

环境空气质量标准研究系列报告

环境空气质量标准修订 国际案例研究

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环保公益组织，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

报告作者

袁楠 高级环境研究员

报告审阅

张伟豪 中国空气质量项目总监

传播支持

朱妍 传播项目主管

王思 环境研究员

前言

环境空气质量标准是空气质量管理体系的核心基础，它既是衡量空气污染程度和健康风险的标尺，也是制定政策和规划措施的重要依据。

2012年，我国修订并发布了《环境空气质量标准》(GB3095-2012)，首次增设PM_{2.5}浓度限值，成为我国大气污染防治进程的重要里程碑。此后，国务院先后出台一系列清洁空气行动计划，包括《大气污染防治行动计划》、《打赢蓝天保卫战三年行动计划》、《空气质量持续改善行动计划》，推动我国大气污染物排放大幅削减，显著改善了空气质量并带来可观的健康效益。自2020年以来，全国整体PM_{2.5}年均浓度已连续五年达标，PM_{2.5}达标城市比例突破七成，空气质量水平实现历史性改善。

世界卫生组织（World Health Organization, WHO）在2021年发布新版《全球空气质量指南》，对包括PM_{2.5}在内的多种主要空气污染物的指导值和目标值进行调整，其中将PM_{2.5}年均浓度指导值由10 μg/m³收紧至5 μg/m³。随后，美国与欧盟于2024年先后完成环境空气质量标准修订，分别将PM_{2.5}年均浓度限值收紧至9 μg/m³和10 μg/m³。相比之下，我国现行PM_{2.5}限值较为宽松，亟需通过标准修订进一步强化健康导向，推动空气质量持续改善。

国务院于2023年11月发布的《空气质量持续改善行动计划》明确提出“启动环境空气质量标准及相关技术规范修订研究工作”。这一举措标志着我国环境空气质量标准迈入了修订的前期准备阶段。为响应这一政策动向，亚洲清洁空气中心（Clean Air Asia, CAA）在2021年完成的环境空气质量标准研究（一期）的基础上立项，联合清华大学、北京大学围绕环境空气质量标准修订开展系统研究（二期），旨在为我国的环境空气质量标准修订、以及下一阶段空气质量持续改善提供决策参考和依据。研究共形成以下三份成果报告。

- 《中国环境空气质量标准修订达标路径分析》提出了环境空气质量标准修订的多个情景，构建了近、中期可达的新标准情景，并建立了“分阶段、分区域”的达标路径，同时评估了达标的协同降碳效益与健康收益。
- 《中国环境空气质量标准修订的经济影响评估》利用可计算一般均衡模型，系统评估了环境空气质量标准修订对宏观经济、产业结构、能源转型和公共健康的影响，并开展了成本效益分析。
- 《环境空气质量标准修订国际案例研究》，即本报告，梳理和总结了美国和欧盟在新一轮环境空气质量标准修订方面的做法与管理实践，并进行对比分析。

目录

执行摘要	01
美国篇	03
一、背景	04
1.1 美国 NAAQS 的发展历程	04
1.2 美国环境空气 PM _{2.5} 年均浓度趋势和达标情况	05
二、标准修订的触发因素	07
2.1 政府更迭导致环境政策方向转变	07
2.2 科学证据揭示低浓度 PM _{2.5} 健康风险	07
2.3 环境正义纳入审查考量因素	07
2.4 重大事件考量：将 COVID-19 纳入关键科学主题	08
三、标准审查与修订过程	09
3.1 NAAQS 审查与修订流程	09
3.2 2021 年 NAAQS PM 标准审查过程	10
3.2.1 ISA 补充文件	10
3.2.2 PA 文件	11
3.2.3 法规决策阶段	12
四、标准修订的成本效益分析	13
4.1 基线和政策情景设置	13
4.2 成本和效益估算	13
4.3 宏观经济分析	14
五、标准修订过程中的挑战与回应	15
5.1 评估中的不确定性与未来研究方向	15
5.2 反对意见与回应	16
美国篇参考文献	17
欧盟篇	19
一、背景	20
1.1 欧盟环境空气质量指令的发展历程	20
1.2 欧盟环境空气质量标准与达标情况	20

二、修订指令的驱动因素.....	24
2.1 空气污染在健康及生态系统方面的持续挑战.....	24
2.2 当前环境空气质量指令不足以完全实现目标.....	24
2.3 响应《欧洲绿色协议》提出的零污染目标.....	24
2.4 WHO 更新《全球空气质量指南》.....	25
三、指令修订过程.....	25
3.1 利益相关方咨询.....	25
3.2 影响评估与其支持研究.....	26
3.2.1 问题识别与潜在措施制定.....	26
3.2.2 政策选项评估结果.....	27
3.3 提案发布、立法协商与协议达成.....	28
四、指令修订的成本效益分析.....	29
4.1 情景设置.....	29
4.2 成本和效益估算.....	29
4.3 宏观经济分析.....	30
五、指令修订过程中的挑战与回应.....	32
5.1 量化分析中的不足与不确定性.....	32
5.2 不同意见与回应.....	32
欧盟篇参考文献.....	33

总结与启示..... 35

一、修订历程与最新修订的触发因素.....	36
1.1 美国：基于制度性审查机制与政府更迭触发修订.....	36
1.2 欧盟：为响应绿色转型与对标国际标准进行标准调整.....	36
1.3 小结.....	37
二、修订制度与决策流程.....	38
2.1 美国：实行由行政机构主导的专业化评估机制.....	38
2.2 欧盟：遵循强调政治协商的立法程序.....	38
2.3 小结.....	38
三、支持修订决策的科学评估框架.....	39
3.1 美国：采用以健康影响为核心的科学评估体系.....	39
3.2 欧盟：依托兼顾多重影响的综合评估框架.....	39
3.3 小结.....	40
四、成本效益评估的角色与方法.....	40
4.1 美国：进行与标准设定相独立的成本效益评估.....	40
4.2 欧盟：将成本效益评估作为标准制定的重要依据.....	41
4.3 小结.....	43

执行摘要

20 世纪以来，美国因严重的工业烟雾与光化学污染事件引发公共健康危机，并在此背景下逐步建立起以《清洁空气法案》为核心的空气质量管理体系，确立了由美国环保局（Environmental Protection Agency, EPA）制定并定期更新国家环境空气质量标准（National Ambient Air Quality Standards, NAAQS）的制度体系。随后，NAAQS 历经多轮评估与修订，不断强化对主要污染物的管控。2024 年，美国 EPA 完成了对 NAAQS 最新一轮的修订，将 PM_{2.5} 年均浓度限值由 12 μg/m³ 收紧至 9 μg/m³。

欧盟自 20 世纪 80 年代起逐步建立空气质量监管制度，从早期针对单一污染物的分散立法发

展到确立覆盖所有成员国的统一管理框架，制定针对多种主要空气污染物环境空气质量指令。2024 年，欧盟完成了对环境空气质量指令 2008/50/EC 的修订，发布了新版指令 EU 2024/2881，其中将 PM_{2.5} 年均浓度限值由 25 μg/m³ 大幅收紧至 10 μg/m³。

本报告《环境空气质量标准修订国际案例研究》梳理并总结了美国与欧盟在最新一轮标准修订过程中的主要做法和实践，从标准修订触发因素、修订制度与决策流程、科学评估框架与成本效益评估等方面进行比较分析，旨在为我国的体系标准建设提供实践参考和借鉴。主要结论如下：

在标准修订触发因素方面

美国基于制度性审查机制与政府更迭触发最新一次标准修订，欧盟为响应绿色转型与对标国际标准进行了最新的标准调整。

美国依据其高度制度化的标准审查机制，依法每五年对 NAAQS 进行系统评估，依据最新科学证据决定是否修订。其 2024 年 PM_{2.5} 标准修订的触发还叠加了由政府更迭带来的政策转向等因素。欧盟此次的标准修订更多由宏观战略与国际共识驱动。《欧洲绿色协议》和《零污染行动计划》设定了雄心勃勃的健康与环境目标，WHO 全球空气质量指南的更新也为标准收紧提供了关键科学依据。

在修订制度与决策流程方面

美国实行由行政机构主导的专业化评估机制，欧盟遵循强调政治协商的立法程序。

美国由 EPA 独立主导 NAAQS 修订过程，无需国会批准。其决策依托系统的科学评估文件，并接受独立专家委员会的评审。过程强调科学性与公众参与，兼顾专业性、规范性和社会接受度。欧盟指令修订需经普通立法程序，由欧盟委员会、欧洲议会和理事会共同协商决定。修订过程以影响评估为基础，广泛征求公众和利益相关方意见，注重在成员国之间寻求平衡，但程序较长，决策效率受政治共识影响。

在科学评估框架方面

美国采用以健康影响为核心的科学评估体系，欧盟依托兼顾多重影响的综合评估框架。

依据《清洁空气法案》，美国 EPA 针对标准修订的科学评估聚焦于污染物的健康效应，明确排除经济成本考量。评估强调对易感人群和弱势群体的保护，并系统纳入环境公平分析，为决策提供坚实的健康风险证据支持。欧盟采用综合评估方法，遵循《优化监管指南》，系统评估政策选项在环境、经济与社会等维度的影响。评估其在实现环境与健康保护目标方面的有效性、成本效益方面的效率表现、以及在环境公平等方面可能带来的社会分布影响。该评估为政策制定提供了多维度的决策基础，追求多目标平衡。

在成本效益评估的作用方面

美国进行与标准制定相独立的成本效益评估，欧盟将成本效益评估作为标准制定的重要依据。

由于《清洁空气法案》禁止在设定标准时考虑经济成本，因此美国将成本效益分析独立于标准决策之外。其作用在于提升政策透明度、支持后续实施与沟通，而非直接影响限值设定。欧盟将成本效益分析嵌入政策制定的核心环节，是支持指令修订进行的影响评估的核心组成部分。评估结果直接用于比较不同政策选项，是标准设定与决策的关键依据。

An aerial photograph of New York City, showing a dense urban landscape with numerous skyscrapers. The Empire State Building is the central focus, highlighted by a blue-tinted rectangular inset. The text "美国篇" is overlaid on this inset. The background shows a mix of older and newer buildings, with the Manhattan skyline extending to the horizon under a blue sky with scattered white clouds.

美国篇

一、背景

1.1 美国 NAAQS 的发展历程

20 世纪初期，美国工业烟雾污染问题日益严重，但国家层面尚未建立统一监管框架。1940 年代发生的多诺拉烟雾事件和洛杉矶光化学烟雾危机作为标志性空气污染事件，引发全国关注，推动联邦政府介入空气质量管理体的构建，相继颁布包括《清洁空气法案》在内的一系列法律法规，初步建立起全国性空气管理制度。

1970 年《清洁空气法案》修正案的颁布具有里程碑式的意义，确立了美国空气质量管理的基本架构。该法案授权新成立的美国 EPA 制定全国统一的环境空气质量标准，并要求各州为达标提交州实施计划。1971 年 EPA 首次发布的国家环境空气质量标准（National Ambient Air Quality Standards, NAAQS）包含六项空气污染物：总悬浮颗粒物（TSP）、SO₂、CO、NO₂、光化学氧化剂、碳氢化合物（HC）。标准共分为两级，其中一级标准侧重保护公众健康，特别

强调保障哮喘患者、儿童及老年人等敏感人群的健康；二级标准则聚焦维护公共福祉，包括防止能见度下降、避免生态系统损害等。

1977 年的《清洁空气法案》修正案进一步引入了针对 NAAQS 的系统性审查制度，规定 EPA 每五年组织对 NAAQS 开展一次科学审查，并设立清洁空气科学顾问委员会（Clean Air Scientific Advisory Committee, CASAC）开展独立评估。在此制度驱动下，NAAQS 经历多轮重大调整。在污染物范围方面，NAAQS 先后于 1978 年新增了 Pb，于 1979 年用 O₃ 取代了光化学氧化剂，于 1983 年剔除了 HC，于 1987 年用 PM₁₀ 取代了 TSP，于 1997 年新增了 PM_{2.5}。在浓度限值方面，基于持续更新的流行病学证据与暴露风险评估等科学证据，各污染物限值不断调整。

在 2021 年最新一轮审查后，EPA 于 2024 年发布了最新修订的 NAAQS，对 PM_{2.5} 的标准限值进一步加严。最新修订的 NAAQS 如表 1-1 所示。

表 1-1 美国现行 NAAQS 标准

污染物	标准分级	平均时间	限值	统计形式
CO	一级	8 小时	9 ppm	每年超标不得超过 1 次
		1 小时	35 ppm	
Pb	一级和二级	3 个月滑动平均	0.15 µg/m ³	不得超标
NO ₂	一级	1 小时	100 ppb	一年中日最大 1 小时浓度第 98 百分位数的连续三年平均值 年平均值
	一级和二级	1 年	53 ppb	
O ₃	一级和二级	8 小时	0.070 ppm	一年中日最大 8 小时浓度第四高值的连续三年平均值
	一级	1 年	9.0 µg/m ³	
PM	PM _{2.5}	二级	15.0 µg/m ³	年均浓度的连续三年平均值
	一级和二级	24 小时	35 µg/m ³	一年中第 98 百分位数的连续三年平均值
		24 小时	150 µg/m ³	
SO ₂	一级	1 小时	75 ppb	一年中日最大 1 小时浓度第 99 百分位数的连续三年平均值 年均浓度的连续三年平均值
	二级	1 年	10 ppb	

来源：U.S. EPA (2025a).

1.2 美国环境空气 PM_{2.5} 年均浓度趋势和达标情况

1997年,NAAQS中首次纳入PM_{2.5}浓度限值,并分别于2006年和2012年进行修订,历程如下。

- 1997年: 年均浓度一级和二级标准限值均设定为 15 μg/m³, 24小时浓度限值均设定为 65 μg/m³;
- 2006年: 24小时浓度一级和二级标准限值由 65 μg/m³ 收紧至 35 μg/m³;
- 2012年: 年均浓度一级标准限值由 15 μg/m³ 收紧至 12 μg/m³;
- 2024年: 年均浓度一级标准限值进一步收紧至 9 μg/m³。

得益于标准的实施和不断加严,美国在控制PM_{2.5}污染方面取得了显著成效,全国年均浓度持续下降,由2000年的13.52 μg/m³降至2023年的8.55 μg/m³,降幅约37%,如图1-1。

当每次修订后标准生效后,各州和地方政府需要开展空气质量达标情况评估,并据此制定相应的达标计划。EPA规定应用设计值(Design

Value, DV)与标准限值对比来进行达标判定。对于PM_{2.5}年均浓度,其DV被定义为监测站点连续三年PM_{2.5}年均浓度的算术平均值,如果站点的DV低于标准限值则该站点被判定为达标。应用DV判定是否达标不仅能有效反映区域空气质量的长期趋势,还可以降低短期异常波动对评估结果的影响,从而确保达标判定的科学性和代表性。

1.2.1 新标准使得站点达标率降低一成左右

由于计算PM_{2.5}年均浓度的DV需要连续三年的监测数据,自1997年发布PM_{2.5}年均浓度限值后,EPA网站公开的历史数据最早始于2001年。该年度共有1201个数据合格站点,其中886个站点的DV未超过当时的限值15 μg/m³,达标率为73.8%。2012年,PM_{2.5}年均浓度一级标准限值首次修订时,当年共有1027个数据合格站点,按照1997年标准限值(15 μg/m³)评价,站点达标率为98.9%;按照2012年新标准限值(12 μg/m³)评价,站点达标率为89.7%。2024年,PM_{2.5}年均浓度一级标准限值再次修订时,美国共

