



中美甲烷减排合作路线图： 甲烷排放、减排潜力 与政策

2023年10月

背景和致谢

2022 年 1-6 月，来自 20 家中方、美方及国际科研机构的多名研究人员共同召开了两次以上的研讨会，探讨推进中美甲烷相关研究工作的潜在机遇。特此感谢研讨会全体参与人员所做出的贡献。在研讨会的基础上，一支由多机构研究人员参与的核心研究团队开展了深入的相关研究分析，并将研究结果完善成了此报告。上述研讨会及报告均由美国马里兰大学全球可持续发展中心在能源基金会（中国）的支持下组织和编写。

作者团队向为报告提供中肯意见的中国和国际研究机构审稿人致以诚挚的谢意。在此特别感谢美国马里兰大学的超级计算资源（<http://hpcc.umd.edu>）对本报告研究的支持。同时感谢报告中涉及的所有温室气体排放清单的建立团队，包括全球大气研究排放数据库（EDGAR）、美国国家环境保护局（EPA）、社区排放数据系统（CEDDS）、温室气体 - 大气污染相互作用和协同模型（GAINS）的团队，以及报告引用的其他研究的团队。本报告中表达的观点和意见均为作者个人观点及意见，并不反映作者所代表的任何实体的意见或立场。

免责声明

除特别说明的情况外，本报告中表达观点均为作者个人观点，并不代表能源基金会（中国）的意见。能源基金会（中国）不保证本报告所包含信息和数据的准确性，并且不对任何第三方因使用本报告所产生的、或与之相关的任何责任负责。

本报告对具体公司、产品和服务的提及，不代表能源基金会（中国）对这些公司、产品和服务相较于未提及的类似性质公司、产品和服务更加推荐或为其背书。

中美甲烷减排合作路线图： 甲烷排放、减排潜力 与政策

2023年10月

Sha Yu^{1,2*}, Jenna Behrendt¹, Mengye Zhu¹, Xinzhao Cheng¹, Wenli Li¹, Baobao Liu¹, Jared Williams¹, Haiwen Zhang¹, Ryna Cui¹, Meredydd Evans^{1,2}, Nathan Hultman¹, Haewon McJeon^{1,2}, Steve J. Smith^{1,2}, Qimin Chai³, Lingyan Chen⁴, Minpeng Chen⁵, Sha Fu⁴, Fei Guo⁶, Lena Höglund Isaksson⁶, Nina Khanna⁷, Manqi Li⁴, Jiang Lin⁷, Chengcheng Mei⁴, Yazhen Wu⁸, Zhuoxiang Yang⁴

¹ 马里兰大学公共政策学院全球可持续发展中心，美国大学公园市

² 西北太平洋国家实验室全球变化联合研究所，美国大学公园市

³ 清华大学，中国北京

⁴ 能源基金会，中国北京

⁵ 中国人民大学，中国北京

⁶ 国际应用系统分析研究所（IIASA），奥地利拉克森堡

⁷ 劳伦斯伯克利国家实验室，美国伯克利市

⁸ 北京大学，中国北京

* 通讯作者：sha@umd.edu

引用建议

Yu, S., J. Behrendt, M. Zhu, X. Cheng, W. Li, B. Liu, J. Williams, H. Zhang, R. Cui, M. Evans, N. Hultman, H. McJeon, S. J. Smith, Q. Chai, L. Chen, M. Chen, S. Fu, F. Guo, L. Höglund Isaksson, N. Khanna, M. Li, J. Lin, C. Mei, Y. Wu, and Z. Yang. 2022. "Roadmap for U.S.-China Methane Collaboration: Methane Emissions, Mitigation Potential, and Policies." Center for Global Sustainability, University of Maryland & Energy Foundation China, 99pp.

目录

01	引言	1
02	中美甲烷减排政府治理和政策现状	3
	2.1 中美甲烷减排治理体系	4
	2.2 中美联邦 / 国家政策框架	5
	美国甲烷减排政策发展	6
	中国甲烷减排政策发展	14
	2.3 主要发现和政策不足之处	18
03	甲烷排放历史数据的不确定性	21
	3.1 甲烷排放现状	22
	3.2 中国和美国的甲烷排放总量	23
	3.3 能源部门活动的甲烷排放	25
	煤炭开采行业甲烷排放的不确定性	25
	石油和天然气行业甲烷排放的不确定性	28
	3.4 农业部门活动的甲烷排放	29
	水稻种植业甲烷排放的不确定性	29
	畜牧业甲烷排放的不确定性	30
	3.5 废弃物部门的甲烷排放	32
	固体废弃物相关甲烷排放的不确定性	32
	污水相关甲烷排放的不确定性	33
	3.6 甲烷排放的空间分布	34
	3.7 测量的改进	36
04	甲烷减排潜力	38
	4.1 中国碳中和情景下的甲烷减排潜力与各部门或行业减排路径	40
	4.2 中国能源部门的甲烷减排潜力	42
	煤炭生产的甲烷减排潜力	42
	油气生产的甲烷减排潜力	44
	4.3 中国农业部门的甲烷减排潜力	48
	水稻种植的甲烷减排潜力	48
	畜牧业的甲烷减排潜力	50
	4.4 中国废弃物管理部门的甲烷减排潜力	52
	4.5 美国的甲烷减排潜力	54
	4.6 部门或行业的甲烷减排成本与技术潜力	55

05	甲烷减排的挑战与机遇	56
5.1	障碍和阻碍	57
	技术经济信息不足且存在不确定性	59
	缺乏基于市场的解决方案	60
	缺乏政策效力	61
	制度性障碍	63
5.2	机遇	65
	基于技术减排潜力和成本确定各部门或行业工作重点	65
	评估中美合作条件及潜力	67
	甲烷减排的协同效益	69
5.3	政策建议	72
	针对当前差距和挑战的建议	72
	针对甲烷减排重点部门或行业的建议	73
	针对中美合作的建议	74
5.4	国际实践	75
	加拿大：石油和天然气行业的经验	75
	巴西、澳大利亚、新西兰和欧盟的经验	76
06	主要结论	79
	参考文献	81

图目录

02	图 2.1 中美现有甲烷减排治理体系。	4
	图 2.2 中美甲烷相关政策比较，按部门或行业和政策类型。	6
	图 2.3 主要发现汇总。	20
03	图 3.1 2014 年中国和美国甲烷排放来源构成。	23
	图 3.2 中国和美国全国甲烷排放总量。	24
	图 3.3 清单估算的 2017 年中美各部门或行业甲烷排放及不确定性。	25
	图 3.4 煤炭开采行业的甲烷排放。	26
	图 3.5 石油和天然气行业的甲烷排放。	28
	图 3.6 水稻种植业的甲烷排放。	30
	图 3.7 粪便管理相关的甲烷排放。	31
	图 3.8 牲畜肠道发酵相关的甲烷排放。	32
	图 3.9 固体废弃物相关的甲烷排放。	33
	图 3.10 污水相关的甲烷排放。	34
图 3.11 美国（左）和中国（右）各排放清单中甲烷排放前十名的州 / 省农业、能源和废弃物部门甲烷排放。	35	
04	图 4.1 基于政府间气候变化专门委员会《第六次评估报告》（AR6）对 1.5°C 气候情景的多模型模拟，（A）中国和美国甲烷排放总量变化以及（B）相较于 2020 年的减排百分比。	39
	图 4.2 碳中和情景下，中国甲烷排放路径。	41
	图 4.3 碳中和情景下，各模型模拟的中国煤炭开采相关甲烷排放和煤炭生产量的变化趋势。	43
	图 4.4 碳中和情景下，活动水平变化和技术变革对煤炭开采行业甲烷减排的贡献。	44
	图 4.5 碳中和情景下，各模型模拟的中国油气行业的甲烷排放路径。	45
	图 4.6 碳中和情景下，各模型模拟的中国天然气生产相关甲烷排放和天然气产量的变化趋势。	46
	图 4.7 碳中和情景下，各模型模拟的中国石油生产相关甲烷排放和石油产量的变化趋势。	47
	图 4.8 碳中和情景下，活动水平变化和技术变革对石油和天然气行业甲烷减排的贡献。	48

05

图 4.9	碳中和情景下，各模型模拟的中国水稻种植相关甲烷排放和水稻收获面积的变化趋势。	49
图 4.10	碳中和情景下，活动水平变化和技术变革对水稻种植行业甲烷减排的贡献。	49
图 4.11	碳中和情景下，各模型模拟的中国牲畜肠道发酵相关甲烷排放和畜牧业产量的变化趋势。	50
图 4.12	碳中和情景下，各模型模拟的中国牲畜粪便管理相关甲烷排放和畜牧业产量的变化趋势。	51
图 4.13	碳中和情景下，活动水平变化和技术变革对畜牧业甲烷减排的贡献。	51
图 4.14	碳中和情景下，各模型模拟的中国废弃物部门甲烷排放的变化趋势。	53
图 4.15	碳中和情景下，各模型模拟的中国固体废弃物和污水处理相关甲烷排放的变化趋势。	53
图 4.16	联邦、州、地方、企业行动作用下的美国 2020-2030 年分部门或行业甲烷减排。	54
图 4.17	美国环境保护局的中美 2030、2050 年甲烷减排边际成本曲线（EPA, 2019b）。	55
图 5.1	2030 年中美各部门或行业甲烷技术减排潜力（太克甲烷）。	65
图 5.2	各部门或行业的中美合作潜力。	68
图 5.3	2030 年实现甲烷零排放的甲烷减排协同效益。	71

表目录

02	表 2.1	美国有关甲烷减排项目的温室气体排放交易计划比较。	7
	表 2.2	格拉斯哥第 26 届联合国气候变化大会（COP26）以来美国甲烷立法进展。	7
	表 2.3	甲烷减排的州级监管要求示例。	12
	表 2.4	自格拉斯哥第 26 届联合国气候变化大会（COP26）以来，中国甲烷政策制定进展。	14
04	表 4.1	碳中和情景下，中国各部门或行业甲烷排放量相较于 2020 年水平的变化。	41
05	表 5.1	美国和中国甲烷减排分部门及行业关键问题梳理。	57
	表 5.2	评估中美合作条件及潜力的指标数据描述。	67
	表 5.3	协同效益系数（单位协同效益 / 太克甲烷）。	70

术语表

术语	中文术语	英文全称
ACR	美国碳登记	American Carbon Registry
AFOLU	农林和其他土地利用	Agriculture, Forestry and Other Land Use
AIM/CGE	亚太综合评估模型 / 可计算一般均衡模型	Asia-Pacific Integrated Model/Computable General Equilibrium
AMM	废弃煤矿甲烷	Abandoned Mine Methane
AR6	政府间气候变化专门委员会《第六次评估报告》	IPCC's Sixth Assessment Report
B.C.	不列颠哥伦比亚省	British Columbia
BIC	卡尔加里商务	Business in Calgary
BIL	《两党基础设施法案》	Bipartisan Infrastructure Law
BLM	土地管理局	Bureau of Land Management
CAFOs	集中式动物饲养作业	Concentrated Animal Feeding Operations
CAIXA	巴西第二大公共银行巴西联邦储蓄银行	Carbon Partnership Facility built cooperation with Caixa Econômica Federal
CAR	气候行动储备	Climate Action Reserve
CBM	煤层气	Coalbed Methane
CCAC	气候和清洁空气联盟	Climate and Clean Air Coalition
CCAPP	中国碳中和与与清洁空气协同路径年度报告工作组	China Carbon Neutrality and Clean Air Synergy Pathway Annual Report Working Group
CCE	碳循环经济	Circular Carbon Economy
CCER	中国国家核证自愿减排机制	China Certified Emissions Reduction
CDM	清洁发展机制	Clean Development Mechanism
CE	循环经济	Circular Economy
CEC	中国电力企业联合会	China Electricity Council
CEDS	社区排放数据系统	Community Emissions Data System
CEPA	《1999 年加拿大环境保护法》	Canadian Environmental Protection Act, 1999
CERC	中美清洁能源联合研究中心	U.S. China Clean Energy Research Center
CESY	中国能源统计年鉴	Chinese Energy Statistical Yearbook
CH ₄	甲烷	Methane
China NCCC	气候变化国家信息通报	National Communication on Climate Change

术语	中文术语	英文全称
CMATSP	煤矿开采减排技术支持一揽子计划	Coal Mining Abatement Technology Support Package
CMIP6	国际耦合模式比较计划第六阶段	Coupled Model Intercomparison Project 6
CMM	煤矿瓦斯	Coal Mine Methane
CMOP	煤层气甲烷回收、利用、减排拓展计划	Coalbed Methane Outreach Program
CNOOC	中海油	China National Offshore Oil Corporation
CO	一氧化碳	Carbon Monoxide
CO₂	二氧化碳	Carbon Dioxide
CO₂e	二氧化碳当量	Carbon Dioxide Equivalent
COFFEE	能源与环境计算分析框架	Computable Framework for Energy and the Environment
COP	加州配额抵消计划	California Compliance Offset Program
COP26	第 26 届联合国气候变化大会	Glasgow Climate Change Conference
CRF	通用报告格式	Common Reporting Format
CSIRO	联邦科学与工业研究组织	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation
DOI	美国内政部	Department of Interior
DOL	美国劳工部	United States Department of Labor
EDF	环境保护基金	Environmental Defense Fund
EDGAR	全球大气研究排放数据库	Emissions Database for Global Atmospheric Research
EIA	美国能源信息管理局	U.S. Energy Information Administration
EPA	美国环境保护局	Environmental Protection Agency
ERF	减排基金	Emissions Reduction Fund
ETS	碳排放交易机制	Emissions Trading Scheme
EU	欧盟	European Union
FAO	联合国粮农组织	Food and Agriculture Organization of the United Nation
FAOSTAT	粮农组织统计数据库	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FERC	联邦能源监管委员会	Federal Energy Regulatory Commission
FYP	五年规划	Five-Year Plan
GAINS	温室气体·大气污染相互作用和协同模型	Greenhouse Gas-Air Pollution Interactions and Synergies
GAO	美国政府问责署	United States Government Accountability Office
GCAM	全球变化综合评估模型	Global Change Analysis Model
GCCS	收集和控制系统	Gas Collection and Control System

术语	中文术语	英文全称
GEF	全球环境基金	Global Environment Facility
GFED	全球火灾排放数据库	Global Fire Emissions Database
GFEI	全球燃料开采清单	Global Fuel Exploitation Inventory
GHG	温室气体	Greenhouse Gas
GHGRP	美国温室气体报告项目	Greenhouse Gas Reporting
GLOBIOM	全球生物圈管理模型	Global Biosphere Management Model
GMB	全球甲烷预算	Global Methane Budget
GMI	全球甲烷行动	Global Methane Initiative
GWP	全球增温潜势	Global Warming Potential
HEHE	健康环境和健康经济	A Healthy Environment and a Healthy Economy
IEA	国际能源署	International Energy Agency
IIASA	国际应用系统分析研究所	International Institute for Applied System Analysis
IMEO	国际甲烷排放观测站	International Methane Emission Observatory
IPCC	政府间气候变化专门委员会	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRA	《通胀削减法案》	Inflation Reduction Act
LBNL	劳伦斯伯克利国家实验室甲烷模型	Lawrence Berkeley National Laboratory
LDAR	泄漏检测和修复	Leakage Detection and Repair
LHF	低垂的果实	Low Hanging Fruit
LMOP	垃圾填埋场甲烷减排拓展计划	Landfill Methane Outreach Program
LNG	液化天然气	Liquefied Natural Gas
LULC	土地利用土地覆盖	Land Use Land Cover
MAC	边际减排成本	Marginal Abatement Cost
MARA	中华人民共和国农业农村部	Ministry of Agriculture and Rural Affairs
MEE	中华人民共和国生态环境部	Ministry of Ecology and Environment
MEM	中华人民共和国应急管理部	Ministry of Emergency Management of the People's Republic of China
MESSAGEix	能源供给系统与总体环境影响评估模型	Model for Energy Supply Systems and their General Environmental Impact
MHURD	中华人民共和国住房和城乡建设部	Ministry of Housing and Urban-Rural Development
MOF	中华人民共和国财政部	Ministry of Finance
MRV	测量、报告和核查	Measurement, Reporting and Verification
MSW	市政固废	Municipal Solid Waste
NBS	中华人民共和国国家统计局	National Bureau of Statistics

术语	中文术语	英文全称
NDC	国家自主贡献	Nationally Determined Contribution
NDRC	中华人民共和国国家发展和改革委员会	National Development and Reform Commission
NEA	中华人民共和国国家能源局	National Energy Administration
NESHAP	《国家危险空气污染物排放标准》	National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants
NGER Act	国家温室气体和能源报告法案	National Greenhouse and Energy Reporting Act 2007
NGOs	非政府组织	Non-Governmental Organizations
NIMBY	邻避效应	“Not in My Backyard”
NMHC	非甲烷总烃	Non-methane Hydrocarbons
NMOCs	非甲烷有机化合物	Non-methane Organic Compounds
NO₂	二氧化氮	Nitrogen Dioxide
NPDES	国家污染物排放清除系统	National Pollutant Discharge Elimination System
NSPS	《新增排放源表现标准》	New Source Performance Standards
NZAGRC	新西兰农业温室气体研究中心	New Zealand Agriculture Greenhouse Gas Research Center
O₃	臭氧	Ozone
OGCI	石油和天然气气候倡议	Oil and Gas Climate Initiative
OGEMR	《石油和天然气排放管理条例》	Oil and Gas Emissions Management Regulations
PCF	《全加拿大清洁增长和气候变化框架》	Pan-Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change
PHMSA	美国管道和危险品安全管理局	Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration
PIPES	《保护管道基础设施与加强安全法案》	Protecting Our Infrastructure of Pipelines and Enhancing Safety
PM	颗粒物	Particulate Matter
POLES	长期能源系统前景展望模型	Prospective Outlook on Long-term Energy Systems
PPP	公私合作伙伴关系	Public-private Partnership
R&D	研究与开发	Research and Development
RCRA	《资源保护和回收法案》	Resource Conservation and Recovery Act of 1976
REAP	美国农村能源计划	Rural Energy for America Program
REMIND-MAgPIE	地区投资与发展·农业生产与环境影响耦合评估模型	Regional Model of Investment and Development-Model of Agricultural Production and its Impacts on the Environment
RGGI	区域温室气体倡议	Regional Greenhouse Gas Initiative
RMB	人民币	Renminbi

术语	中文术语	英文全称
ROW	通行权授予	Right-of-Way
RPS	可再生能源配额制度	Renewable Portfolio Standard
RRS	资源回收系统	Resource Recycling Systems
RTO	再生热氧化	Regenerative Thermal Oxidation
SACMS	中国国家煤矿安全监察局	State Administration of Coal Mine Safety
SMM	露天煤矿瓦斯	Surface Mine Methane
SO ₂	二氧化硫	Sulfur Dioxide
U.S. GHGI	美国温室气体清单	U.S. Greenhouse Gas Inventory
UNDP	联合国开发计划署	United Nations Development Programme
UNECE	联合国欧洲经济委员会	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	联合国环境规划署	United Nations Environment Programme
UNFCCC	《联合国气候变化框架公约》	UN Framework Convention on Climate Change
USD	美元	U.S. Dollar
USDA	美国农业部	U.S. Department of Agriculture
VAM	煤矿瓦斯排放	Ventilation Air Methane
VCS	核证碳标准	Verified Carbon Standard
VOC	挥发性有机物	Volatile Organic Compound
WHO	世界卫生组织	World Health Organization
WITCH	世界技术诱导变化混合模型	World Induced Technical Change Hybrid
WWTPs	污水处理厂	Wastewater Treatment Plants

单位	中文单位	单位全称
Gg	千兆克	Gigagrams
kt	千吨	Kilotonne
mcf/d	1 千立方英尺 / 日	Thousand Cubic Feet Per Day
mt	公吨	Metric Ton
Mt	兆吨	Megaton
Mtce	百万吨煤当量	Mega Tonnes of Coal Equivalent
ppb	十亿分点	Parts Per Billion
t	公吨	Tonne
Tg	一百万吨	Teragrams

01 | 引言

@ Energy Foundation



人为造成的气候变化中,有20%来自甲烷(Forster et al., 2021)。迅速、持续地减少甲烷排放对于稳步实现全球1.5摄氏度(°C)目标而言至关重要。2030年,人为甲烷排放有望实现高达45%的减幅,可使2045年全球升温降低近0.3°C,并关键性地降低峰值升温水平(CCAC & UNEP, 2021b)。

中国和美国分别是第一和第三大甲烷排放国,合计约占全球甲烷排放总量的四分之一(GMI, 2022b)。自2021年第26届联合国气候变化大会(COP26)以来,两国在制定甲烷减排政策方面均取得了重大进展。例如,截至2022年8月,中美直接针对甲烷减排,分别有10项新的政策和14项新的国会法案被通过和

/或提出。中美在甲烷减排方面的共同努力可以加速两国甲烷减排,是缓解近期气候变暖的关键,同时还将改善当地空气质量,提升经济健康效益。

本报告对中国和美国甲烷减排相关的机遇和挑战进行了深入分析,并探讨了中美提升甲烷减排效果的多方面合作潜力。报告对两国甲烷排放现状、相关政策框架和减排机会进行了全面概述,为两国梳理了可实现的甲烷减排目标,并明确了两国在排放清单编制、政策和标准、技术推广应用等方面的合作机会。此外,报告还在开展新的多模型建模分析和近期文献调研的基础上,为中美在碳中和或净零排放路径下的甲烷减排潜力提供了量化基础。

02 | 中美甲烷减排政府治理和政策现状

@ Image by Alparslankaya from PxHere



自 2021 年在格拉斯哥举行的第 26 届联合国气候变化大会 (COP26) 以来, 甲烷减排的紧迫性备受关注。但无论对美国还是中国来说, 甲烷减排都不是一个全新的挑战。尽管两国现有的治理体系和政策框架存在重要空白, 但该体系框架仍可以促使中美就甲烷问题作出更强有力的承诺。本章通过识别相关政府机构及其在联邦 / 国家层面的相应职责, 并对现有甲烷政策进行全面回顾, 对两国现状进行了比较。这样做的目的不仅是回答“现状如何”的问题, 并且梳理格拉斯哥气候大会之前两国甲烷减排的驱动因素以及需要填补的空白, 从而进一步推出新的激励政策, 构建新的治理能力。

2.1 中美甲烷减排治理体系

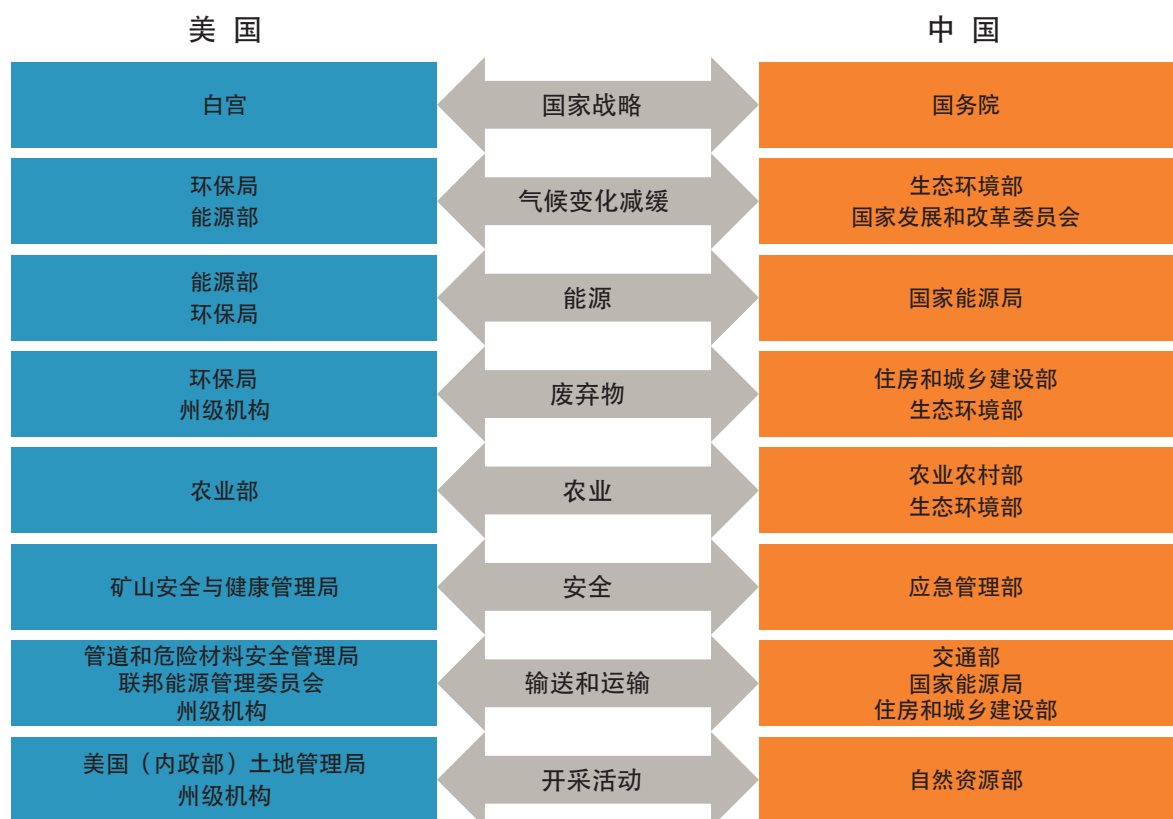
甲烷 (CH₄) 减排是一个需要多部门协作的复杂问题。二氧化碳排放主要来自化石燃料燃烧 (全球近 70% 的二氧化碳排放来自能源部门), 而甲烷排放涉及三个主要部门: 能源、农业和废弃物, 且每个部门都有其自身的专业领域、监管复杂性和不同挑战。此外,

每个细分行业由不同的行政部门主管。这并不是说, 因为与甲烷相比二氧化碳排放的重点部门 (如建筑、交通、工业) 通常仅仅与能源使用有关, 就低估二氧化碳减排的复杂性; 而是说甲烷减排是一项多中心挑战, 需要多部门进行分散式合作治理、提供科技知识。

与甲烷减排相关的关键行政管理要素包括: (1) 制定国家总体战略; (2) 将甲烷排放作为气候变化挑战; (3) 减少和回收能源、农业和废弃物活动的甲烷排放; (4) 防止管道输送和运输过程中的甲烷排放; (5) 出于安全原因, 将甲烷作为爆炸性气体进行监管; (6) 最大限度地减少煤炭、石油和天然气采掘作业过程的甲烷排放 (如通风和泄漏); (7) 鼓励矿产资源保护和利用。图 2.1 列示了美国联邦和中国国家层面负责甲烷减排的主要部委。

值得注意的是, 由于美国采用更加分散的联邦制度和土地产权政策, 其甲烷减排的治理体系比图 2.1 中列出的部门关系更加复杂。这种复杂性对联邦和州两级能源部门产生了更大的影响, 涉及与采矿土地产权相关的租赁法规 (例如, 联邦、美洲原住民部落、州和私人土地)、煤矿和油气开采活动的州级法规、以及州际天然气输送规则。

图 2.1: 中美现有甲烷减排治理体系。



美国环境保护局（EPA）和中国生态环境部（MEE）分别是两国甲烷减排的监管机构。国家发展和改革委员会（NDRC）是中国的宏观经济管理机构，对中国社会经济发展拥有广泛的行政和规划控制权，包括领导双碳目标的达成工作。该机构也是中国多个气候行动的总体规划部门。此外，它还监督资源节约和利用，

如推进资源再利用和再循环的循环经济的发展，这是减少废弃物部门甲烷排放的关键。值得注意的是，在中国，城市和农村固体废弃物主要由住房和城乡建设部（MOHURD）管理，并遵守生态环境部的规定；而在美国，州和地方政府负责垃圾填埋和污水处理，并遵守环境保护局以及其他州和地方的监管规定。

2.2 中美联邦 / 国家政策框架

甲烷减排并非只是气候变化问题，甲烷的多种物理特性使其相关的减排政策具有独特性。例如，与大多数情况下为惰性气体的二氧化碳（CO₂）不同，当甲烷在空气中的体积分数在 5%-14% 之间时，它是易燃易爆的。因此，甲烷是一种温室气体、爆炸危险源和能源 / 工业资源，并影响大气化学反应。这意味着，出于安全和经济利益考虑，即使没有碳市场，甲烷减排的激励性也比二氧化碳减排的激励性更强。通过足够高的捕集利用量，甲烷的减排效益更加容易变现。例如，煤矿瓦斯（CMM）和煤层气（CBM）被视为“非常规”来源天然气，几十年来在中美两国一直得到政策的支持。因此，两国政府已经制定了多项政策直接或间接解决甲烷排放问题。这些政策为今后的行动奠定了基础，有助于确定需要填补的空白。未来政策制定的一个重要原则是，强化甲烷减排现有的驱动因素，并为进一步减排推出新的激励措施。

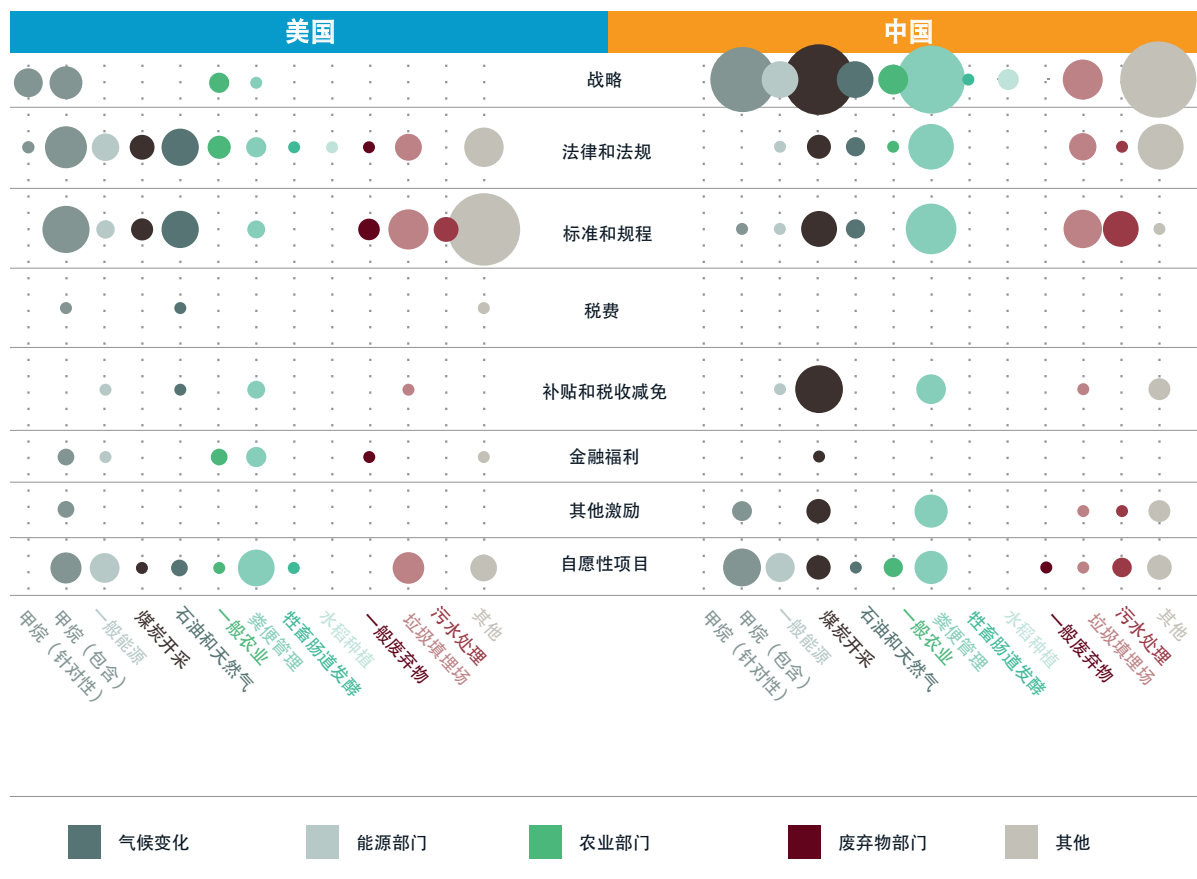
本节对中美两国在联邦或国家层面的现有甲烷相关政策进行了全面和系统的评估和梳理，以识别其中的共性和差异。该分析包括直接针对甲烷减排的政策，以及最初针对煤炭开采安全、工业发展和资源保护等部门目标设定、但具有甲烷排放控制协同效益的政策。

为进行全面的呈现，研究人员从两国的政策数据库中共计整理了 4,000 多份包含关键词“甲烷”及其同义词的政策文件。在此基础上，研究人员选择了约 500 份相关度最高的政策文件进行进一步分析（中美各 250 份左右），并从部门和政策层面对这些文件进行了分类（图 2.2）。其目的是了解如何在各部门及领域（包括气候变化）中解决甲烷排放问题，以及这些部门使用了哪些类型的政策工具，包括战略规划（如行动计划或五年计划）、监管政策（如法律、法规和规则）、基于激励的政策（如碳市场、税收减免、豁免和补贴）和自愿性政策（如试点和政府资助项目）。以下部分（1）围绕政策议程、部门重点和未来需要关注的领域以及首选政策工具，按部门阐述了中美两国之间的共性和差异；（2）识别出了现有的甲烷减排驱动因素；（3）识别出了两国现有政策框架存在的空白。

本章的分析侧重于更好地了解两国现有甲烷相关政策以及历史上使用最多的政策类型。需要注意的是，政策类型本身并不一定代表政策驱动下行动的总体水平、实现现有政策的努力程度或固有难度，也不能直接衡量现有政策或潜在新政策的预计减排量。

图 2.2: 中美甲烷相关政策比较, 按部门或行业和政策类型。

请参阅《决策者摘要》中的关键政策列表。



美国甲烷减排政策发展

在美国, 甲烷和其他温室气体被定义为危害公众健康和福利的空气污染物。甲烷减排作为美国气候变化战略的一部分, 在 1993 年克林顿总统签署的《美国气候变化行动计划》和 2013 年奥巴马总统签署的《气候行动计划》中均有提及。自白宫于 2014 年发布《气候行动方案: 甲烷减排战略》以来, 甲烷减排已成为减缓气候变化的一个重点议题。2015 年, 奥巴马政府制定了美国第一个甲烷减排目标: 到 2025 年, 石油和天然气行业的甲烷排放量相较 2012 年减少 40%-45% (EPA, 2016)。拜登政府于 2021 年发布了《美国甲烷减排行动方案》, 其中详细阐述了国家甲烷减排战略 (U.S. Congress, 2022)。近期, 《2022 年通胀削减法案》(IRA) 作为一项历史性的气候协议获得通过, 旨在帮助美国实现到 2030 年将温室气体排放量在 2005 年基础上减少 40% 的目标, 这是迄今为止美国针对甲烷排放最有力的法案。此外, 美国在第

26 届联合国气候变化大会上共同领导并签署了“全球甲烷承诺”, 承诺签署国 (目前超过 120 个国家) 到 2030 年实现甲烷排放量减少 30% 的集体目标。

甲烷减排于 1992 年通过《能源政策法案》要求的“温室气体自愿报告项目”正式纳入美国国家气候政策议程, 并由能源部实施。这确立了美国温室气体报告计划, 其中包括详细的甲烷排放清单。2009 年, 美国温室气体报告项目 (GHGRP) 成为环境保护局的一项指令, 要求美国大型排放源和供应商每年报告温室气体排放量。根据该项目, 必须监测和报告的甲烷排放源包括地下煤矿、工业废水、市政固废和工业废弃物填埋场以及来自石油和天然气系统的甲烷排放 (EPA, 2010a, 2010b)。尽管美国尚未对燃煤和天然气电力公司的甲烷排放进行监管 (EPA, 2015a, 2015b), 但二氧化碳排放法规以及 2015 年最终确定的针对电力行业的“清洁电力计划”强调了甲烷减排的协同效益。

值得注意的是，美国在区域层面实施了两项强制性和三项自愿性温室气体排放交易计划。其中四项计划涵盖绝大部分部门的甲烷减排和抵消，包括煤炭开采（煤矿瓦斯、废弃煤矿瓦斯、露天煤矿瓦斯和通风瓦斯）¹、石油和天然气、垃圾填埋场、牲畜肠道发酵

和水稻种植。这四项温室气体排放交易体系包括加州配额抵消计划（COP）、气候行动储备（CAR）、Verra的核证碳标准（VCS）和美国碳登记（ACR）（表 2.1）。区域温室气体倡议（RGGI）尚未涵盖甲烷排放。

表 2.1: 美国有关甲烷减排项目的温室气体排放交易计划比较。

信息源自美国环境保护局报告（EPA, 2021a）和计划发布网站。

	COP	CAR	VCS	ACR
类型	强制性	自愿性	自愿性	自愿性
符合条件的项目地点	美国	美国	全球	北美
甲烷类型	煤矿瓦斯、废弃煤矿瓦斯、露天煤矿瓦斯、通风瓦斯、粪便管理	煤矿瓦斯、通风瓦斯、水稻种植、垃圾填埋、污水处理、粪便管理、肠道发酵	煤矿瓦斯、废弃煤矿瓦斯、露天煤矿瓦斯、通风瓦斯、油气、粪便管理、肠道发酵、垃圾填埋、污水处理、水稻种植	煤矿瓦斯、废弃煤矿瓦斯、露天煤矿瓦斯、通风瓦斯、垃圾填埋、污水处理、粪便管理（未执行）、肠道发酵（未执行）、水稻种植（未执行）

表 2.2: 格拉斯哥第 26 届联合国气候变化大会（COP26）以来美国甲烷立法进展。

政策收集截至 2022 年 7 月 27 日。

政策	提出时间	部门 / 行业	当前状况 ²
H.R.2471——《2022 年综合拨款法案》	2021 年 4 月	畜牧业	已立法
《基础设施投资和就业法案》（《2021 年两党基础设施法案》）	2021 年 6 月	油气	已立法
H.R.4521——《2021 年美国创新与竞争法案》	2021 年 7 月	气候变化	解决分歧
《2022 年通胀削减法案》	2021 年 9 月	气候变化	已立法
H.R.6168——《后代保护法》	2021 年 12 月	气候变化	已提出
H.R.6351——《2021 年气候解决方案法案》	2021 年 12 月	气候变化	已提出

¹ 废弃煤矿瓦斯（AMM）、露天煤矿瓦斯（SMM）、通风瓦斯（VAM）

² 于 2022 年 9 月 27 日更新。

政策	提出时间	部门 / 行业	当前状况 ²
S.3400——《边际油井保护法案》	2021年12月	油气	已提出
S.3714——《2022年美国能源独立法案》	2022年2月	油气	已提出
S.3699——《能源部2022年科学促进未来法案》	2022年2月	畜牧业	已提出
S.3822——《能源法规确定性法案》	2022年3月	油气	已提出
H.R.7094——《能源自由法案》	2022年3月	油气	已提出
H.R.7131——《2022年大湖区职权法案》	2022年3月	能源	已提出
H.RES.1148——认识到天然气对美国经济和环境的益处，并认识到天然气是一种可负担的“绿色”能源	2022年5月	油气	已提出
S.4355——《清洁竞争法案》	2022年6月	气候变化	已提出

自第26届联合国气候变化大会以来，美国在甲烷相关立法方面取得了进展。从2021年底至今，14项与各部门或行业甲烷减排相关的国会法案已经提出或取得重大进展（表2.2）。最重要的是，《通胀削减法

案》为甲烷减排行动制定了经济激励措施，包括石油和天然气行业的监测和报告机制。该法案还通过征收费用（称为甲烷费）的方式对石油和天然气生产过程中产生的甲烷废气进行监管（详见专栏2.1）。



@ Miakihiro On Pixabay

专栏 2.1 《通胀削减法案》（IRA）有关甲烷减排的规定

《通胀削减法案》提出将 3,690 亿美元投资到气候变化减缓和清洁能源转型领域。具体而言，其通过部署一套政策工具，包括为甲烷减排行动提供资金、为市场参与者提供税收抵免以及征收甲烷费，从而解决甲烷排放问题。该法案对石油和天然气、农业和废弃物部门的甲烷减排会产生直接影响。甲烷减排成果可通过以下关键措施实现：

1. 加强甲烷监测和报告。

- ▶ 《通胀削减法案》旨在通过从 2022 年至 2031 年向美国环境保护局拨款 2,000 万美元，注入到温室气体减排基金，以提高甲烷排放监测能力。该笔拨款涵盖的活动和赠款包括：（1）预防和控制空气污染的研究和开发计划；（2）制定研究和开发计划的授权活动；（3）空气污染物监测、分析、建模和清单研究；（4）支持空气污染规划和控制计划的赠款。
- ▶ 《通胀削减法案》还旨在通过在 2031 年之前向美国环境保护局拨款 500 万美元，加强温室气体企业报告，从而支持（1）提高企业在气候行动承诺和温室气体减排计划方面的标准化水平和透明度；（2）提高履行前述承诺和执行前述计划的透明度。

2. 规范石油和天然气行业。《通胀削减法案》高度重视这一行业，通过美国环境保护局制定《石油和天然气系统甲烷排放和废弃物减少计划》，综合运用经济激励和惩罚措施。该计划包括：

- ▶ **甲烷减排和监测奖励措施。**截至 2028 年，向美国环境保护局拨款 8.5 亿美元，用于支持甲烷减排活动，包括（1）向适用设施的所有者和运营商提供财政和技术援助，以编制和提交温室气体报告；（2）甲烷排放监测；（3）提供财政和技术援助，以减少石油和天然气行业甲烷和其他温室气体排放，缓解历史遗留的空气污染问题；（4）为社区气候适应力、减少甲烷的工业设备和工艺、减少甲烷排放的创新、永久关闭和封堵非联邦土地上的油井，以及减轻甲烷排放对健康的影响提供资金。
- ▶ **常规井甲烷减排激励措施。**截至 2028

