。

2.3

排放总量上限的设置和减排目标分解

为了促进臭氧超标地区能够有效降低浓度，美国的管理者要求上风向各州和超标州一起共担减排责任，制定整体的排放总量上限并将目标分解下去。在确定了各州的排放上限后，再分配主要排放源（电厂）的排放配额。下面以现行的 CSAPR 更新版再修订版（Revised CSAPR Update）为例，说明如何分解减排目标（USEPA，2021）。

基于历史数据与模型计算确定排放上限

EPA 利用各州的历史 NO_x 排放和热输入数据，结合 IPM（Integrated Planning Model）模型计算来确定各州的排放上限，可分为以下三步。

1）使用历史数据来确定未来某一年的基线排放；

2）对基线排放进行调整，来反映燃烧和燃烧后使用了成本有效的污染治理措施；

3）计算减排潜力。

确定各州排放上限的内在原理是：排放上限 = 基线排放 - 使用控制措施后的减排量。以计算一个州 2021 年臭氧季的 NO_x 排放上限为例，计算公式为：

州排放上限 = 2021 该州臭氧季的基线热输入 * [2021 该州臭氧季的 NO_x 排放率 - (2021

年 IPM 基本情况下的臭氧季 NO_x 排放率 - 2021 年 IPM 成本上限时的 NO_x 排放率)]，相关技术支持文件详见 *Ozone Transport Policy Analysis Final Rule TSD*。

基于历史热输入值确定排放配额

各州确定的排放上限即是所有发电厂排放源的排放限额总量，由于发电厂的排放源都是发电机组，所以排放限额都是分配给发电机组，其中 91%–98%（各州所有不同）分配给现有机组，其余预留给新建机组（注：在 Revised CSAPR Update 项目中，现有机组是 2019 年 1 月 1 日之前开始运行的，新建机组则是之后开始运行的）。首先根据 IPM 模型和实际情况确定新建机组的整体配额占比（2%–9%），其余的则是现有机组的整体配额占比（91%–98%）。因为现有机组获得了绝大多数的配额，所以此处说明现有机组的限额分配方法。

EPA 基于现有发电机组的热输入值（通常用百万英热单位（MMBtu）表示，是衡量燃料能量含量的指标。它是标准化的指标，可以比较不同的燃料源。）为其分配限额，特定时期内的机组热输入值越多，机组获得的配额也越多。具体步骤如下（USEPA，2021）：

1) 对于每个现有机组，确定其基线期内（2015–2019年）每个臭氧季的热输入值。若无数据则为0。使用五年作为基线期是为了改善机组随时间在正常运行状态下的代表性。

2) 在五年基线期内，选择三个最高的臭氧季的热输入值进行平均，此平均值即为机组的基线热输入值。选择三年平均值是为了减少某一年出现异常情况的可能性（如果仅有两个有效热输入值，则对这两个值进行平均）。

3) 将所有现有机组的基线热输入值相加，获得现有机组的基线热输入值总量。

4) 计算每个现有机组基线热输入值占有所有现有机组基线热输入值总量的份额。

5) 每个机组的份额乘以现有机组的整体排放配额（州排放上限减去新建机组的整体配额）即为该机组的暂定排放配额。

6) 另外确定每个机组在2012–2019年间最大的一个臭氧季NO_x排放量，作为最大历史基线排放量。

7) 如果步骤5中的机组暂定排放配额超过了最大历史基线排放量，那么该机组的实际配额则等于其最大历史基线排放量。

8) 现有机组整体排放配额减去步骤7情况中确定的配额后，对于那些暂定配额小于最大历史基线排放量的机组，重新根据步骤5–7计算其实际配额。

假设一个州有3个现役机组，共有80吨配额，已经确定了每个机组的暂定排放配额和最大历史基线排放量，那么最终实际配额如表2-2。

总的来说，排放控制总量目标及配额分配体现了四个原则。第一，考虑排放源的基线规模，采取溯及既往的方式，确保总量分配可以满足现有机组的正常运行；第二，考虑减排技术应用带来的减排空间，通过总量排放的逐步压缩来获得空气质量改善；第三，严格控制新增排放，确保现有排放源的减排效果不被新增排放所抵消；第四，排放总量的确定和配额分配方案需要通过模型评估的验证，确保能够实现臭氧达标。当发现不能达到已有或更新的标准要求时，则需要重新制定和实施计划。

表 2-2 机组限额分配示例

	步骤 1-5	步骤 6-7	步骤 8
单位：吨	基于热输入值计算的暂定配额	最大历史基线排放量	最终实际配额
机组 1	20	16	16
机组 2	30	50	32
机组 3	30	50	32

（来源：USEPA，2021）

2.4

NOx 与 VOCs 协同减排

上文已经提及，美国早期的臭氧前体物控制重点放在了 VOCs 方面。1990 年后采取的一系列区域减排计划开始补齐 NOx 排放控制的短板，实现了 NOx 与 VOCs 协同减排，采取的一系列减排措施，覆盖了移动源、工业生产与电力行业，如图 2-7。

这些措施组合整体取得了很好的协同减排效果，特别是在 90 年代中期后排放下降趋势显著，自 1997 年到 2004 年，氮氧化物排放减少了 25%，VOCs 排放减少了 21%，基本是同步下降的趋势（如图 2-8），避免了前体物控制比例“失衡”带来臭氧浓度反弹的负面效果。

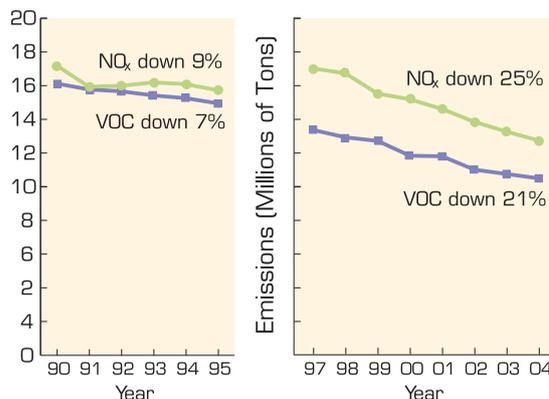


图 2-8 美国 NOx 与 VOCs 排放趋势

(来源: USEPA, 2005)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
移动源																			
第一阶段排放标准 (道路)																			
新配方汽油																			
机动车低排放国家项目 (道路)																			
检查/维护项目 (道路)																			
汽油蒸气压控制																			
蒸发控制 (道路)																			
重型卡车 (道路)																			
第二阶段机动车与汽油含硫量控制项目 (道路)																			
非道路源清洁柴油行动 (非道路)																			
其它发动机标准 (非道路)																			
工业生产																			
有机化工应用最佳可达控制技术																			
合理可用控制技术																			
溶剂与涂料控制																			
电力行业																			
酸雨计划 NOx 减排项目																			
OTC NOx 控制项目																			
NOx SIP Call																			



图 2-7 美国臭氧控制措施汇总

(来源: USEPA, 2005)

扩展专栏：美国 – 加拿大跨国区域协作

臭氧污染受长距离传输影响，往往不仅限于国内，还会产生跨境污染问题。上世纪，美国逐渐发现国内的臭氧浓度可能受到境外排放源的影响，这些排放源可能来自邻近国家或者数千英里外的地区，不同程度的助长了美国部分州的臭氧超标。加拿大也认为其南部的空气质量经常受到来自美国跨界传输的污染物影响，盛行风携带着美国的污染物进入加拿大，助长了当地酸雨和光化学烟雾的产生。

于是，1991年两国签署了《空气质量协定》（简称“《协定》”），旨在解决空气污染的跨界传输问题。《协定》最初关注的是跨界酸雨治理，两国协同减排前体物SO₂和NO_x。随后在2000年，两国修订了《协定》，增加了附件3关于治理近地面臭氧问题的内容，承诺通过对臭氧前体

物NO_x和VOCs进行减排来解决臭氧的跨界传输问题，并详细列举了两国的具体减排措施。为了履行《协定》中的减排承诺，两国均针对性的实施了相关减排项目，使得NO_x和VOCs的排放量显著减少。

