



赵曼仪,王科. 减污降碳协同效应综合评估的研究综述与展望[J]. 中国人口·资源与环境, 2024, 34(2): 58-69. [ZHAO M Y, WANG K. Comprehensive evaluations of the synergistic effects of carbon emission reduction and air pollution control: a literature review[J]. China population, resources and environment, 2024, 34(2): 58-69.]

# 减污降碳协同效应综合评估的研究综述与展望

赵曼仪<sup>1</sup>, 王 科<sup>1,2</sup>

(1. 北京理工大学经济与管理学院, 北京 100081; 2. 北京理工大学能源与环境政策研究中心, 北京 100081)

**摘要** 温室气体与大气污染物减排是环境和气候治理的重要任务,推进减污降碳协同增效是促进经济社会发展全面绿色转型的重要抓手,可以助力美丽中国建设和“双碳”目标实现。该研究系统梳理了减污降碳协同效应的概念、类别及量化评估方法,详细比较了自顶向下、自底向上、混合协同效应综合评估模型的特点和适用情况,分析总结了协同效应在各国单一目标和协同控制政策中的应用,以期为中国减污降碳协同增效政策发挥协同治理效果提供经验指导。从技术视角结合污染物与温室气体的直接和间接联系,剖析了协同效应产生的根源;从行业视角探索电力、工业、交通等重点行业助力减污降碳目标的发力点;从管理科学的视角总结了协同效应综合评估中四个关键科学问题,并提出后续的突破方向。综合评估流程的规范化和各评估环节中的多学科交叉体现了综合评估的复杂性,需要剖析温室气体与污染物的产生和传播过程及二者之间的直接和间接联系、温室气体与污染物的健康影响机理等;综合评估中时间、空间和评估对象选择的多样性导致结果的不确定性,需要依托逐渐成熟的大数据收集存储技术,加强协同控制对排放水平、健康水平、减排成本、农业和生态系统影响的定量刻画。增强协同效应评估的可比性有利于不同结果的相互佐证和对比分析,需要合理计算协同控制在不同维度的综合收益;国家、区域、城市层面评估的侧重点差异较大,需要明晰减污降碳治理体系并加强评估的层次性,以促进各级管理部门更科学地开展减污降碳协同增效的政策实践。

**关键词** 协同效应;减污降碳;综合评估;研究综述

中图分类号 X22;X511 文献标志码 A 文章编号 1002-2104(2024)02-0058-12 DOI:10.12062/cpre.20231006

气候变化与大气污染是当今世界面临的两大环境挑战,1750年以来CO<sub>2</sub>浓度不断上升,2021年CO<sub>2</sub>质量浓度达到0.805 μg/m<sup>3</sup>(估算值),2001—2020年的全球表面温度较1850—1990年上升了0.99℃<sup>[1]</sup>。2019年超过90%人口的生活环境细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)质量浓度高于世卫标准10 μg/m<sup>3</sup>。2005—2018年,一些新兴经济体的SO<sub>2</sub>排放显著上升或持续处于排放高位,如印度、俄罗斯。空气污染成为全球第四大早逝风险因素<sup>[2]</sup>。对此,许多国际机构和国家不断推进减污与降碳的生态环境保护目标,如联合国将气候行动和城市PM<sub>2.5</sub>浓度控制均列入了可持续发展目标,美国、欧盟、中国和日本等通过立法、设立排污权和碳排放权、规定行业排放标准等方式控制温室气体与污染物的排放。

由于温室气体与污染物的紧密联系,孤立地考虑减污与降碳的解决方案会导致环境治理的成本收益评估存

在偏差,引起政策措施设计不当而造成的高碳锁定效应和施政过度而产生的效果重叠等问题<sup>[3]</sup>。深入开展减污降碳协同效应综合评估是构建统一的协同政策框架的前提,也是实现《巴黎协定》全球温控长期目标的重要基础,对于助力实现可持续发展目标以及碳达峰和碳中和目标都具有重要意义。

目前,学界逐渐重视以协同效应综合评估为主题的研究,但由于评估流程和关键因素复杂、评估指标多样化等<sup>[4-6]</sup>,评估过程仍具有复杂性和不确定性,评估结果缺乏可比性和层次性,因而协同效应综合评估理论还需要不断丰富和完善。政策实践方面,部分国家和地区重视对减污降碳的协同治理,例如欧盟的《污染防治综合指令》和《工业污染排放指令》设定受监管的污染物包括传统污染物和CO<sub>2</sub>等,美国推行移动源战略(Mobile Source Strategy)对减污降碳进行统筹规划,英国在国家能源和气

收稿日期:2023-03-22 修回日期:2023-11-08

作者简介:赵曼仪,博士生,主要研究方向为环境经济学。E-mail: yile70345@foxmail.com。

通信作者:王科,教授,主要研究方向为能源与环境系统工程。E-mail: wangkebit@bit.edu.cn。

基金项目:国家社会科学基金项目“协同推进降碳减污扩绿增长的机制创新和政策优化研究”(批准号:23ZDA107);国家自然科学基金项目“减污降碳协同效应综合评估建模理论方法与应用研究”(批准号:72271026),“碳减排技术内生建模方法及技术体系优化”(批准号:72293591)。



候计划中考虑了协同效应的测算。整体而言,协同效应评估的政策实践还处于起步阶段,需要从战略规划、政策法规、制度体系等方面推进协同效应在实践中的应用,促进协同控制政策落地。

## 1 减污降碳协同效应的界定与分类

目前,学界对于协同效应尚未有统一的界定,多个机构在其报告中对其进行了定义:联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)第3次报告中提及的协同效应指温室气体减排带来的其他收益<sup>[7]</sup>,包括发展和公平的改善等;IPCC第5次报告将正向附加影响定义为协同效益,负向附加影响定义为副作用(Adverse Side-effect)<sup>[8]</sup>;国际能源署、美国环保署以及欧盟环境局均从减污降碳相互作用的角度对协同效应进行了定义<sup>[9-11]</sup>。概括而言,协同效应指一项政策带来的、除该政策目标本身的其他收益,如促进其他政策目标的实现。本研究分析减污降碳的协同收益,降碳涉及京都议定书中规定控制的6种温室气体,以及影响热辐射的短寿命气候污染物(SLCPs)和气溶胶,减污包括PM<sub>2.5</sub>、氮氧化物(NO<sub>x</sub>)等。根据协同效应的作用方向不同,可以将其分为大气污染治理协同温室气体减排和温室气体减排协同大气污染治理;根据减排措施增加或降低了污染物或温室气体排放,可以将其分为正协同效应和负协同效应。

### 1.1 温室气体减排协同大气污染治理

由于受折现率影响导致结果有较大的不确定性<sup>[12]</sup>,很多降碳政策不具有吸引力,但考虑了短期内降碳协同减污的收益后,成本中的一部分甚至全部可以被抵消,学界将能够完全抵消成本的政策称为无后悔政策。很多研究分析了降碳对减污的协同作用,尤其是减排CO<sub>2</sub>对于污染物排放的影响,包括PM<sub>2.5</sub><sup>[13-15]</sup>、臭氧<sup>[13]</sup>、NO<sub>x</sub><sup>[16]</sup>、SO<sub>2</sub><sup>[17-18]</sup>等。降碳对不同的污染物减排的影响存在较大的差别,综合来看,NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>的减排是温室气体减排最重要的协同成果之一<sup>[6]</sup>。

降碳对减污产生协同作用的原因包括以下两点:

①温室气体与污染物存在直接关系,两者均来自化石燃料的燃烧;②温室气体与污染物存在间接关系,温室气体排放造成的气温升高可通过影响物理、化学和生物过程而对大气污染物产生影响。

直接联系主要包括以下几个方面:首先,部分温室气体与污染物通过化学反应相联系,如甲烷是臭氧的前体物,甲烷的减排会降低臭氧的生成速度<sup>[19]</sup>;其次,温室气体与污染物具有同根同源性,这一点在后文进行介绍,基于此可以通过降低温室气体以达到降低污染物的效果;最后,部分SLCPs会同时加剧温室效应与大气污染,包括

黑碳(BC)和对流层臭氧。在发展中经济体,减排SLCPs具有紧迫性和成本优势。首先,SLCPs增温潜势高于CO<sub>2</sub>,其造成的全球增温潜势约占当前净气候强迫的40%,减排SLCPs会在短期内带来较大的气候收益<sup>[20]</sup>;其次,仅以CO<sub>2</sub>为减排对象的措施成本较高,而以多种温室气体为减排对象的措施成本较低<sup>[21]</sup>。