年，向美国环境保护局拨款 7 亿美元，专门用于边际常规井的甲烷减排活动，即其所在地生产率低和 / 或生产成本高的井。

- ▶ **（甲烷）废弃物排放费。**该项费用也被称为“甲烷费”，即针对每年报告超过 25,000 Mt 二氧化碳当量温室气体排放量的设施，对超过该法案中列出的适用废弃物排放阈值的甲烷排放量收取费用。该费用适用于包括陆上和海上石油和天然气生产、陆上天然气输送、加工、收集和增压、地下和液化天然气储存以及液化天然气进出口设备在内的设施。该费用将逐年增加：2024 年为 900 美元 / 吨，2025 年为 1,200 美元，2026 年及以后为 1,500 美元。在多种情况下，废弃物排放费可以享受多项豁免。尽管如此，总的来说，该费用代表了美国一项重大新政策，预计将对整体甲烷排放产生重大影响。

此外，《通胀削减法案》还对从联邦土地和外大陆架提取的所有甲烷征收特许权使用费，包括上游作业期间因排放、燃烧或疏忽释放而消耗或损失的气体，但存在少数例外情况。该法案还可能将陆上和海上特许权使用费费率从 12.5% 提高至 16.67%，甚至在某些情况下提高到 18.75%。

3. 支持农业和农村甲烷减排实践。《通胀削减法案》为促进农业部门甲烷减排工作提供了强有力的激励。近 400 亿美元（约占《通胀削减法案》批准用于气候变化和清洁能源投资资金的 10%）将被用于农业部门。

▶ 额外的农业保护投资

- **环境质量奖励计划。**截至 2031 年，该计划将获得 84.5 亿美元的资金。该资金优先考虑通过饮食和饲养管理来减少牲畜肠道发酵甲烷排放的提案。此外，该项资金还支持农业保护实践，包括与农业生产相关的温室气体减排和捕集 / 封存，并优先考虑通过农业生产管理减缓或应对气候变化的项目和活动，包括减少或避免甲烷排放。
- **保护管理计划。**该计划将获得 32.5 亿美元的资金，用于解决农业活动中的气候变化问题。

- 农业保护地役权计划。该计划将获得 14 亿美元的资金，用于支持该部门的气候行动。
 - 区域保护伙伴计划。该计划将获得 67.5 亿美元的资金，用于支持减少、捕集和封存与农业生产相关的温室气体以及该部门的其他气候行动，包括在该部门利用供应链可持续性承诺和采用甲烷减排付费的模式。
 - ▶ **保护技术援助。**《通胀削减法案》提供 10 亿美元用于支持保护技术援助，并提供 3 亿美元用于实施碳封存和温室气体排放量化计划。该量化计划收集实地数据，以评估与农业活动相关的温室气体减排成果。
 - ▶ **可再生能源电力贷款的额外资金。**该项规定旨在支持农村地区的可再生能源电力发展。截至 2031 年，《通胀削减法案》将提供 10 亿美元的资金，用于支持相关项目的贷款成本。这一行动可通过激励粪便管理中的沼气生产和利用，推动甲烷减排。
 - ▶ **美国农村能源计划（REAP）。**美国农村能源计划是关于农村能源开发的现有重要计划，其中包括沼气回收，这是一种常见的粪便管理技术路径。《通胀削减法案》通过在 2031 年之前提供超过 10 亿美元的赠款资金来加强该计划。此外，截至 2031 年，《通胀削减法案》还将向该计划提供 1.77 亿美元的额外资金，用于支持农村地区未充分利用的可再生能源技术。
 - ▶ **生物燃料基础设施和农产品市场。**截至 2031 年，《通胀削减法案》将拨款 5 亿美元，通过改善混合、储存、供应和分配生物燃料的基础设施，增加农产品燃料的销售和使用。这有助于改善沼气基础设施，从而减少农村地区的甲烷排放。
 - ▶ **美国农业部（USDA）对农村电力合作社的援助。**该项规定通过支持电力合作社建立可靠的零排放农村电力系统，推动农村地区的沼气利用。《通胀削减法案》将在 2031 年前提供 97 亿美元的资金。
- 4. 支持沼气和填埋气的生产和利用。**沼气的生产和利用已经得到了各种农村发展计划和其他政策的支持，以增加沼气或填埋气。《通胀削减法案》提供了额外的激励措施，特别是对 2025 年前开始建设的沼气企业扩大税收抵免。这些激励措施将对粪便管理和废弃物部门产生积极影响。
- 5. 改善能源基础设施。**《通胀削减法案》支持对能源基础设施的新投资，以提高能源相关活动甲烷减排的有效性，如煤炭开采以及油气行业的甲烷回收和利用。能源基础设施再投资融资计划将在 2026 年之前提供 50 亿美元，用于支持能源基础设施的再开发，以避免、减少、利用或封存包括甲烷在内的温室气体排放。《通胀削减法案》中提及的能源基础设施包括发电和电力输送设施，以及化石燃料、石油燃料或石化原料的生产、加工和输送设施。
- 6. 减少气候污染物甲烷的排放。针对温室气体污染的若干规定将有助于甲烷减排。**
- ▶ **温室气体空气污染计划和实施赠款。**《通胀削减法案》提供两项赠款，即温室气体空气污染计划赠款和温室气体空气污染计划实施赠款，以支持符合条件的实体制定并实施减少温室气体空气污染的计划。截至 2031 年和 2026 年，两项赠款将分别达到 2.5 亿美元和 47.5 亿美元。
 - ▶ **温室气体减排基金。**该基金拨付给州和地方政府，在竞争基础上为弱势社区的气候行动提供财政和技术援助。截至 2024 年，该基金将提供 70 亿美元，支持低收入和弱势社区部署或利用零排放技术，并开展温室气体减排活动。截至 2024 年，该基金还将提供 120 亿美元，用于温室气体减排活动的一般援助。此外，还为低收入和弱势社区提供 80 亿美元，用于资金和技术援助。

煤炭开采行业

在甲烷排放被列入气候议题之前，对甲烷排放的关注首先出现在美国能源政策框架中。煤矿安全是甲烷排放控制最初的首要焦点。《煤矿、检查和调查法案》颁布后，联邦政府于1941年开始调查煤矿安全问题。《联邦煤矿健康与安全法案》于1969年首次颁布，并于1977年修订（简称《煤矿法案》）。这是美国目前管理煤矿安全的重要法规。该法案通过监测抽采和通风来控制煤矿甲烷排放，从而将排放量控制在远低于爆炸下限的水平。然而，该法案并不要求采取行动减少甲烷排放，联邦层面也没有制定进一步的法律或法规来强制管控煤炭开采行业的甲烷排放。

除了煤矿安全问题外，煤矿瓦斯（CMM）的资源价值也是美国甲烷减排的驱动因素之一。值得一提的是，在美国政策中，煤层气（CBM）的开发与煤矿瓦斯回收有所不同。煤层气被视为独立于煤炭开采的非常规天然气行业，它指的是永远不会开采的煤层中的甲烷，而煤矿瓦斯是指煤炭开采活动的副产品。在美国，煤层气生产不一定有助于甲烷减排。而在中国，煤层气和煤矿瓦斯通常被认为是相同的，尽管煤层气开发属于石油和天然气行业的活动。这主要由于煤层气开发在很大程度上伴随着煤炭开采活动，而煤炭在中国的能源系统中发挥着重要作用。

然而，这并不意味着在美国煤层气行业与煤矿瓦斯回收无关。为了应对20世纪70年代末的能源危机，1978年颁布的《发电厂和工业燃料使用法案》禁止燃料发电厂使用天然气。然而，不能上市出售的“高成本气体”，包括煤层中的甲烷，被排除在该法案之外，这为煤层气和煤矿瓦斯开发奠定了基础。1980年《能源意外获利法案》进一步鼓励非常规天然气开发，包括煤层气和煤矿瓦斯，以应对能源危机。该法案第29节“生产税抵免”为美国煤矿瓦斯回收提供了强有力的激励。1992年颁布的《能源政策法案》还鼓励使用煤矿中浪费的甲烷作为替代燃料。1993年，美国环境保护局启动了煤层气甲烷回收、利用、减排拓展计划（CMOP），与煤矿企业合作，通过回收和利用项目减少煤矿瓦斯排放。截至2017年，美国有13个活跃的井工煤矿和20个废弃煤矿甲烷（AMM）项目，监管51个废弃煤矿的甲烷回收和使用（EPA, 2019a）。

值得注意的是，在州政府层面，美国多个州已将煤矿瓦斯视为一种重要的替代能源，以帮助其满足可再生能源配额制度（RPS）。该制度规定了电力供应商的总发电量中，由规定能源（如风能和太阳能）所提供的电力总和必须满足一定的最低份额。一些主要产煤州，如宾夕法尼亚州、俄亥俄州、犹他州、印第安纳州和科罗拉多州，已将煤矿瓦斯纳入其可再生能源战略。

石油和天然气行业

几十年来，石油和天然气行业一直是美国排放政策的关注重点。针对该行业甲烷排放的政策主要有三套：（1）配送和管道运输安全；（2）应对气候变化；（3）资源保护和回收。然而，甲烷减排的一些关键法规面临一系列行政和法律方面的挑战，阻碍了这些法规的全面实施（GAO, 2022）。

针对第一个目标——保证配送和管道运输安全，交通部于1993年发布了《商业区外配送管线泄漏调查》，要求使用甲烷泄漏探测器对输送线路进行强制泄漏调查。2016年，《保护管道基础设施与加强安全法案》（PIPES）颁布，并于2020年修订。为促进能源和其他危险品的安全运输，该法案要求美国管道和危险品安全管理局（PHMSA）采取与管道安全相关的监管措施，包括通过更新泄漏检测与修复监管要求，减少甲烷排放。近期，自2021年11月以来，美国管道和危险品安全管理局一直在按照《两党基础设施法案》（BIL）的要求工作。该法案旨在重建美国的基础设施，包括天然气管道，通过制定多项规则，将天然气泄漏产生的甲烷排放降至最低。具体而言，美国管道和危险品安全管理局正在实施基于《两党基础设施法案》建立的天然气输配基础设施安全和现代化赠款计划。该计划在五年内每年提供2亿美元的资金，用于提升城市和农村地区高风险、易泄漏天然气输配基础设施的安全性（PHMSA, 2022）。

第二个目标——应对气候变化——是油、气行业甲烷减排的主要推动力。美国环境保护局于1993年启动了天然气STAR伙伴关系计划。该计划为美国石油和天然气行业实施甲烷减排技术、跟踪行业参与者的自愿减排活动提供了框架。此外，美国环境保护局于2012年发布的《石油和天然气行业新增排放源表现标准》（NSPS）开始管控新增设施排放的空气污染物，主要是挥发性有机物（VOCs）排放。虽然最初只针对常规空气污染物，但这些标准也带动了甲烷排放的减少。2016年《石油和天然气行业：新增、重建和改造排放源的排放标准》修正案首次设定了温室气体排放标准，并具体设定了甲烷排放标准。该规定要求将新增的或大幅升级的湿式密封离心压缩机和气动泵的所有排放物（包括甲烷）减少95%。此外，它还要求所有者及运营商捕获过量排放物并将其输送至某个工艺或火炬，并增加往复式压缩机的甲烷标准。美国环境保护局的规定涵盖原油和天然气生产、天然气输送和储存，然而，其仅对2015年9月18日之后新建、改建或重建的设施有效。在此之前存在的设施不受该规定的约束。由于行政方面的挑战，美国环境保护局取消了2016年的甲烷标准，并在2020年的政策规定中取消了《石油和天然气行业新增排放源表现标准》对运输和储存过程中排放源的要求。2021年，国会恢复了2016年甲

烷标准和要求，但总统根据《国会审查法案》对 2020 年政策规定签署了不予批准的决议（GAO, 2022）。

2021 年，美国环境保护局提出了新标准，进一步解决新增排放源的甲烷排放问题，并首次解决现有排放源的问题。这些标准要求使用零排放技术，定期监测泄漏情况，并解决小型井甲烷排放问题（Watson & LaMair, 2021）。该简要概述突显了美国复杂的监管环境。

《通胀削减法案》涵盖了新增和现有排放源，以及天然气的收集、输送和储存。此外，2022 年《通胀削减法案》旨在通过修订《清洁空气法案》，为边际油井的甲烷监测和减排活动提供经济援助，并对过量的甲烷排放收取费用，从而加强该行业的甲烷减排行动（详见专栏 2.1）。

第三个目标——鼓励资源保护和回收——体现在《防止天然气浪费，征收使用费的生产活动与资源保护》中。该法规由土地管理局（BLM）于 2016 年发布。其源于 1920 年的《矿产租赁法案》，该法案要求土地管理局确保油气运营商“采取一切合理预防措施，防止油气浪费”。土地管理局出台法规的目标是减少生产活动中的天然气泄漏，防止特许权使用费收入减少。该法规取代了 1979 年《向承租人和运营商发出

的关于联邦和印第安陆上石油和天然气租赁、特许权使用费或油气损失赔偿的通知》，并更新了相关规定，以减少在联邦和部落土地上新设施和既有设施油气生产活动中因放空、火炬燃烧和泄漏产生的天然气浪费。这项法规认定甲烷排放是对宝贵资源的浪费，进一步加强了甲烷减排。它要求运营商将排放的甲烷收集起来并用于生产活动，从而减少燃烧；还要求运营商在其井场对相关设备进行泄漏检测和修复（LDAR）。此外，这项法规还规定了在何种情况下因放空、燃烧或泄漏而损失的天然气需要缴纳特许权使用费，以及在何种情况下石油和天然气生产可以就地免除特许权使用费。特别是，当天然气的损失被认为是“可避免”时，需要缴纳特许权使用费；当其不可避免时，则无需缴纳特许权使用费。然而，与美国环境保护局的规定类似，土地管理局 2016 年发布的法规因法律方面的挑战，绝大部分内容被撤销，导致土地管理局恢复到 1979 年的标准（GAO, 2022）。尽管如此，《通胀削减法案》要求对从石油和天然气上游作业中提取的所有甲烷征收特许权使用费，并将特许权使用费费率从 12.5% 提高到 16.67%，最高可达 18.75%。

许多州（包括怀俄明州、加利福尼亚州、科罗拉多州、北达科他州、德克萨斯州和宾夕法尼亚州）对井场的天然气损失和甲烷排放以及挥发性有机物的排放进行了监管（表 2.3）。

表 2.3: 甲烷减排的州级监管要求示例。

来源：修改自 GAO 的报告（GAO, 2022）

	甲烷或挥发性有机物（VOCs）监管	州对现有源的监管	州级泄漏检测和修复（LDAR）程序	设备要求
加利福尼亚州	甲烷和挥发性有机物	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
科罗拉多州	甲烷和挥发性有机物	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
北达科他州	甲烷和挥发性有机物	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
宾夕法尼亚州	甲烷和挥发性有机物	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
德克萨斯州	挥发性有机物	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
怀俄明州	甲烷和挥发性有机物	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

废弃物部门

在能源部门启动此类法规后不久，美国开始对废弃物部门的甲烷排放进行监管。1976年颁布的《资源保护和回收法案》（RCRA）是1965年《固体废弃物处置法案》的修正案，强调固体废弃物是可转化为能源气体的潜在来源。1979年，美国环境保护局颁布了《固体废弃物处置设施和实践分类标准》，其中首次将甲烷确定为与固体废弃物处置相关的主要爆炸源，并表示需要将其控制在爆炸下限以下的水平。1993年，《下水道污泥使用或处置标准》首次认定甲烷是废弃物部门排放的导致全球气候变化的温室气体之一。作为垃圾填埋场污水管理的一项主要法规，该法规要求收集和过滤液以控制甲烷气体，并要求设施所有者在最后使用的下水道污泥处理结束后的三年内监测甲烷气体。出于安全考虑，它还规定污泥处理的甲烷气体体积浓度不应超过爆炸下限的25%。此外，该政策还鼓励甲烷回收。

根据《清洁空气法案》，美国环境保护局于1996年发布的《新增固定源排放表现标准和已有源控制指南：市政固废填埋场》（简称《新增源排放表现标准》，NSPS），将甲烷排放进一步明确为温室气体排放。该标准要求收集垃圾填埋气体，并限制美国一定规模垃圾填埋场的非甲烷有机化合物（NMOCs）排放。尽管这项政策和2016年更新的市政固废《新增源排放表现标准》并未针对垃圾填埋场甲烷排放设定具体目标，但其一直是这些政策的主要关注点，并通过非甲烷有机化合物进行间接监管。对于现有填埋场，环境保护局于2003年发布了《国家危险空气污染物排放标准：市政固废填埋场》（简称《国家危险空气污染物排放标准》，NESHAP），该标准于2016年更新，并于2020年最终确定。该标准规范了自1987年开始运行的主要或区域性市政固废填埋场内危险空气污染物的排放。它要求填埋场的所有者或经营者通过安装收集和控制系统（GCCS）、火炬和燃烧装置或回收处理系统来控制气体排放。对于新填埋场，2016年发布的《市政固废填埋场排放指南与达标时间》及其修正案强调了该法规对甲烷减排的重要性。最新规定将新设施的非甲烷有机化合物排放量限制在不超过34Mg/年（之前为50Mg/年）。此外，美国环境保护局启动了垃圾填埋场甲烷减排拓展计划（LMOP）。这是一项自愿计划，与废弃物部门的行业利益相关者和决策者密切合作，以减少和避免填埋场的甲烷排放。该计划鼓励回收和利用垃圾填埋场产生的沼气。此外，2022年的《通胀削减法案》扩大了沼气公司的税收抵免，将对填埋气体回收和利用产生直接影响。

农业部门

总体来说，与其他部门相比，美国农业部门的甲烷排放受到的关注较少。农业部门的甲烷排放监管尚没有联邦级别的政策。在农业部门甲烷排放的三个细分行业（粪便管理、肠道发酵和水稻种植）中，由于污染和能源回收方面的考虑，粪便管理比其他两个细分行业有更多与甲烷相关的政策。首先，美国通过2003年发布的《国家污染物排放清除系统（NPDES）许可条例与集中式动物饲养作业（CAFOs）污水限制指南和标准》监管粪便排放。该规定确保采取适当措施，有效管理大型集中式动物饲养作业产生的粪便，从而保护国家水质。它还强调甲烷减排具有协同效益。

第二，沼气回收是对来自牲畜粪便的甲烷排放加以利用的重要手段。美国通过各类法律和政策支持沼气生产。《能源政策法案》、《2014年农业法案》和《2018年农场法案》鼓励在农场和农村地区投资和生生物燃料。美国已经建立了多个生物能源计划，包括美国农村能源计划（REAP）和AgSTAR计划。美国为支持沼气生产采取的经济激励措施包括税收抵免（例如可再生燃料生产税收抵免、替代燃料消费税抵免、可再生能源电力生产税收抵免）和担保贷款。

然而，气候变化已成为农业部门日益关注的问题。农业部门甲烷减排最重要的承诺之一是美国农业部（USDA）和美国乳制品生产商在2009年达成的协议，即到2020年将温室气体排放量减少25%。然而，由于2010年至2020年奶牛温室气体排放量增加，减排目标未能实现（EPA, 2022b）。此外，美国农业部在2014年宣布了其气候变化适应计划，该计划阐述了该机构在甲烷减排方面的行动。尽管肠道发酵和水稻种植排放放在现有的政策框架中没有具体阐述，但在美国环境保护局于2010年发布的《燃料和燃料添加剂法规：可再生燃料标准计划的变更》中有所提及，作为可再生燃料生命周期评估的一部分。目前，美国农业部正在组建一个跨部门的沼气机遇工作小组，以促进沼气的收集和使用，用于农场可再生能源应用。农业部还启动了一项基于激励的“气候智慧”农业计划，奖励农民和牧场主的甲烷减排行为。此外，美国农业部即将启动气候智慧伙伴关系倡议，在应用气候友好型供应链的基础上，探索建立农业商品新市场。

最近，2022年的《通胀削减法案》为农业部门气候行动提供了强有力的经济激励。近400亿美元（约占《通胀削减法案》总资金的10%）将被用于支持该部门应对气候挑战（详见专栏2.1）。尽管农业温室气体减排的规定不包括甲烷排放，该部门仍可获得甲烷减排的资金。特别是，环境质量奖励计划支持通过饲料

管理减少肠道发酵的甲烷排放。此外，包括沼气在内的农村可再生能源在资金方面得到了《通胀削减法案》数个计划的大力支持。

中国甲烷减排政策发展

作为一项气候挑战，甲烷减排直到最近才引起中国政府的重视。甲烷目前尚未被列入中国 2030 年碳达峰的任务。尽管中国更新的《2030 年国家自主贡献》（NDC）简要介绍了一些甲烷减排相关工作，如减少能源部门的甲烷排放、开发煤层气，以及加强粪便管理和沼气开发，但甲烷减排并不是强制性要求。不过甲烷并没有完全从中国气候政策中缺失。中国 2060 年碳中和目标涵盖非二氧化碳温室气体，包括甲烷。2005 年，甲烷回收在《清洁发展机制项目运行管理办法》中被列为一个关键领域，这是气候政策文件首次提及甲烷减排的概念（NDRC et al., 2005）。清洁发展机制项目在中国甲烷减排行动中发挥了不可或缺的作用。中国清洁发展机制支持了近 300 个煤矿瓦斯（CMM）、粪便、石油和天然气以及污水相关的甲烷项目³。

2007 年发布的《中国应对气候变化国家方案》展示了中国在煤炭开采、粪便管理和牲畜肠道发酵、水稻种植和市政固废等各个领域减少甲烷排放的雄心。甲烷减排的总体目标在多个国家气候计划中被提及，如《“十二五”控制温室气体排放工作方案》、《“十三五”控制温室气体排放工作方案》以及《国家应对气候变化规划（2014-2020 年）》（NDRC, 2014; The State

Council, 2011, 2016）。2015 年发布的《中共中央国务院关于加快推进生态文明建设的意见》中也提到了这一点，该意见是中国可持续发展最重要的政策文件之一。

虽然尚未就甲烷减排作出具体承诺或制定详细计划，但自 2021 年以来，中国在不断加强解决甲烷排放问题的雄心。《国民经济和社会发展第十四个五年规划（2021-2025）》首次提及甲烷减排问题，这意味着这一议题已经被提上国家政策议程。国家应对气候变化的关键行动计划和战略也涉及甲烷排放，包括 2021 年发布的《2030 年前碳达峰行动方案》和《中共中央 国务院关于完整准确全面贯彻新发展理念做好碳达峰碳中和工作的意见》（The State Council, 2021a, 2021b）。然而，这些国家行动计划中尚未包括直接的甲烷减排目标和要求。在碳市场方面，2012 年启动的中国国家核证自愿减排机制（CCER）已成为甲烷排放的主要排放交易平台。中国国家核证自愿减排机制是指企业自愿开展并经中国政府认证的减排活动。与甲烷相关的核证自愿减排机制涵盖了多个领域，如填埋气、液化天然气（LNG）和沼气项目。2017 年，国家核证自愿减排机制审批暂停。但根据全国碳排放权交易主管机构（2020 年）（MEE, 2020）的意见，国家核证自愿减排机制仍然被认定是甲烷减排的关键方法，这增强了公众对其将很快重启的期待。

自中美共同发布《格拉斯哥联合宣言》以来，中国已发布了十项涉及甲烷减排行动的政策（表 2.4）。

表 2.4: 自格拉斯哥第 26 届联合国气候变化大会（COP26）以来，中国甲烷政策制定进展。

所有政策收集截至 2022 年 7 月 27 日。

政策	发布时间	部门
《加快农村能源转型发展助力乡村振兴的实施意见》	2021 年 12 月	农业
《“十四五”土壤、地下水和农村生态环境保护规划》	2021 年 12 月	农业
《推进生态农场建设的指导意见》	2022 年 1 月	农业
《农业农村污染治理攻坚战行动方案（2021—2025 年）》	2022 年 1 月	农业
《住房和城乡建设部办公厅关于组织申报 2022 年科学技术计划项目的通知》	2022 年 1 月	垃圾填埋

³ 从清洁发展机制数据库中找到了 285 个与甲烷相关的项目。

政策	发布时间	部门
《关于完善能源绿色低碳转型体制机制和政策措施的意见》	2022 年 1 月	气候
《国务院关于印发“十四五”推进农业农村现代化规划的通知》	2021 年 11 月	农业
《“十四五”现代能源体系规划》	2022 年 3 月	能源
《减污降碳协同增效实施方案》	2022 年 6 月	废弃物
《农业农村减排固碳实施方案》	2022 年 6 月	农业

煤炭开采行业

与美国的情况类似，中国对煤炭开采行业甲烷排放的关注最初是出于安全考虑。作为世界上最大的煤炭生产国，中国长期面临煤矿瓦斯相关的安全问题，与煤矿瓦斯相关的爆炸曾造成大量煤矿工人伤亡事故。1952 年发布的《煤矿技术保安试行规程》是煤矿安全中与煤矿瓦斯管控相关的第一部重要法规，该法规已历经几十年的修订（Fuel Industry Press, 1952; MEM, 2022）。基于该法规，中国在 1997 年颁布了《煤矿瓦斯抽放技术规范》。2005 年，中央政府成立了煤矿瓦斯防治部际协调领导小组，决心应对中国煤炭开采行业的这一严峻挑战。在接下来的几年中，针对煤矿瓦斯监测、抽采和排放，中国发布了几项重要法规、规范和标准。其中包括两个重要的关于甲烷排放的定量要求：（1）《煤矿安全规程》中规定，总回风巷或一翼回风巷中瓦斯安全浓度不得超过 0.75%；（2）《煤层气（煤矿瓦斯）排放标准（暂行）（2008 年）》禁止将体积浓度超过 30% 的甲烷放空（Ministry of Environmental Protection, 2008），并要求运营商遵循“先采气、后采煤”的原则。这些规定已成为中国直接控制煤矿瓦斯排放的里程碑。此外，最新的安全规程也要求新煤矿先抽后采（State Administration of Work Safety & State Coal Mine Safety Supervision Bureau, 2016）。

中国已着重强调将煤矿瓦斯及煤层气作为一种能源资源回收和利用，并作为中国解决甲烷排放问题的关键途径。尽管中国尚未为该行业设定具体的减排目标，但一系列气候相关政策文件已经提到，将煤矿瓦斯及煤层气回收利用作为控制甲烷和非二氧化碳气体排放的重要方法，从最初 2005 年发布的《清洁发展机制项目运行管理办法》到最近 2021 年发布的《2030 年前碳达峰行动方案》。然而，促进煤矿瓦斯及煤层气利用工作的开展时间远远早于甲烷被明确纳入中国气候议程的时间（Yang, 2009）。20 世纪 90 年代初，美

国环境保护局为中国的一个煤矿甲烷回收利用项目提供了技术援助和资金支持。联合国开发计划署（UNDP）和全球环境基金（GEF）资助了中国第一个煤层气地面预抽和地下定向钻井示范项目（Yang, 2009）。国际社会的援助加速了中国在煤矿瓦斯及煤层气收集利用方面的政策制定。

煤矿安全和能源安全是煤矿瓦斯及煤层气开发的主要驱动力。1994 年，《矿产资源法实施细则》确认煤矿瓦斯及煤层气为独立的能源行业（Chang & Zhang, 2017; The State Council, 1994）。从那时起，该行业得到了多项政策支持，以实现商业化开发。涉及的主要产业政策包括：（1）2001 年以来的行业五年计划；（2）2006 年国务院发布的《关于加快煤层气（煤矿瓦斯）抽采利用的若干意见》，其中中央政府决定以补贴和税收减免的方式支持煤矿瓦斯和煤层气的回收利用（The State Council, 2006）；（3）2013 年发布的《煤层气产业政策》。根据财政部 2007 年的政策，对将煤矿瓦斯和煤层气作为民用燃气和化学原料使用，提供补贴 0.2 元 / m³，并在 2016 年至 2019 年期间增加至 0.3 元 / m³，根据年产量的超额量调整补贴金额（MOF, 2016, 2019; NEA, 2007）。中国政府还决定，自 2007 年起，煤层气（煤矿瓦斯）电厂上网电价比照生物质发电项目上网电价（补贴电价 0.25 元 / 千瓦）（NDRC, 2007）。2022 年 3 月发布的《“十四五”现代能源体系规划》强调，煤层气和其他非常规天然气资源的开发对中国能源安全至关重要，因此需要进一步给予鼓励，并设定了煤矿瓦斯利用量达到 60 亿立方米的目标（NDRC & NEA, 2022）。

多个地方政府，如山西省和贵州省，也为煤矿瓦斯和煤层气利用提供补贴，并免除开发商煤层气开发的勘探许可费和特许权使用费（MOF & State Taxation Administration, 2007）。此外，允许配备煤矿抽采和回收系统的煤炭企业将安全生产资金用于煤矿瓦斯抽采和利用（有关中国煤矿瓦斯和煤层气政府激励措施

的更多详细信息，请参阅（Yang, 2009））。中国还制定了煤矿瓦斯和煤层气回收和利用的量化目标。根据“十三五”规划，到2020年，煤矿瓦斯和煤层气的利用率目标分别为50%和90%（NEA, 2016b）。此外，在2020年印发的《关于进一步加强煤炭资源开发环境影响评价管理的通知》中，敦促低浓度煤矿瓦斯的回收利用（MEE et al., 2020）。该政策要求在确保安全的前提下利用浓度在8%及以上的煤矿瓦斯，还鼓励进一步探索浓度在2%-8%的煤矿瓦斯以及通风瓦斯的综合利用。然而，尽管“十三五”规划的目标相较于“十二五”规划设定的60%目标有所降低，煤矿瓦斯的利用目标仍未实现。2018年，自然资源部发布了一项政策，规定了包括煤层气在内的多种矿产资源利用下限（Ministry of Natural Resources, 2018），煤层气采收率下限设定为86%，低渗气藏采收率为37%，特低渗气藏采收率则为30%。

石油和天然气行业

与煤矿瓦斯及煤层气相比，甲烷排放问题在石油和天然气行业的政策文件中很少被明确提及。政府也尚未制定油、气行业甲烷减排的直接目标。尽管如此，相关政策中往往隐含着这一目标，从而防止天然气浪费和鼓励节能。例如，2012年发布的《天然气利用政策》（NDRC, 2012b）旨在“提高利用效率和节约利用”。与该行业甲烷减排相关的主要国家政策包括《天然气发展“十二五”规划》，该规划强调发展甲烷回收和天然气节约的技术及政策以引导石油和天然气行业回收和利用甲烷。此外，《页岩气发展规划（2016-2020年）》（NEA, 2016a）也明确指出，在生产活动中需要回收或处理甲烷排放。

近年来，污染控制已成为石油和天然气行业间接控制甲烷排放的新动力。两项重要政策表明，中国决策者对这一问题的认识日益增强：（1）《关于进一步加强石油天然气行业环境影响评价管理的通知》（2019年）（MEE, 2019）；（2）《陆上石油天然气开采工业大气污染物排放标准》（2020年）（MEE & State Administration for Market Regulation, 2020）。前者强调了甲烷泄漏检测；后者设定了空气污染物排放控制的量化目标，包括非甲烷总烃（NMHC）。后者还要求石油和天然气生产商对不能回收或难以回收的甲烷，应经燃烧后放空，以消除排放。如果生产商不能回收也不能燃烧放空甲烷，应报当地生态环境主管部门备案。这项政策是一个里程碑，因为这是中国政府首次对油、气关键行业的甲烷减排提出详细明确的要求。

尽管中央政府没有制定总体的甲烷减排目标，但中国主要的石油和天然气行业主体近期做出了减少其业务活动中甲烷排放的承诺。中国三大石油和天然气生产商——中石油（PetroChina）、中石化（Sinopec）和中海油（CNOOC）（均为中央企业），主导中国的石油天然气行业，合占中国天然气产量的近100%和原油产量的90%以上。他们于2021年成立了中国油气企业甲烷控排联盟，承诺成员企业实现2025年天然气生产过程甲烷平均排放强度降至0.25%以下（PetroChina News, 2021）。迄今为止，已有10家企业加入了该联盟。中石油还承诺到2025年将甲烷排放强度在2017年水平上降低62.3%。中石化也已设定了到2025年将甲烷排放强度降低50%的目标（EDF, 2021）。尽管政府尚未做出官方承诺，但这些大型国有企业的自主行动表明了国家的雄心，这对中国石油和天然气行业甲烷减排至关重要。

废弃物部门

自21世纪初以来，废弃物部门甲烷减排虽然没有受到广泛关注，但已被视为中国气候战略的一部分。2005年，住房和城乡建设部发布了一份政策文件，要求省级政府报送辖区内垃圾填埋气收集利用及市政固废（MSW）焚烧设施部署情况，以支持甲烷减排和中国在《京都议定书》下的气候承诺。2007年发布的《中国应对气候变化国家方案》和《国家应对气候变化规划》（2014-2020年）等文件也提出要通过垃圾填埋气回收利用以及建设市政固废焚烧设施来减少垃圾填埋甲烷排放。《国家环境保护“十一五”规划（2006-2010年）》也提到控制市政固废甲烷排放的期望。

和其他行业的情况类似，中国没有将废弃物部门甲烷作为温室气体进行直接管控，而大多是基于安全、环境污染和资源节约方面的考虑而制定相关政策，尤其是在垃圾填埋场和污水管理方面。特别是，甲烷在污水处理政策中被首次提及。例如，1986年，国务院发布《关于防治水污染技术政策的规定》，其中鼓励从污泥中回收利用沼气，以节约资源。2009年发布的《城镇污水处理厂污泥处理处置及污染防治技术政策（试行）》（MEE, 2009）进一步阐述了污泥处理中的沼气回收与利用。此外，《县（市）域城乡污水统筹治理导则（试行）》（MHURD, 2014）进一步强调了甲烷回收。

1997年，中国发布了第一个城市垃圾填埋场法规，即《生活垃圾填埋污染控制标准》（Agency of Environmental Protection, 1997）。该标准限制填埋场甲烷浓度，并要求通过利用和燃烧等方式处理甲

烷排放。绝大多数填埋场建设和运营标准和规程是出于安全考虑而规定甲烷排放要求 (Ministry of Construction, 2004; MOHURD, 2003, 2009; MOHURD et al., 2010)。而且, 各种垃圾填埋政策也鼓励甲烷即沼气的回收和利用, 包括《“十二五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划》(The State Council, 2012)。此外, 在污染问题和甲烷减排方面, 农村地区废弃物管理仍然是一个重大挑战。中国尚未制定针对性政策来直接解决农村垃圾填埋和污水的甲烷排放, 但在《农业农村污染治理攻坚战行动计划(2021-2025年)》中设定了农村污水处理率达到40%的目标, 为农村地区废弃物部门甲烷减排提供了契机 (MEE et al., 2022)。

值得注意的是, 尽管过去十年中国大规模部署市政固废焚烧设施, 极大地促进了该部门甲烷减排, 但这一政策变化主要是由于可利用土地不足且市政固废产生量激增所造成的, 而不是针对甲烷减排采取的专门措施。“十三五”期间(2016-2020年), 中国市政固废焚烧设施数量增长了110% (China Environment Chamber of Commerce, 2021)。

农业部门

对于农业部门, 2007年发布的《中国应对气候变化国家方案》首次提及了甲烷减排问题, 其中包括减少牲畜粪便、肠道发酵和水稻种植产生的甲烷排放。然而, 在2022年发布三项关键的农业政策之前, 该部门的甲烷排放和气候变化减缓尚未引起国家决策者的关注。第一项关键政策是每年发布一次的“中央一号文件”, 该文件通常被认为是中央政府关于农业和农村发展的最重要政策。2022年发布的文件是首个阐述农业部门应对气候变化行动的中央一号文件。该政策鼓励研发应用减碳增汇型农业技术, 探索建立碳汇产品价值实现机制。第二项政策是《推进生态农场建设的指导意见》, 其中将水稻种植、肠道发酵和粪便管理甲烷减排列为低碳补偿政策支持的重点方向。此外, 农业农村部和国家发改委于2022年6月发布了《农业农村减排固碳实施方案》(MARA & NDRC, 2022)。该政策覆盖了农业部门的甲烷减排, 包括牲畜粪便、肠道发酵和水稻种植, 表明中国解决这一问题的雄心日益增强。然而, 在目前的政策框架中, 对该部门甲烷减排的关

注仍需加强。特别是, 关于动物肠道发酵和水稻种植甲烷排放的具体政策, 现有的政策论述中存在很大程度上的缺失。

相比之下, 在农业部门可持续性相关政策中, 粪便管理得到了更多重视。作为农村地区的主要污染源, 中国2001年发布的《畜禽养殖业污染物排放标准》(MEE, 2001)也对粪便排放进行了规定, 其中强制要求粪便污染治理, 大力鼓励粪便利用。2021年10月发布的《“十四五”全国畜禽粪肥利用种养结合建设规划》, 详细列出了7个区域的粪便管理计划, 包括部署厌氧消化池, 以应对水污染和能源供应挑战。畜禽粪污综合利用率已成为《“十四五”推进农业农村现代化规划》(The State Council, 2022)的强制性目标。该目标已设定为到2025年达到80%以上 (MEE et al., 2022; The State Council, 2022)。作为粪便利用的重要方式, 沼气在中国农村地区粪便管理中发挥了重要作用, 几十年来已经为中国农业甲烷减排做出了贡献 (Mancl, 2020)。

农村沼气生产在中国有着悠久的历史。中国长期以来拥有庞大的农业经济, 即使在今天, 仍拥有世界上最大的农村人口。作为一种清洁能源以及农村发展和环境治理的关键工具, 沼气发展仍然是众多农村发展政策的核心, 近40年来得到了中央政府的大力支持 (The State Council, 1984)。2021-2022年, 促进农村沼气发展已经在《加快农村能源转型发展助力乡村振兴的实施意见》(NEA, 2021)等八项政策中提及。许多政策都强调了减少粪便污染和向农村家庭提供低成本清洁能源的协同效益。正如《国务院办公厅转发农牧渔业部关于进一步发展沼气的报告的通知》所述, 1984年中央政府已决定推进农村地区沼气发展。自1985年以来, 沼气一直被认为是促进生态友好型农业的一种途径 (The State Council, 1985)。沼气大规模发展始于2001年。中国政府为厌氧消化池部署和沼气发电提供了多项补贴 (Qiu et al., 2013)。自2006年以来, 沼气发电一直作为可再生能源享受补贴 (NDRC, 2006b)。自2010年以来, 生物质发电的上网电价为0.75元/kWh (NDRC, 2010)。沼气企业还享受税收减免等其他优惠政策。此外, 2022年发布的《“十四五”现代能源体系规划》再次强调了通过粪便管理实现农村清洁能源供应。

2.3 主要发现和政策不足之处

通过政策梳理和对比我们发现，具有协同效益的政策，尤其是针对作业安全、污染治理和能源安全的政策，为中美两国现阶段甲烷减排行动做出了主要贡献。早在这一问题纳入两国气候变化议题之前，两国就已经采取了控制甲烷排放的相关行动。这很大程度上是由于甲烷是一种爆炸性气体和能源（同时也是一种温室气体），也表明协同作用和共同效益对于甲烷减排的重要性。

- (1) 美国和中国针对煤炭开采、石油天然气生产和输送以及垃圾填埋场和污水处理的甲烷排放，均发布了安全法规，以防止现场爆炸。尽管安全法规对甲烷排放量的减少影响很小，因为它们通常只注重控制甲烷的体积浓度，而不是控制排放总量，但这些法规有助于甲烷排放的监测和检测，这是排放清单数据收集的基础。
- (2) 美国和中国都出台了有助于甲烷减排的污染控制政策。美国针对垃圾填埋行业出台了具有甲烷减排协同效益的污染治理政策。中国近期针对石油和天然气行业的大气污染法规也致力于加强甲烷泄漏检测、甲烷排放回收和火炬燃烧放空（如果无法回收）。此外，两个国家都提出了牲畜粪便污染治理要求，这间接起到了甲烷减排的作用。尽管这些政策可能不会直接解决甲烷排放问题，但对大气污染物的控制和处理要求有助于捕集甲烷排放，进而对其进行燃烧或回收。
- (3) 甲烷的回收和利用对于推动两国尤其是中国的甲烷政策制定起到了重要作用。两国都鼓励或要求在垃圾填埋场、煤炭开采、石油和天然气以及粪便管理领域开展甲烷回收和利用。几十年来，中国把甲烷作为能源节约或利用一直是甲烷减排的主要动力。大多数细分行业（肠道发酵和水稻种植除外）都大力鼓励这种做法。中央和地方政府积极支持回收利用煤矿瓦斯和煤层气以及来自粪便和垃圾填埋场的沼气，近 20 年来一直提供各种补贴。与甲烷燃烧相比，将甲烷作为能源利用还对煤炭等化石能源具有替代作用，因此更有助于减缓气候变化。