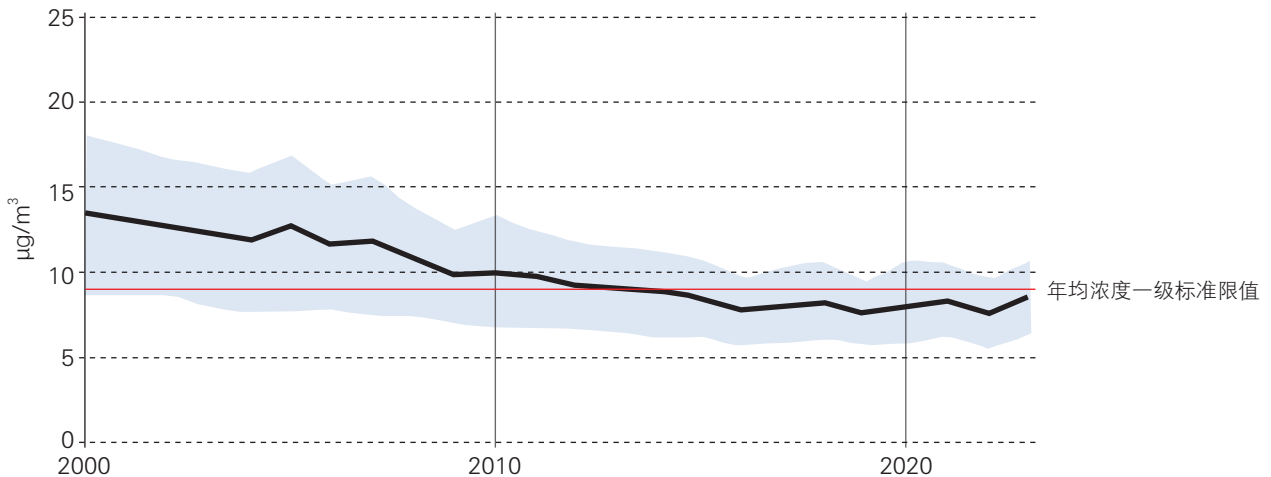


图 1-1 2000-2023 年美国全国 PM_{2.5} 年均浓度变化

来源: U.S. EPA (2025b)

有 820 个数据合格站点，其中按照 2012 年标准限值（ $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）评价，站点达标率为 98.0%；按照 2024 年新标准限值（ $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）评价，站点达标率为 82.9%。在 2012 年和 2024 年实施新标准后，站点达标率分别下降约 9 个百分点和 15 个百分点。历年标准修订前后的站点达标率变化如图 1-2 所示。

1.2.2 新标准使得县域达标率同步下降

根据 EPA 公布的县级 $\text{PM}_{2.5}$ 年均 DV 数据，2012 年在全美 518 个设有监测站并提供有效数

据的县中，有 513 个县未超过当时仍适用的年均限值 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，达标率约为 99%；若参照 2012 年修订的更严格限值 $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 计算，则有 465 个县能够达标，达标率约为 90%。到 2024 年，在 541 个提供有效数据的县中，有 528 个县未超过当时适用的年均限值 $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，达标率约为 98%；若参照 2024 年新发布的年均限值 $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，则有 455 个县达标，达标率约为 84%。在 2012 年和 2024 年实施新标准后，达标县数量分别下降 48 个和 73 个，县域达标率分别下降了 9 个百分点和 14 个百分点。¹

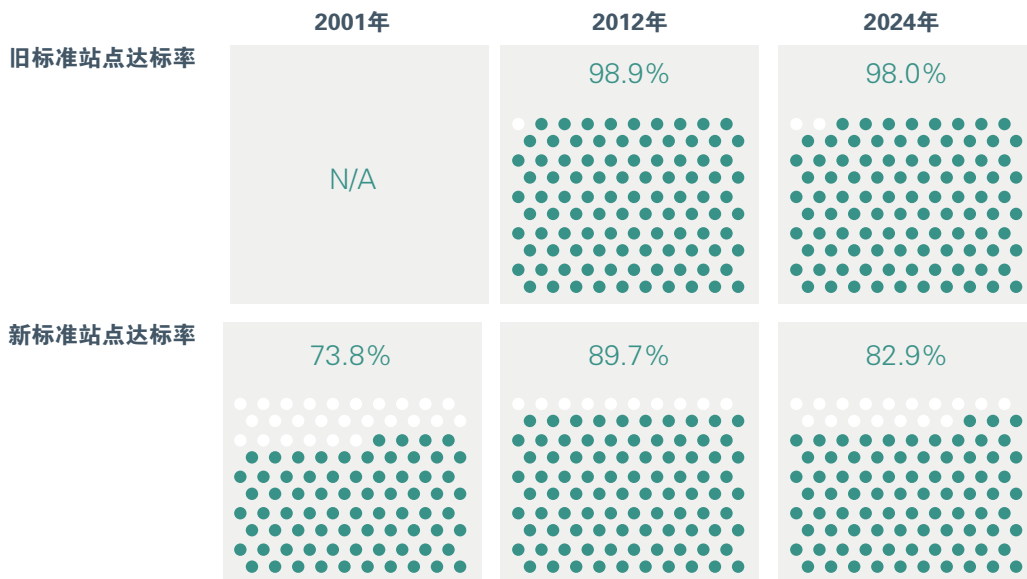


图 1-2 美国 $\text{PM}_{2.5}$ 标准修订时的站点达标率

来源：根据美国 EPA $\text{PM}_{2.5}$ 设计值历史数据整理

¹ 此处根据美国 EPA 公布的 DV 统计得出的达标 / 非达标县个数与正式被认定为达标 / 非达标区域的县数存在一定差异。原因在于，正式认定一个区域的达标 / 非达标状态需要遵循《清洁空气法案》规定的程序，通常涉及到州政府或部落向美国 EPA 提交相关区域是否达标的建议，并由 EPA 对建议进行审批。认定或更改一个地区的达标状态可能需要 2-3 年时间。

◎ 二、标准修订的触发因素

2021年6月10日，EPA宣布重新审议2020年12月做出的不修订NAAQS中PM标准的决定，因为当时已有的科学证据和技术信息表明，现行标准可能不足以保护公共健康和福祉。这一决定不仅是对新兴科学证据的系统回应，也反映了对公共健康保护、环境正义以及突发公共卫生事件影响的综合考量。本章从政策环境转变、健康风险证据积累、环境公平诉求以及重大事件压力等多维视角，系统梳理推动PM_{2.5}标准重审的关键动因。

2.1 政府更迭导致环境政策方向转变

在2020年12月进行的NAAQS定期审查中，EPA决定维持2012年设定的PM_{2.5}年均浓度一级标准限值（12 μg/m³）不变。此次决策是在特朗普政府任期内完成的，审查程序引发了广泛争议。因为EPA解散了清洁空气科学咨询委员会（CASAC）下属的PM专家小组，并停止吸纳相关领域科学家参与评估工作，转由人员精简的CASAC核心委员会主导。由于其成员多缺乏PM污染与健康影响研究背景，外界普遍质疑其评估能力和科学独立性。同时，审查流程被批评未能充分整合最新流行病学研究成果，也未提供对关键科学证据的综合判断，导致最终结论遭到学术界和公共健康团体的强烈反对。

2021年1月，新一届联邦政府上台，明确提出将科学证据恢复为制定环境政策的核心依据。同年6月，EPA指出现有的科学证据表明原有标准可能不足以保护公众健康和福祉，并宣布重新审查前一届政府在2020年12月做出的维持NAAQS中PM_{2.5}标准不变的决定。

2.2 科学证据揭示低浓度PM_{2.5}健康风险

科学研究与证据是推动美国进行环境空气质量标准修订的基本依据。在EPA于2021年启动对PM_{2.5}标准的新一轮审查之前，已有大量流行病学研究和毒理学证据指出，即使PM_{2.5}年均浓度低于当时标准限值12 μg/m³，PM_{2.5}暴露仍与不良健康结局密切相关。这些研究成果形成了EPA决定重新审查标准的重要推动力。

其中，多项大规模人群队列研究进一步明确了长期PM_{2.5}暴露与过早死亡、心血管疾病与呼吸系统疾病发病率之间的因果关系，尤其是在年均浓度较低的地区。与流行病学发现相互印证的还有一系列动物毒理学实验和控制人体暴露研究。这些实验证据进一步强化了PM_{2.5}暴露与心血管系统负面健康影响之间的因果链条，同时也为其与呼吸系统疾病、神经系统影响甚至癌症之间的潜在关联提供了生物学机制支持。这些科学证据构成了EPA在此次重审NAAQS中PM标准时编写的综合科学评估（Integrated Science Assessment, ISA）及其后续补充报告的核心科学基础，并进一步反映在政策评估（Policy Assessment, PA），以及CASAC委员会的建议和公众评论中。

2.3 环境正义纳入审查考量因素

在推动EPA于2021年重新启动PM_{2.5}标准审查的诸多因素中，环境正义（Environmental Justice）议题的关注度提升也是重要的政策驱动之一。根据EPA的定义，环境正义意味着所有人，无论收入、种族、肤色、国籍、部落隶

属或残疾状况，都应在机构决策和其他影响人类健康和环境的联邦活动中得到公正对待，并有意义地参与其中。随着 2021 年新一届联邦政府明确将环境正义列为联邦政策的优先议题，PM_{2.5} 污染对弱势群体造成的差异化暴露和健康负担等问题，开始在环境空气质量标准审查中被系统性纳入考量。

在 EPA 启动审查之前，已有大量研究揭示了空气污染在社会群体之间存在显著的不平等分布。这种结构性的不平等分布不仅停留在科学层面，也成为环境空气质量标准制修订中必须回应的社会公平问题。在此背景下，EPA 在启动 PM_{2.5} 标准修订的准备工作中进行了环境正义评估，研究了 PM_{2.5} 污染对特别关注群体的暴露差异以及健康风险，旨在评估新标准是否符合促进环境正义的目标。特别关注的群体主要包括儿童、老年人、慢性病患者、部分少数族裔及社会经济地位较低的人群。通过对这些人群健康风险的定量和定性分析，EPA 旨在确保新修订的 PM_{2.5} 标准不仅具有科学依据，也能够更好地实现公平保护和促进环境正义的政策目标。

2.4 重大事件考量：将 COVID-19 纳入关键科学主题

新型冠状病毒（COVID-19）于 2020 年在全球范围内爆发，进一步引发了社会对空气污染与公共健康关系的关注。多项研究提示，PM_{2.5} 污染水平较高的地区，其新冠病毒感染后的病死率可能更高。研究提出的潜在机制包括：长期暴露导致肺功能受损、慢性炎症反应增强以及基础健康状况下降，从而提高个体对病毒感染的易感性和病情严重程度。

在 2021 年 EPA 重新启动 PM_{2.5} 标准的审查过程中，新冠疫情相关的科学研究被纳入关键参考范围。虽然初步证据显示 PM_{2.5} 暴露与病毒感染及死亡风险之间存在正相关关系，但方法学上的局限和疫情期间管控措施等干扰因素，增加了研究结果的不确定性。尽管存在局限，这些研究仍在科学与公众层面共同强化了对空气污染控制必要性的认知。特别是在重大公共健康事件中，PM_{2.5} 对易感人群的潜在影响成为 EPA 重新评估标准充分性的重要背景因素之一，间接推动了 2021 年审查程序的重新启动。



三、标准审查与修订过程

3.1 NAAQS 审查与修订流程

美国《清洁空气法案》第 108 和 109 条规定了 NAAQS 的制定、审查和修订流程，并要求定期审查标准所依据的科学证据以及标准本身。审查是一项漫长的工作，一般包括规划、评估、制定三个主要阶段，如图 1-3。

规划阶段从公开征集信息开始，征集新的科学证据和关键的政策和科学问题。通常会召开科学政策研讨会来收集科学界和公众对与政策相关的议题和问题的意见，这些议题和问题将组成审查标准的框架。根据研讨会的讨论和公众的意见，EPA 会编制一份综合审查计划 (Integrated Review Plan, IRP)，传达整个审查的时间表、审查流程以及指导本轮审查的关键政策相关的科学问题。

在评估阶段，EPA 会根据需要准备综合科学评估 (Integrated Science Assessment, ISA)、风险/暴露评估 (Risk and Exposure Assessment, REA) 以及政策评估 (Policy Assessment, PA) 文件。其中 ISA 是一项系统性的科学审查，关注与政策密切相关的科学领域，包括对于风险和暴露评估，以及对 NAAQS 审查具有重大意义的关键科学依据。REA 在 ISA 提供的信息和结论基础上，对现行或备选空气质量标准下的暴露情况及其相关人体健康或环境风险进行定量评估，并对估算所涉及的不确定性进行说明。在实际操作中，为了简化流程，EPA 近年来已不再单独发布 REA 文件，而是将其相关分析整合至 PA 评估文件中。PA 评估文件对 ISA 和 REA 提供的关于空气质量及其影响的科学评估结论进

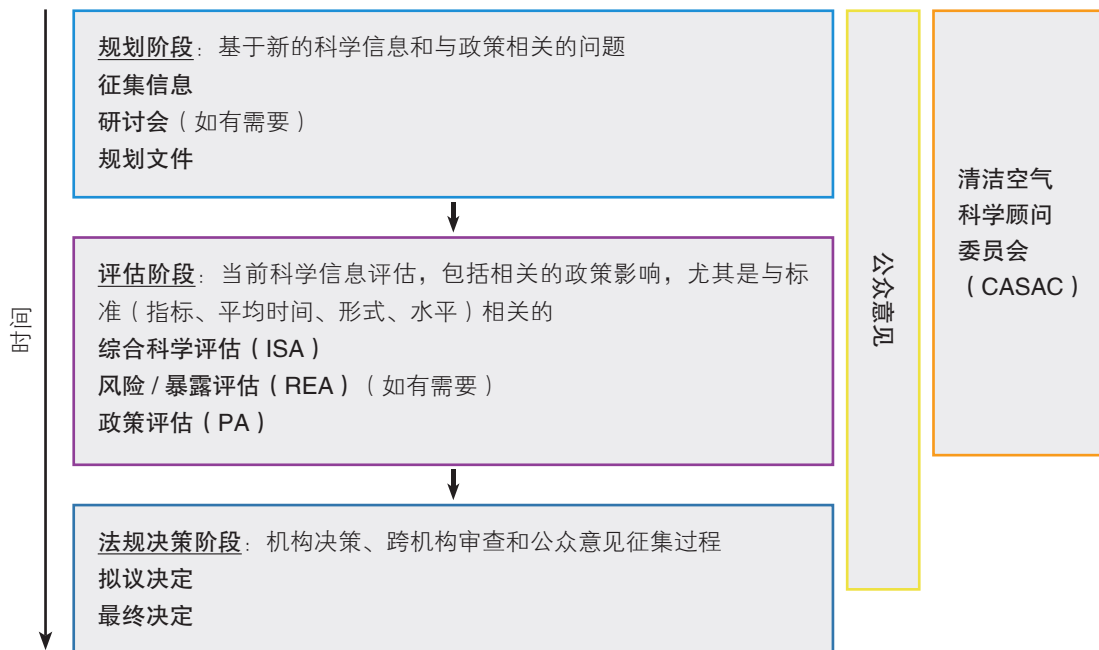


图 1-3 美国 NAAQS 的审查与修订流程

来源：U.S. EPA. (2024c)

行整合和解读，并提出不同政策选项作为决策的参考依据。上述评估文件在制定过程中均接受严格的科学审查，所有草案文件须经 CASAC 审阅，并向公众开放征求意见。

在综合考虑上述评估文件中的信息以及 CASAC 建议的基础上，EPA 发布通知传达关于审查 NAAQS 的拟议决定。此后进入征求意见阶段，期间会举行公开听证会。EPA 在综合考虑收到的意见后，将发布最终通知，决定是否修订空气质量标准。

3.2 2021 年 NAAQS PM 标准审查过程

由于 2021 年启动的对 NAAQS 中 PM 标准的审查是对 2020 年维持原标准不变的决议进行重新审查，因此 EPA 并未针对此次审查发布新的 IRP。EPA 在宣布重启审查时即明确，将对用于支持上一轮审查决议的文件进行增补和修订，编制 2019 年 ISA 的补充文件以及修订 PA 文件以支持本次重新审查。

3.2.1 ISA 补充文件

为支撑本轮标准审查，EPA 于 2022 年发布了 ISA 的补充文件，用于更新和扩展 2019 年 ISA 中的科学依据。补充文件关注于 2018 年 1 月至 2023 年 3 月间发表的文献，涵盖与 PM_{2.5} 对健康和福祉影响的研究，尤其突出以下四类研究：

（1）针对 PM_{2.5} 暴露与心血管疾病及死亡因果关系的流行病学证据；（2）应用更严谨统计方法的流行病学研究；（3）近期关键科学议题研究，包括对接近美国环境 PM_{2.5} 浓度的实验性研究、针对 PM_{2.5} 暴露与新冠病毒感染和死亡相关性的研究、以及 PM_{2.5} 暴露或健康风险在种族/族裔或社会经济地位方面的潜在差异研究；（4）能见度影响及公众偏好研究。