《协定》中设立了一个双边空气质量委员会（Air Quality Commission, AQC），管理并评估《协定》的实施。AQC每年召开一次会议，每两年发布一份进展报告，详细介绍两国为解决跨界空气污染问题所做的努力以及进展。两国在《协定》中做出的减排承诺是在特定区域内实现的，因为跨境传输主要发生在两国接壤的边境区域，该特定区域被称为污染物排放控制区域（PEMA），包括：加拿大的安大略中部和南部、魁北克南部、美国的18个州和哥伦比亚特区，范围如图2-9。

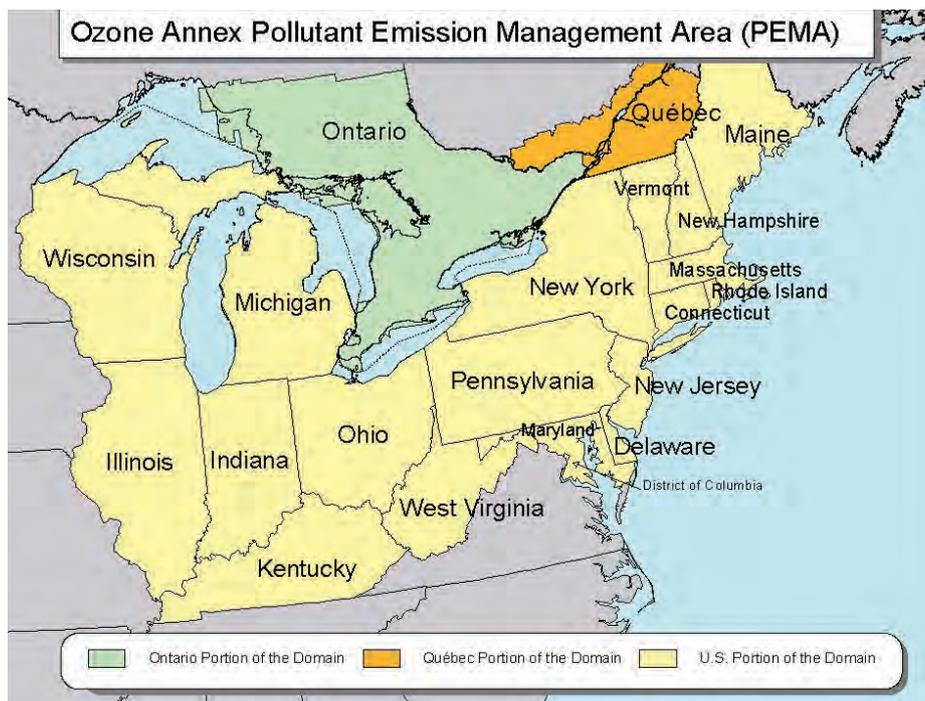


图 2-9 臭氧污染排放控制区

（来源：International Joint Commission, 2020）

2.5

小结和建议

我国的地形地貌、气象条件、污染物排放特征和臭氧的生成与传输机制与美国存在显著差异，因此不能照搬美国的减排策略，但其在区域协同控制方面的很多经验仍值得我们借鉴。本篇建议如下：

在立法方面，对《大气污染防治法》中关于区域传输影响的规定进一步明确实施细则并进行升级。在我国的《大气污染防治法》中，“重点区域内有关省、自治区、直辖市建设可能对相邻省、自治区、直辖市大气环境质量产生重大影响的项目，应当及时通报有关信息，进行会商”。但该法规仅限于新建项目层面，并缺乏明确的实施细则，无法使其与总量控制、排污许可与环评等现行政策法规衔接，因此较难切实减少本地源对区域大气环境质量的影响。受区域影响无法实现达标的城市，也无法基于现有法规基础要求周边地区采取行动。建议我国在《大气污染防治法》中对区域影响责任和义务进一步明确，要求各地的大气污染行动防治规划和措施和重大建设项目除了应保障自身空气质量达标，还需进行足够减排努力，消除对周边地区达标的影响。

在管理制度方面，基于臭氧污染的传输通道和影响范围，结合大气污染控制重点区域的划定，建立臭氧区域协同控制区并建立相应的跨行政区域的管理机制。协同控制区的管理机构统一研究和科学评估臭氧生成机制，并制定实现臭氧达标

所采取的前体物减排任务目标，进一步将目标分解到区域内各行政区，各行政区实施总量减排控制。协同控制区的管理机构需统筹评估区内的各行政区的污染防治行动计划，确保能够有效实现区域内NO_x和VOCs的协同减排和臭氧浓度降低，避免减排措施目标与浓度目标脱节。协同控制区的管理机构可针对区域影响显著的排放源，制定在臭氧污染高发季节专门的区域总量控制计划。在上述区域管理制度的建立、政策制定、实施和评估等环节，生态环境部应发挥积极的统领协调作用，同时依托科研团队制定科学的减排方针并进行动态评估和调整。

在减排目标实施机制方面，探索建立臭氧区域协同控制区内统一的前体物排放交易市场，在严格实施总量减排要求的前提下，允许各地方政府和排污企业灵活履行减排责任，自主选择最具成本有效性的减排途径实现达标。例如，地方政府可选择优先控制的行业与排放源类别；而企业可选择安装和升级污染防治技术，提升管控水平，燃料转换，以及通过排污许可交易实现减排任务。灵活的减排目标实施机制不仅能够降低整体达标成本，还使得收紧排放总量和加大减排任务时的政策阻力会相对更小。此外，可交易的排污许可证还可以给企业释放市场信号，提升企业自主减排的积极性，从而加速技术创新和提高能效。



科研支撑与政策转化

臭氧污染也是欧美日本等发达地区和国家普遍面临的空气治理难题，美国在臭氧污染控制的历程中也曾走过弯路。美国国家科学院评估报告指出美国在 1970–1990 年间对臭氧污染的治理是失败的，尽管在二十年间采取了一系列减排措施，臭氧未达标地区的污染情况并没有改善。后续美国实施了诸多针对臭氧污染生成、传输及影响机制的大型研究项目，积累了丰富的科研成果并进行了政策转化，在 1990 年重塑了臭氧污染控制的策略和制度，其后臭氧治理方不断取得积极进展和显著成效。这些大型研究如何为臭氧治理政策的制定和实施提供支撑？是基于哪些研究结论改变了美国臭氧前体污染物控制方向？区域

协同减排策略是如何奠定基础的？臭氧标准与治理目标又是如何基于科学发现更新的？本篇将围绕这些问题梳理和分析美国的经验和教训，为我国臭氧污染防治提供借鉴和参考。

臭氧污染一直是美国城市化、工业化程度较高地区普遍存在的难以解决的顽固环境问题。自 20 世纪 70 年代起，美国投入了巨大的努力去治理，陆续开展众多科研项目，针对臭氧的生成机制、健康影响、区域传输等展开广泛而深入的研究，纠正了很多过去的错误认知，这些研究产生的成果对美国臭氧相关的法规、标准、政策的制修订发挥了重要的作用。

3.1

臭氧生成机理研究改变前体物控制策略

以 VOCs 减排为重点的初期臭氧污染控制策略失效

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，光化学污染问题也一直是美国空气污染治理的重中之重。1970 年，美国的首个国家《环境空气质量标准》中就已经纳入了光化学氧化物的浓度限值，1979 年该指标改为臭氧。1970—1990 年间，美国付出了巨大的努力来治理臭氧，取得了一定的成绩，但在很多地区臭氧治理的进展却很缓慢，令决策者、公众及相关行业部门均感到失望和费解。随着对臭氧生成机理研究的深入，人们发现臭氧的生成过程非常复杂，涉及 NO_x、VOCs 等前体污染物和动态大气光化学过程的链式反应和相互作用，这种复杂性很大程度上造成了一些地区治理臭氧污染的努力成效缓慢甚至无效。

在当时，降低臭氧浓度需要控制 VOCs 还是 NO_x，还是同时控制两者一直是争论的焦点。美国在治理臭氧的前 20 年中，VOCs 一直是控制和减排的重点，这一策略源于烟雾箱实验的结果和部分城市监测数据的分析，并且认识到控制 VOCs 可以降低空气中对眼睛产生刺激作用成分的浓度（National Academy of Engineering, 1993）。