其次，中美两国都需要更好地量化各自的甲烷减排目标，并制定实施更多直接支撑这些目标的气候政策。目前，美国相对于中国制定实施了更多针对气候的甲烷减排政策。例如，美国通过在“全球甲烷承诺”（Global Methane Pledge）中倡议 2030 年所有承诺国甲烷减排 30% 的集体目标，量化了甲烷减排目标。美国还要求地下煤矿、工业废水处理、工业废弃物填埋，以及石油和天然气系统进行强制性的温室气体排放报告。此外，美国有四个区域碳排放交易体系覆盖了主要的甲烷排放源，包括废弃煤矿瓦斯、牲畜肠道发酵和水稻种植。对于受这些规定约束的石油和天然气设施（例如，新建设施、位于联邦和美洲原住民土地上的设施），联邦政府还要求直接减少甲烷排放，并进行泄漏检测和修复。这些规定涵盖原油和天然气生产、天然气输送和储存。而中国的甲烷政策框架尚不包含以上内容。

然而，两国目前均未提出针对全经济系统的甲烷减排目标；除油气行业外，也几乎没有部门和行业级的减排目标。美国油气行业设置了一定的强制甲烷减排量化目标（如湿式密封离心压缩机和气动泵的甲烷排放减少 95%），中国则有一些大型油气公司做出了关于甲烷排放强度降低的量化目标承诺（所有企业均为国有企业，占中国石油和天然气产量的 90% 以上）。此外，美国近期通过的《通胀削减法案》尽管在甲烷减排方面雄心勃勃且积极主动，但并没有制定直接的减排目标。尽管该法案为农业气候行动提供了大量财政支持，但在农业部门甲烷减排方面较为笼统和粗糙。因此，这些问题需要联邦政府进一步关注。在中国，尽管多项重要的气候变化相关政策表达了中国解决甲烷排放问题的雄心，但只有少数政策包括明确目标和具体做法。除关于安全和污染的量化技术标准外，中国的很多量化目标是行业发展相关的，如煤矿瓦斯/煤层气和沼气的发展目标等。

第三，中美两国均对不同部门或行业的甲烷问题关注不均衡，因而需要通过必要的部门和行业政策来弥补这种差距。中美分别对煤炭开采和油气行业予以高度重视。同时两国都对牲畜肠道发酵、水稻种植和废弃煤矿瓦斯领域的关注最为不足。

具体而言，美国联邦政府高度重视的部门和行业包括：（1）油气行业，并在该行业采用了一定程度的直接甲烷减排要求和经济激励，以及甲烷排放费；（2）垃圾填埋行业，并在该部门通过具体目标对作为甲烷

排放替代指标的非甲烷有机物 (NMOCs) 进行控制。鉴于其甲烷排放水平，联邦政府对下列部门和行业的关注不足：(1) 牲畜肠道发酵行业，除 2022 年《通胀削减法案》保障的广泛用于农业部门温室气体减排的资金支持机会外，联邦层面为该行业制定的具体监管条例寥寥无几；(2) 煤炭开采行业，除安全规则外，联邦政府没有为该行业的煤矿瓦斯和废弃煤矿瓦斯甲烷减排制定实施过任何法规。然而，自愿计划和州级政策涵盖了煤矿瓦斯和废弃煤矿瓦斯治理 (Denysenko et al., 2019)；(3) 水稻种植行业，现有政策框架几乎没有对该行业开展监管活动。

中国政府高度重视的部门和行业包括：(1) 煤炭开采行业，该行业的煤矿瓦斯及煤层气甲烷回收和相关发展得到了各项产业政策的大力支持；(2) 粪便管理行业，该行业实施强制性的粪便利用，特别是沼气回收得到了普遍推广。中国政府关注最少的部门或行业包括：(1) 牲畜肠道发酵和水稻种植行业，这两个行业没有专门用于甲烷排放治理的政策；(2) 废弃煤矿瓦斯甲烷排放，该领域在现有政策框架中没有得到针对性的管理。

最后，中美两国常用的政策类型各异，这为两国之间进行经验分享和政策交流学习创造了机遇。为实现甲烷减排目标，美国主要运用监管性政策工具和多元化的经济激励措施，而中国则更倾向于采用规划性工具（特别是鼓励甲烷利用的产业政策）以及对甲烷减排的补贴和税收减免。政策性工具是政府用来实现政策目标的技术。本研究将主要政策性工具分为了四种类型：规划性工具（如五年规划、行动计划）、监管性工具（如法律和规则）、经济性工具（如补贴、税收减免、碳市场）和自愿性工具（如试点、计划）。更详细的分类情况请见图 2.2。

- (1) 美国已针对甲烷相关政策目标使用了大量监管性工具，通过提出强制要求和法律合规来限制甲烷排放。违反这些规定可能会受到处罚。中国则使用了更多规划性工具，如五年规划、产业政策、行动计划或指南等，这些规划性工具不一定要求法律强制。然而，这并不意味着这些战略规划政策不重要；相反，这通常表明，该问题已获得高度政治关注，并将得到中央政府的大力支持，特别是如果该问题在关键战略政策（如五年规划）中得到具体阐述。对甲烷政策的监管与规划偏好也表明，两国对甲烷排放持不同观点，即美国更倾向于将甲烷排放视为一种气候污染物，需要制定法规来减少排放；而中国将甲烷排放视为可利用的资源以及需要支持推动的新兴产业。
- (2) 美国和中国都为甲烷回收提供了经济激励。例如，两国的能源政策都鼓励从粪便和垃圾填埋场回收沼气。然而，中国倾向于采取补贴和税收减免等主要经济手段，而美国更倾向于提供联邦拨款、税收抵免和优惠性贷款（《通胀削减法案》重点内容）。此外，美国区域碳市场涵盖了所有细分行业的甲烷排放，包括废弃煤矿瓦斯和水稻种植。在中国，2021 启动的全国碳排放权交易市场 (ETS) 尚未开始甲烷排放交易。然而，2017 年暂停的中国国家核证自愿减排机制 (CCER) 可能很快将重新启动。

图 2.3: 主要发现汇总。

本图表对中美甲烷减排相关的重点政策领域进行了总结。图上“气候变化”一栏中的*号表示美国基于气候变化原因部分承诺了甲烷减排目标。“油气行业”一栏中的*号表示中国只有油气公司层面甲烷减排目标。

部门/行业	安全监管政策	污染监管政策	温室气体导向型监管政策	直接减排目标	国家层面的甲烷回收激励	强制性温室气体排放报告	碳市场
气候变化	●	●	●	○*	●	●	●
煤炭开采 (煤矿瓦斯)	● ●	●	○	○	●	●	●
煤炭开采 (废弃煤矿瓦斯)	○	○	○	○	○	○	●
石油和天然气	● ●	● ●	●	● ●*	●	●	●
输送、泄漏 和储存	● ●	● ●	○	○	●	●	●
新增源	● ●	● ●	●	●	●	●	●
已有源	● ●	● ●	○	○	●	●	●
垃圾填埋场	● ●	● ●	●	○	● ●	●	●
新增源	● ●	● ●	○	○	● ●	●	●
已有源	● ●	● ●	○	○	● ●	●	●
污水处理	● ●	● ●	○	○	●	●	●
粪便管理	●	● ●	○	○	● ●	○	●
牲畜肠道发酵	●	●	○	○	●	○	●
水稻种植	●	●	○	○	●	○	●

● 美国
 ● 中国
 ● 不适用
 ○ 无

03 | 甲烷排放历史数据的不确定性

@ Image from PxHere



要制定有意义、有雄心、有效力的政策行动和目标，离不开能够准确反映甲烷排放实际情况的历史数据。然而，由于甲烷排放过程的复杂性，对人为甲烷排放的估算充满了挑战。大部分甲烷排放来自煤矿、石油和天然气作业等逸散排放源，或是水稻浸种、畜牧业、垃圾填埋等生物排放源；而这两类排放源的甲烷排放速率取决于排放场所的具体情况和作业程序，因此存在高度不确定性。甲烷排放的估算常采用两种方法：

(1) 基于历史活动水平，利用排放因子或过程模型进行自下而上的排放量估算；(2) 通过对大气进行测量，一般还会结合大气模型的计算结果，对某地区排放进行自上而下的估算。自上而下的估算方法具有反映实际情况的优势，如利用地面站、飞机和卫星等观测数据，但无法准确区分自然和人为源排放，而自下而上的清单方法提供了关于排放部门来源的更多细节。

通过综合文献回顾和数据收集，我们比较了9个自下而上的排放清单和12个自上而下的排放清单的甲烷排放情况，从而描述中美能源（如煤炭、石油和天然气）、农业（如水稻种植、牲畜肠道发酵和粪便管理）以及废弃物（如污水处理和垃圾填埋）等多个细分行业中人为甲烷（CH₄）排放的特征。我们还比较了4个提供网格化数据的清单中甲烷排放的空间分布情况。这一研究有助于我们深入了解甲烷排放的重点地区，并确定可能采取早期行动或开展试点项目的地区。同时，由于排放位置对于降低甲烷排放估算的不确定性至关重要，此研究还有助于我们了解排放清单的估算差异。

通过比较不同清单的历史排放，我们可以实现以下目标：1) 了解美国和中国甲烷排放的特征和动态；2) 评估清单差异的来源；3) 阐明在估算甲烷排放和制定国家温室气体清单方面需要进一步改进的方向；4) 明确两国在甲烷排放方面潜在的合作领域。

3.1 甲烷排放现状

根据 GMI (2022) 的数据，中国和美国分别是全球第一和第三大甲烷排放国，两国的甲烷排放合计约占全球甲烷排放总量的 25% (GMI, 2022b)。两国的甲烷排在排放规模、部门或行业构成、以及时间变化趋势上，均呈现出不同。在两国都存在国家通报的排放数据的最新年份，即 2014 年，中国和美国甲烷排放总量分别为 55 太克甲烷 (太克甲烷) 和 28 太克甲烷 (图 3.1) (China NCCC, 2018; EPA, 2022a)。其他清单显示，中国的甲烷排放量在 2014 年之后持续上升，并在 2015 年达到了自 1990 年以来的最高水平。随后，2016 年排放总量有所下降，但之后又呈现出波动上升的趋势。美国甲烷排放总量自 2014 年以来总体呈下降趋势，2014 至 2016 年期间持续减少，2016 至 2018 年之间略有上升，但之后又回归下降趋势。

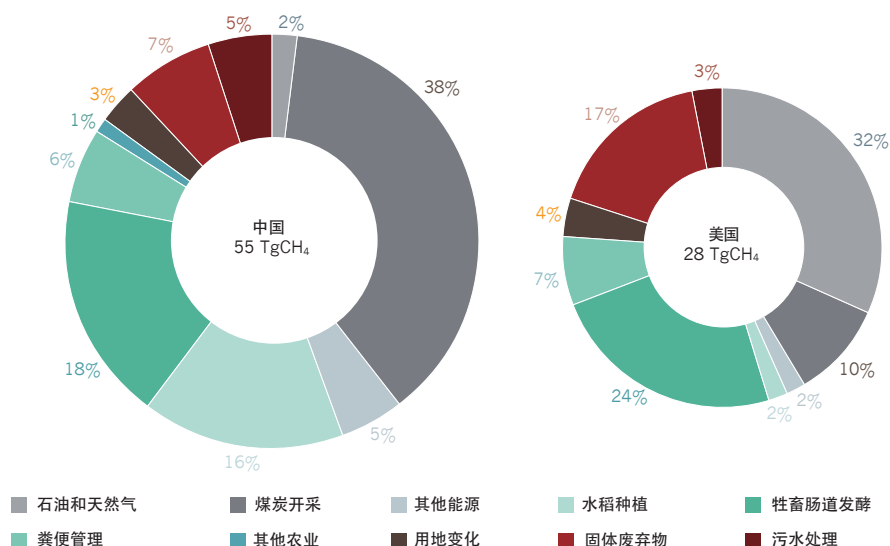
根据国家通报的数据，中国和美国甲烷排放主要来自能源、农业和废弃物部门 (图 3.1)。其中，两国能源部门的甲烷排放量均约占排放总量的 40% (China NCCC, 2018; EPA, 2022a)。具体而言，

中国能源行业甲烷排放主要来源于煤炭生产，石油和天然气生产的甲烷排放仅占很小的比例；而在美国，石油和天然气生产占到了甲烷排放量的近 1/3，煤炭生产只占排放总量的 10% 左右。农业部门在两国甲烷排放总量中的占比均超过 1/3。中国农业部门的甲烷排放主要来自畜牧业和水稻种植。两国畜牧业的甲烷排放都主要来自肠道发酵，少量来自粪便管理。废弃物部门对中国和美国的甲烷排放贡献较大，在中国的甲烷排放占比略高于 1/10，在美国则略高于 1/5；两国废弃物排放甲烷均有过半来自固体废弃物，其余则来自污水处理。固体废弃物处理部门包括管理和未管理的固体废弃物处置场，如垃圾填埋场。

然而，不同的甲烷排放清单与国家通报的历史数据并不完全一致。本报告通过评估不同清单的估算结果，旨在了解不确定性的主要来源和不同清单估算方法之间的差异，从而为识别政策优先领域和目标设定提供全面的信息参考。

图 3.1: 2014 年中国和美国甲烷排放来源构成。

该图表基于两国的国家排放清单（数据）。中国在 1994、2005、2010、2012 和 2014 年编制了官方的温室气体（GHG）排放清单；美国作为《联合国气候变化框架公约》“附件一”国家，每年提交国家温室气体排放清单。由于 2014 年是两国都存在官方温室气体排放清单数据的最新年份，本报告在此对两国 2014 年甲烷排放进行比较。注：图上“其他能源”指除煤矿和油气逸散排放外，其他与能源相关的甲烷排放；由于数据舍入取整，两国各自的部门或行业占比总和可能不等于 100%。



3.2 中国和美国甲烷排放总量

本报告所比较的清单包括了采用自上而下和自下而上的不同方法来测量美国和中国不同部门或行业的甲烷排放。自下而上的清单包括社区排放数据系统（CEDS）、全球大气研究排放数据库（EDGAR）6.0 版本、美国环境保护局（EPA）全球非二氧化碳预测和减排潜力报告、粮农组织统计数据库（FAOSTAT）、温室气体·大气污染相互作用和协同模型（GAINS）第 4 版、全球燃料开采清单（GFEI）第 2 版、中华人民共和国初次报告、第二次和第三次气候变化国家信息通报及中华人民共和国第一次和第二次两年更新报告（China NCCC）和《美国温室气体排放和碳汇清单》（U.S. GHGI）。由于收集年份不同，我们比较的 EPA 和 U.S. GHGI 数据之间略有差异。EPA 数据来自 2019 年的全球报告，而 U.S. GHGI 数据包括了 2022 年 4 月的最新更新。大多数清单提供了自下而上的国家级数据，但有一些例外情况。例如，全球甲烷预算（GMB）同时提供了自下而上和自上而下清单数据，覆盖了 2000-2009、2008-2017 年的年平均数据及 2017 年的具体数据。我们还从已发表的文献中收集了自上向下的清单估算数据，和自下而上的清单估算数据进行比较（Chen et al., 2022b; Deng et al., 2022; Lu et al., 2021a; Miller et al., 2019; Qu et al., 2021; Sheng et al., 2021; Stavert et al., 2022; Wang et al., 2021; Worden et al., 2022; Zhang et al., 2021b）。

不同的自下而上清单，其活动水平数据和排放因子均可能使用不同来源的数据。其中，能源部门活动数据的主要来源包括国际能源署（IEA）的《世界能源平衡》和《世界能源展望》、能源信息管理局（EIA）的《国际能源展望》和英国石油公司（BP）的《世界能源统计评论》；农业部门活动数据主要来自于联合国粮农组织（FAO）；废弃物部门活动数据则多参考国际能源署的《世界能源展望》和联合国粮农组织的信息。美国和中国的排放因子和活动水平数据均在通用报告格式（CRF）表中向《联合国气候变化框架公约》（UNFCCC）提交，并在多个清单中使用。排放因子也因清单而异，政府间气候变化专门委员会（IPCC）默认的排放因子最常用，但是也有一些清单使用了特定部门或行业的排放因子。后续章节将特别讨论特定部门或行业的排放因子或活动数据调整。了解更多关于本研究所使用清单的信息，请参阅技术附录（S3-S4）。

2014 年，中国的人为甲烷排放量估算范围为 52.9-66.9 太克甲烷，美国为 25.6-27.7 太克甲烷。近期年份中，由于新的自上而下清单的公布，排放估算的范围和不确定性进一步加大。例如，2017 年，中国和美国的估算范围分别为 40.0-70.7 太克甲烷和 22.0-42.9 太克甲烷。

对于中国而言，包含时间序列数据的清单在长时期内呈现出的趋势高度一致，即中国甲烷排放总量在1990年至2020年期间有所增加。这主要是由于能源和废弃物部门甲烷排放量的增加。在2000年至2010年期间，甲烷排放由34.6-47.3太克甲烷增加到49.6-62.0太克甲烷，增幅为31%-43%。与前十年相比，2010年以来中国甲烷排放量的增长速度已经放缓（Liu et al., 2021）。在2012年至2015年期间，除CEDs、EPA和Sheng et al. (2021)的清单之外，所有清单都显示排放量已经达到峰值并开始下降；而在2016年之后，EPA、CEDs和Sheng et al. (2021)的清单显示出排放量在2016年后又略微增长的趋势（图3.2）。

美国国家通报的数据显示，其甲烷排放量从1990年至2020年期间减少了约4.8太克甲烷。自下而上的清单数据总体趋势一致，即从1994年至2005年

排放量下降，从2005年至2008年之间略有增加，然后在2016年之前持续下降，最新可用的数据显示在此后略有增加。排放量在2000年之前达到峰值，此后逐渐下降（图3.2）。

为了更好地了解自下而上和自上而下的清单排放量估算数据之间的差异，我们在收集数据最多的年份，即2017年，找到了清单中估算排放量的中位数和该中位数上下的标准偏差（图3.3）。不同部门或行业 and 不同国家的不确定性各不相同。例如，美国的石油和天然气排放以及总排放估算值的不确定性较高，部分原因在于美国石油和天然气排放的自上而下估算值存在很大差异。2017年，中国的各种清单数据中，水稻种植、牲畜肠道发酵、煤炭开采和污水处理等排放估算值的不确定性较高。由于不同清单中美国和中国的甲烷排放量存在差异，进一步了解两国关于关键甲烷排放源的清单方法学，对理解历史排放数据至关重要。

图 3.2: 中国和美国全国甲烷排放总量。

由于温室气体-大气污染相互作用和协同模型（GAINS）没有美国数据，因此图上只有中国图表包含了GAINS模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为甲烷制定的不确定性区间（-8% - +11%）（EPA, 2022b）。图上出现的许多清单仅提供数年内的年均排放数据；为方便这类数据的呈现，图表中将其作为所在平均时段最末年份上的一个单一数据点。由于全球甲烷预算（GMB）的数据是多个清单的集合，为体现不同清单的排放数据范围，图上只呈现了GMB数据的最大和最小值。阴影区域代表所有自下而上清单的排放数据区间。图上三角形数据点代表自上而下（清单）的数据；图中涉及的自下而上清单包括：社区排放数据系统（CEDs）、全球大气研究排放数据库（EDGAR）、EPA、GAINS，以及中华人民共和国初次报告、第二次和第三次气候变化国家信息通报及中华人民共和国第一次和第二次两年更新报告（China NCCCC）和《美国温室气体排放和碳汇清单清单》（U.S. GHGI）。来源：（Chen et al., 2022b; Deng et al., 2022; Lu et al., 2021a; Miller et al., 2019; Qu et al., 2021; Sheng et al., 2021; Stavert et al., 2022; Wang et al., 2021; Worden et al., 2022; Zhang et al., 2021b）

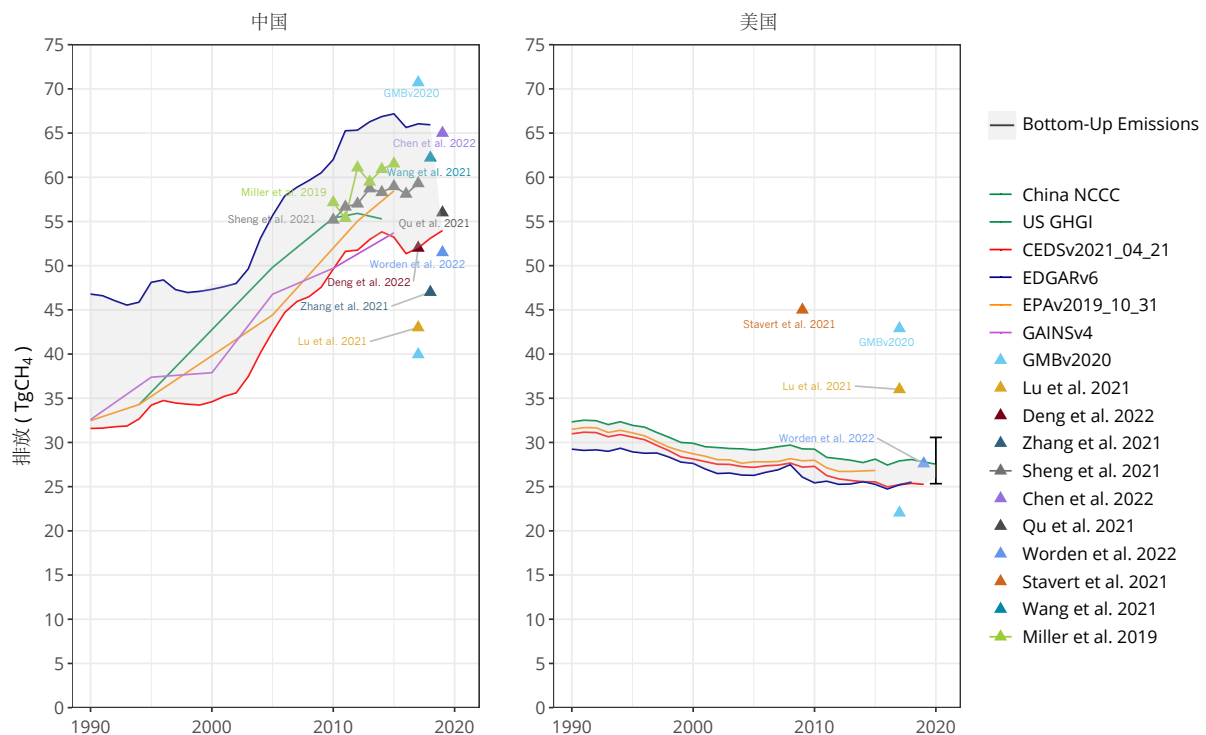
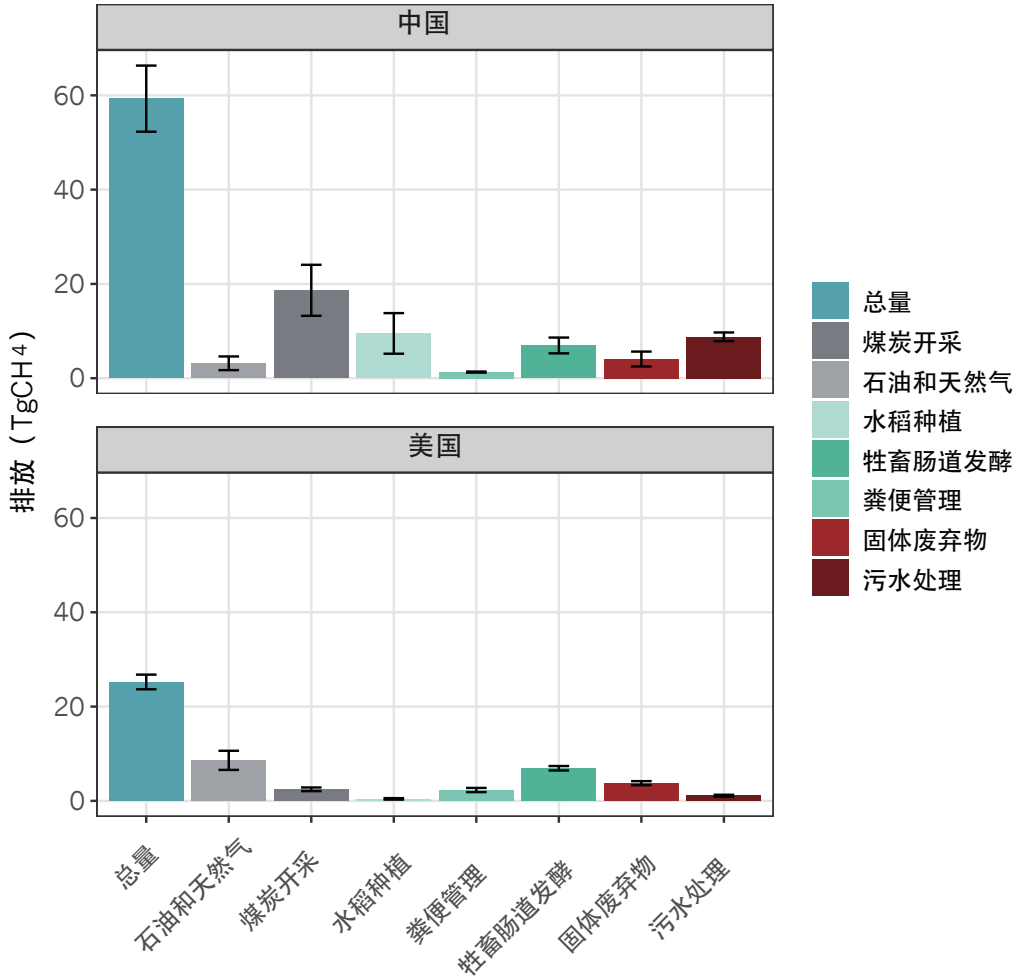


图 3.3: 清单估算的 2017 年中美各部门或行业甲烷排放及不确定性。

由于综合各个清单 2017 年数据最全，柱状图表示图 2 包括的所有清单中各部门或行业 2017 年估算排放量的中位数；误差线表示各部门或行业排放量在中位数 ± 1 个标准差的范围。



3.3 能源部门活动的甲烷排放

中美两国在能源生产方面都严重依赖化石燃料。中国是世界上最大的煤炭生产国，美国则是最大的天然气和石油生产国 (EIA, 2019)。鉴于甲烷排放很大部分来自化石能源生产，提高历史估算数据的准确性对于甲烷减排至关重要。

煤炭开采行业甲烷排放的不确定性

中国和美国在 2020 年分别是全球第一和第五大煤炭生产国 (IEA, 2021b)，因此对于这两个国家来说，煤炭开采行业是甲烷减排的一个重要领域。

在美国，不同清单呈现的煤炭开采行业的甲烷排放规模和长期趋势基本一致。2014 年的排放量范围为 2.5-2.8 太克甲烷；2015 年之后，排放量下降速度有所变化 (图 3.4)。所有清单均显示，美国的甲烷排放量总体呈下降趋势，这可能是两方面因素共同作用的结果：一是煤炭产量的下降，煤炭产量在 2007 年或 2008 年达到峰值 (Mendelevitch et al., 2019)；二是煤炭开采作业中释放甲烷的利用率提高。2020 年，地下煤炭开采造成的甲烷排放中，约 48% 被回收利用，而 2005 年的回收利用率仅为 28% (EPA, 2022b)。

相比之下，中国的煤炭开采行业甲烷排放量自 2000 年来一直呈上升趋势，但增长在 2010 年左右开

始放缓，且大多数清单显示，2012-2015年的排放量保持不变或有所下降（图 3.4）。部分清单显示 2012-2015 年后排放量有所减少。这可能与中国的煤炭减产有关——煤炭产量在 2013 年达到峰值后开始下降，并一直持续到 2016 年（NBS, 2021）。然而，另外一些研究表明，甲烷排放的下降幅度不及煤炭产量的下降幅度，废弃煤矿的甲烷排放抵消了一部分因煤炭产量下降带来的潜在减排效益（Sheng et al., 2021）。因此一些清单（如 CEDS 和 Sheng et al. (2021)）显示 2015 年后甲烷排放呈增加趋势。此外，2017 年后煤炭产量又开始增加。最近的分析显示，2022 年煤炭产量比 2021 年高出 11%（Xu, 2022）。

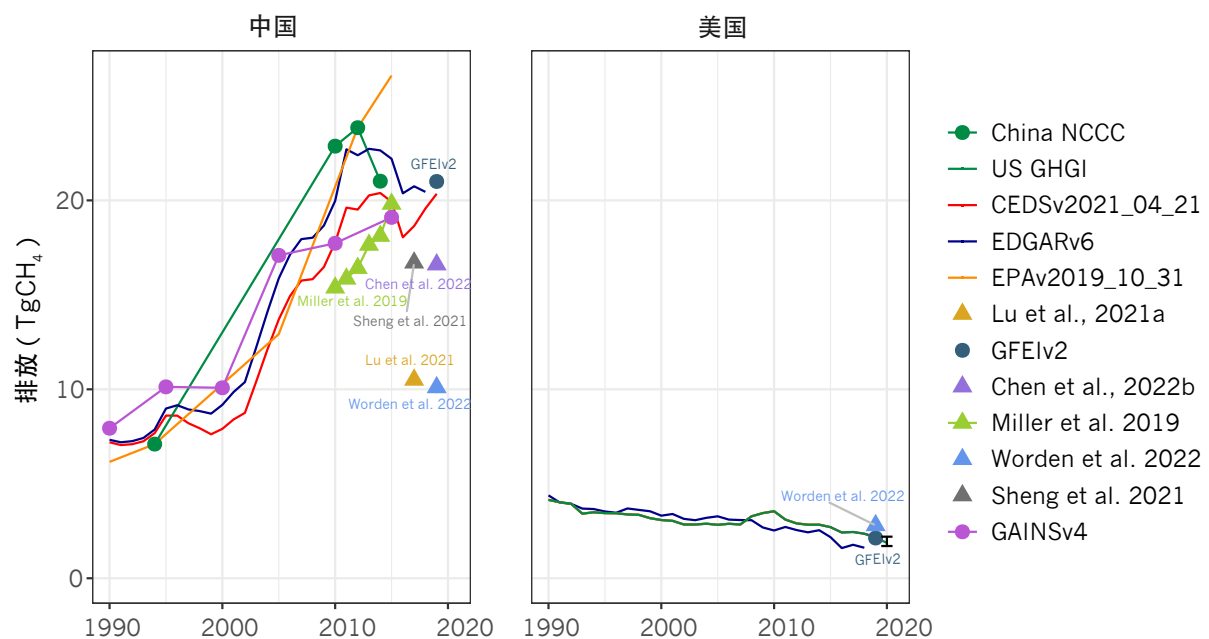
除近期研究中的几个自上而下清单（估算煤炭开采行业甲烷排放量较低）以外，大多数清单对两国甲烷排放的估算结果都比较一致。在中国，自上而下和自下而上清单之间的差异可能源于地理空间信息的不同（Sheng et al., 2021），以及自下而上清单排放量估算可靠性、精致度和波动性的高度不确定性（Cheewaphongphan et al., 2019）。自下而上清单的排放因子可能无法反映近期中国煤炭生产的变化趋

势（Chen et al., 2022b），包括煤炭生产向西北地区的转移（西北地区的煤炭甲烷排放低），过去十年因煤炭去产能政策关闭了低效率的矿井，以及目前地下和露天开采之间的比例（Gao et al., 2021）。此外，从 2010 年至 2019 年，中国的煤层气利用率提高了约 25%，这一点可能也没有反映在排放因子中（Lu et al., 2021b）。

此外，自下而上清单之间的巨大差异可能源于特定区域的活动水平数据和排放因子的差异。已有研究发现，EDGAR 和 EPA 使用的排放因子高于其他煤炭开采行业排放清单，因此排放估算值较高（Gao et al., 2020; Lin et al., 2021）。排放因子受一个地区的地质、矿井深度和煤炭特征的影响（Gao et al., 2020; Zhu et al., 2017），可能需要采用省级排放因子对煤矿瓦斯进行充分评估。研究表明，与活动水平数据相比，地下煤炭开采的排放因子差异可能是导致清单不确定性的一个更重要因素。同时，关于露天和地下煤炭的开采比例的假设也是影响估算结果的重要因素（Gao et al., 2020）。

图 3.4: 煤炭开采行业的甲烷排放。

由于温室气体-大气污染相互作用和协同模型（GAINS）没有美国数据，因此图上只有中国图表包含了 GAINS 模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为煤炭开采行业甲烷排放制定的不确定性区间（-9% - +17%）（EPA, 2022b）。图上出现的许多清单仅提供数年内的年均排放数据；为方便这类数据的呈现，图表中将其作为所在平均时段最末年份上的一个单一数据点。图上三角形数据点代表自上而下（清单）的数据。由于美国的几个清单估算数据重叠，因此图中并没有显示所有清单。



专栏 3.1: 中国煤炭开采行业的具体清单假设

所有自下而上的清单都考虑到中国的地区差异，对其煤炭相关排放的标准方法做了一些调整。EDGAR 使用了煤质研究的结果，采用了不同的排放因子，而 GAINS 清单则根据近期国家级分析的估算值校准了排放量 (Peng et al., 2016)。EPA 的清单对煤炭生产的不同阶段

采用了细化的排放因子假设，包括煤矿瓦斯排放 (VAM)、采矿和采矿后的过程。GFEI 清单使用区域生产信息和国家通报的排放数据估算排放量。Sheng et al. (2021) 使用了中国国家煤矿安全监察局 (SACMS) 10,093 个运营矿井的甲烷排放报告数据。更多信息见技术附录 (SI)。

专栏 3.2: 废弃煤矿瓦斯

对中国而言，煤炭开采行业中的废弃煤矿瓦斯排放将成为一个日益重要的排放来源。根据 Kholod 等人 (2020) 的研究，在煤矿关闭后，甲烷将持续排放超过 8 年，随着关闭的煤矿数量逐年增加，2010 年全球废弃煤矿瓦斯的排放量可能被低估了 50% (Kholod et al., 2020)。目前，中国的废弃煤矿瓦斯排放量仍存在很大不确定性 (Gao et al., 2021; Peng et al., 2016; Zhang et al., 2014)。

根据 EPA (2022b) 的数据，美国废弃煤矿瓦斯排放量从 1990 年的 0.29 太克甲烷下降到 2020 年的 0.23 太克甲烷，占年煤炭相关甲烷排放总量的约 7% 到 12%。废弃煤矿瓦斯排放量的变化主要取决于统计年份内关闭的矿井数量以及矿井运行时的排放规模。由于美国 1994 年至 1996 年关闭了大量气矿 (排放量大于 100 mcf 的矿井)，废弃煤矿瓦斯的排放量在 1996 年达到峰值 0.40 太克甲烷 (EPA, 2004)。虽然存在波动，美国废弃煤矿瓦斯排放量自 1996 年以来持续下降，到 2020 年仅为 0.23 太克甲烷。甲烷回收和利用的增加是废弃煤矿瓦斯排放量下降的原因之一，1990 年美国废弃矿井排放的甲烷几乎没有回收，2020 年的回收率达到 31% (EPA, 2022b)。

作为非附件一国家，中国在向《联合国气候变化框架公约》报告时不需要报告废弃煤矿瓦斯排放量。大多数自下而上的煤炭相关甲烷排放清单没有计算中国的废弃煤矿瓦斯排放 (Hoesly et al., 2018; Liu et al., 2021; Olivier & Peters,

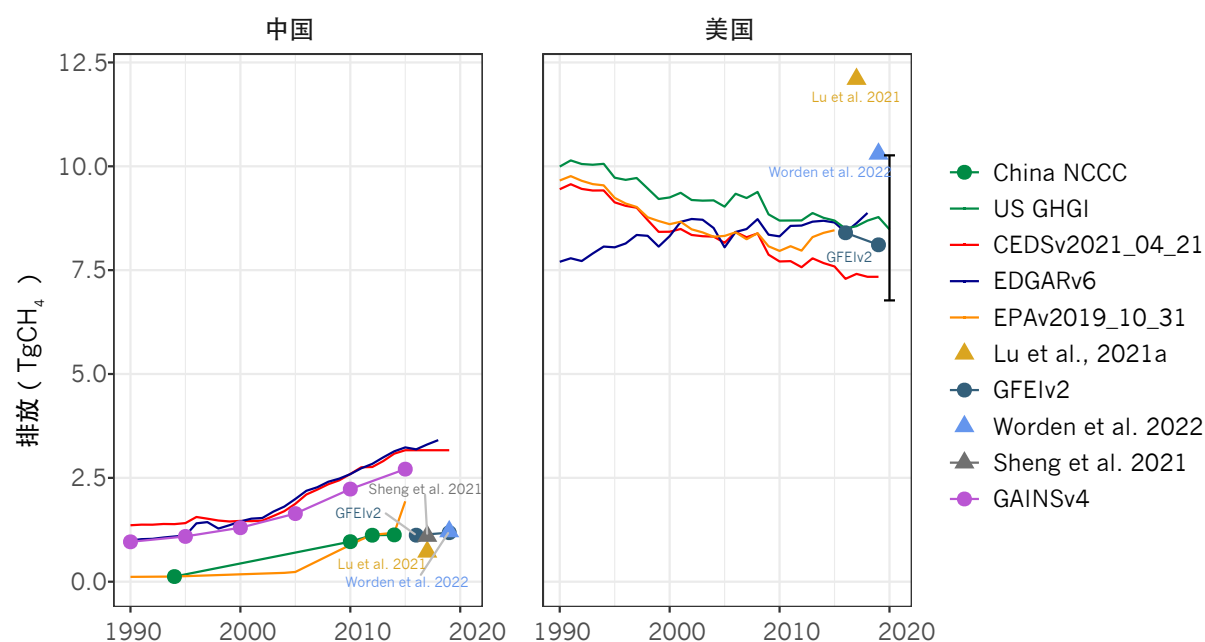
2020; Sheng et al., 2021)，另一些自下而上的清单包括了中国的废弃煤矿瓦斯排放的估算数据，但没有将废弃煤矿瓦斯排放与煤炭开采行业总排放分开报告 (China NCCCC, 2018; Kholod et al., 2020; Schwietzke et al., 2014)。多项研究对废弃煤矿瓦斯排放量进行了估算，包括一项 2015 年的美国研究，该研究发现废弃煤矿瓦斯排放量大约相当于活跃煤矿甲烷排放量的 13% (EPA, 2017)。基于这项研究，GAINS 模型假设非附件一国家的废弃煤矿瓦斯排放量相当于活跃煤矿硬煤开采排放量的 10% (Höglund-Isaksson et al., 2020)。其他对废弃煤矿瓦斯的估算值可能高达煤矿排放量的 17% (Kholod et al., 2020)。

区域研究发现，1998-2005 年中国废弃煤矿瓦斯排放量迅速增加 (Chen et al., 2022a)，因为中国政府自 1998 年开始实施煤矿关停政策，到 2005 年关闭了一半以上的小煤矿 (Bai et al., 2012; Lu et al., 2020)。2006-2015 年，中国的废弃煤矿瓦斯排放量总体呈下降趋势，这与中国“十一五”和“十二五”期间颁布实施了一系列淘汰产能落后煤矿的政策相一致 (NDRC, 2006a, 2012a)。2015 年至 2017 年期间，中国废弃煤矿瓦斯排放估算量从 1.6-3.9 太克甲烷增加到 2.0-4.9 太克甲烷，然后在 2019 年下降到 2.1-4.7 太克甲烷 (Chen et al., 2022a; Gao et al., 2021)。在收集的清单中，2015 年废弃煤矿瓦斯排放量占煤矿排放量中位数的百分比为 7%-18%，2017 年为 11%-26%，2019 年为 13%-28%，表明排放量可能超过先前研究中所使用的 10% 或 13% 的估算值。

石油和天然气行业甲烷排放的不确定性

图 3.5: 石油和天然气行业的甲烷排放。

由于温室气体-大气污染相互作用和协同模型 (GAINS) 没有美国数据, 因此图上只有中国图表包含了 GAINS 模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为石油和天然气行业的甲烷排放制定的不确定性区间 (-20% - +21%) (EPA, 2022b)。图上出现的许多清单仅提供数年内的年均排放数据; 为方便这类数据的呈现, 图表中将其作为所在平均时段最末年份上的一个单一数据点。图上三角形数据点代表自上而下 (清单) 的数据。



2021年, 美国是全球石油和天然气的主要生产国, 中国在全球石油生产中排名第五, 天然气生产中排名第四 (EIA, 2022a)。尽管两国的排放规模不尽相同, 但两者的清单估算都存在很高的不确定性。

大多数全球清单中的美国数据高度一致, 2014年的范围为 7.7-8.8 太克甲烷 (图 3.5)。但是在唯一的自上而下清单中, 美国石油和天然气的数据 (Lu et al., 2021a; Worden et al., 2022) 超出了美国制定的不确定性范围, 其 2017 年和 2019 年的估算排放量比自下而上清单的估算值分别高出 40%-63% 和 17%-40%。自下而上的清单主要使用国际能源署的活动水平数据 (EDGAR、GAINS) 和政府间气候变化专门委员会的默认排放因子 (EDGAR), 以及 / 或美国特定的活动水平数据、排放因子或者国家通报的排放数据 (EPA、U.S. GHGI、GAINS、CEDS、GFEI)。大多数清单包括了美国的石油和天然气的生产和运输。另外有研究发现, 由于自下而上清单可能没有捕捉到石油和天然气生产运输过程中释放甲烷的泄漏或其他故