间接联系较为复杂,以臭氧和PM<sub>2.5</sub>为例:物理过程方面,降水对PM<sub>2.5</sub>具有清除作用<sup>[22]</sup>;生物过程方面,气候变暖会增加生物排放的挥发性有机物(VOC),可能会加重PM<sub>2.5</sub>和臭氧污染<sup>[23]</sup>;化学过程方面,在光照辐射以及高温的共同作用下,VOC以及汽车尾气形成的NO<sub>x</sub>会催化产生臭氧。

协同效应研究对直接联系的考虑体现在各类减排措施的应用,如原(燃)料替代、能效提升和结构调整等。分析间接联系需要全面了解气象条件对污染物影响的机理,并应用气候模型模拟复杂的气象状况,因此考虑间接联系的文献较少。

### 1.2 大气污染治理协同温室气体减排

研究温室气体减排协同大气污染治理有利于降碳政策的推进,而分析大气污染治理协同温室气体减排可以更全面地评估减污政策的成本与效益。发展中国家大多面临着更为紧迫的污染治理问题,对这些国家而言,研究减污对降碳的协同效应具有更显著的现实意义<sup>[17]</sup>。相较于降碳协同减污的研究,讨论减污协同降碳的文章相对较少<sup>[24]</sup>,多数认为减污可以对降碳产生正向影响。

大气污染物可以通过化学反应生成气溶胶(如硫酸盐气溶胶)或直接以气溶胶的形式存在(如BC),进而对气候变化产生重要影响。IPCC第4次评估报告指出,气候变化与空气污染问题是通过大气气溶胶紧密耦合在一起的<sup>[25]</sup>。综合来看,除BC外,以硫酸盐为代表的气溶胶具有制冷效应。气溶胶作为PM<sub>2.5</sub>的组成成分,其计算的准确性对评估降碳协同PM<sub>2.5</sub>减排结果存在直接影响。其中,相对于一次气溶胶,二次气溶胶成分、产生机理和作用效果更加复杂,现有的协同效应研究对此分析并不成熟,需要结合大气环境模拟系统评估减污措施对二次气溶胶的影响。

### 1.3 减污降碳的正协同效应

正协同效应是指降碳和减污措施相互的促进作用,在政策制定中需要积极发挥正协同效应,其来源主要包括以下两个方面。

#### 1.3.1 能源转型调整

化石燃料燃烧是污染物与温室气体的主要源头<sup>[26]</sup>,污染物与温室气体的同根同源性决定了环境污染水平与



碳排放空间分布上具有高度一致性,经济发达、人口稠密、能源消费量大的区域往往环境质量较差、碳排放量大<sup>[27]</sup>,具有极大的协同效应潜力。通过提高能源效率、替换其他清洁能源、推动钢铁等高耗能行业产品再生和秸秆等废弃物的能源化利用等方式,可以达到减污与降碳的双重目标,实现正协同效应<sup>[28]</sup>。

### 1.3.2 需求侧治理

终端需求通过决定能源、交通等部门的体量和结构,对污染物和温室气体排放产生重要影响,也影响减污降碳的难度<sup>[29]</sup>。IPCC 在第 6 次报告中着重强调了需求侧治理的重要性<sup>[30]</sup>。需求侧治理从人的行为着眼,在保证居民高品质生活水平的前提下,实现减污降碳目标,主要措施包括重新设计服务系统并降低不必要的能源消耗、转移至高效的技术体系和服务系统、购买现行的高能效产品。三类措施中,规避和转移需求对于政策制定者和公众都是巨大的挑战,需要打破社会范式形成的心理障碍,而购买高能效产品更容易推行<sup>[31]</sup>。

目前协同效应研究对能源转型调整讨论比较丰富,而分析需求侧治理的相对有限,特别是规避和转移需求。将需求侧治理与供给侧治理结合起来,可以使交通、工业、建筑等面向终端用户的部门更好地发挥减排的协同效应。

### 1.4 减污降碳的负协同效应

负协同效应是指降碳和减污措施相互产生抑制作用。负协同是在政策制定中需要规避的问题,其来源主要包括以下三个方面。

#### 1.4.1 末端治理与碳捕集与封存技术(CCS)分别造成温室气体与污染物排放增加

末端治理技术虽然可以实现脱硫、脱硝和除尘的目的,但会耗费额外的能源,形成较高的碳足迹并产生其他污染物<sup>[32]</sup>。燃气 CCS 技术在降低 CO<sub>2</sub> 排放的同时,会实现 PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> 减排,但可能增加 NO<sub>x</sub>、氨气排放<sup>[33]</sup>。

#### 1.4.2 能源替代造成温室气体与污染物排放增加

虽然推进可再生能源可以取得正协同效应,但是并非所有的能源替代都可以产生类似的效果,不同的能源替代产生的协同效益大不相同。相比于汽油车,柴油车 CO<sub>2</sub> 排放量显著降低,但 PM<sub>2.5</sub> 和 NO<sub>x</sub> 排放因子却显著高于汽油车<sup>[34]</sup>。由于生物燃料源于植物和废弃物,植物在生长过程中会吸收 CO<sub>2</sub>,所以使用生物燃料代替化石燃料会降低 CO<sub>2</sub><sup>[35]</sup>,但可能会造成 NO<sub>x</sub> 排放增加,而新一代生物燃料有望实现 CO<sub>2</sub> 和污染物的协同减排<sup>[8]</sup>。

#### 1.4.3 气溶胶的热辐射作用

随着全球范围内污染治理政策的收紧,预计随着未来人为气溶胶的排放量减少,温室效应可能会由于失去气溶胶的制衡而加重,如果碳减排预案对此考虑并不充分,会

导致最终无法控制全球温升保持在目标范围以内。

由于末端治理与 CCS 在使用范围和数据获取性方面存在差异,协同效应评估中考虑污染物的末端治理居多,而对 CCS 的考虑较少。协同效应分析中,不同能源应用也不尽相同,化石燃料通常被纳入分析框架,而生物燃料受到的关注较少。

## 2 减污降碳协同效应的量化评估方法

在充分识别出协同效应来源的基础上,由于不同的政策目标具有的不同度量单位<sup>[8]</sup>,需要选择适当的测度方法计算协同效应。目前量化协同效应的方法主要包括以排放量的变化度量、以健康水平的提高度量、以减排成本的降低度量、以维修费用的降低度量、以农业收益与生态效益度量,这些方法均适用于减污政策的协同效应分析。而鉴于气候变化影响有长期性,降碳的协同效应分析一般采用以排放量的变化度量和以减排成本的降低度量的方式。

### 2.1 以排放水平或浓度的变化度量协同效应

以排放量变化度量协同效应是比较常见的指标。比较特定政策执行情景与基准情景下污染物、温室气体的排放量,若污染物、温室气体排放量均低于基准情景,则说明存在正协同效应<sup>[36]</sup>。也有研究计算污染物、温室气体的减排百分比,反映协同效应的大小<sup>[16,37]</sup>。部分研究采用污染物浓度和碳排放变化表示减污降碳水平<sup>[38]</sup>。相比于排放水平,采用浓度表征会导致结果受到污染物传播扩散的影响,在分析时需要将其也纳入考虑范围。

此外,有些研究采用其他测度指标。一是采用交叉弹性对协同效应进行度量,即污染物的变化百分比与温室气体变化百分比之比。交叉弹性越大,表明大气污染物与 CO<sub>2</sub> 减排的协同水平越高<sup>[17]</sup>。二是采用污染物与温室气体的变化量之积测度协同效应。该值为正说明污染物与温室气体存在正协同关系,反之为负协同关系<sup>[39]</sup>。三是采用热辐射反映温室气体减排程度。这种方式适用于减污政策的降碳协同效应研究,可以综合多种温室气体的减排情况<sup>[26]</sup>。

采用排放量或浓度变化度量可以避免货币化度量带来的不确定性,但会造成结果可比性较差,这是由于减污(或降碳)政策可以减排多种温室气体(或污染物),不同的研究分析的温室气体(或污染物)不一致且各种温室气体(或污染物)造成的全球增温潜势(或大气污染)不同,导致无法比较其协同效应的程度,减排百分比、交叉弹性也具有此类问题。虽然大多数研究都考虑了 PM<sub>2.5</sub> 的减排效果,但单一指标无法全面反映大气污染治理情况。对此,热辐射指标可以综合反映各类温室气体的减排情



况,部分研究也分别将多种污染物<sup>[36]</sup>或据其编制的综合指数纳入研究范围<sup>[40]</sup>。此外,变化量之积可以表示协同效应的方向,无法反映协同效应的强弱,不利于提高协同效应评价结果的可比性。