评估首先梳理了 PM_{2.5} 暴露与心血管疾病关

联方面的最新研究。在短期暴露的研究中，PM_{2.5} 日均浓度范围多在 7.1–15.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间，研究发现短期暴露会显著增加缺血性心脏病（IHD）、心肌梗死（MI）和心力衰竭（HF）急诊就诊和住院的风险。长期暴露的研究主要聚焦在 PM_{2.5} 年均浓度为 8.6–13.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的范围，发现其与心血管死亡率，特别是 IHD 和中风死亡率之间存在稳定的正向关联。大多数研究支持浓度 – 反应关系的线性无阈值假设，即在低浓度下仍持续存在不利的健康效应。

在 PM_{2.5} 暴露与死亡率方面，有限的聚焦短期暴露的研究发现，在 PM_{2.5} 日均浓度为 8.8–12.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的范围内，其与死亡风险之间存在关联。大量围绕长期暴露的研究聚焦在 PM_{2.5} 年均浓度为 5.9–11.65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的范围内，发现两者之间存在正向关系。浓度 – 反应关系在高于 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度时大多呈线性趋势，但在低浓度下仍存在不确定性（可能为亚线性或超线性）。

评估还梳理了其他关键科学议题的主要研究。针对接近环境浓度的人体暴露实验表明，在接近 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度下，人体可能出现心率变异性降低和肺功能改变等生理反应，但结果在炎症指标上尚不一致。针对 PM_{2.5} 暴露与新冠病毒感染和死亡之间关联的研究初步发现两者存在正相关关系，但由于方法学限制，结果仍存在较大不确定性。在易感人群与不平等暴露方面，研究发现低社会经济地位群体不仅暴露于更高浓度的 PM_{2.5} 中，而且因特定疾病（如心肌梗死、充血性心衰）导致的死亡风险更高。另一些研究探索 PM_{2.5} 暴露在种族/族裔间的差异，发现黑人群体或居住在以黑人为主社区的人群 PM_{2.5} 暴露浓度显著高于非西班牙裔白人群体。黑人和西班牙裔人群也表现出较高的 PM_{2.5} 相关健康风险。

除与人体健康相关的研究外，评估还梳理了近年来颗粒物对能见度影响的最新研究，这些研究在能见度的衡量指标及其计算方法等方面进行了改进。总体而言，研究结果支持并扩展了得出

颗粒物与能见度之间存在因果关系的证据。

总体而言，评估纳入的最新流行病学以及人体暴露实验研究进一步强化了 PM_{2.5} 短期和长期暴露与心血管疾病及全因死亡率之间因果关系，并且表明即使在低于当时年均标准限值（12 μg/m³）的低浓度范围中该关联性仍然显著。此外，易感人群（如老年人、儿童、有基础疾病者）以及低收入社区和有色人种群体，受 PM_{2.5} 影响更为显著，反映出空气污染在环境正义层面的挑战。

3.2.2 PA 文件

PA 的作用是帮助在科学评估、技术分析和政策决策之间搭建桥梁，为管理者提出政策选项并为其决策提供参考依据。在评估当前或替代标准时，PA 重点关注标准的基本要素，包括指标、平均时间、统计形式和限值水平。这些要素共同定义每项标准，在评估标准所提供的健康保护和福祉时必须综合考虑。

此次重新审议的 PA 参考了 2019 年 ISA 文件以及 2022 年 ISA 补充文件中的科学证据，并进行了空气质量和风险相关的政策分析；同时还参考了 CASAC 委员会在审查本次 PA 草案时提出的建议，以及在审议过程中收到的公众意见。评估报告以政策问题引导的方式为标准修订中需要考虑的关键信息提供支持。

在 PM_{2.5} 的健康效应方面，PA 基于 2019 年 ISA 和其补充文件中的科学证据，以“现有科学证据在多大程度上支持或质疑现行 PM_{2.5} 一级标准所提供的公共健康保护”为引导问题展开讨论。评估首先指出，近期研究未发现颗粒物其它特性（例如组分或粒径分级）在环境空气污染浓度、人体暴露和健康效应方面的重要影响，浓度将继续作为 PM_{2.5} 主要关注指标。评估依据最新科学证据所确认的 PM_{2.5} 长期与短期暴露与健康影响之间的因果关系，以及对较低环境 PM_{2.5} 浓度下健康影响关联的支持，指出原有 PM_{2.5} 年均浓度

标准限值（12 μg/m³）可能无法充分避免相关健康影响。此外，近期研究对易感人群的认识未发生根本改变，仍需重点关注儿童、老年人、患病人群及少数族裔（特别是黑人和西班牙裔）及低社会经济地位群体的暴露风险。报告还对相关健康效应证据的不确定性进行了讨论。

在 PM_{2.5} 的风险评估中，报告以“若仅达到现行标准，相关健康风险有多大？若达到更低的替代标准，风险可降低多少？”为引导问题，对相关风险进行了定量评估，并对估计的不确定性和局限性进行了讨论。评估基于美国多地流行病学研究选取暴露反应关系函数，以与 PM_{2.5} 长期及短期暴露相关的全因死亡率作为健康终端，量化估计现行及备选标准下的暴露情况及健康风险。结果显示在仅达到原有 PM_{2.5} 年均浓度标准限值（12 μg/m³）的情景下，美国每年仍可能发生约 40,600 至 45,100 例长期暴露相关死亡，其中黑人群体面临的暴露和健康风险明显高于白人群体。若将限值分别下调至 11、10、9、和 8 μg/m³，预计可使相关健康风险减少 7–9%、15–19%、22–28% 和 30–37%，黑人群体所获健康收益略高于白人群体。相比之下，将原有 PM_{2.5} 24 小时标准限值（35 μg/m³）下调至 30 μg/m³ 的风险减缓作用较为有限。评估结果支持优先修订 PM_{2.5} 年均浓度一级标准，以实现广泛的健康效益并缓解种族间的风险差异。

政策评估还纳入了 CASAC 及公众对现行 PM_{2.5} 年均和 24 小时标准保护公众健康能力的意见。CASAC 一致认为当前的年均标准（12 μg/m³）不足以保护公众健康，应予加严，多数成员推荐修订值在 8–10 μg/m³ 之间。此外，CASAC 建议未来审查中应强化对高暴露区域、易感人群的保护，并呼吁开展更多关于 PM_{2.5} 来源、组成、健康效应（包括超细颗粒物）及生命周期影响的研究。公众意见则存在分化，其中公共卫生和环境领域从业者的意见普遍支持加严标准，而来自工业、制造业或商业组织等领域从业者的评论则倾

向维持现有标准。

综合 ISA 及其补充文件中的科学证据、健康风险的定量评估、以及 CASAC 及公众意见等多方面考量，评估指出将 PM_{2.5} 年均浓度标准限值从原有的 12.0 μg/m³ 下调至 10.0 μg/m³ 及以下具有合理性。总体来看，将标准限值加严到 10.0 μg/m³ 至 8.0 μg/m³ 的区间，能增强公共卫生保护，并符合多数 CASAC 成员的建议。

3.2.3 法规决策阶段

在本轮审查中，EPA 综合考虑了修订版 PA、ISA 及其补充文件、CASAC 的建议以及公众提交的意见，于 2023 年 1 月发布了关于重新审查 NAAQS PM 标准的拟议决定的通知。该拟议决定提出将 PM_{2.5} 年均浓度一级标准限值从原有的 12.0 μg/m³ 下调至 9.0–10.0 μg/m³ 范围内，

并同时征求在 8.0–11.0 μg/m³ 范围内其他浓度值作为替代标准的公众意见。该通知阐述了做出拟议决定的依据和理由，并宣布在 2023 年 3 月 28 日前征集公众意见，并举行线上公开听证会。在意见征集结束后，EPA 公布了对主要意见的详细回应，意见涵盖了标准审查与修订的全过程，不仅包括对于科学研究证据、风险分析、公众健康、空气质量监测等专业问题的意见，还有涉及修订流程、法律规定等程序性问题的意见。此外，根据美国第 12866 号行政令规定，由于修订 NAAQS 属于“重大监管行动”，EPA 需要将相关决议提交给管理和预算办公室（Office of Management and Budget, OMB）审查。最终，EPA 在 2024 年 2 月 7 日发布对 NAAQS 中 PM 标准修订的最终决议，将 PM_{2.5} 年均浓度一级标准限值从 12.0 μg/m³ 降低至 9.0 μg/m³，并规定新标准于 2024 年 5 月 6 日起正式生效。



◎ 四、标准修订的成本效益分析

美国第 12866 号和第 13563 号行政命令明确要求 EPA 在修订 NAAQS 时开展监管影响分析 (Regulatory Impact Analysis, RIA)，对新标准潜在的成本和效益进行评估，并将其充分告知政府部门及公众。针对此次 PM_{2.5} 标准修订的 RIA 通过政策情景设置、成本效益估算、宏观经济分析等环节对标准修订的成本及收益进行了全面分析。

4.1 基线和政策情景设置

RIA 首先定义了对应现行标准的基线情景，和对应修订标准及替代标准的政策情景，以便衡量实施新标准所带来的额外影响，及潜在政策选项之间的影响差异。其中，报告基于修订前的 PM_{2.5} 年度和 24 小时标准限值组合 12/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，以及联邦及各州法规、执法行动、人口变化及潜在经济增长等因素建立了基线情景；围绕修订后 9/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 标准限值组合，以及三个替代标准限值组合 10/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、8/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 10/30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 建立了政策情景。模型结果显示，至目标年份 2032 年，基线情景下全国达标需要每年减少

7526 吨 PM_{2.5} 排放，政策情景下全国达标需要每年减少 13303–81073 吨 PM_{2.5} 排放，如表 1–2。

4.2 成本和效益估算

基于减排量结果，RIA 使用控制策略工具 (Control Strategy Tool, CoST) 和控制措施数据库 (Control Measures Database, CMDDB)，识别达标所需的应用于不同排放源的控制措施，并估算相应减排量和工程成本。需要说明的是，这些控制措施并不能完全实现达标所需的减排量，仍需要额外的减排量。以修订标准组合 9/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 为例，在东北、东南、西部和加利福尼亚州，通过控制措施可分别实现达标所需减排总量的 98%，68%，44%，和 26%。这些区域包含山谷、盆地、边境等，会受到复杂地形条件、跨境传输、野火的影响，增加达标难度。表 1–3 列出了修订及替代标准组合下估算的达标工程成本，其中 9/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 标准组合对应的成本约为 5.9 亿美元，控制成本最高的是面源扬尘 (3.9 亿美元)，其次为非发电机组点源 (1.1 亿美元)。

效益估算部分主要聚焦于标准修订对人体

表 1–2 各情景下 2032 年达标所需 PM_{2.5} 减排量 (吨 / 年)

区域	12/35	10/35	10/30	9/35	8/35
东北	0	1,032	1,073	6,974	20,620
东南	0	531	531	3,279	18,658
西部	1,494	987	6,673	3,132	10,277
加州	6,032	10,753	16,660	19,402	31,518
总计	7,526	13,303	24,938	32,786	81,073

来源：U.S. EPA. (2024b)

健康的影响。RIA 基于 ISA 及其补充材料中的毒理、临床和流行病学证据，选择最可信的可归因于 PM_{2.5} 污染暴露的人类健康影响作为健康终端，使用空气质量变化健康效益评估软件 BenMAP-CE (Benefits Mapping and Analysis Program—Community Edition)，基于健康影响函数对 2032 年由年均 PM_{2.5} 浓度变化导致的过早死亡和疾病数量进行量化估计，再基于流行病学中对空气污染减少而避免的特定健康影响的支付意愿研究，对上述健康影响进行货币化估值。对于缺乏支付意愿数据的健康影响，则基于治疗或减轻影响所需的成本对其健康影响进行经济评估。例如，对于入院，报告使用医疗成本来反映避免入院的健康影响的价值。

RIA 基于两类不同流行病学研究对 PM_{2.5} 的健康风险进行估计，计算了为达到政策情景下空气质量标准而实施假设性控制措施带来的健康收益。针对修订标准组合 9/35 µg/m³，预估健康收益为 220 亿美元和 460 亿美元，如表 1-3。此处估算的收益是针对政策情景标准实施假设性控制策略可以带来的健康收益。如果不考虑达标可行性，假设在目标年份充分达到修订及替代标准组合的空气质量，预估的健康效益将增加一倍左右。

表 1-3 还列出了不同标准组合在 2032 年的

货币化收益、成本、和净收益估值。其中，修订标准组合 9/35 µg/m³ 的货币化净效益约为 220 亿美元和 460 亿美元。此外，EPA 还计算了 2032 至 2051 年二十年间货币化效益和成本的现值 (Present Value, PV), 以及等效年化值(equivalent annualized value)。按照 3% 和 7% 折现率计算在 2023 年的现值 (以 2017 年美元计)，得出修订标准组合 9/35 µg/m³ 的二十年净收益现值分别约为 5400 亿美元和 2800 亿美元，约合等效年化值 360 亿美元和 270 亿美元。

4.3 宏观经济分析

除了达标所需的成本和健康收益等直接影响，决策者还应关注标准修订对宏观经济的影响，即对其它经济生产部门和活动产生的间接影响。宏观经济影响的分析使用可计算一般均衡 (Computable General Equilibrium, CGE) 模型进行。2015 年，EPA 在科学顾问委员会 (Science Advisory Board, SAB) 中召集研究团队，讨论使用整体经济模型来评估监管措施的成本、收益和经济影响的技术优点和挑战。在其最终报告中，SAB 建议 EPA 将 CGE 模型模拟整合到 RIA 中，

表 1-3 2032 年修订及替代标准组合下实施假设性控制策略的收益、成本及净收益 (亿美元，以 2017 年美元计)

区域	10/35 µg/m ³	10/30 µg/m ³	9/35 µg/m ³	8/35 µg/m ³
收益 ^a	85 和 170	100 和 210	220 和 460	480 和 990
成本 ^b	2	3.4	5.9	15
净收益	83 和 170	99 和 210	220 和 460	460 和 970

注：a. 假设与 PM_{2.5} 暴露相关的部分过早死亡和肺癌的发生在暴露后的 20 年内以分布式方式发生。表中为按 3% 的实际折现率计算的收益，两个收益估值分别对应两类不同流行病学研究估算的 PM_{2.5} 健康风险。这些收益估算不包括无法量化的额外健康和福祉收益。

b. 成本采用 7% 的利率进行年化计算。

来源：U.S. EPA. (2024b)

以对空气法规的影响进行更全面的评估。为响应 SAB 的建议，EPA 开发了新的 CGE 模型 SAGE，并由 SAB 完成同行评审。但由于这一模型尚不具备准确模拟受控排放清单部门（例如，区域扬尘清单部门、户用木材燃烧清单部门）所需的分辨率，因此在此次 RIA 中并未使用该模型进行定量分析。

EPA 在 2008 年针对 NAAQS 中 O₃ 标准修订的 RIA 中，曾采用动态 CGE 模型粗略估算末端治理措施成本的宏观经济影响，模拟了消费者和生产者对减排工程成本引起的价格变化的反应，但

未能将标准修订相关的环境外部性和社会效益纳入模型。EPA 还曾于 2011 年对《清洁空气法案》1990 年修正案进行经济分析，其中的宏观经济分析部分首次尝试纳入健康效益评估。具体而言，模型设定健康效益会在三个层面影响宏观经济：医疗支出、空气污染相关死亡、疾病造成的劳动力变化。以上评估中的宏观经济分析结果均显示减排工程成本对 GDP 的影响很小。对《清洁空气法案》1990 年修正案的宏观经济分析显示，在纳入健康效益后，达标所需减排工程成本引起的负面经济影响将被抵消。

◎ 五、标准修订过程中的挑战与回应

5.1 评估中的不确定性与未来研究方向

在科学研究、风险评估、政策制定的过程中，不确定性往往难以避免，因为研究既无法获得所有相关信息，也受限于各种复杂的客观条件，使得研究结果存在一定偏差。对不确定性的识别是科学决策和风险管理过程中的关键步骤，有助于通过识别当前研究的不确定性，明确未来的改进方向，提升未来决策的可靠性。在美国最新一轮标准修订中，政策评估环节介绍了本次修订中面临的两类不确定性问题，即健康效益的不确定性和风险评估的不确定性。