障事件, 其行业甲烷排放估算与自上而下清单之间存在很大差异 (Rutherford et al., 2021)。一项研究估计, 2015 年美国石油和天然气供应链的泄漏量比 U.S. GHGI 的估算值高 60%, 并推测使用组件级而非设施级的排放因子可能导致国家级清单对设施异常事件的低估 (Alvarez et al., 2018)。其他研究支持这一发现, 即典型的操作不足以解释设施层面观察到的排放。在德克萨斯州的巴奈特页岩区, 甲烷排放总量的三分之一可能来自于意外事件, 这些事件在组件级别的清单中没有被捕捉到 (Zavala-Araiza et al., 2017)。另一项研究发现, 德克萨斯州的二叠纪盆地的甲烷排放泄漏量高达全国通报估算值的两倍 (Zhang et al., 2020)。之前自上而下的反演发现, 美国 U.S. GHGI 报告的 2010-2015 年期间石油和天然气甲烷排放量比其估算值低一倍 (Maasackers et al., 2021)。另外, 油气行业甲烷排放具有空间和时间的差异性 (Lavoie et al., 2017), 集中的排放因子可能无法代表短时间内发生的当地排放 (Vaughn et al., 2018)。在陆上、海上生产、传输和配送及重工业生产方面, 燃烧效率

的估算差异以及排放因子和活动水平数据假设的颗粒度差异也可能导致清单差异。因此，需要对排放点进行更多的连续监测，以更好地识别意外排放源（Zavala-Araiza et al., 2017）。近期在美国进行的一项观察性研究发现，石油和天然气燃放系统的效率并不像通常认为的那样高，并且低效的燃放和未点燃的明火综合导致甲烷排放高于许多现有估算值（Plant et al., 2022）。

中国石油和天然气行业甲烷的历史排放量一直很低，但目前正呈上升趋势。一些清单显示，该行业甲烷排放自 2015 年一直增加至今，并可能继续增长（图 3.5）。虽然排放规模不大，但不同清单的估算值各不相同，2014 年的区间范围为 1.2-3.4 太克甲烷。更好地了解中国国家通报数据和其他全球清单之间的差异，不仅有助于深化对中国石油和天然气行业甲烷排放规

模的了解，也有助于了解相关趋势。国家通报的 2014 年数据显示，2012 年至 2014 年期间的甲烷排放量不变，而其他清单显示，甲烷排放量在不断增加（GFEI、EDGAR 和 GAINS），其中至少有一部分原因是油气产量上涨的影响。自 2005 年以来，中国的石油总产量和原油总产量一直在增加，在 2015 年达到峰值（NBS, 2021, 2022a, 2022b, 2022c; EIA, 2022b）。国家通报的天然气产量一直呈上升趋势，使石油和天然气成为未来潜在的重要排放源（NBS, 2021, 2022a, 2022b, 2022c; EIA, 2022b）。一项关于中国石油和天然气排放估算数据的评估研究发现，清单估算数据的差异主要是由于不同排放因子之间的差异，而不是活动水平数据或范围差异（Gao et al., 2022）。中国官方清单使用的石油生产排放因子低于 IPCC 默认值，而 GAINS、EDGAR 和 CEDS 清单都使用该默认值（Gao et al., 2022）。

3.4 农业部门活动的甲烷排放

农业部门在中美两国都是重要的甲烷排放源，在 2014 年占排放总量的 1/3 以上（China NCCC, U.S. GHGI）。作为世界上主要的稻米和肉类产品生产国，中国减少其农业部门的排放对于甲烷减排至关重要（FAOSTAT, 2021b; Xin et al., 2020）。2020 年，中国的肉类和稻米产量分别为 771.4 万公吨和 213.61 万公吨（FAO, 2021; FAOSTAT, 2021a）。虽然中国是世界上主要的肉类生产国，但美国在牛肉生产方面占据着主导地位。2020 年，美国牛肉产量为 123.6 万公吨，而中国牛肉产量仅为 605 万公吨（FAOSTAT, 2021a）。作为世界上主要的牛肉生产国，美国减少其畜牧业甲烷排放也非常重要（Gleason & White, 2019），尤其是考虑到全球肉类消费预计到 2030 年将增长 14%（FAOSTAT, 2021b）。

水稻种植业甲烷排放的不确定性

美国水稻种植的甲烷排放量极少，在排放总量中的占比不到 2.5%（不到 1 太克甲烷），各个清单对 2014 年甲烷排放量的估算范围在 0.32 至 0.62 太克甲烷之间（图 3.6）。1990 年至 2020 年期间，排放量逐年大幅波动，但随着时间的推移，总体呈下降趋势，所有清单的估算值都在美国环境保护局制定的不确定性范围之内。

水稻种植在中国是一个重要甲烷排放源，但不同清单的估算值存在很大差异，2014 年的估算值范围为 5.4 到 14.2 太克甲烷（图 3.6）。1990 年至 2020 年期间，多数清单报告的排放量相对稳定，但各清单呈现的趋势略有不同。据联合国粮农组织（FAO）及使用 FAO 数据的来源（如 CEDS 和 EDGAR）估计，1990-2003 年的排放量有所下降，之后又略有增加，排放量峰值出现在 1990 年。EPA 和 China NCCC 的数据则显示，1990 年至 2020 年水稻种植的甲烷排放量呈增长趋势，排放量最高值都出现在报告的最新年份。不同清单对 2019 年排放的估算值区间更大，为 5.3-30 太克甲烷。

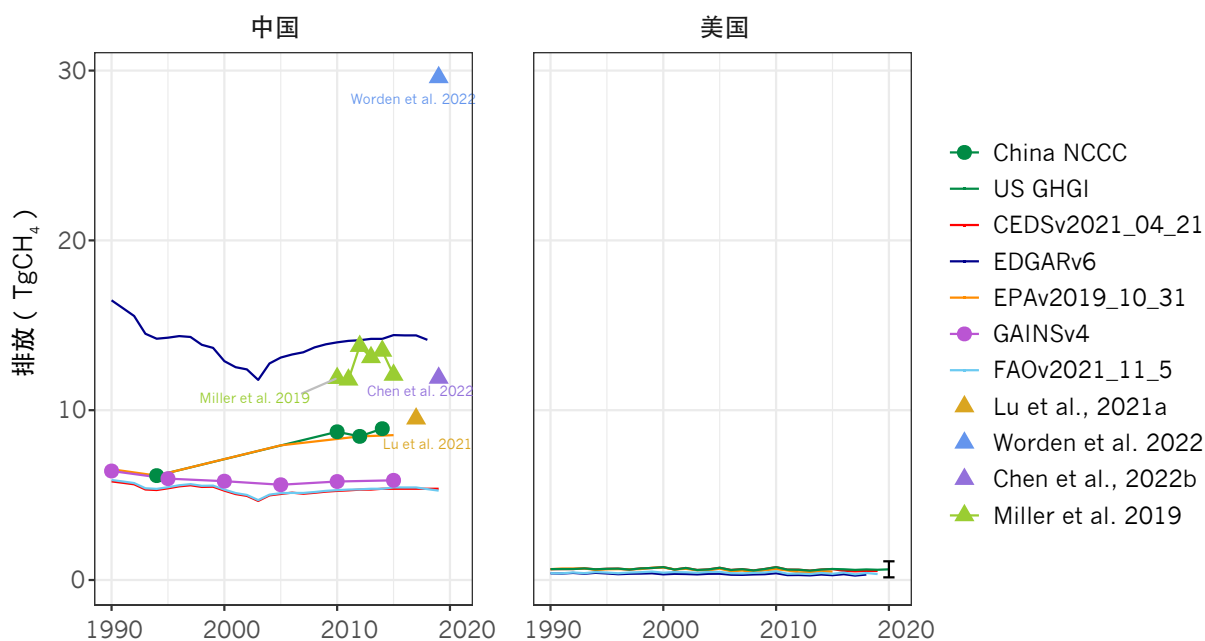
水稻种植相关甲烷排放的估算差异可部分归因于不同清单对水稻种植生态系统中的浸没比例和排放因子的不同假设（Cheewaphongphan et al., 2019）。与其他自下而上清单相比，EDGAR 对这两个参数都采用了更高设定，例如更高的连续浸没比例（Cheewaphongphan et al., 2019）。水稻种植的甲烷排放量取决于地区条件、管理实践（肥料投入、秸秆应用、灌溉）和系统类型（即灌溉或雨养），这些信息在国家层面上并没有明确报告（Peng et al., 2016）。在自上而下的清单中，煤炭开采、水稻种植和畜牧业生产的地区经常出现空间重叠，这是导致清单估算数据之间存在差异的部分原因（特别是在中国）。这些重叠地区的排放可能在不同研究中归属不同部门或行业

(Worden et al., 2022)。在中国，淡水养殖通常与稻田共生，或者由稻田转化而来 (Sheng et al., 2021)。不同清单的数据来源和 / 或对区域的部门或行业归属存在差异。比如，Worden et al. (2022) 使用了 EDGARv4.3 网格数据作为其预估值，该数据的水稻种植排放因子较其他自下而上清单更高，因此其估算的水稻种植甲烷排放量在自下而上清单中最高。除 Miller et al. (2019) 外，图 3.6 中包含的其他自上而下清单均使用了国家通报的排放数据作为预估

值。Miller et al. 使用了 EDGARv4.3.2 版。Miller et al. (2019) 和 Worden et al. (2022) 的总体排放估算数据相似，但在部门或行业细分上存在差异，其中 Miller et al. (2019) 报告的煤炭排放量更高，而 Worden et al. (2022) 报告的水稻种植排放量更高。在中国，煤矿、水产养殖和稻田经常在同一地区共存，这可能导致不同的研究将同一地区的甲烷排放归属到不同的部门或行业。

图 3.6: 水稻种植业的甲烷排放。

由于温室气体 - 大气污染相互作用和协同模型 (GAINS) 没有美国数据，因此图上只有中国图表包含了 GAINS 模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为水稻种植相关甲烷排放制定的不确定性区间 (-75% - +75%) (EPA, 2022b)。图上出现的许多清单仅提供数年内的年均排放数据；为方便这类数据的呈现，图表中将其作为所在平均时段最末年份上的一个单一数据点。图上三角形数据点代表自上而下 (清单) 的数据。



畜牧业甲烷排放的不确定性

在 2014 年，美国和中国粪便管理相关的甲烷排放量相当，估算值区间分别为 1.4-2.5 太克甲烷和 1.3-3.3 太克甲烷 (图 3.7)；但中国的牲畜肠道发酵相关甲烷排放高于美国，清单估算范围分别为 6.8-10.8 太克甲烷和 5.7-6.6 太克甲烷 (图 3.8)。近年来，一些清单估计中国的牲畜肠道发酵甲烷排放量与美国相近，两国估算值均在 7 太克甲烷左右。

畜牧业甲烷排放的清单估算数据几乎都处于美国环境保护局制定的不确定性区间内，只有联合国粮农组织估算的甲烷排放量较低。除此之外，各清单呈现了非常一致的趋势：自 1990 年以来，美国粪便管理相关甲烷排放一直在增加，肠道发酵相关甲烷排放总体相对稳定，但随时间推移出现了些许变化。由于集中式动物饲养作业 (CAFOs) 的排放强度增加，自下而上清单可能低估了美国畜牧业甲烷排放量。虽然集中式动物饲养作业中牲畜的高度集中提高了排放效率

提升潜力，但空气和水污染强度以及淡水消耗的增加会导致当地环境的恶化 (Hayek & Miller, 2021)。

不同清单对中国的粪便管理相关甲烷排放的估算数据和趋势有所不同。EPA 和 China NCCC 的数据显示，中国粪便管理相关的甲烷排放量自 1990 年以来大幅增加，在 2013 年左右达到峰值，然后呈下降趋势。EDGAR、FAO 和 CEDS 数据表明，1990 年至 2015 年期间，中国粪便管理相关的甲烷排放量略有增加，随后在 2015 年之后趋于平稳或呈下降趋势。不同清单之间的数据差异主要是由于粪便管理系统中粪便成分及其变化量度、粪便储存时长以及温度和风力等环境因素存在差异 (Hristov et al., 2018)。此外，缺乏不同气候条件下农场实地粪便管理系统数据以及缺乏对不同农场之间粪便特性差异的了解，也造成了不同清单之间的差异 (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018)。虽然不同清单

的活动水平数据差异仅为 0.1%-1%，但是由于排放因子的差异，中国国家通报的排放数据可能高于其他清单 (Hayek & Miller, 2021)。对于牲畜肠道发酵，一些清单呈现了甲烷排放增加趋势，另一些则呈现下降趋势。EPA 和 CEDS 的数据均显示，1990-2020 年期间牲畜肠道发酵甲烷排放量增加，但 EPA 数据呈现的是先快速增长，然后下降的趋势。EPA 的数据显示，1990 年至 2005 年甲烷排放量急剧增加，2005 年至 2013 年减少，直到 2015 年趋于平缓，2015 年至 2020 年再次增加。这些趋势与 China NCCC 的数据趋势相似，因为 EPA 将其作为部分数据来源。FAO、China NCCC 和 EDGAR 的数据表明，1990-2020 年的甲烷排放量减少。肠道发酵甲烷排放的不确定性原因包括活动水平数据、饲料干物质摄入量、日常饮食结构和化学成分以及甲烷排放因子的差异 (Hristov et al., 2018; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018)。

图 3.7: 粪便管理相关的甲烷排放。

美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为粪便管理相关甲烷排放制定的不确定性区间 (-18% - +20%) (EPA, 2022b)。

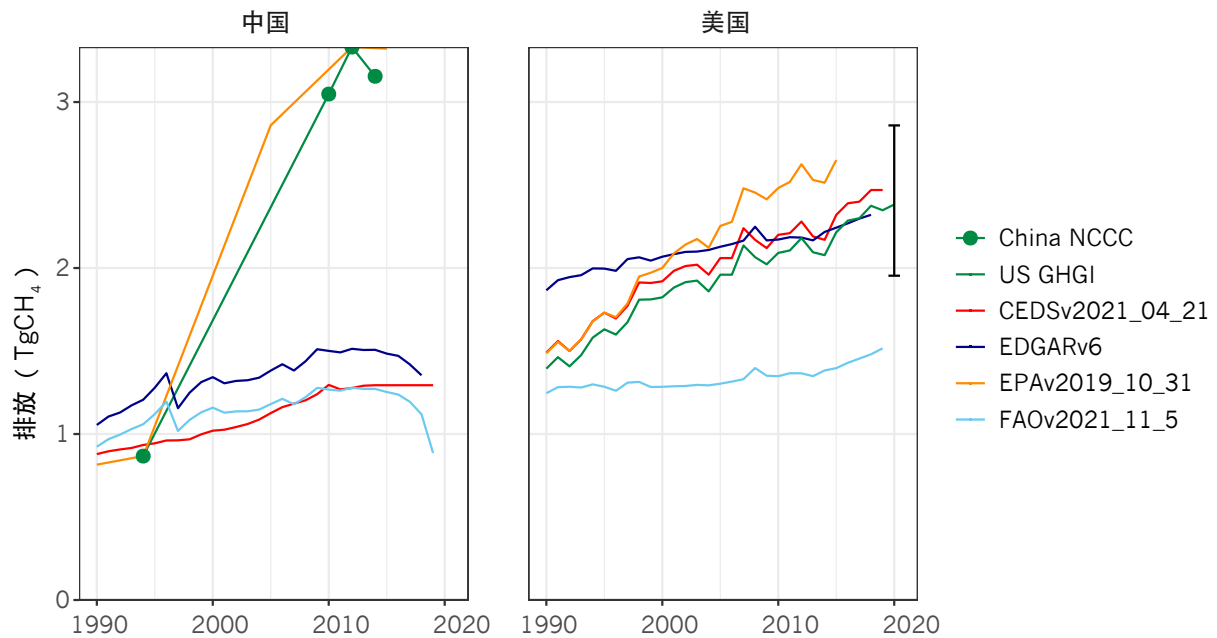
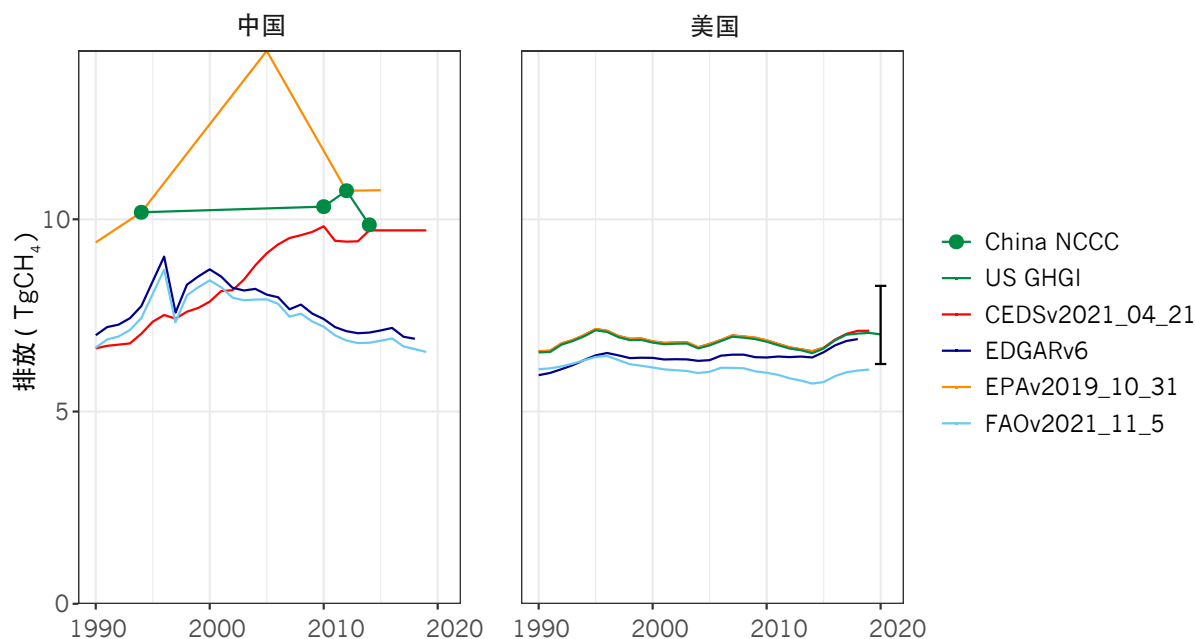


图 3.8: 牲畜肠道发酵相关的甲烷排放。

美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为牲畜肠道发酵相关甲烷排放制定的不确定性区间 (-11% - +18%) (EPA, 2022b)。



3.5 废弃物部门的甲烷排放

废弃物管理部门是中美两国的重要甲烷排放源，主要来自污水和固体废弃物处理（包括垃圾填埋场）。作为世界上两个最大的市政固废（MSW）生产国（Nanda & Berruti, 2021），中美两国均面临废弃物甲烷排放的重要议题。

固体废弃物相关甲烷排放的不确定性

2014年，各清单对美国固体废弃物管理的甲烷排放估算范围为3.5至4.5太克甲烷，在美国环境保护局制定的不确定性区间内（图3.9）。大多数清单都表明，1990年至2020年美国固体废弃物管理的甲烷排放已大幅下降。根据美国环境保护局的年度报告，排放的下降趋势与1990年以来城市固废回收和堆肥化处理增加以及填埋气体收集量增加相吻合。1990年至2020年，美国垃圾填埋场收集的甲烷气体由0.9太克甲烷增加到7.4太克甲烷，甲烷氧化量由0.7太克甲烷增加到1.1太克甲烷。2020年，垃圾填埋场的甲烷回收和甲烷氧化分别占填埋场甲烷产生量的57%和8%（EPA, 2022b）。

2014年，中国固体废弃物管理的甲烷排放量范围为2.8至6.3太克甲烷（图3.9）。在1990年至2020年期间，由于中国经济快速增长和城市化进程加快，固废甲烷排放量显著增加（Cai et al., 2018），但不同的清单体现了不同的排放量增长速度。China NCCC的数据显示，2012年至2014年固体废弃物管理的甲烷排放量出现显著增长，其他清单则呈现出在近期内增长比较平缓的趋势。

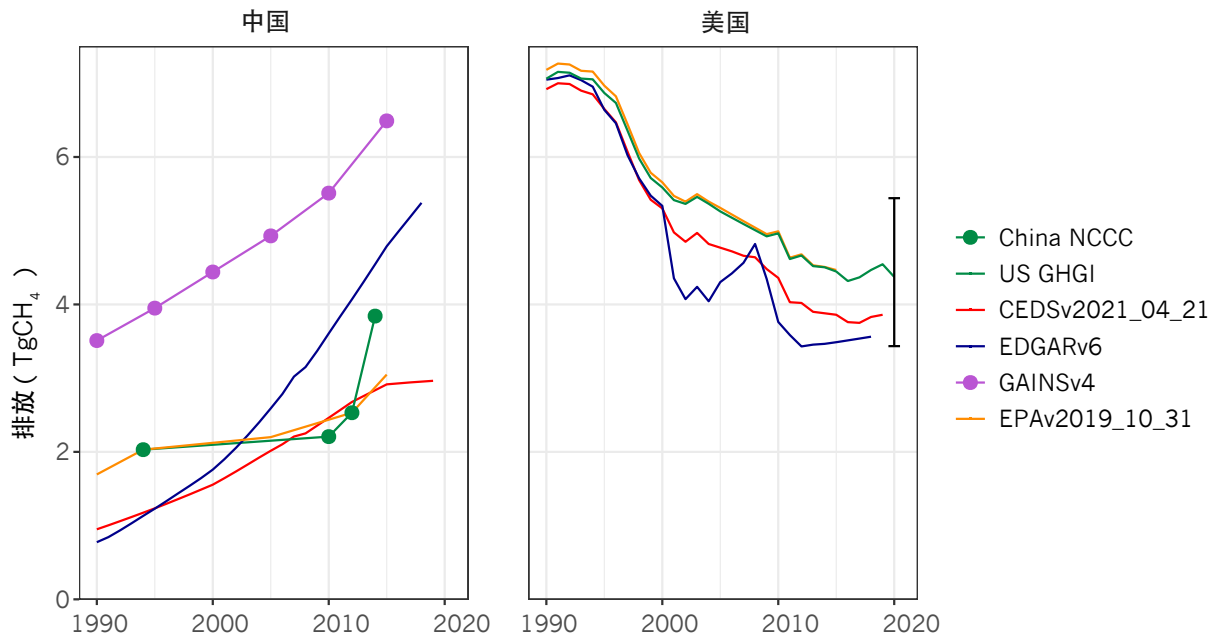
在固体废弃物方面，垃圾填埋场之间甲烷排放存在较大的空间和时间差异，相关文献对于政府间气候变化专门委员会（IPCC）《2006年国家温室气体清单指南》垃圾填埋排放估算方法中相关假设的理解也存在争议：例如假设填埋垃圾总质量和甲烷年排放量之间存在稳定的相关性，同时假设固定质量的废弃物在处置当年甲烷排放最高，并在随后呈指数下降（National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018; Spokas et al., 2015）。近期，一些文献对这些假设提出了质疑。这些文献发现，在美国，气候、场地使用年限或填埋场状态（开放/封闭）与甲烷排放量之间没有显著统计学关系（Spokas et al.,

2015)。美国通过利用经现场验证的、基于过程的模型对美国环境保护局的温室气体报告计划进行补充，并通过更新 IPCC 方法更好地反映垃圾填埋场特定场地甲烷排放的驱动因素，如覆盖土壤和沼气回收的程度，

提高固体废弃物排放估算数据的信度 (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018)。

图 3.9: 固体废弃物相关的甲烷排放。

由于温室气体-大气污染相互作用和协同模型 (GAINS) 没有美国数据，因此图上只有中国图表包含了 GAINS 模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为固体废弃物相关甲烷排放制定的不确定性区间 (-23% - +22%) (EPA, 2022b)。



污水相关甲烷排放的不确定性

不同清单中，2014 年美国污水处理的甲烷排放范围为 0.6 至 1.0 太克甲烷 (图 3.10)，超出了美国环境保护局制定的不确定性区间。所有清单对 1990 年美国污水处理的甲烷排放估算大致相似，但不同清单对之后趋势的估算数据出现了分歧。CEDS 和 EDGAR 清单显示污水相关甲烷排放的增加，其中 CEDS 呈现的波动更大。Peng et al. (2016) 指出，EDGAR 对污水处理厂采用了较高的甲烷校正因子或较高的化学需氧量，这在一定程度上解释了 EDGAR 中报告的估算值偏高 (Peng et al., 2016)。CEDS 同时采用了 EDGAR 和 U.S. GHGI 数据来估算固体废弃物和污水甲烷排放量。其报告显示排放量较高，这是因为在 EDGAR 中，污水和固体废弃物的甲烷排放比例高于 U.S. GHGI，这导致 CEDS 估算的污水排放量高于 U.S. GHGI。EPA 和 U.S. GHGI 的数据显示 1990 年至 2019 年期间呈现轻微的负增长趋势。

2014 年，中国污水处理的甲烷排放范围为 2.7 至 9.1 太克甲烷 (图 3.10)。不同清单对 2010 年之前中国污水处理的甲烷排放趋势存在很大分歧。根据 EDGAR、CEDS 和 GAINS 清单，1990 年至 2020 年中国污水相关的甲烷排放大体呈增加趋势，尽管 EDGAR 和 CEDS 报告的 2014 年排放量与 GAINS、EPA 和 China NCCC 的数据不一致 (约 3 太克甲烷)。China NCCC 和 EPA 估计，1990 年至 2020 年期间污水处理甲烷排放总体呈下降趋势，但 2005 年或 2010 年之后开始上升。这一上升趋势主要是由于城市化进程加快导致污水处理厂 (WWTPs) 的数量大幅增加 (Zhao et al., 2019)。在 2001-2014 年期间，中国的市政污水处理量增加了 10.3 倍 (Zhao et al., 2019)。

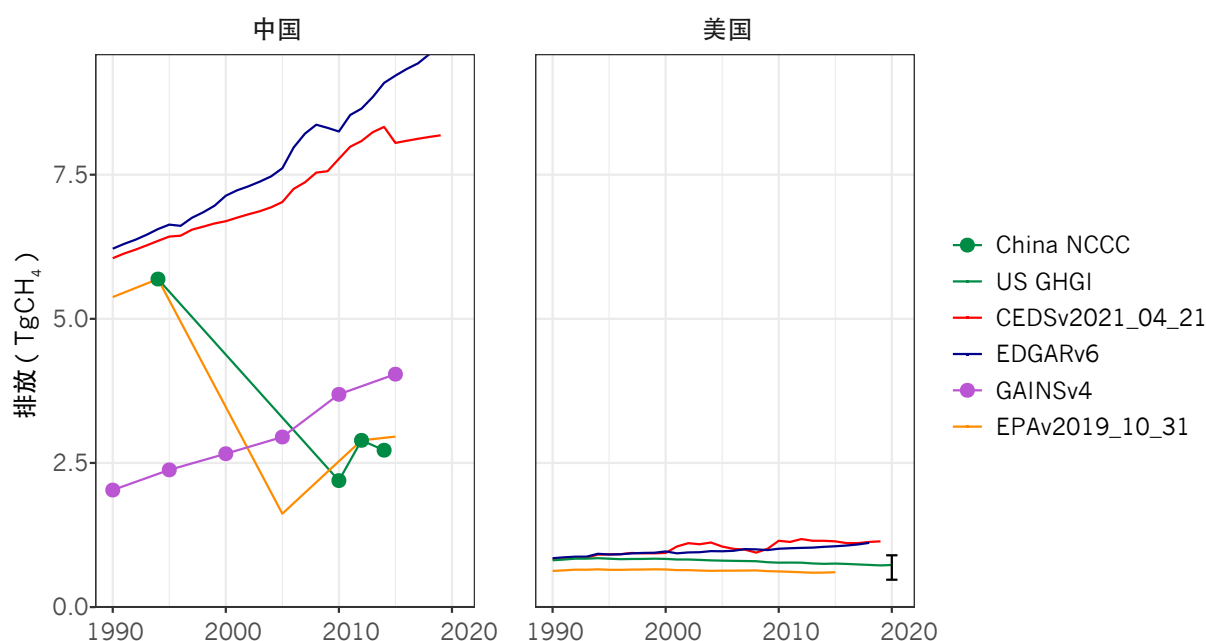
值得注意的是，中国来自污水的甲烷排放量比美国高得多。缺乏污水处理相关数据，以及大多数清单采用不考虑地区差异和具体情况差异的默认排放因子，都是造成中国污水相关排放不确定性的原因 (Du et al.,

2018)。即使默认使用来自 IPCC 的排放因子，但不同版本的排放因子如 IPCC 2006 和 IPCC 2019 也存在相当大的差异，从而也会影响清单对排放量的估算 (Wang et al., 2022a)。对于污水管道长度、季节引起的污水温度变化、污水中亚硝酸盐浓度等的假设也可能对污水处理相关甲烷排放建模产生显著影响 (Zhao

et al., 2019)。污水甲烷排放量还受到 pH 值、停留时间和含磷量的影响 (Wang et al., 2022a)。此外，污水相关排放的估算可能存在口径差异，主要涉及估算时是否同时涵盖了工业和生活 / 市政污水处理厂 (Wang et al., 2022a)。

图 3.10: 污水相关的甲烷排放。

由于温室气体 - 大气污染相互作用和协同模型 (GAINS) 没有美国数据，因此图上只有中国图表包含了 GAINS 模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国环境保护局为污水相关甲烷排放制定的不确定性区间 (-35% - +23%)。



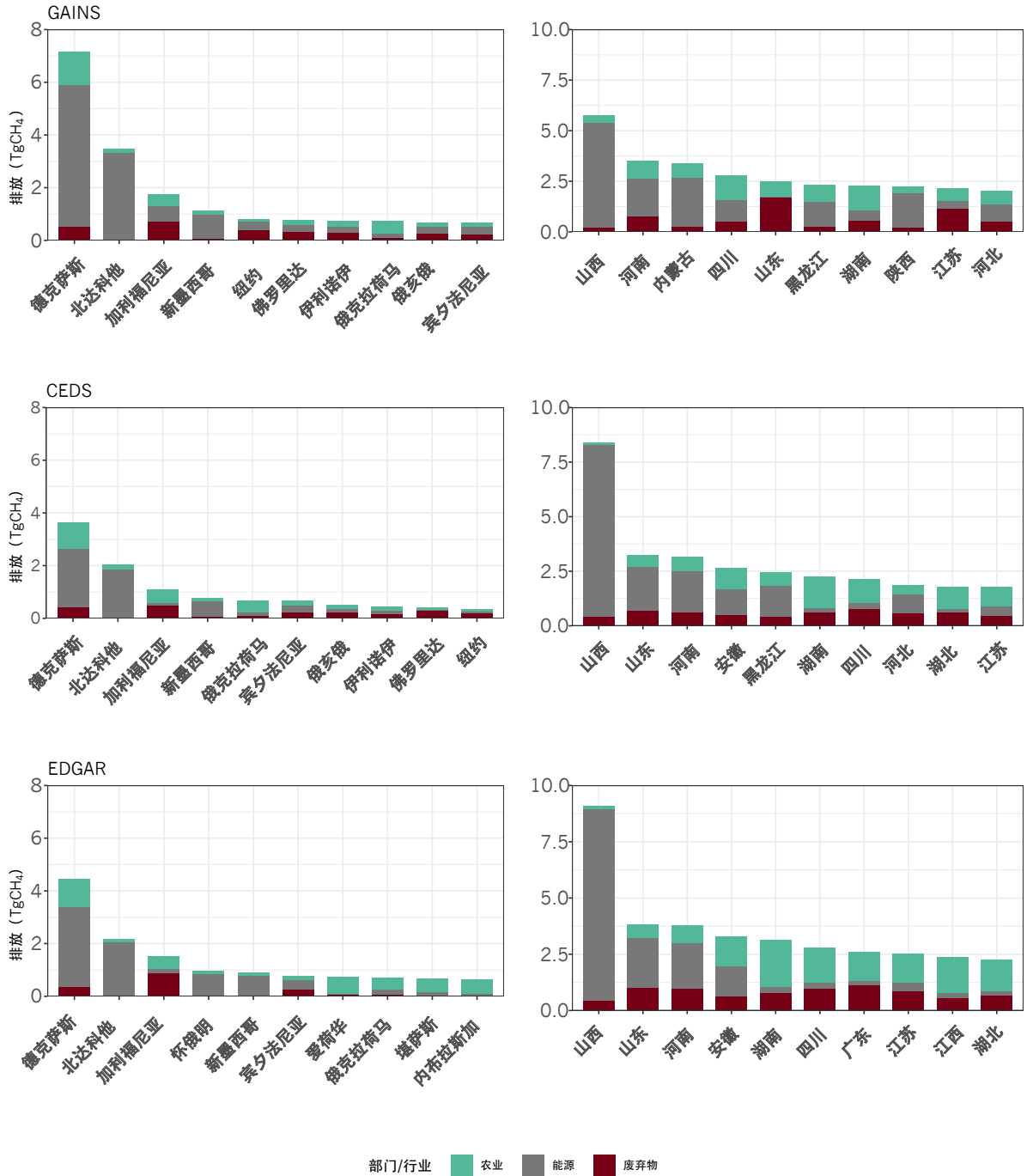
3.6 甲烷排放的空间分布

如前几节所述，甲烷排放随时间空间而变化，因此理解甲烷排放的分布规律对于准确地估算历史排放和更好地指导未来政策制定而言都非常重要。甲烷排放还取决于一些重要的区域特征，如稻田的浸没比例和煤矿瓦斯含量和深度。不完整的空间分布信息，例如未能捕捉某些地区的排放热点和 / 或增加的排放，可能会误导减排工作 (Lin et al., 2021)。对甲烷排放清单估算的地理空间差异进行比较，我们能够直观了解和比较各种甲烷来源部门或行业的特征 (Gong & Shi, 2021)。在本节中，我们比较了几个可用的网格化排放数据集，以进行甲烷排放的空间分析。我们比较了 EDGARv6.0 (EDGAR)、CEDSV_2021_04_21 (CEDSV)

和 GAINS/ECLIPSE V6b (GAINS) 之间的总排放量、农业部门排放总量、废弃物部门排放总量和能源部门排放总量 (Crippa et al., 2021; Hoesly et al., 2018; Höglund-Isaksson et al., 2020)。关于本分析中包含清单的更多信息，请参阅技术附录 (S6)。更详细的地理空间分析还可在评估各省 / 州甲烷排放空间分布的政策简报中获取 (Behrendt et al., 2022)。请参阅政策简报以获取更多信息。

图 3.11: 美国（左）和中国（右）各排放清单中甲烷排放前十名的州 / 省农业、能源和废弃物部门甲烷排放。

图上展示的排放前十名州 / 省基于各清单中的甲烷年排放总量确定。由于具体分支部门数据无法获取，图上仅包括了能源、农业和废弃物部门的排放。GAINS 模型数据为 2020 年数据，CEDS 和 EDGAR 数据为 2018 年数据；GAINS 模型 2020 年数据为预测数据而非历史数据。



中美各自甲烷排放最高的 10 个省或州大多分布在主要的农业区、能源生产区，和 / 或人口密集的城市地区（图 3.11）。在美国，各州之间的甲烷排放规模差异很大。全国排放第一和第二大的德克萨斯州和北达科他州，排放量比排名第三的加利福尼亚州高出 40%-80%，其余排名前十的州排放均在 1 太克甲烷左右或以下。在中国，大多数甲烷排放高的省份（>19 太克甲烷）主要位于中国的北部、中部、东部和西南部。排放量最高的山西省在各个清单中的甲烷排放显著高于其他省份，比排名第二的省份高出 31%-36%。

这些甲烷高排放的州或省可以在很大程度上影响全国排放总量。德克萨斯州和北达科他州排放分别为 3.7-7.3 太克甲烷 和 2.1-3.5 太克甲烷，分别占美国甲烷排放总量的 18% 和 9%。在全部三个排放清单中，中国排放最高的 10 个省份合占全国甲烷排放总量的比重都超过了 56%。排名第一的山西省排放总量为 5.9-9.2 太克甲烷，占全国甲烷排放总量的 10% 以上。上述三个高排放地区——德克萨斯州、北达科他州、山西省都是其所在国家的能源生产中心，能源部门排放分别占当地甲烷排放总量的 60%-74%，90%-95%，89%-93%。德克萨斯州和北达科他州都是排名较高的能源生产州，特别是在石油和天然气生产方面。德克萨斯州是第一大原油和天然气生产州；北达科他州的原油储量在全国排名第二，仅次于德克萨斯州，原油产量排名第三，仅次于德克萨斯州和新墨西哥州（EIA, 2022a）。山西省是中国最大的煤炭生产省份，其经济高度依赖化石燃料产业（Song et al., 2020; Wang et al., 2022b）。在中国北部的高排放省份（如黑龙江、河北、山东等），能源部门甲烷排放占排放总量

的 50% 以上。美国和中国的甲烷排放空间分布与能源活动的排放空间分布高度相关，表明能源是中国北部地区甲烷排放的重要来源（详见有关甲烷排放地理空间分析政策简报）。这些高排放州或省有机会通过针对性的能源部门的减排政策实现甲烷减排。

不同清单之间的差异主要源于排放因子、底层地理空间信息和数据年份的差异。在美国，德克萨斯州和北达科他州的排放量差异显著，GAINS 报告的德克萨斯州排放量几乎是 CEDS 或 EDGAR 数据的两倍。此外，GAINS 清单中加利福尼亚州的能源排放量比 EDGAR 和 CEDS 中高得多，导致加利福尼亚州的整体排放估算较高。中国各个排放清单中，甲烷排放最高的省份都是山西，但各清单排名第二和第三的省份有所不同。其中两个清单，即 CEDS 和 EDGAR，将山东和河南分别计为甲烷排放第二和第三大的省份，而另一个清单则将河南排在第二、内蒙古第三、山东第五。高排放省份在不同清单中的排名差异在一定程度上可能源于排名第二到第十的省份排放水平较为接近，都在 3-2.3 太克甲烷之间。这也可能是因为 GAINS 清单对山东省的能源部门甲烷排放估算值较低。GAINS 清单对山西省的能源部门甲烷排放估算值比 EDGAR 和 CEDS 低得多，约低 62%-152%，可能是由于对煤矿基础设施采用了不同数据来源。EDGAR 报告的排名第二到第十的省份的甲烷排放量也高于另两个清单。这些结果表明其他省份在国家甲烷排放中也起到重要作用，应该在这些省份以及山西省实施减排政策。为了更好地了解甲烷排放在不同部门和地区的分布情况，未来的研究可以深入底层数据和清单方法，从而探究不同清单的不确定性，并指导清单和政策的制定。

3.7 测量的改进

在研究中，采用根据当地具体情况优化的排放因子、技术和操作数据、地理空间基础设施数据可以减少不确定性，同时公开相关数据以促进研究方法和结果的横向比较（Lin et al., 2021）。中国的温室气体报告计划预计在 2023 年试运行，这可能会增加对排放源的监测并提高数据的可用性（Xu & Stanway, 2022）。作为中国国家排放的一个主要来源，减少煤炭相关甲烷排放的不确定性尤为重要。测量煤矿开采作业期间以及废弃煤矿释放的甲烷量是完善估算数据的关键。例如，美国甲烷数据由美国矿山安全与健康管理局（DOL, 2021）每季度收集一次，以确保符合安全法规。排放最高的矿井也被要求直接向美国环境保护局的温室气体报告计划报告通风系统的季度排放量。从这些数据中

减去用于能源生产的甲烷，可以确定净排放量。总的来说，美国环境保护局估计，其清单对 2020 年煤矿甲烷排放估算的准确度为 -9%/+17%（EPA, 2022a）。在中国，煤矿安全监察局收集了地下矿井煤炭开采甲烷排放数据（Sheng et al., 2019），但仅发现了使用 2011 年数据的一种数据来源。这表明需要公开提供矿井特定的甲烷通风和利用率数据，以获得更准确的排放估算数据，尤其是考虑到煤矿的深度和瓦斯含量可能会导致不同矿井的排放差异。除了活跃矿井外，大多数国家都需要关于废弃煤矿瓦斯排放的更完善数据（Gao et al., 2020），中美两国现有的安全监测计划尚未将这些排放包含在内。

垃圾填埋场的排放取决于具体的场地条件和历史条件，因此必须考虑到这些因素，从而进行准确的估算。美国要求大约 90% 的垃圾填埋场使用特定场地的参数向美国环境保护局报告甲烷排放情况，并对带有气体收集和控制系统（用于安全、空气污染和气味控制、能源回收的综合用途）的垃圾填埋场提出额外的报告要求。美国环境保护局对大多数甲烷排放进行了基于排放场地的估算，即便如此，2020 年市政固废填埋场甲烷排放的不确定区间为 -22%/+31%（EPA, 2022a）。

如前所述，石油和天然气系统的排放估算涉及的范围很大。研究发现，逸散性甲烷排放具有“肥尾”特征，因为较小比例的场地在排放量中的占比却很大（Brandt et al., 2016; Irakulis-Loitxate et al., 2021）。这意味着，依靠平均参数进行估算可能会导致排放量被严

重低估。此外，生产作业中的排放也可能是间歇性的，给估算工作带来额外挑战。为了准确估算，需要对最大排放源进行特定场地的测量。一些清单使用 IPCC 的第一层方法，该方法基于北美数据，可能不适用于其他地区（IPCC, 2021）。默认的 IPCC 排放因子可能无法充分反映不同的排放控制技术（Lamb et al., 2015; Collins et al., 2022; Gao et al., 2022）或时间变异性（Lavoie et al., 2017; Weller et al., 2020）。因此，需要频繁测量油气设施的排放，以开发反映不同设施和时间排放差异的区域性排放因子。此外，不断发展进步的卫星技术（Jacob et al., 2022）可能在更好地追踪油气生产中的甲烷排放方面起到关键作用。