根据烟雾箱实验结果数据和城市监测数据，美国国家大气污染控制管理局（NAPCA）在 1970 年得出结论，减排 VOCs 可以实现环境空气中臭氧浓度的下降。由于当时方法完善程度和技术水平较为有限，上述实验和监测数据在精确性上存在缺陷。

其他导致决定减排重点放在 VOCs 的原因还包括：1）洛杉矶盆地光化学污染中，对眼部产生刺激的物质被证明是甲醛、丙烯醛和其他化合物，减排 VOCs 可以直接减少对眼睛的损害；2）成本分析结果显示 VOCs 的单位减排成本相比 NO_x 更低；3）控制机动车 VOCs 排放同时还可以实现 CO 减排。

1971 年，EPA 发布了附录 J 曲线（图 3-1），展示了光化学氧化物浓度和碳氢化合物减排的函数关系，以便地方的空气管理部门以此为依据制定 SIP。70 年代后期，EPA 利用光化学箱式模型开发了更复杂的方法——经验动力学模拟方法，模拟出 EKMA 曲线（图 3-2）。此方法将不同初始浓度的 NO_x 和 VOCs，按照等浓度梯度进行扩大或缩减，通过模型计算得到不同情景臭氧生成浓度的最大值，将得到的不同情景下臭氧最大浓度值与前体物关系绘制成等值曲线图。EKMA 曲线可以说明 VOCs 和 NO_x 对于控制臭氧的重要性以及 VOCs/NO_x 的排放比值对臭氧生成的影响。不同地区对 VOCs 和 NO_x 的敏感性是有差异

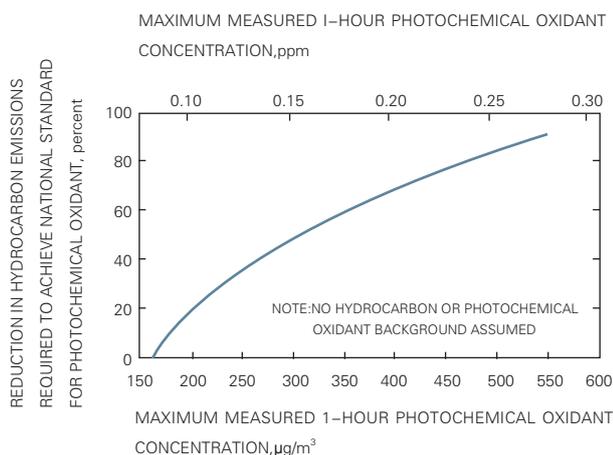


图 3-1 附录 J 曲线

的，如果 VOCs/NO_x<4，则该地区是 VOCs 敏感区，那么控制臭氧的有效途径是减排 VOCs，如果减排 NO_x 则会增加臭氧浓度；如果 VOCs/NO_x>15，降低臭氧浓度则需要控制 NO_x 排放。所以说，如果想有效地应用 EKMA 曲线来为臭氧非达标区制定臭氧控制策略，必须明确这个地区在 EKMA 曲线上的位置，即准确的获得 VOCs/NO_x 的排放比值。

根据美国上世纪 70 年代末和 80 年代初的源清单结果，EKMA 曲线显示大多数城市地区为 VOCs 敏感区，所以控制 VOCs 排放是实现臭氧达标的最有效路径。使用更复杂的城市尺度光化学氧化模型（UAM）和清单也获得了同样的结论。所以，当时各州提交的 SIP 都在关注减排 VOCs 来控制臭氧污染。从 70 年代初到 90 年代初，EPA 和国会一直在推动将 VOCs 减排作为实现臭氧达标的主要路径。但是，《法案》中规定的臭氧达标截止日期一直都没有实现。美国国会将 1975 年初定为达标截止日期，但是直到 1977 年仍有很多地区没有达标。1977 年《法案》修订案将达标截止日期延长到 1982 年，后续对于部分地区又延长到 1987 年。但直到 1987 年，仍有 60 多个地区没有达标，而且到了 1990 年，非达标区的数量增长为近百个（National Research Council, 2004）。

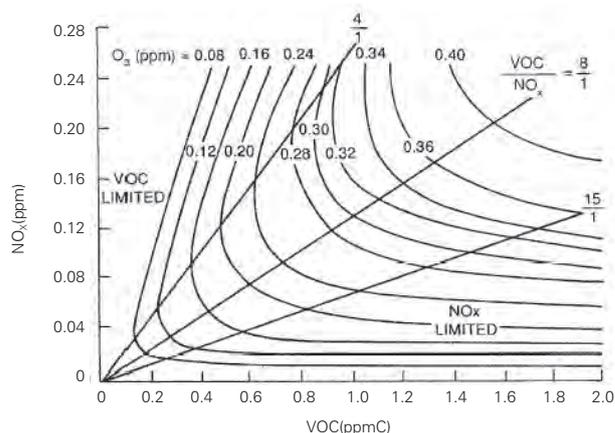


图 3-2 EKMA 曲线

由于臭氧治理的成效未达到预期政策目标，VOCs 减排的策略开始受到质疑。而且在 80 年代末，通过对南加州地区和美国东南部地区开展的各种实地实验中收集到的数据进行分析，发现之前使用的排放清单有两个重大缺陷：显著低估了移动源的 VOCs 排放（Pierson et al., 1990），而且未考虑天然源的 VOCs 排放（Chameides et al., 1988）。随着问题的发现和解决，越来越多的研究开始关注 NO_x 减排的作用。

美国国会的技术评估办公室（OTA）也发布了报告，对控制 VOCs 是否足以保障臭氧达标提出了质疑。在分析了大量城市的空气质量数据后，报告指出：各地方控制本地的 VOCs 排放并不能完全解决全国的臭氧问题，需要新的控制策略，但这会带来新的技术和管理方面的难题，并提出应该在某些地区同时控制本地和未达标城市上风向地区的 NO_x（Office of Technology Assessment, 1989）。国会希望能有研究确定哪些地区可以通过控制 NO_x 排放来有效的减轻臭氧污染。于是 EPA 和州政府开始建立各类研究项目，以科学解析臭氧生成和传输问题。

基于立法开展国家层面臭氧污染及控制策略研究

1990年《法案》修订案的章节185B规定，EPA和国家科学院（NAS）合作对臭氧前体物在对流层臭氧生成和控制中的作用进行研究。研究内容应包括：

- 减排NO_x和VOCs对控制臭氧污染的作用；
- 为了实现臭氧达标的NO_x减排量；
- 臭氧对于NO_x控制的敏感性；
- NO_x控制策略的可行性和范围；
- 天然源VOCs的作用；
- 以及不同空气质量模型所需的基本信息等。

修订案要求研究在1990年11月15日起的1年内完成，研究报告公布30天以征求公众意见，最终报告应在1990年11月15日之后的15个月内提交国会。而实际上，EPA在1987年便开始敦促NAS开展相关研究，并在1989–1991年间提供研究资金，研究的其他资助方还包括美国能源部、美国石油协会、和汽车制造协会，研究实施单位是由NAS建立的国家研究委员会（NRC）。此次立法进一步推进了研究进度和对决策关键问题的分析。

1991年，NRC发布报告《城市和区域空气污染中臭氧问题的反思》，全面梳理回顾了185B章节要求的议题相关的科学内容。该报告同EPA发布的关于目前NO_x控制的可用性和范围的报告，以及30天公示期内的公众意见和EPA相应的反馈，共同组成了185B要求的最终报告。报告对臭氧生成和前体物控制给出了关键结论和建议（National Research Council, 1991）：

- 在美国城市和农村地区，天然源的VOCs排放叠加人为的NO_x排放对臭氧生成有重要的作用，所以必须充分评估天然源的VOCs排放。

需要监测环境空气中的浓度和排放率来改善天然源VOCs清单的准确性。

- 当时最先进的空气质量模型模拟和对空气中VOCs和NO_x的进一步观测结果共同表明，美国很多地区如果要降低臭氧浓度，NO_x控制是必需的。为了在美国众多城区、郊区和农村地区降低臭氧浓度，在VOCs控制的同时也需要加强NO_x控制，或者停止VOCs控制改为实施NO_x控制导向的策略。具体来说，这些地区包括受区域传输影响导致的高浓度臭氧区域内的城区、NO_x浓度较底的农村地区、天然源VOCs排放较多的地区、以及工业VOCs排放较多的城市。