## 2.2 以健康水平的提高度量协同效应

空气污染会增加部分疾病的发病率与死亡率,包括呼吸系统、心血管疾病等,在温室气体减排的协同收益中,健康收益是最重要的收益形式<sup>[6]</sup>。具体来说,健康收益主要体现在如下方面:第一,空气质量改善导致患病可能性减少、防护支出和看病费用降低<sup>[41]</sup>,消费者得以在其他方面进行更多消费;第二,患病可能性的降低可以增加劳动者的工作时间<sup>[42]</sup>,在收入与时间呈正相关的情况下,劳动者的收入增加<sup>[14]</sup>;第三,对于生产者,工人健康状况改善能够降低生产单位产品所需的劳动力数量,从而节约成本<sup>[14]</sup>。

计算健康收益的一般流程为:首先,采用能源-环境-经济模型等计算温室气体减排政策下污染物的排放量,然后通过大气传播模型计算特定地区污染物的浓度,根据浓度-响应函数,计算该污染物暴露情况下健康水平,可以根据健康终点(Health Endpoint)细分为疾病发病率和死亡率<sup>[6]</sup>。测度健康影响的指标主要包括两类,第一类为健康期望寿命,用寿命表示健康状况,涵盖两种常见的估算指标:质量调整生命年和伤残调整生命年,前者将患者的寿命调整为完全健康的寿命,后者是指从发病到死亡损失的全部健康寿命年。第二类是货币化的度量指标,主要涵盖统计生命价值(VSL)和损害生命年价值(VOLY)两类指标,VOLY在VSL的基础上将生命价值折现到当期,估计值通常会低于VSL<sup>[43]</sup>。由于通常计算出的各种因素导致的死亡人数之和远超过真实的死亡人数,且VSL无法反映人的预期寿命,因此现有的研究更倾向于采用VOLY<sup>[44]</sup>。

健康收益的评估存在极大的不确定性,来源因素主要包括污染物浓度的预测、浓度-响应函数的确定和健康指标的设定,预测污染物浓度需要综合考虑温室气体与污染物的直接与间接联系,并采用高精度模拟系统;协同效应研究中浓度-响应函数参数受污染物和疾病影响,学界对同浓度污染物引起的发病率认识存在差异,因此提出了多种函数形式计算发病率与死亡率;健康指标的设定受地区经济发展水平、人口年龄、风险厌恶程度影响,在缺乏特定地区数据的情况下,需要根据其他地区的健康指标进行调整,因地制宜设定适合所研究地区的健康指标有助于降低结果的不确定性。

## 2.3 以减排成本、维修费用的降低及农业效益度量协同效应

减污(或降碳)对降碳(或减污)成本的影响可以反映

协同效果,主要包括两类指标:减排技术费用的变化<sup>[45-46]</sup>、政策执行情景与基准情景下福利的差值<sup>[47]</sup>。两类指标定义视角不同反映了成本界定的差异,前者反映了为减排而采取的物质保障,后者反映了减排对消费者福利的影响。

以维修费用的降低及农业效益度量协同效应的研究相对较少。 $\text{SO}_2$ 为主的污染物排放造成的酸雨是建筑材料腐蚀的主要原因,酸雨严重的地区需要支付高昂的建筑维护费用,温室气体减排措施通过协同减污节约了相应维修费用<sup>[48]</sup>,规避的维修费用可视为降低温室气体的协同效应。计算维修费用需要综合考虑的因素比较复杂,包括建筑物的材料类型和结构、地区污染水平、气象条件等多种因素<sup>[49]</sup>。

温室气体减排在农业与生态系统方面产生的收益较小<sup>[26]</sup>,通常小于健康收益的1%<sup>[50]</sup>。农业收益主要表现为农作物产量的提高, $\text{SO}_2$ 作为对农业危害较大的污染物,在协同效应分析中受到了广泛的关注<sup>[44,51]</sup>,此外,臭氧及其前体物也会降低植物的生长能力<sup>[52]</sup>。农业损失测算过程中,首先采用响应函数分析污染物对特定地区不同农作物产量的影响<sup>[26,42]</sup>。比较权威的是Extern E项目采用的响应函数,但主要适用于欧洲。

## 3 减污降碳协同效应评估的研究进展

根据政策目标的不同,可以将减污降碳政策分为单一目标政策和协同控制政策。单一目标政策以单独降碳或减污为主要目标,而协同控制政策也被称为协同治理政策,是为了达到一系列治理目标、基于多项评估指标选择的政策最佳组合,协同政策有助于保障整个治理体系中各个重要目标的一致性。大量研究将协同效应应用于单一目标政策与协同控制政策的制定过程,从全球、国家、行业等视角,分别评估两类政策的协同效应,进而比较两者的效果优劣。

### 3.1 单一目标政策的协同效应评估

现有研究分别从部门层面和经济整体层面定量地评估温室气体减排的协同效应。部门层面的讨论可以聚焦于温室气体排放较高的部门,结合部门特征制定具体的部门减排方案;而经济整体层面的讨论可以把握一个国家或地区的整体减排状况,有助于制定整体的温室气体减排政策。

#### 3.1.1 行业层面的协同效应分析

电力的高污染属性很大程度上来源于煤电的使用,而化石燃料发电是造成温室气体大量排放的原因。关于减污措施协同效应的研究,中国、印度和美国等煤电使用较多的国家是分析重点<sup>[53]</sup>。减污措施集中在产业结构调



整、能源清洁利用和末端治理等领域。产业结构调整方面,通过上大压小实现煤电的规模化经营<sup>[54]</sup>,实现直接碳减排,淘汰落后产能以关闭污染排放与能耗高于平均水平老旧机组可以带来间接碳减排<sup>[53]</sup>;能源清洁利用包括通过煤炭洗选、脱硫等前端防治措施去除硫、灰分等杂质,从而有效地减少SO<sub>2</sub>、烟尘排放<sup>[54]</sup>,但对CO<sub>2</sub>排放影响有限;脱硫脱硝除尘等超低排放改造措施对于SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>具有明显的减排作用,但会造成CO<sub>2</sub>排放的增加。而关于降碳措施协同效应的研究,主要聚焦于能源结构优化,推广风电、光电等可再生能源电力以代替化石燃料发电,可以产生减污的效果<sup>[55]</sup>,但缺点是需要较长的适应和升级周期<sup>[3]</sup>。

工业是国民经济发展的命脉,也是污染物和温室气体排放量较大的部门<sup>[56]</sup>,具有极大的协同效应潜力。现有研究对钢铁、水泥等工业部门减污与降碳措施的协同效应进行了分析,这些部门生产流程复杂性决定了减排措施的多样性。钢铁行业的减污措施包括燃料和原料替代、能效提升和末端减污等,除末端减污外,多数措施都可以达到降碳的效果。钢铁行业的降碳措施包括降低需求、禁止新增产能、结构调整等<sup>[57]</sup>。其中,降低需求是从需求端对钢铁生产进行控制,结构调整是通过废钢的回收利用减少能源和铁矿石原料的投入,可以产生明显的协同减污作用。水泥行业减污协同降碳的措施包括原料与燃料替代、能效提升与节能等,降碳协同减污的措施包括需求减量和结构调整等<sup>[58]</sup>。设计具体的协同减排路径需要结合经济发展情况、产业特点和发展水平等综合考量,已经完成工业化过程的发达国家更适合降低需求的控制策略,而发展中国家的工业产品需求在持续增长,适合采取燃料或原料替代、能效提升等减排政策<sup>[8]</sup>。此外,生产环节减排潜力与生产力密切相关,不同环节的减排潜力存在极大差别<sup>[59]</sup>。

道路交通作为交通行业中温室气体与污染物排放的主要源头,是交通部门协同效应分析的重点领域<sup>[60]</sup>。由于面向最终消费者,交通行业存在移动排放源多、管控过程比较复杂的特点,许多研究分析了税收、信息披露等措施通过改变居民的出行和消费方式等,达到协同降碳(或减污)的效果<sup>[61]</sup>。此外,燃料转换、能效提高等治理方式不能保证产生积极的协同减排效果,电气化会将交通部门的部分排放转移到电力生产部门,可能加重某些区域的大气污染。电气化能否降低温室气体与污染物排放取决于技术发展,能效提高带来的交通成本降低会产生能源消费的回弹效应,因此需要同时进行征税或收费<sup>[62]</sup>,以保证协同减排效果。