健康效益不确定性主要涉及流行病学研究结果差异、利用混合建模方法估算 PM_{2.5} 暴露浓度、研究报告的 PM_{2.5} 浓度与区域设计值之间的差异、以及混杂变量等。而风险评估不确定性则包括暴露反应关系函数的选取、模拟空气质量情景方法的差异、对差异较大的风险估算置信区间的整合，以及其他包括空气质量建模、线性插值/外推进行浓度调整、气象及社会经济等混杂因素、暴露误差等。这些不确定性影响了对健康效益和风险

的量化估计及其解读，对决策带来挑战。

考虑到本次修订中面临的不确定性问题，EPA 确定了未来 PM_{2.5} 研究和数据收集的关键领域，以减少未来审查 PM_{2.5} 标准中的不确定性。这些关键领域包括但不限于：

（1）进一步研究 PM_{2.5} 对人体健康的影响途径，特别是探索控制混杂因素的替代方法，以评估 PM_{2.5} 暴露与死亡或发病之间的因果性质。

（2）进行 PM_{2.5} 浓度低于 12.0 μg/m³ 时的政策影响或准实验性流行病学研究，以便全面了解低浓度下 PM_{2.5} 的健康影响。

（3）对超细颗粒物（UFPs）进行额外的健康研究，特别关注 UFPs 对健康的潜在影响。

（4）研究不同来源的 PM 的化学组成对人体健康的影响。

（5）评估特定群体相比一般人群在 PM_{2.5} 暴露方面的风险情况，以及 PM_{2.5} 暴露可能对这些群体产生更高风险影响的可能性。

（6）探索短期和长期 PM_{2.5} 暴露与疾病发展与恶化之间的关系，并研究它们之间的相互作用。

除了研究和数据收集外，还需要在流行病学

研究报告更详细的信息，包括详细阐述用于计算平均 $PM_{2.5}$ 浓度的具体方法，以及对 $PM_{2.5}$ 浓度与健康效应相关性评估中使用的数据进行细致的描述性统计分析。

5.2 反对意见与回应

尽管此次修订 $PM_{2.5}$ 标准得到了美国科学界、医学界和环保界的普遍认可和支持，但也有部分行业和议员提出了反对意见。美国森林与纸业协会（AF&PA）认为，收紧标准会对造纸业在内的制造业产生负面影响。新标准将导致新项目更难通过审批获得许可证，阻碍造纸行业的现代化项目和其他项目的升级。该协会还指出，造纸业在总 $PM_{2.5}$ 排放中的份额不到 1%，且一直致力于减少排放，但新标准没有解决 $PM_{2.5}$ 的主要来源问题，如野火、扬尘和尾气，而这些来源对公共健康有直接影响。造纸业希望 EPA 在最终确定新规则之前制定一个实施计划，以便行业有明确的达标路径，同时呼吁考虑现实模型，更准确地反映实际条件。

美国商会也对新标准表达了类似的担忧，认为收紧标准将会对美国大部分地区的许可证发放产生严重影响，从而阻碍经济增长。遵守新标准将非常困难，因为目前 84% 的排放来自于难以控制的非工业源，如野火和道路扬尘。尽管 EPA 称野火有豁免许可，但在过去，所有的豁免申请中有 70% 未获得批准，而且申请豁免的过程既耗时又难以管理。美国商会建议 EPA 应保留之

前的标准，并专注于解决非工业排放问题。

还有部分参议员敦促 EPA 撤销新标准。他们认为，收紧 $PM_{2.5}$ 标准将导致全国范围内的非达标区域增多，增加排污许可管理和监管的负担。而没有可行的达标路径，可能导致不利的经济后果，例如制造业外流、就业流失和影响能源安全，同时对公共健康和环境几乎没有益处。因此，他们呼吁 EPA 在下一次五年审查周期中再评估 NAAQS，确保标准在技术和经济上是可行的。

可见，反对意见主要认为新的 $PM_{2.5}$ 标准会影响产业和经济发展，且当前美国的 $PM_{2.5}$ 浓度已经处于较低水平，主要的 $PM_{2.5}$ 的排放源是人力难以控制的野火、道路扬尘等，因此没有必要进一步收紧 $PM_{2.5}$ 标准。针对此类意见，EPA 回应称，根据《清洁空气法案》的规定，一级国家环境空气质量标准必须足以保护公共健康并提供足够的安全空间。这要求 EPA 在做出判断时，既不能夸大也不能低估科学证据的力量和局限性，以及从证据中得出的适当结论。EPA 在做出决定修改 $PM_{2.5}$ 年度标准时，综合考虑了多方面的科学证据，包括表明健康效应与 $PM_{2.5}$ 浓度相关的流行病学研究，特别是已有研究发现，现行标准中 $PM_{2.5}$ 浓度水平或更低水平下仍存在健康风险。此外，EPA 还考虑了定量风险评估信息，参考了 CASAC 的建议，以及公众提交的意见。这些因素共同影响了 EPA 对现行 $PM_{2.5}$ 年度标准进行修改的决策。换句话说，这是一个基于科学证据和各方意见综合权衡的决策过程。

◎ 美国篇参考文献

- American Forest & Paper Association. (2023). Why EPA Should Not Finalize the Particulate Matter NAAQS Standard. <https://www.afandpa.org/news/2023/why-epa-should-not-finalize-particulate-matter-naaqs-standard>
- Bachmann, J. (2007). Will the circle be unbroken: a history of the US National Ambient Air Quality Standards. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57(6), 652–697.
- Congressional Research Service. (2020). Ozone and Particulate Matter Air Standards: EPA Review. https://www.everycrsreport.com/files/2020-12-23_IF11288_4687d9c16043c7d4fd6443ea334ad39ccafdd1ab.pdf
- Crouse, D. L., et al. (2012). Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environmental health perspectives*, 120(5), 708–714.
- Di, Q., et al. (2017). Air pollution and mortality in the Medicare population. *New England Journal of Medicine*, 376(26), 2513–2522.
- Jerrett, M., et al. (2017). Comparing the health effects of ambient particulate matter estimated using ground-based versus remote sensing exposure estimates. *Environmental health perspectives*, 125(4), 552–559.
- John Boozman. (2023). Boozman, Cotton, Colleagues Urge EPA to Rescind Unattainable Air Pollution Standard. <https://www.boozman.senate.gov/public/index.cfm/press-releases?ID=BFB26963-6D72-476D-9064-55288841C46F>
- Lepeule, J., et al. (2012). Chronic exposure to fine particles and mortality: an extended follow-up of the Harvard Six Cities study from 1974 to 2009. *Environmental health perspectives*, 120(7), 965–970.
- Mikati, I., et al. (2018). Disparities in distribution of particulate matter emission sources by race and poverty status. *American journal of public health*, 108(4), 480–485.
- Tessum, C. W., et al. (2021). PM_{2.5} pollutants disproportionately and systemically affect people of color in the United States. *Science advances*, 7(18), eabf4491.
- U.S. Chamber of Commerce. (2024). New Air Quality Regulations Will Cause Permitting Gridlock. <https://www.uschamber.com/energy/u-s-chamber-says-new-particulate-matter-standards-will-cause-permitting-gridlock>
- U.S. EPA. (2025a). NAAQS Table. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- U.S. EPA. (2025b) Timeline of Particulate Matter (PM) National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). <https://www.epa.gov/pm-pollution/timeline-particulate-matter-pm-national-ambient-air-quality-standards-naaqs>
- U.S. EPA. (2025c). Particulate Matter (PM_{2.5}) Trends. <https://www.epa.gov/air-trends/particulate-matter-pm25-trends>
- U.S. EPA. (2025d). Air Quality Design Values. <https://www.epa.gov/air-trends/air-quality-design-values>
- U.S. EPA. (2008). Final Ozone NAAQS

- Regulatory Impact Analysis. https://www3.epa.gov/ttn/ecas/docs/ria/naaqs-o3_ria_final_2008-03.pdf
- U.S. EPA. (2011). The Benefits and Costs of the Clean Air Act from 1990 to 2020 Final Report – Rev. A. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/fullreport_rev_a.pdf
- U.S. EPA. (2015). Guidance on Considering Environmental Justice During the Development of Regulatory Actions. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/considering-ej-in-rulemaking-guide-final.pdf>
- U.S. EPA. (2016). Integrated Review Plan for the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. <https://www3.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/data/201612-final-integrated-review-plan.pdf>
- U.S. EPA. (2022a). Policy Assessment for the Reconsideration of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-05/Final%20Policy%20Assessment%20for%20the%20Reconsideration%20of%20the%20PM%20NAAQS_May2022_0.pdf
- U.S. EPA. (2022b). Supplement to the 2019 Integrated Science Assessment for Particulate Matter. <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=354490>
- U.S. EPA. (2024a). EPA finalizes stronger standards for harmful soot pollution, significantly increasing health and clean air protections for families, workers, and communities. [standards-harmful-soot-pollution-significantly-increasing](https://www.epa.gov/newsreleases/epa-finalizes-stronger-standards-harmful-soot-pollution-significantly-increasing)
- U.S. EPA. (2024b). Final Regulatory Impact Analysis for the Reconsideration of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-02/naaqs_pm_reconsideration_ria_final.pdf
- U.S. EPA. (2024c). Overview of the Environmental Protection Agency’s Process for Reviewing the National Ambient Air Quality Standards. https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-12/naaqs-process-document_dec-2024v_0.pdf
- U.S. EPA. (2024d). Responses to Significant Comments on the 2023 Proposed Rule for the Reconsideration of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-02/pm-naaqs_response-to-comments-document_final.pdf
- U.S. EPA, Science Advisory Board. (2017). SAB Advice on the Use of Economy-Wide Models in Evaluating the Social Costs, Benefits, and Economic Impacts of Air Regulations. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100X9WI.TXT>
- Wu, X., et al. (2020a). Air pollution and COVID-19 mortality in the United States: Strengths and limitations of an ecological regression analysis. *Science advances*, 6(45), eabd4049.
- Wu, X., et al. (2020b). Exposure to air pollution and COVID-19 mortality in the United States: A nationwide cross-sectional study. *MedRxiv*, 2020-04.



欧盟篇

一、背景

1.1 欧盟环境空气质量指令的发展历程

欧盟自 20 世纪 80 年代起开始构建环境空气质量监管框架，通过发布一系列指令对成员国空气污染物的评估和管理提出统一要求，从而保障公共健康与环境质量。欧盟环境空气质量指令（Ambient Air Quality Directive）的发展历程可分为几个关键阶段，反映了欧盟逐步加强空气污染治理、引导成员国统一行动的政策演变过程。

最初的指令可追溯至 1980 年颁布的针对 SO₂ 和悬浮颗粒物的指令（80/779/EEC），这是欧盟在空气污染立法方面的首次尝试。此后，欧盟陆续发布多个针对单一污染物的指令，包括针对 NO₂（85/203/EEC）、O₃（92/72/EEC）等的空气质量标准。这一时期的立法以单个污染物为中心的碎片化指令为主，缺乏统一协调的监管体系。

1996 年，欧盟通过《关于空气质量评估与管理的指令》（96/62/EC），标志着其空气质量政策转向统一协调的框架体系建设阶段。这是欧盟首次尝试以“框架指令”（Framework Directive）的形式制定覆盖多种主要空气污染物的统一管理框架，该框架确立了空气质量管理的根本目标和原则。在其授权下，欧盟委员会随后在此框架下陆续制定了一系列针对具体污染物的“子指令”（Daughter Directives），包括针对 SO₂、NO₂、NO_x、PM 和铅的 1999/30/EC；针对苯和 CO 的 2000/69/EC；针对 O₃ 的 2002/3/EC；以及针对砷、镉、汞、镍和多环芳烃的 2004/107/EC。该指令详细列出了污染物的具有法律约束力的限值、需要努力达到的目标值、触发紧急措施的警戒阈值等标准，并对评估方法和达标期限进行了规定。此外，该指令还明确了欧盟成员国在空气质量相关方面的核心义务。

2008 年，为提升政策整合性与执行效率，欧

盟颁布《欧洲环境空气质量和更清洁空气指令》（2008/50/EC），整合并取代了 96/62/EC 框架指令及三项子指令（保留了 2004/107/EC），成为欧盟近十几年来治理空气污染的主干法规。2008/50/EC 首次引入对 PM_{2.5} 的年均限值要求，并设置暴露浓度要求（Average Exposure Obligation），以降低人口密集区的长期暴露风险。

2019 年，欧洲委员会公布了对 2008/50/EC 和 2004/107/EC 的适应性检查，以评估它们是否有效达到预定目标。基于评估结果，欧盟于 2020 年启动了对两个指令的修订进程，最终于 2024 年 11 月 20 日正式发布新版指令 EU 2024/2881，并于 2024 年 12 月 10 日起正式生效，欧盟成员国需要在 2026 年 12 月 11 日前将新版指令转化为本国的法律。

新版指令将 PM_{2.5} 的年均浓度限值由 25 μg/m³ 收紧至 10 μg/m³，且要求于 2030 年 1 月 1 日前达到新标准，同时新设立了 PM_{2.5} 的日均浓度限值（25 μg/m³），且要求每年超标的次数不多于 18 次。新版指令中的环境空气质量标准如表 2-1。

1.2 欧盟环境空气质量标准与达标情况

近几十年来，欧盟通过这些指令的实施显著改善了区域空气质量，欧洲多地的空气污染水平呈持续下降趋势。2000–2023 年间，暴露于超过 2008/50/EC 和 2004/107/EC 中为保护人类健康所设定的污染物浓度限值的城市居民比例明显下降，尤其在 PM 和 NO₂ 方面最为显著（如图 2-1）。然而，空气污染仍然是欧盟地区最大的环境健康风险之一，导致疾病、生活质量下降、与过早死亡。

2022 年，分别有 19%、13%、9% 和不到 1% 的欧盟人口暴露于未达到 2008/50/EC 指令中 O₃、BaP、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 标准的环境空气中。

表 2-1 新版指令 EU 2024/2881 中要求 2030 年 1 月 1 日前应达到的以保护人类健康为目的的污染物及标准限值

污染物	平均周期	限值	达标形式
PM _{2.5}	24 小时	25 µg/m ³	每年超标不得超过 18 次
	年均值	10 µg/m ³	
PM ₁₀	24 小时	45 µg/m ³	每年超标不得超过 18 次
	年均值	20 µg/m ³	
NO ₂	1 小时	200 µg/m ³	每年超标不得超过 3 次
	24 小时	50 µg/m ³	每年超标不得超过 18 次
SO ₂	年均值	20 µg/m ³	每年超标不得超过 18 次
	1 小时	350 µg/m ³	
	24 小时	50 µg/m ³	
苯 (C ₆ H ₆)	年均值	3.4 µg/m ³	
CO	日最大 8 小时平均值	10 mg/m ³	每年超标不得超过 18 次
	24 小时	4 mg/m ³	
铅 (Pb)	年均值	0.5 µg/m ³	
砷 (As)	年均值	6.0 µg/m ³	
镉 (Cd)	年均值	5.0 µg/m ³	
镍 (Ni)	年均值	20 ng/m ³	
苯并 [a] 芘 (BaP)	年均值	1.0 ng/m ³	

注：新版指令中的环境空气质量标准包括以保护人体健康为目的的污染物限值、臭氧目标值和长期目标、以保护植被和生态系统为目的的临界值、警戒和信息阈值、以及平均暴露要求指标。此处表格仅列出 2030 年 1 月 1 日需达到的以保护人体健康为目的的污染物限值。

来源：欧盟指令 EU 2024/2881

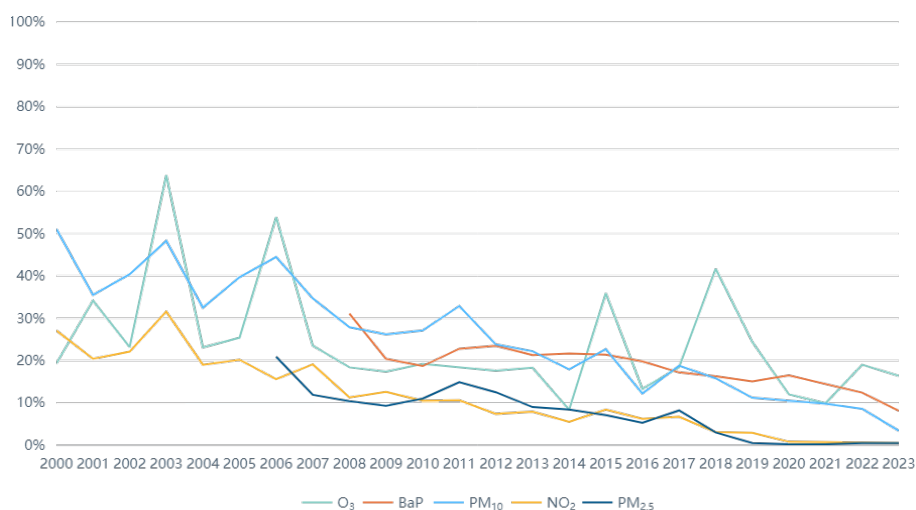


图 2-1 欧盟 27 国暴露于超标环境空气中的城市人口比例 (2000–2023)

