



基于健康的推动环境空气质量标准修订—— 环境空气质量标准制修订方法及在上海实践

Development of health-oriented standards of ambient air quality:

Methodology to set and its practice in Shanghai, China

复旦大学 公共卫生学院

2023.5.12

School of Public Health, Fudan University

May 12th, 2023

关于作者

阚海东, 教授, 复旦大学, kanh@fudan.edu.cn

陈仁杰, 教授, 复旦大学, chenrenjie@fudan.edu.cn

伏晴艳, 教授级高工, 上海市环境监测中心, qingyanf@sheemc.cn

牛越, 青年研究员, 复旦大学, niuy@fudan.edu.cn

ABOUT THE AUTHORS

Haidong Kan, Professor, Fudan University, kanh@fudan.edu.cn

Renjie Chen, Professor, Fudan University, chenrenjie@fudan.edu.cn

Qingyan Fu, Professor-level senior engineer, Shanghai Environmental Monitoring Center, qingyanf@sheemc.cn

Yue Niu, Junior Researcher, Fudan University, niuy@fudan.edu.cn

致谢

本研究由复旦大学统筹撰写, 由能源基金会提供资金支持。

ACKNOWLEDGEMENT

This report is a product of Fudan University and is funded by Energy Foundation China.

目录

研究背景.....	1
1. 我国环境空气质量标准直接借鉴 WHO 指南.....	1
2. 我国空气质量得到明显改善.....	1
3. WHO 及其他国家逐步收紧空气质量指南/标准.....	2
4. 我国缺少地方性环境空气质量标准.....	3
项目执行情况.....	4
1. 研究目的.....	4
2. 研究内容.....	4
3. 项目考核指标.....	4
4. 项目完成情况.....	5
第一章 国际环境空气质量标准制/修订经验.....	6
1. WHO 《全球空气质量指南》制/修订经验.....	6
1.1 制定准则的范围与关键问题.....	6
1.2 对相关研究证据进行系统综述.....	7
1.3 文献检测策略.....	8
1.4 评估系统综述研究证据的确定性.....	12
1.5 形成空气质量标准值.....	14
2. 美国的环境空气质量标准制/修订经验.....	18
2.1 现况.....	18
2.2 环境空气质量标准制定流程.....	19
3. 其他国家的环境空气质量标准制/修订经验.....	23
3.1 加拿大.....	23
3.2 欧盟.....	24
3.3 日本.....	24
4. 地方性环境空气质量标准制/修订经验.....	26
4.1 美国加利福尼亚州的空气质量标准现况.....	26
4.2 美国加利福尼亚州空气质量标准制修订.....	28
第二章 我国环境空气质量标准制/修工作流程及方法.....	31

1. 我国环境空气质量标准发展及现状.....	31
1.1 我国环境空气质量标准的演变过程.....	31
1.2 我国环境空气质量标准修订原则与思路.....	33
1.3 《环境空气质量标准（GB3095-1996）》修订工作过程.....	34
1.4 我国环境空气质量标准修订方法的不足.....	35
2. 我国环境空气质量标准制/修工作流程及方法建议	37
2.1 基于健康的环境空气质量标准制/修订工作流程	37
2.2 我国环境空气质量标准制/修订具体方法—以 PM _{2.5} 为例.....	38
第三章 PM _{2.5} 健康研究证据科学评估.....	46
1. 我国 PM _{2.5} 健康研究证据科学评估.....	46
1.1 前言.....	46
1.2 方法.....	48
1.3 结果.....	52
1.4 结论.....	68
2. 上海地区 PM _{2.5} 健康研究进展.....	71
2.1 上海地区 PM _{2.5} 短期暴露健康研究进展.....	71
2.2 上海地区 PM _{2.5} 长期暴露健康研究进展.....	74
参考文献.....	76
第四章 上海市 PM _{2.5} 暴露评估.....	82
1. 上海市 PM _{2.5} 浓度历史变化趋势.....	82
1.1 上海市 PM _{2.5} 浓度年均值的历史变化趋势.....	82
1.2 上海市 PM _{2.5} 浓度日均值的历史变化趋势.....	85
2. 上海市 2022 年 PM _{2.5} 污染水平现状.....	86
参考文献.....	87
第五章 上海市 PM _{2.5} 相关的死亡负担和经济健康损失评估.....	89
1. 数据与方法.....	90
1.1 数据收集.....	90
1.2 归因死亡数评估.....	90
1.3 健康经济损失评估.....	91

1.4 不同 PM _{2.5} 控制目标的影响评估.....	91
1.5 不确定性分析.....	91
2. 结果与讨论.....	91
2.1 上海市各区基本信息.....	91
2.2 上海市各区 PM _{2.5} 污染相关的死亡负担和健康经济损失.....	92
2.3 不同 PM _{2.5} 控制目标的影响.....	95
2.4 与其他研究的比较.....	95
3. 结论.....	99
参考文献.....	100
第六章 专家访谈综述.....	104
1. 访谈问题设置.....	104
2. 专家访谈总结.....	104
阶段性研究成果小结.....	109
1. 主要研究结论/成果	109
2. 研究创新点.....	109

研究背景

1. 我国环境空气质量标准直接借鉴 WHO 指南

环境空气质量标准指在一定平均时间内，环境空气污染物对特定对象（人、其他生物或生态系统）不产生不良或有害影响或影响很小的最大剂量或浓度。我国现行的《环境空气质量标准》于 1982 年首次发布，1996 年第一次修订，2012 年第二次修订。2012 年修订标准时，重点关注调整污染物项目、限值、统计要求等一系列急需解决的突出问题。从 2013 年 1 月 1 日首批城市开始实施，《环境空气质量标准》（GB 3095-2012）实施时间已经接近 10 年，期间针对 21 项监测标准进行了修改。中国工程院专题评估表明，标准内容总体科学、可行，在引领环境管理、促进空气质量改善方面发挥了积极作用。

目前，我国环境空气质量标准制修订尚未形成体系，现行的环境空气质量标准制修订方法和流程主要参考世界卫生组织（WHO）。近年来，我国的大气污染形势发生了新的变化，为适应新时期环境空气质量管理需求，提升大气污染防治科学化、精准化水平，统筹环境保护与经济发展，有必要对我国现行的环境空气质量标准进行修订。需要结合我国大气污染防治重点，研究主要大气污染物相关的人群健康效应，并进一步探索环境空气质量标准制修订方法，为确立方法体系提供支撑。

2. 我国空气质量得到明显改善

中国于 2013 年至今实施了《大气污染防治行动计划》等一系列举措，大气污染问题得到了大幅改善。以颗粒物 PM_{2.5}、PM₁₀ 为例，中国基本达到了 WHO《全球空气质量标准指南》（2005 年）过渡阶段 IT-1 要求，但距离实现 WHO《空气质量标准指南》的指导值水平依然任重道远。2012-2017 年间，我国人口老龄化导致 PM_{2.5} 相关死亡人数增加了 34 万，大幅抵消了空气质量改善带来的保护效益相关死亡人数减少 41 万。其次，欧美等国家经过长年污染治理和相关产业转移，空气质量水平达到或接近 WHO《全球空气质量标准指南》（2005 年），然而在上述地区仍能观测到低浓度空气污染暴露的健康危害，因此有必要加严标准，进一步保护人群健康。

2020年，中国宣布了2030年前实现“碳达峰”、2060年前实现“碳中和”的目标，给我国空气质量的持续改善提供了巨大驱动力。有研究估算，如果我国在2060年完成低碳能源转型，并采取积极的大气污染控制措施，全国人群PM_{2.5}年均暴露水平将达到8 μg/m³左右，78%的人群PM_{2.5}年均暴露水平低于10 μg/m³。在此基础上，有必要更新我国现行的环境空气质量标准。

3. WHO 及其他国家逐步收紧空气质量指南/标准

自1987年开始，WHO定期发布基于健康的《全球空气质量指南》，上一个版本更新于2005年，近年来，环境科学领域的科学家们基于真实世界研究和流行病学研究，对于空气污染如何影响人类健康有了更清晰和全面的认识。研究证据表明，空气污染暴露可伤害儿童呼吸系统发育、诱发呼吸道感染和加剧哮喘，还可能会增加成人患肺癌、缺血性心脏病、卒中等致死性疾病的风险，并可能与慢阻肺、糖尿病和退行性神经疾病存在关联。

近年来，在老龄化、世界经济两极化、气候变化等发展趋势的影响下，保护人类社会的健康面临更为艰巨的挑战。为进一步降低环境大气污染物的全球公共健康风险，2021年，WHO基于500余篇学术论文提供的科学证据，修订并发布了《全球空气质量标准指南（2021年）》。指南文件涵盖了PM_{2.5}、PM₁₀、O₃、NO₂、SO₂、CO等六种主要空气污染物的指导值水平和过渡阶段目标值，前者为基于科学研究结果判断的人群暴露于空气污染引致健康风险的空气污染最低浓度值，后者基于不同空气污染浓度下健康影响的风险水平，为制定空气质量管理阶段性目标提供参考。《全球空气质量标准指南》适用于室内和室外环境，但是不适用于特定职业环境。

基于低浓度水平健康影响的新证据，收紧了PM_{2.5}、PM₁₀的长期暴露指标——年均目标值，其中PM_{2.5}年均目标值由10 μg/m³下调到5 μg/m³。根据全球多中心的研究述，调整了24小时浓度水平与年均浓度水平的比率并更新了PM_{2.5}、PM₁₀的24小时目标值。全球尚未有国家能够全面达到《全球空气质量指南》（AQG）的目标要求。根据世卫组织的快速分析结果，如果将2016年的PM_{2.5}水平降低到新的AQG水平5 μg/m³，全球与PM_{2.5}相关的过早死亡人数将减少近80%。中国于2013年至今实施了《大气污染防治行动计划》等一系列举措，大幅改善了

大气污染。以颗粒物 PM_{2.5}、PM₁₀ 为例，中国基本达到了《全球空气质量标准指南（2005 年）》过渡阶段 IT1 要求，但距离实现《全球空气质量标准指南（2005 年）》指导值水平依然任重道远。在我国“双碳”战略的背景下，我国的环境空气质量标准也应该向 AQG 靠拢，适当收紧环境空气质量标准。

4. 我国缺少地方性环境空气质量标准

目前，我国各个地区实行统一的国家标准。伴随着中国自 2013 年以来的空气质量持续改善，现行标准对于大部分已达标城市而言不再具有强有力的引领作用，以深圳为代表的领先城市已经先行对标欧盟标准，设置了更有野心的空气质量管理目标。生态环境部表示“十四五”期间的空气质量浓度改善目标考虑设置为全国地级及以上城市 PM_{2.5} 平均浓度要下降 10%，也超过了现行标准限值要求的目标强度。

上海作为我国经济发展水平高，空气质量改善明显的城市之一，有必要在综合考虑上海地区经济实力和管理能力等实际情况条件下，推行更加严格的环境空气质量标准，将敦促上海市政府采取一系列措施治理空气污染，促进经济增长模式、产业结构和技术的转型与升级，推动清洁能源使用和绿色经济发展。这些举措与习近平总书记在联合国大会上宣布中国将致力于在 2060 年实现碳中和的目标高度一致，有助于该目标的实现。上海试点的成功经验若能推广到全国，促进全国各个地方根据各地自身情况“一地一策”地进行空气质量控制，将有望带来更大的环境、健康和经济收益。

项目执行情况

1. 研究目的

- 以 PM_{2.5} 为例，提出适合我国国情的环境空气质量标准制/修订方法，为后续标准制/修订提供技术支持。
- 提出上海地区本地化标准建议，推动现阶段上海 PM_{2.5} 分级标准出台，进而促进上海地区空气质量进一步改善、居民健康得到充分保护。

2. 研究内容

- 总结国外环境空气质量标准制/修订的方法学经验，评估我国现行环境空气质量标准的适用性及存在的问题；
- 基于我国环境健康领域研究成果，以 PM_{2.5} 为例，绘制我国空气污染与健康关系的暴露—反应曲线，对我国目前的标准制修订政策现状进行梳理分析，并结合我国的社会、经济、技术等因素，提出符合我国国情的环境空气质量标准制/修订的方法学及工作流程；
- 遵循提出的方法学及工作流程，提出全国 PM_{2.5} 水平基准的建议值；
- 选取上海作为试点城市，结合上海本地的 PM_{2.5} 与健康的暴露-反应曲线和当前的空气质量现状，经过严格的健康风险评估程序，同时考虑上海地区的社会、经济、技术等因素和可接受的风险，提出上海地区 PM_{2.5} 分级标准的建议值并评估其适用性。

3. 项目考核指标

- 总结 WHO 制修订《空气质量标准指南》的方法学经验；
- 总结我国环境空气污染健康研究成果，梳理我国当前《环境空气质量标准》制/修订工作流程，提出我国本土化工作流程和方法学，形成政策建议提交生态环境部；
- 提出上海本地化 PM_{2.5} 分级标准，提交上海市生态环境局；
- 形成并提交《环境空气质量标准制修订方法及在上海实践》研究技术报告；

- 在项目阶段会议的基础上，组织 1—2 次专题研讨会和专家咨询会。

4. 项目完成情况

- ✓ 调研了 WHO 制/修订《空气质量标准指南》的方法学经验，并总结出一套相关工作流程；
- ✓ 梳理了美国、欧盟、加南大、日本等国家在制/修订环境空气质量标准时的工作流程和方法学经验；
- ✓ 总结了美国加州基于国家标准制定本地标准的方法学经验；
- ✓ 梳理了我国当前《环境空气质量标准》制/修订背景、原则、工作流程、方法学，并总结了其存在的不足；
- ✓ 基于以上成果，提出了我国环境空气质量标准制/修订方法建议；
- ✓ 调研我国环境空气污染健康研究成果，完成 PM_{2.5} 健康研究科学评估总做。
- ✓ 完成上海市 PM_{2.5} 污染暴露评估与健康风险评估。
- ✓ 开展 1 次专家咨询会。

第一章 国际环境空气质量标准制/修订经验

1. WHO 《全球空气质量指南》制/修订经验

1.1 制定准则的范围与关键问题

初步咨询是制定标准的第一步，其目的是收集专家的观点及指导意见，以明确及讨论关于空气污染健康效应及减少污染暴露的干预措施的最新证据。审查内容包括有关大气污染物、方法论、暴露影响及干预研究的科学证据。确定标准制定范围包括选择空气污染物，以及选择与每个污染物的暴露时间和范围相关的重要健康结局两方面的内容。

该过程包含多个步骤，需要由专家分别对污染物证据的强度，污染物-结局之间的因果关联，其他因素如健康结局的严重性、疾病负担、预期的暴露增长，结合政策进行评估。为了确定在制定标准值时需进行系统综述的健康结局，可参照 WHO 指南制定小组提出的优先级框架，基于以上优先级框架，可确定与颗粒物污染相关的健康结局：

(1) 优先级框架

- 首先，应考虑关注健康结局的因果关系证据，参考标准包括加拿大卫生部、国际癌症研究机构、美国环境保护署的最新决议，以及其他科学综合评估。研究证据中的特定效应可被划分为多个级别，包括因果关系、可能的因果关系、暗示性因果关系、不适宜推断因果关系、或不太可能有因果关系。
- 当未被证实具有因果关系或可能有因果关系时，应按照预防性原则考虑可能产生的最严重健康效应。考虑的因素包括：对疾病负担的贡献度（如患病率、伤残比重）、政策影响，以及未来某污染物的预期暴露增长量。
- 应考虑疾病的严重程度。在某些情况下可能会对某一污染物与两个及以上不同健康结局的研究证据进行系统评估（例如，其中一个健康结局与污染物之间存在因果关系或可能的因果关系，而另一种健康结局为暗示性因果关系，但该健康结局更严重，或在人群中患病率更高），此时则应取最严重的健康效应的因果关系作为参考依据。严重程度的判定参考欧洲联合呼吸学会最新提出的科学证据以及美国胸科学会关于空气污染对健康影响的政策声明（包括致死性，效应持续性，易感人群和医疗/功能意义，自主性丧失和生活质量下

降等方面)。

- 最后，应基于研究证据和专家评估，明确特定健康结局的测量方法，在标准制定过程中进行健康风险定量评估。

(2) 重要健康结局

- 非意外总死亡；
- 疾病别死亡：根据 ICD-10，纳入心血管疾病 (I00-I99)、呼吸系统疾病 (J00-J99) 及肺癌 (C30-C39)。

(3) 其他健康结局

- 其他疾病别死亡、发病 (门诊、急诊、住院就医) 等；
- 功能障碍：肺功能、心功能、血压、血脂、肾功能等；
- 不良妊娠结局：早产、低出生体重等。

1.2 对相关研究证据进行系统综述

在确立制定范围后，环境空气质量标准值的制定应进一步明确需解决的综述问题，推动科学证据检索及综述形成。因此，综述问题的设定至关重要。初步提出综述问题后，由标准委员会进行判定并确立最终的综述问题。

为获得制定环境空气质量标准相关的必要流行病学证据，WHO 指南制定小组建议应在明确 PECOS 框架的基础上提出综述问题。PECOS 包含五个重要元素，指的是研究人群 (Population)、暴露 (Exposure)、对照 (Comparator)、结局 (Outcome) 和研究设计 (Study design)。这一框架广为应用，具有丰富的内涵，具体介绍见表 1-1。

表 1-1 PECOS 框架所包含的元素

元素	解释
P	一般人群，包含全年龄段，来自发达和发展中国家，居住在城市和农村地区的任何人群。不单独考虑职业场所以及室内环境暴露。 适宜情况下，可对空气污染效应的敏感亚人群，包括已存在特定健康状况（如呼吸系统或心血管系统疾病）的人群、孕妇、新生儿、儿童或老年人的健康效应进行单独评估。
E	长期（数月到年）或短期（数小时到天）暴露于任何来源的空气污染物水平
C	长期（数月到年）或短期（数小时到天）暴露于任何来源空气污染物的最低水平
O	在制定标准值时，纳入考虑的与各污染物相关的健康结局
S	研究设计类型，包括队列研究和病例对照研究（长期），时间序列研究、病例交叉研究和定群研究（短期）。

注：空气污染物来源同时包括室内、外环境。

1.3 文献检测策略

为了回答提出的综述问题，应对空气质量与健康相关的文献进行调研，使用多个权威数据库（如 PubMed、Web of Science、EMBASE 等）全面检索和筛选相关文献，以确定可用的系统综述和荟萃分析结果。

(1) 检索策略

确定符合综述问题的检索策略是系统综述的基本步骤。一般而言，需尽量提高敏感度以确保纳入文献的全面性，同时也要尽量提高特异度，保障文献检索的准确性。因此，检索词的设定应做到全面而准确。根据综述问题，可从几个方面设定检索词：中国（或中国境内各地区）、颗粒物、空气污染、健康结局。制定检索策略时，可与相关领域的专家讨论具体细节与检索词设定的问题，以确保充分检索。

(2) 研究证据的确定

文献纳入和排除需要遵照统一标准进行，可参照 PECOS 框架制定纳入筛选标准，详见表 1-2。

表 1-2 短期或长期暴露系统综述中文献的纳入排除标准

元素	纳入标准	排除标准
P	中国全年段的一般人群（包括风险人群如儿童、孕妇、老人及特定疾病患者），居住在城市和农村地区，无地理限制； 主要通过吸入大气空气暴露于 PM _{2.5} （涵盖室外和室内环境中的暴露）	职业人群； 暴露于单独的室内环境
E	长期（数月到年）暴露于大气 PM _{2.5} ，浓度单位为 μg/m ³ ； 短期（数小时到数天）暴露于任何来源的大气 PM _{2.5} ，浓度单位为 μg/m ³	可获得的数据少于 1 年（长期）； 不对共同暴露的污染物的调整情况设置排除标准
C	同一人群或对照人群暴露于目标空气污染物的最低浓度	
O	全死因死亡； 疾病别死亡：心血管疾病死亡（I00-I99）、呼吸系统疾病死亡（J00-J99）、肺癌（C30-C39）死亡（长期）等； 发病就诊（门诊、急诊、住院等）； 不良妊娠结局	生物标志物类指标； 意外死亡； 自杀
S	流行病学研究，例如前瞻性和回顾性研究，队列研究，病例对照研究和巢式病例对照研究（长期）； 时间序列研究、病例交叉研究、定群研究（短期）； 以任何语言形式（摘要为英语）在同行评审杂志上已发表（或已接收，如在印刷）的文章或相关的文献	定性研究； 干预等实验性研究； 缺少个体水平数据，即采用全人群水平（生态学）变量的研究； 不对原始数据进行分析的研究； 综述和方法学文章； 不涉及人类的研究（体内、体外或其他）； meta 分析中具有地理和时间交叉的研究（短期）

需要特别说明的是，尽管干预等实验性研究（例如随机对照实验研究、非随机对照实验研究等）的研究证据确定性等级相对较高，但在环境健康领域中这些研究的数量较少，而不同研究类型的研究结果难以统一用荟萃分析进行汇总，因此纳入综述的文献研究类型仍以观察性流行病学研究为主，不建议纳入实验性研究。此外，国际期刊一般以英文为主要出版语言，其他类型语言出版的研究较少，且不方便阅读和理解，因此文献的出版语言选为英语。

（3）文献筛选和管理

由于不同数据库中重复收录的文献较多，因此为了减少工作量，建议使用文献管理软件（如 EndNote）对各数据库检索到的文献进行合并，并进一步剔除重复文献，减少手动筛选的工作量。此后，应对搜集到的文献进行逐一阅读和审核，严格按照预先指定的纳入排除标准判定文献是否适用，这一过程应采取双人平行独立筛选的方法，即由两名审阅人分别按照统一的纳入排除标准对文献进行独立审核和评估。如果审阅人的判定评估结果不一致，则需要新增审阅人以协助评估，直至审阅人达成共识。

为了确保文献筛选评估流程的完整性和准确性，应尽量逐步规范记录筛选过程中的所有步骤，包括各种文献来源、检索策略（检索词）、检索步骤、筛选标准以及每次筛选后的结果（例如筛选后的保留文献数量，筛除文献的具体原因等）。这是为了保证研究的可重复性，同时也方便对筛选过程进行核查和修正。

（4）数据提取

确定纳入文献后，应按照预定的统一模板，提取所有可能需要的数据，包括文章出版信息（例如文章名称、出版时间、作者、期刊名称、利益冲突声明等）、PECOS 元素（例如研究对象、研究时间、研究地区、研究设计、暴露水平、健康结局、效应值等）、以及开展偏倚风险评估（例如混杂因素）和提取空气质量标准值的必要数据（例如污染物浓度的第 5%—95%分位数、均值/中位数、最小值和最大值、暴露-反应关系、暴露-反应关系的形状、作者的评估方法与结果等）。若必要的信息缺失，可考虑从初始文献中获取并进行计算，或者联系通讯作者以获得已发表研究的缺失信息。

一般而言，某项研究中可能有多个效应量，若有汇总结果，则优先选择汇总结果，否则对于由分层分析和敏感性分析所涵盖的对不同人群、不同季节、不同

滞后时间的差异性结果，可按照如下情况处理：

多城市研究中，若无汇总结果，而仅有对不同城市研究人群暴露于 PM_{2.5} 后的健康效应，则不同城市分别纳入，提取各城市数据；

针对同一地区的研究，若仅有对不同季节或不同人群特征（年龄、性别、居住地）PM_{2.5} 暴露与健康效应之间的关联结果，则先用荟萃分析对结果进行汇总，再纳入汇总后的结果；

若仅有对不同时期 PM_{2.5} 暴露与健康效应之间的关联结果，则纳入至今最近时期的结果；

对于报道多个结果的研究（如同时使用单污染物模型，双/多污染物模型或其他敏感性分析），按照以下优先级框架提取结果：单污染物模型结果，即模型中只纳入了 PM_{2.5} 这一种暴露；控制混杂因素的结果；若有多个层次的调整模型，则优先选择作者重点突出的模型结果（如摘要中的重要结果）。

对于报道多个滞后效应的研究，按照以下优先级框架提取结果：单日滞后模型结果；若有多个单日滞后模型结果，则优先选择作者表述最多或者效应最显著的结果；若无显著结果，则优先选择效应值最大的结果，避免低估 PM_{2.5} 暴露的健康风险。

（5）研究证据整合

当同一污染物与某一健康结局具有 3 个及以上的研究时，需进行研究证据的定量整合，采用 meta 分析进行汇总评估，获取空气污染物暴露水平每增加一个单位时的健康结局风险。否则，以定性的形式对估计效应进行描述。

该步骤采用逆方差方法，假定线性的浓度-反应关系。当各研究中暴露的量度不一致时，需将数据转换成同一量度进行评价，通常选为相对危险度（RR）。一般情况下，RR 表示为污染物每增加 10 μg/m³ 时的相对风险，需将所有风险估计值表示为污染物浓度变化 10 μg/m³ 相关的健康结果的变化。尽管缺少评估暴露-反应关系形状的剂量反应 meta 分析技术，但可通过对平均污染物浓度进行分层分析，或对研究作者的决议与判断进行定性评估，以衡量潜在的线性偏差。

考虑到人群及污染物成分的差异，应采用随机效应 meta 分析（最大似然比方法）对各研究中的效应值进行汇总，并通过计算 I² 检验和 Tau-squared 进行统计学异质性检验。I² 检验，I² ≥ 0%，无异质性，I² ≥ 25% 有轻度异质性，I² ≥ 50%

有中度异质性， $I^2 \geq 75\%$ 有重度异质性。Tau-squared 也可用于评估随机效应模型中研究异质性的总量，Tau-squared 为零时表明没有异质性。如果确实存在异质性，应尝试通过亚人群分析、meta 回归或敏感性分析解释异质性来源。其他需要进行敏感性分析的情况还包括：需进行偏倚风险（RoB）评价等级告知的人群；效应值很大；研究证据的确定性存在发表偏倚；需探究多污染物模型、作者利益冲突、人群特征以及滞后模式等的影响。

1.4 评估系统综述研究证据的确定性

该过程需对文献综述中单个研究的偏倚风险以及研究证据整体的确定性进行评估，并进一步进行因果判定。

(1) 偏倚评估

系统评价中纳入的每项研究均需进行偏倚风险评估，偏倚风险评估由两名专家独立进行，当判定结果不同时，需协调结果直至达成共识，或新增专家协助评估。值得注意的是，偏倚风险的评估是在结局水平上进行评定的，若研究中报告了两种健康结局，则应对这两种结局分别进行偏倚风险评估。为了减少发表偏倚（如单城市研究中阴性结果不报告的偏倚），应尽量使用多城市（多中心）分析报告。此外，不同研究类型需使用不同方法评估偏倚风险，WHO 推荐使用 RoB 法进行评估。对每个研究的 RoB 评估主要包括以下 6 个方面的考虑：混杂偏倚、选择偏倚、暴露评估、结局测量、缺失值及选择报告偏倚，判断结果包括高、中、低 RoB。每个方面下设 1 至 4 个条目，若条目中有任何一个被评定为高偏倚风险，则该方面被判定为高偏倚风险；若所有条目均为低偏倚风险，则该方面为低偏倚风险；若至少有一个条目为中等偏倚风险，其他条目没有被判定为高偏倚风险，则该方面被判定为中等偏倚风险。

(2) 研究证据确定性分级

在评价研究证据时，需要确定因果关系，而不仅仅是关联关系。因果关系的评价基于对某一学科内证据的一致性、各学科间证据的一致性、观察到的效应的生物学合理性以及相关不确定性的判断。因此，完成系统评价后，需评估每一对暴露-结局的证据质量，以助于确定环境空气标准值。评估研究证据的确定性是进行系统综述的重要环节，主要关注效应估计值的有效性和精确性。效应估计值的确定性可分为高、中、低、极低四类。研究证据的初始确定性水平由其研究类

型决定，其中随机对照试验初始水平被设定为高确定性，非随机实验初始为低确定性。随机和非随机研究均可以通过 5 个方面的评估对确定性进行降级，而非随机性研究还可通过 3 个方面的评估进行确定性升级。

【确定性降级】

- 研究证据存在缺陷或偏倚风险：降 1 级或 2 级
- 研究证据不直接，研究未能按照 PECOS 标准严格纳入研究人群：降 1 级或 2 级
- 研究结果不一致，存在严重异质性：降 1 级或 2 级
- 累积效应估计不精确，研究样本量不足：降 1 级或 2 级
- 研究证据存在发表偏倚：降 1 级

【确定性升级】

- 累积效应估计值较大：升 1 级
- 所有可能的混杂和偏倚均使累积效应估计值朝无效应的方向偏倚：升 1 级
- 存在剂量反应关系：升 1 级

由于观察性研究(队列研究、病例对照研究、病例系列报告及其他数据来源)存在很多未被测量的混杂，初始被设定为中度确定性。此外，有必要对证据进行更细致的审查，以及按照以下附加标准完善或替换现有准则：

- 计算 80%的预测区间，可和 95%置信区间一起进行异质性评估；
- 基于特定的相对危险度 (RR) 及可信区间计算某研究需要的样本量，以评估不确定性；
- 使用 E 值 (E-value) 评估混杂可能对累积效应值产生影响的程度；
- 附加的评估发表偏倚的方法，例如基于时间序列研究证据，比较多中心研究中的亚群分析结果与单城市研究的结果；
- 早期与后期研究效应估计的差异分析；
- 以及比较已发表结果，以量化偏倚强度。

(3) 因果判定

因果关系判定基于所筛选的文献，根据系统评价和荟萃分析方法完成。简单来说，该评估基于对来自健康和环境影响学科的不同证据线的调查结果的整合，最终形成关于因果关系的定性陈述。根据因果关系判定的五个层级结构，对健康

影响的证据权重可分类为：因果关系、可能的因果关系、暗示性因果关系、不适宜推断因果关系、或不太可能有因果关系：

- 因果关系：根据包含多条证据线的研究，污染物已被证明在相关的暴露中会导致健康影响，并且可以以合理的信心排除偶然性、混杂和其他偏倚；
- 可能的因果关系：有些研究的结果不能用机会、混杂或其他偏倚来解释，但健康影响的证据总体上仍有不确定性。例如，很难解决共同出现的污染物的影响，或者跨学科的证据可能是有限的或不一致的；
- 暗示性因果关系：健康影响的证据总体上支持但不完全一致，不能排除偶然性、混杂和其他偏倚的影响，不足以推断出因果关系；
- 不适宜推断因果关系：健康影响的研究结果在数量、质量、一致性或统计能力方面不足，无法推断存在或不存在因果关系；
- 不太可能有因果关系：若干充分的健康影响研究，检查了全部预期的暴露浓度以及对健康影响、潜在的高危人群和生命阶段的研究，一致显示没有健康影响。

1.5 形成空气质量标准值

(1) 综合研究证据判定文献

综合以上评估过程，对筛选的文献进行进一步判定，包括：

【排除不符合要求的健康结局】

- 排除无显著性的健康结局；
- 排除荟萃分析结果异质性过高(如 $I^2 > 75\%$)且无合理解释的健康结局；
- 排除证据确定性等级低或极低的健康结局；
- 排除因果关系判定层级低的健康结局。

【根据纳入的健康结局进一步排除文献】

- 排除没有 $PM_{2.5}$ 暴露分布第 5 百分位数结果的长期暴露研究；
- 排除没有 $PM_{2.5}$ 暴露分布第 99 百分位数结果的短期暴露研究；
- 若合并效应值有显著性，排除效应值不显著或效应值与合并效应值方向相反的研究。