EPA和地方合作开展大型研究项目

除了EPA牵头的国家级研究项目外，在存在臭氧污染问题的各州也在1990年前后开始着手合作开展研究，助力解决超标地区的臭氧污染问题，其中比较典型的一个研究项目是美国南部地区氧化剂研究（SOS）。

1988年起，SOS开始实施，旨在深入研究美国南部近地面臭氧生成和累积的化学、气象、生物和社会过程，覆盖范围包含南部10个州，后期随着1997年PM_{2.5}国家标准的更新，PM_{2.5}也被纳入研究范围。

SOS创建了一种新的合作研究模式，是一个由来自大学、联邦和州政府、行业和公益团体的科学家、工程师和空气质量管理者组成的联盟，参与研究的500名左右人员来自80余个单位。SOS将大量的科研、财政、社会组织资源整合在一起，协调配合来实施科研和评估项目。项目连续15年获得资金和实物支持，主要资助方包括EPA、美国国家海洋和大气局（NOAA）、美国能源部（DOE）、田纳西州流域管理局（TVA）、美国电力研究院（EPRI）、美国南方电力公司，

SOS 覆盖的 10 个州政府也定期提供资金和实物支持，30 余个大学还提供了配套资金。1990–1995 年，仅来自联邦和州政府、大学、行业机构对 SOS 的资金投入就达到 600 万美元/年。1995 年起，来自所有单位对 SOS 以及 SOS 相关研究的资金投入高达 1500 万美元–1900 万美元/年。

SOS 关于城区臭氧生成的发现如下：

- 静稳天气下倾向于 VOCs 敏感。在美国东南部，臭氧浓度最高的情况都发生在静稳条件下。模型计算和观测表明，静稳状态加强了 VOC 的敏感性。在纳什维尔，臭氧峰值的敏感性介于以洛杉矶为典型的强 VOCs 敏感和农村地区的强 NO_x 敏感。所以极有可能需要制定 VOCs 和 NO_x 的双控策略，而且还必须考虑到无法控制的天然源 VOCs 排放。

- 良好的扩散条件会导致 NO_x 敏感。在正常的平流条件下，城市尾羽层在臭氧浓度最大时是 NO_x 敏感，与静稳天气的 VOCs 敏感正好相反。

- 良好的扩散条件确实降低了环境空气中臭氧的浓度，但并没有减少臭氧的生成总量。空气流通利于臭氧扩散，可能会对农村地区产生影响。

- 城市本底臭氧和尾羽层中的臭氧需要不同的控制措施。城市本底臭氧是每天的光化学反应发生的基础条件，几乎都是 NO_x 敏感。而尾羽层中的臭氧可以是 NO_x 敏感也可以是 VOCs 敏感。在静稳条件下，城市尾羽层中的臭氧为强 VOCs 敏感，此时减少 NO_x 排放会增加臭氧浓度。

SOS 基于对臭氧生成机理的发现，对美国南部臭氧治理的政策建议为：在农村地区和类似亚特兰大的城市中心区，相比减少人为的 VOCs 排放，减少 NO_x 排放对于降低臭氧浓度更有效（W.L. Chameides, Ellis B. Cowling, 1995）。

3.2

臭氧及前体物传输特性的发现催生区域协同减排

历史上，美国早期的空气质量管理采用的是局地污染控制策略，主要关注污染物浓度较高的城市和工业区的排放。上世纪 70 年代至 90 年代，大量科研项目发现，仅控制局地排放是不足以实现臭氧达标的。不断有新的科学研究发现区域传输是臭氧污染的一个重要原因。于是，美国开始制定和实施跨州的区域空气质量管理策略。

臭氧区域传输的科研历程

1970–80 年代，早期研究发现臭氧污染的传输影响

上世纪 70 年代已经有众多研究揭示了空气污染物可以长距离传输，从而加重其他地区的空气污染。比如，1975 年夏季的高浓度臭氧从美国中西部进入了东北走廊，使得东北部的哥伦比亚特区和波士顿的臭氧浓度上升，于是研究提议可采用跨区域的臭氧前体物控制策略来解决东北走廊的臭氧污染问题（Wolff et al., 1977）。

后续的其他研究观察到在 1978 年 7 月中的几次臭氧污染事件中，在大气中存在一条臭氧通道，始于南部墨西哥湾，途径中西部进入东北部新英格兰地区（Wolff et al., 1980）。1979 年的夏季，飞行器搭载设备检测到大量含臭氧和其前体物的气团，离开中西部的俄亥俄州，穿过宾

夕法尼亚州进入东北走廊，在白天的本地一次排放生成臭氧之前就将当地清晨臭氧浓度抬升到 90ppb（Clarke et al., 1983）。

许多早期研究也发现了大型燃煤电厂对臭氧污染的贡献作用，这些固定高架源排放的前体物经远距离传输会加剧下风向地区的臭氧污染（Davis et al., 1974; Miller et al., 1978; Gillani & Wilson, 1980）。

1991 年，NRC 发布的报告《城市和区域空气污染中的臭氧问题的反思》中也建议，基于美国东部的臭氧污染具有区域传输的特性，需要制定区域管理策略来解决不同城市地区的臭氧污染问题。

1995–1997 臭氧传输评估小组（OTAG）建立

OTAG 是 1995 年组建的多方合作组织，成员包括 USEPA、联邦和州的政府官员，行业组织、环境团体等。OTAG 评估了臭氧在涵盖 37 个州的区域内的传输情况，完成了众多技术和科研工作，得出了以下关于臭氧生成和传输的支持决策的结论（OTAG, 1997）：

- 区域 NO_x 减排对于治理臭氧污染是有效的；
- 减排高架源和低矮排放源同样有效；
- 监测表明臭氧问题在全国普遍存在，臭氧污染受传输影响很大。

OTAG 的工作使人们对臭氧在美国东部的区域传输有了更深入的认识，并向 EPA 提出了一系列建议，推动了臭氧的区域治理策略在广泛地区的应用，受到传输影响的地区开始在电力行业开展 NO_x 减排。

2000 北美对流层臭氧研究策略项目 (NARSTO)

NARSTO 作为一个服务决策的研究项目，评估了整个北美洲的近地面臭氧污染情况，其中对于治理臭氧的一条重要的政策建议是：近地面臭氧累积受到臭氧及其前体物远距离传输的影响，所以管理策略不仅要着眼于治理本地的排放源，也要关注远距离的排放源。

其他与传输和控制策略相关的主要发现包括：

- 对流层臭氧污染普遍存在，可延伸到大陆边界；
- 高空大气条件对近地面臭氧浓度影响较大；
- 复杂的地形和大范围水面上的循环流动是影响地面臭氧累积的重要因素；
- 臭氧对前体物的响应是非线性的，使得 VOCs 和 NO_x 的敏感性在城市和农村差异较大，导致排放管理更加复杂。

1998–2002 北美氧化剂和颗粒物研究 (NE-OPS)

NE-OPS 由 EPA 资助，自 1998 年起对美国东北部的空气质量问题进行研究。项目由多所大学、政府实验室和电力行业的研究团队合作，研究东北地区空气污染事件的气象和化学过程之间的相互作用。研究发现高空水平传输和地面垂直混合是控制空气污染事件发展和严重程度的关键因素。通过 2002 年夏季在费城进行实地研究，NE-OPS 得出如下结论 (Philbrick et al., 2003b)：

- 远距离传输的空气污染是费城夏季重污染事件的一个主要来源；

- 区域尺度的气象条件是影响污染事件程度和持续时间的重要因素；

- 遥感和垂直剖面技术对于了解污染过程至关重要；

- 水平和垂直的输送过程，如夜间低空急流，是在重污染中污染物浓度升高的一个主要原因；

- 特定的气象条件对一个地区形成污染事件有重要的推动作用。

睦邻条款促成臭氧污染管控的区域协同

随着上述研究项目的推进和成果累积，大量证据表明臭氧及其前体物具有区域传输的特性，很多处于臭氧传输通道下风向的州无法通过自身努力来实现本地臭氧的达标。当美国国会通过 1990 年《法案》修订案的时候，各界已广泛认同空气污染会通过传输超过行政边界，州政府之间、以及州政府和联邦政府必须通力合作。于是，修订案中新添加了相应条款来解决污染物的区域传输问题，可被称为“睦邻”条款，包括：