注：参照标准为欧盟指令 2004/107/EC 和 2008/50/EC 中的环境空气质量标准。

来源：European Environment Agency (EEA) (2025b)

若参照 WHO 指导值，则分别有 96%、94%、88%、83% 和 65% 的欧盟人口暴露于未达到 PM_{2.5}、O₃、NO₂、PM₁₀ 和 BaP 指导值的环境空气中（如图 2-2），这凸显了采取额外措施降低相关健康风险的必要性。

2023 年，分别有 99%、96%、98% 和 82% 的监测站点能够达到 2008/50/EC 指令中 PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、O₃ 的标准。若参照 2024 年新版指令中的更严格标准，达标情况则不容乐观，能达到 PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、O₃ 标准的监测站点

比例分别降至 59%、65%、70% 和 71%。若参照 WHO 指导值，达标站点比例则进一步大幅下降，仅有 8% 的站点能达到 PM_{2.5} 年均浓度指导值，达到 O₃ 指导值的站点仅占 2%（如图 2-3）。

从地理分布来看，意大利、土耳其及大多数西巴尔干国家的 PM_{2.5} 年均浓度仍未达到 2008/50/EC 中的标准；若参照新版指令中的标准，东欧和南欧地区将有大量站点超标（如图 2-4）。

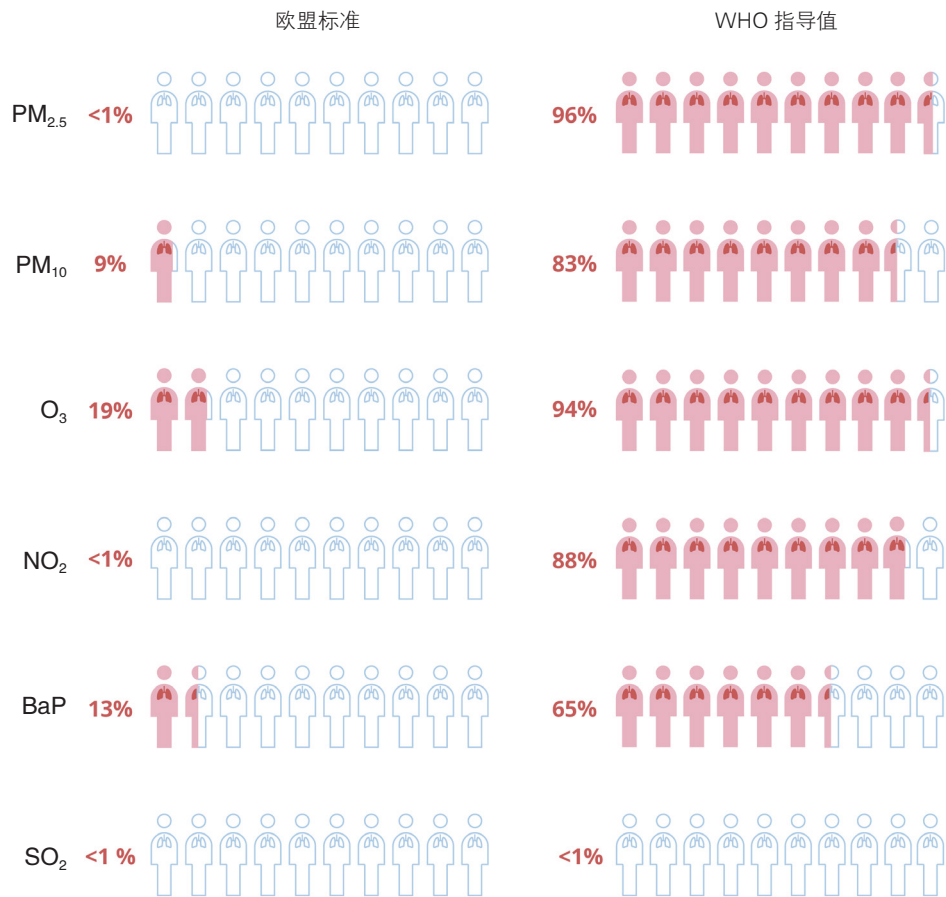


图 2-2 2022 年暴露于超过欧盟环境空气质量标准和 WHO 指导值的环境空气的欧盟城市人口比例

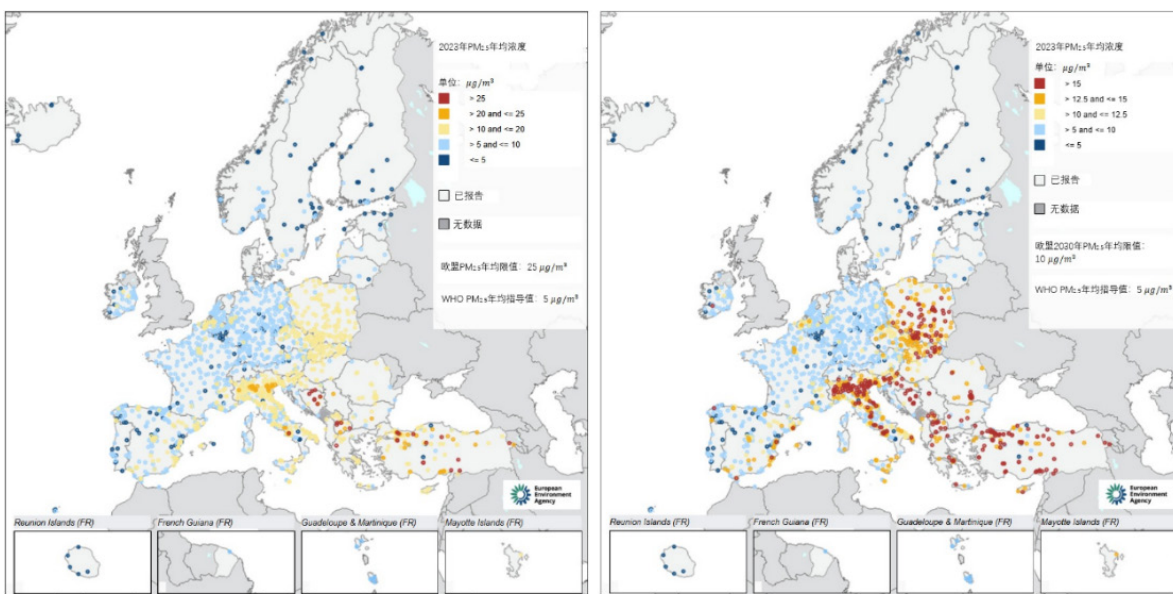
注：欧盟标准为欧盟指令 2004/107/EC 和 2008/50/EC 中的环境空气质量标准。

来源：EEA (2024a)



图 2-3 2023 年欧盟主要空气污染物年均浓度站点达标率

来源：EEA（2025a）



(a) 基于欧盟 2008/50/EC 指令 PM_{2.5} 年均限值 (25 µg/m³) 的比较

(b) 基于欧盟 EU 2024/2881 指令 PM_{2.5} 年均限值 (10 µg/m³) 的比较

图 2-4 2023 年欧盟监测站点 PM_{2.5} 年均浓度

来源：EEA（2025a）

◎ 二、修订指令的驱动因素

2.1 空气污染在健康及生态系统方面的持续挑战

空气污染是欧盟最大的环境健康风险。欧洲环境署（European Environment Agency, EEA）报告显示，在 2022 年，暴露于超过 WHO 的 PM_{2.5}、O₃ 和 NO₂ 指导值水平的环境空气中分别导致欧盟成员国约 23.9 万人、7 万人和 4.8 万人的过早死亡。社会中的脆弱群体，例如社会经济地位较低的群体、老年人、儿童和已有健康问题的人则更容易受到影响。据估计，在欧洲经济区成员国和合作国家，每年有超过 1200 名 18 岁以下的人群死于空气污染。

此外，空气污染也会影响生态环境，造成农作物产量和经济损失。2022 年，欧盟 73% 的生态系统区域因氮沉降而导致的富营养化超过了临界负荷。约三分之一的欧洲农业用地暴露在高于欧盟规定保护植被阈值的地面臭氧浓度中，导致农作物受损、产量下降，估计经济损失至少达 20 亿欧元。臭氧也会降低森林的生长速度，并影响生物多样性。2022 年，欧洲经济区成员国森林总面积的 62% 暴露在超过保护森林免受侵害的臭氧临界水平。

2.2 当前环境空气质量指令不足以完全实现目标

2019 年 11 月，欧洲委员会完成并公布了对 2008/50/EC 和 2004/107/EC 的适应性检查，以评估两个指令是否有效达到预定目标。结果显示，指令部分有效地改善了空气质量，但其效果并不彻底，至今未能完全实现所有设定目标。虽然欧盟已为主要空气污染物设定了明确的限值，在降低浓度和减少超标频次方面起到了关键作用，但

仍存在不足。

在环境空气质量标准设定方面，标准与当时的环境健康科学共识脱节，与当时 WHO 提供的指导值仍存在明显差距。此外，指令缺乏根据最新科学研究成果动态修订标准的明确机制，标准的动态适应性不足，削弱了其长期保护健康的效果。在执行层面，适应性检查也识别出监测网络的差异、空气质量信息和沟通协调性、以及标准执行和污染源头控制措施力度等方面的不足与改进方向。这些发现促成了欧盟对指令的系统性更新，包括修订环境空气质量标准，以确保更有效地保护公共健康和环境。

2.3 响应《欧洲绿色协议》提出的零污染目标

2019 年，欧盟委员会正式发布《欧洲绿色协议》（European Green Deal），确立了欧盟到 2050 年温室气体达到净零排放并且实现经济增长与资源消耗脱钩的总体愿景，同时明确将“零污染”作为核心环境目标之一。在空气污染治理方面，协议呼吁尽快修订当时的指令，以更好地反映最新的科学共识。欧盟委员会承诺通过立法手段加快减少空气污染物的排放，并设定更加严格的空气质量标准，以缩小与 WHO 指导值之间的差距。

作为落实《欧洲绿色协议》的具体政策行动，欧盟于 2021 年发布了《零污染行动计划》（Zero Pollution Action Plan）。该行动计划明确提出到 2030 年空气质量相关的目标，主要包括：将空气污染导致的过早死亡人数相比 2005 年水平减少 55%，并将空气污染威胁生态多样性的欧盟生态系统面积比例减少 25%。该行动计划指出，当时的指令未能充分保障人群健康，尤其是对儿童、老年人和弱势群体的保护不足。因此，行动计划明确提出将对指令进行修订，以加强公共健康保

护效能，并通过引入更加健全和具有约束力的治理机制来提高空气污染治理执行力。

2.4 WHO 更新《全球空气质量指南》

2021 年，WHO 发布了更新版的《全球空气质量指南》，这是自 2005 年以来的首次重大修订。此次更新基于近年来大量流行病学和环境健康研

究的积累，明确指出即使在较低浓度的空气污染水平下，仍能发现对人类健康的显著不利影响。这一科学共识促使 WHO 对包括 PM_{2.5} 在内的多种主要空气污染物提出更新的指导值与过渡目标。其中，PM_{2.5} 的年均浓度指导值由原先的 10 μg/m³ 收紧至 5 μg/m³，凸显了最新科学研究对低剂量暴露健康风险的关注。新指导值的提出为各国修订本国的环境空气质量标准提供了参考和依据。

◎ 三、指令修订过程

欧盟委员会于 2020 年 12 月发布了启动指令修订的《初期影响评估》（Inception Impact Assessment）文件。该文件为修订指令提供了方向性框架，标志了此次修订工作的启动。此后，欧盟委员会启动修订准备工作，包括广泛征求利益相关方意见，并开展影响评估以系统分析不同政策选项对健康、环境和社会经济的影响。2022 年 10 月，欧盟委员会正式发布指令修订提案，随后进入欧盟立法程序。2024 年 2 月，欧盟三方机构就修订内容达成初步政治协议，最终文本于 2024 年 4 月获得通过，标志着指令修订进程的基本完成。

3.1 利益相关方咨询

为支持指令修订的相关决策，欧盟委员会开展了系统性的利益相关方意见咨询。咨询旨在收集外部知识与数据，弥补信息缺口，以汇集对政策选项及其可行性和潜在影响的想法，确保不同利益群体的意见在影响评估中得到充分体现和反映。

此次咨询围绕三个政策领域展开：（1）在多大程度上、以及如何实现欧盟空气质量标准与 WHO 最新指南的一致性，及其可行性；（2）如何改进相关法律条文及其协调性，包括关于处罚、

公众信息披露和空气质量评估等方面；（3）如何加强空气质量监测、模型及达标规划。咨询涵盖以下五类利益相关方：包含欧盟成员国及其各级政府机构和其他相关机构在内的公共部门；社会团体与非政府组织（NGO）；包含商会、行业组织、工会和各类公司在内的产业与企业界；学术与科研机构；以及对空气污染议题感兴趣的公众。

咨询活动主要包括三种方式：公众公开咨询、定向利益相关方咨询、利益相关方会议。其中公众公开咨询通过在线问卷方式向所有感兴趣的公众和利益相关方开放，旨在识别开展影响评估相关的问题，并收集公众对修订中潜在政策选项的预期目标及其潜在影响的初步意见。该问卷从 2021 年 9 月 23 日 -12 月 16 日期间开放 12 周，最终收到 934 份回应。

基于公开咨询结果，定向利益相关方咨询就潜在政策目标、可行性和潜在影响等专业问题开展问卷调查和访谈，面向所有成员国及欧盟层面的特定对象进行。定向问卷调查收集了在空气质量相关欧盟法规方面具有兴趣或工作经验的组织的深入意见，重点向各级公共主管机构、学术界与研究机构、工商业组织、民间团体与非政府组织等机构分发。问卷调查分为两个部分，分别于 2021 年 12 月 13 日和 2022 年 1 月 13 日发布，

答复截止日期均为 2022 年 2 月 11 日。针对政策领域（1）的第一部分共收到 139 份答复，来自 24 个成员国；针对政策领域（2）和（3）的第二部分共收到 93 份答复，来自 22 个成员国。

利益相关方会议旨在协助识别并确认政策措施，并收集有助于政策完善的反馈意见。在利益相关方咨询期间共开展两次会议。第一次利益相关方会议于 2021 年 9 月 23 日召开，旨在识别并确认影响评估（Impact Assessment）中需解决的问题，并收集关于标准修订水平的初步意见。来自 27 个成员国的 315 名利益相关方代表参加了会议。第二次利益相关方会议于 2022 年 4 月 4 日召开，旨在收集用于支持欧盟委员会完成影响评估的反馈。共有来自 23 个成员国的 257 名利益相关方代表参加。两次会议的代表均覆盖了所有利益相关方群体。

各利益相关方群体在空气质量政策领域的反馈意见出现分歧，对空气污染物限值的严格程度及实施范围上的意见存在显著差异，体现出政策制定过程中需在健康保护、经济影响与技术可行性之间取得平衡。

- 公共部门代表普遍认为，近期内难以实现 WHO 的指导值，主张设定较宽松、适用所有地区的限值，例如 PM_{2.5} 年均浓度限值可以设定为 10 μg/m³ 或 15 μg/m³。

- 学术与科研机构也认为 WHO 指导值难以实现，倾向设定适用于全境的 PM_{2.5} 年均浓度限值，如 10 μg/m³ 或 15 μg/m³。

- 社会团体与 NGO 相对更有雄心，大多数认为 WHO 指导值可通过额外努力实现，支持设定更严格的覆盖所有地区的限值。

- 产业与企业界代表普遍认为执行 WHO 指导值非常困难，倾向设定更为宽松的限值，例如将 PM_{2.5} 年均限值设为 25 μg/m³，并建议仅在特定监测站点适用，而非全国。