(2) 确立标准值

标准值包含以数月至数年为衡量单位的长期暴露污染物浓度及以数小时或

数天为衡量单位的短期暴露污染物浓度。长期暴露研究结果协助制定年均 $PM_{2.5}$ 浓度，短期暴露研究结果协助制定 24 小时日均 $PM_{2.5}$ 浓度。因此，需分别确定年平均和 24 小时平均标准推荐值。

【长期标准值】

长期标准值的定义为：确信可致使不良健康效应的空气污染物的最低暴露水平。其中，“确信”是指该特定污染物与特定健康结局之间的关联证据应具有高度或中度确定性。此外，对于某些低于中等确定性的研究证据，出于预防性原则，尤其是当暴露分布范围广，以及人群效应非常严重时应进行考虑。长期标准值的确立目的是为了降低空气污染物长期暴露的不良效应，为降低疾病与死亡提供建议。具体步骤可参照表 1-3。

表 1-3 形成长期标准值的八个步骤

步骤	具体内容与解释
第一步	<p>做法：评估系统综述中 $PM_{2.5}$ 暴露与重要健康结局之间的 RR 和暴露-反应关系。</p> <p>说明：</p> <p>(1) 重要健康结局包括：短期或长期暴露相关的全死因死亡（或全部的自然原因死亡，排除意外死亡）、呼吸系统疾病死亡、心血管疾病死亡、肺癌死亡。</p> <p>(2) 原则上，只有当某特定暴露-结局相关研究证据的随机效应 meta 分析 RR 值的 95% 置信区间不包含 1 时，该效应评估才会被采用。当存在边际显著或者研究效应仅在某些主要亚群中显著时，将进一步考虑是否将其纳入其中。尤其是当随机效应 meta 分析双边检验的 p 值小于 0.1 时，应慎重考虑。</p> <p>(3) 此外，应满足研究证据具有中到高度确定性的要求。</p>
第二步	<p>做法：确定系统综述中所包含文献的最低暴露水平。</p> <p>说明：</p> <p>(1) 建议选取多个“最低暴露水平研究”（例如暴露浓度最低的 5 篇文献），分别将其污染物浓度分布的第 5 百分位数（P5）作为各自的起点。</p> <p>(2) 当某研究中浓度分布的 P5 对应效应估计值的置信区间均较宽</p>

时，可以选择更高的百分位数作为起点。

(3) 对每个使用统计模型评估暴露-反应关系曲线形状的研究，确保最低浓度与暴露-反应关系曲线的单调递增有关。

第三步

做法：确定健康结局的最小相关增量。

说明：通常以“0”为基线判断风险增加与暴露有关。

做法：将可引起最小相关健康结局增量的暴露水平作为标准起始值。

说明：

第四步

(1) 长期：将多个“最低暴露水平研究”中浓度 P5 的均值作为标准值起点；

(2) 短期：日浓度第 99 百分位数与对应的年度标准值水平

做法：比较同一污染物与各重要健康结局之间的标准值。

说明：

第五步

(1) 按照第 1-4 步中的方法对同一污染物与多个重要健康结局之间的标准值进行评估，取最低标准值作为最终推荐的标准。

(2) 避免个别健康结局的评估水平低于全因死亡率

做法：评估低暴露水平研究证据的确定性。

说明：

(1) 应对全体证据进行分级评估，而不是只在“最低暴露水平研究”中进行；

第六步

(2) 需要对每个“最低暴露水平研究”的 RoB 评估结果进行讨论，如果某研究具有高 RoB，则应被排除，除非有合理的理由同意纳入；

(3) 还应考虑在最低暴露水平进行的研究是否表现出 RR 增加的趋势；

(4) 对于证据较少的研究，因未开展证据确定性分级评估需进行讨论。

做法：采用定性或者定量的方式对不在系统综述中的新证据进行评估。

第七步

说明：评估新证据是否符合已包含的研究。

做法：进一步考虑污染与结局之间的因果关联。

第八步

说明：是否被 COMEAP、加拿大卫生部、美国环境署、WHO 及其他权威机构定义为因果关系或者可能的因果关系。

【短期标准值】

由于 PM_{2.5} 的日均或小时均值通常满足对数正态分布，且短期变异受气象因素影响较大，短期标准值通常被定义为日均浓度分布的高位百分位数，例如第 98 或者第 99 百分位数，分别表示一年中有 7 天或者 3 天超过该浓度（出于稳定性的考虑，不选最大浓度）。对于浓度分布低于年均标准值水平的地区，其具有高日均浓度的天数往往较少，而大多数情况下日均浓度均低于年均标准值水平。由于长期暴露水平每变化一个单位对应的健康效应较短期暴露更强，长期标准值对短期暴露时的多个健康结局均有保护作用，因此，可通过提取长期标准值来制定同一污染物-结局的短期标准值。除了第三步“确定健康结局最小相关增量”有所差异，表 1-3 中形成长期标准值的程序对于形成短期标准值仍然有效。

通常，可将满足“均值与长期标准值相等”的日空气污染浓度分布的第 99 百分位数作为 PM_{2.5} 暴露-结局的短期标准值。该方法适用于全死因死亡、疾病别死亡与 PM_{2.5}。根据短期与长期研究证据的出现情况，通常可将 PM_{2.5} 暴露-结局划分为两类场景，详见表 1-4。

表 1-4 短期暴露 PM_{2.5}-结局场景及相应短期标准值计算方法

场景	描述
场景一	<p>描述：存在 PM_{2.5} 暴露与同一健康结局的长期标准值。</p> <p>说明：</p> <p>(1) 短期和长期标准值需保持内部一致性，长期标准值水平可以保护严重的短期死亡；</p> <p>(2) 根据既往研究报道，PM_{2.5} 的 24 小时平均浓度分布的第 99 百分位数为年均浓度值的 N 倍（例如 3 倍），则短期标准值定义为长期标准值*N。</p>
场景二	<p>描述：存在该污染与其他健康结局之间的长期标准值。</p> <p>说明：</p> <p>PM_{2.5} 的长期和短期标准值均基于全死因死亡和大量疾病别死亡。</p> <p>大多数情况下这些结果均来自于同一个研究，因此可以认为，在自然原因死亡和疾病别死亡最低暴露水平研究中的 PM_{2.5} 浓度的第 5 百分位数无严重差异。通常认为短期或长期疾病别死亡的效应估计要高于全死因死亡。</p>

当同时存在 PM_{2.5} 暴露-结局的短期和长期标准值时，可以长期标准值为参考，根据先验污染物的 24 小时均值分布情况，匹配短期标准值。当 PM_{2.5} 的暴露-结局仅存在短期标准值时，可将 PM_{2.5} 与其他污染-结局进行类比。

基于以上程序可以得到一个标准起点值，但该起点并不意味着没有效应，而仅代表有低于该浓度时的效应值证据确定性较低。对于该值，需要由环境健康领域专家及其他相关利益者，针对报告内容和标准值进行讨论分析，进一步确定标准值。

(3) 不确定性评价

在评价 PM_{2.5} 暴露相关的人群健康影响时，针对 PM_{2.5} 暴露与健康结局暴露-反应关系特征的研究已成为环境流行病学研究的重点和难点问题之一。暴露-反应曲线在现行空气质量标准水平及以下的形状仍有待探索。究其原因，暴露和效应评价过程中的各类不确定性，例如客观存在的暴露测量误差、低浓度暴露水平下的数据密度较低、暴露与健康效应的关联存在个体差异等，往往使得暴露-反应关系线性化，这可能掩盖了效应值起点（阈值）或非线性关系的存在。甚至由于个体差异，如遗传差异或预先存在的疾病状况，个体阈值也因人而异（对某一特定个体而言，这一阈值在个体不同生命时期也会有所不同），在人群研究中可能很难证明存在阈值。因此，即便 PM_{2.5} 暴露导致健康结局的生物学机制显示某些关键分子事件可能存在一些非线性关系，在现有环境浓度下的健康数据可能也并没有表现出健康影响的阈值。

在标准制定过程中，不确定性可能来自于每一个研究步骤，原始研究的方法和分析、文献检索统计、文献筛选及标准值推导的全过程可能都存在不同程度的不确定性。因此，每一步都必须严格按照相应标准施行，尽量降低不确定性、控制偏倚。

2. 美国的环境空气质量标准制/修订经验

美国作为发达国家，由于其制定空气质量标准的工作起步较早，研究证据较为丰富，具有较为完备的制修订体系，因此可供我国进行参考借鉴。

2.1 现况

美国《清洁空气法》规定，美国环境保护署必须定期审查六种主要空气污染

物的科学证据，并根据审核结果修订空气质量标准。《清洁空气法》确定了两种类型的国家环境空气质量标准。一级标准提供公共卫生保护，包括保护哮喘患者、儿童和老年人等敏感人群的健康。二级标准提供公共福利保护，包括对能见度以及动物、农作物、植被和建筑物的保护。目前美国最新的空气质量标准于 2020 年发布，其中关于颗粒物的一级和二级标准保持 2012 年发布的标准不变，即 $PM_{2.5}$ 的一级标准设为年均浓度为 $12.0 \mu g/m^3$ ，二级标准设为年均浓度为 $15.0 \mu g/m^3$ ，日均浓度的一级和二级标准均为 $35 \mu g/m^3$ 。但是，随着 WHO 对空气质量标准的更新，美国也于近期开展了对空气质量标准的新一轮审议和修订工作。

2.2 环境空气质量标准制定流程

美国环境保护署设立了一套较为完备的环境空气质量标准制定流程，如图 1-1 所示。

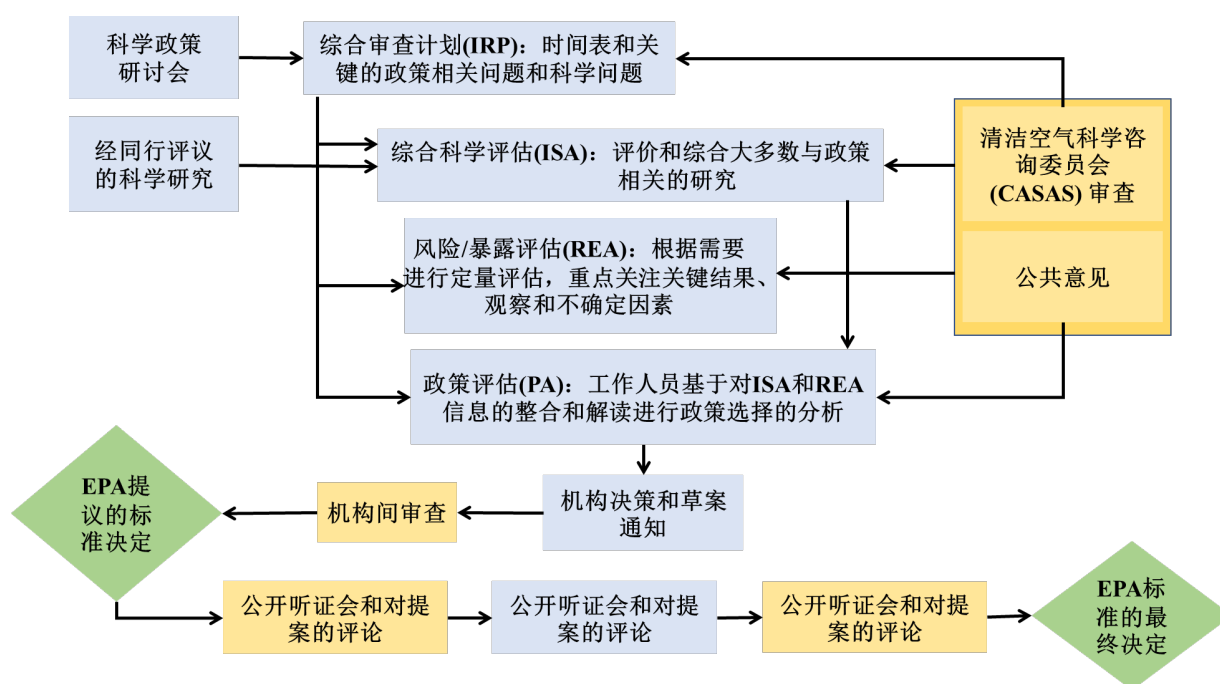


图 1-1 美国环境空气质量标准制定流程

(1) 计划阶段

美国环境空气质量标准制定过程从计划阶段开始，这一阶段是科学政策问题研讨会启动，目的在于广泛收集科学界和公众对空气质量政策的相关问题，由此构成对空气质量标准审查修订框架问题的意见。根据研讨会的讨论，美国环境保护署将准备一份综合审查计划，其中列出了文件发布和整个审查的时间表、进行审查修订的过程，以及指导修订的关键政策相关的科学问题。列入综合审查计划

的关键问题更有助于指导将审查重点集中于关键科学政策问题上, 后续一系列制定环节也将基于审查时间表陆续开展。

(2) 综合科学评估阶段

综合科学评估阶段是对最具政策相关性的科学证据的全面审查和综合评估, 包括对风险和暴露评估发展的评估、对涉及环境空气质量标准审查等其他方面具有重要意义的关键科学判断。值得注意的是, 综合科学评估的目的是针对最具政策相关性的科学证据进行评估, 而不是对污染物相关影响的所有研究进行广泛总结, 最终目的是为了指导空气质量标准相关政策的制定。综合科学评估是制定流程的重点环节, 遵循着一套标准工作流程, 包括 5 个步骤: 文献检索; 研究筛选; 研究质量评价; 跨学科证据的评估、综合和整合以及科学结论和因果关系的确立; 公众健康和福祉影响。具体流程如图 1-2 所示。

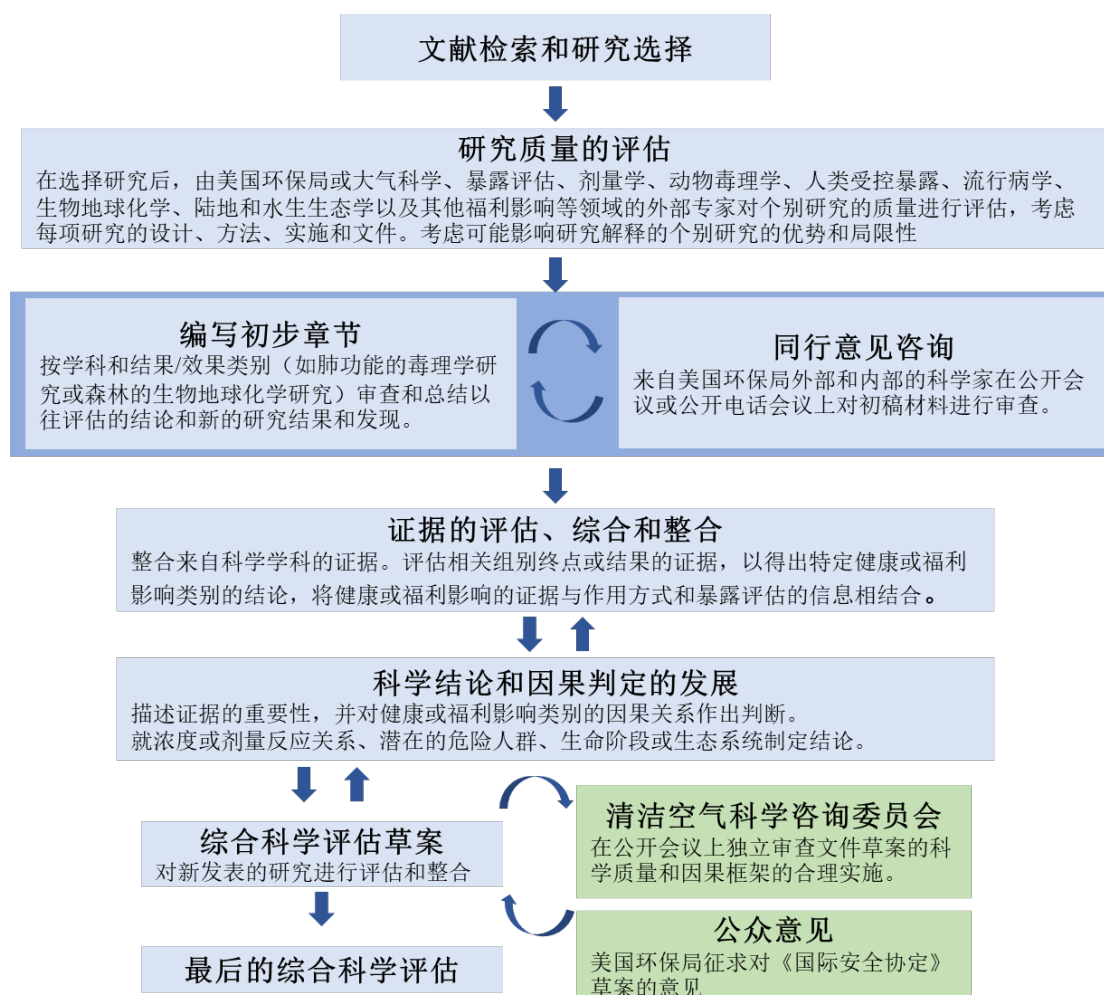


图 1-2 综合科学评估流程

【文献检索】

文献检索过程中，应尽可能地纳入最新的研究文献。审阅人在阅读文献标题后考虑将可能相关的参考文献纳入综合科学评估过程，并将其添加到美国环境保护署开发的健康与环境在线研究（HERO）数据库中。综合科学评估中引用的参考文献包含到 HERO 数据库的超链接。在决定将一项研究纳入综合科学评估之前，还需要额外的审查步骤。综上所述，文献检索和筛选过程，需要经过筛选、考量和纳入参考文献一系列环节，如图 1-3 所示。

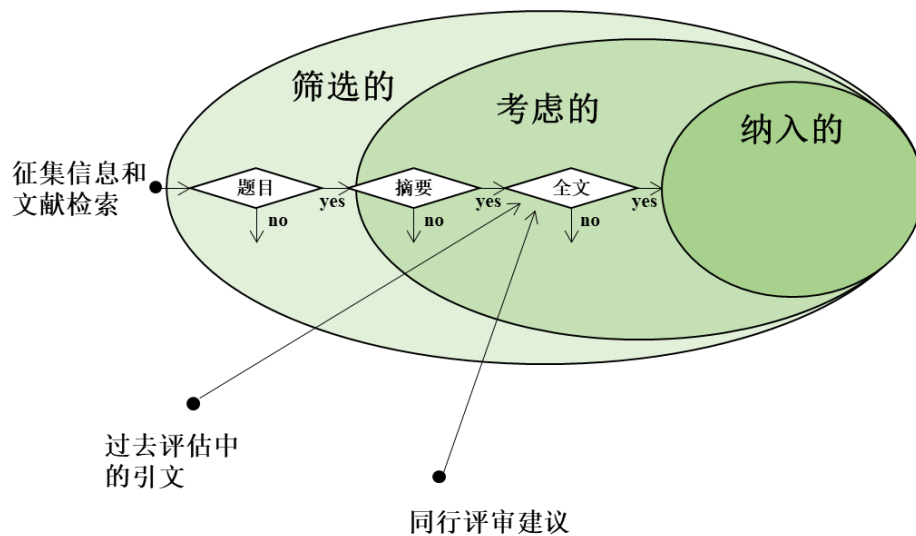


图 1-3 文献检索和筛选过程

【研究筛选】

考虑纳入综合科学评估的文献需进行对摘要和全文审查，以及对文章的相关性与质量进行进一步审核，以确定它们最终是否能被纳入综合科学评估。筛选过程基于研究的信息性、相关性和政策提示性，包括描述或提供污染物标准和健康影响之间关联的基础研究、在方法或设计上提供创新的研究以及对于减少关键问题不确定性的研究。在这一过程中，需要重点关注此前完成审查后发表的同行评议文献，以及对既往文献结果的新的解释或发展，从而将最新的科学研究结果与以前的研究发现结合起来。

【研究质量评价】

为评估研究的质量，需要考虑其设计、方法、实施情况和数据，不能仅依据研究结果来评判。综合科学评估是基于最具政策相关性的科学证据进行简要的审

查、综合和评估，作为环境空气质量标准审查的科学基础。需要注意的是，不应对所有污染物相关影响的研究进行广泛总结。对于纳入的研究而言，最重要的是它是否提供了有用的定性或定量信息，是否说明了环境条件下相关剂量或浓度的污染物暴露与健康结局之间的暴露-反应关系，从而为是否保留或修订环境空气质量标准提供决策依据。

【跨学科证据的评估、综合和整合以及科学结论和因果关系的确立】

根据上述证据，整合所有被判定为具有较高质量和相关性的研究结果，对来自不同学科的相关证据进行评估、综合和整合，以得出科学结论、确立因果关系。跨学科证据的一致性可以增加对关联因果性的推断，此外证据还需具有连贯性、生物学合理性、明确的暴露-反应关系等，其中关于因果关系的推断可以参考 Hill 提出的十条准则。综合科学评估采用五级结构对因果关系证据进行分类，包括因果关系、可能的因果关系、暗示性因果关系、不适宜推断因果关系或不太可能有因果关系。

【公众健康和福祉影响】

一旦确定了污染物与健康结果之间的因果关系，就应进一步评估污染物对公共健康和福祉的影响。这一过程需要对所有定量证据进行评估，以确定污染物浓度特征和暴露持续期间观察到地对暴露人群的影响，也应包括潜在风险增加和各生命周期的人群。

(3) 风险/暴露评估阶段

风险/暴露评估利用综合科学评估中提供的信息和结论，对于与近期空气质量状况相关的人类健康或环境暴露和相关风险进行定量描述。该评估也包括与此类风险/暴露评估相关的不确定性评价。

(4) 政策评估阶段

政策评估为美国环境保护署管理层在制定政策之前考虑的替代政策选项提供了透明的科学依据。这种对政策影响的评估旨在弥合综合科学评估和风险/暴露评估中提出的科学评估与美国环境保护署管理层决定是否保留或修订环境空气质量标准之间的差距。政策评估还旨在促进清洁空气科学咨询委员会(CASAC)根据清洁空气法的规定，对于考虑现有标准修订的充分性提出建议。政策评估主要关注与评估环境空气质量标准基本要素最相关的信息，包括暴露指标、平均时

间、形式和水平。相关文件编制过程中的科学审查应是全面深入和广泛的。这一阶段中所有文件都由 CASAC 起草审查和发布，公众可对其发表评论。

(5) 政策制定阶段

考虑到上述阶段中获得的信息以及 CASAC 的建议，美国环境保护署制定并发布一份拟议标准制定通知，传达关于环境空气质量标准审查的拟议决定。在公布拟议规则制定通知之后，通常会在公开评论期内举行公开听证会。综合考虑关于拟议规则的评论后，美国环境保护署将发布最终标准。

总体而言，在根据法案制定“必要”的基本标准，保留足够的安全边际条件下保护公共健康时，决策者寻求的是制定既不高于也不低于此目的所需的严格标准。提供足够的安全边际旨在针对研究尚未确定的危险提供合理程度的保护。然而，制定过程中并不要求将主要标准设定为零风险水平；因为虽然环境空气质量标准必须具有足够的保护性，但不能过于严格以至于无法达到。

3. 其他国家的环境空气质量标准制/修订经验

3.1 加拿大

加拿大环境空气质量标准是以保障公共健康为基础的室外空气污染物浓度数值，旨在推动加拿大空气质量的持续改善。具体而言，该标准是由加拿大卫生部、加拿大环境部、各省和地区以及来自工业、卫生、环境和本土组织的利益攸关方共同制定，以加拿大环境部长理事会指导和协商一致原则为基础。加拿大空气质量管理体系是联邦、省和地区政府为减少加拿大空气污染而采取的一种新的合作方式。该体系全面的考虑到了所有重要的空气污染物排放源，并为实施空气质量管理行动提供了一个一致而灵活的框架。

(1) 空域管理框架

空域管理框架是加拿大环境部长理事会特别制定的空气质量管理结构。为了协助空气质量管理，加拿大各省和地区定义了较小的地理区域，称为空气区，以划分其管辖权。这些空气区具有独特的空气质量特征，包括污染源、地形、气象模式、人口密度和影响周围空气浓度的其他潜在因素等。

(2) 空气质量管理级别

空气质量管理级别根据空气质量情况分为红色、橙色、黄色和绿色四级，每

个空气区都有各自的层级划分。当该空气区的空气质量接近或超过所划分层级的环境空气质量标准时，空气质量管理体系将鼓励各管辖区逐步采取更严格的行动，从而确保不达到污染级别。

3.2 欧盟

(1) 现况

欧盟根据空气质量法规（2008/50/EC）制定空气质量标准。总体分为两个阶段施行，PM_{2.5} 第一阶段限值（年均浓度 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）需 2015 年 1 月 1 日之前达到，第二阶段的指示性限值（年均浓度 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）需在 2020 年 1 月 1 日之前达到。根据法律规定，限值具有法律约束力，不允许超出立法范围。同时也引入了额外的 PM_{2.5} 限值要求，以平均暴露指标为基础，为了更好的评估一般人群的暴露，以城市群和较大城市地区选定的监测站连续三年 PM_{2.5} 平均浓度为指标。据要求，2020 年平均暴露指标需要降低至 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。根据欧盟对环境空气质量法规适应性检查的工作报告，欧盟提出目前的空气质量标准没有达到符合保护人群健康的标准（根据 WHO 标准和最近的科学证据而言），部分成员国也缺乏有效措施以达到空气质量标准。作为“欧洲绿色新政”的一部分，欧盟正在重新修订空气质量标准，从而使其与 WHO 的建议指南更紧密地结合。

(2) 空气质量标准修订

当前，欧盟提出此次空气质量标准的修订将侧重于三个主要政策领域：① 修订空气质量标准，考虑将欧盟空气质量标准与科学认知，包括 WHO2021 的空气质量指南更紧密地结合起来；② 改进立法框架，包括关于处罚和公共信息的规定；③ 加强空气质量监测、建模和规划，以帮助地方当局实现更清洁的空气质量。此外，修订过程中也提出要使年均质量标准向 WHO 标准靠拢，并引入 24 小时标准，同时也提出了减少 PM_{2.5} 浓度的目标，即根据当前浓度降低 0%~20%。

3.3 日本

日本的环境基本法和环境质量标准界定了环境空气质量标准的制定原则和基本内容，所涉及的标准类型、项目类型、分析方法等在法定的法律法规中均有明确规定。根据法律法规制定的标准项目、限值、分析方法等技术规范都具有明确的法律意义。日本环境质量标准并不是孤立的标准限值的概念，而是一个体系，主要包括标准项目、标准限值、分析方法、监测方法、评价标准和表征方法等，

详见图 1-4。

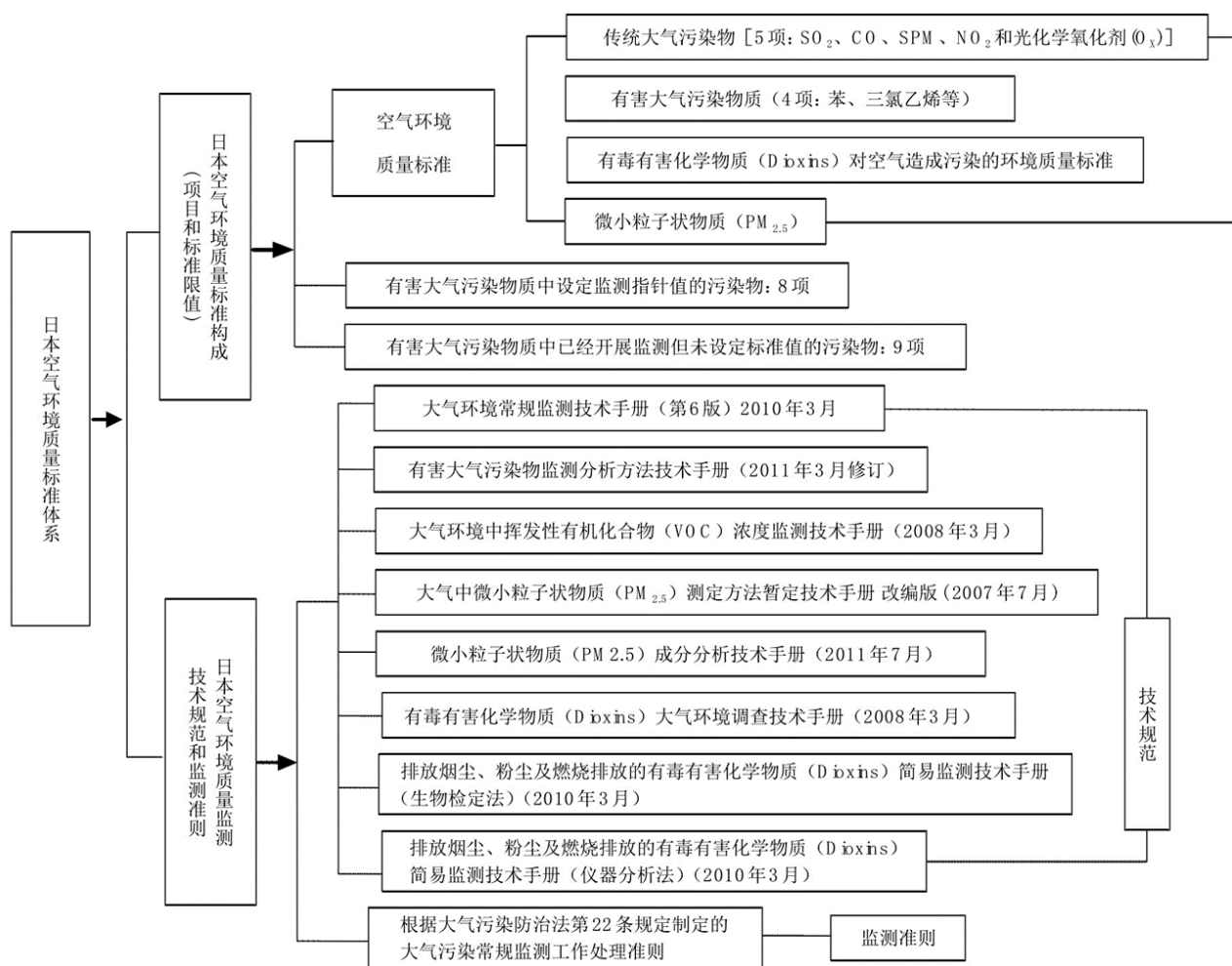


图 1-4 日本环境空气质量标准体系构成

与美国的制定过程类似，日本基于大量国内外流行病学研究，根据暴露-反应关系找出风险阈值，并考虑特殊敏感人群，设立短期和长期两个标准值。对于长期标准值，首先基于日本国内研究得出的风险阈值 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，以及美国研究得到的风险阈值 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最终敲定长期标准值：年均值为 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于短期标准值，日本国内外多个城市的短期暴露影响健康的研究得出第 98 百分位数值超过 $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，日死亡、住院就诊、呼吸道症状和肺功能等健康结局相关的单城市研究的第 98 百分位数下限约为 $30\text{-}35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，因此日均值定为 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

总体而言，日本首先建立了基本的法律法规，在立法的基础上开展研究，最后再制定技术方法和规范，进而开展监测并将结果予以公示。

4. 地方性环境空气质量标准制/修订经验

美国加利福尼亚州具有当地标准化的空气质量标准制定流程，主要根据国家制定标准和该区特定法规的法律要求制定当地标准。下面以此为例介绍地方性标准制定的流程，供上海市地方性标准的制定参考借鉴。