- 各州的 SIP 除了要确保自身空气质量达标，还不能影响其他地区达标或维持达标，如果导致其它州超标，EPA 则不批准该州的 SIP；

- 要求 USEPA 与州政府合作限制本地排放造成其他相邻国家和州的空气污染影响；

- 建立臭氧传输区域 OTR，包括美国东北部和中大西洋地区的 11 个州和哥伦比亚特区，并授权建立了管理机构—臭氧传输委员会 OTC；

- 要求臭氧传输区域内的州采取规定的严格控制措施，以实现特定水平的区域减排；

- 允许各州向 USEPA 请愿，要求对影响空气质量达标的传输来源进行及时管控。

这些条款的设定，使得后续各州的空气质量管理部门决策中必须明确一条原则，即在管理本地排放的同时，也必须考虑本地排放对下风向州

空气质量造成的负面影响，并想办法消除这些影响。这也改变了过去各州治理臭氧各自为政的模式，形成了联邦政府和各州共同议事和协调的区域性合作机制（NESCAUM，2006）。随后，涉及多州的区域合作项目开始陆续实施。

区域合作减排项目

地方层面

1994年，低排放机动车项目（LEV）开始在东北走廊实施，最初覆盖马萨诸塞等四个州，后续又加入四个州。LEV项目至今仍在发挥着减排NO_x、VOCs、CO和有毒有害污染物的作用。

同年，OTC各州同意在OTR内采用合理可用的控制技术（RACT）来减少各州大型化石燃料燃烧源的NO_x排放，并实施NO_x排放总量控制和配额交易项目。

1997年，OTR内部8个州向USEPA情愿，要求美国东部地区特定的固定源减少NO_x排放，EPA于2000年同意了其中四个州的要求。

2001年起，OTC各州同意在SIP中纳入对以下排放源的控制要求来实现臭氧达标：建筑和工业维护涂层、便携燃料容器、消费品、溶剂清洗、移动设备维修和翻新，以及对工业锅炉、水泥窑、固定式回转发动机和固定式燃烧发动机实施NO_x的附加控制（NESCAUM，2006）。

国家层面

以上这些区域层面的努力协作为类似的更广泛的区域和国家层面的项目起到了良好的示范作用。针对移动源，EPA在1995年和1998年分别开始实施联邦油品升级项目，以及在全美推动LEV项目。对固定源，EPA在1998年发布NO_x SIP Call规则，要求美国东部22个州和哥伦比亚

特区提交的SIP中要减少特定数量的NO_x排放，并开发了NO_x限额交易项目帮助这些州以成本有效的方式实现减排。

这些更广泛的区域协作项目使得OTR以外的受传输影响的地区也从中获益。密歇根州西部的臭氧污染水平主要受来自密歇根湖地区以及其他美国东部排放源的传输影响，区域项目的实施帮助其有效的解决了臭氧传输问题并实现了达标。

3.3

对健康影响的研究持续推动臭氧标准的加严

根据美国立法，EPA 负责以空气污染对人体健康与环境影响的科学研究为基础制定和修订国家空气质量标准，包括主要标准和次要标准，分别保护人类健康和公共福祉，使其免受标准空气污染物产生的不利影响。剂量 - 反应关系用以量化这种不利影响，将健康或福祉受到的有害影响与特定时期内某种污染物的浓度和暴露水平联系起来。健康影响的剂量 - 反应关系通常绘制成健康损害的风险随剂量增加而增加的曲线，而福祉（作物收成、植被等）的剂量 - 反应关系通常绘制成随着暴露增加而收益递减的曲线，如图 3-3。

剂量 - 反应关系的建立通常来自两类研究：

- 实验研究或毒理学研究：包括直接测量污染物对实验对象（人或动物）健康的影响，或检测污染物对特定人或动物细胞影响的体外实验；

- 观察研究或流行病学研究：检查同一时期人群的实际暴露与人群的某些不利健康影响（如因哮喘发作或发病而去急诊室就诊）之间的统计关系。人群暴露是根据对污染物浓度的观测计算的，在某些情况下还要根据人口行为模式的信息来估算。

然而美国在 1970 年最初设置臭氧标准时，以上研究还不成熟，各种不确定性因素使得标准也受到各界质疑。随着后续健康影响研究的不断

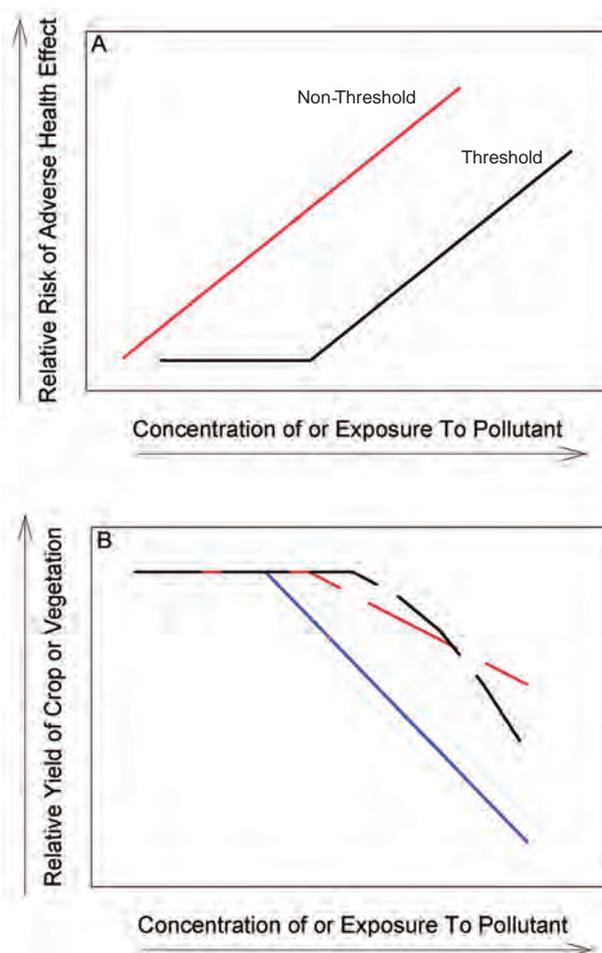


图 3-3 污染物暴露与 (A) 人体健康影响和 (B) 作物或植被影响的剂量 - 反应关系

(来源：National Research Council, 2004)

进步，美国臭氧标准修订依据的科学性也在不断完善。

1970年标准初设阶段：科学研究的较大不确定性给标准带来争议

1970年《法案》修订案要求EPA为环境空气中的氧化剂浓度设定一级和二级空气质量标准。由于标准具体要求存在阈值、敏感人群、安全边际、取值时间诸多不确定性，缺乏可证实的科学数据以及标准可能产生的健康和经济影响等信息，所以标准制定过程从一开始就陷于争议之中。

- 阈值：建立标准需要明确污染物的阈值作为基准，即暴露在臭氧中时产生“有害健康影响”的浓度。然而，初期研究发现健康影响的终端和受影响程度因个体而异，得出了多种产生有害健康影响的臭氧浓度水平，而不是一个确定的阈值。EPA对此感到困惑，得出结论“产生有害健康影响的阈值浓度无法被确定”。所以这种困境造成的结果是，阈值的确定将不是由科学研究来确定，而将是一种政策选择，并将带有不确定性（Landy et al., 1990）。

- 敏感人群：当时有观点认为，在制定标准时，应该确定和保护最敏感的人群，因为对氧化剂的反应取决于个人的敏感程度。1971年重点考虑的是哮喘人群，但随后的研究表明由于生理特征或暴露频率，儿童和老年人这类群体可能更敏感（Lippmann, 1989）。