- 欧盟公众代表则关注确保现行标准的实现，强调标准法律效力的重要性。

3.2 影响评估与其支持研究

指令修订的影响评估工作于 2020 年 12 月正式启动，由欧盟委员会牵头，组建跨部门工作组，成员包括秘书处、能源总司、气候行动总司、经济与金融事务总司等多个机构。评估期间，工作组共召开八次会议，围绕修订路线图、评估框架、利益相关方协商机制及相关政策衔接等关键议题开展讨论。为支撑政策选项的定性与定量分析，欧盟委员会委托科研机构以及咨询公司等专业机构开展对指令修订影响评估的研究，提供数据支撑、建模分析与政策建议。影响评估的核心目标是识别并评估可行政策路径，以推动欧盟空气质量标准更接近 WHO 的最新指导值。

3.2.1 问题识别与潜在措施制定

支持影响评估的研究团队识别了指令相关的四大问题领域：1) 环境与健康方面的不足，如欧盟标准未与 WHO 指导值保持一致；2) 执法与治理方面的不足，如超标情况并未都得到及时的处理，空气质量改善规划并不能有效治理所有污染源；3) 监测与评估方面的不足，如过度灵活使用某些监测方法影响了数据的可比性；4) 信息与沟通方面的不足，如公众感觉空气污染及其影响的信息公开不足。

研究团队针对上述问题识别了一系列干预措施。首先建议将原有的两项指令 2008/50/EC 和 2004/107/EC 合并，删除冗余条款。其次识别了 68 项具体干预措施。这些措施被单独评估，也被组合为若干政策选项进行组合评估。干预措施的制定依据包括：(a) 适应性检查结果；(b) 来自欧洲国家空气质量参考实验室网络（AQUILA, European Network of National Air Quality Reference Laboratories）和空气质量模型论坛（FAIRMODE, Forum for Air Quality Modelling）的空气质量专家群体对修订指令的影响评估的反馈；(c) 研究团

队的专业知识；（d）并行开展的关于加强指令中空气质量监测、建模和规划研究的成果；（e）相关文献综述的结果。

针对“环境与健康方面的不足”这一问题，研究提出了一系列以污染物标准修订为核心的干预措施，覆盖 12 种主要空气污染物：PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、O₃、SO₂、CO、C₆H₆、BaP、Pb、As、Cd、Ni。具体建议包括修订长期空气质量标准、修订或新增短期空气质量标准和预警阈值、修订或新增平均暴露浓度限值、以及探讨对新的污染物设立空气质量标准。这些干预措施被进一步整合为 I-1 至 I-6 六个政策选项，主要内容如下。

- I-1：2030 年 PM_{2.5} 实现 WHO 指导值，即年均浓度 5 μg/m³、日均浓度 15 μg/m³
- I-2：2030 年 PM_{2.5} 实现 WHO 过渡目标 IT-4，即年均浓度 10 μg/m³、日均浓度 25 μg/m³
- I-3：2030 年 PM_{2.5} 实现 WHO 过渡目标 IT-3，即年均浓度 15 μg/m³、日均浓度 37.5 μg/m³
- I-4：为新的空气污染物设立标准
- I-5：加严 PM_{2.5} 暴露浓度限值，设立 PM₁₀、NO₂、O₃ 暴露浓度限值
- I-6：定期审查空气质量标准

3.2.2 政策选项评估结果

本次影响评估共分析了 19 项由不同干预措施构成的政策选项，最终筛选出 15 项政策选项。其中，针对“环境与健康方面的不足”的 I-1 至 I-6 六个政策选项，评估结果如下。

在可行性层面，政策选项 I-3 仅通过技术减排措施即可实现。而政策选项 I-1 和 I-2 则需要付出巨大的额外努力来实现。针对 I-1，仅凭现有技术甚至无法完全实现，需要针对特定排放源采取具体的措施。在成本最优情景下，实现 I-1 和 I-2 的减排驱动力主要来自工业、住宅取暖和农业领域。

在政策选项 I-3 下，2030 年，超过 PM_{2.5} 年

均浓度限值 15 μg/m³ 的站点比例将由 2020 年的 16% 降至 0.8%，略优于以现行欧盟指令实施状况作为基线情景下的 1.2%；约 40 万人暴露在超标浓度下。

政策选项 I-2 呈现更强的减排效果，2030 年，超过 PM_{2.5} 年均浓度限值 10 μg/m³ 的站点比例将由 2020 年的 52% 降至 2030 年的 6%（基线情景 15%）；约 1160 万人暴露在超标浓度下，仅 10 万人的暴露浓度水平超过 I-3 的 15 μg/m³。

政策选项 I-1 虽然最具雄心，但技术挑战也最大。2030 年，超标站点将从 2020 年的 95% 降至 2030 年的 71%（基线情景 85%）。暴露在超标浓度下的人口超过 2.25 亿；其中 1150 万人暴露浓度水平高于 I-2 的 10 μg/m³。即便将目标年份延后至 2050 年，仍将有 1.11 亿人的暴露浓度水平高于 5 μg/m³。

在健康与生态影响方面，三个政策选项均带来显著的积极影响，且梯度差异明显。从健康影响看，与基线情景相比，实施政策选项 I-3 将使与 PM_{2.5} 和 NO₂ 暴露相关的死亡率分别降低 38% 和 12%；实施政策选项 I-2 的降幅进一步扩大，分别为 49% 和 16%；实施政策选项 I-1 效果最为显著，降幅达到 53% 和 20%。在生态影响方面，2030 年基准情景下，预计 69% 的生态系统区域将因氮沉降超标而面临富营养化风险。实施政策选项 I-3、I-2 和 I-1 可将该比例分别降至 61%、58% 和 55%。

在社会影响方面，敏感人群（包括儿童、孕妇、老年人以及患有基础疾病的人群）是当今受空气污染影响最严重的群体。因此，在大多数情况下，他们将获得最多的因空气质量改善产生的健康效益。

对政策选项 I-4 至 I-6 的评估旨在识别它们是否能使指令更加有效且具有前瞻性。I-4 获得了来自社会团体、NGO 和学术界的广泛支持，但 I-4 因科学证据不足未被采纳。建议优先建立统一监测体系，后期再通过建立定期审查机制持续关注新的污染物。对于 I-5，利益相关者表示了一定的支持。建议可基于现有的监测，采用更合

适的区域分辨率来建立相关指标，以助力实现背景 PM_{2.5} 持续下降。对于 I-6，评估认为该机制将确保欧盟政策制定与科学发展实现同步。该政策选项受到利益相关方的普遍支持，仅部分公共机构对此持保留态度。

3.3 提案发布、立法协商与协议达成

欧盟的立法倡议由欧盟委员会提出，提交欧洲议会和欧盟理事会分别审议并提出意见，然后通过“三方对话”达成协议并最终表决。在《欧洲绿色协议》框架下，欧盟委员会于 2022 年 10 月 26 日发布了《环境空气质量指令修订提案》(Proposal for a revision of the Ambient Air Quality Directives)。提案将当时适用的两项指令合并为一项统一的指令，并在引入 2050 年“零污染”目标的同时，以政策选项 I-2 中对应的污染物浓度标准为基础，设定了到 2030 年更加接近 WHO 指导值的空气质量标准。提案还明确了标准的定期审查机制，要求欧盟委员会在 2028 年 12 月 31 日前基于最新科学证据评估标准的适用性，并考虑是否纳入更多空气污染物，并于未来每五年开展一次审查。提案还明确了因违反欧盟空气质量标准而导致健康受损时的公众赔偿权利，并对公众空气质量信息披露、司法救济、处罚规则以及空气质量监测和建模方面的要求进行了更新和说明。

提案随后被提交给欧洲议会，并由环境、公共卫生与食品安全委员会 (Committee on the Environment, Public Health and Food Safety, ENVI) 主导审议。ENVI 于 2023 年 6 月 27 日通过其审议报告，主张对包括 PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、SO₂ 和 O₃ 等在内的多种污染物设定更严格的 2030 年限值和目标值，并建议明确区分用于确保空气质量新标准实现的“空气质量路线图”与发生标准超标事件时的“应对方案”。报告建议成员国在高污染区域新增黑碳、氨和汞的监测点，增加采样点数量，并提高“超级站点”的覆盖率。

此外，空气质量指数需在全体成员国间具备可比性，并附带污染物健康风险说明。报告还建议明确赔偿规则，提出应优先将罚款收入用于改善空气质量。2023 年 9 月，议会全体会议以 363 票赞成、226 票反对、46 票弃权通过了该报告，决定分阶段实施限值：2030 年先实现提案标准，2035 年再实现 ENVI 建议的更严格标准。

欧盟理事会于 2023 年 11 月 9 日发布了对其提案的意见和建议。主要包括：将 BaP、As、Cd 和 Ni 的标准继续作为目标值（而非限值）维持至 2030 年；允许成员国在特定情形下申请最长 10 年（至 2040 年 1 月 1 日）的达标延期，延期理由可包括例如人均 GDP 低于欧盟平均且低收入家庭占比较高，或模型预测无法如期达标。理事会还主张在空气质量建模方面保留一定灵活性，增强对跨界污染的应对条款，并要求欧盟委员会在 2030 年前审查标准的适用性、污染物范围、达标期限、跨界污染条款等，并在此后定期审查。此外，理事会对司法救济、赔偿和处罚条款进行了大幅度的修订。

2024 年 2 月 20 日，三方就修订案达成临时协议。协议对多种污染物设定了更严格的标准，并要求委员会在 2030 年底前（及之后每五年）评估欧盟标准与 WHO 指导值和最新科学证据之间的一致性。成员国可在特定条件下申请最长 10 年的达标延期。三方同意设立“空气质量路线图”制度，以及包含健康影响信息的标准化的空气质量指数体系。协议还引入了新的司法救济和赔偿机制条款。该临时协议体现了欧盟在平衡公共健康、环境保护与经济现实之间的努力，为未来欧盟空气质量治理提供了更明确的法律与制度框架。

最终文本于 2024 年 4 月 24 日获得欧洲议会通过（381 票赞成、225 票反对、17 票弃权），并于 2024 年 10 月 14 日获理事会批准。该法案于 2024 年 10 月 23 日正式签署，并于 2024 年 11 月 20 日在欧盟官方公报发布。新指令于 2024 年 12 月 10 日起正式生效，并规定成员国必须在 2026 年 12 月 11 日之前将该指令转化为本国法律。

◎ 四、指令修订的成本效益分析

欧盟委员会于 2015 年提出一套监管优化议程 (Better Regulation Agenda) 来优化政策法规。优化监管的方向是制订能够实现目标, 同时具有针对性、有效性、易于遵守、且成本最优的政策。因此, 成本效益分析是欧盟政策制定流程中的重要组成部分。在此次指令修订过程中, 影响分析报告对潜在政策选项的成本和收益进行了评估, 并给出了效益成本比。这些信息有助于筛选成本效率最优的方案, 并指导如何更好的设计行动方案以实现政策目标。

4.1 情景设置

政策影响分析中设置了基线情景、政策情景、与最大技术可行减排 (Maximum Technically Feasible Reductions, MTRF) 情景。基线情景根据现行的欧盟指令及各成员国的实施情况确定, 涵盖当前已实施的措施、政策及部分政策草案。政策情景基于 I-1 至 I-3 三个政策选项设置。MTRF 情景是在不考虑成本的前提下, 依赖所有可用的末端技术以实现最大减排潜力。

污染物排放估算采用了 GAINS 综合评估模型, 模型整合了经济发展与结构、排放源控制潜力和成本、主要空气污染物在大气中形成和扩散的数据, 基于其成本优化模块对不同政策选项下以达标为前提的排放量进行预测。污染物的环境浓度模拟通过 EMEP CTM 大气化学传输模型得到。首先通过 GAINS 模型量化各情景下成员国和经济部门的主要污染物排放量, 随后将其作为输入数据导入 EMEP CTM 模型和其降尺度模块, 模拟不同情景下的高分辨率污染物浓度分布, 供后续健康影响评估使用。

4.2 成本和效益估算

成本估算分为减排成本和行政成本两个部分。其中, 减排成本通过 GAINS 模型估算, 基于可量化单位成本的减排技术措施的成本信息, 对各政策选项识别成本优化的排放控制策略, 并生成相应减排成本。结果显示, 与基线相比, 到 2030 年, 政策选项 I-3、I-2 和 I-1 所需额外减排成本分别为 33 亿、56 亿和 70 亿欧元。此外, I-1 的可达性非常有限, 即使实施 MTRF 情景下所有的技术减排选项, 欧洲仍有约半数的监测站点在 2030 年无法达标。而采用 MTRF 情景的成本将进一步增加, 与政策选项 I-1 相比增加三倍以上。

行政成本通过欧盟优化监管工具箱中的标准成本模型 (Better Regulation Toolbox Standard Cost Model) 获得。该模型使用监管涉及活动的数量、每项活动所需时间以及单位时间所需成本等信息, 估计与基准情景相比, 政策选项下所需的额外行政成本。行政成本包含两个部分: 一是与空气质量目标无关的通用支出, 年均约 0.75 亿欧元, 包含政策沟通实施与监测评估改进; 二是与制定空气质量计划相关的支出, 依据各情景达标难度差异, 在 0.01 至 0.31 亿欧元之间。总体行政成本随政策严厉程度上升, I-3 至 I-1 间的年均成本为每年 0.76-1.06 亿欧元, 全部由主管机构承担。

收益估算考虑了健康影响和环境影响两部分。其中健康影响评估采用了 WHO 在其欧洲空气污染健康风险专题报告中推荐的健康终端和暴露反应关系函数, 涵盖 PM 和 NO₂ 长期暴露引起的过早死亡、O₃ 峰值暴露引起的死亡, 以及与长期和短期 PM 暴露相关的疾病估计, 分析还根据最新研究结果补充了一些额外健康终端。报告估计了空气污染物浓度超出 WHO 指导值部分的健康

影响，并结合生命统计价值（value of statistical life, VSL）或寿命年损失（value of a life year, VOLY）、医疗保健费用支出、疾病引起的劳动力或生产力下降等信息对健康影响进行货币化，同时估算了相应政策情景下的健康收益。在政策选项 I-3 至 I-1 下，健康收益的估值范围为 118–433 亿欧元（基于 VOLY 估算）或 358–1274 亿欧元（基于 VSL 估算）。除健康影响外，报告还对文献中已广泛确认的空气质量变化可能引起的农作物、森林和生态系统影响进行了估计，并采用支付意愿方法对相关环境收益进行了货币化估算。结果显示，空气质量标准修订带来的环境收益在总收益中所占份额不足 10%。

基于估算的货币化效益和成本，报告计算了各政策选项的效益成本比（benefit-to-cost ratio）。当效益成本比大于等于 3:1 时，该比例被评估为“高”；当效益成本比介于 1:1 至 3:1 时，该比例被评估为“中”；当效益等于或低于成本时，该比例被评估为“低”。分析表明，政策选项 I-1 至 I-3 的效益成本比均属于“高”等级。但对于目标最为严格的政策选项 I-1，仅凭现有技术的情况下大部分站点预计无法达标。针对这种难以实现预期收益的情况，报告出于谨慎角度将其效益成本比列为“不确定”。对于目标最宽松的政策选项 I-3，几乎所有欧盟国家在基线情景中即可达标，因此能够提供的额外收益较为有限。对于目标适中的政策选项 I-2，多数地区在基线情景中可以接近这一目标，且实现这一目标具有相当大的健康效益和社会效益。

4.3 宏观经济分析

报告结合 GAINS 模型与 JRC-GEM-E3 模型，对政策情景进行了宏观经济分析，以阐明相关政策是否会带来净经济收益或损失，以及这些收益或成本如何在各经济部门之间分配。JRC-GEM-E3 应用一般均衡模型，能够描述经济、能



源系统和环境之间的相互作用，以及欧盟和世界其他地区的企业、家庭和政府之间的互动。

由 GAINS 模型得出的政策情景下的减排成本，将被作为输入数据提供给 JRC-GEM-E3 模型。减排成本在宏观经济模型中对购买减排活动相关商品和服务的部门体现为额外支出，对提供这些商品和服务的部门意味着额外需求。此外，该模型还捕捉到了需要承担减排成本的企业在国际贸易中面临的潜在竞争力损失。对于家庭来说，政策情景下的收入减少或减排支出增加使得购买其它商品的预算减少。

在收益方面，分析仅考虑空气质量改善带来的生产效率提升，未考虑医疗保健支出减少和农作物增产等市场效益，以及过早死亡减少和生态系统改善等非市场效益。分析结合了文献中获取