04 | 甲烷减排潜力

@ Image from PxHere

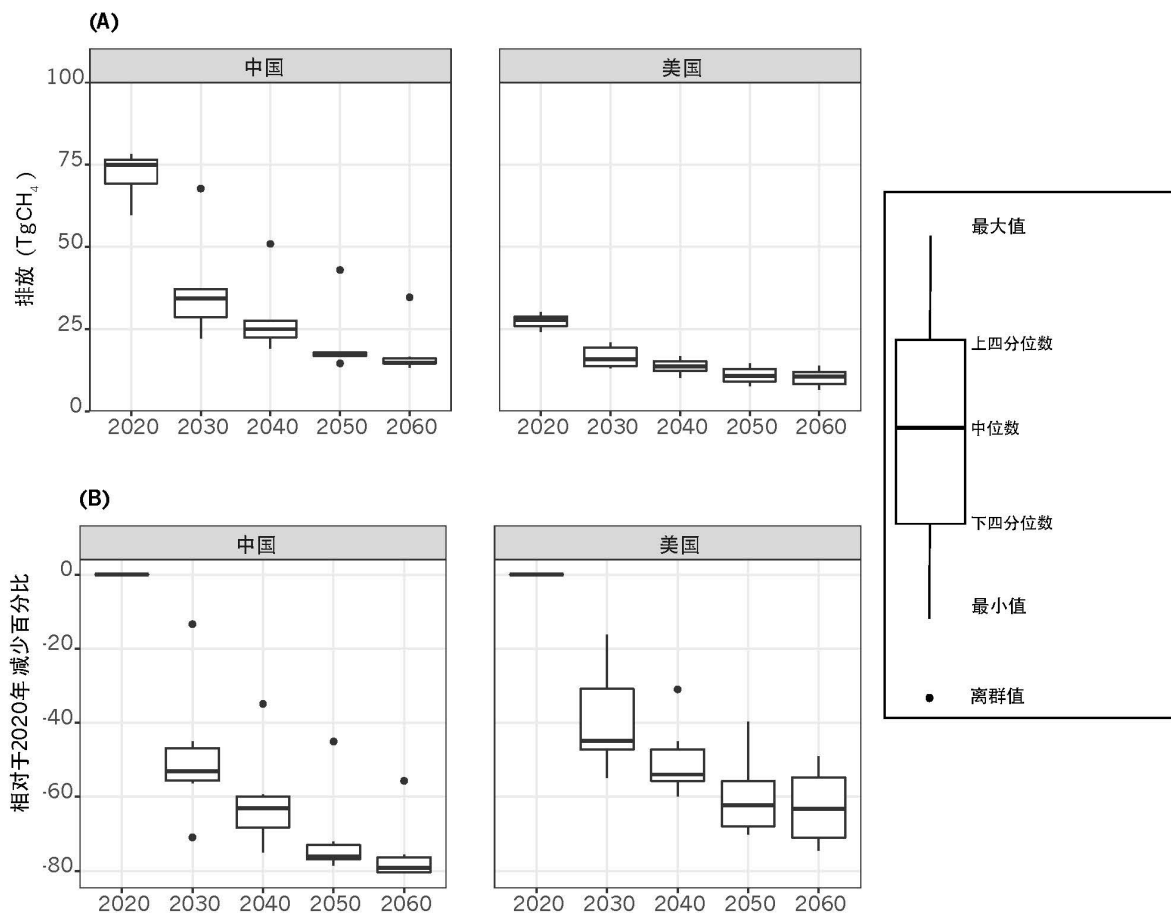


在了解甲烷当前排放水平和历史排放趋势的基础上，评估甲烷减排潜力和未来减排路径可以进一步指导政策制定。现有的多模型比较研究，包括政府间气候变化专门委员会《第六次评估报告》(AR6)在内，已经提供了甲烷排放的未来路径。例如，根据AR6数据库中六个不同模型对1.5°C气候情景的模拟路径(假设全球在2020年后加强气候政策，并将2020年后至世纪末全球温室气体累计排放量限制在4,000亿吨二氧化碳当量之内)，在1.5°C目标下，中国和美国20230年的甲烷排放量较2020年分别下降57%和42%，2050年的排放量分别减少74%和63%(图

4.1)。然而，这些基于全球模型的研究往往使用较早的基准年份和清单日期，并没有反映最新的政策变化以及国家层面的具体技术状况。因此，对成本数据进行本地化调整和更新才能更好地支撑减排路径分析。此外，由于这些气候情景并非完全基于以甲烷减排议题为核心的研究，区域层面甲烷减排路径的准确性有待检验。为此，我们围绕中国碳中和路径下的甲烷减排潜力进行了(基于本地化模型的)多模型研究，并针对美国净零排放路径下的甲烷减排前景进行了文献调研，以评估未来中美两国各部门或行业的甲烷排放趋势。

图 4.1: 基于政府间气候变化专门委员会《第六次评估报告》(AR6)对1.5°C气候情景的多模型模拟，(A) 中国和美国甲烷排放总量变化以及 (B) 相较于2020年的减排百分比。

模型包括：亚太综合评估模型/可计算一般均衡模型 2.2 (AIM/CGE 2.2)、能源与环境计算分析框架 II (COFFEE II)、能源供给系统与总体环境影响评估-全球生物圈管理耦合模型 II (MESSAGEIX-GLOBIOM II)、长期能源系统前景展望模型 (POLES ENGAGE)、地区投资与发展-农业生产与环境影响耦合评估模型 2.1-4.2 (REMIND-MagPIE2.1-4.2)、世界技术诱导变化混合模型 5.0 (WITCH 5.0)。该情景选自 AR6 情景数据库中的一个“1.5°C高过冲”气候情景，即温升先突破1.5°C、到本世纪末再回落至1.5°C(概率>50%)的情景。



4.1 中国碳中和情景下的甲烷减排潜力与各部门或行业减排路径

本报告的多模型比较研究共包括四个模型，即劳伦斯伯克利国家实验室甲烷模型（LBNL Methane Model，即 LBNL 甲烷模型）、中国本地化版能源供给系统与总体环境影响评估模型（MESSAGEix-China）、中国本地化版全球变化综合评估模型（GCAM-China）以及中国本地化版亚太综合评估模型（AIM-China）。各模型对中国 2015-2060 年间的甲烷减排路径展开情景分析。其中，2015 年为基准年，2015-2020 年为历史年份，2020-2060 年为展望年份；模拟步长为 5-10 年，其中 2015-2030 年间各模型步长均为 5 年。为提高各模型结果的可比性，此研究采用了一致的减排情景，即以中国的国家自主贡献（NDC）和应对气候变化长期战略目标为基础，预设 2025 年前后实现碳排放达峰、2050 年实现二氧化碳净零排放，2060 年实现所有温室气体净零排放。由于该情景设定主要规定了二氧化碳和温室气体的达峰或净零进程，因此各模型模拟的甲烷排放达峰和净零的时间点有所不同。LBNL 甲烷模型和 MESSAGEix-China 的路径显示中国甲烷排放于 2020 年即达峰值；而 GCAM-China 和 AIM-China 的路径下甲烷排放的达峰年份分别为 2025 年和 2030 年。MESSAGEix-China 和 GCAM-China 均预期甲烷排放于 2025-2030 年间出现快速下降，而 LBNL 甲烷模型和 AIM-China 预期甲烷减排最快的阶段分别为 2020-2025 年和 2035-2040 年（图 4.2）。不同模型给出的模拟期内甲烷排放下降幅度结果也存在差异：到 2030 年，各模型预期的甲烷排放较 2020 年水平降幅为 31%-56%⁴；到 2050 年，甲烷排放较 2020 年水平的降幅则为 46%-66%⁵。各模型对基准年排放绝对量的模拟结果具有合理的一致性，而其中的差异或可通过不同的校准年份和校准排放清单来源来解释。此外，各模型对 2050 年剩余甲烷排放量的预测（16.28 太克甲烷）也具有较高的一致性（图 4.2）。

从排放部门构成来看，各模型对能源部门（44%-54%）和农业部门（30%-40%）2020 年甲烷排放占比的模拟结果相对一致，但对废弃物部门（7%-22%）排放贡献的模拟结果差异最大，这也凸显了当前废弃物部门排放量更高的不确定性。各模型模拟结果的差异主要源于模型采用的温室气体模拟方法不同（见专栏 4.1）。LBNL 甲烷模型、AIM-China 和 GCAM-China 模型的总排放估算值相似，但排放部门构成上有所不

同。其中，AIM-China 模型报告的农林和其他土地利用（AFOLU）以及能源部门排放量较高，废弃物部门排放量相对较少，而 GCAM-China 和 LBNL 甲烷模型的能源部门排放量相似，但在废弃物和农业部门排放量上略有差异。MESSAGEix-China 报告的所有部门排放量几乎均高于其他模型。在多数模型模拟的甲烷减排路径中，甲烷减排特别是在近期将主要来自煤炭行业的减排贡献，在 2030 年和 2050 年，煤炭相关的甲烷减排分别占到总减排量的 81% 和 60%（中位数）（表 4.1）。到 2050 年，水稻种植、牲畜肠道发酵、石油和天然气行业的甲烷减排将分别贡献总减排量的约 7%。值得注意的是，各模型采用了不同的甲烷减排潜力数据，模型结果受活动水平数据和技术进步假设的影响，尤其是农业和废弃物部门的甲烷排放。以下各节将进一步探讨模型中的甲烷减排潜力假设，以更好地比较和理解各模型的甲烷减排路径。



@ Photo from Pixabay

⁴ 该区间不包含 AIM-China 模型的模拟结果；AIM-China 模型模拟的 2030 年甲烷排放较 2020 年水平将下降 5%。

⁵ 该区间不包含 MESSAGEix-China 模型的模拟结果，MESSAGEix-China 模拟的 2050 年甲烷排放较 2020 年水平将下降 78%。

图 4.2: 碳中和情景下, 中国甲烷排放路径。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。模型区间表示本研究使用的四个模型所模拟的的中国甲烷排放路径。

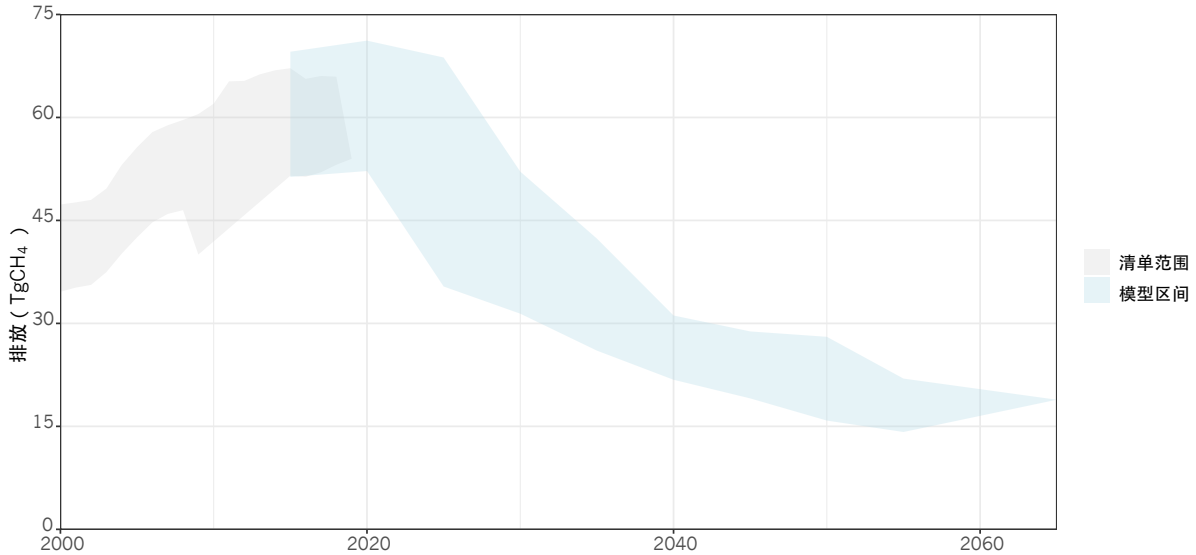


表 4.1: 碳中和情景下, 中国各部门或行业甲烷排放量相较于 2020 年水平的变化。

(表中结果为各模型结果的中位数, 单位: 太克甲烷)

部门或行业	2030 年	2050 年
总甲烷排放	-19	-32
煤炭开采	-14	-20
石油和天然气	-0.6	-3.2
水稻种植	-1.3	-2.7
牲畜肠道发酵	0.1	-2.5
粪便管理	-0.3	-0.9
污水处理	0.4	0.2
固体废弃物	-0.9	-1.5

专栏 4.1 各模型对非二氧化碳温室气体排放的模拟方法

各参与模型采用不同的建模方法来处理非二氧化碳温室气体。所有模型都考虑了减排潜力。LBNL 甲烷模型基于各部门或行业的活动水平数据乘以特定源的排放因子计算甲烷排放量。在未来排放路径模拟中，模型将活动水平数据、排放因子和各类非二氧化碳温室气体减排措施的减排潜力数据相乘，得到对未来排放量的估算。其中，减排潜力数据基于边际减排成本（MAC）曲线假设（Lin et al., 2022）得到。GCAM-China 模型同样基于 MAC 曲线信息模拟非二氧化碳温室气体的减排潜力，

模拟得到的排放量结果是活动水平和 MAC 减排潜力的函数。其中用到的 MAC 曲线为基于美国环境保护局的分地区、分技术种类的 MAC 曲线（EPA, 2019c）。在 MESSAGEix-China 模型中，能源部门的减排潜力假设来自 GAINS 模型，而农业部门的减排潜力假设则来自全球生物圈管理模型（GLOBIDM）（IIASA, 2022）。AIM-China 模型基于外生的技术成本数据进行技术优化选择模拟，并结合分技术的排放因子数据得到对非二氧化碳温室气体排放的模拟结果。

专栏 4.2 各模型基准年模拟结果的差异

如图 4.2 所示，多模型模拟研究中的各模型均以 2015 年为基准年。图中展现的各模型基准年甲烷排放模拟结果的差异可能源于模型方法学上的多重差异，包括活动水平数据和排放因子的来源。如前一章所述，对历史甲烷排放量的估算结果存在很大差异，因此各模型基准年排放模拟结果的差异在很大程度上可归因于用于校准的清单数据来源差异和建模方法的差异。GCAM-China 和 MESSAGEix-China 模型根据非二氧化碳温室气体的历史排放清单数据进行校准，并根据校准的排放和活动水平数据计算隐含排放因子。其中，GCAM-China 使用国际耦合模式比较计划第六阶段（CMIP6）的全球火灾排放数据库（GFED）和土地利用土地覆盖（LULC）数据，对除农业废弃物焚烧、森林火灾和森林砍伐外的其他所有排放源根据 CEDS 清单进行校准。CEDS 清单的农业部门排放使用了联合国粮农组织（FAO）的数据，其他所有部门的排放数据均基于 EDGARv5.0 排放清单。在 MESSAGEix-China 模型中，多数部门

的排放根据美国环境保护局的排放清单数据进行校准，农业部门排放则根据 FAO 数据校准。此外，MESSAGEix-China 模型校准所使用的清单年份早于 2015 年，这意味着模型基准年和排放清单年份可能不同。LBNL 甲烷模型和 AIM-China 模型均通过将活动水平数据和特定源排放因子相乘来计算甲烷排放量。LBNL 甲烷模型计算的 2014 年排放结果和中国公布的当年国家温室气体排放清单结果一致，该模型的排放计算方法在必要时进行了适当调整。

各模型在基准年的差异会影响对短期和长期趋势的建模预测。基准年清单的差异增加了对短期即 2030 年排放模拟的不确定性，而 2030 年对《巴黎协定》和“全球甲烷承诺”中确定的全球气候目标来说是一个关键年份。此外，由于各模型基准年排放量的差异较大，难以确定具备较强一致性的长期减排趋势和连贯的政策路径。因此，提高清单假设和历史排放因子的可信度对于制定甲烷减排路径至关重要。

4.2 中国能源部门的甲烷减排潜力

煤炭生产的甲烷减排潜力

中国在基准年（2015 年）的甲烷排放主要来自煤炭开采，因此具有较大的减排潜力。本研究中，四个模型中有三个对于基准年煤炭生产相关的甲烷排放估算高度一致，排放量在 20.3-20.6 太克甲烷之间。这一

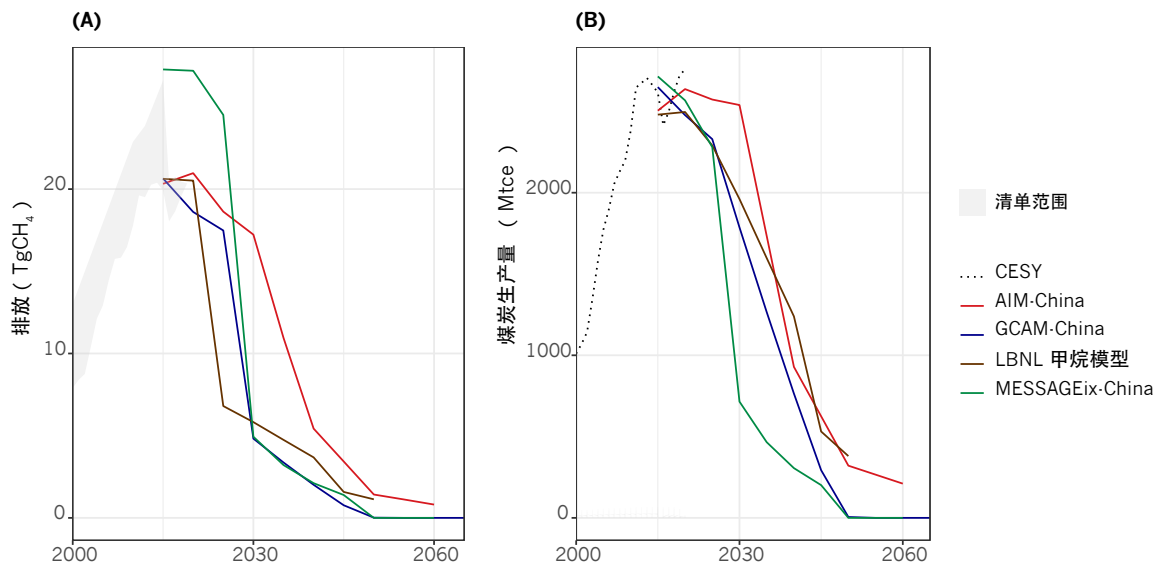
数据与本报告第三章提到的排放清单范围一致。所有四个模型的基准年煤炭产量（25.05-27.15 亿吨标准煤）也较为一致。MESSAGEix-China 模型中的基准年排放量是根据美国环境保护局的清单进行校准的，该清单的煤炭开采排放数据在各排放清单中处于较高水平。

此外，各模型模拟的 2015-2020 年间煤炭产量趋势也存在一定差异——AIM-China 和 LBNL 甲烷模型预测中国煤炭产量在 2020 年达到峰值，而 GCAM-China 和 MESSAGEix-China 预测的达峰时间在 2015 年。国家统计局数据报告显示，排放量在 2020 年之前呈不断上升趋势，鉴于这一情况，模型可能高估了煤炭相关排放和煤炭产量在短期内的削减量。AIM-China 模型

显示，到 2030 年，煤炭生产相关甲烷排放量较 2020 年水平减少 18%。除此之外，大多数模型预测的降幅均在 72%-82% 之间。所有模型均预测，到 2050 年，煤炭生产相关甲烷排放量将较 2020 年水平下降 93%-100% (图 4.3)，且 2050 年的排放量最终都将低于 1.4 太克甲烷。

图 4.3: 碳中和情景下，各模型模拟的中国煤炭开采相关甲烷排放和煤炭生产量的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。两幅子图单位不同，左图（排放量）的单位为太克甲烷 (TgCH₄)，右图（煤炭生产量）的单位为百万吨标准煤 (Mtce)。煤炭生产历史数据来自《中国能源统计年鉴 2021》(CESY) (NBS, 2021)。

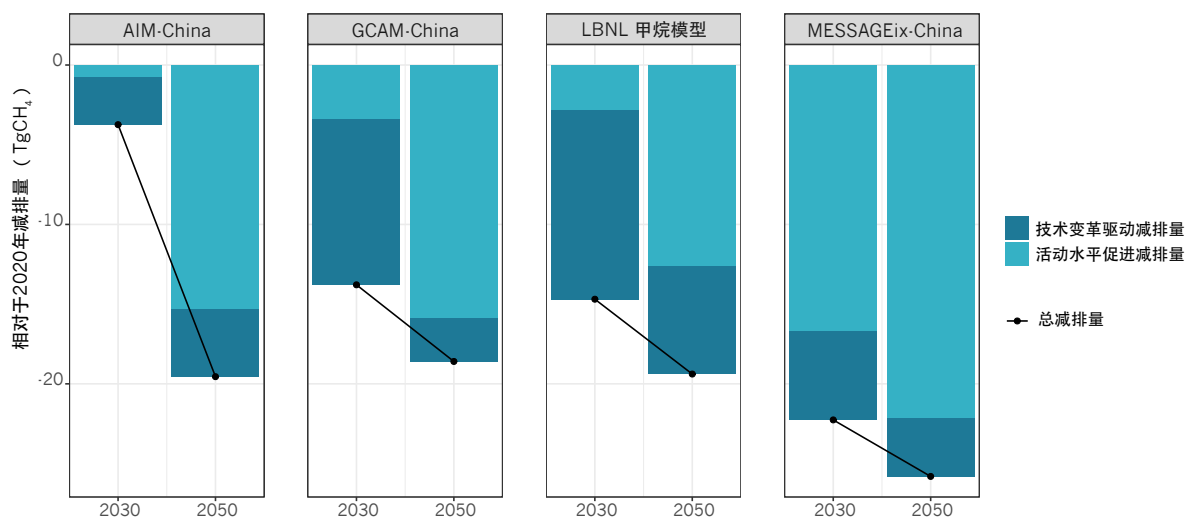


本研究使用活动水平数据和模型模拟的甲烷排放结果计算煤炭行业的隐含排放因子 (图 4.4)，进而比较活动水平 (煤炭产量) 和技术变革 (煤炭生产甲烷减排技术提升) 随时间变化对煤炭行业甲烷减排的影响。在多数模型的模拟结果中，短期内的甲烷排放削减是由技术变革驱动的；但随着时间的推移，活动水平的下降将成为越来越重要的驱动因素。到 2050 年，活动水平的下降将成为主导煤炭生产相关甲烷减排的

主要驱动力。所有模型都指出，煤炭生产是具有甲烷减排潜力的主要领域，并且所模拟的煤炭行业减排幅度非常一致。但由于三个模型并未考虑废弃煤矿的甲烷排放，各模型可能高估了煤炭行业，特别是近期的减排潜力。这一减排驱动力分析有助于理解活动水平变化和技术变革两方面因素在不同模型中对甲烷减排量的贡献。同时，我们也需要进一步在政策和现实背景中理解甲烷减排路径，从而为政策制定提供支持。

图 4.4: 碳中和情景下, 活动水平变化和技术变革对煤炭开采行业甲烷减排的贡献。

在 MESSAGEix-China 模型中, 由于 2050 年排放量和生产量均已降至 0, 因此对该模型 2050 年甲烷减排贡献的分析使用了其 2045 年的模拟结果。



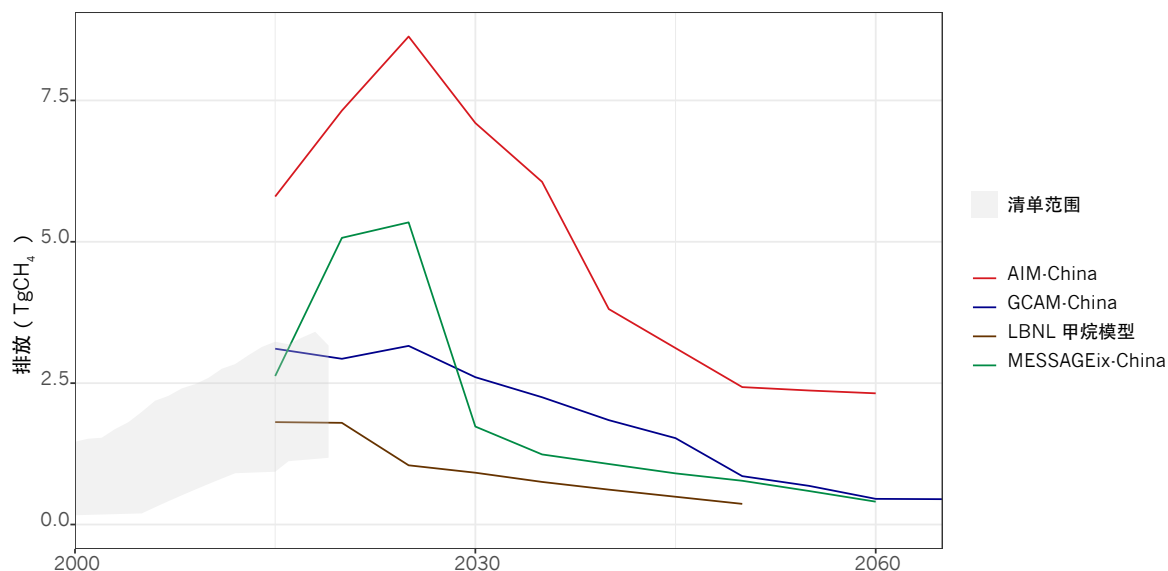
油气生产的甲烷减排潜力

就中国目前的甲烷排放而言, 石油和天然气生产的排放量低于煤炭生产排放; 但前述排放清单的分析结果表明, 中国油气相关甲烷排放存在很大的不确定性且排放量持续增长, 这可能使得油气行业成为未来

甲烷减排的重要领域。不同模型对基准年(即 2015 年)油气生产行业的排放估算存在差异, 结果在 2-6 太克甲烷之间(图 4.5), 且其中一个模型的模拟结果超出了清单范围。导致这些差异的原因包括各模型使用了不同的排放因子或不同的基准年校准清单数据。

图 4.5: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国油气行业的甲烷排放路径。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。油气生产历史数据来自《中国能源统计年鉴 2021》(CESY) (NBS, 2021)。

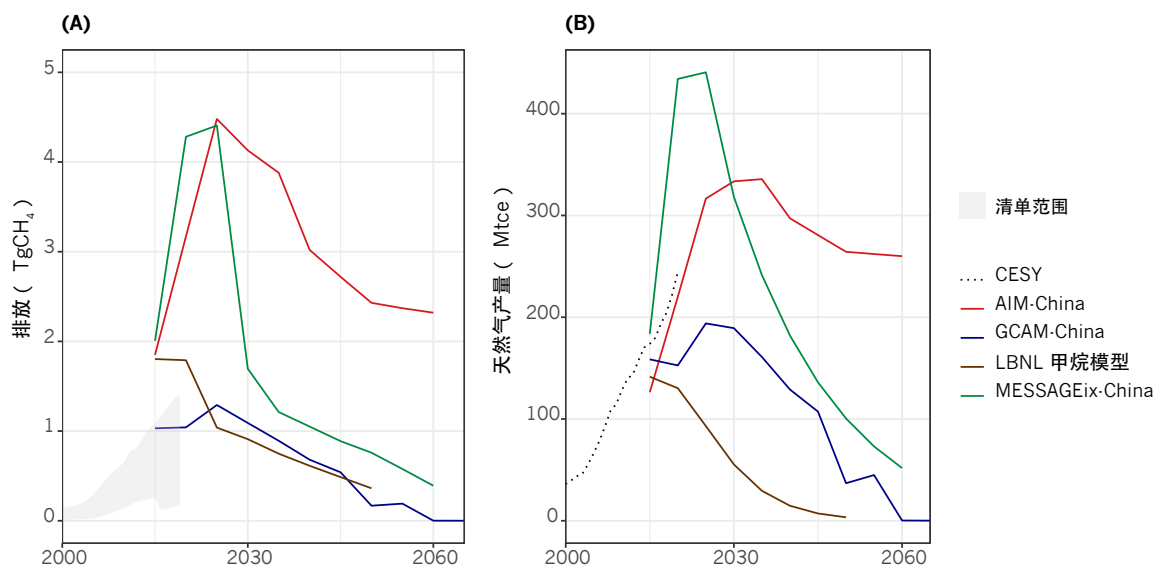


将天然气的产量和甲烷排放量以及石油的相应数据分开来看, 我们可以更好地理解各模型之间的差异。虽然各模型对基准年天然气产量的模拟结果高度一致, 但对 2015 年后的天然气产量预测却出现了很大差异。多数模型的长期趋势较为一致——天然气产量在 2015 年或 2025 年达到峰值, 随后产量和甲烷排放量均大幅减少, 到 2050 年, 甲烷排放量低于 2.5 太克甲烷 (图 4.6)。根据 GCAM-China 模型模拟结果, 2015-2020 年间甲烷排放量有所下降, 可能是由于新冠疫情对生产和经济的影响。虽然 GCAM-China、AIM-China 和 MESSAGEix-China 模型均显示 2015-2025 年期间甲烷排放量增加的趋势, 但各模型对此期间产量增幅的估算结果有所不同, 增幅从 3,500 万吨标准煤到 2.5 亿吨标准煤不等。其中, MESSAGEix-China 模型预测

的 2025 年的天然气产量几乎是 2015 年的两倍。多数模型的模拟结果显示, 到 2040 年天然气产量将下降, 这说明模型预测的 2025 年前天然气快速增长可能主要为了在近期替代煤炭, 从而实现 2030 国家自主贡献目标中逐步减少煤炭的目标。AIM-China 模型显示, 2025 年之后, 天然气产量下降幅度小于其他模型; 其模拟的天然气产量在 2035 年达峰, 此后略有下降, 但到 2060 年产量仍总体维持在 2.6 亿吨标准煤的水平, 而其他模型预测的产量将低于 5,000 万吨标准煤。各模型模拟的天然气产量差异凸显了天然气在中国实现碳中和目标中所扮演角色的不确定性。国家通报的天然气产量数据显示, 2015-2020 年, 中国的天然气产量有所增加 (NBS, 2021), 这表明短期内中国的天然气产量和相应的甲烷排放量可能继续增长。

图 4.6: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国天然气生产相关甲烷排放和天然气产量的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。两幅子图单位不同, 左图(排放量)的单位为太克甲烷($TgCH_4$), 右图(天然气产量)的单位为百万吨标准煤(Mtce)。天然气生产历史数据来自《中国能源统计年鉴 2021》(CESY)(NBS, 2021)。

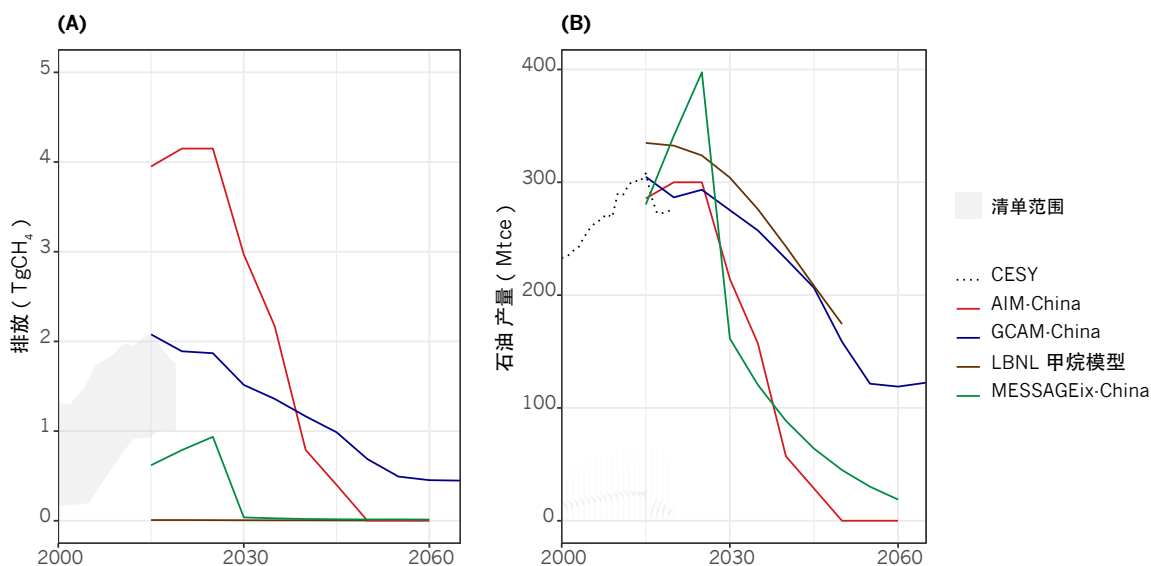


对于石油生产而言, 各模型对基准年产量的估算结果非常一致, 但对 2015 年排放量的模拟结果范围较大 (0.1-4 太克甲烷) (图 4.7)。所有模型都呈现了相似的长期排放趋势, 即 2025 年或 2020 年排放达峰, 2050 年排放近零 (<1 太克甲烷); 各模型模拟的 2015 年石油产量数据也较为相似, 范围均在 2.80-

3.35 亿吨标准煤之间。模型对基准年石油生产相关甲烷排放的模拟结果范围相对大于对石油产量的模拟结果范围, 这表明石油行业甲烷排放的模拟结果差异可能主要源于不同模型使用的排放因子差异, 而非对石油产量的预测差异。

图 4.7: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国石油生产相关甲烷排放和石油产量的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。两幅子图单位不同, 左图(排放量)的单位为太克甲烷($TgCH_4$), 右图(石油产量)的单位为百万吨标准煤(Mtce)。石油产量历史数据来自《中国能源统计年鉴 2021》(CESY)(NBS, 2021)。

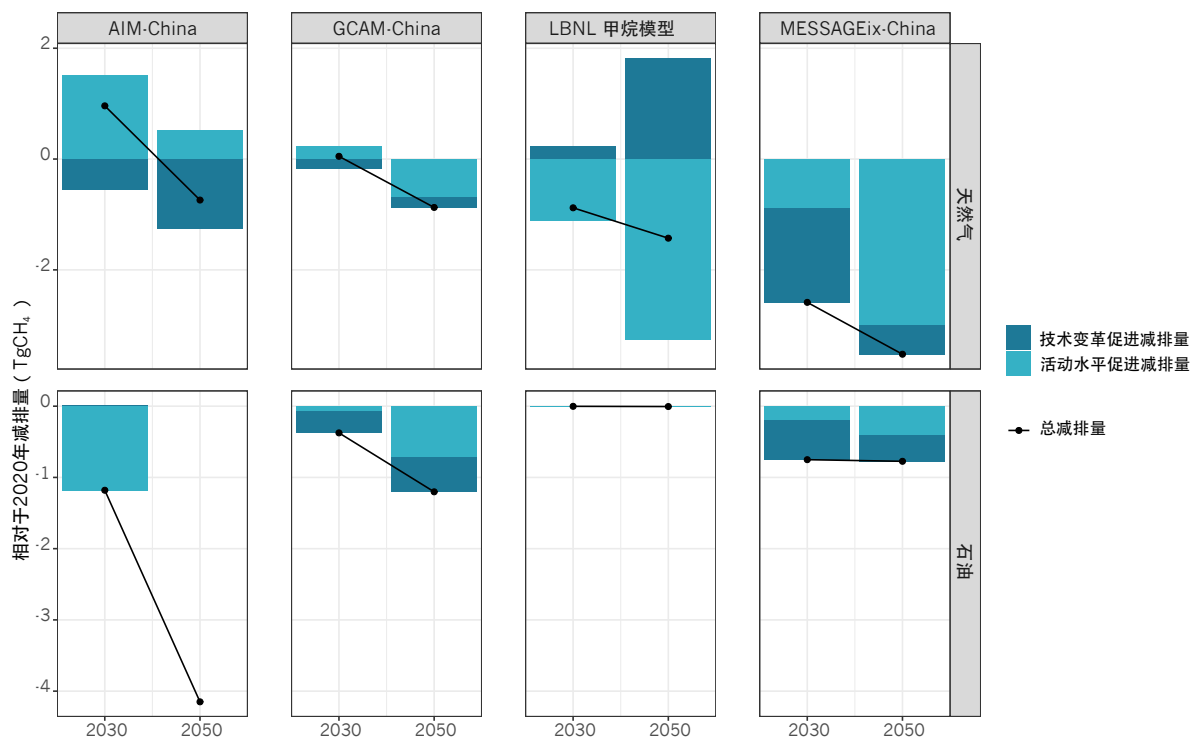


通过使用油气行业活动水平数据和模型的排放预测结果, 我们计算了各模型的隐含排放因子(图 4.8), 进而对比活动水平(油气产量)和技术变革(油气生产甲烷减排技术提升)随时间变化对油气行业甲烷减排的影响。就石油行业而言, 大多数模型预测到 2050 年活动水平的下降将在甲烷减排中发挥重要作用, 但不同模型预测的减排幅度和技术进步贡献各不相同。GCAM-China 模型和 MESSAGEix-China 模型均显示中等幅度的石油行业甲烷减排, 既得益于活动水平的降低, 也得益于技术变革的贡献。AIM-China 模型预测未来石油行业甲烷排放显著减少几乎完全通过活动水平的降低实现, 但其 2020 年排放量明显高于其他模型。各模型模拟的 2050 年排放量结果较为接近。因此, 模拟结果可能并不代表减排潜力的差异, 而更多是由于基准年排放量的不确定性导致的。

就天然气行业而言, 其生产活动水平和技术变革前景都存在高度不确定性。特别是在中国, 随着煤炭等其他化石燃料的迅速淘汰, 天然气生产将扮演日益重要的角色(图 4.8)。但 AIM-China 模型的模拟结果显示, 即使未来天然气产量继续增加, 天然气生产技术的进步也有可能降低天然气相关的甲烷排放。同时, 该模型结果显示, 到 2050 年, 技术变革的减排贡献将大于活动水平下降产生的影响。该模型进行模拟涉及的对甲烷减排有较强推动作用的技术措施包括: 采矿设备的泄漏控制和天然气生产中的密封技术。LBNL 甲烷模型的模拟结果显示, 天然气生产技术进步在 2030 年后开始放缓, 因为假设在 2030 年之前已经全面部署了天然气生产的减排技术, 排放因子会在 2030 年后保持不变。

图 4.8: 碳中和情景下, 活动水平变化和技术变革对石油和天然气行业甲烷减排的贡献。

对 AIM-China 模型的石油行业部分, 由于 2050 年其排放量和产量均为 0, 因此使用了 2045 年的模拟数据。LBNL 甲烷模型的中国 2020 年石油行业生产量和甲烷排放量均较低, 同时假设未来石油生产量总体保持不变。



4.3 中国农业部门的甲烷减排潜力

水稻种植的甲烷减排潜力

中国水稻种植相关甲烷排放量存在高度不确定性 (Cheewaphongphan et al., 2019), 但本研究三个模型对于基准年水稻种植甲烷排放的模拟结果相对一致 (约 7 太克甲烷)。所有模型 2015 年数据都属于当年清单范围中的较低估算值, 这表明该行业的排放可能未被充分表征。然而, 由于一些排放清单中使用了较高的浸没假设和 / 或纳入了水产养殖排放, 清单范围较高的数值也可能存在高估。对水稻种植排放清单范围的详细分析请见第 3.4.1 节。

大多数模型预测水稻种植相关甲烷排放将在 2025 年达峰, 其中一个模型的模拟结果显示排放量在 2015 年达到峰值, 随后从峰值年份到 2030 年将出现极快的下降。AIM-China 模型的模拟结果表明, 随着 2020-2055 年中国水稻种植收获面积的增加, 从 2030 年峰值年份至 2045 年之间的甲烷减排速度较慢。LBNL 甲烷模型显示, 水稻收获面积在模拟期间略有下降, 但总体保持在约 3,200 万公顷的水平, 而 GCAM-China 模型显示, 到 2050 年水稻收获面积将出现更大幅度的下降 (约 600 万公顷)。LBNL 甲烷模型、GCAM-China 和 AIM-China 模型对基准年水稻收获面积的估算相似, 约为 3,100 万 - 3,400 万公顷。

图 4.9: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国水稻种植相关甲烷排放和水稻收获面积的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。两幅子图单位不同, 左图(排放量)的单位为太克甲烷($TgCH_4$), 右图(收获面积)的单位为百万公顷(million ha)。水稻收获面积历史数据来自联合国粮农组织(FAO)(FAOSTAT, 2021a)。GCAM-China 模型假定每亩水稻种植耕地均每年收获两次(即一年两季)。