### 3.1.2 经济整体的协同效应分析

经济整体层面上,许多研究认为降碳措施产生的减污效果可以在很大程度上弥补降碳政策的成本<sup>[4]</sup>。相比于特定行业的减排措施,针对经济整体的宽松减排措施能够产生更高的协同收益<sup>[15]</sup>。

减污和降碳措施取得的协同效应受政策类型、政策强度和治理地区等因素的影响。命令控制型规制一般可以取得协同效应,而以碳排放权交易、排污权交易为代表的市场激励型规制的协同效应受交易量和交易价格的影响<sup>[18,62-63]</sup>。价格较低的情况下,交易很难发挥减排作用,而加入国际碳市场有可能会使本国企业消极推进碳减排和污染物减排,对健康水平造成不利影响<sup>[16]</sup>。

政策强度是影响协同效应的重要因素,对于各类污染物协同减排的效果随着温室气体减排力度增加而提高<sup>[4]</sup>。但减排力度过高时,协同收益的增加仅能抵消小部分成本。地区差异是协同效应研究关注的重点,通常情况下,发展中国家减污与降碳政策的协同效应均高于发达国家<sup>[17,64]</sup>,因为发展中国家的经济发展更倾向于依赖大量的能源消耗。

### 3.2 协同控制政策的协同效应评估

协同控制的基础之一是协同效应,包括正协同作用和负协同作用两种。在评估政策影响时,如果忽略正协同作用,会导致政策收益估计偏低;如果忽略负协同作用,会导致政策实施时对其他政策目标产生负向冲击,所以将具有相关性的政策目标结合起来有助于更加科学地制定政策组合。温室气体与污染物的协同控制有利于避免为进行大气治理,采取不利于碳减排的短视措施<sup>[65]</sup>。政策制定时,对不同的污染物或温室气体的治理力度会存在差异<sup>[8]</sup>,因而政策目标函数应对多个污染物或温室气体的目标赋予不同的权重,权重的设定需要结合政治环境,保证其具备客观性<sup>[66]</sup>。

关于减污降碳协同控制的研究,根据研究目的不同,可以分为两类:一类研究比较协同控制政策与单一目标政策的效果,力图证实协同效应的存在,为协同政策的实施奠定理论基础;另一类研究假定存在协同效应,比较不同类型协同政策的效果,为决策制定者在规划和优选协同政策时提供参考。目前,关于两类问题的研究都比较丰富。

比较协同控制政策与单一目标政策的研究大多认为前者的效果优于后者,这类研究的证明方式可以分为两种:第一种在既定的减污、降碳目标条件下,计算单独实施减污、降碳政策带来的收益之和,与减污降碳协同政策的收益进行比较<sup>[37]</sup>;另一种是在减排成本一定的情况下,比较协同治理与仅实施减污(或降碳)措施收益<sup>[51]</sup>。也



有研究认为协同治理不是最优的政策方案,例如如果在研究多污染治理问题时假定多污染物存在化学反应并生成新的污染物,并且这些污染物的影响是即期的,则会得到单一污染治理是最优方案的结论<sup>[67]</sup>。

比较和优选不同类型协同政策的研究,一般将协同控制政策分为命令型和市场型政策,这些政策通过促进节能减排技术创新、提高企业和居民的环保意识等,达到协同减排的目的。最优政策评估结果的影响因素众多。首先,污染物与温室气体间的关系决定最优的政策组合。如果为互补关系,对两者分别采用税收和配额措施效果更好;如果为替代关系,采用税收或配额为主的减排措施更为理想<sup>[68]</sup>。其次,一些情况下需要考虑多部门、多区域的协同治理。例如,特大型城市与周围城市经济活动、交通往来紧密,污染物存在城际间的扩散,中央和地方的多层级治理需要各级主管部门的协调配合,这些情况下统筹考虑多个城市、多级政府的协同治理有利于制定有效的方案<sup>[69]</sup>。再次,折现率的设定在很大程度上影响减污与降碳收益的评估。大气污染的短期性和地区性与气候变化的长期性与全球性之间存在不一致,设定时需要权衡减碳和减污的重要性以实现代际公平。折现率较高会提升短寿命气候污染物与大气污染物减排的相对重要性,当代人的福利将受到更多关注;而折现率较低会导致政策导向更偏向于长期温室气体减排,提高后代的福利水平<sup>[70]</sup>。最后,不同政策的成本和收益、效果重叠程度等因素也会影响最优政策的制定<sup>[24]</sup>。

### 3.3 协同效应的模拟及评估模型

分析协同效应的模型可以分为事前模拟模型和事后评估模型。针对事前模拟的文献多是基于完全信息的假设对协同效应进行评估,应用的模型可以分为能源-环境-经济(3E)模型和非3E模型:3E模型实现了社会发展系统中能源、经济、环境三个子系统之间综合平衡与协调发展,考虑了各子系统之间交互作用<sup>[71]</sup>;非3E模型既包括二元模型——以能源-经济、经济-环境二元系统为对象的模型,也包括分别以单一的能源、经济、环境为研究对象的模型<sup>[72]</sup>。非3E模型计算和分析相对简单,可用于协同控制政策与单一目标政策的比较和协同政策的设计,但由于考虑的因素有限,无法计算协同收益;而3E模型考虑的因素更多,更加适用于协同效应的综合评估。减污降碳协同效应评估领域的3E模型可以分为自顶向下模型、自底向上模型和混合模型。

自顶向下的模型可以模拟减污或降碳措施对经济协同的影响<sup>[69]</sup>。在协同效应分析中应用最广的自顶向下模型是CGE模型,包括AIM/CGE<sup>[46]</sup>、WorldScan<sup>[47]</sup>、EPPA5<sup>[17]</sup>等。在模型结构方面,AIM结构相对比较复杂,它将人

口、经济状况内生,避免了主观设定对协同效应评估结果的影响;在分析对象方面,AIM/CGE可以计算出污染物和温室气体的排放量和浓度,但EPPA5、WorldScan仅涉及温室气体,需要进行扩展以用于协同效应评估。除应用CGE框架外,少数协同效应研究还采用数量经济分析模型<sup>[70]</sup>。这类方法简化了复杂的排放过程,结构简单便于计算分析。

自底向上的模型包括核算和优化模型。两者相比,核算模型种类相对较少、应用范围相对较窄,典型的为LEAP模型<sup>[69]</sup>。LEAP模型一般用于计算碳排放,有研究通过纳入污染物排放因子将LEAP模型扩展为可以核算污染物与温室气体协同效应的模型<sup>[69]</sup>。优化模型种类丰富,不同的模型对协同减排技术侧重点不同:RAINS集中于空气污染治理技术,GAINS模型刻画了末端治理技术的减污和降碳效果,MARKAL、MESSAGE模型侧重于描述能源资源的开采、进口、转化、运输和分配的过程<sup>[73]</sup>。并且,MESSAGE在MARKAL的基础上,增加了两个影响温室气体排放的部门——农业和森林,MERGE模型关注于减排措施对气候变化危害的影响<sup>[74]</sup>。将不同类型的优化模型结合,如MESSAGE和GAINS的组合<sup>[75]</sup>,从而更全面地反映减排政策对各类技术的影响。

混合模型是将自顶向下和自底向上模型结合起来的综合集成模型。根据构建方式不同,混合模型可以分为软连接和硬连接模型。软连接模型在协同效应分析中十分普遍,它便于操作、结构清晰,如将AIM/CGE计算得到的能源消耗输入GAINS分析减排技术的应用<sup>[46]</sup>,将MACRO的宏观框架与MARKAL结合用于同时评估降碳与减污的效果<sup>[76]</sup>。不同于软连接模型,硬连接模型由于只有一套输入输出,计算效率更高,协同效应分析中常用的有IMAGE<sup>[37]</sup>和MERGE<sup>[45]</sup>等。

另一类以准自然实验为代表的政策评估方法在事后的协同效应评估中十分常见,典型模型是双向固定效应模型<sup>[40]</sup>、双重差分模型<sup>[62]</sup>等。被解释变量通常选择污染物(或CO<sub>2</sub>)排放量<sup>[77]</sup>、减排水平<sup>[78]</sup>、浓度<sup>[78]</sup>等,或基于这些指标构建同时反映污染和碳排放的综合指标<sup>[38]</sup>。解释变量包括反映政策是否发生的哑变量<sup>[62]</sup>,或体现政策执行强度的连续变量<sup>[77,79]</sup>。考虑到污染的扩散性,有的学者进一步考虑政策实施对邻近地区减污降碳的影响<sup>[62]</sup>。简约模型在减污降碳效果的事后评估中应用广泛,而与此相对,复杂结构模型主要应用于事前减排效果的模拟。究其本质,简约式不把整个政策影响过程写进计量模型,通常只验证政策的减排效果及个别环节的影响机制,重点在于通过设计实验从数据中挖掘因果关系的数量特征;而复杂结构模型基于经济理论模型构建的,更加复杂的模型结构会