的 PM_{2.5} 对劳动生产率的影响估值，与 GAINS 模型中得出的经过人口加权的 PM_{2.5} 浓度变化，得出相应政策情景下劳动生产率的变化。这一劳动生产率变化被输入到 JRC-GEM-E3 模型，对以劳动力为投入要素的生产过程进行影响估计。

宏观经济分析结果显示，在所有政策情景下欧盟的整体经济情况都将改善，GDP 净收益预计在 0.26% 至 0.44% 之间。对应更加严格空气质量标准的政策情景需要承担更高的总成本，但可以通过生产率提升得到补偿。除畜牧业外，所有部门的产出均高于基准情景（表 2-2）。此外，政策情景对就业的影响非常小，工业领域因需要更多的治理设备使得就业上升，而农业则可能面临负面影响。

表 2-2 欧盟环境空气质量修订的宏观经济影响

	现行标准	政策选项 I-1 PM _{2.5} 5 µg/m ³	政策选项 I-2 PM _{2.5} 10 µg/m ³	政策选项 I-3 PM _{2.5} 15 µg/m ³
	成本 净收益 与基线相比的百分比变化			
GDP	0.00 0.10	-0.05 0.44	-0.04 0.38	-0.02 0.26
私人支出	0.00 0.12	-0.04 0.57	-0.03 0.49	-0.02 0.34
部门产出				
农业产出	-0.02 0.15	-0.32 0.50	-0.26 0.45	-0.19 0.30
畜牧业产出	-0.09 0.05	-1.01 -0.36	-0.62 -0.05	-0.45 -0.06
电力部门产出	0.00 0.11	0.01 0.50	0.01 0.44	0.00 0.30
化石能源产出	-0.01 0.08	-0.11 0.32	-0.10 0.28	-0.09 0.18
工业产出	0.00 0.13	0.02 0.63	0.01 0.53	0.02 0.38
服务业产出	0.00 0.09	0.00 0.45	0.00 0.38	0.00 0.26

注：表中各政策选项下的宏观经济影响以与基线情景相比的百分比变化方式描述。单元格中第一个数字代表成本变化，第二个数字（竖线后）代表净收益变化。

来源：European Commission (2022)

◎ 五、指令修订过程中的挑战与回应

5.1 量化分析中的不足与不确定性

在本次空气质量政策评估的建模过程中，存在若干关键的方法学局限与不确定性，对结果的准确性与代表性构成影响。这些不确定性主要来自排放数据质量以及健康影响估算过程中的结构性简化。

首先，排放数据的准确性是影响空气质量模型结果可靠性的核心因素之一。欧盟成员国提交的排放清单在空间分布和数据完整性方面存在较大差异，某些国家存在排放源低估或部分排放源未纳入的问题，导致模型在输入阶段即存在偏差。虽然模型中已采用敏感性分析和偏差调整手段进行部分补偿，但这些处理无法完全消除原始数据质量不高所带来的影响。此外，EMEP CTM 模型和其降尺度模块在排放数据较完整的国家中表现显著更优，也从侧面反映出排放清单质量对模拟精度的关键作用。在模型建立过程中，暴露出与排放数据相关的具体挑战包括：各国与国际航运排放的区分与空间分布问题；个别大型工业排放不确定性大，对城市整体暴露影响显著；居民住宅供暖排在空间分配上存在误差；非尾气排放的量化和空间分布处理不足。

其次，健康影响评估方法的简化也是重要不确定性来源。当前模型仅纳入了长期暴露于 PM、NO₂ 和 O₃ 导致的过早死亡，未涵盖其他污染物或短期暴露引发的死亡风险。在发病率方面，模型仅考虑与 PM 暴露相关的发病率。这些简化处理方式可能造成低估空气污染的整体健康负担。其次，模型未对不同污染物之间的可能存在的健康效应重叠进行调整。根据 WHO (2013) 的建议，不同污染物引起的死亡风险之间存在约 33% 的重叠，但该估算本身也存在较大不确定性。此外，

由于模型未纳入对气象数据和基线发病率的预测，因此模型无法反映出气候变化、医疗保健改善等因素的潜在影响。

5.2 不同意见与回应

在指令修订过程中，利益相关方咨询显示出各方立场存在显著差异。社会组织、公共卫生研究机构以及多数 NGO 普遍支持欧盟空气质量标准尽快和全面对齐 WHO 于 2021 年发布的《全球空气质量指南》中的指导值，认为这是保护公众健康、特别是弱势群体健康权益的必要措施。然而，大部分国家和地方政府的公共管理机构则采取更为保守的态度。他们普遍认同需要收紧污染物浓度限值以改善空气质量，但也强调必须考虑实施过程中的技术可行性、地方减排能力以及财政承受能力。工业界则出于对合规成本的担忧，更倾向维持现行标准。

在随后的立法审议中，欧洲议会在其通过的审议报告中主张分阶段实施限值，呼吁到 2035 年全面与 WHO 指导值接轨。与此同时，欧盟理事会则出于对成员国差异性现实的考量，主张赋予成员国在特定情形下申请最长 10 年的达标延期权利。最终由欧洲议会、欧盟理事会和欧盟委员会三方协商达成的临时政治协议，在保留 2030 年新限值实施目标的同时，增加了针对困难国家的弹性机制，体现了欧盟在推进空气质量改善过程中，寻求在公共健康、环境目标与经济可行性之间实现平衡的政策路径。该协议不仅体现了多方立场的调和，也为成员国落实新标准提供了明确的法律框架与执行预期。

◎ 欧盟篇参考文献

- European Commission. (2025). Revision of the Ambient Air Quality Directives. https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality/revision-ambient-air-quality-directives_en
- European Commission. (2019). Fitness Check of the Ambient Air Quality Directives – Directives 2004/107/EC relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air and Directives 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe. https://circabc.europa.eu/ui/group/cd69a4b9-1a68-4d6c-9c48-77c0399f225d/library/0667d82d-2519-49cf-aa4b-2f8886379c4d?p=1&n=10&sort=modified_DESC
- European Commission. (2021). Better Regulation Guidelines. https://commission.europa.eu/system/files/2021-11/swd2021_305_en.pdf.
- European Commission. (2022a). COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT REPORT Accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe (recast). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=SWD%3A2022%3A545%3AFIN>
- European Commission. (2022b). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2ae4a0cc-55f8-11ed-92ed-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_3&format=PDF
- European Commission. (2022c). Questions and Answers on New Air Quality Rules. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/qanda_22_6348
- European Commission: Directorate-General for Environment and Trinomics. (2022). Study to support the impact assessment for a revision of the EU Ambient Air Quality Directives – Final report, Publications Office of the European Union, 2022, <https://data.europa.eu/doi/10.2779/327850>
- European Commission: Clean Air & Urban Policy Unit. (2024). Air Quality Revision of EU Rules. https://atmosphere.copernicus.eu/sites/default/files/custom-uploads/CAMS%20TH%20GA/Presentations/120624_09_30_slIntro_Francois%20Wakenhut_v1.pdf
- European Council. (2024). Air quality: Council and Parliament strike deal to strengthen standards in the EU. <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2024/02/20/air-quality-council-and-parliament-strike-deal-to-strengthen-standards-in-the-eu/>
- European Environment Agency. (2023). Impacts of air pollution on ecosystems in Europe. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/impacts-of-air-pollution-on-ecosystems-in-europe?activeTab=1942be4f-2db8-467b-8c5f-bde3db69ff99>
- European Environment Agency. (2024a). Europe's Air Quality Status 2024. <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2024>

- European Environment Agency. (2024b). Harm to human health from air pollution in Europe: burden of disease status. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/harm-to-human-health-from-air-pollution-2024>
- European Environment Agency. (2025a). Air Quality Status Report 2025. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/air-quality-status-report-2025>
- European Environment Agency. (2025b). Exceedance of air quality standards in Europe. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/exceedance-of-air-quality-standards?activeAccordion=546a7c35-9188-4d23-94ee-005d97c26f2b>
- European Parliament. (2024a). Revision of EU air quality legislation Setting a zero pollution objective for air [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2023/747087/EPRS_BRI\(2023\)747087_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2023/747087/EPRS_BRI(2023)747087_EN.pdf)
- European Parliament. (2024b). Revision of the Ambient Air Quality Directives in “A European Green Deal”. <https://www.europarl.europa.eu/legislative-train/theme-a-european-green-deal/file-revision-of-eu-ambient-air-quality-legislation>
- WHO. (2013). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide.
- WHO. (2021). WHO Global Air Quality Guidelines. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf>



总结与启示

本章旨在从法规制度安排和科学评估体系等多个方面深入比较美国与欧盟在环境空气质量标准修订方面的制度实践，探讨共性与差异，并为

包括中国在内的其他国家完善自身标准体系提供有益借鉴。

一、修订历程与最新修订的触发因素

1.1 美国：基于制度性审查机制与政府更迭触发修订

美国 NAAQS 的修订具有高度制度化的特征。根据《清洁空气法案》第 108 和 109 条规定，美国至少每五年对 NAAQS 进行一次全面审查，并根据最新的科学证据决定是否修订标准。这一制度确保了 NAAQS 的科学性、前瞻性和动态适应能力。以 PM_{2.5} 的标准审查历程为例，自 1997 年首次在 NAAQS 中设定 PM_{2.5} 标准以来，历经多次审查，分别于 2006 年、2012 年和 2024 年进行了修订。其中，2020 年在特朗普政府主导下的审查决定维持原标准不变。由于该次审查过程削弱了专家组独立性、忽视关键流行病学证据，引发了科学界和公共健康团体广泛批评。

2021 年新一届联邦政府上任后，EPA 迅速启动了对前次决定的重新评估，并最终于 2024 年完成修订。此次重新评估的决定由四方面因素共同驱动。首先，联邦政府更迭带来政策方向转变，新任政府将科学恢复为环境政策制定的核心依据，促使 EPA 重启审查。其次，健康风险证据持续积累。大量研究显示，即使在既有标准以下，PM_{2.5} 暴露仍与心血管、呼吸系统疾病及早亡高度相关，需进一步收紧限值。第三，环境正义议题成为决策的重要考虑因素。研究表明污染暴露与健康负担在社会群体间存在结构性不平等，这一环境公平问题推动 EPA 首次系统纳入差异化暴露与健康风险分析。最后，重大公共卫生事件的发生亦为驱动因素。新冠疫情暴露出空气污染对群体健康脆弱性的放大作用，一定程度上强化了社会各界

对更严格空气质量标准的支持。四重因素共同构成此次 PM_{2.5} 标准修订的关键政策背景和科学依据。

1.2 欧盟：为响应绿色转型与对标国际标准进行标准调整

欧盟的环境空气质量标准框架首次出现于环境空气质量指令 2008/50/EC 中。此后，欧盟虽不断加强空气质量政策执行，但标准本身未进行过实质性更新。以 PM_{2.5} 为例，在 2008 年指令之后，其年均浓度限值长期维持在 25 μg/m³，远高于 WHO 在 2005 年和 2021 年发布的指导值 10 μg/m³ 和 5 μg/m³。长期未更新的欧盟环境空气质量标准被指落后于科学证据，且缺乏动态更新机制，难以体现对公众健康的充分保护。

欧盟此次启动指令修订主要受到四方面因素驱动。首先，公共健康与环境压力持续存在。尽管过去数十年欧盟空气质量有所改善，但空气污染依然是最严重的环境健康威胁之一。欧洲环境署指出，PM_{2.5}、O₃ 和 NO₂ 等污染物仍造成大量过早死亡，弱势群体尤其易受影响。同时，空气污染还对农作物、森林和生态系统造成持续破坏，带来显著的生态和经济损失。其次，现行指令效果有限。欧盟于 2019 年完成了对当时指令的适应性检查，发现指令虽在改善空气质量方面发挥关键作用，但限值已与科学共识脱节，缺乏定期更新机制，且在监测、执行及协调能力方面存在差距，难以全面实现保护目标。第三，欧盟绿色转型目标推动标准升级。《欧洲绿色协议》及其《零污染行动计划》将改善空气质量纳入核心议

程，提出 2030 年前将与污染相关的过早死亡减少 55% 的目标，明确要求更新指令并引入更具约束力的治理机制。最后，WHO 在 2021 年更新的《全球空气质量指南》提供了关键科学依据，收紧了多项空气污染物浓度指导值。受到上述因素驱动，欧盟决定修订指令，并首次引入五年一度的定期审查机制，确保标准动态更新与科学对齐。

1.3 小结

表 3-1 总结了美国和欧盟在标准修订周期和驱动力之间的异同。总体而言，美国在标

准修订方面展现出更强的制度化，通过定期审查实现环境空气质量标准与科学证据的实时对齐，保障对公共健康及环境的保护作用。但尽管其制度框架高度规范，实际操作中仍可能因政府更迭而出现政策导向的剧烈波动，影响科学评估的完整性与独立性。相比之下，欧盟此次对环境空气质量标准的修订更多体现了在应对绿色转型、对标国际标准背景下启动的突破性调整。尽管两者在制度设计与修订背景上存在差异，但均将科学证据作为标准修订的重要依据，显示出健康保护与科学共识在政策更新中的核心地位。

表 3-1 美国和欧盟在标准修订周期和驱动力之间的异同

比较维度	美国 NAAQS	欧盟指令
修订周期	遵循五年一度的定期审查机制。	之前无定期审查周期，此次修订新增五年定期审查机制。
此次修订主要因素	政府更迭带来的政策方向改变、科学证据积累、环境正义考量、重大公共卫生事件影响。	科学证据积累、现行指令效果受限、绿色转型目标推动、WHO 指导值更新。

二、修订制度与决策流程

2.1 美国：实行由行政机构主导的专业化评估机制

美国 NAAQS 的制定和修订完全由 EPA 主导，无需再经国会立法批准。这种制度安排赋予 EPA 在空气质量标准管理方面较高的自主权，使修订过程更加专业、高效。

NAAQS 修订工作以系统的科学评估为基础，主要由三类核心文件构成：一是汇集并评估当前关于污染物暴露与健康、环境影响的所有权威科学依据的 ISA 报告；二是基于 ISA 中的证据，对不同环境空气质量标准下的暴露及健康风险进行评估的 REA 报告；三是将科学证据与政策目标相

结合，为标准设定提供可选方案并进行权衡分析的 PA 报告。

上述评估文件由 EPA 内部专家起草，并须接受专业顾问委员会 CASAC 的独立科学审查。CASAC 是依据《清洁空气法案》设立的联邦顾问委员会，由美国 EPA 行政长官任命的独立科学家组成。委员会成员覆盖流行病学、环境健康、毒理学、大气科学、空气污染建模等多个学科领域，负责对 NAAQS 的科学依据进行评估并提供独立建议。EPA 需对 CASAC 的建议作出回应，但是否采纳由 EPA 署长决定，具有最终裁量权。

公众参与也是 NAAQS 修订制度的重要组成部分。在科学评估文件草案发布阶段，EPA 需公

开征求公众意见，并对主要意见予以回应。此外，EPA 在发布拟议修订方案时，还会设定正式的公众意见征集期，期间可能举办公开听证会。所有收到的意见及 EPA 回应将通过联邦公报或 EPA 官网公开发布，确保程序透明和公众监督。

总体而言，美国 NAAQS 的修订制度由联邦行政机构主导，以科学评估作为决策基础，同时将公众意见纳入考量。这一制度兼顾了决策的专业性、程序的规范性和政策的社会接受度。

2.2 欧盟：遵循强调政治协商的立法程序

欧盟指令的修订过程需遵循普通立法程序，体现为以欧盟三大机构——欧盟委员会、欧洲议会和欧盟理事会——为主体的政治协商机制。

修订进程通常由欧盟委员会环境总司牵头启动，首先通过委托外部研究机构、组织利益相关方咨询与公众反馈，进行影响评估报告编写，以系统分析不同政策选项对健康、环境和社会经济的影响。欧盟委员会随后据此拟定修订提案草案。草案需经欧洲议会和理事会的审议程序，就可能提出的修订内容达成初步政治协议，最终文本将在议会进行表决。整个过程兼顾了欧盟不同成员国间的利益平衡、法律一致性及可执行性。

欧盟制度重视公众参与与利益相关方协商。从拟定影响评估报告开始，欧委会即启动多轮公

众征询，以问卷、访谈、会议等多种形式，对涵盖公共部门、民间社会与非政府组织、产业与企业界、学术与科研机构、以及普通欧盟公民在内的广泛群体进行与政策相关的意见征询。这种开放协商的做法确保标准设定能充分吸收多元声音。