4.1 美国加利福尼亚州的空气质量标准现况

加州空气资源委员会负责建立考虑公共健康、安全和福利的洲际环境空气质量标准。根据加州法律规定，该委员会每年必须评估州内各区域的空气质量，并确定其是否符合洲际标准，该法律还要求委员会每年审查和公布地图和表格，以确定每个区域在洲际和美国国家环境空气质量标准方面的达标情况。

在某些情况下，加州的洲际标准比美国国家环境空气质量标准更加严格，可以更好地保护公共健康。国家标准可分为一级标准（为保护公众健康而制定）和二级标准（为保护公共福利而制定）。例如，加州环境空气质量标准将 PM_{2.5} 长期标准值设定为年均浓度 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，这相当于美国环境空气质量标准的一级标准。

(1) 区域分类类别

目前，加州根据污染物水平将各区域分为四类：达标、未达标、未达标-过渡和未分类。决定将某区域划分至哪个类别通常是根据该区域的违规次数。值得注意的是，超标和违规之间存在差异。超标即污染物浓度高于洲际标准，但违规作为超标的一部分，更多的是指未受到高度异常或罕见事件影响的超标行为，因此在评价类别时不能排除出相应的考量程序。具体的分类标准如下：

- 未达标：如果空气质量数据显示某一污染物在过去的三个日历年内一次或多次违反国家标准，加州空气资源委员会就会将该区域指定为不达标区域。
- 未达标-过渡：未达标-过渡是未达标的一个子类，对于非臭氧污染物，如果空气质量数据显示在最近的日历年该区域每个站点违反了该污染物的洲际标准两次或更少，加州空气资源委员会就将该区域指定为未达标-过渡区。对于臭氧，如果空气质量数据显示在最近的日历年中，该区域的每个站点超过国家标准三次或更少，则该区域被指定为臭氧未达标过渡区。
- 达标：与“未达标”和“未达标-过渡”相比，如果数据显示在过去的三个日历年内没有违反国家标准，加州空气资源委员会则将该区域指定为污染物达标区域。用于评估达标的的数据必须代表标准的平均时间，并在评估的时间段内数

据完整。

- 未分类：如果现有数据不足以支持任何其他指定类别，则将某一区域指定为未分类类别。

(2) 区域分类过程

特定区域分类的划分是基于空气质量数据进行的。对于每种污染物，区域划分的过程通常是相同的：

- 收集区域内每个站点三年的数据；
- 评估每个站点的数据代表性和数据完整性；
- 识别并排除高度异常或罕见事件影响导致的超标；
- 列出具体违规信息和违规次数；
- 确定每个站点的指示值；
- 确定该区域的指示值；
- 确定适当的区域分类类别。

(3) 指示值

确定指示值是区域类别划分中最关键的部分，用于确定给定区域的分类类别。指示值指的是测量的浓度，实践中通常是在排除了高度异常或罕见事件影响的情况下，在三年内剩余数据中的最高测量浓度。每个监测点的指示值由各污染物确定，而该区域的指示值遵循最大原则，即为该区域内任何站点按各污染物划分的最高指示值。当某污染物有多个标准时，则为每个标准确定一个指示值。例如，洲际臭氧标准有 1 小时和 8 小时两种标准。因此，有两个对应的指示值。最终的区域类别将反映两个平均周期中违反标准次数最多的对应类别。以臭氧为例，1 小时臭氧指示值低于洲际标准为达标，8 小时臭氧指示值高于洲际标准为不达标。在这种情况下，该区域将被划分为臭氧不达标。

(4) 指示区域大小

对不同污染物，指示区域的大小各不相同，这取决于污染物的性质、排放源的位置、气象和地形特征。空气盆地是指通常被指定为具有区域影响的污染物的区域，如臭氧、二氧化氮、硫酸盐和降低能见度的颗粒。根据区域和排放源的特征，可认为 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 具有区域或局部影响。在某些情况下，如果加州空气资源委员会发现某些较小的区域的空气质量有明显不同，则可能会单独指定较小的

区域。

(5) 数据要求

区域分类的指定应尽可能基于最新的空气质量数据。这些数据必须记录在案，这意味着它们满足美国环境保护署和加州空气资源委员会规定的特定选址和质量保障程序。一般来说，记录的数据是由加州空气资源委员会或地区收集或在其指导下收集。如果符合同样的要求，其他来源的空气质量数据也可作为记录数据。当没有足够的和最新的空气质量数据时，加州空气资源委员会可以使用其他类型的信息来确定适当的区域分类类别。这些其他类型的信息可能包括历史空气质量数据、排放数据、气象数据、地形数据以及与人口或排放特征有关的数据。

4.2 美国加利福尼亚州空气质量标准制修订

根据加州法律规定，必须监测空气质量，划分区域类别，并且识别违规区域，其目的是为了达到：保护公众的健康、安全和福祉，尤其是那些可能因暴露于空气污染而受到不利影响的人群，如儿童、老人和在户外活动的人。同时，州、地区和地方需要协调和努力，以保护和提高加州的环境空气质量，从而保障加州人生活的环境质量。此外，还鼓励采取区域性措施，尽可能在全州范围内达到标准；为每个加州人提供体面合适的生活环境。

(1) 基本原则

拟议的修正案可作为用于指导更新法规条例。为了达到以健康为基础的空气质量标准，有必要提出修正案，以确定可能需要的更进一步的法规条例来达到和维持洲际标准。

拟议的修正案为公众提供了生活决策的信息。每年需要对区域类别进行审查和更新，并向公众说明是否达标，为公众在个人居住、就业和参与户外活动等方面提供决策支持。

拟议的修正案为企业和政府提供了有关工人健康和安全管理决策的信息。

每年对区域类别进行审查和更新，使企业和政府了解是否达标。这些信息使企业和政府有机会就工人的健康和安全管理做出更明智的决定。

拟议的修正案符合法定规定。加州空气资源委员会应在其网站上发布全州空气质量状况和趋势的信息，以及州和地方空气质量项目的现状和效果。拟议的修

正案也有必要提供数据以满足这一要求。

拟议的修正案协助各地区发展规划。各区域的计划可包括通过和实施条例，以减少超过标准的污染物及其前体的排放。因此，拟议中的修正案也将成为未来减排计划的基础、框架和依据。

(2) 最新修订建议

拟议修正案的目的是使用每一种污染物的最新、完整的空气质量数据来更新各区域的分类，以确定每个区域的空气质量。拟议的区域类别修正案不会对公共卫生或环境产生任何直接影响，因为条例并没有规定采取任何行动的任何要求，但可能有其他法律基于区域类别提出要求。在最新的评估中，加州空气资源委员会纳入了 2018 至 2020 年收集的空气质量数据，并建议修改现有的 NO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的区域划分。以 $\text{PM}_{2.5}$ 为例，目前的洲际标准为年均浓度 $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。审查人员综合圣巴巴拉县监测站点中可获得的完整监测数据以及周边监测的数据，并发现这三年的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度远低于国家标准，因此将其纳入为达标类别。

(3) 区域类别的影响

【未达标区域】

对于臭氧、 CO 、 NO_2 和 SO_2 未达标地区，加州法律要求其制定达标计划，并提交委员会批准。而对于其他污染物未达标（如 $\text{PM}_{2.5}$ ），将不受任何具体法规的规划要求约束。然而，这些地区必须执行有关规则和条例以迅速达标。此外，未达标地区可以选择制定并实施达标计划或通过法规来控制造成这些污染物超标的排放源。

未达标-过渡是未达标的子类，如果未达标区域被划分为未达标-过渡区域，则仍受原来相同要求的约束，但不同的是可能标志着这些要求将如何实现的变化。例如，一个区域目前正在实施一项已获批准的达标计划，该区域可能会决定不需要达成计划中所包含的一些额外控制措施，以便尽早实现达标计划。因此，未达标-过渡为该区域提供了一个信号，即该区域可以适当地审查，甚至修改其已批准的达标计划。尽管如此，区域对未达标-过渡的行动计划必须确保符合州和联邦法规。

【达标或未分类区域】

加州法律对已被指定为达标或未分类的地区没有任何具体的规划要求。但是，

加州法律也要求不仅要达到而且要保持洲际标准，要求各区域和委员会共同努力保护和提高环境空气质量，各区域必须采用足够有效的规章制度来实现和维持标准。

【其他】

拟议的修正案不应对企业和个人造成任何经济成本，修正案中没有要求任何企业和个人采取行动，因此不会对全州范围内的经济产生负面影响。这包括加州企业与其他州企业竞争的能力、加州内部就业岗位的产生或撤销、加州内部新企业的创建或现有企业的撤销、以及目前在加州开展业务的企业的扩张或对个人产生的其他影响。

总体而言，加州遵循当地法律制定了更为严格的环境空气质量标准，并根据空气质量数据每年常规评估空气质量达标情况，从而划分多层区域，施行不同的管理措施，以实现维持和改善空气质量的目的是。

第二章 我国环境空气质量标准制/修工作流程及方法

1. 我国环境空气质量标准发展及现状

1.1 我国环境空气质量标准的演变过程

我国的环境空气质量标准首次发布于 1982 年，主要规定了环境空气的功能区、标准分级、污染物项目、平均时间和浓度限值、监测方法、数据统计的有效性规定及实施与监督等。此后，分别于 1996 年和 2012 年对其进行了修订（图 2-1）。

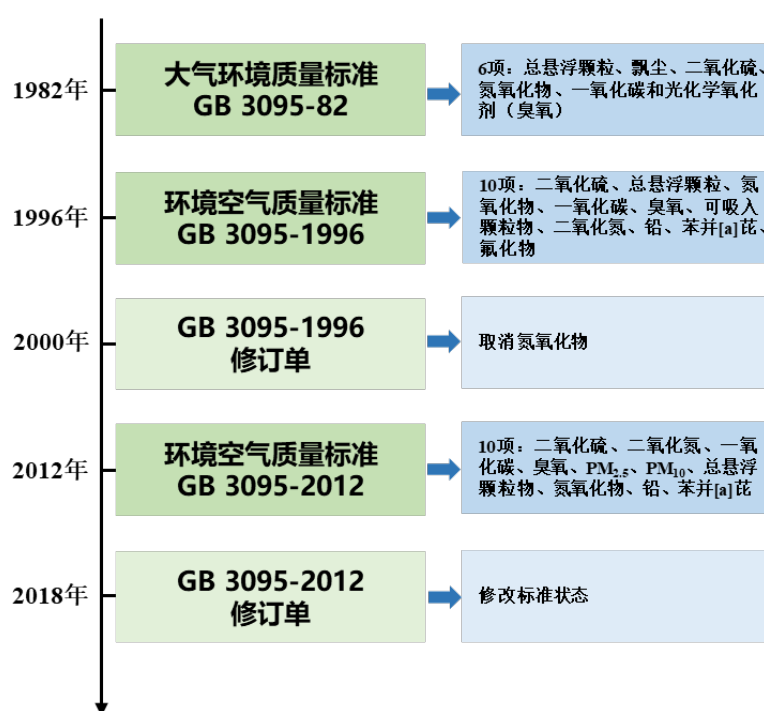


图 2-1 我国环境空气质量标准修订工作

(1) 1982 年的《大气环境质量标准（GB3095-82）》

我国于 1982 年制定和发布了《大气环境质量标准（GB3095-82）》，涉及到的污染物项目包括总悬浮颗粒、飘尘、二氧化硫、氮氧化物、一氧化碳和光化学氧化剂（臭氧）。

(2) 1996 年的《环境空气质量标准（GB3095-1996）》

1996 年，我国对环境质量标准进行了第一次修订，并更名为《环境空气质量标准（GB3095-1996）》。主要内容包括：

- 按环境空气质量功能区分类：一类区为自然保护区、风景名胜区和其它需要特殊保护的地区；二类区为城镇规划中确定的居民区、商业交通居民混合区、文化区、一般工业区和农村地区；三类区为特定工业区。
- 环境空气质量标准分级：一类区执行一级标准，二类区执行二级标准，三类区执行三类标准。具体而言，一级标准为保护自然生态和人群健康，在长期暴露情况下，不发生任何危害性影响的空气质量要求；二级标准为保护人群健康和城市、乡村的动植物，在长期和短期暴露情况下，不造成伤害的空气质量要求；三级标准为保护人群不发生急慢性中毒和城市一般动植物（敏感者除外）正常生长的空气质量要求。
- 主要监测的污染物除了之前监测的二氧化硫、总悬浮颗粒、氮氧化物、一氧化碳和臭氧之外，还增加了可吸入颗粒物、二氧化氮、铅、苯并[a]芘、氟化物等。

(3) 2000 年的《环境空气质量标准（GB3095-1996）》修订单

主要修改内容包括：

- 取消氮氧化物指标。
- 二氧化氮的二级标准的年平均浓度限值由 0.04 mg/m³ 改为 0.08 mg/m³；日平均浓度限值由 0.08 mg/m³ 改为 0.12 mg/m³；小时平均浓度限值由 0.12 mg/m³ 改为 0.24 mg/m³。
- 臭氧的一级标准的小时平均浓度限值由 0.12 mg/m³ 改为 0.16 mg/m³；二级标准的小时平均浓度限值由 0.16 mg/m³ 改为 0.20 mg/m³。

(4) 2012 年的《环境空气质量标准（GB3095-2012）》

2012 年，我国对环境质量标准进行了第二次修订，发布了《环境空气质量标准（GB3095-2012）》，主要修改内容包括：

- 调整了环境空气功能区分类，将三类区并入二类区。调整后的环境空气功能区分为两类：一类区为自然保护区、风景名胜区和其它需要特殊保护的区域；二类区为城镇规划中确定的居民区、商业交通居民混合区、文化区、工业区和农村地区。
- 增设了 PM_{2.5} 浓度限值和臭氧 8 小时平均浓度限值；调整了可吸入颗粒物、二氧化氮、铅和苯并[a]芘的浓度限值。

- 调整了数据统计的有效性规定。
- 制定了分期实施新的环境空气质量标准的时间要求。

(5) 2018 年的《环境空气质量标准（GB3095-2012）》修订单

主要修改内容包括：

- 将监测状态统一采用标准状态，修改为气态污染物监测采用参考状态（25℃、1 个标准大气压），颗粒物及其组分监测采用实况状态（监测期间实际环境温度和压力状态）。
- 增加了开展环境空气污染物浓度监测同时要监测记录气温、气压等气象参数的规定。

在过去近 40 年中，我国各阶段的环境空气质量标准适应当时社会经济发展水平及环境管理的需求，在改善环境空气质量、保护人体健康和生态环境等方面发挥了重要作用。为适应新时期环境空气质量管理需求，生态环境部于 2022 年下达了修订《环境空气质量标准（GB3095-2012）》项目计划。

1.2 我国环境空气质量标准修订原则与思路

(1) 修订原则

以最新的环境空气质量标准研究成果为科学基础制定标准，以保护公众健康为最主要目标，重视保护生态环境和社会物质财富；充分考虑我国环境空气污染特征和经济技术发展水平；考虑国家环境空气质量阶段性管理目标，现行环境空气质量相关法律、法规、规划、政策和标准相衔接；监测技术、设备和技术保障能够实现大规模、长期连续监测；参考其他国家和 WHO 的环境质量标准或指南的制/修订原则，以保证我国修订环境空气质量标准的工作思路应符合国际通行做法。

(2) 修订思路

研究整合相关环境空气质量标准；根据我国环境管理需求，研究是否调整环境空气功能区分类方案；根据我国环境管理需求，研究确定污染物项目，调整部分污染物限值；研究调整数据统计有效性规定；更新环境空气质量监测与分析方法标准。

1.3 《环境空气质量标准（GB3095-1996）》修订工作过程

2008年，承担单位接受任务后，成立了由大气科学、环境健康、环境管理等专业领域研究人员组成的编制组，收集并分析了美国、欧盟、日本、WHO等多个国家、地区和组织的相关资料，对提出的技术路线、工作内容等多次研讨，形成标准文本草稿及编制说明。

2009年9月，环境保护部就修订《环境空气质量标准（GB3095-1996）》的有关问题，向中国科学院、中国工程院等共计193家单位、部门发出环办函（2009）956号文件征集意见，并通过环境保护部网站广泛征集社会各界意见。

2010年1月~5月，编制组对回函意见进行汇总和分析，形成了修订《环境空气质量标准》公开征集意见汇总表，并根据回函意见完善了标准文本草稿及编制说明。

2010年6月17日，环境保护部科技标准司在北京召开《城市空气质量周报、日报和预报技术规范》暨环境空气质量评价方法研讨会，编制组汇报了修订《环境空气质量标准》（GB3095-1996）公开征集意见情况。

2010年7月29日，环境保护部科技标准司在北京主持召开《环境空气质量标准》（GB3095-1996）修订讨论会，研讨标准文本技术内容。

2010年10月9日，环境保护部科技标准司在北京主持召开《环境空气质量标准》（GB3095-1996）修订讨论会，深入讨论了标准的技术内容。会后，编制组根据会议意见进一步完善并形成了标准文本征求意见稿和编制说明。

2010年11月18日，环境保护部办公厅向中国科学院、中国工程院等215家单位和部门发出环办函（2010）1246号文件征求意见，并通过环境保护部网站向全社会公开征求意见。

2011年5月17日，环境保护部科技标准司在北京召开修订与实施《环境空气质量标准》研讨会，对修订与实施环境空气质量标准中的关键问题进行广泛和深入的研讨；环境保护部领导出席会议，包括大气环境科学领域的院士、知名专家、部分地方环境保护厅（局）和部内有关司局60多人参加会议。

2011年6月1日，环境保护部监测司和科技司在北京组织召开全国环境监测系统环境空气质量标准研讨会，来自全国28个省（区、市）环境监测系统的专家参加会议，编制组向与会人员介绍了环境空气质量标准的修订原则、思路和

技术内容。

2011年8月23日，环境保护部常务会议听取《环境空气质量标准》修订工作情况汇报，会议原则同意修订的指导思想、原则和思路，并要求进一步修改完善后在更大范围内再次对标准征求意见。

2011年8月29日，环境保护部科技标准司召集标准编制组召开专题会议，讨论落实部常务会的意见和建议，并决定召开《环境空气质量标准》研讨会，研讨完善后的草案。

2011年9月13日，环境保护部科技标准司在北京召开《环境空气质量标准》研讨会，对标准文本的技术内容进行了深入的研讨。大气环境科学领域的院士、知名专家参加会议。在此基础上进一步完善《环境空气质量标准》（二次征求意见稿草稿）

2011年11月7日，环境保护部科技标准司在北京召开《环境空气质量标准》研讨会，对标准文本和编制说明的技术内容进行了认真梳理。大气环境科学领域的院士、知名专家参加会议。在此基础上形成本《环境空气质量标准》（二次征求意见稿）。

2012年2月29日，发布《环境空气质量标准（GB3095-2012）》。

1.4 我国环境空气质量标准修订方法的不足

（1）尚缺乏基于本土健康证据设立的基准

我国现行的《环境空气质量标准（GB3095-2012）》以WHO的指导值作为依据，将WHO第1阶段和第3阶段过渡期目标值分别作为二级和一级浓度限值，并没有考虑我国本土数据的环境基准研究结果。然而我国在大气污染物背景值、污染物来源与组成、居民种族/遗传特征、居民暴露特征及对污染物的健康响应与西方国家存在显著不同，我国仍需要提出基于本土研究证据的基准，用于支持环境空气质量标准的制/修订。

（2）缺少定期修订的机制

如图2-1所示，自1982年我国颁布《大气环境质量标准（GB3095-82）》以来，我国仅于1996年和2012年对大气环境质量标准进行了修订，平均15年修订一次；距最近一次修订（2012年）也已过去了11年。相比之下，美国自1971

年颁布首个《国家环境空气质量标准》以来，已于 1974 年、1978 年、1979 年、1983 年、1984 年、1987 年、1997 年、2006 年、2008 年、2010 年、2012 年、2015 年进行了多次修订，平均 3~4 年修订一次，修订频次明显高于我国。自我国现行的《环境空气质量标准（GB3095-2012）》实施以来，我国采取了一系列严格的大气污染防治举措，例如“国十条”及“蓝天保卫战”等，我国空气质量已得到显著改善。2021 年，我国 339 个地级及以上城市中，218 个城市环境空气质量达标，占全部城市数的 64.5%；339 个城市平均优良天数比例为 87.5%。现有的流行病学证据也表明，现行的空气质量标准不足以保护人群健康，因此从健康角度出发，定期修订空气质量标准非常必要。

（3）缺少地方性空气质量标准

目前，我国实行全国统一的环境空气质量标准，但我国区域发展不平衡、城市之间差异较大，实施统一标准难以满足各个城市的需要。例如，上海 PM_{2.5} 的年平均浓度已达到环境空气质量二级标准的要求。此外，上海在社会经济发展水平、人口结构等方面有自己的特点，当前的上海有条件与国际接轨。切实解决影响人民群众健康的突出环境问题是实现“健康中国”的要求，也是体现上海国际化大都市的内涵要求。然而，如何实现“一地一策”、因地制宜地制定环境空气质量标准，还缺少标准化的工作流程和方法，也缺少相关经验。

2. 我国环境空气质量标准制/修工作流程及方法建议

2.1 基于健康的环境空气质量标准制/修订工作流程

基于健康的环境空气质量标准制/修订工作流程如图 2-2 所示，包括文献调研与质量评估、标准限值评估与修订、标准征求意见与发布。

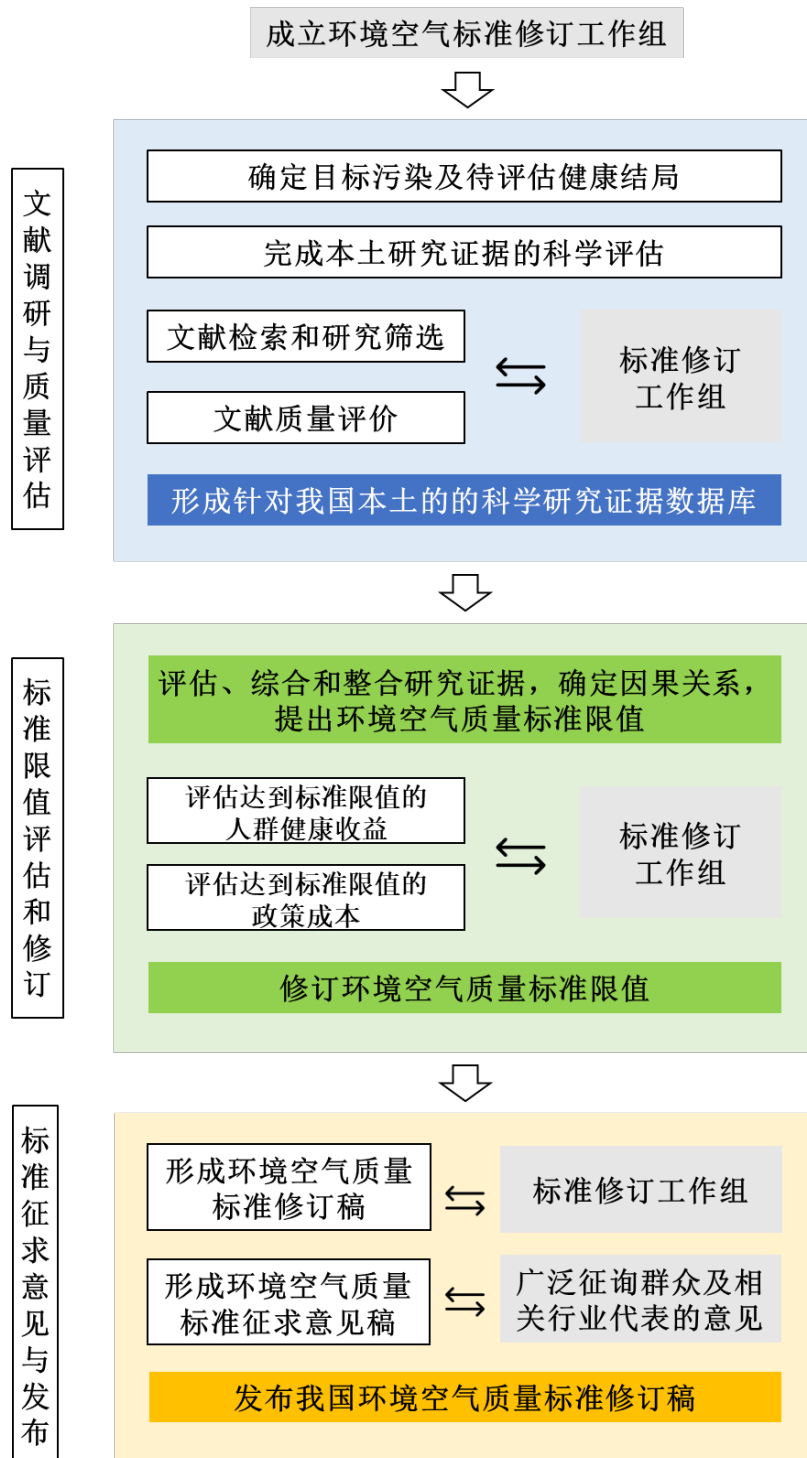


图 2-2 我国空气质量标准修订工作流程图

2.2 我国环境空气质量标准制/修订具体方法—以 PM_{2.5} 为例

(1) 成立环境空气质量标准制/修订工作组

我国环境空气质量标准的修订应由生态环境部组织协调，成立由大气科学、环境健康、环境管理等专业领域研究人员组成的环境空气标准修订工作组，可分为：

- 标准编制组：主要负责环境空气质量标准的编制和修订工作；内部可再设立文献评估小组、风险评估小组、标准编撰小组，分别负责文献检索、筛选整理、科学评估、风险评估、标准起草等具体工作。
- 外部评审组：主要负责对环境空气质量标准制定的全流程进行监督、审查和评价，形成对标准制定的总体评价。
- 专业委员会专家组（指导组）：主要由大气环境、流行病学、毒理学、暴露学、统计学、环境管理等相关专业的专家学者构成，主要为标准的制定的全流程提供技术指导。

环境空气质量标准制/修订工作组召开科学政策研讨会，根据我国大气环境形势的变化以及现行环境空气质量标准的局限性，评估修订标准的必要性和紧迫性。明确及讨论最新可获得的有关大气细污染物、方法论、暴露影响及干预研究的科学证据。收集专家的观点及指导意见，制定标准的修订计划，部署环境空气质量标准制/修订工作。

(2) 确定目标污染物及待评估健康结局

专业委员会专家组应对 PM_{2.5} 污染物证据的强度、PM_{2.5} 与健康结局之间的因果关联、健康结局的严重性、疾病负担、预期的暴露增长等方面进行综合评估，确定在进行证据科学评估时需重点考虑的健康结局。可参照 WHO 指南制定小组提出的优先级框架：

首先，应考虑关注 PM_{2.5} 暴露与健康结局的因果关联证据。可参考美国环境保护署、WHO、加拿大卫生部等完成的科学综合评估或综述，将研究证据中的效应划分为多个级别，包括因果关联、可能的因果关联、暗示性因果关联、现有证据不足以推断因果关联、或不太可能有因果关联。当未被证实具有因果关系或可能有因果关系时，应按照预防性原则考虑附加产生的最严重健康效应。考虑的因素包括：对疾病负担的贡献度（如患病率、伤残比重）、政策影响，以及未来

某污染物的预期暴露增长量。

其次，应考虑健康结局的严重程度。当对 PM_{2.5} 与两个及以上不同健康结局的研究证据（例如，其中一个健康结局与 PM_{2.5} 之间存在因果关联或可能的因果关联，而另一种健康结局与 PM_{2.5} 之间仅为暗示性因果关联，但该健康结局更严重，或在人群中患病率更高）进行系统评估时，应取最严重的健康效应的因果关系作为参考依据。健康结局严重程度的判定可参考欧洲联合呼吸学会最新提出的科学证据以及美国胸科学会关于空气污染对健康影响的政策声明（包括致死性、效应持续性、易感人群和医疗/功能意义、丧失自主性和生活质量下降等方面）。

基于以上优先级框架，可确定以下与 PM_{2.5} 污染相关的重要健康结局：

- 总非意外死亡；
- 疾病别死亡：心血管疾病（ICD-10：I00-I99）、呼吸系统疾病（ICD-10：J00-J99）及肺癌（ICD-10：C30-C39）。

除此之外，可能有其他健康结局也可列入，包括如下：

- 其他疾病别死亡、发病（门诊、急诊、住院就医）等；
- 功能障碍：肺功能、心功能、血压、血脂、肾功能等；
- 不良妊娠结局：早产、低出生体重等。

（3）完成本土研究证据的科学评估

在确立健康结局后，应进一步明确文献综述问题，推动科学证据检索及评估。初步提出综述问题后，由标准编制组判定并最终确立，在 PECOS 框架的基础上提出 PM_{2.5} 标准旨在解决的关键科学问题，即建立适合我国一般人群（P）的室外长期及短期（E）PM_{2.5} 暴露限值（C），考虑到多种与 PM_{2.5} 暴露相关的健康效应结局（O）。

成立资料收集工作小组，收集并整合美国、欧盟、日本、WHO 等多个国家、地区和组织的环境空气质量标准及其编制方法说明，参考我国在 2012 年环境空气质量标准修订的编制文档。检索国内、外环境污染对健康影响的研究证据，着重纳入我国本土的高质量研究。相关文献的数据库以 PubMed、Web of Science、EMBASE、Medline、Cochrane library 等国外英文数据库及中国知网、万方等中文数据库为主。

在文献检索过程中，确保文献资料收集的灵敏度（全面覆盖），提高文献搜

索的特异性（查准率），主要纳入我国本土的研究证据，同时兼顾国外高质量的研究证据。尤其关注我国大气污染重点地区“三区九群”：京津冀地区、长三角地区、珠三角地区、辽宁中部城市群、山东半岛城市群、武汉城市群、长株潭城市群、成渝城市群、海峡西岸城市群、陕西关中城市群、山西中北部城市群、新疆乌鲁木齐城市群。纳入多中心、大样本队列研究和病例对照研究（长期）以及时间序列研究、病例交叉研究和定群研究（短期）等原创性研究和高质量的系统综述。空气污染暴露应包含长期暴露和短期暴露，以全年龄段一般人群为研究对象，居住在城市和农村地区，不单独考虑职业场所及室内环境暴露。建议从几个方面设定检索词：研究地区（中国或中国境内各地区）、暴露指标（PM_{2.5}、长期暴露、短期暴露）、健康结局。制定检索策略时，可与相关领域的专家讨论具体细节与检索词设定问题，以确保充分检索。

文献纳入和排除需要遵照统一标准进行，可参照 PECOS 框架制定纳入筛选标准。建议使用文献管理软件（如 EndNote）对各数据库检索到的文献进行整理，并进一步剔除重复文献，减少手动筛选的工作量。此后，应对搜集到的文献逐一进行阅读和审核，严格按照预先指定的纳入/排除标准判定文献是否适用，这一过程应采取双人平行独立筛选的方法，即由两名审阅人分别按照统一的纳入排除标准对文献进行独立审核和评估。如果审阅人的判定评估结果不一致，则需要新增审阅人以协助评估，直至审阅人讨论协商达成共识。为了确保文献筛选评估流程的完整性和准确性，应尽量逐步规范记录筛选过程中的所有步骤，包括各种文献来源、检索策略（检索词）、检索步骤、筛选标准以及每次筛选后的结果（例如筛选后的保留文献数量，筛除文献的具体原因等）。这是为了保证研究的可重复性，同时也方便对筛选过程进行核查和修正。

对检索的文献进行质量评价，审查每项研究的研究设计、研究方法、实施情况，综合评估研究质量和证据强度，可采用 GRADE 评分对研究证据质量进行分级，以评估研究证据的质量（表 2-1）。重点关注研究是否提供了定性、定量信息或暴露-反应关系，是否能够给环境空气质量标准的修订提供决策依据。

表 2-1 证据等级评估标准

证据等级	描述	研究类型
高级证据	非常确信效应估计值接近真实的效应值	RCT 质量升二级的观察性研究
中级证据	对效应估计值有中等程度的信心：效应估计值有可能接近真实值，但仍存在二者大不相同的可能性	质量降一级的 RCT 质量升一级的观察性研究
低级证据	对效应估计值的确信程度有限：效应估计值可能与真实值大不相同	质量降二级的 RCT 观察性研究
极低级证据	对效应估计值几乎没有信心：效应估计值很有可能与真实值大不相同	质量降三级的 RCT 质量降一级的观察性研究 系列病例观察 个案报道
推荐强度	强	明确显示干预措施利大于弊或者弊大于利
	弱	利弊不确定或无论质量高低的证据均显示利弊相当

注：RCT 指代随机对照试验

(4) 综述及 meta 分析

按照表 2-2 提取文献中关键信息，并对效应估计值进行 meta 分析。

表 2-2 文献检索关键信息提取表格

文献编号	文章名称/作者	期刊名称/发表年份	研究设计/时间	研究人群/样本量	研究地区/城市	暴露评估方式	健康结局	混杂因素控制	研究偏倚	暴露反应关系关键参数	...