导致参数估计没有简约模型准确,但可以分析除政策指标、污染物和碳排放指标外其他经济、环境、能源变量的变化情况,也可以分析反事实情景。

#### 4 减污降碳协同增效的政策实践

从工业化程度较高、减污降碳政策实践经验较为丰富的欧美国家来看,治理过程大致可以分为两个阶段。第一阶段以大气污染减排为主要特征。针对一系列大规模污染事件,各国开始通过建立科学的法律体系改善环境质量,标志性的法案包括英国的《清洁空气法案》、美国的《空气污染控制法》等。但当时的措施主要着眼于短期的生命健康效益,因此多以末端治理为指导思想。伴随着碳排放持续增加的环境问题逐渐凸显和大气污染防治的环境目标已取得阶段性成效,对进口化石燃料过度依赖导致发达国家面临能源安全威胁,多次石油危机引发经济增长放缓,因此欧美进入以碳排放治理为主要目标的第二阶段,新的政策亦以能源结构调整、生产消费方式转型为减排手段,谋求协同效益、保障能源安全。这一时期,欧盟理事会于2007年通过的《气候行动和可再生能源一揽子计划》中规定了2020年欧盟国家温室气体减排量、可再生能源占比等目标,并将空气质量方面的协同效应纳入分析框架。2008年英国通过的气候变化法案确定了中长期减排目标,同时将温室气体治理对空气质量的影响纳入行动方案中。2015年美国的《清洁能源计划》设定

了全美范围发电厂碳排放标准,并量化了 $\text{SO}_2$ 和 $\text{NO}_x$ 减排效果。当前协同控制策略也逐渐被纳入支撑政府决策的分析模型与信息系统中。欧洲环境信息与观察网络收集欧洲地区大气污染与温室气体排放的数据,国际应用系统分析研究所将用于评估大气污染防治影响的RAINS模型调整为可以评估减污降碳协同防治的GAINS模型,为欧盟制定气候政策和大气污染物治理政策提供参考。

相较于发达国家基本解决环境污染问题后转入强化碳排放控制阶段不同,当前实现中国生态环境根本好转的任务仍然紧迫,政策演变过程如图1所示。中共十八大以来中国陆续颁布了《大气污染防治行动计划》《打赢蓝天保卫战三年行动计划》等措施并取得巨大成果,但目前重点地区、重点领域的空气污染问题仍然突出,如2022年北京、河北 $\text{PM}_{2.5}$ 年平均质量浓度分别达 $30$ 、 $37\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,相比2013年下降近六成,但相较于世卫组织 $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的指导值标准还仍需继续改善。考虑到全球变暖的大背景以及自1993年以来不断上升的原油对外依存度,我国为了履行大国担当、保障能源安全、布局新能源产业、提高经济发展水平,将环境治理的目标从“能源双控”转为“碳排放双控”,以支持新能源行业的发展,实现长期协同效益。

2016年中国修订《大气污染防治法》,增设“大气污染物与温室气体实施协同控制”的原则性条款,为实施大气污染物和温室气体协同控制提供法治基础。2020年中国提出了碳达峰目标与碳中和愿景,“双碳”行动为协同治

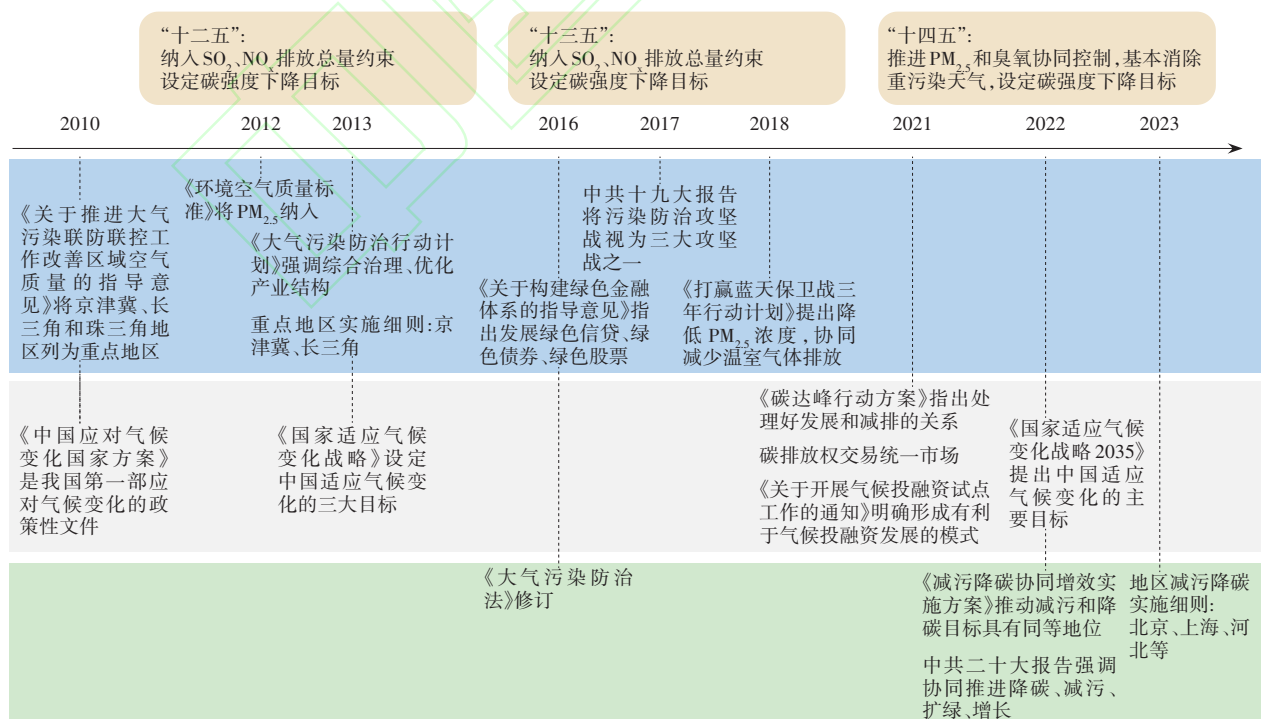


图1 中国政策演变过程



理提供了新的契机。《2030年前碳达峰行动方案》中指出通过推进产业结构深度调整、清洁低碳能源体系构建、低碳高效交通运输体系建设等方面,加大温室气体控制带来的环境边际效益。已有研究表明,碳达峰发挥了减污降碳协同增效的多赢共治效果,并且增强了区域发展公平性。2022年面对实现生态环境根本好转和碳达峰碳中和两大战略任务,中国印发《减污降碳协同增效实施方案》,力图通过强化源头防控、优化技术路径、注重机制创新推动经济社会发展全面绿色转型,首次将“协同控制”的指导原则提到战略高度,实施方案中的工作原则在条款中有所体现。

在国家减污降碳政策的号召下,各省市也纷纷出台具体实施方案。上海、河北等明确提出推动能源绿色低碳转型,严格控制煤炭消费。上海力图同时推进海上风电和陆上风电建设,河北打造重点地区光伏发电和风电应用基地。已有研究表明,实施可再生能源转型可以有效降低碳排放和污染物排放,并且越早期的投入可以节约更多的成本<sup>[80]</sup>。湖北、山西逐步推动公共领域用车电动化,有序推动老旧车辆替换为新能源车辆,这与现有研究认为推广电气化、淘汰黄标车等措施可以产生显著的减污降碳效果一致<sup>[81]</sup>。四川、吉林开展工业领域清洁生产改造,大力支持钢铁行业电炉短流程炼钢发展,加快水泥行业原燃料替代。此外,统筹不同类型的减排手段,将其纳入生态文明建设整体布局 and 经济社会发展全局是研究和实践的重点<sup>[82]</sup>。例如碳市场、绿电交易、排污权交易等市场经济型政策对生态环境治理产生重要影响,在其基础上进一步发挥减污降碳政策的效果,从而形成政策的统筹规划,这是政府监管部门有待解决的重要问题。