- 安全边际：当时的科学信息不足以定义一个充分论证的、基于健康保护的安全边际。

- 取值时间：当时科学界对长期与短期暴露于空气污染物的影响和重要性没有一个全面的认识，所以很难定义监测评价和限值的取值时间。

1970-1971年，EPA对有关健康影响的文献进行了全面深入的审阅，几乎所有查阅的研究都

未能提供关于低浓度臭氧对健康影响的确切信息。经过再三考虑，EPA认为Schoettlin和Landau在1961年的一项研究结果最能作为建立氧化剂标准的科学依据。该研究称，当室外臭氧浓度超过0.10 ppm时，哮喘发作的频率增加（Schoettlin, C. E., & E. Landau., 1961）。虽然EPA知道仅仅一个研究无法提供足够的信息从而成为制定臭氧标准的基础，但是根据1970年《法案》修订案建立标准的要求，EPA不得不在缺乏足够信息的情况下做出决策。

EPA设定的最终标准为光化学氧化剂的1小时浓度限值为0.08ppm，随之而来的便是各界围绕该标准展开了激烈的争论，反映出当时人们对标准不确定性的担忧和对其科学基础的怀疑。这其中也存在不同利益团体对自身利益的考虑，工业界和面临空气质量问题的管理部门需要为空气质量达标付出代价，所以他们对新标准持批评态度，认为过于严格；而环保组织则对0.08ppm的限值表示支持，甚至认为可以更严格。

1977年首次审议标准：折衷各方意见修订标准限值

1977年，美国再次发布《法案》修订案，要求开展正式的科学综述来支持EPA的标准修订工作，于是清洁空气科学咨询委员会（CASAC）成立了。CASAC负责审查新的科学发现并将其制作成“标准文件”，集中所有当前关于臭氧的健康影响的研究成果，并提供关于合适阈值的建议，成为EPA后续制修订标准的依据，修订案还要求为标准修订设立公众意见咨询环节。

70年代中后期，对人和动物的临床试验以及流行病学的众多研究极大扩充了关于臭氧对健康影响的科学信息。但由于大部分研究结果仍然存在不确定性，所以CASAC也和1970年建立最初标准的EPA一样，需要解决这些问题，包括定义

敏感群体、有害健康影响、安全边际、阈值等。同时，EPA 还邀请科学顾问委员会（SAB）对标准文件进行审议，邀请臭氧健康效应咨询小组（Shy 小组）和一组决策科学分析师推荐合理的替代标准。最终，Shy 小组和分析师们分别建议新标准限值为 0.08ppm 和 0.15 ppm，而 SAB 则主张将标准放宽到工业界同意的程度，但 EPA 并没有采纳 SAB 的意见。

在结合各方意见的“标准文件”发布后，EPA 将臭氧标准放宽至 0.1ppm。在随后的一系列公众听证会上，美国石油协会（API）提出了一个 0.25 ppm 的臭氧标准，理由是“缺乏确凿的证据表明 EPA 提议的标准会对健康产生严重影响”。而相反的意见也存在，美国肺脏协会和环境保护基金会认为，暴露在 0.08 ppm 的臭氧中都无法证明是安全的。此外，还有分析认为实施过于严格的标准的成本太高，建议将臭氧浓度限值放宽至 0.14 ppm。

基于有限的科学信息和尚未解决的不确定性等问题，EPA 首先将新标准的限值缩小到一个浓度范围，后续结合公共政策需要考量的其它因素和标准实施的可行性，EPA 最终选择了一个“折衷”标准并在 1979 年发布，即臭氧 1 小时浓度限值为 0.12 ppm。当时的决策者，EPA 局长 Douglas Costle 后来表示，新标准浓度的确定其实是一种价值判断，言外之意并不是完全基于科研发现（Landy et al., 1990）。

后续的臭氧标准审议：因不确定性未纳入成本效益分析

进入 80 年代，许多新的研究成果发表，为臭氧标准修订提供了大量的科学证据。但是，不确定性仍然存在并且是决策需要考虑的一个重要因素。EPA 和科学界都承认，阈值很难确定。此外，充分的安全边际也没有确定。但是 CASAC 对有

害健康影响的定义达成了共识，敏感人群也被进一步界定，包括哮喘病患者和经常在户外活动的人。

1988 年，CASAC 中只有一半的成员认为当前的臭氧标准可以保护人类健康，取值时间和浓度阈值仍然是大家关心的问题。当时最新的科学研究发现，长时间暴露在低浓度臭氧中的健康影响可能比短时间暴露在浓度峰值中的影响更严重，暴露在臭氧中的健康影响也被证明随着暴露时间的增加而逐渐变得更加显著（Lippmann, 1989）。CASAC 指出，需要就这些潜在的健康影响获取更多的科学数据，EPA 也认为需要开展更多的研究。获取更多关于臭氧对健康在长时间和短时间影响的科学信息将产生两方面的政策影响：首先，可能需要修改或扩大 1 小时的取值时间；其次，如果能够在更长的取值时间内发现产生健康影响的最低浓度水平，臭氧标准可能需要加严。

随着越来越多健康影响研究开展的同时，对标准实施成本的研究也开始出现。对于洛杉矶盆地达标成本的研究指出，成本明显超过了收益，但研究人员承认存在大量不确定性，而且该研究实际上是想引起大家关于这个问题的讨论（Krupnick & Portney, 1991）。南海岸空气质量管理局（SCAQMD）所支持的研究指出，臭氧达标的效益预计为每年为 27 亿美元（由于不确定性，估算结果显示为 12 亿至 58 亿美元之间的范围）。研究团队也认为成本效益分析的方法学尚不成熟，没有达到满足决策者要求的程度（Hall et al., 1992）。所以 1990 年，国会决定保留现行的标准制定程序，不采用包含成本效益分析的方法。首先因为分析方法学仍不精确，其次更重要的一点是，以成本效益分析的方法来评估生命价值这种方法很可能在公众层面产生负面影响和评论。

此后 20 年中，大量的新科学研究发现臭氧在低浓度水平下暴露 6–8 小时仍会引起有害健康

表 3-1 美国臭氧标准修订历史

修订年份	取值时间	限值	达标评价
1971	1 小时	0.08 ppm	每年不超过一次
1979	1 小时	0.12 ppm	每年中日最大小时浓度超过 0.12ppm 的天数不多于 1 天
1997	8 小时	0.08 ppm	每年中日最大 8 小时平均浓度的第四高值的最近三年平均不超过 0.08ppm
2008	8 小时	0.075 ppm	每年中日最大 8 小时平均浓度的第四高值的最近三年平均不超过 0.075ppm
2015	8 小时	0.070 ppm	每年中日最大 8 小时平均浓度的第四高值的最近三年平均不超过 0.07ppm

(来源: USEPA, 2021)

影响。所以在标准审议过程中, CASAC 建议将臭氧取值时间的 1 小时替换为 8 小时。1997 年, EPA 决定采纳 CASAC 的意见, 修订臭氧 8 小时限值为 0.08ppm, 并于 2008 年和 2015 年再次修订, 如表 3-1。

而且后续 EPA 也制定了规范的标准修订流程, 包含: 规划—综合科学评估—风险/暴露评估—政策评估—政策制定五个主要环节, 每个环节都离不开科学界的参与 (USEPA, 2021)。

1) 规划: 需要召开科学政策研讨会, 收集科研界和公众对政策相关问题的意见;

2) 综合科学评估: 要对和政策相关的科学信息进行全面汇总、审阅和评估, 包括最新的科学判据;

3) 风险/暴露评估: 总结综合科学评估中和风险暴露相关的科学信息, 来定量分析当前标准限值下的健康风险;

4) 政策评估: 为决策者提供替代政策的科学依据的分析;

5) 规则制定: 基于以上四个环节的科学信息以及清洁空气科学咨询委员会的建议, EPA 发布通知传达决策者的最终决定。

3.4

科研支撑与政策转化的滞后性

随着臭氧相关的科学研究的持续发展，其成果有效的服务了治理策略的制定，使得美国的臭氧浓度在近 20 年呈下降趋势，未达标地区数量也在减少。但在科研服务决策的过程中，美国的发展历程也暴露了一个重大问题值得讨论与反思。那就是管理部门对于最新科研发现的接受存在滞后，使得科研成果向决策的转化存在延迟。

当科学研究发布最新成果时，管理部门通常不会立刻接受并依靠这些新信息来决策，拒绝接受的因素通常包括：

- 对其可靠性或正确性的怀疑
- 与当前的观点相冲突
- 延迟采取行动的意愿
- 规避风险，维持“现状”往往更容易
- 需要改变或扩大管辖责任（如将管辖范围从州内扩展到州际）