- 文献编号：按照顺序依次对纳入的文献进行编号，确保每篇文献的唯一性，以保证后续核查筛选工作顺利开展。
- 文章名称/作者：记录文章的名称、第一作者、通讯作者等必要信息，以便于联系研究者获取必要的信息。
- 期刊名称/发表年份：记录文章的发表期刊和年份，以便评估文章的质量，决

定是否纳入到最终的评估中。

- 研究设计/时间：注明研究的设计如时间序列、病例交叉、横断面研究等，并描述研究数据的时间分布，为后续研究的选取提供重要信息。
- 研究人群/样本量：以我国人群一般人群（健康人群）、敏感人群为主，尤其关注样本量较大的研究。
- 研究地区/城市：优先考虑研究地区在我国及重点地区/城市的研究（三区九群）的研究；单城市和多城市的研究均纳入，优选多城市研究。
- 暴露评估方式：注明研究暴露评估方式（污染物数据来自卫星反演模型或固定监测站点等），污染物暴露数据的单位、范围等。
- 健康结局：记录健康结局的类型、来源、ICD 编码等必要信息，方便后续效应值的 meta 合并。
- 混杂因素控制：记录研究关于长期趋势，季节性，星期几，温湿度等混杂因素的控制方式。
- 研究偏倚：记录该研究在人群选择、暴露偏倚等类型偏倚的情况。
- 暴露-反应关系关键参数：提取研究所应用的模型类型（单污染物/双污染物模型）、效应值的计算单位（每 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ /每 IQR 增加），提取效应值及上下限区间（主模型和其他的调整模型），暴露-反应关系的形状和效应阈值。
- 其他参数：记录其他参数，如缺失率、失访率等。

(5) 确定标准推荐值

根据国内、外流行病学研究证据和专家论证会，确定 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露与长期暴露的健康效应的标准取值时间。对比我国与 WHO、美国、欧盟等国家、地区的 $\text{PM}_{2.5}$ 标准值，综合考虑到我国目前环境质量现状和经济技术水平，确定本次修订的一、二级标准下的年均和 24 小时平均浓度限值。

(6) 确定并论证标准推荐值

由标准编制组下面的风险评估小组邀请环境与健康领域和政策评估领域的专家学者，对不同空气质量标准限值下，人群健康收益和达到标准限值所需的政策成本进行科学论证。确保标准的限值能够保障人民生命健康，同时也具备可行性。

人群健康收益评价的指标为健康效益的货币化。可以通过评估个体对降低单

位死亡风险的支付意愿（WTP）来实现，主要步骤如下：

- 计算达到不同空气质量标准限值的健康总效益，验证标准进一步收紧的必要性；
- 结合不同人群对空气易感性，评估健康收益的人群分布特征（如儿童和老年人是否健康收益更高）；
- 计算在不同时间达到空气质量标准限值，相应健康效益的差异，体现空气质量标准限值实施的紧迫性。

政策成本评估主要考虑不同行业的减排措施的成本，也需充分考虑“双碳”战略对降污减排的协同作用。美国《清洁空气法案》及修订标准的相关经验表明，相关法规、政策及标准的实施可带来的效益往往数倍于成本。政策成本评估通常采用如下思路进行计算：

- 识别重点污染行业/领域的主要减排措施和普及率，评估在当前减排措施下，不同行业的污染物减排潜力；
- 选择适宜的成本指标，对关键减排措施的单位成本进行分析，并推算在估计普及率下，该措施的总成本；
- 构建不同行业的边际减排成本曲线，并进行不确定性分析；
- 结合国家“双碳”战略，核算达到空气质量标准限值时相应减排的成本。

标准的修订过程中应该充分考虑地域特点，基于健康效应并综合政策的成本效益分析来制定地区的空气质量标准。修订环境空气质量标准的根本目的之一是保障人民生命健康，因此标准限值需要经过充分的科学论证。此外空气质量标准的制/修订要充分考虑“双碳”战略对降污减排的协同作用，借鉴发达国家和地区成功经验，推动我国环境空气质量进一步改善。

（7）不确定性分析

由于修/制定环境空气质量标准过程的复杂性和综合性，需要多个工作组之间的协调配合，紧密合作。在此过程中，每一步骤的工作都可能带来不确定性。从文献检索、质量评估和筛选过程中的不确定性，到研究自身在暴露测量、统计分析方便的不确定性，再到标准值推导的过程中均可能存在不同程度的不确定性。通常对于不确定性的分析有定性分析和定量分析两种方式。在大多数情况，不确定性只能基于专业判断和类似的情形进行推断性质的定性分析。定量分析包含经

典的统计方法、敏感性分析或概率不确定性分析等方法。此外，发表便宜也是不确定性的来源，可影响效应值估计值的大小。因此，在文献筛选的过程中，要优先选择多中心、大样本的流行病学分析。标准制定的每一步都必须严格按照相应标准施行，尽量降低不确定性、控制偏倚。

在评价 PM_{2.5} 暴露相关的人群健康影响时，针对 PM_{2.5} 暴露与健康结局暴露-反应关系特征的研究已成为环境流行病学研究的重点和难点问题之一。暴露-反应曲线在现行空气质量标准水平及以下的形状仍有待探索。污染物与健康效应的暴露-反应关系曲线在整个浓度范围或部分范围内是否线性，也是评估污染物对健康影响的一个重要的考量因素。尤其要关注在我国线现行的环境空气质量标准以下的浓度时是否是线性的关系。低浓度范围内的数据密度较低、暴露测量误差、个体差异等因素可产生变异性和不确定性。究其原因，暴露和效应评价过程中的各类不确定性，例如客观存在的暴露测量误差、低浓度暴露水平下的数据密度较低、暴露与健康效应的关联存在个体差异等，往往使得暴露-反应关系线性化，这可能掩盖了效应值起点（阈值）或非线性关系的存在。甚至由于个体差异，如遗传差异或预先存在的疾病状况，个体阈值也因人而异（对某一特定个体而言，这一阈值在个体不同生命时期也会有所不同），在人群研究中可能很难证明存在阈值。因此，即便 PM_{2.5} 暴露导致健康结局的生物学机制显示某些关键分子事件可能存在一些非线性关系，在现有环境浓度下的健康数据并没有表现出健康影响的阈值。

（8）我国环境空气质量标准的编制与发布

【编写初稿】

应由环境空气标准修订工作组反复讨论审定，对标准文本和编制说明的技术内容进行认真梳理，形成《环境空气质量标准（征求意见稿）》，内部邀请大气环境科学领域的院士、知名专家对征求意见稿进行研讨，经过多方审定后发布征求意见稿。

【征求意见稿及修改】

通过网站发布、致函等多种方式，向科研单位和社会各界广泛征求意见。以制定国家污染物排放标准为例，在实际制定过程中，需要结合国家环境形势和产业政策的要求，针对行业的技术发展水平、行业清洁生产水平、产排污情况、治

理技术发展水平及全行业达到污染物排放标准所要付出的成本包括管理成本等进行综合分析。与此同时，标准的制定也要考虑到地区差异性和标准适应性。以大气颗粒物的控制举例来说，各个国家在制定标准时，既要考虑 WHO 发布的基准值和国内外研究成果，也需考虑国家发展的实际情况，让标准既能够发挥保护公众健康和生态环境的作用，确保环境风险可控，也能够兼顾国家发展和行业进步，实现环境效益的最大化。

【发布】

编制组对回函意见进行汇总和分析，形成修订《环境空气质量标准》公开征集意见汇总表，并根据回函意见完善了标准文本草稿及编制说明。经过多轮修改及专家评估论证后，发布《环境空气质量标准》（正式版）。

在标准的实施过程中，还应开展标准实施评估工作，根据标准实施评估的结果适时修订标准。基于“十四五”期间实现标准中所规定的 PM_{2.5} 等项目的自动监测，明确需要完善的全国各城市、农村、背景和区域监测站点，为新建站点配备监测仪器，并对现有站点进行升级改造，加强监测运行质量控制和监测人员培训，完善国家监测信息传输和发布系统，全面提升国家环境空气质量监测能力；同时，还应加大投入，加强我国环境空气污染特征的研究，研发具有自主知识产权的仪器设备，为全面实施本标准做好技术储备。

第三章 PM_{2.5} 健康研究证据科学评估

1. 我国 PM_{2.5} 健康研究证据科学评估

1.1 前言

在过去的几十年里，中国经济的快速发展导致了空气污染物排放的急剧增加。为降低空气污染，中国政府实施了一系列严格的大气污染防治政策和措施，如《大气污染防治行动计划（2013–2017年）》和《打赢蓝天保卫战三年行动计划（2018–2020年）》，成效显著。如图 3-1 所示，自 2013 年以来，PM_{2.5} 年平均人口加权浓度开始显著下降。2021 年中国 339 个主要城市 PM_{2.5} 的年平均浓度为 30 μg/m³，略低于现行中国空气质量标准（PM_{2.5} 为 35 μg/m³）。尽管在一系列严格的控制政策后，空气质量不断改善，但空气污染仍然是中国的一个重要公共健康威胁。我国现阶段 PM_{2.5} 浓度仍显著高于新版 WHO 空气质量标准（5 μg/m³）。由 PM_{2.5} 导致的过早死亡和伤残调整寿命年持续增加，尽管这个增加趋势相对全球来说相对平稳（图 3-2）。《全球疾病负担研究》估计，2019 年，中国有 185 万人死于空气污染，其中 142 万人死于颗粒物^[1]。如果达到 WHO 的 AQG 的新目标，中国将避免 121.5 万人过早死亡^[2]。

全面评估空气污染对中国人口健康影响的流行病学证据，对于修订中国空气质量标准至关重要。为支持空气污染的健康影响及其毒理学机制研究，中国政府资助了多项项目，主要包括国家重点研发计划项目“空气污染的成因及控制技术”和国家自然科学基金重大研究计划项目“细颗粒物毒理学与健康影响”。在大量资金的支持下，近年来，关于空气污染，特别是颗粒物对健康影响的科学研究在中国迅速增长。与早期生态学性质的研究相比，近十年发表的研究在广度、深度和因果推理方面质量更高。及时、系统地总结这些科学证据是修订中国空气质量标准的关键，也为设计未来的健康研究和全球空气质量改善项目提供了信息。以下将对近年（2000 年 1 月 1 日至 2022 年 12 月 31 日）发表的中国大陆地区 PM_{2.5} 和人类健康的最新流行病学证据进行 meta 分析和系统综述，定量评估 PM_{2.5} 健康效应风险，并定性总结暴露–反应关系曲线。鉴于非意外全因死亡、心血管疾病死亡、呼吸系统疾病死亡和肺癌死亡（仅限长期暴露）是最受关注的 PM_{2.5} 健康效应，本次分析将围绕这几个结局展开。

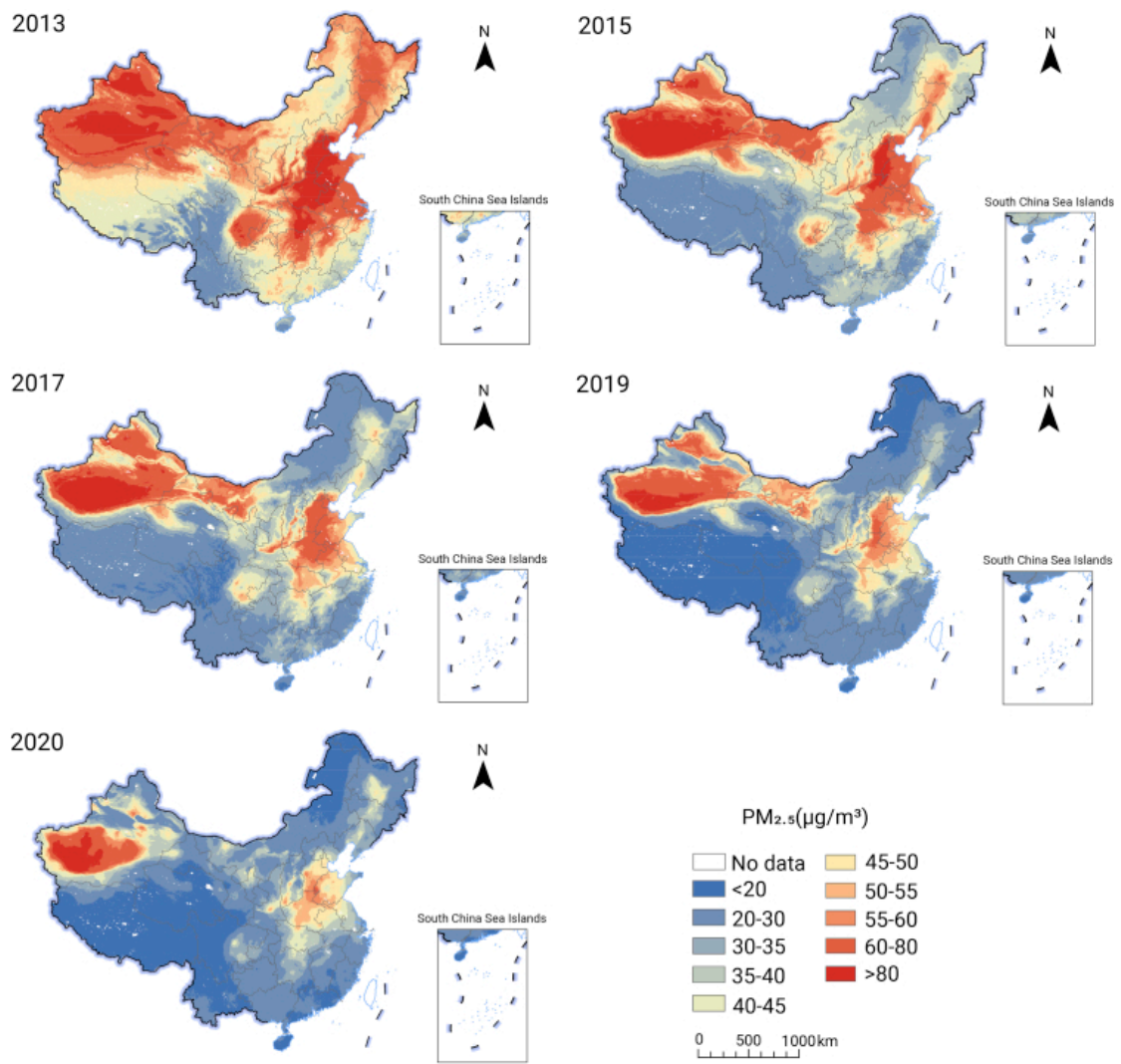


图 3-1 中国 2013~2020 年年均 PM_{2.5} 浓度

(*Innovation (Camb). 2022 Nov 8; 3(6): 100312*)

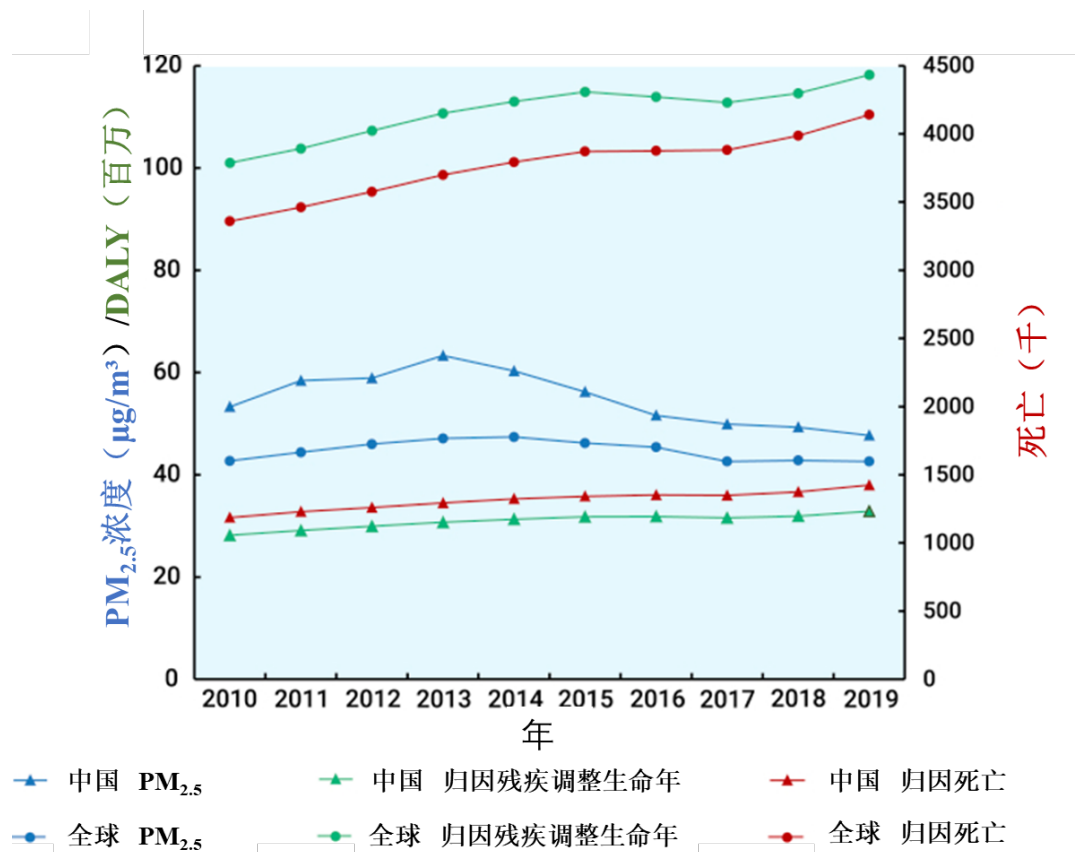


图 3-2 与全球数据相比，中国 2010~2019 年 PM_{2.5} 导致的年均人口加权 PM_{2.5}、死亡人数和伤残调整寿命年 (DALYs)

(*Innovation (Camb). 2022 Nov 8; 3(6): 100312*)

1.2 方法

(1) 文献检索

采用 PECOS 原则拟定文献检索的标准：

- **Population:** 针对中国的一般人群，不限制年龄、地理分区和职业等，但针对职业暴露人群开展的研究排除在外；
- **Exposure:** 短期（7 天以内）或长期（一年以上）暴露于 PM_{2.5}。在工作场所测定的职业暴露以及仅仅针对室内暴露的研究排除在外；
- **Comparator:** 高浓度污染物暴露和低浓度污染物暴露的健康效应对比；
- **Outcome:** 根据 WHO 和 ISA 的推荐，评估 PM_{2.5} 长期暴露健康效应对应的结局，包括非意外全病因死亡、心血管系统疾病死亡、呼吸系统疾病死亡和肺癌死亡。评估 PM_{2.5} 短期暴露健康效应对应的结局，包括非意外全病因死亡、心血管系统疾病死亡和呼吸系统疾病死亡。结局的定义以 ICD-10 编码（2016

版) 为准, 即非意外全病因为 A00 – R99, 心血管系统疾病为 I00 – I99, 呼吸系统疾病为 J00 – J99, 肺癌为 C30 – C39。与 ICD-10 编码 (2016) 对应的 ICD-9 以及其他版本的 ICD-10 也包含在内。

在 PubMed、Web of Science、中国知网、万方数据库这四个数据库中进行文献检索。检索时间限定为 2000.01.01 至 2022 年 12 月 31 日。检索词主要涵盖 PM_{2.5} 暴露、死亡、中国以及检索时间四个方面。另外, 也从参考文献中补充遗漏文献。

(2) 文献筛选

文献纳入标准为: 调查中大陆国地区 PM_{2.5} 长期和短期暴露与非意外全病因死亡、心血管系统疾病死亡、呼吸系统疾病死亡和肺癌死亡 (仅限长期暴露) 关联的人群流行病学研究。长期暴露效应研究主要采用队列或病例对照研究设计, 短期暴露效应研究主要采用时间序列和病例交叉设计。语言类型为英文和中文。

文献排除标准^[3,4]: ① 与主题无关; ② 重复报道; ③ 职业暴露或者仅汇报室内空气污染; ④ 定性研究; ⑤ 综述、非人类研究 (体内外实验)、方法学研究、会议摘要、letter 和 comments; ⑥ 无全文; ⑦ 未汇报暴露-反应关系; ⑧ 针对患者群体开展的长期健康效应研究。为避免转化带来的误差, 本次 meta 分析不纳入仅汇报分类结果以及非线性结果的研究, 但会提及重要的该类型文献。此外, 对于短期效应研究来讲, 会出现研究之间存在时间或地理覆盖的情形, 此时选择覆盖时间更长范围更广的研究, 多中心研究优于单中心研究。

文献信息提取主要包括: 作者、发表年份、研究设计、研究地点、研究人群特征、随访期、暴露细节、混杂因素、分析方法、暴露-反应关系、数据缺失情况、暴露-反应曲线等。对于长期效应研究, 我们以作者推荐的主模型结果为准; 对于短期效应研究, 需要选择对应 lag 天的效应。如果作者只汇报了一个 lag 天的结果, 则选择该 lag 天的结果。如果作者汇报了多个 lag 天, 则选择作者推荐, 或者是先验/各文献使用最多的 lag 天 (即 lag 0-1d)。由于大多数研究都只汇报了单污染物模型, 因此我们选用单污染物模型的结果进行后续分析。部分研究可能只报道了多个亚组的效应值, 因此会出现效应值数目多于研究数目的情形。

(3) 偏倚风险评估

目前, 偏倚风险的评估是基于一个由 WHO 推荐的工具 RoB 进行^[5]。该工具

可对以下 6 个领域进行评价：混杂、选择偏倚、暴露评估、结局评价、缺失值和选择报告偏倚。每个领域都包含多个子域（表 3-3）。其中，混杂领域主要评价混杂因素调整的全面性和科学性以及测量的有效性；选择偏倚则主要考虑到研究对象的选择是否存在偏性；暴露评估领域主要考虑用于暴露评估的方法是否有效；结局评价主要评估结局测定方法是否具有有效性和科学性；缺失值领域主要评价结局指标和暴露指标的缺失情况。根据 WHO 出具的指南，每个子领域可分为高、中、低偏倚三个等级。以潜在混杂因素的调整程度子领域为例，WHO 将应调整的混杂因素分为了关键混杂因素（Critical confounders）和其他混杂因素（Additional confounders）。短期健康效应研究的关键混杂因素包括温度、季节性、周天和长期趋势，其他混杂因素包括节假日和流感。长期健康效应研究的关键混杂因素包括年龄、性别、个人或地区水平的社会经济地位、体重指数/吸烟，其他潜在混杂因素包括注册/入组年份、种族、饮食、身体活动、婚姻状况。如果所有的关键混杂因素和其他混杂因素都调整了，则判定为低风险偏倚；如果所有的关键混杂因素都调整了，但其他混杂因素未调整，则判定为中风险偏倚；如果有关键混杂因素未调整，则判定为高风险偏倚。如果一个领域内的所有的子领域都是低风险，那么该领域则被判定为低偏倚；如果有一个子领域是高风险，则该领域为高偏倚；如果以上两种情况都不是，则该领域判定为中度偏倚。其他几个领域的风险详细风险判定原则参见指南^[5]。当一项研究同时汇报多个结局时，需要对每个结局都进行一个偏倚评估。

（4）Meta 分析

当同一污染物与某一健康结局的关联具有 3 个及以上的研究时，则采用 meta 分析对污染物的健康效应进行定量评估和证据评级，否则，将以定性的形式对效应估计进行系统综述。所有的效应值在纳入 meta 分析之前，都转化为每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的标准化效应值。当文献报道 OR（Odds Ratio）而非 RR（Relative Risk）时，我们认为在“罕见疾病假设”下，他们是相近的^[6]。采用随机效应模型对各原始研究的效应值进行汇总。如果某项研究针对一个结局汇报了两个及以上分层的结果，先用固定效应模型汇总该研究的总效应，再用随机效应模型与其他原始研究的效应值进行合并汇总。研究间的异质性的用 80% prediction intervals（PI）指示。PI 提供真实效应值的分布范围，以及各效应值之间的一致性，备受青睐^[7]。

当 PI 包含零效应，同时这 80%的 PI 是 95%的置信区间的 2 倍时，则认为存在严重的异质性。发表偏倚用漏斗图结合 Egger's test 进行判断。统计分析采用 R 语言（version 3.6.1）中“meta”包进行。

（5）证据确定性评估

采用 the Grading of Recommendations Assessment, Development and Evaluation (GRADE) 对每个“暴露-结局”对进行证据确定性评估^[8]。由于在观察性研究中存在未确定的混淆的风险，观察性研究的证据强度起始点设为中等强度。而后，根据一定的标准，进行降级和升级。

降级的原因包括：① 研究局限性 (Limitations in studies)：如果在 meta 分析中有相当大分量的研究中存在严重或非常严重的偏倚风险，那么证据的确定性就会被降低到一个或两个水平。如果高偏倚风险研究的效应量与低/中偏倚风险研究不同，则应考虑在 meta 分析中排除高偏倚风险研究；② 间接性 (Indirectness)：未直接回答目标问题；③ 不一致 (Inconsistency)：当 PI 包含零效应，同时这 80%的 PI 是 95%的置信区间的 2 倍时，则认为存在严重的异质性；④ 不精确性 (Imprecision)：长期效应研究如果随访的人年数少于 940000 人年，那么证据的确定性就会降低。短期效应研究如果死亡事件数少于 100000，则证据强度降低；⑤ 发表偏倚 (Publication bias)：存在发表偏倚则进行降级。

升级的原因包括：① 效应值足够大 (Large effect size)。理论上可以采用计算 E 值来进行判断^[9-12]。E 值的基本原理是评估混杂因素多大程度上可能会抹除暴露和结局之间的关联，或者说该混杂因素的效应需要到多大才可以完全解释所观察到的暴露结局之间的关联，计算公式为：

$$E \text{ 值} = RR_{observed} \times \sqrt{RR_{observed} \times (RR_{observed} - 1)}$$

其中 $RR_{observed}$ 是此次 meta 分析所发现的效应值。对于长期效应研究来说，一则我们没有足够的条件去评判暴露和混杂因素之间关系的强度，另外已知的长期健康效应研究的混杂因素与结局的关联都是远大于空气污染与结局的关联的，因此在长期健康效应研究中，此规则不适用；对于短期健康效应研究，根据 Orellano 等人的推荐^[3]，我们以温度为例，并重点关注温度和死亡率之间的关系。Song 等人^[13]在一篇综述中总结了温度和死亡率之间关联的效应值 RR_u (表 3-1)，我们用它作为参照，比较 RR_u 与理论上该混杂因素需要达到的效应大小，其中理论上该

混杂因素需要达到的效应大小定为 $PM_{2.5}$ 每增加 $50 \mu g/m^3$ 的效应值，即 $RR_{observed}$ 为此次 meta 分析所发现的 $PM_{2.5}$ 每增加 $50 \mu g/m^3$ 的效应值。如果 RR_u 高于 E 值的下限，则判定为混杂因素可以解释所观察到的 $PM_{2.5}$ 与结局的关联，不进行升级，如果 RR_u 低于 E 值的下限，则判定为 $PM_{2.5}$ 与结局之间关联的效应值足够大，进行升级；②混杂效果（Confounding）：如果所有所调整的混杂因素都使污染物和结局之间的关联向零效应转化，则进行升级；③浓度-反应梯度（Concentration-response gradient）：对于每一个“暴露-结局”对，只要有一篇文献报道了正向的浓度响应梯度（线性或者非线性），则进行升级。

表 3-1 短期暴露于 $PM_{2.5}$ 的 E 值.