减污降碳协同增效是实现生态文明与可持续发展的必然路径,无论是以降碳带动减污的西方治理思路,或是统筹并举降碳与减污的中国治理模式,都是不同情境下双目标驱动的具体表现。通过把握污染防治和气候治理的整体性,统筹产业结构调整、能源绿色低碳转型、生态环境分区管控,加快构建减污降碳一体推进的任务体系,打造减污降碳一体实施的行动模式,全面提高环境治理综合效能,实现环境效益、气候效益、经济效益多赢。

## 5 总结与展望

在系统总结减污降碳协同效应的界定与分类、量化评估的主要方法、当前研究进展和主要国家减污降碳协同增效的政策实践的基础上,本研究将协同效应评估中的关键管理科学问题按照复杂性、不确定性、可比性、层次性四个维度进行了深入剖析。基于此,提出减污降碳协同效应综合评估研究未来的重点突破方向。

第一,综合评估流程的复杂性体现在两个维度。纵向上复杂性表现为协同效应评估的环节较多。以度量健康水平提高为例,需要先后计算排放量、模拟污染物浓度、估计发病率和死亡率以及将健康水平货币化。横向上复杂性表现为需要立足于多学科交叉,在每个评估环节将很多关键因素纳入研究框架,如识别降碳对减污(或降碳对减污)的协同效应要从兼顾温室气体和污染物直接联系与间接联系,也要考虑可能同时存在正协同效应和负协同效应<sup>[83]</sup>。分析污染物产生的健康收益时,需要分析不同污染物对人体呼吸系统和心脑血管的作用机理。对于纵向复杂性,目前学界对计算健康收益、减排量变化等问题逐步达成一致并形成规范的流程体系;而对横向复杂性的处理还有待进一步完善,在加强经济、能源、环境、医学等领域交叉和融合的基础上,分析各行业需求管理、结构调整、原料替代、能效提升和末端治理等不同类型措施发挥协同效应的机制和成本,统筹考虑除CO<sub>2</sub>外的其他温室气体,特别是SLCPs<sup>[84]</sup>,并深入地剖析温室气体与污染物的产生机理和传播过程,以全面评估协同效应。

第二,综合评估中时间、空间和评估对象选择的多样性导致评估结果的高度不确定性,表现为模型设定和参数选择存在多种情况。时间的不确定性是指选择合适的折现率将污染物与温室气体产生的影响折现。选择合适的折现率需要综合考虑时间偏好与资本机会成本,可采用递减的社会折现率实现代际公平、因地制宜设定折现率调整资金成本等<sup>[85]</sup>。空间的不确定性表现在污染物或温室气体的传播范围不确定。污染物或温室气体浓度受到排放量和气象条件等因素的影响,某一地区的减排措施可能为相邻地区带来协同效应,从而导致协同效应被低估,后续协同效应研究需要全面考虑减排措施对所有受影响地区的协同收益。评估对象的不确定性指受到污染物的影响存在不确定性,其来源包括缺少数据、浓度-响应函数的不确定、货币化指标的地区差异等<sup>[86]</sup>。依托日渐成熟的大数据采集与存储技术,加强收集协同控制对健康、建筑物和农业影响数据,在此基础上开发更精准的浓度-响应函数、制定不同年龄和地区组别编制货币化指标,有助于降低协同效应评估的不确定性,提高政策决策的效率。

第三,增强协同效应评估结果的可比性有助于提高评估结果的准确性。各类评估指标体现了协同效应的不同维度,排放量变化侧重于描述减排体量,但无法衡量减排效果产生的价值。减排成本降低从成本视角测度协同效应,而健康水平提高量、维修费用降低量、农业收益与生态效益则从收益视角度量协同效应,不同的刻画视角



计算出的结果不具有直接可比性,而研究中往往仅选择其中的一种或几种,不利于不同结果的相互佐证和对比分析,协同效应的政策实践也因此受到了阻碍。不同类型经济指标的评估是依据不同污染物减排量的核算,健康收益需要综合考虑引起心血管和呼吸系统疾病的 $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{PM}_{2.5}$ 等。同时需要注意到,虽然目前对于臭氧污染的讨论相对较少,但鉴于中国臭氧浓度呈现逐年上升的态势,未来研究有必要将臭氧减排的健康收益纳入研究框架。农业方面以 $\text{SO}_2$ 和臭氧为代表的污染物是分析的重点,维修费用方面需要着眼于 $\text{SO}_2$ 的减排。环境治理收益的测度是多维度、多视角的,因此协同效应综合评估需要全面详细反映减污降碳对不同主体产生的收益,从而为选择有效的协同措施提供科学支撑<sup>[4]</sup>。

第四,构建包含国家、区域、城市等不同层面的系统评估模型是合理评估协同效应的基础,也是制定协同政策的前提,系统地制定各层面减污降碳政策是协同效应落地的需要<sup>[62]</sup>。不同层面的协同效应评估侧重点不同,国家层面协同效应的评估需要立足于不同地区间的产业结构、技术发展、人口规模、排放水平等,考虑区域间贸易流动隐含的大气污染与温室气体排放,从而更好实现地区协同、领域协同,这些变量的纳入对构建次国家级高精度的排放清单和模拟系统提出了要求。作为减排政策的实际执行单元,京津冀及周边地区、长三角地区、汾渭平原等重点区域协同增效的模式探索对于政策落实具有重要意义。通过开发区域差异化协同减排政策模拟模型,将污染物溢出与温室气体溢出的风险纳入评估体系中,避免以地区间转移更多污染排放为代价取得某一地区良好的协同效应结果,以促进区域整体空气质量与气候状况的改善。城市层面的精准评估可以为落实地区减污降碳责任提供基础,现有研究主要着眼于北京、上海等特大型城市,对于承担工业生产任务但发展程度居中或较低的协同减排关键城市的探讨不够充分。未来需要结合经济发展、产业结构和技术水平等划分城市类别,因地制宜探索不同类型城市的协同减排有效模式,助力城市绿色低碳发展目标。

#### 参考文献

- [1] IPCC. Climate change 2021: mitigation: contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2021: 45–55.
- [2] Health Effects Institute. State of global air 2020. special report [R]. Boston: Health Effects Institute, 2020.
- [3] 王灿,邓红梅,郭凯迪,等. 温室气体和空气污染物协同治理研究展望[J]. 中国环境管理,2020,12(4):5–12.
- [4] LI M W, ZHANG D, LI C T, et al. Air quality co-benefits of carbon pricing in China[J]. Nature climate change, 2018, 8(5): 398–403.
- [5] EKIN P. The secondary benefits of  $\text{CO}_2$  abatement: how much emission reduction do they justify[J]. Ecological economics, 1996, 16(1): 13–24.
- [6] BURTRAW D, KRUPNICK A, PALMER K, et al. Ancillary benefits of reduced air pollution in the US from moderate greenhouse gas mitigation policies in the electricity sector[J]. Journal of environmental economics and management, 2003, 45(3): 650–673.
- [7] IPCC. Climate change 2001: mitigation: contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2001: 80–88.
- [8] IPCC. Climate change 2014: mitigation of climate change: contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2014: 30–40.
- [9] JANOSKA P, HANDSCHUCH I, MCNAMARA K, et al. Air quality and climate policy integration in India[R]. Paris: IEA, 2021.
- [10] EPA. Co-benefits definition [EB/OL]. [2023–02–22]. [http://ofm-pub.epa.gov/sor\\_internet/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do?matchCriteria=Contains&checkedTerm=on&checkedAcronym=on&search=Search&term=co-benefits](http://ofm-pub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do?matchCriteria=Contains&checkedTerm=on&checkedAcronym=on&search=Search&term=co-benefits).
- [11] EEA. Knowledge for action empowering the transition to a sustainable Europe [EB/OL]. [2023–02–22]. <https://www.eea.europa.eu/publications/knowledge-for-action>.
- [12] STERN N, TAYLOR C. Climate change: risk, ethics, and the stern review[J]. Science, 2007, 317(5835): 203–204.
- [13] LI M W, ZHANG D, LI C T, et al. Co-benefits of China's climate policy for air quality and human health in China and transboundary regions in 2030[J]. Environmental research letters, 2019, 14(8): 084006.
- [14] MAYERES I, VAN REGEMORTER D. Modelling the health related benefits of environmental policies and their feedback effects: a CGE analysis for the EU countries with GEM-E3[J]. Energy journal, 2008, 29(1): 135–150.
- [15] THOMPSON T M, RAUSCH S, SAARI R K, et al. A systems approach to evaluating the air quality co-benefits of US carbon policies[J]. Nature climate change, 2014, 4(10): 917–923.
- [16] ÖSTBLOM G, SAMAKOVLIS E. Linking health and productivity impacts to climate policy costs: a general equilibrium analysis[J]. Climate policy, 2007, 7(5): 379–391.
- [17] NAM K M, WAUGH C J, PALTSEV S, et al. Synergy between pollution and carbon emissions control: comparing China and the United States[J]. Energy economics, 2014, 46: 186–201.
- [18] YAN Y X, ZHANG X L, ZHANG J H, et al. Emissions trading system (ETS) implementation and its collaborative governance effects on air pollution: the China story[J]. Energy policy, 2020, 138: 111282.
- [19] Council of the European Union. Declaration by the commission on the review of methane emissions [R/OL]. (2016–12–02) [2023–02–22]. <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-14973-2016-ADD-1/en/pdf>.