- 沟通不足
- 尚未解决研究存在的不确定性

以美国在臭氧前体物控制策略为例，EPA 很长一段时间支持 VOCs 为主的控制方针，忽视 NO_x 控制导致成效不足。尽管在不同时期受到质疑，但该政策从 20 世纪 70 年代初到 80 年代末基本上没有改变，因为 EPA 一直认为 NO_x 控制尚存在大量不确定性。即使在 80 年代中期有越来越多的证据表明，美国的一些地区是 NO_x 敏感区，控制 NO_x 排放对当地治理臭氧有好处，但 EPA

对这种情况仍然反应迟钝，直到 80 年代末才开始逐渐转变观念，进入 90 年代才开始重视 NO_x 控制，这个政策的转变过程花费了至少 5 年时间。

客观上，新的研究发现存在的不确定性需要较长时间来解决，无法在决策者实施计划的时间内完成，也就不能及时满足管理需求。但是这些新发现提供了科学和管理发展的基础，也最终会被决策者所接受并作为决策的基础。只是接受可能是一个缓慢学习和适应的过程，从不接受到接受的过渡可能是漫长的，美国经验表明这个过程通常为 5-15 年。

3.5

小结与建议

基于美国科研支撑与政策转化的经验，报告就我国的臭氧科学治理提出以下建议。

由于臭氧生成和传输影响机制的复杂性，在制定前体物减排目标和路径时应开展科学研究对其臭氧浓度改善效果进行评估，在不同区域基于联合研究计划和政策预评估制定分区域、差异化的前体物减排策略及目标，避免减排目标和浓度改善目标脱节以及本地减排努力孤立于区域减排措施组合。排放清单的准确性是影响科学评估结果能否有效进行政策转化的关键基础，对人为排放源和天然源的低估或忽视都可能造成方向性偏差。当科学决策基础仍存在较大不确定性时，需要审慎选择特定前体污染物主导的减排策略，重视 NO_x 和 VOCs 的协同减排。

我国在制定《环境空气质量标准》中的臭氧限值时，参照了 2005 年 WHO 空气质量指导值（AQGs）的第一阶段过渡目标值（IT-1），为每日最高 8 小时平均浓度不超过 160 微克/立方米，该限值距离健康水平的空气质量指导值 100 微克/立方米尚有差距。此外，WHO 于 2021 年 9 月发布了 AQGs 新版，其中基于臭氧长期暴露的健康影响的科学证据新增了臭氧浓度全年连续 6 个月日最大 8 小时平均浓度均值（简称臭氧高峰季节平均值，为 60 μg/m³）。建议基于我国污染水平及特征、臭氧污染对健康影响的本地研

究证据和评估结论，结合标准可行性分析及环境管理需求进一步收紧该指标限值，并考虑增设长期目标值。

不确定性是科学向政策转化过程中无处不在的“拦路虎”，当新的科学发现产生，决策者也要评估和权衡接受和不接受新发现的风险：接受时，在存在不确定性的基础上进行决策和采取行动，如果对收益的预期过于乐观，就可能使社会承担不必要的成本；不接受时，相关治理行动的缺失可能会带来高昂的社会代价。建议科学界可对不同情景下决策产生的风险进行评估并沟通，以供决策者考虑并减轻其因不确定性带来的决策难度和负担。

科学支撑与政策转化的可靠与顺畅程度十分依赖机制的建立与资源的投入，建议通过法规或制度的设计，保障在决策程序中科学界及研究支撑的角色并发挥积极作用，通过持续组织大型研究计划来为臭氧治理“攻关”。美国的大型科研计划和项目不仅限于空气、健康等领域科学研究人员的参加，也充分纳入了行业专家、政策分析师等，并集结了国家、区域、地方不同层级的研究力量，资金与物力的投入除了来自公共管理部门还包括大量行业组织和企业，其多层级的组织模式、跨领域、跨部门协作与多元投资模式均值得我国借鉴。

参考文献

叶代启 . (2021). 双碳策略下的挥发性有机物排放与控制思考 . 城市大气综合管理与低碳行动 2021 年度会议报告 .

亚洲清洁空气中心 . (2021). 大气中国 2021. <http://www.allaboutair.cn/a/reports/2021/1027/622.html>

王秋怡 . (2021). 23 个城市和两个省份公布了臭氧季专项行动方案, 更多城市需要行动起来 . 中国环境报 . <https://res.cenews.com.cn/h5/news.html?id=193438>

中国环境科学学会臭氧污染控制专业委员会 . (2020). 中国大气臭氧污染防治蓝皮书 (2020 年) .

生态环境部 . (2013). 环境空气质量监测点位布设技术规范 (试行) . http://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/jcffbz/201309/t20130925_260810.shtml

生态环境部 . (2013). 环境空气质量评价技术规范 (试行) . http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201309/t20130925_260801.htm

中国碳中和与清洁空气协同路径年度报告工作组 . (2021). “中国碳中和与清洁空气协同路径 2021” . 中国清洁空气政策伙伴关系, 北京, 中国 .

生态环境部 . (2016). 受沙尘天气过程影响城市空气质量评价补充规定 . http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201701/t20170106_394054.htm

Canada-US air quality agreement. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/issues/transboundary/canada-united-states-air-quality-agreement.html>

Canada-US air quality agreement: ozone annex. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/publications/canada-united-states-quality-agreement-ozone-annex.html>

Chameides, W.L., F. Fehsenfeld, M.O. Rodgers, C. Cardelino, J. Martinez, D. Parrish, W. Lonneman, D.R. Lawson, R.A. Rasmussen, P. Zimmerman, J. Greenberg, P. Middleton, and T. Wang. (1992). Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. *J. Geophys. Res.* 97, 6037-6055.

Chameides, W.L., R.W. Lindsay, J. Richardson, and C.S. Kiang. (1988). The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study. *Science* 241, 1473–1475.

Clean Air Act. Section 107. Air quality control regions. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partA-sec7407.htm>

Clean Air Act. Section 110. State implementation plans for national primary and secondary ambient air quality standards. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partA-sec7410.htm>

Clean Air Act. Section 126. Interstate pollution abatement. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partA-sec7426.htm>

Clean Air Act. Section 179B. International border areas. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partD-subpart1-sec7509a.htm>

Clean Air Act. Section 184. Control of interstate ozone air pollution. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partD-subpart2-sec7511c.htm>

Clean Air Act. Section 185B. NO_x and VOC study. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-partD-subpart2-sec7511f.htm>

Clean Air Act. Section 319. Air Quality Monitoring. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCODE-2013-title42/html/USCODE-2013-title42-chap85-subchapl-sec7619.htm>

Davis, D.D., G. Smith, and G. Klauber. (1974). Trace gas analysis of power plant plumes via aircraft measurement: O₃, NO_x, and SO₂ chemistry. *Science* 186, 733–736.

EUROPEAN COMMISSION. (2011). COMMISSION STAFF WORKING PAPER establishing guidelines for demonstration and subtraction of exceedances attributable to natural sources under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe. https://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/sec_2011_0208.pdf

European Environment Agency. (2021). Air quality in Europe–2020 report. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>

European Environment Agency. (2021). Air quality statistics: Key air quality statistics for the main air pollutants. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/air-quality-statistics>

Gillani, N.V., and W.E. Wilson. (1980). Formation and transport of ozone and aerosols in power plant plumes. *Annals N.Y. Acad. Sciences* 338, 276–296.

Hall, J. V., A. M. Winer, M. T. Kleinman, F. W. Lurmann, V. Brajer, and S. D. Colome. (1992). Valuing the health benefits of clean air. *Science* 255:812–816.

International Joint Commission. (2020). U.S. – Canada Air Quality Agreement Progress Report 2018. <https://www.epa.gov/airmarkets/us-canada-air-quality-agreement-progress-reports>

Landy, M. K., M. J. Roberts, S. R. Thomas, and V. Nazar. (1990). The Environmental Protection Agency: Asking the Wrong Questions. Chapter 3 in *Revising the Ozone Standard* (with Valle Nazar). New York: Oxford University Press.