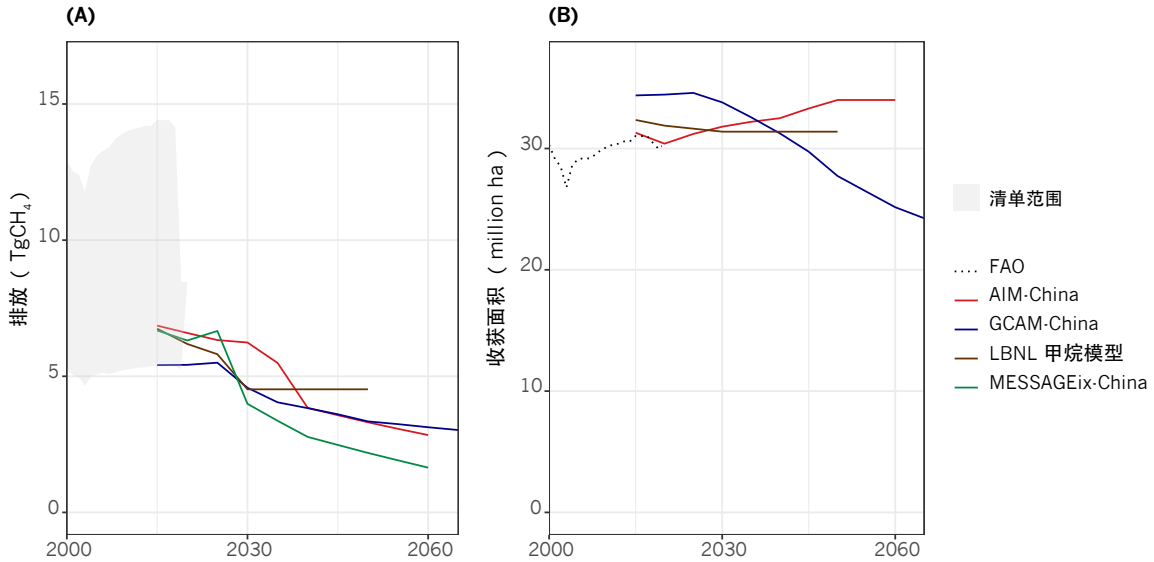
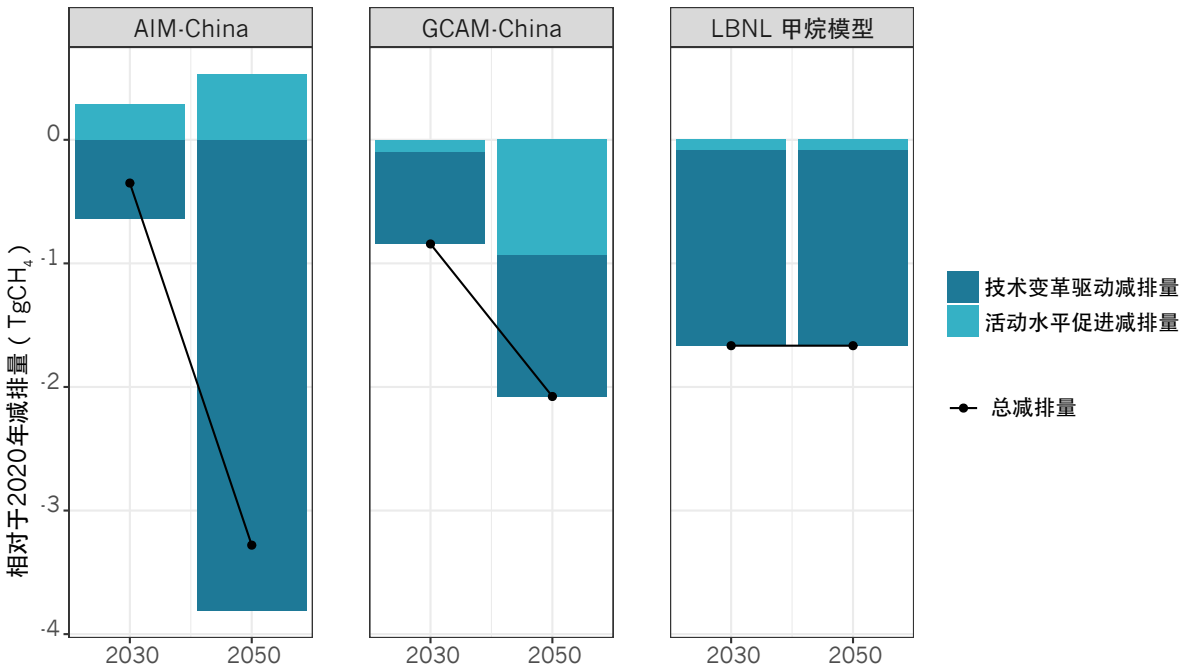


图 4.10: 碳中和情景下, 活动水平变化和技术变革对水稻种植行业甲烷减排的贡献。



减排潜力分析结果显示, 不同模型在甲烷减排幅度和机制方面存在差异(图 4.10)。在 AIM-China 和 LBNL 甲烷模型中, 水稻种植相关甲烷减排更多是受到技术变革而非活动水平变化的推动。仅一个模型

(GCAM-China) 表明水稻种植面积的减少将是 2050 年水稻种植相关甲烷减排的主要驱动力。另一个模型 (AIM-China) 预计到 2050 年水稻种植面积将增加, 但由于灌溉技术和农业管理实践的改进, 水稻种植相

关甲烷排放量将大幅减少 (>3 太克甲烷)。在 LBNL 甲烷模型中, 减排量、活动水平、技术水平在 2030 年至 2050 年期间保持不变, 因为该模型假定从 2030 年起, 该行业已实施了全面减排措施且 2030 年后水稻种植活动水平不变。

畜牧业的甲烷减排潜力

在基准年 (2015 年), 各模型对牲畜肠道发酵甲烷排放的估算和排放清单有所差异, 其中有两个模型 (MESSAGEix-China 模型和 LBNL 甲烷模型) 的模拟结果超出了清单范围 (图 4.11)。鉴于只有一个模型 (AIM-China) 与联合国粮农组织的 2015 年历史数据一致, 因此, 畜牧业产量相关基础数据的不同可能是导致差异的部分原因。AIM-China 和 GCAM-China 模型的产量估算结果不同, 但二者的基准年排放模拟结果非常接近。由此可见, 排放因子的选用也可能导致排放模拟结果的差异。所有模型均显示, 从 2015 年至 2020/2025/2030 年, 短期内畜牧业甲烷排放量

会呈增加趋势, 但各模型对减排的假设存在一定差异。其中, 两个模型的结果表明, 该行业从 2020 年起即出现快速减排 (AIM-China 模型和 MESSAGEix-China 模型显示, 至 2050 年减排约 40%-45%); 而 LBNL 甲烷模型和 GCAM-China 模型预测, 到 2050 年的排放量分别减少 9% 和增加 9% 左右但到 2060 年, 排放量将随着畜牧业产量的下降而开始下降。

对于牲畜粪便管理的甲烷排放, 所有模型的基准年模拟结果都在清单范围内 (1.3-3.3 太克甲烷), 但未来时期的甲烷减排情况在不同模型中出现了差异 (图 4.12)。与肠道发酵甲烷排放模拟结果类似, MESSAGEix-China 和 AIM-China 模型假设排放量会在短期内增加、随后迅速降低。其中, MESSAGEix-China 模型预测到 2050 年的排放量将较 2020 年减少 80%, 而其余模型预测排放量将仅减少 26%-41%。LBNL 甲烷模型结果显示, 随着减排措施的实施, 甲烷排放将在短期 (到 2030 年) 内有所下降; 而 GCAM-China 模拟的粪便管理相关甲烷减排幅度相对有限。

图 4.11: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国牲畜肠道发酵相关甲烷排放和畜牧业产量的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。两幅子图单位不同, 左图 (排放量) 的单位为太克甲烷 ($TgCH_4$), 右图 (畜牧业产量) 的单位为百万吨 (Mt)。畜牧业产品包括鸭、鸡、肉牛、猪、绵羊和山羊。历史生产数据来自联合国粮农组织 (FAO) (FAOSTAT, 2021a), 并用于将 GCAM-China 模型模拟的禽肉和禽蛋产量区分开来。LBNL 甲烷模型报告的畜牧业总产量结果不包含家禽。

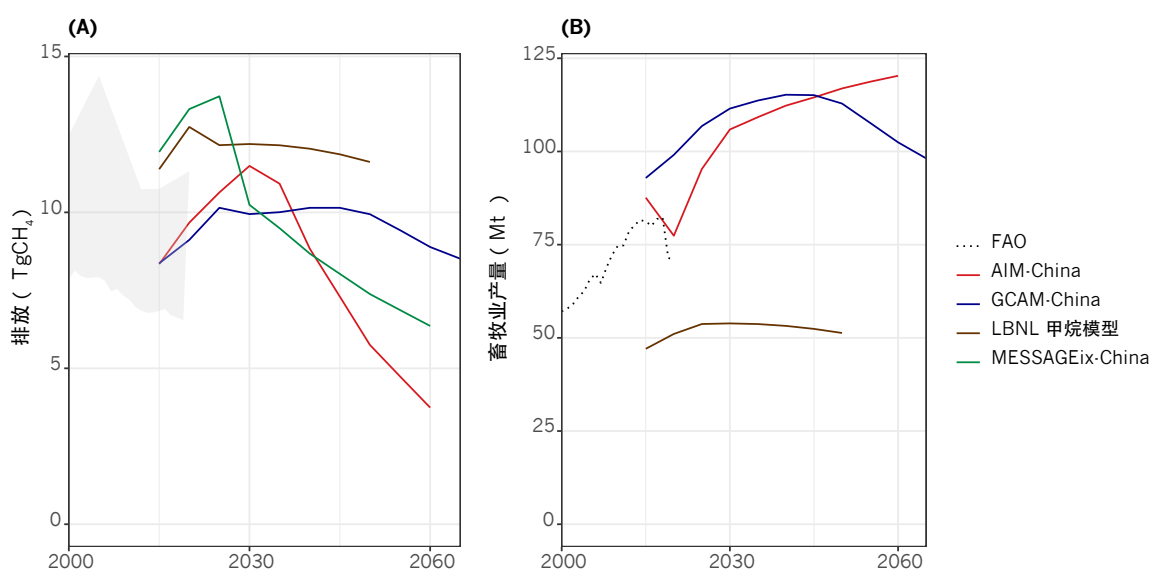


图 4.12: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国牲畜粪便管理相关甲烷排放和畜牧业产量的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。两幅子图单位不同, 左图(排放量)的单位为太克甲烷, 右图(畜牧业产量)的单位为百万吨(Mt)。LBNL 甲烷模型报告的畜牧业总产量不包含家禽。

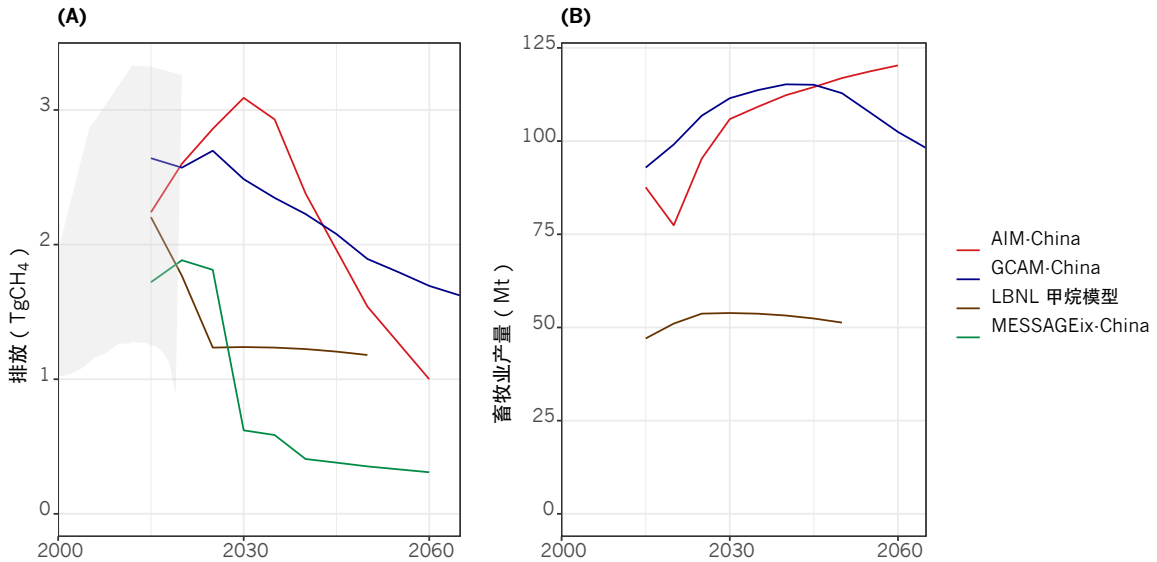
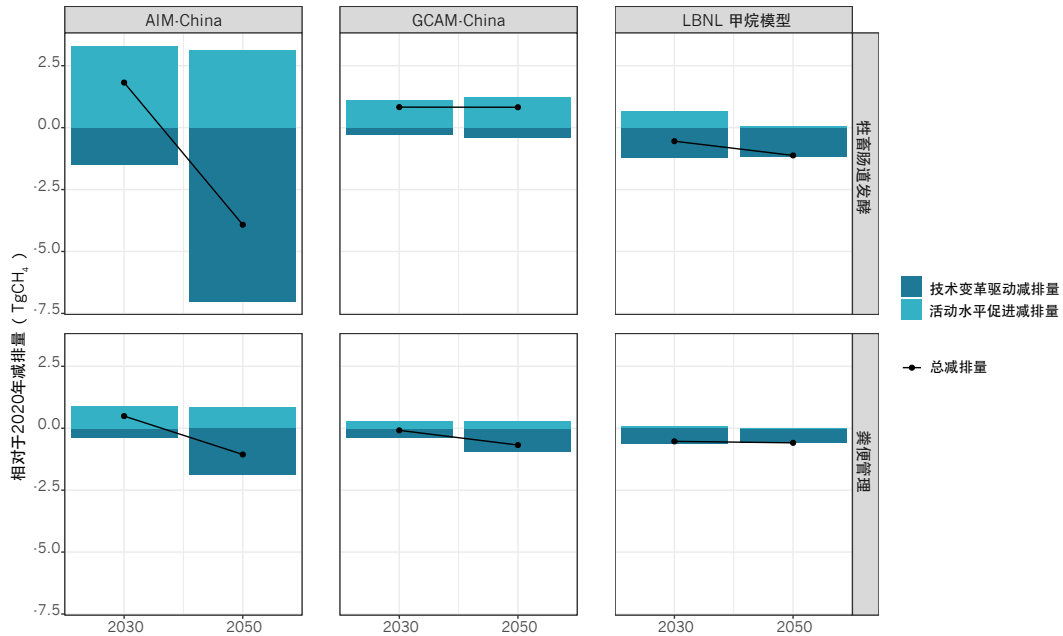


图 4.13: 碳中和情景下, 活动水平变化和技术变革对畜牧业甲烷减排的贡献。



总体而言, 技术变革对畜牧业甲烷减排的推动较能源部门更大。LBNL 甲烷模型和 AIM-China 模型均显示, 技术变革对两个畜牧业细分行业的减排都有显著影响(图 4.13)。大多数模型预测, 到 2030 年,

畜牧业甲烷排放将受产量提高的驱动而较 2020 年水平有所增加。其中 GCAM-China 和 AIM-China 模型均预计甲烷排放到 2030 年呈现增长趋势, 仅 LBNL 甲烷模型预测到 2030 年技术变革将推动排放净减少。同时,

LBNL 甲烷模型还预测，到 2050 年牲畜肠道发酵甲烷排放变化将不受活动水平驱动，而只受技术变革影响。在粪便管理方面，GCAM-China 和 AIM-China 模型显示，活动水平提高将导致排放量增加，而 LBNL 甲烷模型则预测活动水平不会导致排放量增加。

AIM-China 模型预测畜牧业具有显著甲烷减排潜力；模型中假设畜牧业管理将在未来显著改善，包括完善养牛、牛饲料和动物粪便管理等方面，以及提高牛、

猪养殖部门的废弃物利用率。在该模型中，牛育种和饲养的优化管理比例将从 2030 年的 10%-25% 提高到 2050 年的 85%-100%；同时，预计到 2050 年，养牛和养猪过程中的废弃物利用率将达到 100%。MESSAGEix-China 模型则认为，随着社会发展，非集约化饲养模式的应用将在未来逐渐增加，从而减少肠道发酵和粪便管理的甲烷排放。而 GCAM-China 和 LBNL 甲烷模型所采用的边际减排成本曲线均预测畜牧业甲烷减排潜力有限。

4.4 中国废弃物管理部门的甲烷减排潜力

废弃物部门甲烷排放占 2014 年中国通报的甲烷排放量的 12%，是重要来源之一。不同模型模拟的基准年排放量差异较大，从 3.8 到 13.6 太克甲烷不等。除一个模型（AIM-China）外，其余模型的基准年模拟值均在清单范围内（图 4.14）。其中，LBNL 甲烷模型预测，2015 年之后，废弃物部门的甲烷排放量将增加，AIM-China 预测排放量将保持相对稳定，而另外两个基准年估算值最大的模型（GCAM-China 和 MESSAGEix-China）预测，到 2050 年排放量将显著降低，相较于 2020 年水平分别下降 40% 和 66%。

从废弃物部门主要排放构成来看，各模型对固体废弃物相关甲烷排放的基准年估算结果较为一致——2015 年排放量在 2.8-3.6 太克甲烷之间；各模型模拟的固体废弃物相关甲烷排放的未来下降趋势也相对一致（图 4.15）。但各模型估算的减排潜力各不相同，其模拟的 2050 年相较于 2020 年的甲烷减排幅度为 34%-76% 不等。其中，LBNL 甲烷模型预测 2025 年之后的甲烷排放量基本不变。报告固体废弃物甲烷排放的三个模型中，有两个模型的基准年模拟值在清单

范围内，LBNL 甲烷模型的结果则低于清单范围。基准年模拟值的差异可能是因为各模型采用了不同的方法——GCAM-China 和 LBNL 甲烷模型使用清单报告值校准模拟结果，而 AIM-China 模型则基于活动水平数据和排放因子进行估算。

如前一章所述，污水处理部门的甲烷排放历史估算数据具有很高的不确定性（图 4.15）。由于污水处理厂排放相关数据有限，该部门活动水平数据和排放因子数据均存在较大不确定性。GCAM-China 模型基于美国环境保护局的边际减排成本曲线，所预测的减排潜力较大。该模型显示污水处理相关甲烷排放具有很大低成本减排潜力（约 39MtCO₂e），包括用厌氧污水处理厂取代茅厕、露天下水道和化粪池（EPA, 2019b）。LBNL 甲烷模型也考虑了取代露天下水道设施的甲烷减排潜力，但该模型认为这些措施在中国的减排潜力相对较小（Lin et al., 2022）。该模型预计甲烷排放量将随活动水平的提高而增加，而低成本的减排机遇较为有限。

图 4.14: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国废弃物部门甲烷排放的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。

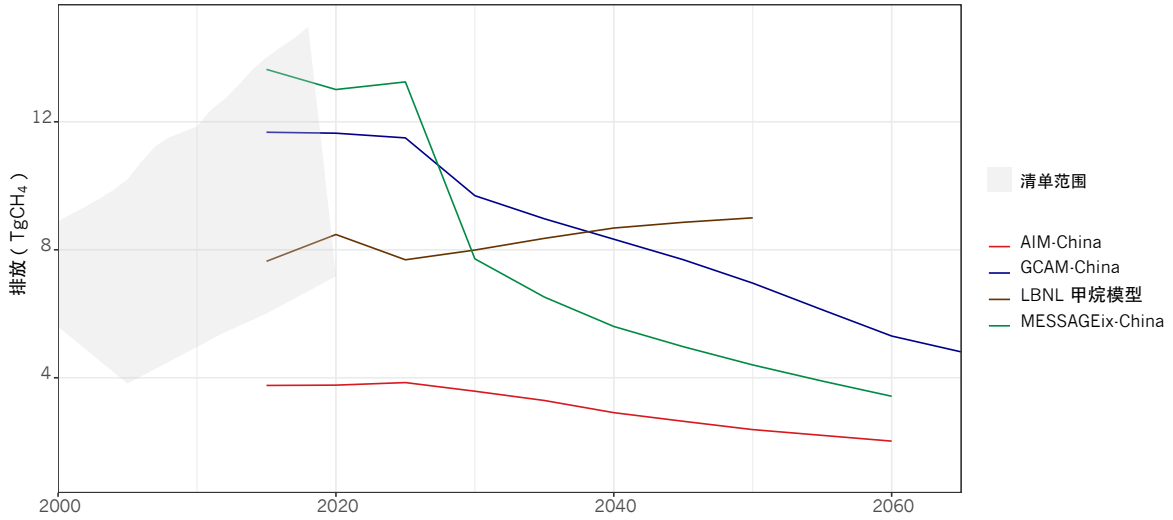
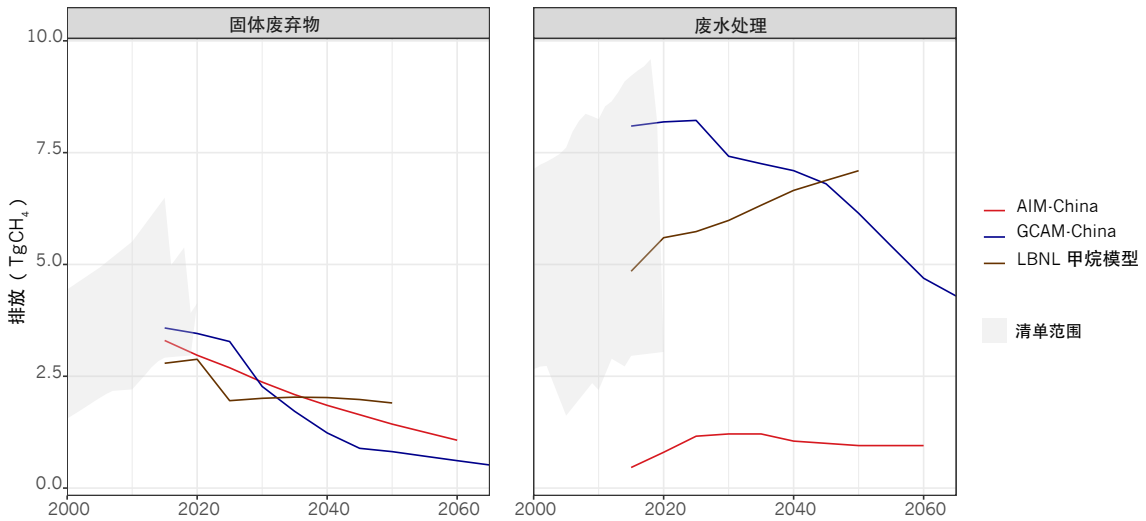


图 4.15: 碳中和情景下, 各模型模拟的中国固体废弃物和污水处理相关甲烷排放的变化趋势。

甲烷排放清单数据范围为本报告第三章所包含的所有排放清单的估算范围。GCAM-China 模型的估算结果包括垃圾焚烧。



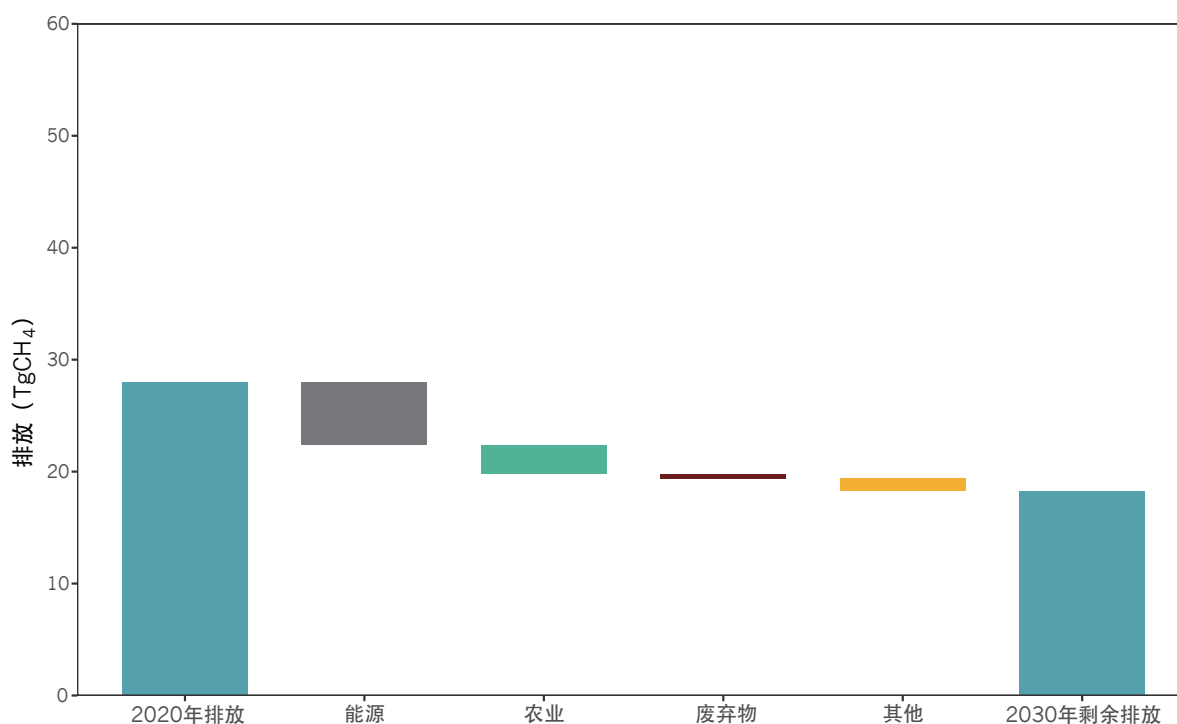
4.5 美国的甲烷减排潜力

当前，美国甲烷排放量占其温室气体排放量的 11% (EPA, 2022b)。为了兑现到 2050 年实现温室气体净零排放的气候承诺，美国需要减少相当大比例的甲烷等非二氧化碳温室气体排放，而剩余的甲烷和其他非二氧化碳温室气体排放则需要通过负排放抵消。据《美国长期战略》估算，为了在 2050 年实现温室气体净零排放目标，美国 2030 年和 2050 年的甲烷排放需要分别较 2020 年水平减少 30% 和 40% (U.S. Department of State, 2021)。减排主要来自能源部门，由化石燃料需求的降低和技术进步驱动。

最新分析结果显示，借助全社会气候战略，配合从联邦政府到州、城市、企业的各级行动，包括《通胀削减法案》提出的对甲烷收费的措施，美国 2030 年甲烷排放将有望在 2020 年水平基础上减少 9 太克甲烷，降幅超过 30% (Zhao et al., 2022) (图 4.16)。减排量最大的为能源部门，其次是农业部门和废弃物部门。通过采取强有力的气候行动，能源部门的甲烷排放量可在 2020 年至 2030 年期间减少 44%。实现该程度甲烷减排的具体措施包括：对现有和新增石油和天然气源制定采用相关标准，广泛执行泄漏检测和修复要求，限制排气和燃烧，并采取行动减少活跃和废弃煤矿的甲烷排放。

图 4.16：联邦、州、地方、企业行动作用下的美国 2020-2030 年分部门或行业甲烷减排。

根据 Zhao et al. (2022) 的研究结果，美国在 2020-2030 年期间采取的综合行动将能带来大幅甲烷减排，主要来自能源和农业部门。注：本图表中展示的关于美国的分析 (Zhao et al., 2022)，以及前文展示的关于中国甲烷减排的分析，均在不同建模分析和情景的基础上开展，并根据具体国家的情况而异。



4.6 部门或行业的甲烷减排成本与技术潜力

不同模型对各部门或行业的减排潜力做出不同的假设，并采用不同的建模方法开展甲烷排放的情景预测。在本报告中，我们无法直接比较所有模型和技术采用的不同潜在边际减排成本假设。为了更好地理解减排潜力，我们分析了美国环境保护局的 2030 年和 2050 年甲烷减排边际成本曲线，并发现在中美两国，低成本的减排机遇均主要集中在能源部门（图 4.17）。

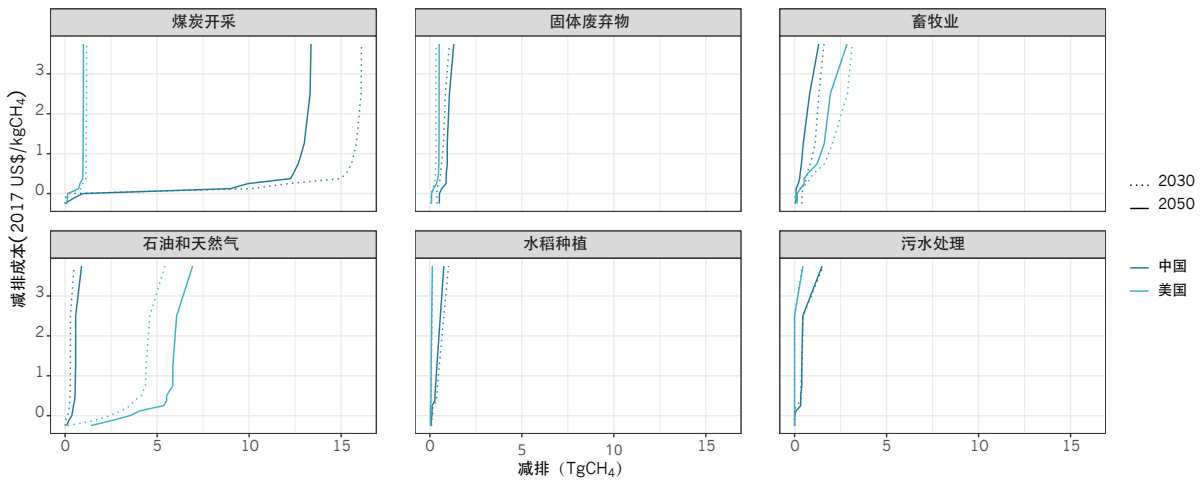
能源部门将是中美甲烷减排合作的一个关键领域。中国的煤炭开采和美国的石油和天然气相关甲烷排放，大部分都可以通过采取较低成本的技术实现削减。此

外，在煤炭开采、水稻种植和畜牧业领域，中国 2030 年的减排潜力比 2050 年更大。由此可见，近期采取行动推动甲烷减排很有必要。

这些关于甲烷减排潜力的估算是基于工程核算得到的，但现实因素以及未来对新减排技术的研究可能会对结果产生影响。对于甲烷减排潜力的确定，美国环境保护局的边际减排成本曲线并未对政策背景进行假设（EPA, 2019b）。在下一章中，我们将综述两国甲烷减排面临的政策挑战和机遇。

图 4.17: 美国环境保护局的中美 2030、2050 年甲烷减排边际成本曲线（EPA, 2019b）。

在 GCAM 模型中，使用了该边际减排成本曲线来预测减排潜力。



05 | 甲烷减排的挑战与机遇

@ Image by Hartono Subagio from Pixabay



5.1 障碍和阻碍

考虑到现有的政策空白，中美两国想要实现强有力的甲烷减排行动均需要克服一系列挑战。本报告识别并总结了甲烷排放各部门和行业在技术经济信息不确定性、市场机制、政策有效性和制度能力等四个方

面面临的关键挑战。然而，由于两国发展阶段和政策制定者对各部和行业的关注度存在差异，两国各个部门和行业面临不同程度的障碍。中美各部门和行业关键问题如表 5.1 所示。

表 5.1: 美国和中国甲烷减排分部门及行业关键问题梳理。

	美国	中国
煤炭开采	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 现有政策框架尚未充分解决废弃煤矿瓦斯甲烷排放问题 ▶ 缺乏针对低浓度甲烷尤其是通风瓦斯甲烷回收和商业化的有效市场机制及财务支持 ▶ 煤矿和煤矿瓦斯 / 煤层气 / 废弃煤矿瓦斯开采许可重叠 ▶ 煤矿瓦斯 / 煤层气抽采和盈利过程中所固有的物理和地质方面的挑战 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 排放清单、减排成本及潜力估算过程中使用的技术经济数据不足或不准确 ▶ 煤矿企业少报漏报煤矿瓦斯相关数据 ▶ 缺乏输气设施，对中小型煤矿尤其如此 ▶ 现有针对煤矿瓦斯及煤层气甲烷减排的支持性政策效力不足 ▶ 煤炭需求增加，煤炭退出计划存在不确定性
石油和天然气	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 油气公司对甲烷泄漏的处理不足 ▶ 与土地所有权或采矿权相关的制度性障碍 ▶ 现有政策框架对无主矿井甲烷排放关注不足 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 排放清单、减排成本及潜力估算过程中使用的技术经济数据不足 ▶ 针对油气相关甲烷排放的政策法规不足 ▶ 没有官方设立的国家层面甲烷减排目标 ▶ 一些技术方案的成本效益不高，因而需要更多资本投入和财务支持

	美国	中国
垃圾填埋场	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 主要依靠沼气相关的产业政策，针对直接甲烷减排的政策法规不足 	
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 政策制定者和投资者目前对垃圾填埋场甲烷排放的关注不足 ▶ 现有政策法规未覆盖小型垃圾填埋场，因此美国仅半数垃圾填埋场拥有气体回收系统（RRS, 2021） ▶ 该行业甲烷排放大部分来自小型垃圾填埋场（年处理能力 0.1-10 万吨）（RRS, 2021） ▶ 影响垃圾填埋场甲烷回收的其他障碍包括场地条件相关的信息问题、许可问题、财务问题，以及难以寻找能源用户的问题 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 排放清单、减排成本及潜力估算过程中使用的技术经济数据存在高度不确定性 ▶ 沼气生产场大规模推广和商业化所面临的挑战 ▶ 现有垃圾填埋场未广泛使用垃圾填埋气收集设备 ▶ 农村地区废弃物管理面临废弃物收集、分类和运输等方面的挑战
污水处理	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 污水处理行业针对甲烷排放的政策法规不足 ▶ 污水甲烷回收的商业化因高昂的资本成本而备受挑战 	
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 污水处理设施产生的甲烷排放通常被燃除或焚烧，极少得到回收利用（Ha et al., 2022） ▶ 所有州级的可再生能源配额制度（RPS）项目都不将沼气视为一种可再生能源（Ha et al., 2022） ▶ 老旧的污水处理厂（WWTP）运行维护往往受到严格的财务和预算限制（Seiple et al., 2020） ▶ 该行业甲烷回收技术的效益未被很好地传达给决策制定者和公众（Ha et al., 2022） 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 排放清单、减排成本及潜力估算过程中使用的技术经济数据存在高度不确定性 ▶ 市政污水处理厂数量增加和处理能力提升共同导致该行业甲烷排放增加（Zhao et al., 2019） ▶ 污水处理厂甲烷排放量大，但会随地区和技术差异显著变化（Zhang et al., 2021a） ▶ 农村污水处理依然比较落后，给甲烷减排留下了巨大的不确定性（Xu et al., 2020）
粪便管理	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 厌氧消化池的大规模推广和沼气生产的商业化面临挑战 	
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 所有州都未将沼气纳入可再生能源配额制（RPS） ▶ 该行业针对甲烷减排的政策法规不足 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 主要依靠沼气相关的产业政策，针对直接甲烷减排的政策不足 ▶ 尽管政府大规模推广沼气设施并予以经济激励，但在许多农村地区尚未得到充分利用 ▶ 排放清单、减排成本及潜力估算过程中使用的技术经济数据不足
牲畜肠道发酵	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 饲料添加剂和粪便处理系统的成本较高 ▶ 现有政策框架和企业实践对该行业（甲烷排放问题）关注较少 	
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 该行业需要创新性的解决方案来促进相关技术方案的推广应用，例如肠道甲烷抑制剂的开发需要药品监管程序给予支持（Tricarico et al., 2022） 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 各种技术方案和政府治理手段存在巨大的不确定性

	美国	中国
水稻种植	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 尚未纳入国家政策议程 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 该行业甲烷减排将与食品安全目标发生冲突 ▶ 缺乏促进地方政策实施的激励措施 ▶ 该行业属于逸散排放源，因而要求农村地区政府治理效力高、能力强，还需要创新型政策工具的配合 ▶ 针对该行业经济、技术可行性以及政府治理模式的探讨依然不足
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 未被《通胀削减法案》和国家总体战略覆盖 	

技术经济信息不足且存在不确定性

相对于二氧化碳减排而言，甲烷减排方面的技术经济数据尚显不足，缺乏全面的清单数据、排放报告（例如传输、储存、分配等方面）以及技术潜力和成本数据。目前，两国在数据收集过程中仍存在许多缺失，尤其是中国。对数据准确性的质疑也增添了不确定性。数据的准确性至关重要，因为它为政策制定者和商业投资者提供了坚实的基础。政策制定者可通过对数据的评估来识别减排机会，从而设计出更为有效的政策（UNECE, 2021）。

排放清单信息不足且不准确。例如，根据各种清单，中国 2014 年煤炭开采甲烷排放占其甲烷排放总量的 34%-45%。历史排放数据的差异性在很大程度上是因为这些数据非常依赖于对生产活动水平及排放因子的相关假设和估算，而不是基于实时实地的测量。但实时实地的测量才更有助于获得更准确和详细的排放数据（UNECE, 2021）。例如，中国在企业、地方和国家层面上的油气行业温室气体清单通常是根据《中国石油和天然气生产企业温室气体排放核算方法与报告指南》中的排放因子计算的。排放数据估算很大程度上依赖估算出的排放因子，这导致数据估算存在较大的不确定性（Zhong et al., 2021）。更重要的是，农业部门在监测和报告体系方面存在很大程度的缺失。

美国在排放数据可用性方面表现更好，主要得益于其更为完善的强制性温室气体排放报告机制——“温室气体报告项目（GHGRP）”。该项目适用于大多数排放部门，包括煤炭开采、油气、垃圾填埋和污水处理。美国煤炭开采行业的甲烷清单数据基于对通风排放、瓦斯抽采系统排放以及采取的减排措施的测量。这些数据

来自产量最高的地下矿井，并报告给美国环境保护局以遵守温室气体报告项目的要求（UNECE, 2021）。中国尚未针对甲烷排放建立起系统的监测和报告机制，即使对于在甲烷排放方面具有相对全面政策框架的煤炭开采行业也是如此。煤矿经营者只需要向当地应急管理机构的报告与安全相关的甲烷排放数据，例如体积浓度。然而即便存在排放报告体系，排放数据依然有可能不准确，因为为了避免安全监管处罚以及由于设备不足或损坏，相关单位经常对数据少报漏报（Zhang, 2021）。

美国也存在数据不足的情况。即使在温室气体报告项目的框架下，某些部门的排放水平还是往往被低估。例如，垃圾填埋场被认为是加利福尼亚州最大的甲烷排放源，泄漏率高达美国环境保护局估算值的六倍（Groom, 2021; Duren et al., 2019）。同样，最近的一项调查发现，美国石油和天然气行业的甲烷排放存在少报漏报问题。行业主体未能识别和追踪超高排放泄漏，也未评估这些泄漏在甲烷排放总量中所占的比重。事实上，石油和天然气公司的内部数据显示，该行业的甲烷排放率可能明显高于向美国环境保护局报告的官方数据（U.S. House of Representative Committee on Science, 2022）。

此外，中美两国都没有对废弃煤矿排放进行强制性监测，这在一定程度上给煤炭开采行业的排放数据带来了难以忽视的不确定性。具体而言，自 2016 年以来，中国已经实施了削减过剩煤炭产能的政策，大量中小型煤矿被关闭。在“十三五”期间（2016-2020 年），中国淘汰了 5,500 座煤矿（Ding, 2021），然而这些废弃矿井很少处理甲烷排放的问题。

技术成本及减排潜力的不确定性。除了清单和预测的排放数据之外，甲烷减排的技术成本和减排潜力也存在不确定性。首先，构建边际减排成本曲线（MAC 曲线）存在固有的技术限制。例如，各项交易成本（如谈判或监管成本）可以显著增加减排项目的单位成本，但它们却通常不被包括在 MAC 曲线研究中（EPA, 2019b）。因此，温室气体减排成本可能被低估（Mundaca T et al., 2013）。其次，在没有对所有排放领域进行全面调查的情况下，各国关于甲烷减排的数据可能存在争议和不准确性（EPA, 2019b）。不同研究之间，成本和潜力数据可能存在显著差异。此外，由于隐性市场失灵，如垄断（例如，当回收的煤矿瓦斯输送被垄断时，会显著增加整体减排成本）和信息不对称，一些减排潜力可能达不到模型所示的预期效果。第三，不同国家或地区的煤矿（例如地下煤矿与露天煤矿）在物理和地质禀赋方面的差异，也会引起减排成本的剧烈波动。例如，煤炭行业普遍认为，中国的地质特性导致其煤矿瓦斯和煤层气甲烷资源存在独特性，因此限制了中国煤矿瓦斯和煤层气甲烷的抽采技术选择。在北美或澳大利亚可行的技术可能并不适用于中国（Yang et al., 2021）。

未来活动水平的不确定性。未来活动水平预测值及相关甲烷排放同样面临巨大的不确定性。如第四章所讨论，各部门及行业的排放活动，如煤炭生产和固体废弃物的产生，是甲烷排放的主要驱动因素。排放活动增加会推高甲烷排放量，阻碍减排工作。因此，根本的解决方案是抑制这些活动的加速增长，并使其最终转为下降趋势。例如，逐步减少煤炭生产将显著推动中国的甲烷减排。然而，这些活动水平数据及其趋势（如中国扩大天然气生产）取决于复杂的社会经济和社会政治因素及相关政策，但这些因素和政策往往难以预测，并且必然造成甲烷排放估算的高度不确定性。

缺乏基于市场的解决方案

为激励甲烷减排活动，建立基于市场的解决方案是十分必要的。这包括建立市场机制和发展商业模式，以最大限度地降低社会成本。甲烷的排放可能会对社会产生危害，也可能带来益处，这取决于排放的甲烷是否能够作为能源或工业原材料进行商业化利用，或者是否可以作为碳资产进行交易。归根结底，一个基本问题是谁来承担这些成本。目前已经出现了一些经济激励措施，将甲烷排放转化为可市场化的资源。例如，在中美两国，煤矿瓦斯、垃圾填埋气和沼气的回收利用已经取得了一些进展。然而，目前利用这些激励措施的市场机制，包括碳抵消市场，要么没有得到充分发挥，要么在某些排放行业（如中美两国的肠道发酵

和水稻种植行业）根本不存在。此外，现在“排放·回收”行动较为常见，而直接减少排放的市场机制尚未得到充分探索。在这方面，中美两国都存在一些不足之处。一般而言，良好运作的市场机制可以：（1）支持甲烷回收和利用业务；（2）推动成本效益高的减排技术的创新和部署；（3）激励直接减少甲烷排放的活动。其基本思想在于使甲烷减排具备经济可行性。这需要可持续的融资渠道和可靠的供应链，其中包括开发商、设备制造商、服务提供商（如传输和配送）、材料供应商和客户。甲烷回收和利用不仅仅涉及甲烷的生产，还需要一个支持甲烷利用的市场，比如电力行业（Evans & Roshchanka, 2013）。