结局	E 值 (95% CI)	RR_u
非意外全病因死亡	1.19 (1.16, 1.21)	1.100
心血管系统死亡	1.20 (1.17, 1.23)	1.110
呼吸系统死亡	1.25 (1.20, 1.28)	1.210

注： RR_u 为温度和死亡率之间关联的效应值（*Sci Total Environ.* 2017 May 15;586:241-254.）

1.3 结果

(1) 文献基本信息描述

从数据库中共检索出了 4677 篇文献，加上从参考文献中提取的额外 3 篇，共 4680 篇（图 3-3）。按照排除标准排除之后，最终有 36 篇文献用于最后的 meta 分析和系统综述，其中包含 7 篇长期效应研究（非意外全因死亡：n=6；心血管系统疾病死亡：n=4；呼吸系统疾病死亡：n=2；肺癌死亡：n=1）和 29 篇短期效应研究（非意外全因死亡：n=19；心血管系统疾病死亡：n=20；呼吸系统疾病死亡：n=21）。长期和短期健康效应研究的文献详细信息分别陈列在 Appendix A 和 Appendix B 中。

得益于高时空分辨率暴露评估手段的发展（卫星模型 $1 \text{ km} * 1 \text{ km}$ ；土地回归模型），近几年我国学者基于多支大型历史队列，如中国老年健康影响因素跟踪调查（CLHLS）、中国家庭追踪调查（CFPS）、中国男性队列、中国动脉粥样硬化性心血管疾病风险预测（China-PAR）等，以及死亡数据库（全因死亡），开展了 $PM_{2.5}$ 长期暴露健康效应的评估研究。各项研究涵盖的区域几乎覆盖全国，

时间跨度从 1990 年到 2018 年，所涉及的人群多种多样，如一般人群、老年人、男性等。基于大型历史队列的研究基于问卷和体检，在混杂因素收集方面做得相对较好，而基于死亡注册数据库的研究收集的信息则较粗糙。PM_{2.5} 的平均暴露水平为 36.4 μg/m³ ~ 83.6 μg/m³。

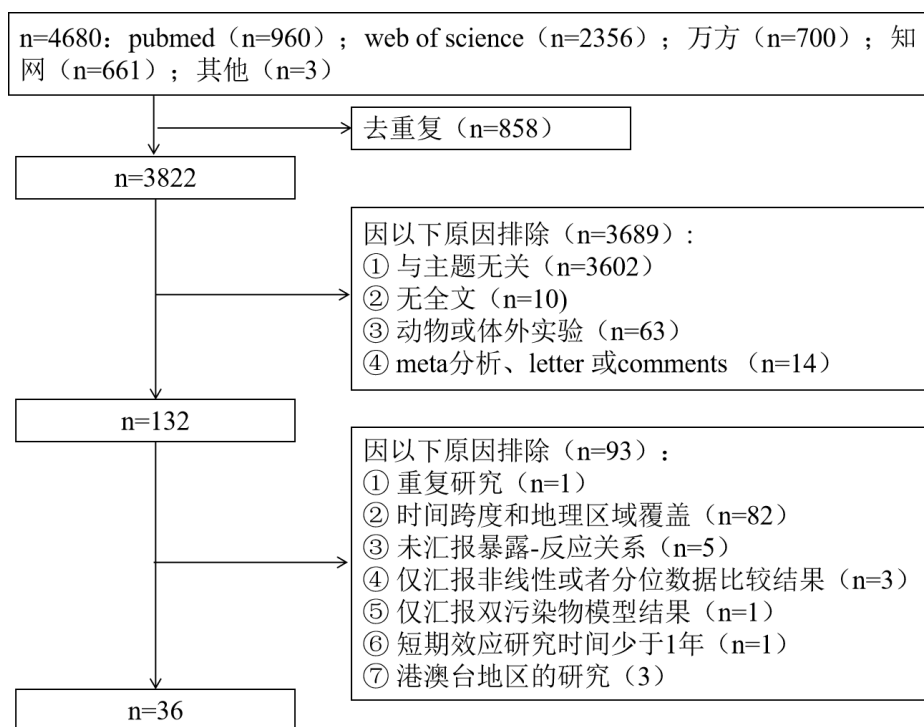


图 3-3 文献筛选流程图

PM_{2.5} 短期暴露健康效应研究早期仅在几个重点区域开展，后期随着监测网的扩大，近几年出现了多个大型多中心甚至全国范围内的研究，监测手段从最开始的现场监测，到少数几个监测站，再到较广泛的监测网，甚至有研究进一步结合了室内暴露，计算时间加权暴露，进行更精准的暴露评估。研究覆盖的时间段从 2002 年到 2020 年。使用最多的研究设计为时间序列，余下则为病例交叉设计。研究都在一般人群中进行。PM_{2.5} 的平均暴露水平为 27.5 μg/m³ ~ 100.0 μg/m³。

(2) Meta 分析结果

表 3-2 展示的是 PM_{2.5} 长期和短期暴露与死亡关联的 meta 分析结果。PM_{2.5} 长期暴露与非意外全病因和心血管系统疾病死亡风险增加有关（图 3-4、3-5）。PM_{2.5} 每升高 10 μg/m³，非意外全病因和心血管系统疾病死亡风险比分别为 1.10（95% CI: 1.06, 1.15）和 1.13（95% CI: 1.07, 1.20）。相比之下，PM_{2.5} 长期暴露

与呼吸系统疾病死亡的关联在仅有的两项研究中呈现出了较大的不一致。Liang 等人^[14]结合死亡监测系统数据和卫星模型（1×1 km）评估的 PM_{2.5} 暴露，在北京城区开展了一项队列，发现 PM_{2.5}（9 年移动平均）每增加 10 μg/m³，总呼吸系统疾病死亡风险增加约 51.0%（35.2%，68.6%），但该项研究仅调整了区域水平的混杂因素，例区域内（5×5 km）老年人比例、男性比例和区域水平的经济等；相比之下，另一项浙江农村地区进行的队列研究则发现，在调整年龄、性别、个体经济水平、吸烟、饮酒、体育活动、BMI、教育程度、职业和慢性病史后，PM_{2.5} 水平升高与呼吸系统疾病死亡风险无关^[15]。PM_{2.5} 长期暴露与肺癌死亡之间线性的“暴露-反应”关系仅在“中国男性队列”中报道，在调整了性别、年龄、烟酒史、经济、婚姻、教育、职业、饮食、家庭燃煤和区域等多项混杂因素之后，PM_{2.5} 每升高 10 μg/m³，肺癌死亡风险比为 1.12（95% CI: 1.07, 1.14），暴露-反应曲线呈“S”形^[16]。另一项基于 China-PAR 的研究^[17]将 PM_{2.5} 暴露浓度分为五等份，与第一等份相比，第二到五等份与肺癌死亡的风险比分别为 1.83（95% CI: 1.33, 2.50）、1.80（1.29, 2.53）、2.50（1.62, 3.86）和 2.95（2.09, 4.17），暴露-反应曲线与分位数结果一致，当 PM_{2.5} 浓度高于 60 μg/m³ 后，肺癌死亡风险近乎线性增长。

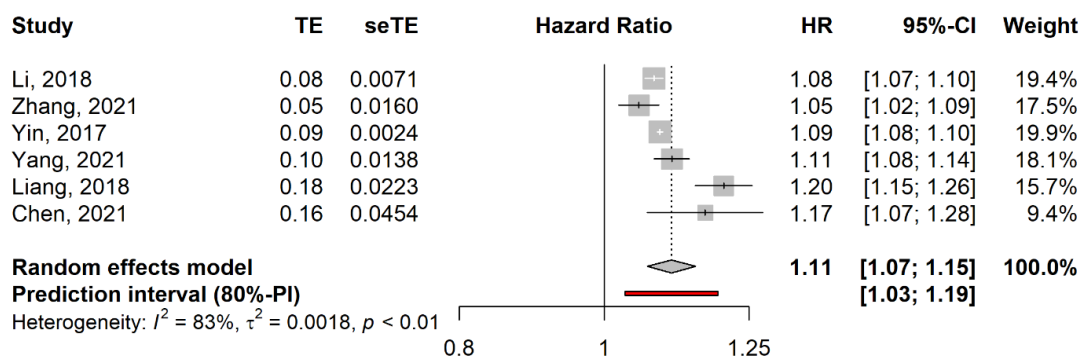


图 3-4 长期暴露于 PM_{2.5} 与非意外全病因死亡的 meta 分析森林图

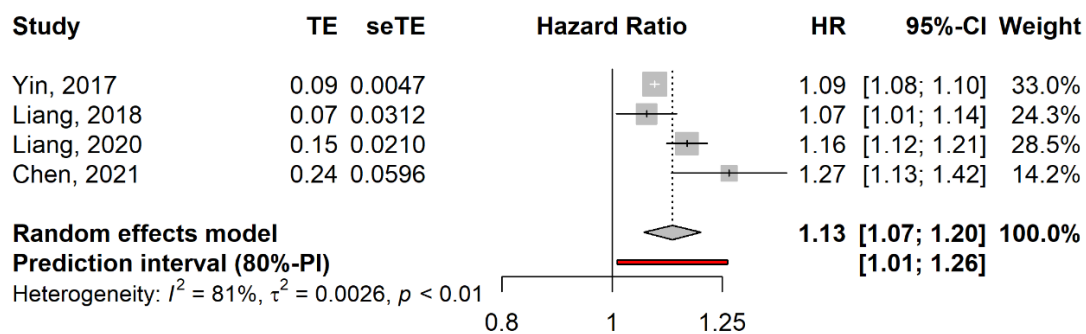


图 3-5 长期暴露于 PM_{2.5} 与心血管系统疾病死亡的 meta 分析森林图

PM_{2.5} 短期暴露也与非意外全病因、心血管系统疾病以及呼吸系统疾病死亡风险增加有关（表 3-2、图 3-6、图 3-7、图 3-8）。PM_{2.5} 每升高 10 μg/m³，非意外全病因、心血管系统疾病以及呼吸系统疾病死亡率分别增加 0.50%（0.37%，0.62%）、0.57%（0.42%，0.72%）和 0.82%（0.57%，1.07%）。

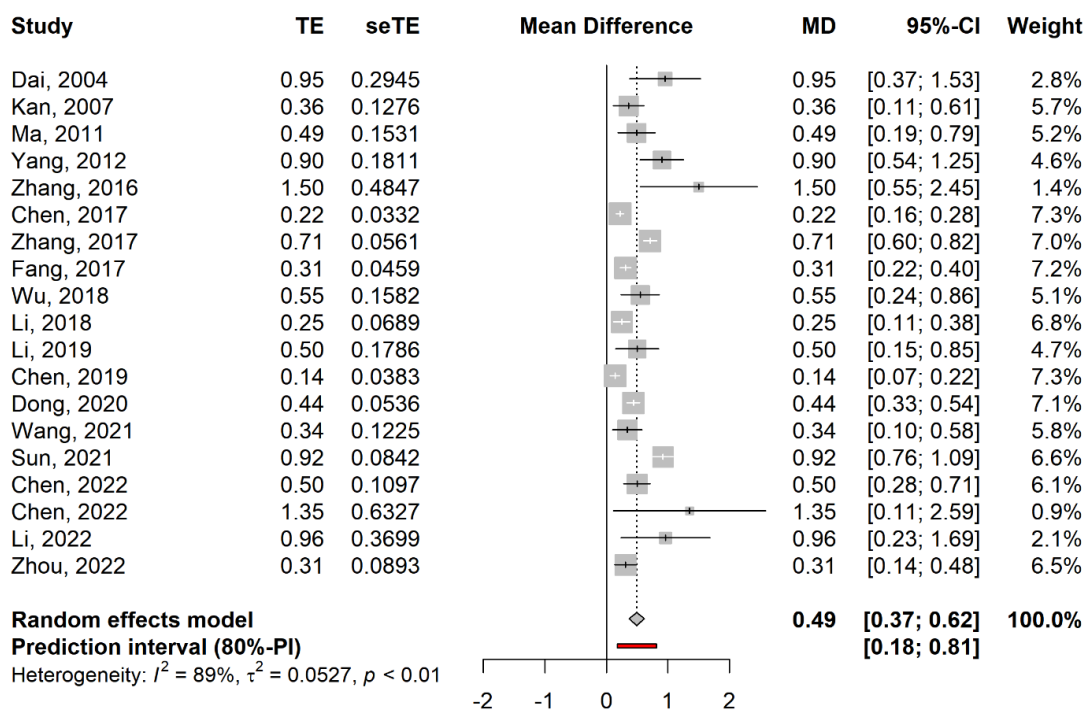


图 3-6 短期暴露于 PM_{2.5} 与非意外全病因死亡的 meta 分析森林图

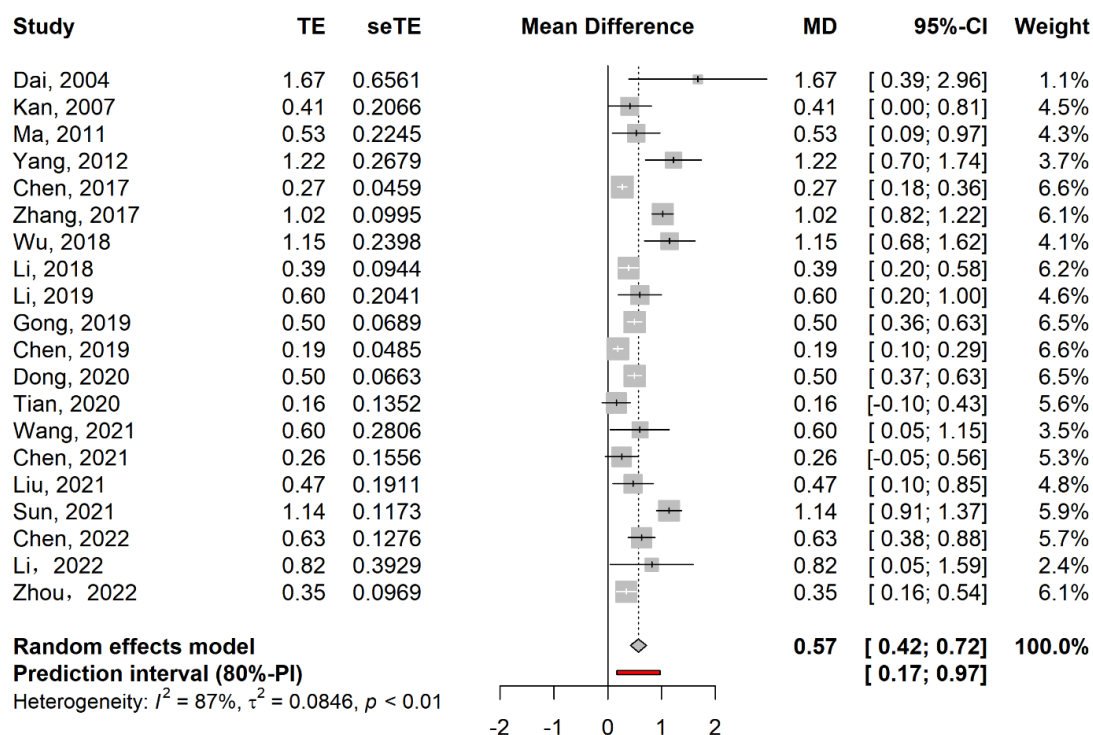


图 3-7 短期暴露于 PM_{2.5} 与心血管系统疾病死亡的 meta 分析森林图

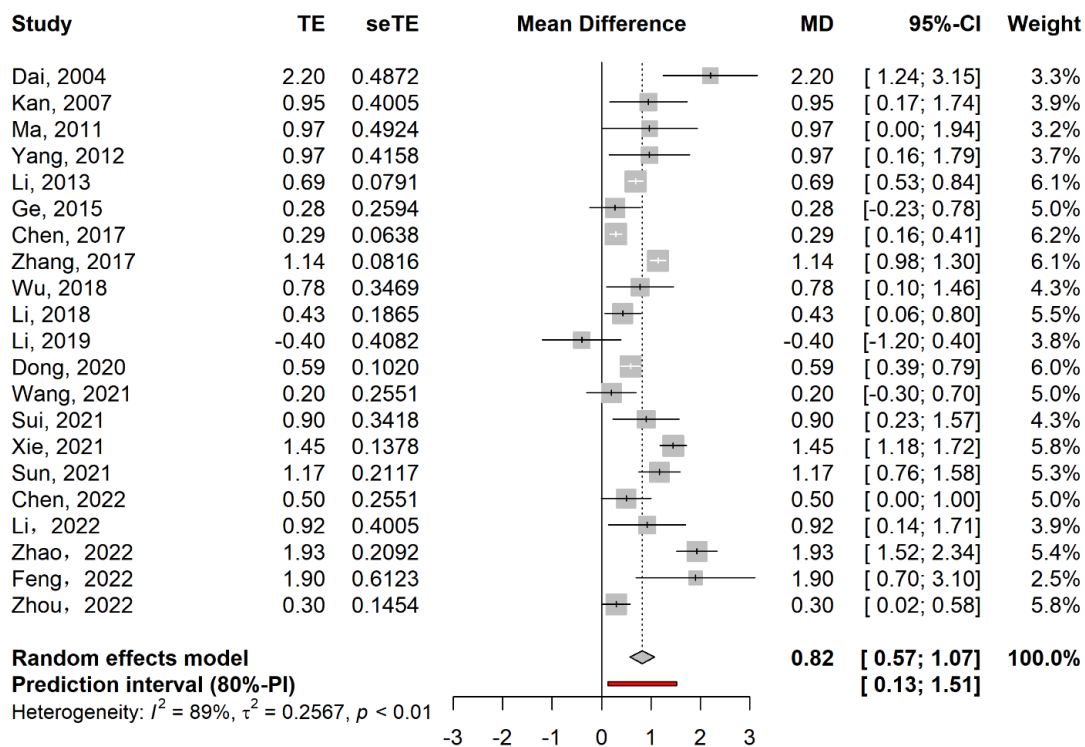


图 3-8 短期暴露于 PM_{2.5} 与呼吸系统疾病死亡的 meta 分析森林图

PM_{2.5} 长期暴露与非意外全因死亡、PM_{2.5} 长期暴露与心血管系统疾病死亡、PM_{2.5} 短期暴露与非意外全因死亡、PM_{2.5} 短期暴露与心血管系统疾病死亡、PM_{2.5} 短期暴露与呼吸系统疾病死亡关联的 80% PI 均不包含零效应，即各关联的一致性较强（表 3-2）。

综合漏斗图（图 3-9、图 3-10）和 Egger's test 结果（表 3-2）评价发表偏倚，PM_{2.5} 长期暴露与非意外全因死亡、PM_{2.5} 长期暴露与心血管系统疾病死亡、PM_{2.5} 短期暴露与呼吸系统疾病死亡率的关联研究未见发表偏倚，但 PM_{2.5} 短期暴露与非意外全因死亡率、心血管系统疾病死亡率的关联研究可见发表偏倚。

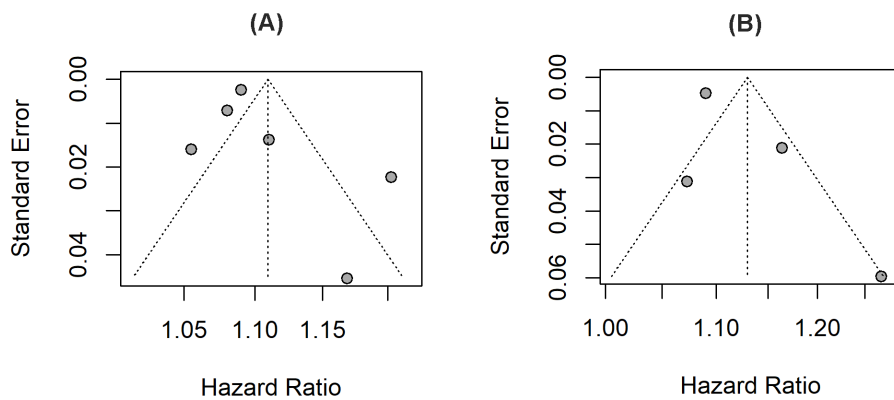


图 3-9 长期 PM_{2.5} 暴露健康效应漏斗图。(A) PM_{2.5}-非意外全病因；(B) PM_{2.5}-心血管系统疾病

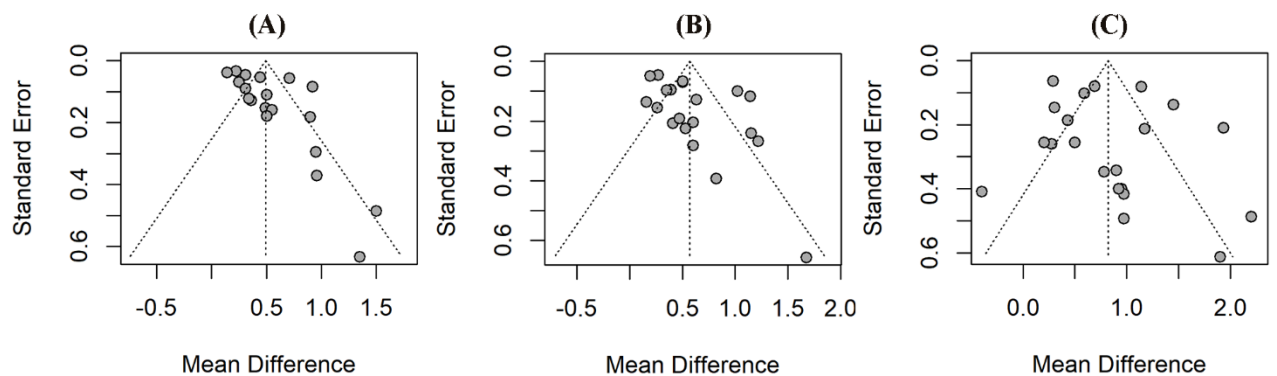


图 3-10 短期 PM_{2.5} 暴露健康效应漏斗图（大陆）。(A) PM_{2.5}-非意外全病因；(B) PM_{2.5}-心血管系统疾病；(C) PM_{2.5}-呼吸系统疾病

表 3-2 PM_{2.5} 短期和长期暴露与死亡关联的 meta 分析结果

结局（死亡）	效应值个数	HR/ER (95% CI)	80% prediction intervals	Egger's test (p-value)
长期暴露				
非意外全病因	6	1.11 (1.06, 1.15)	1.11 (1.03, 1.19)	0.436
心血管系统疾病	4	1.13 (1.07, 1.20)	1.13 (1.01, 1.26)	0.290
短期暴露				
非意外全病因	19	0.50% (0.37%, 0.62%)	0.50% (0.18%, 0.81%)	0.013
心血管系统疾病	20	0.57% (0.42%, 0.72%)	0.57% (0.17%, 0.97%)	0.018
呼吸系统疾病	21	0.82% (0.57%, 1.07%)	0.82% (0.13%, 1.51%)	0.309

注：长期暴露的效应值用风险比（Hazard Ratio, HR）展示，短期暴露的效应值用超额危险度（Excess Risk, ER）；80% prediction intervals 如果包含零效应，且置信区间大于两倍的 95% 置信区间，则表示异质性强，否则异质性较弱

(3) 偏倚风险评估

PM_{2.5}长期暴露健康效应研究的偏倚风险评估显示，大部分的 RoB 领域和子领域均为低度偏倚（表 3-3、表 3-4、表 3-5、表 3-6）。中高度偏倚主要来源于混杂因素领域中的“潜在混杂因素的调整程度”子领域。大部分研究都采用了问卷的方式收集信息，关键混杂因素都得到了比较好的调整，但是其他混杂因素的调整程度不高，尤其是注册/入组年份、婚姻状况和饮食，因此绝大多数研究都是中度偏倚。只有一项基于死亡注册库的回顾性研究调整的混杂因素较为粗糙，被判定为高度偏倚。

PM_{2.5}短期暴露健康研究的偏倚风险评估（表 3-7、表 3-8、表 3-9）显示，绝大多数文献的“混杂因素”领域都是中度偏倚，因为它们常常未能调整其他混杂因素中的“节假日”变量。与此同时，绝大多数文献未能汇报暴露数据的缺失和填补情况，因此“缺失数据”领域被判定为高度偏倚。其他领域除个别文献的个别领域表现为中度偏倚外，均为低度偏倚。

表 3-3 偏倚风险评估：长期 PM_{2.5} 暴露和全因死亡

领域	子领域	低度 偏倚	中度 偏倚	高度 偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	0	5	1
	混杂因素测定的有效性	6	0	0
	是否使用了合适的统计学方法 或研究设计来控制混杂因素	6	0	0
	总体评价	0	5	1
	<hr/>			
2. 选择偏倚	研究对象的选择	6	0	0
	总体评价	6	0	0
<hr/>				
3. 暴露评估	暴露评估方法	6	0	0
	暴露评估方法不因暴露情况而 变	6	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	4	2	0
	暴露对比	6	0	0
	总体评价	4	2	0
<hr/>				
4. 结局评价	结果测量的盲化	6	0	0
	结局测量有效性	6	0	0
	结局定义有效性	6	0	0
	总体评价	6	0	0
<hr/>				
5. 缺失值	结局缺失值	6	0	0
	暴露缺失值	6	0	0
	总体评价	6	0	0
<hr/>				
6. 选择报告 偏倚	作者报告了先验的主要和次要 研究目标	6	0	0
	总体评价	6	0	0
	<hr/>			

表 3-4 偏倚风险评估：长期 PM_{2.5} 暴露和心血管系统疾病死亡

领域	子领域	低度偏倚	中度偏倚	高度偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	0	3	1
	混杂因素测定的有效性	4	0	0
	是否使用了合适的统计学方法或研究设计来控制混杂因素	4	0	0
	总体评价	0	3	1
	<hr/>			
2. 选择偏倚	研究对象的选择	4	0	0
	总体评价	4	0	0
<hr/>				
3. 暴露评估	暴露评估方法	4	0	0
	暴露评估方法不因暴露情况而变	4	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	3	1	0
	暴露对比	4	0	0
	总体评价	3	1	0
<hr/>				
4. 结局评价	结果测量的盲化	4	0	0
	结局测量有效性	4	0	0
	结局定义有效性	4	0	0
	总体评价	4	0	0
<hr/>				
5. 缺失值	结局缺失值	4	0	0
	暴露缺失值	4	0	0
	总体评价	4	0	0
<hr/>				
6. 选择报告偏倚	作者报告了先验的主要和次要研究目标	4	0	0
	总体评价	4	0	0
	<hr/>			

表 3-5 偏倚风险评估：长期 PM_{2.5} 暴露和呼吸系统疾病死亡

领域	子领域	低度 偏倚	中度 偏倚	高度 偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	0	1	1
	混杂因素测定的有效性	2	0	0
	是否使用了合适的统计学方法 或研究设计来控制混杂因素	2	0	0
	总体评价	0	1	1
	<hr/>			
2. 选择偏倚	研究对象的选择	2	0	0
	总体评价	2	0	0
<hr/>				
3. 暴露评估	暴露评估方法	2	0	0
	暴露评估方法不因暴露情况而 变	2	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	2	0	0
	暴露对比	2	0	0
	总体评价	2	0	0
<hr/>				
4. 结局评价	结果测量的盲化	2	0	0
	结局测量有效性	2	0	0
	结局定义有效性	2	0	0
	总体评价	2	0	0
<hr/>				
5. 缺失值	结局缺失值	2	0	0
	暴露缺失值	2	0	0
	总体评价	2	0	0
<hr/>				
6. 选择报告 偏倚	作者报告了先验的主要和次要 研究目标	2	0	0
	总体评价	2	0	0
	<hr/>			

表 3-6 偏倚风险评估：长期 PM_{2.5} 暴露和癌症死亡

领域	子领域	低度偏倚	中度偏倚	高度偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	0	1	0
	混杂因素测定的有效性	1	0	0
	是否使用了合适的统计学方法或研究设计来控制混杂因素	1	0	0
	总体评价	1	0	0
	<hr/>			
2. 选择偏倚	研究对象的选择	1	0	0
	总体评价	1	0	0
<hr/>				
3. 暴露评估	暴露评估方法	1	0	0
	暴露评估方法不因暴露情况而变	1	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	0	1	0
	暴露对比	1	0	0
	总体评价	0	1	0
<hr/>				
4. 结局评价	结果测量的盲化	1	0	0
	结局测量有效性	1	0	0
	结局定义有效性	1	0	0
	总体评价	1	0	0
<hr/>				
5. 缺失值	结局缺失值	1	0	0
	暴露缺失值	1	0	0
	总体评价	1	0	0
<hr/>				
6. 选择报告偏倚	作者报告了先验的主要和次要研究目标	1	0	0
	总体评价	1	0	0
	<hr/>			

表 3-7 偏倚风险评估：短期 PM_{2.5} 暴露和非意外全因死亡

领域	子领域	低度 偏倚	中度 偏倚	高度 偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	1	19	1
	混杂因素测定的有效性	21	0	0
	是否使用了合适的统计学方法 或研究设计来控制混杂因素	21	0	0
	总体评价	1	19	1
	2. 选择偏倚			
	研究对象的选择	21	0	0
	总体评价	21	0	0
3. 暴露评估	暴露评估方法	20	1	0
	暴露评估方法不因暴露情况而 变	21	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	-	-	-
	暴露对比	20	0	1
	总体评价	19	1	1
4. 结局评价	结果测量的盲化	21	0	0
	结局测量有效性	20	1	0
	结局定义有效性	21	0	0
	总体评价	20	1	0
5. 缺失值	结局缺失值	21	0	0
	暴露缺失值	2	0	19
	总体评价	2	0	19
6. 选择报告 偏倚	作者报告了先验的主要和次要 研究目标	21	0	0
	总体评价	21	0	0

表 3-8 偏倚风险评估：短期 PM_{2.5} 暴露和心血管系统疾病死亡

领域	子领域	低度 偏倚	中度 偏倚	高度 偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	1	20	1
	混杂因素测定的有效性	22	0	0
	是否使用了合适的统计学方法 或研究设计来控制混杂因素	22	0	0
	总体评价	1	20	1
2. 选择偏倚	研究对象的选择	22	0	0
	总体评价	22	0	0
3. 暴露评估	暴露评估方法	21	1	0
	暴露评估方法不因暴露情况而 变	22	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	-	-	-
	暴露对比	22	0	0
	总体评价	21	1	0
4. 结局评价	结果测量的盲化	22	0	0
	结局测量有效性	22	0	0
	结局定义有效性	22	0	0
	总体评价	22	0	0
5. 缺失值	结局缺失值	22	0	0
	暴露缺失值	3	1	18
	总体评价	3	1	18
6. 选择报告 偏倚	作者报告了先验的主要和次要 研究目标	22	0	0
	总体评价	22	0	0

表 3-9 偏倚风险评估：短期 PM_{2.5} 暴露和呼吸系统疾病死亡

领域	子领域	低度 偏倚	中度 偏倚	高度 偏倚
1. 混杂	混杂因素是否考虑全面	1	22	1
	混杂因素测定的有效性	24	0	0
	是否使用了合适的统计学方法 或研究设计来控制混杂因素	24	0	0
	总体评价	1	22	1
2. 选择偏倚	研究对象的选择	24	0	0
	总体评价	24	0	0
3. 暴露评估	暴露评估方法	23	1	0
	暴露评估方法不因暴露情况而 变	24	0	0
	暴露状态改变 (仅限长期研究)	-	-	-
	暴露对比	24	0	0
	总体评价	23	1	0
4. 结局评价	结果测量的盲化	24	0	0
	结局测量有效性	24	0	0
	结局定义有效性	24	0	0
	总体评价	24	0	0
5. 缺失值	结局缺失值	24	0	0
	暴露缺失值	3	1	20
	总体评价	3	1	20
6. 选择报告 偏倚	作者报告了先验的主要和次要 研究目标	24	0	0
	总体评价	24	0	0

(4) 证据强度评级

表 3-10 列举了各暴露-反应关系的证据强度评级情况。PM_{2.5} 长期暴露与非意外全病因死亡、心血管疾病死亡关联的证据强度为“高”；PM_{2.5} 短期暴露与非意外全病因死亡、心血管疾病死亡，以及呼吸系统疾病死亡关联的证据强度为“高”。具体评价过程如下：

【降级原因】

- 研究局限性：对于 PM_{2.5} 长期暴露健康效应的研究，排除一项未完全调整关键混杂因素的研究后，暴露和结局之间的关联依然稳健，因此不进行降级；大多数短期健康效应研究包含了高偏倚风险领域（未汇报暴露数据缺失情况），但并未对整体结果产生明显影响，因此也不进行降级。
- 间接性：所有文献都是直接回答目标主题提出的问题，因此不对此进行降级。
- 不一致：根据 80% PI 的结果，各关联一致性较强，不进行降级。
- 不精确性：队列研究对大量的人群进行了长时间的随访，产生了较大的人年数，很多短期健康效应研究也同样包含大量的事件数，超过 WHO 的标准，因此不对此进行降级。

发表偏倚：就长期健康效应研究而言，漏斗图和 Egger's test 的结果均显示研究不存在发表偏倚。事实上，一般而言，漏斗图对研究数目较少（<10）的关联的检验效力较弱，Egger's test 对连续结果有良好的表现，但对当前综述所报道的二分类结果不那么敏感，尤其是在只有少量研究的情况下。然而，一方面，大型队列研究的结果较为珍贵，在结果阴性的情况下也有比较大的可能性发表，另一方面，鉴于这些队列研究大多是基于全国范围的，具有较好的代表性。因此，我们判定长期健康效应相关证据不因发表偏倚降级；就短期健康效应研究而言，漏斗图和 Egger's test 的结果显示非意外全因死亡和心血管系统疾病死亡具有发表偏倚，且多中心和单中心研究各自汇总的结果具有一定的差异，单中心研究的结果比多中心研究的结果大，判定降级。呼吸系统疾病死亡未观察到发表偏倚，不对此进行降级。虽然本研究根据发表偏倚准则进行了降级处理，但事实上所观察到的现象也可能来源于研究本身的异质性，毕竟 PM_{2.5} 成分复杂，此外各研究所涉及的人群特征等存在差异。