欧盟指令的修订流程体现了多方共治的制度安排，确保标准修订兼顾科学证据、成员国利益与社会诉求，但也因立法周期较长、政治博弈复杂而在一定程度上影响决策效率。整体而言，欧盟制度更加强调政治共识与治理协调，在促进政策可接受性与可行性方面具有独特优势。

2.3 小结

美国与欧盟在环境空气质量标准修订制度与决策流程上体现出显著差异。美国呈现出专业行政机构主导的特点，由 EPA 独立承担标准修订职能，依托系统化的科学评估机制和独立专家委员会进行技术支持与审查，程序集中、决策高效、强调科学证据的重要性。相比之下，欧盟作为一个多主权国家组成的政治联盟，标准修订需经普通立法程序推进，由欧盟委员会提出修订提案，再经欧洲议会与理事会共同决定。这一过程强调协商治理与多方参与，也不可避免带来程序复杂、科学主导性受到政治妥协和多方平衡限制等现实挑战。两种制度路径

表 3-2 美国和欧盟环境空气质量标准修订制度与决策流程对比

比较维度	美国 NAAQS	欧盟指令
决策主导机构	由 EPA 主导，独立决策	由欧盟委员会提案，欧洲议会与理事会通过普通立法程序协商达成立法文本
核心技术文件	综合科学评估 (ISA)、风险与暴露评估 (REA)、政策评估 (PA)	影响评估
专家机构支持	设有常设科学咨询机构 CASAC，提供独立建议	委托外部研究，缺乏类似 CASAC 的独立常设科学顾问机制
公众参与	科学评估报告草案与标准修订提案发布后分别设置了公开征求意见阶段提供公众参与机会	公众参与贯穿政策制定全过程，包括初期影响评估、影响评估、以及提案发布后

分别代表了以科学评估为核心的行政技术型决策机制（美国）与以多边共识为基础的政治协商型立法体系（欧盟），其背后反映出不同的

制度体系与治理逻辑对于环境政策制定模式的深层塑造。表 3-2 概括比较了美国和欧盟环境空气质量标准修订制度与流程的主要异同。

◎ 三、支持修订决策的科学评估框架

3.1 美国：采用以健康影响为核心的科学评估体系

根据《清洁空气法案》，EPA 在制定或修订 NAAQS 时，必须以充分保护公众健康为核心目标，不得将经济成本作为决策依据。因此，美国在针对 NAAQS 修订的科学评估中，内容专注于污染物的健康影响。

在本轮针对 PM 的 NAAQS 标准修订过程中，EPA 以 2019 年发布的 ISA 报告为基础，并结合 2022 年发布的 ISA 补充文件，对 2018 至 2023 年间新增的 PM_{2.5} 相关的健康与福利影响研究进行了更新和扩展。报告纳入的最新流行病学研究强化了 PM_{2.5} 短期/长期暴露与心血管疾病及全因死亡率之间的因果关系，并且表明即使在年均浓度低于当时标准（12 μg/m³）的低浓度范围中该关联性仍然显著，强化了浓度 - 反应关系“无阈值”的科学假设。此外，研究揭示易感人群（如老年人、儿童、有基础疾病者）以及低社会经济地位群体和有色人种群体通常面临更严重的 PM_{2.5} 暴露健康风险，强调了空气污染问题中的环境正义维度，应在标准制定中给予充分考量。

为了简化流程，此次评估没有发布 REA 文件，而是将风险和暴露评估内容整合至 PA 评估报告中。报告结合 ISA 报告评估的科学证据，基于美国大型多城市流行病学研究选取暴露反应关系函数，以与 PM_{2.5} 长期及短期暴露相关的全因死亡率作为健康终端，量化估计当时适用及备选空气质量标准下的暴露情况及健康风险。评估结果表明，若维持当时适用的年均标准，每年将持续出

现大量因 PM_{2.5} 长期暴露导致的死亡案例，且种族间在污染暴露和健康影响方面存在明显差异。将标准下调至 10 或 8 μg/m³ 预计可分别减少相关死亡 15-19% 与 30-37%，显著提升公众健康保护水平并减少种族间健康影响差距。评估还结合了 CASAC 及公众意见，大多数 CASAC 成员建议将年均标准设定在 8 至 10 μg/m³ 之间。

总体而言，美国针对 NAAQS 标准审查的科学评估紧扣健康证据，强调对易感人群和弱势群体的保护，为修订决策提供了坚实的技术支撑。

3.2 欧盟：依托兼顾多重影响的综合评估框架

根据欧盟《优化监管指南》（Better Regulation Guidelines）要求，包括指令修订在内的重大政策提案，在立法程序启动前必须开展影响评估。该评估需系统分析各项政策选项在有效性、成本效益、政策一致性、公平性、可行性等多个维度的表现，以确保政策制定科学合理、符合公众利益，并与欧盟整体战略目标保持一致。

在支持本轮指令修订的影响评估中，科研团队系统识别了当前指令实施过程中的主要问题，并结合文献综述、专家网络反馈以及利益相关方咨询结果提出了具体干预措施和政策选项。其中与环境空气质量标准中污染物限值调整相关的干预措施被整合为三项政策选项（I-1 至 I-3），分别对应到 2030 年实现与 WHO 空气质量指南建议“完全一致”、“比较一致”及“部分一致”的目标。

评估采用覆盖环境、经济与社会影响三个维度的 12 项评估指标对各项政策选项进行系统

比较，评估其在实现环境与健康保护目标方面的有效性、成本效益方面的效率表现、以及在环境公平等方面可能带来的社会分布影响。该评估为政策制定提供了多维度、证据支撑的决策基础。

在政策目标可行性方面，标准最为宽松的政策选项 I-3 仅依赖现有技术即可实现；I-2 则需要付出巨大额外努力；I-1 技术挑战最大，仅凭现有技术甚至无法完全达到标准。在健康和生态影响方面，三个政策选项均带来显著的积极影响，且梯度差异明显。与基线情景相比，实施 I-3 至 I-1 三个政策选项将使与 PM_{2.5} 和 NO₂ 暴露相关的死亡率分别降低 38–53% 和 12–20%。生态系统受益亦随着限值收紧而增强。成本效益分析显示，三个政策选项的效益成本比均被评估为“高”，但由于 I-1 选项的技术实现难度大，其效益成本分析结果被标注为“不确定”。在社会影响方面，评估显示空气质量标准的加强可显著降低易感人群健康风险。宏观经济分析亦显示，三个政策选项均带来 GDP 净增长（0.26–0.44%），并对就业影响整体温和。

总体来看，欧盟在修订指令过程中采取的是以综合治理目标为导向的多维科学评估方法，评估强调政策可行性与多目标平衡。

3.3 小结

美国与欧盟在环境空气质量标准修订中均重视科学评估，但评估框架和重点存在显著差异。美国依据《清洁空气法案》将公众健康保护作为核心目标，明确排除经济成本作为设定标准的依据，其科学评估聚焦污染物健康影响，基于对不同政策选项下健康风险的评估，为政策决策提供建议。值得注意的是，美国在评估中纳入了环境公平考量，评估标准修订对包括易感人群、低社会经济地位群体和少数族裔在内的影响。

欧盟则遵循《优化监管指南》，在指令修订中采用兼顾多重影响的综合评估框架。评估使用涵盖环境、经济与社会影响三个维度的 12 项指标，系统比较不同的政策选项，为政策选择提供支持。其中，环境公平被作为重要分析内容之一，评估不同政策情景下，空气质量改善在不同社会经济群体与年龄结构人群中的分布效果，以识别潜在的不平等风险。

总体而言，美国以健康证据为评估核心，突出环境健康科学证据的重要性；欧盟则通过综合权衡推动标准调整，体现出两种制度路径在治理理念与决策依据上的差异。

◎ 四、成本效益评估的角色与方法

4.1 美国：进行与标准设定相独立的成本效益评估

尽管《清洁空气法案》要求在制定和修订 NAAQS 的过程中不得将经济影响等非健康因素作为考量基础，但这并不意味着成本效益分析在整个政策过程中的作用被忽视。成本与效益评估是有效实施 NAAQS 的必要决策工具。根据美国政府行政命令 12866 和 13563 号令的规定，EPA

在开展包括 NAAQS 在内的重大监管行动时，需编制政策影响分析（RIA）报告。报告应包含成本效益的量化分析，并对无法以货币形式量化的影响进行定性描述。该报告通常与标准修订案同步公开，以便为政策沟通、公众理解及后续标准实施提供依据。

针对此次 NAAQS 修订的 RIA 首先定义了对应既有标准的基线情景，和对应修订后空气质量标准以及替代政策选项的政策情景，以便衡量实

施新标准所带来的额外影响，及潜在政策选项之间的影响差异。通过模型模拟，报告估算了至目标年份 2032 年，不同情境下达标所需的减排量。

在成本评估方面，报告基于达标所需减排量，采用控制策略工具（CoST）和控制措施数据库（CMDB），基于成本优化识别达标所需的应用于各类主要污染源的控制措施，并估算相应的减排工程成本。效益估算部分聚焦于标准修订对人体健康的影响。报告基于 ISA 评估结果选择最可信的健康终端，使用空气质量变化健康效益评估软件 BenMAP-CE，基于健康影响函数对 2032 年由年均 $PM_{2.5}$ 浓度变化导致的过早死亡和疾病数量进行量化估计，并基于相关支付意愿研究和治疗成本对其进行货币化估值。结果显示，修订标准下的健康收益显著高于对应的控制成本，净收益可基本等同于健康收益本身，反映出显著的社会回报。

为补充直接成本效益分析，EPA 参照其科学顾问委员会（SAB）建议，推进适用于相关政策宏观经济分析的 CGE 新模型开发，以量化空气质量标准对宏观经济的间接影响。尽管此次 RIA 尚未能采用这一新模型进行量化分析，但过往宏观经济分析结果表明，减排带来的健康收益可抵消控制成本对 GDP 的潜在负面影响。

4.2 欧盟：将成本效益评估作为标准制定的重要依据

与美国强调健康优先、修订决策环节排除经济影响不同，欧盟在环境空气质量标准修订中正式将成本效益评估纳入政策形成的核心环节。根据欧盟《优化监管指南》要求，所有重大政策提案均需开展影响评估，系统评估政策选项在有效性、成本收益效率、政策一致性、公平性与可行性等方面的表现。其中成本收益评估是影响评估中重要的组成部分。

此次欧盟针对指令中污染物限值修订的影响

评估设置了基线情景、三个政策情景以及最大技术可行减排（MTFR）情景。基线情景基于既有指令及立法实施；政策情景分别对应与 WHO 指南一致程度不同的 I-1 至 I-3 政策选项；MTFR 情景用于探索末端控制技术的最大减排潜力。以达标为前提的污染物排放量由 GAINS 综合评估模型模拟，污染物环境浓度则通过 EMEP CTM 大气化学传输模型得出，并用于后续健康与环境影响评估。

成本估算分为减排成本和行政成本两个部分。其中减排成本基于 GAINS 模型识别的成本优化排放控制策略得出。行政成本通过欧盟优化监管工具箱中的标准成本模型获得，总体行政成本与减排成本相比很小，且全部由主管机构承担。收益估算包括健康和环境两部分。健康部分主要依据 WHO 针对欧洲地区的空气污染健康风险报告中推荐的健康终端与暴露反应函数，评估污染物浓度超出 WHO 指导值部分所致的健康影响，并结合支付意愿、医疗支出及劳动力损失等因素进行货币化。环境收益则涵盖空气质量改善对农作物、森林和生态系统的影响，也采用支付意愿方法估值。估算结果显示，其在总收益中的占比不足 10%。基于估算的货币化效益和成本，报告得出政策选项 I-1 至 I-3 的效益成本比均属于“高”等级。但由于 I-1 选项的技术实现难度大，其效益成本分析结果被标注为“不确定”。

报告进一步采用一般均衡模型 JRC-GEM-E3 分析标准修订的宏观经济影响。GAINS 模型生成的减排成本数据被用作 JRC-GEM-E3 的输入，以评估其对各经济部门的支出结构与产出水平的影响。收益方面，模型纳入了空气质量改善带来的劳动生产率提升，但未包括医疗支出减少、农作物增产等市场效益，亦未考虑过早死亡减少与生态系统改善等非市场效益。分析结果表明，所有政策情景均可带来正向的 GDP 增长（约 0.26%–0.44%），对就业的影响非常小。

4.3 小结

在政策定位方面，美国依据《清洁空气法案》明确规定，在设定 NAAQS 时不得将经济成本作为考量因素。因此，成本效益分析被排除在法定标准设定的直接程序之外。尽管如此，根据美国行政命令第 12866 号和第 13563 号的要求，美国 EPA 仍需编制 RIA 报告，对标准修订的成本收益进行定量评估。针对美国 NAAQS 修订的成本效益评估虽不影响标准设定结果，但在提升政策透明度、促进政策沟通与支持政策执行方面具有重要作用。

相比之下，欧盟将成本效益分析置于政策制定过程的核心组成部分。根据《优化监管指南》，包括指令修订在内的所有重大政策提案均需开展影响评估，以系统评估政策选项在成本效益、公平性、可行性等方面的表现。成本效益评估不仅用于后续实施决策，更是标准设定过程中的关键依据。

在评估方法方面，美国和欧盟基本遵循一致的成分收益分析框架，大致包括情景设定、减排量和污染浓度估算、成本和收益估算、宏观经济分析等主要内容，仅在使用的评估工具、模型参数、数据来源等方面存在差异。具体异同之处详见表 3-3。

表 3-3 美国和欧盟成本效益分析方法对比表

比较维度	美国 NAAQS	欧盟指令	异同点说明
情景设定	基线情景、政策情景（多个标准组合）。	基线情景、政策情景（I-1~I-3）、MTFR 情景。	均通过构建基线和政策情景进行对比分析。欧盟额外设置了 MTRF 情景以探讨末端控制技术的最大减排潜力。
减排量和空气污染浓度估算	采用社区多尺度空气质量建模系统（CMAQ）进行空气质量模拟，通过比较基线与政策情景的相对响应因子（Relative Response Factor, RRF），将监测数据外推至目标年份，判定各监测点是否达标，并结合源贡献信息反推出实现所有监测点浓度达标所需的减排量。	依托 GAINS 综合评估模型，模拟污染物排放与浓度之间的关系，估算各国或区域在理论上为达标所需的排放削减量。同时采用 EMEP CTM 大气化学传输模型进行空气污染浓度模拟。	均采用模型模拟得到空气污染浓度，仅在具体工具和方法细节上存在差异。
成本估算	采用空气污染物排放建模平台、控制策略工具（CoST）、控制措施数据库（CMDDB）等工具，基于成本优化进行减排成本估算。	采用 GAINS 综合评估模型及其成本优化模块对减排成本进行估算。除减排成本外，还采用欧盟优化监管工具箱中的标准成本模型估算行政负担。	减排成本估算的逻辑一致，均基于成本优化识别排放控制策略。欧盟额外对政策情景下的行政负担进行了估算，与减排成本相比数值很小。
健康效益评估	基于 ISA 报告选择最可信的健康终端，以及 BenMAP-CE 中的健康影响函数对健康影响进行定量分析，并基于支付意愿研究和治疗成本对其进行货币化估值。	基于 WHO 推荐的健康终端以及暴露反应关系估算健康影响，并基于支付意愿研究、医疗支出及劳动力损失进行货币化估值。	健康效益估算逻辑一致，仅在健康终端和暴露 - 反应函数的选取上存在差异。货币化估值均以支付意愿研究为主要依据，当支付意愿研究缺乏时辅以医疗支出、生产力损失等其它估值方法。
环境效益估算	不作为主项评估（仅在其他文件中讨论）。	纳入对农作物、森林和生态系统的影响估算，采用支付意愿法估值。	美国未对环境收益进行量化估算。欧盟估算结果显示，环境收益在总收益中的占比不足 10%。
宏观经济分析	正在开发适用于此类目的的 CGE 模型（SAGE），未在此次 RIA 中正式应用。	使用 JRC-GEM-E3 模型对宏观经济影响进行模拟。减排成本、以及空气质量改善带来的劳动生产率提升被作为输入数据纳入模型。	尽管美国在此次修订中未进行宏观经济分析，但以往的分析结果表明，健康收益可抵消减排成本对 GDP 的潜在负面影响。这与欧盟此次分析结果类似。

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3-41,100600

邮箱: china@cleanairasia.org

电话/传真: +86 10 8532 6172

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