缺乏市场机制和商业模式促进成本效益不高的技术推广应用。例如，低浓度甲烷的回收利用一直以来在经济层面上都是一个全球性难题，特别是对于甲烷浓度低于 0.4% 的通风瓦斯（VAM）而言。然而，考虑到通风瓦斯通常约占煤矿瓦斯排放总量的 70%，忽视这个问题将从根本上阻碍煤炭行业中甲烷的减排。我们目前面临的一个主要挑战是缺乏市场机制，这些机制可以降低技术成本，提高通风瓦斯甲烷回收效率。截至 2018 年，全球范围内只有五个通风瓦斯项目，它们都采用了再生热氧化（RTO）技术。这些项目通常成本高昂，通风瓦斯相关制造商往往在确认市场需求之前不愿意进行更多的设计改良和成本降低的研发工作（CSIRO & GMI, 2018）。

在中国，高浓度煤矿瓦斯及煤层气回收和利用项目在得到了政府提供的补贴和税收优惠支持的同时，已经在很大程度上实现了商业化。然而，低浓度排放的回收方法在成本效益上仍面临一些挑战。特别是近年来，随着煤矿瓦斯和煤层气生产补贴减少以及清洁发展机制（CDM）的暂停，对于煤矿瓦斯回收利用的财政支持有所下降。而清洁发展机制曾是中国煤矿瓦斯减排的主要融资机制。因此，通风瓦斯回收和利用项目的商业模式和融资模式愈发受到人们的关注。相反，在美国，通风瓦斯项目受益于碳市场，通过碳价能够维持项目的运营（CSIRO & GMI, 2018）。即便如此，截至 2018 年，在美国也仅有一个通风瓦斯项目成功运营，即西弗吉尼亚州 Murray Energy 的 Marshall County 矿区（EPA, 2019a）。

牲畜肠道发酵和水稻种植行业缺乏对甲烷减排商业模式的理解和探索。这两个行业的甲烷排放问题在中美两国更多地集中在学术研究，主要侧重于科学和技术层面，而非政策制定和商业实践。美国有两个碳市场涵盖了这些行业的甲烷排放，而在中国几乎没有相关的商业模式。此外，相对于其他行业，这两个行业对于碳市场之外的其他市场化解决方案缺乏理解。

除了碳抵消市场之外，针对甲烷减排的市场激励主要集中在甲烷利用方面，因此，甲烷回收是这两个行业面临的巨大挑战之一。另外，采取措施减少牲畜肠道发酵和水稻种植的甲烷排放，实际上是在为社会提供公共产品，而难以实现私人收益。在这些行业中，许多减排技术的选择都是在事前采取的行动，比如改变饲料添加剂和稻种，以防止甲烷排放的产生。如果牧场主和农场主是唯一为此付出，却得不到普遍社会效益以外的回报的群体，他们就不会有太多动力进行减排（Searchinger & Waite, 2014; Foster, 2022）。增加对肠道发酵甲烷减排方案的金融投资也存在巨大挑战，因为私营企业将需在没有明确的投资变现目标的情况下对减排方案进行投资，尤其是这些方案可能不会产生额外的经济效益（Tricarico et al., 2022）。

缺乏融资机制会对小型企业主体产生更大的威胁，而这类企业往往对甲烷排放有更大的影响。甲烷减排相关成本对企业而言属于额外开支。企业承担这些成本的能力受到其财务状况、预算条件以及技术实力的影响。许多小规模企业，如处理能力较低的垃圾填埋场或污水处理厂，通常会面临更严格的财务限制和更紧张的预算。在缺乏适当的市场、融资及技术支持机制的情况下，这类企业更容易受到甲烷减排相关规定的影响。然而，规模较小并不意味着对甲烷排放的影响微不足道。相反，部分小规模企业能对甲烷排放产生重大影响。举例来说，在美国，小型垃圾填埋场（处理能力在1,000至100,000吨之间）排放的甲烷气体占据了绝大部分，因为它们没有受到当前美国环境保护局的监管规定所限制。正因如此，美国只有一半的垃圾填埋场安装了气体回收系统（RRS, 2021）。如果废弃的油气井没有得到封堵，也可能导致大量的甲烷泄漏。即使受到法定义务的制约，规模较小的油气公司可能也无法承担相关成本。有些公司可能因财务困境而不得不放弃钻井作业。目前的财务担保措施，如保证金，通常难以解决这些挑战（Wolf, 2021）。因此，有针对性地治理产生大量甲烷排放的小型设施，对于整体减排具有重要的影响。

缺乏政策效力

尽管中美目前都有大量甲烷相关政策，但两国现有甲烷减排政策框架未必能达到理想的结果。最近一项研究发现，中国的煤矿甲烷法规并未遏制不断增长的排放量（Miller et al., 2019）。除了第二章总结的政策不足之外，还有两个主要挑战削弱了甲烷减排政策的有效性。

制定政策“工具包”的原则不清晰。要采取有效的甲烷减排政策，首先需要理清一个基本问题：甲烷排放应该在多大程度上被视为一种危险品/污染物，多大程度上被当作一种资源？此外，政府应该对排放者的减排行为予以鼓励和奖励，还是对不减排的单位进行处罚？对于中美两国而言，这些问题的答案尚不明确。如果我们将甲烷排放视为一种资源，那么政策自然会聚焦于支持甲烷的回收利用。一方面，这种做法可以建立更为有力的市场激励措施和机制，以减少甲烷的排放，并为经济增长提供新的契机。如果有效的市场机制得以实施，短期内可能会避免大量的甲烷排放。另一方面，这种做法侧重于甲烷气体的生产，而非甲烷排放的减少。这样一来，在相关政策的作用下，社会对甲烷生产活动的需求可能会增加，从而在长期内引起甲烷排放的增加。

例如，在煤炭开采行业中，煤矿瓦斯的回收利用是甲烷减排的重要手段，它在中国建立甲烷政策框架方面起到了关键作用。然而，中国的煤矿瓦斯政策主要侧重于支持煤层气作为一种非常规天然气资源进行开发。这包括了补贴、上网电价和税收优惠等政策措施，旨在鼓励对现有煤矿产生的甲烷进行回收利用。但也促使了原本可避免的新煤炭开采活动，从而形成了新的煤层气开发项目。与传统天然气生产类似，煤层气开采过程中也存在甲烷泄漏和燃烧的问题（Li, 2021）。此外，回收的甲烷，包括煤矿瓦斯、煤层气和沼气等，主要作为化石燃料应用，这也会产生二氧化碳排放。

如果将甲烷排放视为一种危险品或污染物，政策的设计和应遵循“规范合规”的原则。法律法规等监管政策应明确要求排放者减少排放，并对违反相关规定的行为进行处罚。根据我们在第二章中的分析，美国在甲烷政策制定方面更倾向于采用这种理念，而中国则更倾向于资源导向的政策。美国环境保护局和其他政府机构已经制定并实施了多项规定，直接或间接要求各部门和行业报告并减少甲烷排放。

政策法规的制定有助于直接减少甲烷排放，而不会引入新的排放源。在这一前提下，甲烷的回收和利用并非最终目标，而是实现甲烷减排的手段。设计良好的监管框架可以鼓励排放者逐步减少排放，或者采用防止甲烷产生的技术，而不是依赖传统的“先排放后回收”的方式（例如，在石油和天然气行业采用泄漏检测与修复技术，以及在垃圾填埋管理中采用好氧生物反应器技术，而不是常见的厌氧生物反应器来回收沼气）。

政策法规的制定往往伴随着显著的成本。审批政策法规的流程通常既困难又耗时，需要经历复杂的政

治、行政和立法程序，才能最终确定。此外，这些政策法规通常会遭到各方利益相关者的强烈反对。由于这种反对意见，这些政策法规可能无法被理想地实施，甚至可能会被中止。此外，政策法规还可能增加合规和执行的成本，其实施效果也可能不尽如人意。排放者可能会冒着不遵守规定的风险，以避免政策法规要求的减排所带来的成本（IEA, 2021a）。例如，美国的油气行业被揭露向美国环境保护局隐瞒其温室气体排放数据（U.S. House of Representative Committee on Science, 2022）。某些垃圾填埋场被发现违反美国环境保护局的排放规定（Allen, 2021）。在中国，尽管煤矿安全受到严格监管，但煤矿业主仍普遍存在违规行为，例如，操纵煤矿瓦斯监测和报警设备以避免处罚（Zhang, 2021）。如果缺乏对甲烷减排的市场激励（除碳市场外），那么建立更多商业模式或融资机制将会很难。

在上述关于“资源 vs. 污染物”的二分讨论以外，关于政府应该采取何种态度也存在分歧：一种观点倾向于利用“胡萝卜”政策（例如优惠政策、补贴、税收减免等）对减排行为进行奖励，从而鼓励减排；另一种观点则认为应该通过“大棒”政策（例如征税、罚款和其他处罚措施等）对不减排的排放者进行处罚。这样一来，为甲烷减排创造不同的刺激机制的同时，也可能导致不同的结果（IEA, 2021a）。例如，一项研究调查了对牛的数量征税以减少牛肉需求和甲烷排放可能产生的影响（Bonnet et al., 2018）。虽然该研究表明，牛肉税是最有利于市场的政策选择，但因为在政治上具有挑战性，因此受到争议。此外，如果没有一致的跨国政策，一个国家的税收举措可能会导致排放转移，因为生产活动会转移到其他地方（Fellmann, 2018）。因此，目前没有任何一个国家以税收政策作为减少牲畜肠道发酵甲烷排放的方式（Baker, 2021）。

总体而言，这两种原则各有利弊，可以在未来两国的甲烷减排政策设计中加以考虑。而政府政策面临的挑战在于如何平衡二者并设定边界，明确何时使用“胡萝卜”政策，什么情况下又该使用“大棒”政策。

政策实施问题。在政策工具的选择方面，一些现有政策并未得到有效实施。在美国，环境保护局（EPA）和土地管理局（BLM）在实施油气行业甲烷排放规定的过程中遇到了行政和法律方面的挑战。首先，美国环境保护局在2016年颁布了确立全国甲烷排放标准的相关规定，这些规定在2020年受到了限制，但在2021年又得到了恢复。频繁变动的监管规定势必会在实施过程中造成混乱并导致一些规章遵守方面的问题。其次，目前美国环境保护局的相关规定实际上限制了行业参

与者采取自愿行动来减少甲烷排放。一些运营商使用飞机和卫星来检测排放，这些设备并不是美国环境保护局的规定所要求的，但它们可能比所要求的设备更高效。然而，由于审批程序不灵活，很少有运营商就使用替代技术向美国环境保护局提出批准申请。第三，2016年土地管理局颁布的一项法规要求运营商在申请新的井钻勘探许可时提交废弃物减量计划。然而，由于法律问题，这一要求从未得到实施。在该规定颁布后，行业组织立即要求对规定进行审查。结果，在2018年的另一项法规中，2016年这项法规的要求大多被废止。经过另一轮法律裁决，在2020年，2016年的这项法规被美国怀俄明州地区法院撤销（GAO, 2022）。另外，目前判断《通胀削减法案》的整体实施策略和最终减排效果还为时尚早。

在中国，政策实施问题主要涉及到煤矿瓦斯的回收利用，以及农村地区粪便管理中的沼气回收。自2011年以来，中国将煤矿瓦斯利用率设定为煤层气五年发展计划的主要目标。煤层气“十一五”和“十二五”规划中设定了全国煤矿瓦斯利用率不低于60%的目标。然而，由于一系列长期存在的问题，包括技术难度大、经济效益低、支持设施不足（例如无法接入输送网络和管道等）以及行政障碍等，这些利用率目标从未实现（Lau et al., 2017; Tao et al., 2019; Yang, 2009）。

由于中国农业及农村事务的复杂性和敏感性，减少中国农业部门温室气体排放，包括甲烷减排，极具挑战性。中国的农业利益相关者通常规模较小且地理分布上呈分散和多样化特征，这些因素使气候政策的实施变得复杂。例如，作为粪便管理的主要手段，沼气在农村地区已经在几十年间得到了广泛推广。为了帮助农村家庭安装厌氧粪便消化池，政府提供了大量补贴和财政支持（Yin et al., 2017）。从2001年至2010年，中央政府对农村沼气基础设施投资了约30亿美元（181亿元人民币）。然而，尽管中国已经对农村沼气设施投入了价值数十亿美元的财政资源，沼气依然仅占中国农村能源消费的1%，同时其利用率还在持续下降（Chen et al., 2020）。这些支持政策的有效性备受争议，甚至受到媒体和研究人员的质疑。随着原材料价格的上涨，建设和维护消化池的成本不断攀升（Yin et al., 2017）。由于没有更多可靠的资金机制，粪便消化池的部署成本效益越来越低。此外，用于产生沼气的粪便资源对于一些家庭可能不够。农村沼气发展的另一个主要问题是许多地区的粪便消化池已经废弃（Qiu et al., 2013）。例如，一项研究显示，陕西省40%的沼气设施已经闲置（Shaanxi Province Department of Agriculture, 2011）。这种情况归咎于几个因素：（1）农村现有劳动力不足以

操作粪便消化池。随着大量年轻人移居城市谋生，年迈的父母和年幼的孩子留在家中，能够操作和维护设施的劳动力减少（Yin et al., 2017）；（2）操作培训不足（Huang et al., 2022）；（3）现有的农村沼气技术并不适用于所有地区和条件。此外，大规模扩建沼气设施未考虑地区差异，如天气或温度因素（Yin et al., 2017）。例如，在长时间是极寒天气的地区（如中国东北地区），沼气设施可能无法正常运转，从而导致被废弃。

制度性障碍

制度性障碍是指现有制度（包括政治体系、行政安排、土地产权等）所固有的、非重大改变难以解决的系统性挑战。虽然，原则上政策可以在相对较短的时间内改变，但制度性变革通常较为困难。中美两国都需要更为努力应对甲烷减排面临的多重制度性障碍。

土地所有权和采矿权。土地所有权和采矿权是中美两国共同面临的一个重大挑战，会对能源部门的甲烷回收利用产生重要影响。所有权界定不清晰，容易导致不同的资源所有者之间出现各种各样的冲突，从而妨碍甲烷减排进程。在两国现有的矿业监管体系下，煤矿瓦斯和煤矿的采矿权通常是分离的（Banks, 2012; Denysenko et al., 2019）。这意味着煤矿的所有者并不会自动获得煤矿瓦斯或煤层气的开采权。背后的逻辑是将煤矿开采和煤矿瓦斯默认为两种不同的矿产类别——煤炭和天然气，由此需要不同的专业知识和采矿许可证。

然而，这种分离增加了煤矿瓦斯或煤层气回收和利用的交易成本，因为煤矿瓦斯或煤层气的所有者（通常是天然气公司）需要不断与煤矿的所有者（通常是煤炭公司）协调合作。协调不力可能对煤矿安全构成威胁，并导致煤矿瓦斯及煤层气的产出率低下。与美国相比，中国在煤矿瓦斯回收方面面临着更大的挑战，因为煤炭生产对中国的能源体系至关重要。在中国，煤矿所有者通常控制与其煤矿相关的煤矿瓦斯或煤层气资源，而不具备煤层气的所有权批准（煤矿瓦斯使用不需要煤层气许可证），这妨碍了煤矿瓦斯（天然气）开发商的商业机会。另外还有很多情况，例如天然气开发商首先获得了煤矿瓦斯的所有权，然后出于其业务战略考量阻碍煤矿开采活动。采矿权重叠导致煤炭所有者和天然气公司之间存在严重冲突。因此，中国的煤矿瓦斯所有权仅占总资源潜力的不到16%（Zhu, 2021）。

废弃煤矿瓦斯（AMM）所有权是另一个主要的监管障碍（Denysenko et al., 2019）。在美国，废弃煤矿瓦斯所有权的治理在联邦和州政府之间存在差异。在联邦土地上，废弃煤矿瓦斯的捕集和利用可能很难实现，因为资源权利可能分散在多个租户之间。在私人土地上，废弃煤矿瓦斯的所有权直接授予煤矿所有者。在有些州，煤矿所有者而非天然气开发商有权捕集和利用废弃煤矿瓦斯，废弃煤矿瓦斯项目的部署能够获得特别优先考虑。然而，在大多数情况下，废弃煤矿瓦斯租赁期会在相关煤矿租赁到期时终止。在中国，关于煤矿关闭后废弃煤矿瓦斯所有权的监管政策尚不明确（Creedy, 2019）。废弃煤矿瓦斯开发利用面临的另一个问题是，由于成本高昂，一旦煤矿被关闭，则缺乏重新开放的动力。

土地所有权也会对甲烷减排的有效性产生重要影响。在中国，土地主要属于国有（有些也是集体所有），所有矿产矿山也归国有。中国的开发商只能获取开发许可而非产权。有关采矿和土地相关活动（如建设管道和输送设施）的法律和行政程序主要由中央政府确定，各省及地方会进行一些调整。因此，如有必要，煤炭开采和油气行业的甲烷减排政策可以自上而下实施，而无需考虑土地所有权和管辖权问题。但美国的情况更为复杂，因为土地和矿产资源有更为复杂的所有权结构，包括联邦和部落所有权、州所有权和私人所有权。美国针对土地利用和矿业活动（包括煤炭开采和油气运营）的监管框架，在不同行政区域存在差异。此外，跨行政区域的活动更具挑战性。然而，目前就所有权复杂性对甲烷排放影响的相关研究仍然较少。

《2022年通胀削减法案》中的特定租赁条款引发了一些争议，人们质疑这些条款是否会部分抵消减排所带来的效益（Bittle, 2022; Brown & Phillis, 2022）。例如，联邦风能和太阳能开发权的授予与石油和天然气租赁权的授予相联系，期限为10年。根据该条款，美国内政部（DOI）需要在提前一年内先提供外大陆架上6,000万英亩的海上石油和天然气租赁权出售，然后才能授予海上风能租赁权。此外，在通行权授予（ROW）之前的120天内，该条款限制在陆上石油和天然气租赁权出售发生前，授予与联邦土地上风能和太阳能开发相关的通行权和特定租赁权。然而，与《通胀削减法案》的其他条款相比，这些规定对总体减排的影响可能较小（Mahajan et al., 2022）。

社会经济差距和地区及城乡间减排能力不平衡。甲烷减排的有效性不仅依赖于成本效益高的技术，还取决于推动各主体开展相关活动的的能力。由于不同地区之间存在巨大的社会经济差距和不平衡，甲烷减排能力也有所不同。经济欠发达地区由于财务、人力资源不

足，以及缺乏健全的政府治理制度，通常难以实现理想的政策效果。这些问题只能通过采取措施缩小地区间的社会经济差距来解决。另一方面则应当明确甲烷减排措施是否有助于地区发展和缓解地区间的不平衡。但上述两方面的问题目前都鲜少有人关注。

这种制度性障碍在与中国农村地区密切相关的甲烷排放部门和行业中尤为突出，包括农村垃圾填埋场、农村污水处理、粪便管理和肠道发酵以及水稻种植。实际上，中国大部分具有挑战性的甲烷问题都与农村发展有关。与美国相比，中国城乡发展水平之间的差距还很大。应对这些挑战并提高减排雄心水平的关键在于加强农村治理并提高甲烷减排能力。例如，虽然市政固废和污水大多受到污染减排方面的监管，但对农村地区的垃圾填埋场和污水的管理仍然不严。在许多地区，未经处理的垃圾填埋场被弃置，未经处理的污水直接排放到自然环境中，这可能导致地表水和地下水的水质退化。坑式厕所——农村地区常用的卫生间系统——在全球范围内是甲烷排放的重要来源（Reid et al., 2014）。美国环境保护局估计，厕所的甲烷排放占中国污水处理相关甲烷排放的 74%（Brink et al., 2013）。中国的城市化可以显著减少农村污水的甲烷排放。研究预测，中国的城市化可以在 2000 年至 2015 年间大幅减少全球人为甲烷排放量，减幅约为 2% 至 1%（Reid et al., 2014）。

此外，要减少牲畜肠道发酵和水稻种植相关甲烷排放，需要对当前的牲畜饲料类型、种植方式和水稻品种进行根本性改变。其中的挑战在于如何促成这些改变的发生，因为这些技术方案往往伴随着高成本，并且这些改变带来的好处尚未被充分理解。现有研究主要关注这些领域甲烷减排的技术细节，很少从治理的角度展开。

社会接受度和政治经济挑战。 确定利益相关者和影响甲烷减排进展的政治经济因素至关重要。

由于甲烷减排存在成本，政府不断提升的甲烷减排雄心不可避免将在短期内使一部分人受惠，一部分人受损。关键的问题在于谁来承担这些成本。有些人因减排政策而面临处境恶化风险，这些人可能会强烈反对相关政策制定。此外，许多挑战并非技术问题，而是涉及社会和政治因素的障碍，这为甲烷减排带来了隐性成本。例如，在关于水稻种植甲烷减排的讨论中，粮食安全引起了人们的关注，成为该领域面临的最大挑战之一。

在中国，对煤矿瓦斯及煤层气行业进行改革（以适应甲烷减排要求）比简单推广成本效益高的技术要复杂得多。煤矿瓦斯和煤层气捕集利用的成效很大程度上取决于各方利益相关者之间的互动配合。这些利益相关者包括国有或私有煤矿所有者、地方国有企业和中央企业煤矿瓦斯及煤层气开发商、地方政府部门、电网和管道公司，他们通常是中国最大的石油和天然气国有企业和煤矿瓦斯或煤层气的主要开发商。在中国存在“中央-地方”关系的独特政治经济环境中，地方政府和中央企业煤矿瓦斯及煤层气开发商之间的利益不一致，加剧了煤矿开发商与煤矿瓦斯及煤层气开发商之间的冲突（Guo, 2011）。

在美国，政治因素在气候议题的立法中发挥着主导作用。减缓气候变化的成本一直是政治领域的主要关注点，并可能对甲烷减排的政策制定过程产生重大影响（Baker, 2021）。其中一个例子是共和党议员对绿色新政所涉及的高成本的争论。除了政治家的观点外，公众对于资助大规模减排计划往往也持犹豫态度（Hamel et al., 2019）。此外，公众对于一些甲烷减排技术方案的接受程度也是一个问题。例如，垃圾填埋场焚烧设施已被证明可以有效减少填埋场的甲烷排放。然而，由于空气质量和健康问题，“邻避效应”⁶ 成为许多国家部署焚烧设施面临的主要挑战。受空气质量和健康问题的影响，美国在垃圾填埋场焚烧设施的安装方面长期存在邻避问题（Dunphy & Lin, 1991）。因此，尽管焚烧技术在甲烷减排方面有效，但其社会接受度要低得多。在考虑技术和财务可行性的同时，还必须考虑政治可行性。

⁶ 译者注：Not In My Back Yard，指当地居民因担心周边建设项目对周围环境质量和身体健康的不利影响，而采取强烈的、情绪化的群体抗争行为

5.2 机遇

基于技术减排潜力和成本确定各部门或行业工作重点

本节根据第四章（图 5.1）中绘制的 2030 年边际减排成本曲线，进一步分析了甲烷减排中各部门或行业的工作重点，并梳理了可以作为“低垂的果实”⁷（LHF）的部门或行业。LHF 部门或行业指甲烷减排潜力大、减排技术成本低的部门或行业。对工作重点的评估是基于每个部门或行业对国家整体减排的潜在贡献。根据两个标准对所有六个部门或行业进行了排名和分类：

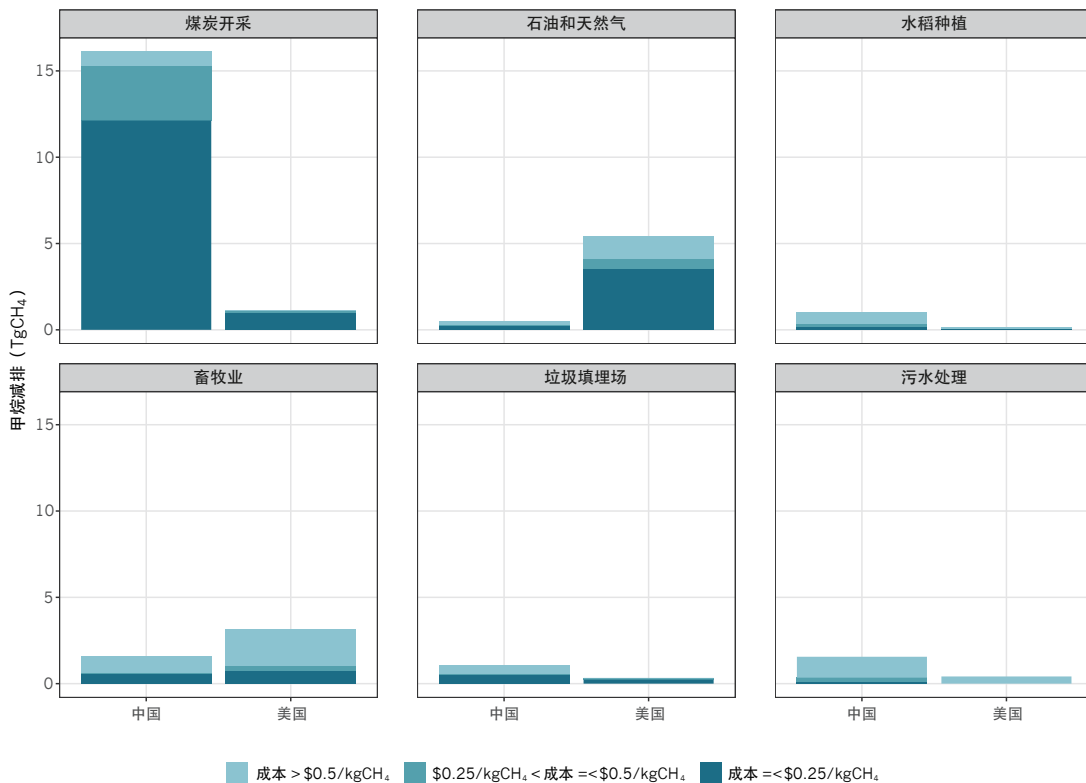
- （1）每个部门或行业对整体甲烷排放的影响——按每个部门或行业的排放量占整体甲烷排放量的比例进行衡量；
- （2）各部门或行业低成本技术对甲烷减排的贡献——以各部门或行业低成本技术减排潜力来衡量（此

处将低成本技术定义为成本在 0.25 美元 / 千克甲烷或 10 美元 / 吨二氧化碳当量及以下的技术）。

LHF 部门或行业应该对甲烷排放总量产生很大影响，并在低成本水平上发挥很大减排潜力。这表明该类部门或行业能够以低成本技术为甲烷减排做出重大贡献，因此必须给予优先考虑。最具挑战性的部门或行业是那些对排放总量影响很大，但在低成本水平上几乎没有减排潜力的部门。这表明在这些部门中，低成本技术对基线排放量的减少几乎没有贡献，必须作出更多努力来增加减排潜力或减少排放活动⁸。至于那些对甲烷排放总量影响相对较小的部门，任务则没有那么紧迫，但仍应尽可能在这些部门做出努力。

图 5.1: 2030 年中美各部门或行业甲烷技术减排潜力（太克甲烷）。

图表显示了 2030 年两国各部门或行业按减排成本（美元 / 千克甲烷）区分的潜在甲烷减排量，图表内容基于不同技术的减排成本曲线构建而成。此处将低成本技术定义为成本在 0.25 美元 / 千克甲烷（通过《IPCC 第四次评估报告》中 100 年时间尺度下的全球增温潜势即 GWP 系数可换算为 10 美元 / 吨二氧化碳当量）及以下的技术。数据来源：EPA Non-CO2 Greenhouse Gas Data Tool（EPA, 2022c）。



⁷ 译者注：Low-hanging Fruit，通常指非常重要又容易取得的成果。

⁸ 就部门或行业类别而言，根据从高到低的排名，前两个部门或行业被认为是高影响 / 潜力，接下来的两个部门或行业被认为是中等影响 / 潜力，而最后两个部门或行业被认为是低影响 / 潜力。

美国

总体而言，总减排潜力的 51% 可通过低成本技术实现。这意味着美国不仅应该关注现有低成本技术的实施，更应注重培育商业模式和制定有效政策来降低甲烷减排的技术成本。

油气行业和煤炭开采行业排放影响大且减排容易取得成效。根据评估，油气和煤炭开采都属于“低垂的果实”行业。其中，石油和天然气行业将在很大程度上决定美国甲烷减排行动的总体表现。该行业的排放水平较高，但是，到 2030 年，65% 的行业减排潜力（即可通过技术减少的排放量）可以通过成本在 0.25 美元 / 千克甲烷及以下的技术实现。尽管煤炭开采行业的减排潜力远远小于石油和天然气行业，但减排潜力的 83% 可以通过低成本技术实现。在油气和煤炭开采行业部署这些低成本技术可以减少 4.5 太克甲烷的排放量，比污水处理、垃圾填埋和水稻种植行业的减排潜力之和还要大。

畜牧业和垃圾填埋行业大有可为，但需要克服一些技术手段上的挑战。到 2030 年，美国畜牧业的甲烷排放量约占其甲烷排放总量的三分之一。该行业是美国最大的甲烷排放源之一。尽管只有 22% 的行业减排潜力可以通过低成本技术实现，但该行业通过低成本技术实现的甲烷减排的绝对量相对较大——0.7 太克甲烷。然而，由于总减排潜力的 67% 是通过成本超过 0.5 美元 / 千克甲烷的技术实现的，该行业需要应对技术成本方面的挑战。因此，对于畜牧业来说，探索能够更有效地降低技术成本的商业模式和政策非常重要。

美国的垃圾填埋行业在甲烷排放总量中占有一定比例。与其甲烷排放水平相比，总减排潜力相对较小。这意味着到 2030 年，该行业的大量排放无法通过技术手段来减少。尽管如此，69% 的行业减排潜力可以通过低成本方式实现，从而减少 0.2 太克甲烷的排放量，这仍然是一个相对较大的减排量。因此，对于垃圾填埋行业，必须采取行动鼓励技术进步和创新，减少排放活动。

污水处理和水稻种植行业的紧迫性较低，但仍应把握机会采取行动。这两个行业的甲烷排放占比都不高，并且减排潜力有限、成本高，因此可能并不是美国甲烷减排的重点行业。但在条件允许的情况下，这两个行业还是应该采取适当的行动应对甲烷排放相关挑战。

中国

总体而言，低成本技术在减排潜力方面发挥着主导作用。到 2030 年，总减排潜力的约 62% 可以通过低成本技术实现。这体现了一个积极趋势：如果现有成本效益高的技术得到适当部署，可大量减少甲烷排放。

煤炭开采行业排放影响大且减排容易取得成效。在所有部门或行业中，煤炭开采行业的甲烷减排潜力最具成本效益。该行业不仅占中国所有部门或行业总减排潜力的 74%，而且这些减排潜力可以在低成本水平上实现，也就是说，各部门或行业四分之三的减排潜力可以以不超过 0.25 美元 / 千克甲烷的成本实现。因此，煤炭开采行业是甲烷减排的“低垂的果实”，应该在中国的总体减排战略中优先考虑。

垃圾填埋行业和畜牧业能够通过低成本方式实现相对较大的减排量。但是仍然存在挑战，需要提高行业减排潜力并降低技术成本。垃圾填埋行业和畜牧业低成本减排潜力的绝对量相对较大，均为 0.5 太克甲烷。这两个行业的减排潜力之和是中国石油和天然气行业总减排潜力的两倍以上。对这两个行业来说，可以对垃圾填埋气和沼气进行回收和利用，这已经成为中国促进农村发展、环境保护以及市政固废管理的一项重要政策。此外，垃圾焚烧是减少甲烷排放的直接方式，然而建造焚烧设施面临邻避问题这一全球性挑战。另一方面，畜牧业和垃圾填埋行业的减排潜力中，低成本减排潜力占比分别只有 34% 和 44%。这两个行业的总减排潜力仅占各部门或行业甲烷排放量的一小部分。因此，应采取进一步行动降低技术成本，加快技术创新，减少与排放相关的活动。

油气行业对全国甲烷排放总量的影响较小，但其减排充满潜力。在中国所有行业和部门中，该行业的甲烷排放量最少。现有技术可以削减该行业约一半的排放，其中 47% 的减排潜力可以通过低成本技术实现。因此，重要的是确保这些技术能够得到充分实施，并不断降低该行业甲烷减排的技术成本。

污水处理和水稻种植两个行业的甲烷减排成本较高。这两个行业的大部分减排潜力只能通过高成本技术实现。对于污水处理行业，2030 年总减排潜力的 78% 需要通过成本在 0.5 美元 / 千克甲烷以上的技术实现。水稻种植行业的低成本减排潜力占比仅为 16%，而总减排潜力的 63% 依靠成本在 0.5 美元 / 千克甲烷以上的技术。尽管技术成本高昂，但污水处

理和水稻种植的减排潜力分别仅为 1.6 太克甲烷和 1.0 太克甲烷，仅占各行业甲烷排放的一小部分。因此，技术创新和降低成本的机制对于提高这两个行业的减排潜力尤为关键。

评估中美合作条件及潜力

本节为中美两国明确了几个近期开展甲烷减排工作条件最完备并且合作潜力最大的部门或行业以及政策领域。本报告选取了一系列指标来评估在以下各部门或行业中，开展中美合作的条件完备程度和减排潜力，包括煤矿开采、石油和天然气、垃圾填埋、污水处理、牲畜粪便、牲畜肠道发酵和水稻种植。本报告考虑的四个指标如下：

科研合作。该指标代表了中国和美国的研究人员在甲烷排放方面的合作程度，反映了两国在该问题上已建立的科学基础和交流情况。该指标是通过中国和美国机构的研究人员合写同行评审期刊文章的数量来衡量的。这些数据来自科学引文索引文摘数据库（Web of Science），数据截止日期为 2022 年 6 月 17 日。

伙伴关系合作机会。该指标显示了两国在甲烷减排方面已经建立或计划建立的商业或非商业伙伴关系，反映了每个部门或行业的合作兴趣水平以及推进未来合作的基础。该指标通过各细分行业是否存在中美共同参与的活动，以及中美商业或非盈利机构合作机会

的数量进行衡量。相关数据来自全球甲烷倡议（GMI, 2022c）和美国环境保护局（EPA, 2022a）。

国际参与。由于两国不同的国际背景和社会政治特征，该指标仅关注中国在国际甲烷减排活动中的参与程度。更多的国际参与经验可以使国家和非国家主体更好地了解 and 掌握在全球层面进行未来合作的知识和能力，也可以使这些主体更加自如地与国际社会交流。该指标代表了中国主体与美国主体在甲烷减排方面的合作意愿和能力水平。它可以通过中国主体参与的国际项目数量以及这些主体是否加入了主要的国际联盟或行业组织来衡量。相关数据来自清洁发展机制项目数据库（UNFCCC, 2022）、世界银行项目数据库（The World Bank, 2022）、联合国欧洲经济委员会（UNECE）和石油和天然气气候倡议（OGCI）。

部门或行业甲烷排放。该指标代表了各部门或行业中国和美国的甲烷排放量之和。如果中美合作能够有效地对甲烷排放量最高的部门或行业，那么将更好地为甲烷减排做出贡献。因此，部门或行业甲烷排放量之和被视为判断近期合作重点的一个指标。

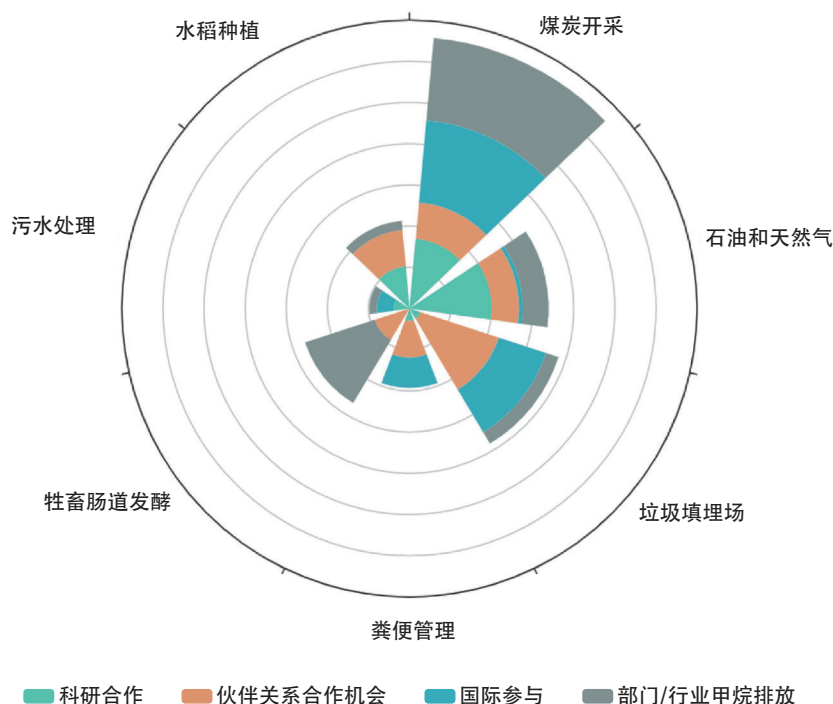
数据已通过最大值 - 最小值法进行了标准化处理，其中每个指标的标准化分数已从 0-1 转换为 0-100 的范围，以更好地实现数据可视化（乘以 100）。合作条件及潜力的最终得分是所有四个指标得分的总和，这四个指标的权重相等（表 5.2）。

表 5.2: 评估中美合作条件及潜力的指标数据描述。

指标	描述	衡量	数据来源
科研合作	由中美两国研究人员共同进行的关于甲烷的研究	由中国和美国机构的研究人员合写同行评审期刊文章的数量	科学引文索引文摘数据库
伙伴关系合作机会	中美两国在甲烷减排方面已经建立或计划建立的商业和非商业伙伴关系	与甲烷相关的商业或非商业合作机会的数量，按与美国现有合作的数量进行加权	全球甲烷倡议；美国环境保护局
国际参与	中国参与国际甲烷减排活动的程度	中国主体参与的国际甲烷减排项目的数量，按国际联盟成员数进行加权	清洁发展机制、联合国欧洲经济委员会、石油和天然气气候倡议、世界银行
部门或行业甲烷排放	中美两国部门或行业甲烷排放量之和	2020 年中美各部门或行业甲烷排放量总量	本研究

图 5.2: 各部门或行业的中美合作潜力。

图上用于评估各部门或行业中美合作潜力的四个指标包括：科研合作——通过各部门或行业中国和美国机构的研究人员合写同行评审期刊文章的数量进行衡量；伙伴关系合作机会——通过各细分行业是否存在中美共同参与的活动，以及中美商业或非盈利机构合作机会的数量进行衡量；国际参与——通过各部门或行业国际项目 / 行业组织的数量进行衡量；以及各部门或行业在 2020 年的中美甲烷排放量之和。各项指标的值已通过最大值 - 最小值法进行了标准化处理，使其取值范围转化到 0-100 之间。将各部门或行业四项指标的值相加，得到该部门或行业关于合作潜力的最终得分。色块面积大小代表得分高低。



结果显示，总的来说，煤炭开采是两国合作条件最完备的行业，其次是石油天然气和垃圾填埋行业（图 5.2）。煤炭开采行业已经吸引两国开展了广泛的研究合作。这一领域也有相对较多的中美合作机会。早在 20 世纪 90 年代，美国环境保护局就通过煤层气甲烷回收、利用、减排拓展计划（CMOP）参与并支持了中国的煤矿瓦斯甲烷减排示范项目。中国的煤炭开采行业也有很高的国际参与度。中国有 84 个煤矿瓦斯减排项目得到了清洁发展机制（CDM）的支持，占甲烷减排相关 CDM 项目总数的近 30%。此外，中国的煤炭开采行业还与联合国欧洲经济委员会等国际组织保持着密切合作。

油气和垃圾填埋行业也为中美合作做好了充分准备。相比之下，石油和天然气行业的科研合作指标得分最高，垃圾填埋行业则有更多的中美合作机会和更丰富的国际参与经验。大多数关于甲烷减排的清洁发展机制项目侧重于垃圾填埋行业。但是这两个国家的垃圾填埋场甲烷排放量之和占排放总量的份额较小，而且在这一行业没有太多科研合作。牲畜肠道发酵是中美合作条件准备最不充分的行业之一。两国研究人

员合作发表的同行评审期刊文章只有六篇，且中国在这一行业几乎没有国际参与的经验。然而，牲畜肠道发酵行业甲烷排放量大，启动两国在这一行业的合作具有推动甲烷减排的巨大潜力。此外，根据这一评估，中美在粪便管理、污水处理和水稻种植行业可以选择性地进行合作。这些行业的甲烷排放量在排放总量中的占比相对较低。尽管如此，两国仍有机会在粪便管理和水稻种植行业开展合作，应该在这些领域进一步探索试点 / 示范项目和研究机会。

总结起来，中美关于甲烷减排的合作可以聚焦以下领域（按合作条件完备程度从高到低）：**（1）煤炭开采行业**，该行业基础扎实、潜力巨大，并且已经为两国未来合作做好了充分的准备；**（2）油气行业**，中美两国在该行业已经开展了大量的科研合作；**（3）垃圾填埋行业**，尽管该行业排放水平相对较低，但存在重要的潜在合作机会。值得注意的是，虽然**牲畜肠道发酵行业**目前开展的工作有限，但该行业甲烷排放水平高，因此未来可能成为潜在的焦点行业。