【升级原因】

- 效应值足够大：对于长期健康效应研究，如前所述，不对它们进行升级。对于短期健康效应研究，采用 E 值准则进行评判。非意外全病因和心血管系统疾病死亡 E 值的下限高于 RR_u ，表明混杂因素不能解释 $PM_{2.5}$ 短期暴露与非意外全病因、心血管系统疾病死亡的关联， $PM_{2.5}$ 短期暴露与非意外全病因、心血管系统疾病死亡之间关联的效应值足够大，可以升级。
- 混杂效果：混杂因素的调整并不总是将暴露和结局之间的关联往零效应的方向靠，因此不对此进行升级。
- 浓度-反应梯度：各关联对均有至少一篇文献对暴露-反应曲线进行报道，且均为线性或非线性增长。

1.4 结论

近年来 $PM_{2.5}$ 长期和短期暴露健康效应的研究迅速累积。已有较高强度的证据表明，在中国地区， $PM_{2.5}$ 长期暴露与非意外全病因死亡、心血管系统疾病死亡风险升高有关， $PM_{2.5}$ 短期暴露与非意外全病因、心血管系统疾病、呼吸系统疾病死亡风险升高有关。只有两项研究对 $PM_{2.5}$ 长期暴露与总呼吸系统疾病死亡的关联进行了探索，因此此次未能进行正式的证据评级。但显而易见的是，已有研究在人群代表性和混杂因素调整等方面均具有较大的局限性，且研究结果具有较大的异质性。未来需要更多大型前瞻性队列研究对 $PM_{2.5}$ 长期暴露与总呼吸系统疾病死亡的关联进行验证。虽然已有的两项研究都表明 $PM_{2.5}$ 长期暴露与肺癌死亡风险增加有关，但由于其中一项研究未能直接汇报线性暴露反应关联效应值，此次未能进行证据评级。

表 3-10 各暴露-反应关系的证据强度评级

结局	下调					上调			证据强度
	研究局限性	间接性	不一致	不精确性	发表偏倚	效应值足够大	混杂效果	浓度-反应梯度	
仅限大陆地区									
长期暴露									
非意外全病因	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(+1)	高
	高偏倚风险	均直接回	PI 包含零效	样本量足够	没有证据表明有	没有足够的	混杂因素可使	风险随暴露	
	研究的效应	答了目标	应	大	发表偏倚	理由进行升	效应向靠近和	水平增加而	
	值不影响整	问题				级	远离零效应的	增加, 具有	
	体效应值						方向移动	浓度梯度	
心血管系统疾病	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(+1)	高
	高偏倚风险	均直接回	PI 包含零效	样本量足够	没有证据表明有	没有足够的	混杂因素可使	风险随暴露	
	研究的效应	答了目标	应	大	发表偏倚	理由进行升	效应向靠近和	水平增加而	
	值不影响整	问题				级	远离零效应的	增加, 具有	
	体效应值						方向移动	浓度梯度	
短期暴露									
非意外全病因	(0)	(0)	(0)	(0)	(-1)	(+1)	(0)	(+1)	高

结局	下调					上调			证据强度
	研究局限性	间接性	不一致	不精确性	发表偏倚	效应值足够大	混杂效果	浓度-反应梯度	
	高偏倚风险研究的效应值不影响整体效应值	均直接回答了目标问题	PI 包含零效应	样本量足够大	检测到发表偏倚, 且单中心和多中心研究的效应值相差较大.	残余混杂不足以完全解释效应估计.	混杂因素可使效应向靠近和远离零效应的方向移动	风险随暴露水平增加而增加, 具有浓度梯度	
心血管系统疾病	(0)	(0)	(0)	(0)	(-1)	(+1)	(0)	(+1)	高
	高偏倚风险研究的效应值不影响整体效应值	均直接回答了目标问题	PI 包含零效应	样本量足够大	检测到发表偏倚, 且单中心和多中心研究的效应值相差较大	残余混杂不足以完全解释效应估计.	混杂因素可使效应向靠近和远离零效应的方向移动	风险随暴露水平增加而增加, 具有浓度梯度	
呼吸系统疾病	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(+1)	高
	高偏倚风险研究的效应值不影响整体效应值	均直接回答了目标问题	PI 包含零效应	样本量足够大	没有证据表明有发表偏倚	残余混杂可能影响效应估计	混杂因素可使效应向靠近和远离零效应的方向移动	风险随暴露水平增加而增加, 具有浓度梯度	

2. 上海地区 PM_{2.5} 健康研究进展

上海人口密度大，是我国经济活动最活跃的地区之一，也是我国大气污染重点防治地区。围绕“大气污染与居民健康”话题，探索上海区域大气污染与健康结局的暴露反应关系，可为开展上海区域特色的大气防治行动提供科学依据。

2.1 上海地区 PM_{2.5} 短期暴露健康研究进展

短期健康影响通常是指在 1 周内由暴露诱发的临床或亚临床结局。近年上海已有部分时间序列、病例交叉和固定群组研究报道了 PM_{2.5} 短期暴露与死亡率、发病率和亚临床改变的关联。

短期健康影响通常是指在 1 周内由暴露诱发的临床或亚临床结局。近年上海已有部分时间序列、病例交叉和固定群组研究报道了 PM_{2.5} 短期暴露与死亡率、发病率和亚临床改变的关联。

(1) 死亡

死亡率是最严重和最确定的健康终点。在上海已经有越来越多的研究关注于短期 PM_{2.5} 暴露与每日死亡率的关联。研究通常采用时间序列或病例交叉设计来探索 PM_{2.5} 日均水平与日总死亡人数之间的关联。PM_{2.5} 水平数据一般从固定地点的监测站收集，而每日死亡数据则从疾病控制和预防中心死亡注册登记系统获得。

多项研究探索了 PM_{2.5} 短期暴露与全病因、心血管以及呼吸系统疾病死亡的关联。2004 年一项在上海市某城区展开的时间序列研究表明，发现 PM_{2.5} 每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，每日总死亡率增加 0.85% (95% CI: 0.32%-1.39%)^[18]。而后阚海东等人^[19]在上海九个城区收集 2004 年的大气污染及当地居民死亡数据，发现在 lag 01 d 时，PM_{2.5} (日平均水平 56.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 每升高 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，全病因死亡率增加 0.36% (95% CI; 0.11%, 0.61%)，心血管疾病死亡率增加 0.41% (95% CI; 0.01%~0.82%)，呼吸系统疾病死亡率增加 0.95% (95% CI; 0.16%, 1.73%)。暴露-反应曲线提示 PM_{2.5} 短期暴露与全病因死亡率和心血管疾病死亡率具有非线性关联，在 PM_{2.5} 浓度较低以及较高时，全病因死亡和心血管疾病死亡的曲线较为平坦。而 PM_{2.5} 短期暴露与呼吸系统疾病死亡的暴露-反应关系曲线则近似线性。另一项同样在上海九个城区(2007 年)中开展的时间序列研究同样发现 PM_{2.5}

短期暴露与全病因和心血管疾病死亡率增加有关,但未发现其与呼吸系统疾病死亡率的关联^[20]。但最新的一项收集了上海 2013-2017 年的大气污染和居民呼吸系统疾病死亡数据的研究发现,大气 PM_{2.5} 浓度每升高 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 当日呼吸系统疾病死亡数增加 0.36% (95%CI:0.10%, 0.63%)^[21]。几项时间序列研究进一步将研究范围拓展至上海全市,并更新时间跨度(包括 2013 年以后),同样发现了 PM_{2.5} 短期暴露与全病因和心血管疾病死亡率的关联^[22,23]。此外,一项由中国环境保护部发起的中国空气污染与健康影响研究(China Air Pollution and Health Effects Study, CAPES),在上海地区的分析显示,仅 lag0d 时 PM_{2.5} 与总死亡率和心血管疾病死亡率有关,PM_{2.5} 每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 当日总死亡率和心血管疾病死亡率分别增加 0.47% (95%CI: 0.22%, 0.72%) 和 0.41% (95%CI: 0.00%, 0.81%), 而在该研究中并未发现上海地区 PM_{2.5} 与呼吸系统死亡率的显著关联性^[24]。相比时间序列,时间分层的病例交叉研究设计可以更好地控制个体层面的混杂因素。顾怡勤等人^[25]采用时间分层的病例交叉研究,收集上海市闵行区 2013 年 1 月 1 日至 2014 年 12 月 31 日的大气污染及当地居民死亡数据,分析 PM_{2.5} 与居民心脑血管疾病死亡的关系,发现 PM_{2.5} (日平均浓度 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 当日浓度每升高 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 心脑血管疾病死亡率增加 0.87% (95% CI: 0.05%, 1.69%), 效应在调整 SO₂ 和 NO₂ 依然稳健。然而,该项研究中,PM_{2.5} 对脑血管疾病死亡率的影响却无统计学意义。相比之下,另几项^[26-28]在全上海区域开展的时间序列和时间分层的病例交叉研究(2012~2014 年)则报道了 PM_{2.5} 短期暴露与脑血管死亡率增加的关联。男性和高血压受试者群体可能对 PM_{2.5} 诱导的致死性中风更加敏感^[28]

(2) 发病

与死亡率相比,发病率更能反映空气污染对健康的急性影响。一项时间序列研究在上海九个城区探索 PM_{2.5} 短期暴露与门急诊人次之间的关联,发现其与门急诊人次改变无关,但与急诊人次增加有关,PM_{2.5} 2 天移动平均浓度每增加 42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 急诊人次增加 1.88% (95% CI: 0.69%, 3.06%)。暴露反应关系曲线显示,PM_{2.5} 浓度在 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下时,急诊人次几乎不随 PM_{2.5} 浓度变化而变化,当 PM_{2.5} 浓度在 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上时,急诊人次随 PM_{2.5} 浓度增加而增加^[29]。然而,另一项同在上海九城区的时间序列研究却发现 PM_{2.5} 与急诊人次的关联曲线没有阈值,但在高浓度时趋于平缓^[30]。

当考虑就诊病因时，大部分的研究都集中于心血管疾病和呼吸系统疾病。杨丹等人收集上海地区 2013~2015 年每日污染物和医院急诊内科就诊资料，分析发现，在 lag0d 时 PM_{2.5} 暴露对急诊内科就诊总人次和心血管疾病就诊人次即表现出影响，并分别在 lag2d 和 lag0d 时对急诊内科就诊总人次和心血管疾病就诊人次表现出最大的单日效应。PM_{2.5}（年平均水平 42.7 μg/m³）3 天移动平均浓度每升高 10 μg/m³，对应急诊内科就诊总人次和心血管疾病就诊人次的 RR 值分别为 1.0054（95% CI: 1.0017, 1.0092）和 1.0069（95% CI: 1.0008, 1.0130），但 PM_{2.5} 对呼吸系统疾病就诊人次的关联无统计学意义（P>0.05）。^[31]。具体到心血管亚类疾病时，Ye 等人^[32]分析上海市医保局 2009~2012 年的每日大气污染水平与冠心病门急诊人次的关联，发现 PM_{2.5} 短期暴露（lag01d）每增加 10 μg/m³，冠心病门急诊人次增加 0.74%（95% CI: 0.44%, 1.04%），暴露反应关系曲线呈近线性。另一项研究探索 PM_{2.5} 短期暴露与冠心病住院的关联，发现 PM_{2.5} 当日浓度每增加 10 μg/m³，住院人次增加 0.25%（95% CI: 0.10%, 0.39%），且在冷季时效应更强^[33]。目前关于污染物对急性心肌梗死(AMI)的影响研究较为缺乏，一项病例交叉研究探究了上海地区环境空气污染物急性暴露对 AMI 住院人次的影响，结果显示 PM_{2.5} 水平与当日 AMI 住院人数的增加呈正相关（PM_{2.5} 每增加 10 μg/m³ 的 OR: 1.16; 95% CI: 1.03, 1.29）^[34]。几项研究分析了 PM_{2.5} 短期暴露与中风住院之间的关联，但均未发现有统计学意义的关联^[35,36]。一项时间序列研究还发现 PM_{2.5} 短期暴露与急性主动脉夹层住院率增加有关（每增加 10 μg/m³ 的百分比: 3.38%; 95%CI: 1.02%, 5.79%）。另一项研究通过不同的滞后模型证明了 PM_{2.5} 水平与上海市社区医院门诊心律失常患者人数之间存在正相关，研究结果表明 PM_{2.5} 暴露对心律失常患病人数数的影响在当日（lag 0）即达到最大，PM_{2.5}（日平均水平 51.8 μg/m³）浓度每升高 10 μg/m³，心律失常患者人数增加 0.37%（95% CI: 0.20%, 0.53%），其中 PM_{2.5} 暴露与房颤就诊率在 lag02d 时存在相关，PM_{2.5} 每升高 10 μg/m³，房颤就诊人次增加 0.59%（95% CI: 0.22%, 0.96%），但是并没有发现其与房扑之间有显著关联^[37]。

呼吸系统疾病发病，包括哮喘和慢性阻塞性肺疾病等被发现可能与 PM_{2.5} 暴露有关。Wang 等人^[38]收集 2013~2016 年上海第十人民医院的暴露和门诊信息，分析 PM_{2.5} 与 15 岁以上人群呼吸系统门诊的关联。研究发现，当日 PM_{2.5} 浓度每

升高 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，呼吸系统门诊人次增加 0.37% (95% CI: 0.26% , 0.48%)。另一项在儿童 (<15 岁) 呼吸系统门诊中开展的时间序列研究并没有在上海地区发现了 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露可增加呼吸系统门诊人次^[39]。除门诊外，也有研究探索了污染物与儿童呼吸系统住院率的关联，但却并未发现有统计学意义的影响^[40]。多项在上海城区以及全上海开展的时间序列发现儿童、一般人群中 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与哮喘就诊人次增加有关，关联在调整共污染物后依然稳健^[41-45]。暴露反应关系曲线提示 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露对儿童哮喘就诊人次的影响没有阈值^[42-44]。一项小型 ($n=101$) 病例交叉研究发现污染物暴露增加急性加重的慢性阻塞性肺疾病住院率^[46]。从功能性改变的角度来看，上海近期几项定群研究发现短期暴露于 $\text{PM}_{2.5}$ 对哮喘儿童以及小学生的肺功能下降有影响^[47, 48]。除心肺系统疾病外，也有极少数研究发现了 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与精神类疾病就诊率升高具有显著关联^[38]。

2.2 上海地区 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露健康研究进展

相比短期暴露健康研究， $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露健康研究较少。长期关联通常指的是持续几个月到几十年的暴露对健康的慢性影响。 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度通常由具有一定时空分辨率的暴露模型来估计。通常使用横断面研究或队列研究来评估 $\text{PM}_{2.5}$ 的长期影响。

虽然暂无研究调查上海地区 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露与死亡、心肺系统临床结局的关联，但却有横断面证据表明上海地区 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露与心肺系统亚临床变化有关。例如，Jiang 等人^[49]纳入 371 名 45~75 岁的上海城区的居民，测定每日个体 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露，连续测定 3 个月，而后进行心血管代谢指标评估。该研究的结果表明， $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露与血浆胰岛素、血脂、炎症因子水平、血压、动脉粥样硬化指数升高有关，与抗氧化能力、心率变异性下降有关。Hou 等人^[50]纳入 5276 名年龄 ≥ 20 岁的上海常住居民，采用卫星模型评估年均 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露，分析 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露与肺功能的关联。研究发现， $\text{PM}_{2.5}$ 年均暴露量每增加 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，用力肺活量下降 45.83 ml (95% CI: -82.59 , -9.07)。

除心肺系统相关结局外，也有研究探索了上海地区孕期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与不良出生结局及母体妊娠期健康的关联。Lei 等人^[51]利用上海出生队列 (2013~2016 年)，探索孕期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与不良出生结局的关联，发现孕晚期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与出生体重下降以及早产风险升高有关。另一项基于上海 11 个行政区 20 家二级和三级医院

的研究同样发现孕期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露增加早产的发生风险，不同的是，该项研究发现孕早期暴露的风险更高，而孕中期和孕晚期 $\text{PM}_{2.5}$ 的暴露水平升高与早产无显著相关性^[52]。Cao 等人从上海市母婴生活环境队列中选择了 2014 名孕产妇，分析怀孕期间的母体 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与胎儿生长指标之间的关联，发现 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露可能会增加胎儿生长受限的风险^[53]。一项回顾性队列纳入 2014~2015 年某三级妇产医院 8776 例孕 20 周前到产前门诊就诊的单胎妊娠妇女，利用土地利用回归模型预测个体 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露水平，分析孕期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与妊娠期高血压的关联，发现孕早期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露每增加 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，妊娠高血压风险比为 3.89 (95% CI: 1.45, 10.43)，暴露-反应曲线提示孕早期 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露与妊娠高血压的关联没有阈值，但在高浓度时曲线趋平^[54]。

综上所述，目前上海区域的 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露与死亡、发病结局的关联研究较为充足。 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露与全病因死亡率和心血管疾病死亡率增加有关。但 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露与呼吸系统疾病死亡率的关联研究结果不一致。与此同时，上海地区 $\text{PM}_{2.5}$ 短期暴露可能与多种心肺系统疾病就诊（门急诊、住院）人次增加有关，但关联大小及暴露反应关系曲线形状因疾病类型以及就诊类型的不同而不同。上海地区 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露与健康的关联证据较为缺乏，目前主要集中在心肺亚临床结局以及不良出生结局上，若需制定上海特色的长期污染物暴露基准，发展上海特色的大气污染防治行动，有必要加强上海地区 $\text{PM}_{2.5}$ 长期暴露与健康结局之间的关联研究证据。

参考文献

- [1] Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019 [J]. *Lancet*, 2020, 396(10258): 1223-1249.
- [2] XUE T, GENG G, MENG X, et al. New WHO global air quality guidelines help prevent premature deaths in China [J]. *Natl Sci Rev*, 2022, 9(4): nwac055.
- [3] ORELLANO P, REYNOSO J, QUARANTA N, et al. Short-term exposure to particulate matter (PM(10) and PM(2.5)), nitrogen dioxide (NO(2)), and ozone (O(3)) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis [J]. *Environ Int*, 2020, 142: 105876.
- [4] CHEN J, HOEK G. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis [J]. *Environ Int*, 2020, 143: 105974.
- [5] WHO. Risk of bias assessment instrument for systematic reviews informing WHO global air quality guidelines. [Z]. 2020
- [6] PACE N D, MULTANI J K. On the Reporting of Odds Ratios and Risk Ratios [J]. *Nutrients*, 2018, 10(10).
- [7] CHIOLERO A, SANTSCHI V, BURNAND B, et al. Meta-analyses: with confidence or prediction intervals? [J]. *Eur J Epidemiol*, 2012, 27(10): 823-825.
- [8] MORGAN R L, THAYER K A, BERO L, et al. GRADE: Assessing the quality of evidence in environmental and occupational health [J]. *Environ Int*, 2016, 92-93: 611-616.
- [9] VANDERWEELE T J, DING P. Sensitivity Analysis in Observational Research: Introducing the E-Value [J]. *Ann Intern Med*, 2017, 167(4): 268-274.
- [10] HANEUSE S, VANDERWEELE T J, ARTERBURN D. Using the E-Value to Assess the Potential Effect of Unmeasured Confounding in Observational Studies [J]. *JAMA*, 2019, 321(6): 602-603.
- [11] IOANNIDIS J P A, TAN Y J, BLUM M R. Limitations and Misinterpretations of E-Values for Sensitivity Analyses of Observational Studies [J]. *Ann Intern Med*, 2019, 170(2): 108-111.

- [12] VANDERWEELE T J, MATHUR M B, DING P. Correcting Misinterpretations of the E-Value [J]. *Ann Intern Med*, 2019, 170(2): 131-132.
- [13] SONG X, WANG S, HU Y, et al. Impact of ambient temperature on morbidity and mortality: An overview of reviews [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 586: 241-254.
- [14] LIANG F, XIAO Q, GU D, et al. Satellite-based short- and long-term exposure to PM_{2.5} and adult mortality in urban Beijing, China [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 492-499.
- [15] CHEN Y, CHEN R, CHEN Y, et al. The prospective effects of long-term exposure to ambient PM_{2.5} and constituents on mortality in rural East China [J]. *Chemosphere*, 2021, 280.
- [16] YIN P, BRAUER M, COHEN A, et al. Long-term Fine Particulate Matter Exposure and Nonaccidental and Cause-specific Mortality in a Large National Cohort of Chinese Men [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2017, 125(11).
- [17] LI J, LU X, LIU F, et al. Chronic Effects of High Fine Particulate Matter Exposure on Lung Cancer in China [J]. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 2020, 202(11): 1551-1559.
- [18] DAI H, SONG W, GAO X, et al. Study on relationship between ambient PM₁₀, PM_{2.5} pollution and daily mortality in a district in Shanghai [J]. *Wei sheng yan jiu= Journal of hygiene research*, 2004, 33(3): 293-297.
- [19] KAN H, LONDON S J, CHEN G, et al. Differentiating the effects of fine and coarse particles on daily mortality in Shanghai, China [J]. *Environ Int*, 2007, 33(3): 376-384.
- [20] GENG F, HUA J, MU Z, et al. Differentiating the associations of black carbon and fine particle with daily mortality in a Chinese city [J]. *Environ Res*, 2013, 120: 27-32.
- [21] 方博, 钱耐思, 陈蕾, et al. 2013-2017 年上海市 PM_{2.5} 短期暴露对人群呼吸系统疾病超额死亡的风险评估 [J]. *疾病监测*, 2022, 37(8): 1-6.
- [22] FANG X, FANG B, WANG C, et al. Relationship between fine particulate matter, weather condition and daily non-accidental mortality in Shanghai, China: A Bayesian approach [J]. *PLoS One*, 2017, 12(11): e0187933.

- [23]TIAN Q, LI M, MONTGOMERY S, et al. Short-Term Associations of Fine Particulate Matter and Synoptic Weather Types with Cardiovascular Mortality: An Ecological Time-Series Study in Shanghai, China [J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2020, 17(3).
- [24]CHEN R, LI Y, MA Y, et al. Coarse particles and mortality in three Chinese cities: the China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES) [J]. *Science of the total environment*, 2011, 409(23): 4934-4938.
- [25]顾怡勤, 陈仁杰. 大气颗粒物与上海市闵行区居民心脑血管疾病死亡的病例交叉研究 [J]. *环境与职业医学*, 2017, 34(03): 220-223.
- [26]LEEPE K A, LI M, FANG X, et al. Acute effect of daily fine particulate matter pollution on cerebrovascular mortality in Shanghai, China: a population-based time series study [J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2019, 26(25): 25491-25499.
- [27]QIAN Y, YU H, CAI B, et al. Association between incidence of fatal intracerebral hemorrhagic stroke and fine particulate air pollution [J]. *Environ Health Prev Med*, 2019, 24(1): 38.
- [28]CAI B, XIA T, QIAN Y, et al. Association Between Fine Particulate Matter and Fatal Hemorrhagic Stroke Incidence: A Time Stratified Case-Crossover Study in Shanghai, China [J]. *J Occup Environ Med*, 2020, 62(11): 916-921.
- [29]WANG X, CHEN R, MENG X, et al. Associations between fine particle, coarse particle, black carbon and hospital visits in a Chinese city [J]. *Sci Total Environ*, 2013, 458-460: 1-6.
- [30]QIAO L, CAI J, WANG H, et al. PM_{2.5} constituents and hospital emergency-room visits in Shanghai, China [J]. *Environ Sci Technol*, 2014, 48(17): 10406-10414.
- [31]杨敏娟, 黄云彪, 赵宜静, et al. 上海市浦东新区 PM_{2.5} 污染对医院急诊内科就诊人次的影响 [J]. *职业与健康*, 2019, 19.
- [32]YE X, PENG L, KAN H, et al. Acute Effects of Particulate Air Pollution on the Incidence of Coronary Heart Disease in Shanghai, China [J]. *PLoS One*, 2016, 11(3): e0151119.

- [33]XU A, MU Z, JIANG B, et al. Acute Effects of Particulate Air Pollution on Ischemic Heart Disease Hospitalizations in Shanghai, China [J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2017, 14(2).
- [34]WANG X D, ZHANG X M, ZHUANG S W, et al. Short-term effects of air pollution on acute myocardial infarctions in Shanghai, China, 2013-2014 [J]. *J Geriatr Cardiol*, 2016, 13(2): 132-137.
- [35]WENG L, LI N, FENG T, et al. Short-Term Association of Air Pollutant Levels and Hospital Admissions for Stroke and Effect Modification by Apparent Temperature: Evidence From Shanghai, China [J]. *Front Public Health*, 2021, 9: 716153.
- [36]WANG W, LIU C, YING Z, et al. Particulate air pollution and ischemic stroke hospitalization: How the associations vary by constituents in Shanghai, China [J]. *Sci Total Environ*, 2019, 695: 133780.
- [37]YANG M, ZHOU R, QIU X, et al. Artificial intelligence-assisted analysis on the association between exposure to ambient fine particulate matter and incidence of arrhythmias in outpatients of Shanghai community hospitals [J]. *Environ Int*, 2020, 139: 105745.
- [38]CHEN C, LIU C, CHEN R, et al. Ambient air pollution and daily hospital admissions for mental disorders in Shanghai, China [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 613-614: 324-330.
- [39]LI M, TANG J, YANG H, et al. Short-term exposure to ambient particulate matter and outpatient visits for respiratory diseases among children: A time-series study in five Chinese cities [J]. *Chemosphere*, 2021, 263: 128214.
- [40]YANG H, YAN C, LI M, et al. Short term effects of air pollutants on hospital admissions for respiratory diseases among children: A multi-city time-series study in China [J]. *Int J Hyg Environ Health*, 2021, 231: 113638.
- [41]GUO H, CHEN M. Short-term effect of air pollution on asthma patient visits in Shanghai area and assessment of economic costs [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2018, 161: 184-189.

- [42] HUA J, YIN Y, PENG L, et al. Acute effects of black carbon and PM_{2.5} on children asthma admissions: a time-series study in a Chinese city [J]. *Sci Total Environ*, 2014, 481: 433-438.
- [43] MA Y, YU Z, JIAO H, et al. Short-term effect of PM(2.5) on pediatric asthma incidence in Shanghai, China [J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2019, 26(27): 27832-27841.
- [44] LIU L, LIU C, CHEN R, et al. Associations of short-term exposure to air pollution and emergency department visits for pediatric asthma in Shanghai, China [J]. *Chemosphere*, 2021, 263: 127856.
- [45] YU Z, MA Y, ZHANG Y, et al. A study on the short-term effect of particulate matter pollution on hospital visits for asthma in children in Shanghai, China [J]. *Environ Geochem Health*, 2021, 43(10): 4123-4138.
- [46] SUN X W, CHEN P L, REN L, et al. The cumulative effect of air pollutants on the acute exacerbation of COPD in Shanghai, China [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 622-623: 875-881.
- [47] ZHOU J, LEI R, XU J, et al. The Effects of Short-Term PM(2.5) Exposure on Pulmonary Function among Children with Asthma-A Panel Study in Shanghai, China [J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2022, 19(18).
- [48] 王文朋, 姜利平, 陈智英, et al. 上海市浦东新区大气污染物短期暴露对小学生肺功能的影响 [J]. *职业与健康*, 2022.
- [49] JIANG S, BO L, GONG C, et al. Traffic-related air pollution is associated with cardio-metabolic biomarkers in general residents [J]. *Int Arch Occup Environ Health*, 2016, 89(6): 911-921.
- [50] HOU D, GE Y, CHEN C, et al. Associations of long-term exposure to ambient fine particulate matter and nitrogen dioxide with lung function: A cross-sectional study in China [J]. *Environ Int*, 2020, 144: 105977.
- [51] YUAN L, ZHANG Y, WANG W, et al. Critical windows for maternal fine particulate matter exposure and adverse birth outcomes: The Shanghai birth cohort study [J]. *Chemosphere*, 2020, 240: 124904.

- [52]何丽芸, 朱毅翔, 杜莉, et al. 上海市大气细颗粒物 (PM_{2.5}) 孕期暴露与早产的相关性研究 [J]. 发育医学电子杂志, 2022, 10(2): 120-125.
- [53]CAO Z, MENG L, ZHAO Y, et al. Maternal exposure to ambient fine particulate matter and fetal growth in Shanghai, China [J]. Environ Health, 2019, 18(1): 49.
- [54]SU X, ZHAO Y, YANG Y, et al. Correlation between exposure to fine particulate matter and hypertensive disorders of pregnancy in Shanghai, China [J]. Environ Health, 2020, 19(1): 101.