- [20] SHINDELL D, BORGFORDE-PARNELL N, BRAUER M, et al. A climate policy pathway for near- and long-term benefits [J]. *Science*, 2017, 356(6337): 493–494.
- [21] REILLY J, PRINN R, HARNISCH J, et al. Multi-gas assessment of the Kyoto Protocol [J]. *Nature*, 1999, 401(6753): 549–555.
- [22] JACOB D J, WINNER D A. Effect of climate change on air quality [J]. *Atmospheric environment*, 2009, 43(1): 51–63.
- [23] LIAO K J, TAGARIS E, MANOMAIPHIBOON K, et al. Sensitivities of ozone and fine particulate matter formation to emissions under the impact of potential future climate change [J]. *Environmental science & technology*, 2007, 41(24): 8355–8361.
- [24] WEI X Y, TONG Q, MAGILL I, et al. Evaluation of potential co-benefits of air pollution control and climate mitigation policies for China's electricity sector [J]. *Energy economics*, 2020, 92: 104917.
- [25] IPCC. Climate change 2007: mitigation: contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 33–40.
- [26] SHINDELL D, FALUVEGI G, WALSH M, et al. Climate, health, agricultural and economic impacts of tighter vehicle-emission standards [J]. *Nature climate change*, 2011, 1(1): 59–66.
- [27] LI Y M, CUI Y F, CAI B F, et al. Spatial characteristics of CO<sub>2</sub> emissions and PM<sub>2.5</sub> concentrations in China based on gridded data [J]. *Applied energy*, 2020, 266: 114852.
- [28] 贺克斌, 王金南, 朱彤, 等. 中国碳中和与清洁空气协同路径 2021 [R]. 北京: 中国碳中和与清洁空气协同路径年度报告工作组, 2021.
- [29] GRUBLER A, WILSON C, BENTO N, et al. A low energy demand scenario for meeting the 1.5 °C target and sustainable development goals without negative emission technologies [J]. *Nature energy*, 2018, 3(6): 515–527.
- [30] IPCC. Climate change 2021: mitigation: contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2021: 50–60.
- [31] WHITTLE C, WHITMARSH L, HAGGAR P, et al. User decision-making in transitions to electrified, autonomous, shared or reduced mobility [J]. *Transportation research part D: transport and environment*, 2019, 71: 302–319.
- [32] 易兰, 赵万里, 杨历. 大气污染与气候变化协同治理机制创新 [J]. *科研管理*, 2020, 41(10): 134–144.
- [33] KOORNNEEF J, RAMÍREZ A, TURKENBURG W, et al. The environmental impact and risk assessment of CO<sub>2</sub> capture, transport and storage: an evaluation of the knowledge base [J]. *Progress in energy and combustion science*, 2012, 38(1): 62–86.
- [34] KUMAR P, MORAWSKA L, BIRMILI W, et al. Ultrafine particles in cities [J]. *Environment international*, 2014, 66: 1–10.
- [35] EISENTRAUT A, BROWN A, FULTON L, et al. Technology roadmap: biofuels for transport [R]. Paris: International Energy Agency, 2011.
- [36] MAO X Q, YANG S Q, LIU Q, et al. Achieving CO<sub>2</sub> emission reduction and the co-benefits of local air pollution abatement in the transportation sector of China [J]. *Environmental science & policy*, 2012, 21: 1–13.
- [37] BRASPENNING RADU O, VAN DEN BERG M, KLIMONT Z, et al. Exploring synergies between climate and air quality policies using long-term global and regional emission scenarios [J]. *Atmospheric environment*, 2016, 140: 577–591.
- [38] 陆敏, 徐好, 陈福兴. “双碳”背景下碳排放交易机制的减污降碳效应 [J]. *中国人口·资源与环境*, 2022, 32(11): 121–133.
- [39] 高庆先, 高文欧, 马占云, 等. 大气污染物与温室气体减排协同效应评估方法及应用 [J]. *气候变化研究进展*, 2021, 17(3): 268–278.
- [40] 王慧, 孙慧, 肖涵月, 等. 碳达峰约束下减污降碳的协同增效及其路径 [J]. *中国人口·资源与环境*, 2022, 32(11): 96–108.
- [41] ZHANG S H, AN K X, LI J, et al. Incorporating health co-benefits into technology pathways to achieve China's 2060 carbon neutrality goal: a modelling study [J]. *Lancet planetary health*, 2021, 5(11): 808–817.
- [42] VANDYCK T, KERAMIDAS K, KITOUS A, et al. Air quality co-benefits for human health and agriculture counterbalance costs to meet Paris Agreement pledges [J]. *Nature communications*, 2018, 9: 4939.
- [43] HURLEY F, HUNT A, COWIE H, et al. Service contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme [R]. Didcot: AEA Technology Environment, 2005.
- [44] MITSOS A, BICKEL P, FRIEDRICH R. Externalities of energy methodology 2005 update [R]. Brussels: European Commission, 2005.
- [45] BOLLEN J, VAN DER ZWAAN B, BRINK C, et al. Local air pollution and global climate change: a combined cost-benefit analysis [J]. *Resource and energy economics*, 2009, 31(3): 161–181.
- [46] DONG H J, DAI H C, DONG L, et al. Pursuing air pollutant co-benefits of CO<sub>2</sub> mitigation in China: a provincial leveled analysis [J]. *Applied energy*, 2015, 144: 165–174.
- [47] BOLLEN J. The value of air pollution co-benefits of climate policies: analysis with a global sector-trade CGE model called WorldScan [J]. *Technological forecasting and social change*, 2015, 90: 178–191.
- [48] PARRY I, MOOIJ R, KEEN M. Fiscal policy to mitigate climate change: a guide for policymakers [R]. Washington, D. C.: International Monetary Fund, 2005.
- [49] 萧以德, 王光雍, 李晓刚, 等. 我国西部地区大气环境腐蚀性及其材料腐蚀特征 [J]. *中国腐蚀与防护学报*, 2003, 23(4): 248–255.
- [50] NILSSON M. Valuation of some environmental costs within the gms energy strategy [R]. Manila: Asian Development Bank, 2012.
- [51] TOLLEFSEN P, RYPDAL K, TORVANGER A, et al. Air pollution policies in Europe: efficiency gains from integrating climate effects with damage costs to health and crops [J]. *Environmental science & policy*, 2009, 12(7): 870–881.