Lippmann, M. (1989). Health effects of ozone, a critical review. *Journal of the Air Pollution Control Association* 39(5): 676.

Miller, D.F., A.J. Alkezweeny, J.M. Hales, and R.N. Lee. (1978). Ozone formation related to power plant emissions. *Science* 202, 1186–1188.

National Research Council. (1991). Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution. <https://www.nap.edu/read/1889/chapter/2>

National Research Council. (2004). Air Quality Management in the United States. <https://www.nap.edu/catalog/10728/air-quality-management-in-the-united-states>

National Academy of Engineering. (1993). Keeping Pace with Science and Engineering: Case Studies in Environmental Regulation. <https://www.nap.edu/catalog/2127/keeping-pace-with-science-and-engineering-case-studies-in-environmental>

NESCAUM (The Northeast States for Coordinated Air Use Management). (2006). The Nature of the Ozone Air Quality Problem in the Ozone Transport Region: A Conceptual Description. https://www.state.nj.us/dep/baqp/8hrsip/Appendices-Attachments/A_Final_Conceptual_Description_Oct_2006.pdf

Office of Technology Assessment, Congress of the United States. (1989). *Catching Our Breath: Next Steps for Reducing Urban Ozone*.

OTAG (Ozone Transport Assessment Group). (1997). OTAG Technical Supporting Document. Chapter 1–Overview. 1997d.

Philbrick, C.S., W. Ryan, R. Clark, P. Hopke, and S. McDow. (2003). Processes controlling urban air pollution in the Northeast: Summer 2002. Final Report for the Pennsylvania Department of Environmental Protection.

Pierson, W.R., A.W. Gertler, and R.L. Bradow. (1990). Comparison of the SCAQS Tunnel Study with other on-road vehicle emission data. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 40(11): 1495–1504

Sillman, S., J.A. Logan, and S.C. Wofsy. (1990). The sensitivity of ozone to nitrogen oxides and hydrocarbons in regional ozone episodes. *J. Geophys. Res.* 95, 1837–1851.

Schoettlin, C. E., and E. Landau. (1961). Air pollution and asthmatic attacks in the Los Angeles area. *Public Health Reports* 76:545–548.

THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. (2008) Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0050&from=EN>

USEPA. (1998). Finding of Significant Contribution and Rulemaking for Certain States in the Ozone Transport Assessment Group Region for Purposes of Reducing Regional Transport of Ozone. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-1998-10-27/pdf/98-26773.pdf>

USEPA&OTC. (2003). Ozone Transport Commission NOx Budget Program 1999–2002 Progress Report. <https://www.epa.gov/airmarkets/ozone-transport-commission-nox-budget-program-historical-report>

USEPA. (2005). Evaluating Ozone Control Programs in the Eastern United States: Focus on the NOx Budget Trading Program, 2004. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/ozonenbp-2004.pdf>

USEPA. (2009). The NOx Budget Trading Program: 2008 Highlights. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1005D2O.TXT>

USEPA. (2015). 2014 Program Progress—Clean Air Interstate Rule, Acid Rain Program, and Former NOx Budget Trading Program. <https://www3.epa.gov/airmarkets/progress/reports/index.html>

USEPA. (2015). National Ambient Air Quality Standards for Ozone. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2015-10-26/pdf/2015-26594.pdf>

USEPA. (2016). Area Designations for the 2015 Ozone National Ambient Air Quality Standards. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-02/documents/ozone-designations-guidance-2015.pdf>

USEPA. (2016). Guidance on the Preparation of Exceptional Events Demonstrations for Wildfire Events that May Influence Ozone Concentrations. <https://www.epa.gov/air-quality-analysis/final-guidance-preparation-exceptional-events-demonstrations-wildfire-events>

USEPA. (2016) Treatment of Data Influenced by Exceptional Events. <https://www.epa.gov/air-quality-analysis/federal-register-notice-final-revisions-exceptional-events-rule>

USEPA. (2018). Guidance on the Preparation of Exceptional Events Demonstrations for Stratospheric Ozone Intrusions. <https://www.epa.gov/air-quality-analysis/guidance-preparation-exceptional-events-demonstrations-stratospheric-ozone>

USEPA. (2018). Implementation of the 2015 National Ambient Air Quality Standards for Ozone: Nonattainment Area Classifications Approach. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2018-03-09/pdf/2018-04810.pdf>

USEPA. (2019). Exceptional Events Guidance: Prescribed Fire on Wildland that May Influence Ozone and Particulate Matter Concentrations. <https://www.epa.gov/air-quality-analysis/exceptional-events-guidance-prescribed-fire-wildland-may-influence-ozone-and>

USEPA. (2019). FY2020 NATIONAL PROGRAM MANAGER GUIDANCE MONITORING APPENDIX. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-03/documents/fy20_npm_guidance_-_monitoring_appendix_0.pdf

USEPA. (2020). Guidance on the Preparation of Clean Air Act Section 179B Demonstrations for Nonattainment Areas Affected by International Transport of Emissions. https://www.epa.gov/sites/production/files/2020-01/documents/draft_179b_guidance-final_draft_for_posting.pdf

USEPA. (2020). Policy Assessment for the Review of the Ozone National Ambient Air Quality Standards. <https://www.epa.gov/naaqs/ozone-o3-standards-policy-assessments-current-review>

USEPA. (2021). Allowance Allocation under the Revised CSAPR Update Final Rule TSD. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-03/documents/allowance_allocation_under_the_revised_csapr_update_final_rule_tsd.pdf

USEPA. (2021). Appendix D to Part 58 – Network Design Criteria for Ambient Air Quality Monitoring. <https://www.ecfr.gov/current/title-40/part-58/appendix-Appendix%20D%20to%20Part%2058>

USEPA. (2021). Basic Information about Air Quality SIPs. <https://www.epa.gov/sips/basic-information-air-quality-sips>

USEPA. (2021). Our Nation's Air. https://gispub.epa.gov/air/trendsreport/2020/#naaqs_trends

USEPA. (2021). Ozone Designations Guidance and Data. <https://www.epa.gov/ozone-designations/ozone-designations-guidance-and-data>

USEPA. (2021). Ozone Transport Policy Analysis Final Rule TSD. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-03/documents/ozone_transport_policy_analysis_final_rule_tsd_0.pdf

USEPA. (2021). Ozone trends. <https://www.epa.gov/air-trends/ozone-trends>

USEPA. (2021). PM-2.5 (2012) Nonattainment Areas by State/County/Area. <https://www3.epa.gov/airquality/greenbook/kncty.html>

USEPA. (2021). Process of Reviewing the National Ambient Air Quality Standards. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/process-reviewing-national-ambient-air-quality-standards>

USEPA. (2021). Required SIP Elements by Nonattainment Classification. <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/required-sip-elements-nonattainment-classification>

USEPA. (2021). SIP Requirements in the Clean Air Act. <https://www.epa.gov/air-quality-implementation-plans/sip-requirements-clean-air-act>

USEPA. (2021). Timeline of Ozone National Ambient Air Quality Standards. <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/timeline-ozone-national-ambient-air-quality-standards-naaqs>

USEPA. (2021). Trends in Ozone Adjusted for Weather Conditions. <https://www.epa.gov/air-trends/trends-ozone-adjusted-weather-conditions>

USEPA. (2021). 8-Hour Ozone Nonattainment Areas (2015 Standard). https://www3.epa.gov/airquality/greenbook/map8hr_2015.html

USEPA. (2021). 8-Hour Ozone (2015) Nonattainment Areas by State/County/Area. <https://www3.epa.gov/airquality/greenbook/jncty.html>

Wolff, G.T., and P.J. Liroy. (1980). "Development of an ozone river associated with synoptic scale episodes in the eastern United States." *Environ. Sci. Technol.* 14, 1257–1260.

Wolff, G.T., P.J. Liroy, R.E. Meyers, R.T. Cederwall, G.D. Wight, R.E. Pasceri, and R.S. Taylor. (1977). "Anatomy of Two Ozone Transport Episodes in the Washington, D.C., to Boston, Mass., Corridor." *Environ. Sci. Technol.* 11, 506–510.



消除蓝天下的隐形污染 — 攻克臭氧难题的国际经验

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