第四章 上海市 PM_{2.5} 暴露评估

1. 上海市 PM_{2.5} 浓度历史变化趋势

1.1 上海市 PM_{2.5} 浓度年均值的历史变化趋势

从中国大气成分近实时追踪数据集获取上海市 2000~2021 年的 1×1 km 分辨率 PM_{2.5} 浓度年均数据，来分析历年上海市 PM_{2.5} 浓度的变化趋势。中国大气成分近实时追踪数据集（Tracking Air Pollution in China，简称 TAP）由清华大学联合北京大学、南京大学、复旦大学、中国气象科学研究院等多家单位开发并维护，基于机器学习算法和多源数据资料，融合地面观测数据、卫星遥感信息、高分辨率排放清单、空气质量模型模拟等多源数据，构建多尺度、近实时的中国大气气溶胶和气态污染物浓度数据集。

如图 4-1 所示，上海市 2000~2021 年 PM_{2.5} 年均浓度呈现先上升，而后平缓波动下降，并在 2013 年以后逐年大幅下降的整体趋势。具体来看，2000~2004 年，上海市 PM_{2.5} 年均浓度逐年上升，5 年涨幅达 34.8%，并在 2004 年达到历年来的最大值 69.7 μg/m³，超出国家二级标准和新版 WHO 空气质量指导指南规定的第一阶段中期目标值（35 μg/m³）近一倍（表 4-1）；而后的 2005~2013 年间 PM_{2.5} 年均值一直在 60~70 μg/m³ 间波动着平缓下降。从 2013 年开始，国家重视环境质量，我国针对大气污染出台了一系列如《大气污染防治行动计划》、《打赢蓝天保卫战三年行动计划》等的政策性文件以促进空气质量改善。可以从折线图中观察到，自 2013 年后 PM_{2.5} 年均浓度开始出现大幅降低，9 年间的改善幅度达 57.8%，并在 2018 年之后达到国家二级标准和现行 WHO 空气质量指导指南的第一阶段中期目标值^[5]（表 4-1）。2018~2021 四年间，上海市 PM_{2.5} 年均浓度继续进一步下降，下降幅度达 22.5%。尽管已经低于国家二级质量标准和 WHO 指导指南的第一阶段目标值^[5]（35 μg/m³），但是 2021 年上海市 PM_{2.5} 年均浓度距离国家质量一级标准和 WHO 空气质量指导指南的第三阶段目标值^[5]（15 μg/m³）还有一定差距。

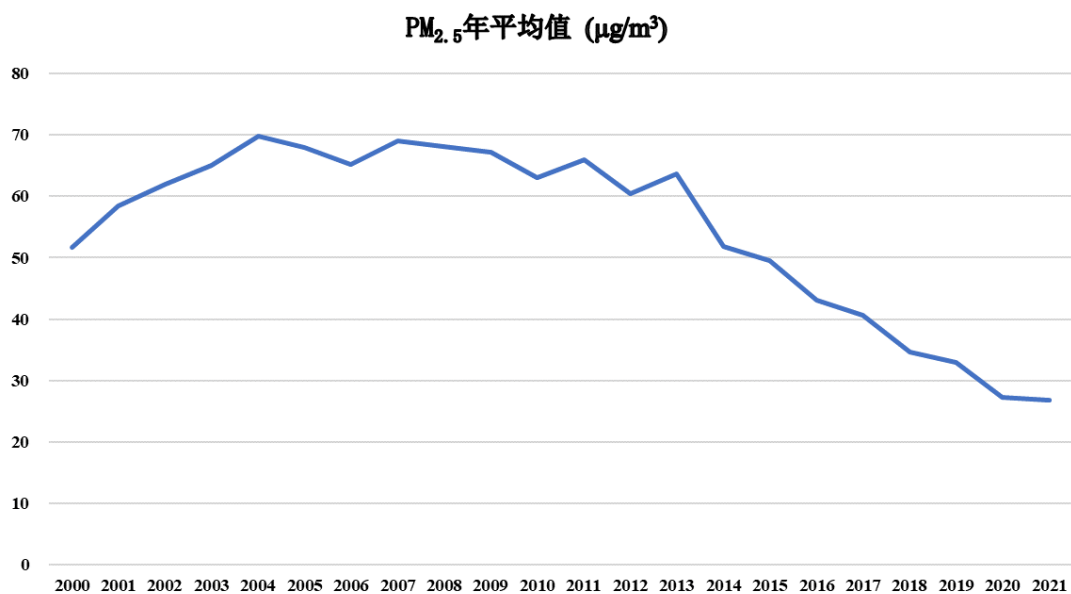


图 4-1 2000-2021 年上海市网格化年均 PM_{2.5} 趋势图

表 4-1 2000-2021 年上海市时空连续的网格化年平均 PM_{2.5} 浓度情况

年份	平均值	标准差	最小值	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	最大值
2000	51.7	16.7	16.2	36.8	53.2	65.0	101.7
2001	58.4	16.4	21.6	45.4	59.4	71.5	107.1
2002	62.0	17.6	23.9	46.4	64.5	75.9	108.5
2003	65.0	17.0	23.9	50.6	66.9	77.7	110.2
2004	69.7	20.0	25.9	51.8	71.6	85.7	118.1
2005	68.0	20.9	24.6	49.2	69.5	83.9	119.9
2006	65.2	19.5	23.5	47.9	67.5	80.0	118.2
2007	69.0	20.1	21.9	51.6	71.3	84.4	121.1
2008	68.1	20.3	25.4	49.3	70.0	84.3	120.7
2009	67.1	19.1	24.5	49.9	69.3	82.8	112.8
2010	63.0	18.5	25.4	45.5	64.6	78.9	107.8
2011	65.9	16.9	24.5	50.5	67.4	79.9	108.2
2012	60.4	16.4	23.5	46.2	61.7	73.9	101.2
2013	63.6	17.8	24.4	46.5	65.3	79.2	102.9
2014	51.8	13.3	18.5	40.5	53.2	63.1	90.5

2015	49.5	11.7	18.4	39.4	50.3	59.4	79.3
2016	43.1	10.2	15.3	34.6	44.1	51.8	72.0
2017	40.7	8.7	13.1	33.9	41.0	48.2	63.2
2018	34.6	9.3	11.1	26.3	34.6	43.3	56.1
2019	33.0	8.8	10.0	25.7	34.1	40.9	53.8
2020	27.3	6.9	8.0	22.4	28.1	33.2	42.4
2021	26.8	6.2	10.7	22.0	26.4	32.4	46.3

从不同地区的浓度分布来看，2000~2013 年间，上海市主要城区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度呈现从北到南有规律地阶段性分布，崇明岛地区呈现自西向东的阶段性分布。其中，重污染地区主要分布在主要城区的北部和崇明岛西南地区；而东南地区的污染物浓度最低，中部地区次之。2013 年以后，各地区 $PM_{2.5}$ 年均浓度均有显著下降，这说明 2013 年后政策的实施使得空气质量得到显著改善（图 4-2）。

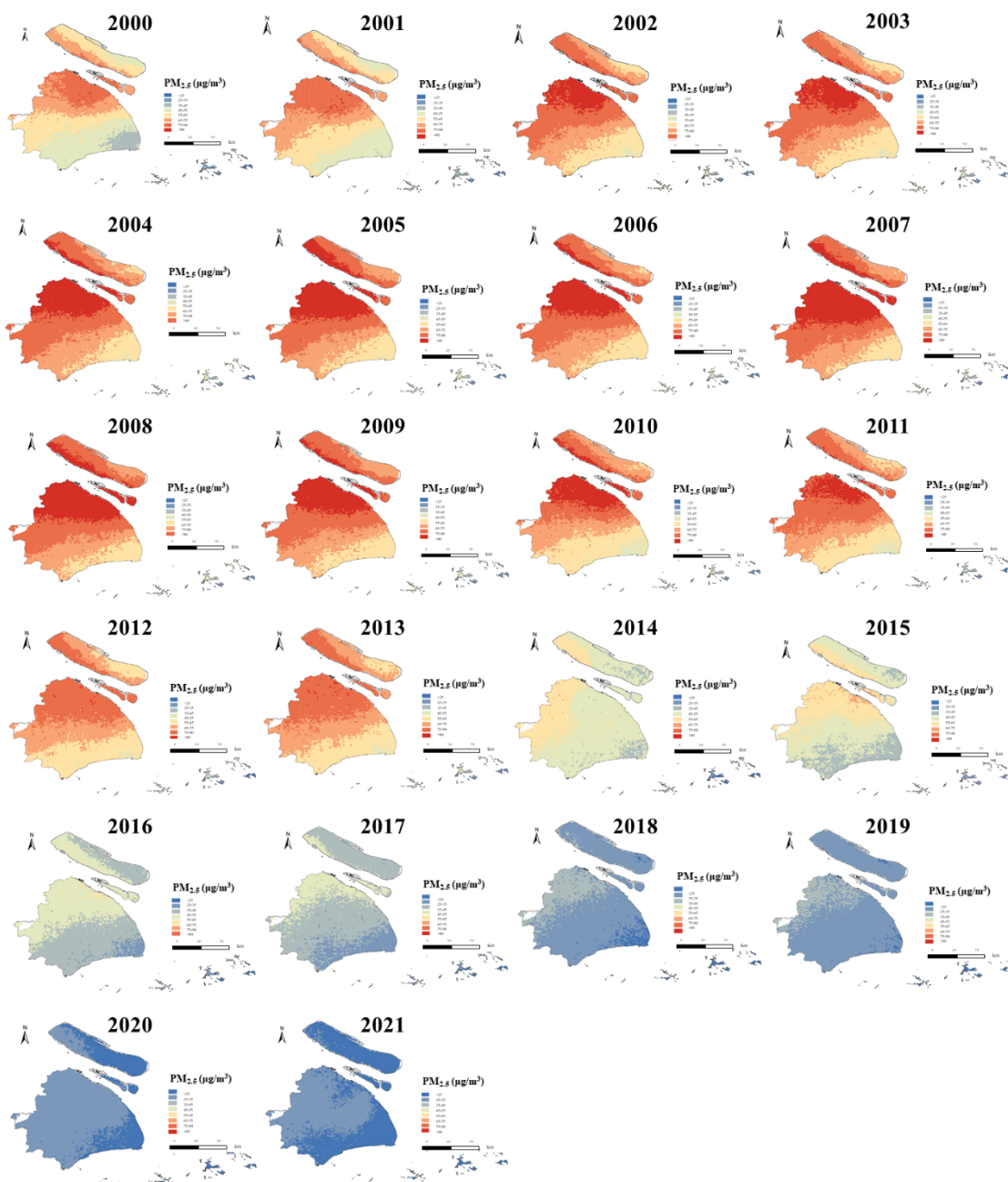


图 4-2 2000~2021 年上海市年均 $PM_{2.5}$ 浓度地区分布情况

1.2 上海市 $PM_{2.5}$ 浓度日均值的历史变化趋势

从上海市 20 个污染物监测站点（普陀、十五厂、虹口、徐汇上师大、杨浦四漂、青浦淀山湖、静安监测站、浦东川沙、浦东新区监测站、浦东张江、宝山庙行、崇明上实东滩、嘉定南翔、金山新城、闵行浦江、青浦徐泾、松江图书馆、长宁仙霞、浦东惠南、奉贤南桥新城）获取上海市 2013~2021 年日均 $PM_{2.5}$ 浓度数据，来分析上海市历年来 $PM_{2.5}$ 日均浓度的变化趋势。由于 2013 年政府重点

关注空气质量和空气污染水平的控制，开始建立污染物固定监测站，实时记录环境大气质量，因此对上海市历年来 PM_{2.5} 日均浓度变化趋势的描述从 2013 年开始。

从表 4-2 可以看出，2013~2021 年这 9 年间，上海市 PM_{2.5} 日均浓度的呈一直显著下降的趋势，下降幅度高达 66.2%。尽管下降幅度显著，但这 9 年日均浓度的 99th 仍然远超出国家质量标准和 WHO 指导指南的第一阶段中期目标值(75 μg/m³)；直到 2021 年，其 99th 浓度首次低于 WHO 指导指南的第一阶段中期目标值 (75 μg/m³)，为 74.8 μg/m³[5]

表 4-2 2013~2021 年上海市 PM_{2.5} 日均浓度的描述性统计

年份	平均值	标准差	最小值	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₉	最大值
2013	81.4	56.9	3.7	45.8	63.9	97.6	281.1	571.8
2014	60.6	39.5	3.3	33.0	51.5	77.5	204.0	340.1
2015	54.2	35.5	3.9	29.2	44.8	70.3	182.2	232.0
2016	45.6	29.4	3.4	24.1	38.1	60.1	138.8	175.3
2017	39.0	23.3	3.6	21.1	34.1	51.1	111.6	218.0
2018	36.3	26.1	3.1	18.6	29.3	45.5	127.1	214.5
2019	35.7	22.3	2.5	19.3	30.0	45.3	107.2	138.7
2020	32.3	22.1	4.0	17.6	25.6	39.2	122.7	165.1
2021	27.5	16.7	1.6	14.8	23.6	36.2	74.8	115.8

2. 上海市 2022 年 PM_{2.5} 污染水平现状

根据上海市生态环境局官网发布的 PM_{2.5} 浓度实时监测数据显示，2022 年上海市环境空气质量指数 (AQI) 优良天数为 318 天，AQI 优良率为 87.1%。PM_{2.5} 年均浓度约为 24.7 μg/m³，低于国家空气质量二级标准 (35 μg/m³) 29.4%。日均浓度最小值为 2.0 μg/m³，最大值为 136.7 μg/m³，其 25th、50th、75th、98th、99th 的浓度分别为 13.6 μg/m³、20.3 μg/m³、31.2 μg/m³、73.6 μg/m³、84.3 μg/m³，全年日均浓度超过国家环境空气质量二级标准 (75 μg/m³) 的天数比例为 1.7%。虽然 2022 年上海日均浓度的第九十八分位数已经达到 WHO 指导指南的第四阶段中期目标值 (75 μg/m³)，但第九十九分位数略微超出该目标值，且比 WHO 指导指

南的第三阶段中期目标值 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 高出约 68.6%^[5]。这说明虽然现阶段上海市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的平均水平控制较好, 但高位浓度仍然与指导指南存在一定差距。提示需要进一步控制高位污染水平, 并且根据新的空气质量指导指南提供的阶段性目标值设定新的空气质量标准, 以进一步控制污染物水平。

此外, 从季节变化趋势图来看, $\text{PM}_{2.5}$ 月均浓度呈现先冷季高暖季低的明显趋势。其中, 一月 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度最高, 为 $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 十月 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度最低, 为 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。一、二、三、四季度的 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度分别为 $33.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $21.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $18.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $24.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。其中, 一、四季度的平均值高于二、三季度, 日均浓度超标现象主要发生在第一、四季度 (图 4-3)。

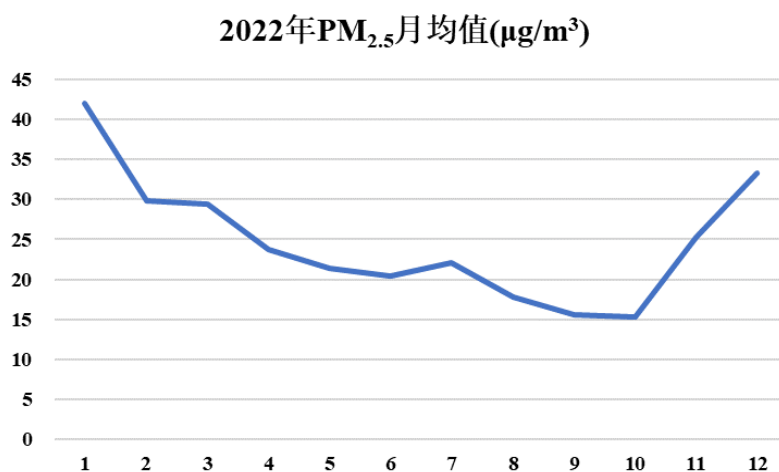


图 4-3 2022 年上海市 $\text{PM}_{2.5}$ 月平均浓度趋势图

参考文献

- [1] GENG G, XIAO Q, LIU S, et al. Tracking Air Pollution in China: Near Real-Time $\text{PM}_{2.5}$ Retrievals from Multisource Data Fusion [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(17): 12106-15.
- [2] XIAO Q, GENG G, CHENG J, et al. Evaluation of gap-filling approaches in satellite-based daily $\text{PM}_{2.5}$ prediction models [J]. Atmospheric Environment, 2021, 244.
- [3] XIAO Q, ZHENG Y, GENG G, et al. Separating emission and meteorological contributions to long-term $\text{PM}_{2.5}$ trends over eastern China during 2000-2018 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021, 21(12): 9475-96.

- [4] XIAO Q, GENG G, LIU S, et al. Spatiotemporal continuous estimates of daily 1 km PM_{2.5} from 2000 to present under the Tracking Air Pollution in China (TAP) framework [J]. *Atmos Chem Phys*, 2022, 22(19): 13229-42.
- [5] WHO. WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. *Geneva: World Health Organization*. 2021. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO [J].

第五章 上海市 PM_{2.5} 相关的死亡负担和经济健康损失评估

空气污染是导致居民死亡的重要危险因素^[1-3]。2019 年全球疾病负担研究表明,空气污染在各类危险因素中排名第四^[4]。其中,细颗粒物(fine particulate matter, PM_{2.5})是最主要的空气污染物,造成了全球 414 万人死亡^[4]。2019 年,我国约有 142 万人死于 PM_{2.5} 污染,居于全球首位^[5]。空气污染也造成了巨大的经济负担。例如, Han 等^[6]最新研究表明,2015—2019 年期间,我国每年有超过 1 万亿美元的经济损失归因于 PM_{2.5} 长期暴露,占国内生产总值(GDP)的 8.05%。

据《中国生态环境状况公报》^[7]显示,我国 PM_{2.5} 污染问题得到了明显改善,PM_{2.5} 年均浓度从 2013 年的 72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 下降到了 2021 年的 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。但全国 339 个城市中,仍有 29.8% 城市尚未达到我国《环境空气质量标准(GB3095-2012)》^[8]二级标准(35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)。因此,大气污染治理形势依然严峻,环境 PM_{2.5} 污染仍将是重点关注的公共卫生问题。

值得注意的是,愈来愈多的研究证据显示 PM_{2.5} 污染对健康的影响可能并不存在安全阈值^[1],即低浓度的 PM_{2.5} 污染依然会导致健康损害。因此,2021 年 WHO 对 AQG 进行新一轮修订,其中 PM_{2.5} 年均浓度的指导值由 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 进一步收紧为 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,这对全球绝大多数城市提出了严峻的挑战^[9, 10],但这也为实现碳中和、节能减排和空气质量改善多重目标提供了特殊机遇。由于各国之间差距过大,WHO 提出了多阶段空气质量过渡目标值(Interim target, IT),建议应结合当地技术水平、空气质量政策、经济状况等条件针对性地推行大气污染控治措施^[11]。鉴于我国各地区之间空气污染状况和社会经济发展水平存在较大差异,鼓励采用地方化的环境空气质量标准^[12, 13]。

上海是我国经济最为发达、人口最为密集、人口老龄化趋势最为严重的超大城市之一。2021 年,上海市 PM_{2.5} 年均浓度为 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,优于全国平均水平,且已接近 WHO 的第二阶段过渡目标值(IT-2, 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$),但与发达国家和地区相比仍有较大差距。同时,随着老龄化趋势日益严峻,上海市 PM_{2.5} 相关的死亡负担和经济损失仍可能持续加重,给医疗服务体系带来沉重负担^[14]。因此,本次评估以上海市 16 个区为研究区域,计算上海市 2021 年 PM_{2.5} 相关的死亡负担和健康经济损失,并进一步估算达到不同 PM_{2.5} 控制目标后的健康和经济效益,以期上海市因地制宜制订空气质量标准和开展大气污染治理工作提供科学依据。

1. 数据与方法

1.1 数据收集

根据数据可及性,纳入上海市 16 个区为研究区域,并收集了评估上海市 2021 年 PM_{2.5} 污染相关死亡人数和健康经济损失所需的关键数据,包括各区 PM_{2.5} 年均浓度、常住人口数量、GDP 和上海市常住人口死亡率。

2021 年上海市各区的 PM_{2.5} 年均浓度数据通过上海市生态环境局获取 (<https://sthj.sh.gov.cn/>); 各区常住人口数量通过《上海市第七次全国人口普查主要数据公报》^[15]获取,各区 GDP 通过各区《2021 年国民经济和社会发展统计公报》获取;各区人口死亡率以上海市常住人口死亡率进行估算,该数据通过《2021 年上海市国民经济和社会发展统计公报》^[16]获取,取为 5.59%。

1.2 归因死亡数评估

基于全球暴露死亡模型 (global exposure mortality model, GEMM),应用全球疾病负担研究中提出的 PM_{2.5} 归因死亡负担评估方法,估算 PM_{2.5} 污染相关的死亡人数。GEMM 是 Burnett 等^[17]提出的用于评估 PM_{2.5} 长期暴露与死亡关系的暴露-反应模型。GEMM 基于多国队列的研究证据评估健康风险,其中还包括一项中国的队列研究成果,可用于评估 PM_{2.5} 暴露浓度在 2.4 至 84.0 μg/m³ 范围内与人群死亡风险的关系,计算方法如下:

$$RR(\Delta z_i) = \exp \{ \beta * \log (1 + \Delta z_i / \alpha) / (1 + \exp [- (\Delta z_i - \mu)] / \nu) \}$$
$$\Delta z_i = \max (0, z_i - z_{cf}) \quad (1)$$

式中, z_i 为 PM_{2.5} 年均浓度; $RR (\Delta z_i)$ 为 PM_{2.5} 处于 z_i 水平时对应的相对死亡风险; β 为 PM_{2.5} 暴露-反应关系回归系数; z_{cf} 为“反事实最小 PM_{2.5} 年均浓度”,取为 2.4 μg/m³,即假设在该浓度下 PM_{2.5} 暴露无健康影响^[17]; α, μ, ν 为定义 PM_{2.5} 暴露-反应关系曲线形式的参数。根据既往研究结果,模型参数 β, α, μ, ν 取为 0.1430、1.6、15.5 和 36.8^[17]。

各区 PM_{2.5} 归因死亡数的计算方法如下:

$$MOR_i = POP_i * M * (RR (\Delta z_i) - 1) / RR(\Delta z_i) \quad (2)$$

式中, MOR_i 为各区 PM_{2.5} 归因死亡数; POP_i 为各区人口数; M 为死亡率,

取为 5.59%^[16]； $RR(\Delta z_i)$ 为各区 $PM_{2.5}$ 年均浓度处于 z_i 水平时对应的死亡风险，由公式（1）进行估算。此外，通过相同方法估算 2015 年及 2016 年上海市 $PM_{2.5}$ 污染相关的死亡人数以便与既往研究结果进行比较。最后，通过计算 $PM_{2.5}$ 归因死亡数占总死亡数的比例，可获得人群归因分数。

1.3 健康经济损失评估

应用当前常见的统计生命价值法估算单位死亡的经济价值，以进一步评估 $PM_{2.5}$ 污染相关的健康经济损失。由于当前尚无上海市统计生命价值的权威数据，因此援引一项全国支付意愿研究的成果^[18]，推算上海市 2021 年的统计生命价值为 501.2 万元^[19]。 $PM_{2.5}$ 相关的健康经济损失即为 $PM_{2.5}$ 的归因死亡人数乘以单位死亡的经济价值。最后，为了校正各区经济水平差异的影响，进一步计算各区经济损失占比，即各区健康经济损失占其 GDP 的比重。

1.4 不同 $PM_{2.5}$ 控制目标的影响评估

当前，上海市的 $PM_{2.5}$ 年均浓度已经达到 WHO 提出的第一阶段过渡目标值（IT-1, $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。因此，设立了 4 个 $PM_{2.5}$ 控制目标，即 WHO 提出的 $PM_{2.5}$ 空气质量过渡目标值 IT-2（ $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、IT-3（ $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、IT-4（ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）及指导值（AQG, $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。分别计算在不同 $PM_{2.5}$ 控制目标下的 $PM_{2.5}$ 归因死亡人数以及健康经济损失。此外，以 2021 年为基线，分别计算在不同 $PM_{2.5}$ 控制目标下减少的归因死亡人数以及健康经济损失，即 $PM_{2.5}$ 控制带来的健康和经济收益。

1.5 不确定性分析

$PM_{2.5}$ 与死亡的暴露—反应关系存在一定的不确定性。GEMM 方法评估了 β 的 95%置信区间（confidence interval, CI）上下限，取值分别为 0.1784172 和 0.1075828^[17]，基于公式（1）和（2）可进一步计算 RR 和 $PM_{2.5}$ 归因死亡数的 95%CI。此外，健康经济损失的 95%CI 也可基于 $PM_{2.5}$ 归因死亡数的 95%CI 计算。

2. 结果与讨论

2.1 上海市各区基本信息

2021 年上海市 16 个区的基本信息如表 5-1 所示。上海市人口共计 2487.09 万

人，GDP 为 43214.85 亿元，PM_{2.5} 年均浓度为 27 μg/m³。各区之间的常住人口数量和经济发展水平存在较大差异。例如，浦东新区的人口和 GDP 最高，分别为 568.15 万人和 15353.00 亿元；崇明区人口和 GDP 最低，分别为 63.79 万人和 409.72 亿元。各区 PM_{2.5} 年均浓度水平均已达到我国设立的二级标准(35 μg/m³)，在 26 至 30 μg/m³ 范围内波动。PM_{2.5} 浓度最低的为崇明区，污染浓度较高的为青浦区和松江区。

表 5-1 2021 年上海市 16 区的基本信息

行政区划	常住人口 (万人)	生产总值 (亿元)	PM _{2.5} 年均浓度 (μg/m ³)
宝山区	223.52	1725.56	28
崇明区	63.79	409.72	26
长宁区	69.31	1826.52	28
奉贤区	114.09	1300.09	27
虹口区	75.75	1214.77	27
黄浦区	66.20	2902.40	28
嘉定区	183.43	2705.60	29
金山区	82.28	1182.78	29
静安区	97.57	2565.43	28
闵行区	265.35	2843.19	29
浦东新区	568.15	15353.00	27
普陀区	123.98	1226.49	29
青浦区	127.14	1317.25	30
松江区	190.97	1782.28	30
徐汇区	111.31	2438.48	29
杨浦区	124.25	1951.32	27
上海市	2487.09	43214.85	27

2.2 上海市各区 PM_{2.5} 污染相关的死亡负担和健康经济损失

表 5-2 展示了 2021 年上海市 16 区 PM_{2.5} 污染相关的死亡人数及健康经济损失。2021 年上海市归因于 PM_{2.5} 污染的死亡人数为 13274(95%CI: 10110—21483)

人, 人群归因分数为 9.5%(95%CI: 7.3%—15.5%); 对应的健康经济损失达 665.24 (95%CI: 506.65—1076.64) 亿元, 占 GDP 的 1.5% (95%CI: 1.2%—2.5%)。

上海市各区之间归因于 PM_{2.5} 污染的死亡人数差异较为明显。2021 年 PM_{2.5} 归因死亡人数超过 1000 人的区包括浦东新区、闵行区、宝山区和松江区, 死亡人数分别为 2950 人、1444 人、1189 人和 1063 人, 这与 4 个区的人口数量较高密切相关。此外, 各区的人群归因分数相近, 在 9.1%和 10.0%之间波动, 这与各区之间 PM_{2.5} 污染水平相近有关。其中, 崇明区的人群归因分数最低, 为 9.1%, 青浦区和松江区的人群归因分数最高, 为 10.0%。

对于 PM_{2.5} 污染相关的健康经济损失, 2021 年浦东新区的损失最大, 达 147.85 亿元, 也是上海唯一经济损失超过 100 亿元的区, 这主要是因为该区人口较多。在校正经济水平影响后, 相应损失仅占该区 GDP 的 1.0%, 低于上海市的平均水平。此外, 健康经济损失小于 20 亿元的区共有 4 个, 包括崇明区 (16.19 亿元)、黄浦区 (17.64 亿元)、长宁区 (18.47 亿元) 和虹口区 (19.71 亿元)。其中, 崇明区的绝对经济损失最小, 但是却占该区 GDP 的 4.0%, 居于上海市首位。由于各区经济发展水平之间存在较大差异, 不能仅仅关注各区经济损失的绝对数值, 而更应关注经济损失占比明显较高的区, 例如崇明区 (4.0%)、宝山区 (3.5%)、松江区 (3.0%)、普陀区 (2.8%) 和青浦区 (2.7%)。

表 5-2 2021 年上海市 16 区 PM_{2.5} 污染相关的死亡负担及健康经济损失估计值

行政区划	超额死亡数 (人)	人群归因分数 (%)	健康经济损失 (亿元)	经济损失占比 (%)
宝山区	1189 (905—1930)	9.5 (7.2—15.4)	59.58 (45.37—96.71)	3.5 (2.6—5.6)
崇明区	323 (246—547)	9.1 (6.9—15.3)	16.19 (12.33—27.41)	4.0 (3.0—6.7)
长宁区	369 (281—598)	9.5 (7.2—15.4)	18.47 (14.07—29.99)	1.0 (0.8—1.6)
奉贤区	592 (451—982)	9.3 (7.1—15.4)	29.69 (22.60—49.20)	2.3 (1.7—3.8)
虹口区	393 (299—652)	9.3 (7.1—15.4)	19.71 (15.01—32.66)	1.6 (1.2—2.7)
黄浦区	352 (268—572)	9.5 (7.2—15.4)	17.64 (13.44—28.64)	0.6 (0.5—1.0)
嘉定区	998 (761—1589)	9.7 (7.4—15.5)	50.03 (38.11—79.63)	1.8 (1.4—2.9)
金山区	448 (341—713)	9.7 (7.4—15.5)	22.44 (17.10—35.72)	1.9 (1.4—3.0)
静安区	519 (395—842)	9.5 (7.2—15.4)	26.01 (19.80—42.22)	1.0 (0.8—1.6)
闵行区	1444 (1100—2299)	9.7 (7.4—15.5)	72.38 (55.14—115.19)	2.5 (1.9—4.1)
浦东新区	2950 (2246—4889)	9.3 (7.1—15.4)	147.85 (112.57—245.00)	1.0 (0.7—1.6)
普陀区	675 (514—1074)	9.7 (7.4—15.5)	33.82 (25.76—53.82)	2.8 (2.1—4.4)
青浦区	708 (539—1105)	10 (7.6—15.5)	35.46 (27.02—55.38)	2.7 (2.1—4.2)
松江区	1063 (810—1660)	10 (7.6—15.5)	53.27 (40.59—83.18)	3.0 (2.3—4.7)
徐汇区	606 (462—964)	9.7 (7.4—15.5)	30.36 (23.13—48.32)	1.2 (0.9—2.0)
杨浦区	645 (491—1069)	9.3 (7.1—15.4)	32.33 (24.62—53.58)	1.7 (1.3—2.7)
上海市	13274 (10110—21483)	9.5 (7.3—15.5)	665.24 (506.65—1076.64)	1.5 (1.2—2.5)

2.3 不同 PM_{2.5} 控制目标的影响

如表 5-3 所示，若 PM_{2.5} 年均浓度下降，将明显减少 PM_{2.5} 污染相关的超额死亡数，带来明显的健康收益。当 PM_{2.5} 年均浓度达到 IT-2、IT-3、IT-4 和 AQG 水平时，上海市归因于 PM_{2.5} 污染的死亡人数分别为 12278、8766、6583 和 3401 人，相较于基线水平，归因死亡人数分别减少了 996、4508、6691 和 9873 人。但即便是在 AQG 水平下，也仍有 3401 人死于 PM_{2.5} 污染，这也表明 PM_{2.5} 污染的健康影响并无明显的安全阈值。此外，当前死亡负担较重的区（如浦东新区、闵行区和宝山区等），将获得更大的健康收益。例如，当 PM_{2.5} 年均浓度达到 IT-2、IT-3、IT-4 和 AQG 水平时，浦东新区的超额死亡数将分别减少 145、948、1446 和 2173 人。

表 5-4 展示了 2021 年上海市不同 PM_{2.5} 控制目标对健康经济损失的影响。在 IT-2、IT-3、IT-4 和 AQG 水平下时，上海市 PM_{2.5} 污染相关的健康经济损失分别为 615.33、439.30、329.92 和 170.46 亿元。与当前水平相比，经济损失分别减少了 7.5%、34.0%、50.4% 和 74.4%。对于当前污染较为严重的区（如青浦区和松江区等），PM_{2.5} 控制带来的经济收益相对更高。以青浦区为例，在不同层次的 PM_{2.5} 控制目标下，其经济损失将分别减少 11.3%、36.7%、52.4% 和 75.4%，明显高于上海市平均水平。恰恰相反，当前污染较轻的崇明区的潜在经济收益相对更低，其经济损失预计分别减少 2.5%、30.4%、47.7% 和 73.0%。

2.4 与其他研究的比较

与既往研究证据一致^[23-26]，评估结果表明 PM_{2.5} 污染可造成严重的死亡负担。据既往研究估算，2014 年 4 月至 2015 年 4 月期间上海市 PM_{2.5} 污染相关的死亡人数为 19617 人^[20]，2015 年为 18679 人^[21]，2016 年为 17740 人^[22]，与 PM_{2.5} 浓度一样呈逐年递减趋势。为了与既往研究结果进行直接比较，本次评估应用 GEMM 方法估算了 2015 年和 2016 年上海市 PM_{2.5} 污染相关的死亡人数。结果显示，对应的死亡人数分别为 18614 人及 16019 人，与此前研究估算结果相近。但是，2021 年上海市 PM_{2.5} 污染相关的死亡人数则明显低于既往研究的评估结果，这主要是由于近年来上海市污染状况明显改善，相应的疾病负担也随之降低。