- [52] WANG X K, MANNING W, FENG Z W, et al. Ground-level ozone in China: distribution and effects on crop yields[J]. *Environmental pollution*, 2007, 147(2): 394–400.
- [53] TONG D, ZHANG Q, DAVIS S J, et al. Targeted emission reductions from global super-polluting power plant units[J]. *Nature sustainability*, 2018, 1(1): 59–68.
- [54] MAO X Q, ZENG A, HU T, et al. Co-control of local air pollutants and CO<sub>2</sub> from the Chinese coal-fired power industry[J]. *Journal of cleaner production*, 2014, 67: 220–227.
- [55] MILLSTEIN D, WISER R, BOLINGER M, et al. The climate and air-quality benefits of wind and solar power in the United States[J]. *Nature energy*, 2017, 2: 17134.
- [56] 郑逸璇, 宋晓晖, 周佳, 等. 减污降碳协同增效的关键路径与政策研究[J]. *中国环境管理*, 2021, 13(5): 45–51.
- [57] 高玉冰, 邢有凯, 何峰, 等. 中国钢铁行业节能减排措施的协同控制效应评估研究[J]. *气候变化研究进展*, 2021, 17(4): 388–399.
- [58] 何峰, 刘峥延, 邢有凯, 等. 中国水泥行业节能减排措施的协同控制效应评估研究[J]. *气候变化研究进展*, 2021, 17(4): 400–409.
- [59] WEN Z G, WANG Y H, LI H F, et al. Quantitative analysis of the precise energy conservation and emission reduction path in China's iron and steel industry[J]. *Journal of environmental management*, 2019, 246: 717–729.
- [60] UHEREK E, HALENKA T, BORKEN-KLEEFELD J, et al. Transport impacts on atmosphere and climate: land transport[J]. *Atmospheric environment*, 2010, 44(37): 4772–4816.
- [61] GALLAGHER K S, MUEHLEGGGER E. Giving green to get green: incentives and consumer adoption of hybrid vehicle technology[J]. *Journal of environmental economics and management*, 2011, 61(1): 1–15.
- [62] LIU J Y, WOODWARD R T, ZHANG Y J. Has carbon emissions trading reduced PM<sub>2.5</sub> in China[J]. *Environmental science & technology*, 2021, 55(10): 6631–6643.
- [63] ALBRIZIO S, KOZLUK T, ZIPPERER V. Environmental policies and productivity growth: evidence across industries and firms[J]. *Journal of environmental economics and management*, 2017, 81: 209–226.
- [64] NEMET G F, HOLLOWAY T, MEIER P. Implications of incorporating air-quality co-benefits into climate change policymaking[J]. *Environmental research letters*, 2010, 5(1): 014007.
- [65] WANG A, SHEN S, PETTIT D. 空气污染与气候变化的协同治理: 加州经验的启示[R]. 洛杉矶: 加州大学洛杉矶分校法学院, 2020.
- [66] MAO X Q, ZENG A, HU T, et al. Co-control of local air pollutants and CO<sub>2</sub> in the Chinese iron and steel industry[J]. *Environmental science & technology*, 2013, 47(21): 12002–12010.
- [67] KUOSMANEN T, LAUKKANEN M. Efficient environmental policy with interacting pollutants[J]. *Environmental and resource economics*, 2011, 48(4): 629–649.
- [68] AMBEC S, CORIA J. Prices vs quantities with multiple pollutants[J]. *Journal of environmental economics and management*, 2013, 66(1): 123–140.
- [69] JIANG J J, YE B, SHAO S A, et al. Two-tier synergic governance of greenhouse gas emissions and air pollution in China's megacity, Shenzhen: impact evaluation and policy implication[J]. *Environmental science & technology*, 2021, 55(11): 7225–7236.
- [70] SHINDELL D, FALUVEGI G, SELTZER K, et al. Quantified, localized health benefits of accelerated carbon dioxide emissions reductions[J]. *Nature climate change*, 2018, 8(4): 291–295.
- [71] 段宏波, 朱磊, 范英. 能源-环境-经济气候变化综合评估模型研究综述[J]. *系统工程学报*, 2014, 29(6): 852–868.
- [72] 邓玉勇, 杜铭华, 雷仲敏. 基于能源-经济-环境(3E)系统的模型方法研究综述[J]. *甘肃社会科学*, 2006(3): 209–212.
- [73] 魏一鸣, 吴刚, 刘兰翠, 等. 能源-经济-环境复杂系统建模与应用进展[J]. *管理学报*, 2005, 2(2): 159–170.
- [74] MANNE A, MENDELSON R, RICHEL R. Merge a model for evaluating regional and global effects of GHG reduction policies[J]. *Energy policy*, 1995, 23(1): 17–34.
- [75] ZHANG S H, YI B W, WORRELL E, et al. Integrated assessment of resource-energy-environment nexus in China's iron and steel industry[J]. *Journal of cleaner production*, 2019, 232: 235–249.
- [76] Department of Energy & Climate Change. Climate change act 2008 impact assessment[EB/OL]. [2023-02-22]. [https://www.legislation.gov.uk/ukia/2009/70/pdfs/ukia\\_20090070\\_en.pdf](https://www.legislation.gov.uk/ukia/2009/70/pdfs/ukia_20090070_en.pdf).
- [77] 易兰, 杨田恬, 杜兴, 等. 减污降碳协同路径研究: 典型国家驱动机制及对中国的启示[J]. *中国人口·资源与环境*, 2022, 32(9): 53–65.
- [78] 张瑜, 孙倩, 薛进军, 等. 减污降碳的协同效应分析及其路径研究[J]. *中国人口·资源与环境*, 2022, 32(5): 1–13.
- [79] 李红霞, 郑石明, 要蓉蓉. 环境与经济目标设置何以影响减污降碳协同管理绩效[J]. *中国人口·资源与环境*, 2022, 32(11): 109–120.
- [80] WANG C, YE M H, CAI W J, et al. The value of a clear, long-term climate policy agenda: a case study of China's power sector using a multi-region optimization model[J]. *Applied energy*, 2014, 125: 276–288.
- [81] 邓红梅, 梁巧梅, 刘丽静. 交通领域减污降碳协同控制研究回顾及展望[J]. *中国环境管理*, 2023, 15(2): 24–29, 23.
- [82] KISHIMOTO P N, KARPLUS V J, ZHONG M, et al. The impact of coordinated policies on air pollution emissions from road transportation in China[J]. *Transportation research part D: transport and environment*, 2017, 54: 30–49.
- [83] AUNAN K, FANG J H, HU T, et al. Climate change and air quality: measures with co-benefits in China[J]. *Environmental science & technology*, 2006, 40(16): 4822–4829.
- [84] 中国环境与发展国际合作委员会. 应对气候变化与大气污染治理协同控制政策研究[R]. 北京: 中国环境与发展国际合作委员会, 2015.
- [85] NORDHAUS W D, SZTORC P. DICE 2013R: introduction and user's manual[R/OL]. [2019-10-01]. [http://www.econ.yale.edu/~nordhaus/homepage/homepage/documents/DICE\\_Manual\\_100413r1.pdf](http://www.econ.yale.edu/~nordhaus/homepage/homepage/documents/DICE_Manual_100413r1.pdf).



[86] BELL M L, DAVIS D L, CIFUENTES L A, et al. Ancillary human health benefits of improved air quality resulting from climate

change mitigation [J]. *Environmental health: a global access science source*, 2008, 7: 41.

## Comprehensive evaluations of the synergistic effects of carbon emission reduction and air pollution control: a literature review

ZHAO Manyi<sup>1</sup>, WANG Ke<sup>1,2</sup>

(1. School of Management and Economics, Beijing Institute of Technology, Beijing 100081, China;

2. Center for Energy and Environmental Policy Research, Beijing Institute of Technology, Beijing 100081, China)

**Abstract** The reduction of greenhouse gases and atmospheric pollutants is an important component of environmental and climate governance. Synergizing the reduction of air pollution and carbon emissions is a general starting point for advancing the comprehensive green transformation of economic and social development, which is helpful for the construction of a beautiful China and the achievement of the goals of reaching peak carbon emissions and carbon neutrality. This paper systematically reviews the concept, category, and quantitative evaluation methods of promoting the synergistic effects of air pollution control and carbon emission reduction, and compares the characteristics and applicability of comprehensive top-down, bottom-up, and mixed synergistic effect evaluation models. We also analyzed and summarized the application of synergistic effects in policies to achieve a single target and collaborative control in various countries, with the purpose of providing empirical guidance for China's relevant policies to exert synergistic governance effects. From a technical perspective and combining the direct and indirect links between pollutants and greenhouse gases, this paper analyzes the deep-rooted causes of the synergistic effects, explores the driving forces of key industries such as electric power, industry, and transportation to help reduce pollution and carbon emissions, and summarizes four key scientific issues in comprehensive evaluations of synergistic effects from a management science perspective. The standardization of the comprehensive evaluation process and the interdisciplinary intersection of various evaluation processes reflect the complexity of the evaluations, and it is necessary to analyze the production and transmission processes of greenhouse gases and pollutants, as well as the direct and indirect links between the two and their mechanisms impacting health. The diversity of time, space, and evaluation object selection in comprehensive evaluations leads to uncertainty in the results. Therefore, it is necessary to rely on gradually mature big data collection and storage technology to strengthen the synergistic control and quantitative mapping of the impact on emission levels, health levels, emission reduction costs, and agricultural and ecological systems. Enhancing the comparability of comprehensive evaluations is conducive to the mutual confirmation and comparative analysis of different results. It is also necessary to reasonably calculate the comprehensive benefits of synergistic control in different dimensions. The focus of evaluations at the national, regional, and urban levels varies greatly, so it is necessary to clarify the pollution and carbon reduction governance system and strengthen the hierarchical nature of the evaluations in order to promote more scientific implementation of policies by management departments at all levels to achieve the synergistic effects of carbon emission reduction and air pollution control.

**Key words** synergistic effects; carbon emission reduction and air pollution control; comprehensive evaluation; literature review

(责任编辑:刘照胜)