表 5-3 上海市 PM_{2.5} 污染不同控制目标对 16 区居民死亡负担的影响

行政区划	IT-2 (25 µg/m ³)		IT-3 (15 µg/m ³)		IT-4 (10 µg/m ³)		AQG (5 µg/m ³)	
	超额死亡数 (人)	收益 (人)	超额死亡数 (人)	收益 (人)	超额死亡数 (人)	收益 (人)	超额死亡数 (人)	收益 (人)
宝山区	1103 (840—1910)	86	788 (597—1838)	401	592 (448—1794)	597	306 (231—1731)	883
崇明区	315 (240—545)	8	225 (170—525)	98	169 (128—512)	154	87 (66—494)	236
长宁区	342 (260—592)	27	244 (185—570)	124	183 (139—556)	185	95 (72—537)	274
奉贤区	563 (429—975)	29	402 (305—938)	190	302 (229—916)	290	156 (118—884)	436
虹口区	374 (285—647)	19	267 (202—623)	126	201 (152—608)	193	104 (78—587)	289
黄浦区	327 (249—566)	25	233 (177—544)	119	175 (133—531)	177	91 (68—513)	261
嘉定区	906 (689—1567)	92	646 (490—1508)	352	486 (367—1472)	513	251 (189—1421)	747
金山区	406 (309—703)	42	290 (220—677)	158	218 (165—660)	230	113 (85—637)	335
静安区	482 (366—834)	37	344 (261—802)	175	258 (195—783)	261	133 (101—756)	386
闵行区	1310 (997—2268)	134	935 (709—2182)	509	702 (532—2130)	742	363 (274—2055)	1081
浦东新区	2805 (2134—4855)	145	2002 (1519—4672)	948	1504 (1138—4561)	1446	777 (586—4400)	2173
普陀区	612 (466—1059)	63	437 (331—1020)	238	328 (248—995)	347	170 (128—960)	505
青浦区	628 (478—1086)	80	448 (340—1046)	260	337 (255—1021)	371	174 (131—985)	534
松江区	943 (717—1632)	120	673 (510—1570)	390	505 (383—1533)	557	261 (197—1479)	802
徐汇区	550 (418—951)	56	392 (298—915)	214	295 (223—893)	311	152 (115—862)	454
杨浦区	613 (467—1062)	32	438 (332—1022)	207	329 (249—997)	316	170 (128—962)	475
上海市	12278 (9342—21253)	996	8766 (6647—20453)	4508	6583 (4982—19964)	6691	3401 (2567—19262)	9873

表 5-4 上海市 PM_{2.5} 污染不同控制目标对 16 区居民健康经济损失的影响

行政区划	IT-2 (25 µg/m ³)		IT-3 (15 µg/m ³)		IT-4 (10 µg/m ³)		AQG (5 µg/m ³)	
	经济损失 (亿元)	收益 %	经济损失 (亿元)	收益 %	经济损失 (亿元)	收益 %	经济损失 (亿元)	收益 %
宝山区	55.30 (42.08—95.72)	7.2	39.48 (29.94—92.12)	33.7	29.65 (22.44—89.92)	50.2	15.32 (11.56—86.76)	74.3
崇明区	15.78 (12.01—27.32)	2.5	11.27 (8.54—26.29)	30.4	8.46 (6.40—25.66)	47.7	4.37 (3.30—24.76)	73.0
长宁区	17.15 (13.05—29.68)	7.2	12.24 (9.28—28.57)	33.7	9.19 (6.96—27.88)	50.2	4.75 (3.58—26.90)	74.3
奉贤区	28.23 (21.48—48.86)	4.9	20.15 (15.28—47.02)	32.1	15.13 (11.45—45.90)	49.0	7.82 (5.90—44.28)	73.7
虹口区	18.74 (14.26—32.44)	4.9	13.38 (10.15—31.22)	32.1	10.05 (7.60—30.47)	49.0	5.19 (3.92—29.40)	73.7
黄浦区	16.38 (12.46—28.35)	7.2	11.69 (8.87—27.28)	33.7	8.78 (6.65—26.63)	50.2	4.54 (3.42—25.69)	74.3
嘉定区	45.38 (34.53—78.56)	9.3	32.40 (24.57—75.60)	35.2	24.33 (18.42—73.79)	51.4	12.57 (9.49—71.20)	74.9
金山区	20.36 (15.49—35.24)	9.3	14.53 (11.02—33.91)	35.2	10.91 (8.26—33.10)	51.4	5.64 (4.26—31.94)	74.9
静安区	24.14 (18.37—41.79)	7.2	17.23 (13.07—40.21)	33.7	12.94 (9.80—39.25)	50.2	6.69 (5.05—37.87)	74.3
闵行区	65.65 (49.95—113.64)	9.3	46.87 (35.54—109.36)	35.2	35.2 (26.64—106.75)	51.4	18.19 (13.72—102.99)	74.9
浦东新区	140.57 (106.95—243.32)	4.9	100.35 (76.10—234.16)	32.1	75.37 (57.04—228.56)	49.0	38.94 (29.38—220.52)	73.7
普陀区	30.67 (23.34—53.10)	9.3	21.90 (16.61—51.10)	35.2	16.45 (12.45—49.88)	51.4	8.50 (6.41—48.12)	74.9
青浦区	31.46 (23.93—54.45)	11.3	22.46 (17.03—52.40)	36.7	16.87 (12.76—51.15)	52.4	8.71 (6.58—49.35)	75.4
松江区	47.25 (35.95—81.78)	11.3	33.73 (25.58—78.71)	36.7	25.33 (19.17—76.82)	52.4	13.09 (9.88—74.12)	75.4
徐汇区	27.54 (20.95—47.67)	9.3	19.66 (14.91—45.88)	35.2	14.77 (11.17—44.78)	51.4	7.63 (5.76—43.20)	74.9
杨浦区	30.74 (23.39—53.21)	4.9	21.95 (16.64—51.21)	32.1	16.48 (12.47—49.98)	49.0	8.52 (6.43—48.23)	73.7
上海市	615.33 (468.19—1065.12)	7.5	439.30 (333.14—1025.02)	34.0	329.92 (249.69—1000.52)	50.4	170.46 (128.63—965.33)	74.4

PM_{2.5}污染不仅造成了严重的健康危害，也导致了巨额经济损失。具体而言，健康经济损失由统计生命价值、污染浓度、暴露人群和人口数量等因素决定，各研究之间的结果也并非一致。例如，Maji 等^[22]估算我国 2016 年 PM_{2.5} 污染相关的总经济损失约为 1013.9 亿美元，占 GDP 的 0.91%，各城市间存在明显的差异，其中上海市 PM_{2.5} 相关死亡的经济损失为 34.04 亿美元，明显低于本次评估结果。这主要是因为上海市并无统计生命价值的权威数据，而该研究评估当时上海市的统计生命价值约为 19.2 万美元，远低于本次评估的结果。Han 等^[6]研究结果表明，2015—2019 年期间，上海所在的东部地区归因于 PM_{2.5} 长期暴露的经济损失每年高达 2756 亿美元。而 Xie 等^[24]的研究显示，若缺乏有力的管控措施，预计到 2030 年，PM_{2.5} 污染将导致我国 2100 亿元卫生支出和 10 万亿元的健康经济损失。既往研究已证实了我国近年来空气质量改善带来了相当可观的健康收益^[27-29]。因此，有必要进一步采取有效的空气污染控制措施，这也将带来相当可观的经济收益。例如，Xie 等^[25]估算在 2030 年，上海施行空气污染控制政策带来的 GDP 收益是投入成本的 5.21 倍，具有重要的积极意义。

近年来，我国的大气污染形势发生了新的变化，为适应新时期环境空气质量的管理需求，统筹环境保护与经济发展，有必要对我国现行的环境空气质量标准进行修订^[13]。值得注意的是，制定和施行地方空气质量标准对提高大气污染防治科学化、精准化水平具有重要意义。例如，美国加利福尼亚州根据当地实际情况制定一系列空气质量标准和污染防治政策，特别是对机动车排放等重要污染源进行了严格控制，在空气质量改善、节能减排和人群健康保障方面取得了重要进展^[30-32]。上海是我国经济活动最活跃的地区之一，也是我国大气污染重点防治地区。“大气十条”发布以来，上海的空气质量得到极大改善，PM_{2.5} 年均值从 2013 年的 62 μg/m³ 下降到 2021 年的 27 μg/m³。以上海作为试点城市，制定我国 PM_{2.5} 的地方空气标准，将有助于促进地方经济增长模式、产业结构和技术的转型与升级，推动清洁能源使用和绿色经济发展，形成以碳中和目标为驱动的低碳政策^[33-36]。

对于 PM_{2.5} 与死亡的暴露—反应关系的不确定性，即评估结果不确定性的主要来源，可应用 GEMM 方法进行量化。但是，其他因素仍可导致评估结果的不确定性，如“反事实最小 PM_{2.5} 浓度”的选取、PM_{2.5} 暴露浓度评估方法和 PM_{2.5} 暴露—反应关系评估方法等^[26,37]。例如，Maji 等^[26]应用综合暴露—反应（integrated

exposure-response, IER)模型、对数线性(log-linear, LL)模型及非线性幂律(non-linear power law, NLP)模型评估 2016 年我国 338 个城市 PM_{2.5} 相关的死亡数,发现使用 IER 模型的估算结果略高于 NLP 模型,而 LL 模型估算的结果明显更高。我们应用最新的 GEMM 方法评估 PM_{2.5} 风险,该方法在 IER 模型的基础上进一步纳入了中国队列的研究信息,扩展了对高浓度段 PM_{2.5} 风险的评估能力^[17]。既往研究结果也显示 GEMM 方法可能比 IER 模型更适用于我国^[37-40],但未来仍需进一步开展相应研究进行验证。

通过评估上海市 2021 年 PM_{2.5} 污染相关的死亡负担和经济损失,可为上海市本地空气质量标准修订的健康和经济收益问题提供相应的科学依据。但是,本次评估也存在一定的局限性。首先,由于缺乏上海本土的空气污染队列研究,应用了 GEMM 方法评估 PM_{2.5} 暴露的相对风险,但各地 PM_{2.5} 浓度水平、组成成分、人口特征等存在较大差异,这可能造成较大的 PM_{2.5} 健康效应评估的不确定性。其次,该评估基于全年龄段常住人口和相应的基线死亡率估算死亡负担,由于数据可及性,未考虑各区各年龄段常住人口之间人口数量、基线死亡率以及 PM_{2.5} 健康效应的差异。再次,评估时使用的上海市统计生命价值可能偏低^[21],且仅纳入死亡结局,未考虑发病就诊和劳动生产相关的经济损失,这将导致总体经济损失的低估。最后,仅基于固定监测站点,以区级水平对上海市 PM_{2.5} 的死亡负担和经济损失进行评估,未考虑各区内部的 PM_{2.5} 浓度水平及人口分布的空间变异。未来,还需结合精细化的 PM_{2.5} 暴露数据、人口数据和本土的队列研究成果,更科学准确的评估 PM_{2.5} 污染相关的死亡负担和经济损失。

3. 结论

通过收集 2021 年上海市 16 个区的基本信息和 PM_{2.5} 年均浓度,应用 GEMM 方法计算得到上海市各区 2021 年 PM_{2.5} 污染相关的归因死亡人数为 13274 人,人群归因分数为 9.5%,对应的健康经济损失为 665.24 亿元,占上海市 GDP 的 1.5%。

评估结果显示,采用更严格的 PM_{2.5} 污染控制目标使 PM_{2.5} 年均浓度降低,如达到 WHO 的 IT-2, IT-3, IT-4 和 AQG 水平,可避免 996、4508、6691 和 9873 例死亡,减少 7.5%、34.0%、50.4%和 74.4%的健康经济损失。

PM_{2.5} 暴露对上海市居民造成了严重的死亡负担和健康经济损失，建议结合当地空气污染现状，尽早缩紧上海市 PM_{2.5} 空气质量年均标准。未来还应基于新时期大气污染形势，推进科学化、精准化和地方化防治政策，制定更为严格和全面的上海市地方环境空气质量管理标准，持续改善空气质量，切实保护人群健康。

参考文献

- [1] Zhang Q, Meng X, Shi S, et al. Overview of particulate air pollution and human health in China: Evidence, challenges, and opportunities [J]. *Innovation (Camb)*, 2022,3(6):100312.
- [2] Liu C, Chen R, Sera F, et al. Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 cities [J]. *New England Journal of Medicine*, 2019,381(8):705-715.
- [3] Beelen R, Raaschou-Nielsen O, Stafoggia M, et al. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project [J]. *Lancet*, 2014,383(9919):785-795.
- [4] GBD 2019 Risk Factors Collaborators. Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019 [J]. *Lancet*, 2020,396(10258):1223-1249.
- [5] Health Effects Institute. State of Global Air 2020 Special Report. Boston, MA: Health Effects Institute
- [6] Han C, Xu R, Ye T, et al. Mortality burden due to long-term exposure to ambient PM_{2.5} above the new WHO air quality guideline based on 296 cities in China [J]. *Environment International*, 2022,166:107331.
- [7] 中华人民共和国生态环境部. 2021 中国环境状况公报 [EB/OL] <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202205/P020220608338202870777.pdf>.
- [8] GB3095-2012 环境空气质量标准 [S].
- [9] Carvalho H. New WHO global air quality guidelines: more pressure on nations to reduce air pollution levels [J]. *Lancet Planet Health*, 2021,5(11):e760-e761. DOI: 10.1016/s2542-5196(21)00287-4.

- [10]Burki T. WHO introduces ambitious new air quality guidelines [J]. *Lancet*, 2021,398(10306):1117.
- [11]Amini H. WHO air quality guidelines need to be adopted [J]. *International Journal of Public Health*, 2021,66:1604483.
- [12]Xue T, Geng G, Meng X, et al. New WHO global air quality guidelines help prevent premature deaths in China [J]. *National Science Review*, 2022,9(4):nwac055.
- [13]Wang Z, Tan Y, Guo M, et al. Prospect of China's ambient air quality standards [J]. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2023,123:255-269.
- [14]Yin H, Brauer M, Zhang J J, et al. Population ageing and deaths attributable to ambient PM(2·5) pollution: a global analysis of economic cost [J]. *Lancet Planet Health*, 2021,5(6):e356-e367.
- [15]上海市统计局. 上海市第七次全国人口普查主要数据公报 [EB/OL] <https://tjj.sh.gov.cn/tjgb/20210517/2d1d4f05a2cc42ea94f991c9f19e6d4f.html>.
- [16]上海市统计局. 2021 年上海市国民经济和社会发展统计公报[EB/OL] <https://tjj.sh.gov.cn/tjgb/20220314/e0dcefec098c47a8b345c996081b5c94.html>.
- [17]Burnett R, Chen H, Szyszkowicz M, et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of The United States of America*, 2018,115(38):9592-9597.
- [18]Hao Y, Zhao M, Lu Z N. What is the health cost of haze pollution? evidence from China [J]. *International Journal of Health Planning and Management*, 2019,34(4):1290-1303.
- [19]周璐,陈仁杰,阚海东.中国不适环境温度对人群死亡影响的疾病负担分析和健康经济学评价 [J]. *气象学报*, 2022,80(3):358-365.
- [20]Maji K J, Arora M, Dikshit A K. Burden of disease attributed to ambient PM2.5 and PM10 exposure in 190 cities in China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017,24(12):11559-11572.
- [21]Maji K J, Dikshit A K, Arora M, et al. Estimating premature mortality attributable to PM2.5 exposure and benefit of air pollution control policies in China for 2020 [J]. *Science of The Total Environment*, 2018,612:683-693.

- [22]Maji K J, Ye W-F, Arora M, et al. PM2.5-related health and economic loss assessment for 338 Chinese cities [J]. *Environment International*, 2018,121:392-403.
- [23]Wu R, Dai H, Geng Y, et al. Economic impacts from PM2.5 pollution-related health effects: A case study in Shanghai [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017,51(9):5035-5042.
- [24]Xie Y, Dai H, Zhang Y, et al. Comparison of health and economic impacts of PM2.5 and ozone pollution in China [J]. *Environment International*, 2019,130:104881.
- [25]Xie Y, Dai H, Dong H, et al. Economic impacts from PM2.5 pollution-related health effects in China: A provincial-level analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50(9):4836-4843.
- [26]Song C, He J, Wu L, et al. Health burden attributable to ambient PM2.5 in China [J]. *Environmental Pollution*, 2017,223:575-586.
- [27]Li S, Williams G, Guo Y. Health benefits from improved outdoor air quality and intervention in China [J]. *Environmental Pollution*, 2016,214:17-25.
- [28]Huang J, Pan X, Guo X, et al. Health impact of China's air pollution prevention and control action plan: An analysis of national air quality monitoring and mortality data [J]. *Lancet Planet Health*, 2018,2(7):e313-e323.
- [29]Xue T, Zhu T, Zheng Y, et al. Declines in mental health associated with air pollution and temperature variability in China [J]. *Nature Communications*, 2019,10(1):2165.
- [30]Lurmann F, Avol E, Gilliland F. Emissions reduction policies and recent trends in Southern California's ambient air quality [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2015,65(3):324-335.
- [31]Samuelson S, Zhu S, Kinnon MM, et al. An episodic assessment of vehicle emission regulations on saving lives in California [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021,55(1):547-552.
- [32]Meng YY, Su JG, Chen X, et al. Improvements in air quality and health outcomes among California medicaid enrollees due to Goods Movement Actions [J]. *Research Report (Health Effects Institute)*, 2021,(205):1-61.
- [33]Shi X, Zheng Y, Lei Y, et al. Air quality benefits of achieving carbon neutrality in China [J]. *Science of The Total Environment*, 2021,795:148784.

- [34] Tang R, Zhao J, Liu Y, et al. Air quality and health co-benefits of China's carbon dioxide emissions peaking before 2030 [J]. *Nature Communications*, 2022,13(1):1008.
- [35] Cheng J, Tong D, Zhang Q, et al. Pathways of China's PM(2.5) air quality 2015-2060 in the context of carbon neutrality [J]. *National Science Review*, 2021,8(12):nwab078.
- [36] Feng Y, Ning M, Xue W, et al. Developing China's roadmap for air quality improvement: A review on technology development and future prospects [J]. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2023,123:510-521.
- [37] Xue T, Zhu T, Zheng Y, et al. Change in the number of PM2.5-attributed deaths in China from 2000 to 2010: Comparison between estimations from census-based epidemiology and pre-established exposure-response functions [J]. *Environment International*, 2019,129:430-437.

第六章 专家访谈综述

为明确我国环境空气质量标准制修订过程中存在的问题，对标准制修订必要性、方法流程、浓度限值设定等内容达成共识，本项目邀请国内环境健康、基准研究及标准修订相关的专家进行访谈咨询。本项目采用书面形式访谈，共邀请 6 位专家进行访谈咨询，6 位专家返回的书面意见。

1. 访谈问题设置

访谈问题设置主要考虑两个方面：在全国层面，现有 PM_{2.5} 标准是否需要修订？在区域层面，上海市有必要设置地区标准吗？

访谈共包括 5 个问题，如下：

(1) 您认为目前《环境空气质量标准（GB3095-2012）》中针对 PM_{2.5} 的标准（年均值 35 μg/m³；日均值 75 μg/m³）有必要进一步收紧吗？

(2) 如果需要修订 PM_{2.5} 标准，从健康角度来看，根据我国目前的 PM_{2.5} 健康效应研究进展和水平，是否具备修订标准的条件呢？如果目前修订标准的条件尚不成熟，估计还需要满足什么条件才可以修订 PM_{2.5} 标准呢？“十四五”期间是否可以修订？

(3) 修订国家和地方 PM_{2.5} 标准，您觉得分别需要考虑和注意哪些方面的问题呢？

(4) 鉴于上海地区的经济发展需求、污染物水平、人口特征，您觉得是否有必要在上海设置较国家标准更为严格的 PM_{2.5} 区域标准呢？如果没必要，能否阐述一下理由呢？

(5) 如果有必要在上海设置 PM_{2.5} 区域标准，您觉得年均和日均标准分别设置为 25 μg/m³ 和 50 μg/m³ 合理吗？如果不合理，能否阐述一下理由？

2. 专家访谈总结

【问题 1】

您认为目前《环境空气质量标准（GB3095-2012）》中针对 PM_{2.5} 的标准（年均值 35 μg/m³；日均值 75 μg/m³）有必要进一步收紧吗？

有四位专家认为我国 PM_{2.5} 浓度限值有必要进一步收紧，专家认为“十三五”

期间城市 PM_{2.5} 浓度下降和空气质量优良天数提升的两个空气质量目标均超额完成，我国 337 个地级市中，空气质量达标城市数量从 2015 年的 99 个提升到 2020 年的 202 个。然而，对比欧盟、美国、日本等发达国家和地区的现行标准限值，我国 PM_{2.5} 浓度限值仍然较为宽松。因此，从保护人体健康角度考虑，应尽快开展加严 PM_{2.5} 标准限值的研究。我国宣布了 2030 年前实现“碳达峰”、2060 年前实现“碳中和”的目标，给我国空气质量的持续改善提供了巨大驱动力，PM_{2.5} 标准限值要与之相匹配，应为其留有余地。此外，专家还认为环境空气质量的制修订是推动空气质量改善的重要驱动力，过去十年中国空气质量改善的成功经验充分表明了一个科学合理的空气质量目标的重要性。

然而，有两位专家认为目前修订 PM_{2.5} 浓度限值的时机尚未成熟。虽然全国层面 2021 年 PM_{2.5} 浓度已经达到 GB3095-2012 二级标准，但是从全国达标城市比例，特别是重点区域以及省会城市和计划单列市的达标城市比例来看，PM_{2.5} 达到 GB3095-2012 二级标准的城市比例为 46.2%~64%，与 90% 城市达标的目标仍有一定差距。此外，专家认为这个问题应该从多个角度来看待：1) 从当前环境质量的观感及舆情来看，目前的空气质量已达到公众满意度，暂时不需收严；2) 从地方环境管理者的角度来看，长江以南地区，颗粒物达标已不成问题，颗粒物标准加严与否并不是很重要，而对于北方地区包括成渝等地，目前 PM_{2.5} 能否达标仍存在困难，所以肯定是不希望加严；3) 从环境健康的角度来看，PM_{2.5} 标准限值肯定是越严越好。综合考虑这些问题，专家认为 PM_{2.5} 修订的时机尚未成熟。

【问题 2】

如果需要修订 PM_{2.5} 标准，从健康角度来看，根据我国目前的 PM_{2.5} 健康效应研究进展和水平，是否具备修订标准的条件呢？如果目前修订标准的条件尚不成熟，估计还需要满足什么条件才可以修订 PM_{2.5} 标准呢？“十四五”期间是否可以修订？

有两位专家认为从健康角度，考虑我国目前的 PM_{2.5} 健康效应研究进展和水平，已具备了修订标准的条件。有三位专家认为我国目前的 PM_{2.5} 健康效应研究进展和水平初步具备修订标准的条件，但仍有必要在“十四五”期间继续深化相关研究。有一位专家认为我国空气质量基准的研究尚处于起步阶段，迄今仍未形成一套基于我国本土、具有完整科学理论和足量实测数据支持的 PM_{2.5} 空气质量基准文件，因此目前尚不具备修订标准的条件。

专家认为，后期仍需要：① 将设定的标准值进行大量的经济核算，讨论国计民生可承受的能力；② 开展标准修订的预研究，比如更详实、可靠、覆盖面

更广的 $PM_{2.5}$ 对健康影响的基础实验数据；③ 再补充收集和整理一些最新的研究证据，通过合作研究与学术交流等多种形式，形成更广泛的科学共识；④ 结合我国独特的环境、地域、人群特征，运用大气污染物环境健康基准技术框架，形成我国基于健康的颗粒物长期和短期指导值及分阶段目标。

针对修订进程问题，仅三位专家做出正面回复。其中，两位专家认为“十五五”期间启动国家空气质量标准 $PM_{2.5}$ 限值修订工作较为合理；一位专家认为标准修订需要考虑的不仅仅是健康影响，还要综合考虑经济社会发展、技术和管理等多方面因素，因此修订过程会历时较长，比较乐观的估计是在“十五五”期间完成修订。

【问题 3】

修订国家和地方 $PM_{2.5}$ 标准，您觉得分别需要考虑和注意哪些方面的问题呢？

针对国家标准，专家认为应考虑和注意以下这些问题：① 全国不同区域在经济社会发展和生态环境保护方面存在差距，应兼顾全社会的综合效益；② 考虑新修订标准可达性问题，以“稍微跳一跳能够着”为原则，不能将标准制定的过严；③ 考虑新修订标准对中国经济社会发展水平与“美丽中国”建设目标的影响；④ 统筹“碳达峰碳中和”与空气质量全面改善目标；⑤ 考虑后疫情时代经济复苏和污染排放的不确定性；⑥ 考虑新修订标准带来的健康收益及其人群差异；⑦ 应参考我国及国际上最新的基准研究成果，与国际接轨，制定符合我国的国家标准；⑧ 标准修订后的限值不应低于我国环境空气中 $PM_{2.5}$ 的背景值；⑨ 不能仅仅关注 $PM_{2.5}$ 浓度，还需考虑我国目前大气污染特征的转变；⑩ 城市不同功能区标准差异、室内和室外空气质量标准之间的衔接、准修订前后的过渡和衔接、 $PM_{2.5}$ 年均值、日均值以及小时实况评价值之间的关系等问题。

针对地方标准，专家认为 $PM_{2.5}$ 地方标准则可以根据当地经济社会的发展、污染水平，自然条件需要，制定比国家标准更科学合理、从严实施的地方标准，并做到与有关标准之间的相互协调配套。在制定地方标准时，可以考虑在空气质量较好和发达地区，如珠三角、长三角率先开始试点，可以适当激进。同时，专家也提到，制定地方 $PM_{2.5}$ 标准时要注意更严格的地方 $PM_{2.5}$ 标准是否会带来空气质量评价与其他地区无法直接比较的问题，如何做好公众解读。

【问题 4】

鉴于上海地区的经济发展需求、污染物水平、人口特征，您觉得是否有必要在上海设置较国家标准更为严格的 PM_{2.5} 区域标准呢？如果没必要，能否阐述一下理由呢？

有四位专家认为有必要在上海设置较国家标准更为严格的 PM_{2.5} 地区标准。《中华人民共和国大气污染防治法》第八条规定，国务院生态环境主管部门或者省、自治区、直辖市人民政府制定大气环境质量标准，应当以保障公众健康和保护生态环境为宗旨，与经济社会发展相适应，做到科学合理。上海是我国最大的经济中心城市，GDP 约占全国 3.8%，一直位居中国城市之首，常住人口接近 2500 万人。根据 2021 年上海市生态环境状况公报，环境空气质量六项指标年均浓度连续两年全面达标；上海全市 PM_{2.5} 年均浓度为 27 μg/m³，达到《环境空气质量标准（GB 3095-2012）》二级标准，且连续五年总体呈下降趋势；上海市环境空气质量指数（AQI）优良天数为 335 天，AQI 优良率为 91.8%，无重度及以上污染天数。鉴于上海市地区的经济发展水平、人口特征以及空气质量状况，有必要设置较国家空气质量标准更为严格的 PM_{2.5} 地方标准，进一步保护和改善生活环境、生态环境，保障人体健康，也是落实《大气污染防治法》的重要举措。

有一位专家认为有必要但不可行，可以设置推荐标准。主要原因是，大气污染的区域性特征越来越强，上海城市地域空间小、上游污染传输影响大、本市空气质量尚未脱离对气象条件的敏感区。但是，可以考虑在上海各行业推行更严的污染源排放相关标准，与高质量发展目标相匹配。

还有一位专家认为标准层面建议全国统一，以保证权威性和统一性，但对上海可以从目标考核方面尽可能从严要求。制定更高的空气质量标准，最根本的出发点是依托环境空气质量标准，保护公共健康。基于此考虑，标准的制定需考虑全国统一，确保每个人都能享受有利于健康的环境空气质量，减少健康不平等，也能更好地保证标准的权威性和统一性。但考虑到全国各地域的经济程度、污染排放控制技术水平以及地理条件等差异，新标准的实行还需要分步实施。可参考 GB3095-2012 标准的实施方案，分区域按不同时间节点推进实施。

【问题 5】

如果有必要在上海设置 PM_{2.5} 区域标准，您觉得年均和日均标准分别设置为 25 μg/m³ 和 50 μg/m³ 合理吗？如果不合理，能否阐述一下理由？

有五位专家认为上海地区 PM_{2.5} 年均和日均标准分别设置为 25 μg/m³ 和 50 μg/m³，总体判断基本在合理的限值范围内。其中，有一位专家建议上海也可以考虑 PM_{2.5} 年均浓度限值修订选择 20 μg/m³（日均浓度限值 50 μg/m³），或者更有挑战性的 15 μg/m³（日均浓度限值 35 μg/m³）。

还有一位专家建议标准全国统一，上海设立严格的考核指标要求。2022 年对于上海来说是一个非常特殊的年份，各项污染物排放强度均为历史新低，相应 PM_{2.5} 浓度也是近年来最低值。但总得来说，25 μg/m³ 的年均浓度对于上海来说，仍存在一定挑战。由于我国 PM_{2.5} 的高污染季是冬季，如在全国各地均实行此标准（年均值 25 μg/m³），上风向地区浓度的大幅降低也必将有利于上海市 PM_{2.5} 浓度的降低，因此对于上海来说应该是一个可达的目标值。

阶段性研究成果小结

1. 主要研究结论/成果

1) 近年来,我国的大气污染形势发生了新的变化,为适应新时期环境空气质量质量管理需求,提升大气污染防治科学化、精准化水平,统筹环境保护与经济发展,有必要对我国现行的环境空气质量标准进行修订。但经过专家咨询,认为我国目前修订环境空气质量标准的时机尚不完全程度。

2) 本项目综合国内外的环境空气质量修订流程和方法,提出了适合我国国情的环境空气质量标准制修订方法和流程建议。

3) 经过专家咨询,认为有必要在上海设置较国家标准更为严格的 PM_{2.5} 地区标准或考核指标,以促进经济增长模式、产业结构和技术的转型与升级,推动清洁能源使用和绿色经济发展。本项目建议上海地区 PM_{2.5} 年平均浓度限值和日平均浓度限值分别设置为 25 μg/m³ 和 50 μg/m³。

2. 研究创新点

- 以本土化的研究证据收集为特色,纳入我国多重点地区的研究证据,形成我国本土大气污染研究证据科学评估数据库,充分考虑了我国的大气污染现状和趋势。
- 综合国内外的环境空气质量修订流程和方法,相比 WHO 和欧美发达国家的工作流程具有一定的创新性。
- 以我国上海地区为范例,探索上海地区 PM_{2.5} 污染物标准的控制参考建议值。

免责声明

- 若无特别声明，报告中陈述的观点仅代表作者个人意见，不代表能源基金会的观点。能源基金会不保证本报告中信息及数据的准确性，不对任何人使用本报告引起的后果承担责任。
- 凡提及某些公司、产品及服务时，并不意味着它们已为能源基金会所认可或推荐，或优于未提及的其他类似公司、产品及服务。

Disclaimer

- Unless otherwise specified, the views expressed in this report are those of the authors and do not necessarily represent the views of Energy Foundation China. Energy Foundation China does not guarantee the accuracy of the information and data included in this report and will not be responsible for any liabilities resulting from or related to using this report by any third party.
- The mention of specific companies, products and services does not imply that they are endorsed or recommended by Energy Foundation China in preference to others of a similar nature that are not mentioned.