甲烷减排的协同效益

甲烷减排具有多重协同效益，有助于增进人类和社会经济福祉。它可以帮助降低臭氧浓度、改善空气质量和公共健康、加强粮食和能源安全、提高煤矿作业安全，并创造就业机会（Bollen et al., 2009; CCAC, 2021）。这些协同效益可以推动两国采取更雄心勃勃的甲烷减排行动。

对臭氧、空气质量和公共健康的影响。甲烷是对流层臭氧（也称地面臭氧）的重要前体。臭氧既是一种温室气体，又是强力空气污染物，危害地球大气层、空气质量和人类健康（CCAC & UNEP, 2021b）。暴露于臭氧中会显著增加过早死亡风险（Malley et al., 2017）。甲烷氧化可以形成地面臭氧（West & Fior, 2005; Sarofim et al., 2015），其对地面臭氧形成的影响大约是其他人为非甲烷挥发性有机化合物（NMVOCs）的六倍（West & Fior, 2005）。因此，甲烷减排有助于减少与臭氧相关的环境和健康风险。化石燃料燃烧会产生多种空气污染物，包括颗粒物（PM₁₀和PM_{2.5}）、二氧化氮（NO₂）、一氧化碳（CO）和二氧化硫（SO₂）。一些甲烷减排方式还可以通过减少化石燃料使用间接改善空气质量（WHO, 2021）。

甲烷减排对提高公共健康的协同效益与改善空气质量密切相关。例如，PM_{2.5}会引起心血管、呼吸系统和代谢性疾病，进而增加死亡风险。臭氧会导致慢性阻塞性肺病，从而增加死亡风险。最近的研究发现，短期暴露于二氧化氮也会增加死于心血管和呼吸系统疾病的风险（CCAPP, 2021）。除了与空气质量相关的协同效益之外，水稻种植中的甲烷减排措施，例如改善灌溉系统，有助于减少水稻中一种对人类健康有害的有毒物质——砷（Minamikawa et al., 2015; Yang et al., 2017）。

一些研究已经对甲烷减排在公共健康方面的协同效益进行了量化。一项研究表明，通过甲烷减排措施减少的PM_{2.5}和臭氧，可以使2030年全球范围内的过早死亡分别减少60-440万例和4-52万例（Anenberg et al., 2012）。West et al.的模型显示，甲烷排放减少20%可使2030年全球过早全因死亡减少3万例，使2010年至2030年期间的累计死亡人数减少约37万（Bollen et al., 2009）。

对粮食安全的影响。地面臭氧也会导致作物减产，而甲烷减排可以在很大程度上避免这种情况。通过臭氧相关影响，甲烷能导致大豆、小麦、水稻和玉米的年产量损失达到15%（CCAC, 2022; West & Fior, 2005）。研究表明，实施甲烷减排措施可以通过减

少对流层臭氧浓度，提高农作物产量、林业和植被质量（Abernethy et al., 2021; CCAC, 2022; Shindell et al., 2017）。此外，水稻种植中的甲烷减排措施，如增加水稻种植密度和种植替代作物，也有助于提高农业系统对气候的适应能力（Shah & Otterpohl, 2016）。

研究显示，现有的甲烷减排措施每年可以避免超过2,600万吨的作物产量损失，这相当于2000年作物产量的2%。按2000年的价格计算，价值为35亿美元（Monaco et al., 2021; Avnery et al., 2012）。根据全球甲烷评估数据，减少134太克甲烷排放可以避免746万吨小麦、223万吨大豆、558万吨玉米和420万吨水稻的产量损失（CCAC & UNEP, 2021b）。此外，通过改进农业生产实践减少农业部门的甲烷排放，特别是采取侧重于提高效率的措施，可以增加作物产量（Monaco et al., 2021）。

对煤矿作业安全的影响。甲烷是煤矿作业安全的主要威胁。作为一种可燃气体，它严重危及煤矿工人的工作条件、健康甚至生命。通过有效控制煤矿瓦斯排放，可以降低这一危害。例如，许多国家已经能够在开采露天和地下煤矿前进行瓦斯抽采（UNEP, 2011）。其原理在于通过防止煤矿内甲烷的积聚和流动来降低与甲烷相关的爆炸风险。Karacan et al. (2011)的文章介绍了更多甲烷回收和利用技术。另外一项研究表明，每吨煤矿瓦斯抽采量每增加1%，百万吨煤炭产量甲烷相关事故率可以降低1.85%，死亡率可以降低5.5%-7.4%（Xu & Wang, 2017）。

对就业和产业发展的影响。甲烷减排在促进经济发展、创造更好的就业机会方面潜力巨大（EDF, 2022; Parikh, 2021）。石油和天然气行业每年排放770万吨甲烷，相当于18亿美元的公司收入损失（EDF, 2014）。逸散性甲烷减排可以减少天然气的浪费（Clark et al., 2021）。如果将这部分甲烷捕集起来，美国的天然气生产商每年可以增加1.88亿美元的收入（Silverstein, 2021）。

就产业发展而言，美国的甲烷减排服务行业自2017年以来增长了近一倍，甲烷减排制造业自2014年以来增长了三分之一（Lowe & Skillern, 2021）。全美有超过225家甲烷减排制造和服务公司，近1,000名员工（Lowe & Skillern, 2021）。这一新兴的甲烷减排行业中有70%是小企业，这代表着整个行业的向上发展潜力（Lowe & Skillern, 2021）。

在创造就业方面，随着行业和相关甲烷技术的发展以及解决方案的提出，技术工人可以获得新的就业

机会 (Stokes et al., 2014)。据报道, 美国 75% 的制造企业和 88% 的服务企业在国家甲烷减排战略的引导下创造了更多的就业机会 (Lowe & Skillern, 2021)。通过实施既定的甲烷减排措施, 美国油气行业在 2015-2019 年间每年可以创造大约 85,000 个工作岗位 (Keyser et al., 2015)。

此外, 这些新岗位的薪资水平很可能高于相关行业的传统岗位。数据表明, 甲烷减排岗位的初级工资比全国平均工资水平高 10%, 该行业可以提供高达 14 万美元的年薪 (EDF, 2022)。此外, 甲烷减排行业泄漏控制部门工人的平均时薪为 30.88 美元 (Stokes et al., 2014)。因此, 甲烷减排有望带来巨大的经济效益, 促进新兴产业的发展, 创造更多高薪就业机会。

我们从臭氧、健康、与污染相关的过早死亡、作物产量、煤矿事故死亡和就业等方面, 评估了当一个国家的基线甲烷排放量在某一年降至零时, 甲烷减排的协同效益。美国 2030 年基线排放量数据来自美国环境保护局, 中国数据来自于本研究中的预测模型。在估算中国 2030 年甲烷排放量和煤炭产量时, 使用了各个模型的中位数。除了煤矿事故死亡和就业协同效益系数之外, 大部分协同效益系数都来自气候和清洁空气联盟 (CCAC) 和联合国环境规划署 (UNEP) 开发的数据工具“甲烷减排的环境和社会效益评估”。在计算煤矿事故死亡和就业方面的协同效益时使用了不同的方法⁹ (表 5.3)。

表 5.3: 协同效益系数 (单位协同效益 / 太克甲烷)。

来源: 气候和清洁空气联盟的协同效益系数 (CCAC & UNEP, 2021a)。

影响	系数 (美国)	系数 (中国)
地面臭氧浓度降低 (ppb)	0.017	0.017
因臭氧暴露导致的过早死亡减少 (人数)	76.037	297.082
因臭氧暴露导致的哮喘相关急诊就诊次数减少 (人次)	11,344	53,991
甲烷减排作用于气候和臭氧而导致的作物产量增加 (千吨)	29.362	31.122

- (1) **地面臭氧。**量化的协同效益如图 5.3 所示。对于地面臭氧, 每年减少 1 太克甲烷, 美国和中国的地面臭氧就可以减少 0.017ppb。美国和中国 2030 年的甲烷排放基线分别为 27.34 太克甲烷和 32.41 太克甲烷。2021 年, 美国对流层臭氧水平约为 44ppb (每日最高 8 小时), 在中国, 这个数字是 64ppb (EPA, 2021b; MEE, 2022)。如果 2030 年没有任何甲烷排放, 美国和中国的地面臭氧将分别减少约 0.5ppb 和 0.6ppb, 相当于 2021 年对流层臭氧平均水平的 1% 和 0.9%。
- (2) **哮喘相关的急诊就诊次数。**降低臭氧水平可以减少哮喘引发的前往医院就诊次数。每减少 1

太克甲烷排放, 美国和中国的医院就诊次数可以分别减少 11 次和 54 次。如果这两个国家在 2030 年的基准排放量都减少到零, 则分别可以避免约 300 次和 1,800 次与哮喘相关的急诊就诊。

- (3) **过早死亡。**臭氧暴露会导致过早死亡 (CCAC & UNEP, 2021a)。在美国和中国, 每减少 1 太克甲烷排放, 可以分别减少 76 例和 297 例过早死亡。如果 2030 年美国和中国甲烷排放都降至零, 那么分别可以避免约 2,100 例和 9,600 例过早死亡。因此, 通过减少甲烷排放, 在这两个国家乃至在全球范围内, 可以拯救成千上万的生命。

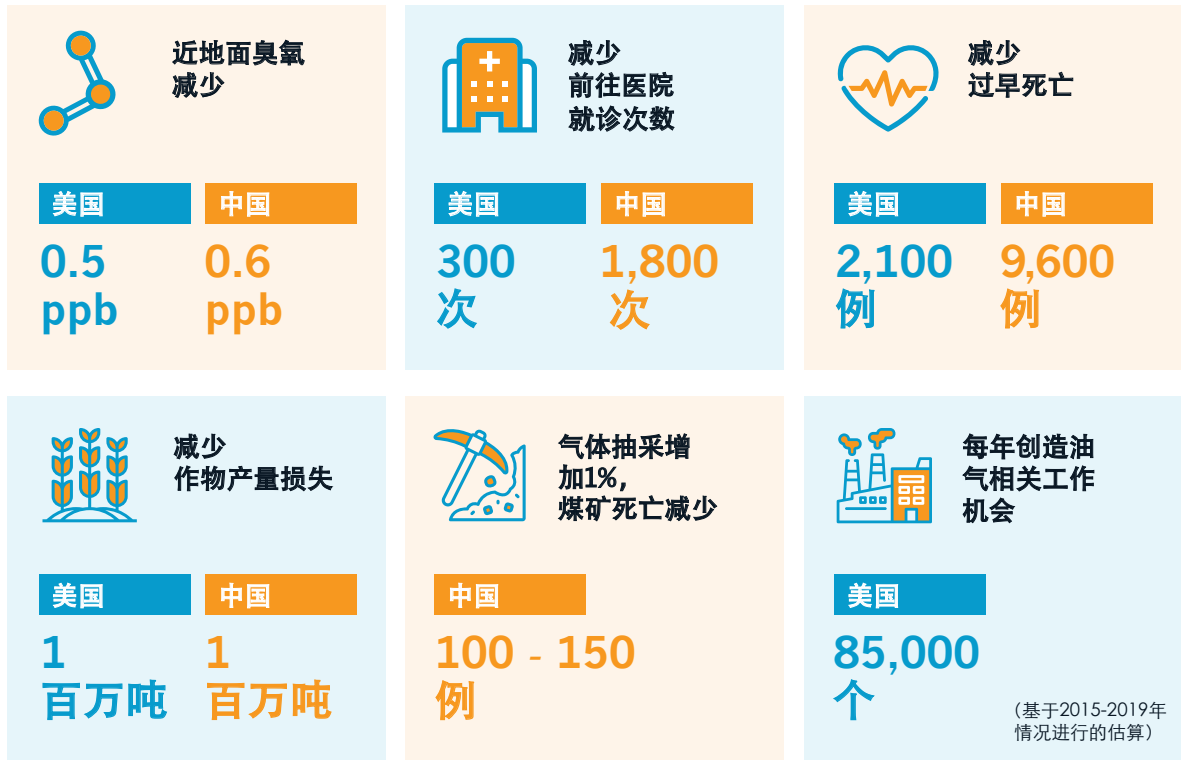
⁹ 由于数据有限, 我们仅计算了中国煤矿死亡方面的协同效益和美国就业方面的协同效益。对于中国煤矿死亡方面的协同效益, 我们使用了本研究中预测模型的中位数来估算 2030 年煤矿产量。

- (4) **作物产量。**在美国和中国，每减少 1 太克甲烷排放，分别可以避免 2.936 万吨和 3.112 万吨的作物损失。基于此项假设，2030 年美国和中国均可避免 100 万吨的作物产量损失。两国在 2030 年避免的作物产量损失估计能够满足美国 2,550 万人一年的粮食消耗 (USDA, 2021)。
- (5) **煤矿作业安全。**根据本研究四个模型的模拟结果，预计中国 2030 年煤炭产量的中位数将为 18.74 亿吨。煤矿瓦斯抽采量每增加 1%，每

百万吨煤炭产量死亡率就会降低 5.55-7.4% (Xu & Wang, 2017)。因此，如果 2030 年煤矿瓦斯抽采率增加 1%，中国的煤矿事故死亡将减少约 100-150 例。

- (6) **就业。**甲烷减排可以为几个关键行业带来经济协同效益。据估计，美国石油和天然气行业的甲烷减排每年可以创造大约 85,000 个工作岗位 (Keyser et al., 2015)。

图 5.3: 2030 年实现甲烷零排放的甲烷减排协同效益¹⁰。



¹⁰ 我们通过假设 2030 年基线总排放量减至 0 来计算甲烷减排的协同效益。近地面臭氧、作物产量损失、医院就诊次数和过早死亡（减少）方面的协同效益 = 影响系数 * 2030 年甲烷排放总量。煤矿安全方面的协同效益 = 气体抽采增加 1% 对应的百万吨（煤炭产量）死亡率下降 * 2030 年煤炭产量。

5.3 政策建议

基于前面章节的回顾和分析，我们针对当前的差距、甲烷减排重点部门或行业及相应策略，以及中美两国的合作机会，提出了一系列政策建议。

针对当前差距和挑战的建议

- ▶ **填补现有政策空白。**中美两国都需要对现有（联邦级或国家级）政策框架没有很好覆盖的部门给予更多关注。两国应立即采取行动，启动或加快针对这些部门或行业的政策制定或立法程序。中美都应该填补针对废弃煤矿瓦斯、牲畜肠道发酵和水稻种植甲烷排放的政策空白，并采用更多从缓解气候变化角度出发、直接针对甲烷减排的政策。具体而言，美国应提高对煤矿瓦斯的关注，强化针对小型和无主矿井的监管政策，改善农业部门的测量、报告和核查（MRV）。尽管2022年的《通胀削减法案》为农业气候行动划拨了大量资金，但仍应进一步明确对农业部门甲烷减排的支持。对于中国来说，则应加大对油气行业、农村垃圾填埋场和污水处理行业的重视程度，在各部门或行业建立综合、健全的温室气体报告机制和MRV体系，并将甲烷纳入国家碳排放权交易市场。
- ▶ **更好地量化甲烷减排目标。**两国都应为甲烷减排设定更加直接和量化的目标。但与此同时，两国也迫切需要制定更多在定量目标缺位情况下可实施的基于技术的量化标准。目前，两个国家都没有涉及整个经济的全面甲烷减排目标。除了在石油和天然气行业为甲烷减排设定了一定程度的定量要求之外，在其他行业，两国几乎没有制定任何减排目标。
- ▶ **增强甲烷减排的协同效益，并利用更多气候变化导向型政策来追求更高的减排目标。**甲烷减排的协同效益，例如环境质量、采矿安全和产业发展等方面的提升，是目前甲烷减排相关行动的主要驱动因素。从创造更大的社会效益、撬动尽可能多的资源，以及减轻甲烷减排所面临的政治障碍等角度出发，增强这些协同效益很有必要。虽然两国都已经有了相当完善的安全和污染导向型监管政策，但都需针对甲烷减排制定、实施更多的气候变化导向型政策（实现这些协同效益依然有其重要性和政治可行性）。气候变化导向型的甲烷减排政策能够反映更高的减排目标和雄心，并可以为进一步行动提供不同的激励。
- ▶ **提升技术经济信息的质量。**两国都需要提高技术经济信息的准确性，包括清单数据以及减排成本和潜力数据。至关重要的是，要通过提高数据来源的透明度，开发适用于当地情况和具体技术的排放因子来提升历史排放估算结果的置信度。提升两国对煤矿、污水处理厂、垃圾填埋场以及石油和天然气生产设备的报告要求，将有助于更好地制定排放因子和估算历史排放量。公开活动水平数据和排放因子有助于更好地理解不同清单之间的差异。利用基于特定技术和设施水平条件的颗粒排放系数和活动水平数据，有助于提高估算的准确性。改进监测以及识别公共健康和安全结果（即美国煤炭开采合规性测量结果）之间的协同作用，有助于推进政策行动，并实现甲烷减排的各项协同效益。然而，这并不意味着我们应该原地等待数据完善。相反，我们应该立即采取行动，将这些不确定性纳入考量。
 - 对美国而言：（1）由于油气行业存在排放数据少报漏报的情况，该国可以提高其强制性温室气体报告机制的合规性要求。此外，美国可能也低估了垃圾填埋场的甲烷排放；（2）应当鼓励对农业部门的甲烷排放进行追踪，并考虑将其纳入现有的温室气体报告机制；（3）加强对油气生产设施意外、短期事件排放的监测。
 - 对中国而言：（1）由于该国目前没有对甲烷排放进行监测的系统，各排放部门或行业应尽快建立起针对甲烷排放的MRV机制；（2）即使是在对甲烷减排准备已经相对充分的煤炭开采行业，各个煤矿作业的甲烷浓度数据少报漏报情况依然普遍，因此提高数据报告的合规性也很重要；（3）鉴于甲烷减排的非技术和交易成本可能会很高并且不容易被全面考虑，针对甲烷减排成本进行实地调查非常关键；（4）对废弃煤矿甲烷排放进行监测。
 - 两国都应将物理及地质因素、交易成本和实地考察情况纳入考量，以提高清单、减排成本和潜力估算结果的准确性。两国也都需要采取措施防止数据少报漏报。
- ▶ **加强甲烷相关转型和技术创新的市场机制和基础设施。**两国都需要进一步发展和改善甲烷减排的市场机制，并加强和健全甲烷减排供应链。

- 中国的碳市场应该将甲烷排放纳入其中。具体来说，中国应尽快重启国家核证自愿减排量（CCER）相关机制。美国的碳市场覆盖了所有甲烷排放部门或行业，并已被证明在建立更好的甲烷减排市场机制方面是有效的。对于中美而言，两国需要进一步发展碳抵消市场，以应对肠道发酵和水稻种植等领域产生的难以物理回收的甲烷排放。
- 应探索更多的商业模式，以支持利用潜力巨大但尚不完全具备成本效益的甲烷排放领域。例如，低浓度的煤矿瓦斯（如通风瓦斯）以及市场激励尚不明确的行业可能会蕴含探索更多商业模式的机会。此外，应更加关注与甲烷排放相关的小企业的财务状况和制约因素。
- 改善支持性设施及其他供应链环节，以降低甲烷减排的交易成本，并确保在管道网络和电力传输方面能较为容易地获得并利用回收的甲烷。例如，在中国，管道和电力传输在很大程度上被国有企业垄断，这可能造成获取和分配回收的甲烷缺乏渠道且成本过高。
- 撬动私营部门投资，例如针对牛饲料特殊添加剂等能够防止或直接捕获、削减甲烷排放的技术的风险投资和公私合作伙伴关系（PPP）。其中公私合作伙伴关系已被认定为开发肠道发酵甲烷减排方案的最具吸引力的机会之一。私营和公共部门之间的合作对于确定减排方案和鼓励乳制品行业参与者采取行动至关重要，同时又可以继续改善安全营养的乳制品供应。例如，美国开展了一项名为“绿色养牛倡议（The Greener Cattle Initiative）”的计划，该计划有助于推进美国和全球乳制品行业自愿制定温室气体减排目标（Tricarico et al., 2022）。
- ▶ 聚焦“超级排放者”和小规模高排放场所。两国都应高度重视“超级排放者”以及小型设施但甲烷排放量较高的排放源。这些小型排放源尚未纳入现有政策监管体系，例如美国的小型垃圾填埋场及废弃天然气井等。这有些小规模场所也会产生较高的甲烷排放，如美国的一些天然气和石油生产区以及小型垃圾填埋场。然而，它们往往缺乏用于准确估算的技术资源，而且更容易受到市场风险和破产的影响，这会导致大量甲烷意外排放。
- ▶ 在选择政策工具包时，明确考虑因素并加强政策落实。两国需要做出更多努力来提高甲烷减排的政策效力。在选择政策工具包时，应仔细考虑：（1）

甲烷作为资源和污染物的两种属性。可以采用支持性政策将甲烷作为化石燃料的替代品，也可以采用监管性政策，控制或惩罚甲烷排放行为，重要的是要权衡好这两种政策；（2）采用“胡萝卜”还是“大棒”政策。必须理解使用补贴和税收减免等“胡萝卜”政策鼓励甲烷减排的效果，和使用税费等“大棒”政策惩罚和抑制甲烷排放的效果。

应尽快加强美国关于石油和天然气行业排放的政策实施，以及中国关于煤矿瓦斯和牲畜粪便沼气回收的政策实施。

- ▶ 采取措施应对各种制度性障碍。两国都应在应对制度性障碍方面做出更多努力：
 - 通过消除对天然气转让权利的限制——无论将其作为天然气出售还是转化为电力，解决与土地所有权和采矿权相关的冲突。
 - 推动欠发达地区和社群开展能力建设，从而确保甲烷减排行动的健全和公正。特别是在中国，健全的农村政府治理和制度是解决许多甲烷相关挑战的关键，包括农村垃圾填埋场和污水处理、牲畜粪便管理、牲畜肠道发酵，以及水稻种植等部门或行业的问题。政策还应强调提高低收入社群的福利。
 - 充分理解社会和政治经济方面的挑战。在制定政策前有必要开展利益相关方分析，从而减少相关方可能对进一步行动提出反对意见的情况。
- ▶ 因地制宜，鼓励政策试验。甲烷减排没有“放之四海皆准”的政策。政策议程和政策进程不应简单地遵循自上而下的方法；相反，重要的是激励地方主体和非国家主体主动采取行动。如果政策与当地情况相符，包括政治和监管背景、行业性质、排放源的规模和位置以及行政区的政策目标，那么这些政策将发挥最大效力。决策者需要了解这些细节情况如何在当地发挥作用（IEA, 2021a）。两国应鼓励示范项目、自愿项目和城市试点这样的政策试验，通过考虑当地具体情况，探索甲烷减排最佳实践。

针对甲烷减排重点部门或行业的建议

- ▶ 对美国来说，石油和天然气行业和煤炭开采行业是甲烷减排的“低垂的果实”（LHF）。畜牧业和垃圾填埋行业有很大机会通过低成本方式实现相对较

大的甲烷减排量。然而，由于技术行动的成本较高（畜牧业）或行业减排潜力较低（垃圾填埋行业），这可能很有挑战性。水稻种植和污水处理行业在甲烷排放总量中占比较小，且甲烷减排成本较高。

- ▶ **对中国来说，煤炭开采行业是“低垂的果实”。**垃圾填埋行业和畜牧业可以通过低成本方式将可观的甲烷减排潜力变成现实。但是，中国需要采取更多措施降低技术成本，加快创新，从而开发出更好的减排方案。水稻种植和污水处理行业的甲烷减排尤为困难，因为这两个行业减排成本高，且相对于排放水平，总体减排潜力相对较低。
- ▶ 针对减排成本和潜力的建模不确定性，我们确定了关于部门或行业减排策略的一般性建议：
 - 对 LHF 部门或行业来说，应确保现有技术方案的有效部署和实施。
 - 对于减排潜力大但减排成本高的部门或行业，关键策略是开发商业模式，制定适当政策，以降低减排成本。
 - 对于技术减排潜力低的部门或行业，关键策略是鼓励技术创新，尽快减少或减缓排放。

针对中美合作的建议

- ▶ **基于合作条件完备程度和减排潜力选择重点部门或行业。**基于对各部门或行业所具备合作条件和减排潜力的评估，中美甲烷减排合作应该优先考虑煤炭开采、石油和天然气、垃圾填埋和牲畜肠道发酵行业的合作机会。
- ▶ **循环经济或成关键合作领域。**大多数循环经济相关的甲烷减排机会都来自生物能 / 生物经济领域，尤其是在废弃物和农业部门。循环经济追求废弃物产生量最小化和利用率提高，因此堆填垃圾、污水和牲畜粪便中有机物产生的沼气与循环经济在废弃物和农业部门的应用直接相关。基于垃圾制沼气的循环经济需要对废弃物管理、沼气生产及利用，以及相关的政策支持进行整合（Kapoor et al., 2020）。循环经济还能通过利用好氧或半好氧生物反应器等技术减少甲烷的产生促进垃圾填埋行业甲烷减排。以下是循环经济可能有助于甲烷及其他温室气体减排的几种机制：

- 通过再生农业封存碳排放并抑制甲烷排放。该机制同时还能增加土壤有机碳和有机氮含量，并利用适当的管理措施减少氮流失。再生农业下的畜牧管理系统也能够通过更好的粪便管理有效削减甲烷排放；更重要的是该系统能够通过为牲畜提供高品质、易消化的饲料，降低抗生素需求，从而实现牲畜肠道发酵的甲烷减排。
- 通过碳循环经济（CCE）实现对碳的循环利用。这一理念和框架是循环经济的最新发展，其在碳密集型经济体中有很大的应用潜力。碳循环经济的核心理念是将碳排放作为一种可以进行减量化、再利用、再循环的原料，在闭环系统中通过全面的碳排放捕集与封存对其进行清除，再经化学反应转化为新的产品。就甲烷减排而言，中美两国的主要排放源都是煤炭开采行业和油气行业。碳循环经济框架有望促进这两个行业进行废气减排和回收。这一框架已被沙特阿拉伯采用，并有望在包括中国在内的其他国家应用。

- ▶ **建立关于政策工具选择和体制机制的对话。**在政策制定的策略上，中美两国各有长短。美国倾向于采用监管条例，包括甲烷减排法规和法律，而中国则通过产业政策推动甲烷回收和利用。另外，两国可以就 MRV 等有助于提高技术经济数据准确性的措施展开合作。政策交流学习对于发挥甲烷相关政府治理手段和政策框架的效力而言也非常重要，并可以通过两国之间的大量对话和交流实现。
- ▶ **鼓励两国在地方和非政府层面开展合作，包括城市、产业、非政府组织，以及研究机构。**中美已经拥有丰富的气候合作经验，例如在地方层面，美国加州就与中国一些城市开展了大量关于低碳城市战略的合作。两国过去在气候变化领域开展合作的主要成就包括 2014 年《中美气候变化联合声明》的发布，中美清洁能源联合研究中心（CERC）的建立，以及其他一些成果。在过去的合作中，两国收获了关于成功的经验，也增长了关于失误的教训。未来中美关于甲烷的合作可以建立在过去合作经验和多种平台（比如分享公正转型和技能提升最佳实践的平台）的基础之上。

5.4 国际实践

除了中美两国，其他国家在甲烷减排的关键问题上也采取了行动。本节介绍了包括加拿大、澳大利亚、新西兰、巴西和欧盟在内的几个先行国家/地区已经采用的一些做法。其中，鉴于加拿大在甲烷减排方面的悠久历史和出色表现，在此对其进行了更详细的阐述。

加拿大：石油和天然气行业的经验

2020年，石油和天然气行业五个最大的甲烷排放国中，有四个也在五大石油和天然气生产国之列，它们分别是俄罗斯、美国、中国和加拿大（IG, 2021; Statista, 2022）。加拿大单位石油生产排放的甲烷在这几个国家中最少，每单位石油产量的甲烷排放量是俄罗斯的三分之一，中国的一半¹¹。

甲烷是加拿大第二大温室气体，占全国温室气体排放量的13%（Environment and Climate Change Canada, 2020）。在所有甲烷排放部门或行业中，石油和天然气是加拿大甲烷的主要工业排放源，在全国甲烷排放量中的占比最高。2017年，石油和天然气设施排放的甲烷占加拿大甲烷排放总量的44%（Government of Canada, 2020）。加拿大联邦和省级政府一直在积极监管石油和天然气行业的甲烷排放。

政策和行动

加拿大对甲烷排放的监管可以追溯到1999年。当时根据《1999年加拿大环境保护法》（CEPA），甲烷被视为有毒气体（Government of Canada, 2021）。2016年，加拿大与美国和墨西哥签署了一份联合声明，将甲烷作为温室气体进行监管，并承诺到2025年在2012年水平基础上减排40%-45%（Government of Canada, 2016）。在联邦和省级层面，加拿大采取了不同的政策框架来减少甲烷排放。

▶ 联邦层面

2016年，《全加拿大清洁增长和气候变化框架》（PCF）纳入了减少石油和天然气行业甲烷排放的新规定，并确定了40%-45%的减排目标（IEA, 2022）。PCF在2020年底进行了更新，制定了一项名为“健康环境和健康经济”（HEHE）的计划。根据该计划，

联邦政府将通过7.5亿加元的减排基金（ERF）助力加速甲烷减排，该基金为石油和天然气公司提供可偿还资金（Government of Canada, 2022b）。根据每吨甲烷减排成本，部分资金可以免于偿还。

2021年6月，加拿大启动了对石油和天然气行业国家甲烷减排方法的全面审查。这意味着表明联邦政府将重新调整减排基金，进一步推动甲烷减排，并继续改善逸散性甲烷排放的量化方法（Government of Canada, 2022a）。2021年10月，加拿大政府确认支持“全球甲烷承诺”，致力于制定相关法规。将2030年的石油和天然气行业甲烷排放量至较2012年水平至少降低75%（Government of Canada, 2022a）。2022年3月，联邦政府公布了加拿大《2030年减排计划》，强调了科学和清洁技术创新在促进甲烷减排方面发挥的作用（Environment and Climate Change Canada, 2022）。

联邦政府承诺尽最大努力减少甲烷排放。然而，各个省份的情况仍存在差异。为避免重复监管，联邦政府宣布已于2020年与阿尔伯塔省、不列颠哥伦比亚省（B.C.）和萨斯喀彻温省达成等效协议——只要这些省达成联邦甲烷减排目标，就允许其省级甲烷法规取代联邦法规（Dobson et al., 2021）。

▶ 省级

阿尔伯塔省、不列颠哥伦比亚省和萨斯喀彻温省是石油和天然气行业中甲烷排放最多的三个省份。每个省份都制定了省级甲烷法规。

阿尔伯塔能源监管机构在2018年通过对指令060和指令017进行修订，最终确定了其省级甲烷相关法规。与联邦层面的法规相比，阿尔伯塔省的控制措施更为严格，对乙二醇脱水装置提出了具体要求。然而，对于常规排放和气动泵，阿尔伯塔省的标准较为较弱（Government of Canada, 2022a）。此外，阿尔伯塔省报告的甲烷排放量被严重低估，其用于减少温室气体排放的碳定价系统并不适用于甲烷，并且该省没有缺少强制性的测量和报告要求（Gorski & Kenyon, 2018; MacKay et al., 2021）。

¹¹ 2020年，俄罗斯、中国和加拿大的石油产量分别为1,149、489和550万桶/日，而这三个国家石油和天然气行业的甲烷排放量分别为12,898、3,379和2,093千吨，因此它们单位石油产量的甲烷排放量为1,122.54、630.04和380.55千吨/百万bpd（IG, 2021; Statista, 2022）。

不列颠哥伦比亚省于2018年12月修订了其《钻井和生产法规》，以改善石油和天然气行业的甲烷排放控制（BC Oil and Gas Commission, 2019）。不列颠哥伦比亚省的控制措施对新设施更加严格，但对某些设施类型的泄漏检测频率较低（Government of Canada, 2022a）。此外，不列颠哥伦比亚省还制定了对气体处理厂、压缩机站和一些电池的一年三次的检查要求，比联邦标准更加严格（Clean Air Institution et al., 2019）。

萨斯喀彻温省于2019年颁布了《石油和天然气排放管理条例》（OGEMR），该条例主要关注石油设施的公司级排放和燃烧甲烷排放（Government of Saskatchewan, 2021）。OGEMR设定了在2020-2025年间将甲烷排放量减少40%以上的省级目标（Government of Saskatchewan, 2021）。2020年3月，省政府修订了指令PNG036，并增加了定期泄漏检测和修复（LDAR）条款，要求公司执行天然气设施的相关计划（Government of Saskatchewan, 2021）。

问题和最佳实践

加拿大各级政府主要侧重于通过自下而上的方法来减少甲烷排放，制定了关于组件、活动、具体生产、运输和储存各环节的要求和法规。相关措施包括进行有针对性的干预，如规定排放路线、更换或控制高排放组件，以及检查设备以防止甲烷泄漏（Konschnik & Reuland, 2020）。

联邦政府最近一直在考虑一种基于市场的方法，并于2022年6月推出了温室气体抵消信用体系。然而，该体系并不是针对石油和天然气行业的甲烷排放，其主要关注的是畜牧业和垃圾填埋行业（Government of Canada, 2022c）。在省级层面，不列颠哥伦比亚省和阿尔伯塔省都推出了相关的温室气体抵消计划，但仍缺乏专门针对甲烷而修改的规定（BIC, 2019; Province of British Columbia, 2022）。

加拿大在甲烷管控方面的另一个成功且具有潜在指导意义的经验是国家和省级规定之间的互动配合。尽管联邦和省级政府在环境事务上共享权限，但通过签订等效协议的方式，避免了甲烷相关法规的监管重叠。

▶ 减排基金（ERF）

2020年，联邦政府启动了7.5亿加元的减排基金（ERF），以帮助陆上和海上石油和天然气公司减少甲烷和其他温室气体排放，并维持这一行业受到疫情影响的就业岗位（Government of Canada, 2022b）。

▶ 阿尔伯塔省甲烷减排

在阿尔伯塔省，一个名为Bluesource的组织针对减少和消除气动设备甲烷排放提供相关建议和咨询服务。到目前为止，通过气动控制器改造、仪表空气、化学泵和排放气捕集等方面的减排工作，已经减少了6.8万吨¹²甲烷排放（Bluesource, 2021）。

巴西、澳大利亚、新西兰和欧盟的经验

除了加拿大之外，其他国家和地区，如新西兰、巴西、澳大利亚和欧盟，也积累了不同部门或行业的甲烷监管经验。新西兰是畜牧业有效减排的一个范本。尽管新西兰的牛羊数量分别排在全球第12位和第13位，但在粪便管理和肠道发酵的甲烷排放量方面，新西兰仅分别排在第22位和第23位（Cook, 2022; EDGAR, 2018; NationMaster, 2019）。巴西于2022年3月启动了国家零甲烷计划，为发展中国家提供了宝贵的参考经验。澳大利亚是世界第五大煤炭生产国，实施了多项甲烷减排政策，可为其他国家特别是主要煤炭生产国提供经验。最后，欧盟于2020年发布了《欧盟甲烷减排战略》，这是世界上首个国家级甲烷减排计划。

新西兰：畜牧业

自1840年以来，生物甲烷排放一直是新西兰气候变化的最主要因素（Reisinger & Leahy, 2019）。新西兰的牛羊数量是其人口的七倍。农业和废弃物部门的甲烷排放占当前甲烷排放量的40%以上（Brown, 2022; Climate Action Tracker, 2021）。新西兰在甲烷相关研究方面取得了一些进展，但经常因减排目标不够高而受到指责。

甲烷，尤其是农业部门排放的甲烷，已经引起了新西兰政府越来越多的关注。2002年，新西兰环境部通过了《气候变化应对法案》，其中规定了甲烷计算的方法。该法案于2019年修订，对生物甲烷进行

¹² 利用政府间气候变化专门委员会《第四次评估报告》中的100年全球增温潜势进行二氧化碳当量和甲烷之间的转换。

了定义。该定义涵盖了农业和废弃物部门产生的所有甲烷 (New Zealand Ministry for the Environment, 2021)。此外,本次修订进一步提高了甲烷减排目标,即到2030年和2050年将生物甲烷分别减少10%和24%-47%。然而,新西兰的2050年净零目标包含了二氧化碳和其他非二氧化碳气体,但不包括甲烷。2020年,新西兰对《气候变化应对法案》进行了第二次修订,要求环境部长和农业部长在2022年底前编写一份报告,提出一个为农业活动甲烷排放进行定价的体系,作为碳排放交易机制(ETS)的替代方案(New Zealand Ministry for the Environment, 2021)。2020年修正案为新西兰的农业部门甲烷减排提供了财政激励,填补了碳排放交易机制中农业部门甲烷减排方面的空白(Climate Action Tracker, 2021)。

总的来说,气候行动追踪者对新西兰的甲烷减排战略提出了指责,认为其“没有重要政策支持”,当前的气候目标“严重不足”(Climate Action Tracker, 2021)这在很大程度上是由于新西兰气候目标较低且政策不到位。尽管如此,该国已经成功确定了其主要的甲烷排放源,并通过财政激励措施来解决这些问题。此外,新西兰的甲烷相关研究为其他国家提供了借鉴。例如,新西兰在畜牧业甲烷减排方面的研究相对全面,涵盖了育种、饲料、抑制剂、疫苗和粪肥等方面,这些研究有助于减少反刍动物产生的甲烷(NZAGRC, 2021)。

巴西: 废弃物部门

巴西是世界第五大甲烷排放国(Climate Watch, 2020)。2020年,巴西的甲烷排放量约为4,020亿公吨二氧化碳当量(占全球排放总量的2%)(GMI, 2022a)。根据世界银行的数据,自2003年以来,巴西产生的废弃物增加了三分之一,每天大约收集216,000吨垃圾。据估计,这些废弃物每年会产生超过1.88太克的甲烷,相当于1,000万辆汽车的温室气体排放量(The World Bank, 2020)。

巴西在2022年公布了《零甲烷法案》,这是继欧盟和美国之后的第三个国家级甲烷减排计划。与前两个综合计划不同,巴西的《零甲烷法案》侧重于利用城市和农村有机废弃物产生的沼气和生物甲烷(Ran & Zhang, 2022)。巴西在利用这种沼气和生物甲烷方面采取了全面措施,包括实施公共政策、参与国际项目和提供市场激励。

追溯到2004年,巴西作为伙伴国加入了全球甲烷倡议(GMI),并与GMI合作开展了多个项目,以减少在废弃物部门将甲烷用作清洁能源的障碍(GMI, 2022a)。2010年,巴西最终确定了其国家固体废弃

物政策,旨在减少国家层面的废弃物产生总量,提高国家和地方废弃物管理的可持续性(Brazil Ministry of Environment, 2012)。2012年,世界银行的碳伙伴基金与巴西第二大公共银行巴西联邦储蓄银行(CAIXA)建立了合作,为企业管理和监管垃圾填埋场提供了有利的融资渠道(The World Bank, 2020)。2013年,巴西政府出版了《固体废弃物能源潜力地图集》,旨在通过固体废弃物的回收利用来支持电力生产(Abrelepe, 2013)。2017年,巴西推出了国家生物燃料政策(RenovaBio),该政策成为温室气体减排的关键工具,并帮助巴西履行其在《巴黎协定》下的承诺(Brazil Ministry of Mines and Energy, 2021)。作为一项国家政策,RenovaBio制定了一项战略,承认包括生物甲烷在内的各类生物燃料的整体作用,并引入市场机制来评估每种生物燃料在减少排放方面的贡献(Brazil Ministry of Environment, 2021)。

2021年,在格拉斯哥第26届联合国气候变化大会(COP26)之后,巴西签署了“全球甲烷承诺”,成为继美国之后承诺到2030年将排放量较2020年水平减少30%的第二大排放国(Global Methane Pledge, 2021)。2022年,巴西推出了国家零甲烷计划,并采取了鼓励甲烷减排的一系列激励措施(Bezerra et al., 2022)。一揽子激励措施,即“联邦沼气和生物甲烷可持续利用激励战略”,主要侧重于:1)促进碳市场的发展,特别是在当前碳市场中增加专门的甲烷信用额;2)支持新技术研发,促进甲烷减排,提高包括沼气和生物甲烷在内的能源可持续利用水平;3)鼓励在甲烷减排行动方面开展国家和国际合作(Trench Rossi Watanabe, 2022)。

巴西正朝着实现2030年甲烷减排目标的方向迈进。该国的政策重点是减少生物甲烷排放。在最初阶段,巴西将甲烷与其他温室气体一起进行管理,并主要控制生物甲烷,以促进资源节约和能源再利用。但最近,通过与各组织和其他国家的密切合作,巴西出台了更具体的甲烷减排政策。如今,巴西拥有相对完善的甲烷定价机制,以刺激企业在减排方面采取积极行动,并通过资金和政策支持强调技术的作用。

澳大利亚: 煤炭开采行业

煤炭开采是澳大利亚主要的甲烷排放行业之一。2019年,该行业的甲烷排放量占能源部门甲烷排放总量的68%(Assan, 2022)。澳大利亚是全球煤炭开采行业的第六大甲烷排放国(Assan, 2022)。尽管澳大利亚拒绝签署“全球甲烷承诺”,但该国已承诺到2050年实现净零排放目标,并在其国家自主贡献(NDC)中承诺到2030年减少26%-28%的碳排放。为了实现这一目标,澳大利亚开展了多项政策行动。

通过 2007 年《国家温室气体和能源报告法案》(NGER 法案)，澳大利亚制定了国家温室气体和能源报告计划。该计划是报告和传播温室气体排放相关公司信息的单一国家框架。该框架要求对地下矿井排放的甲烷进行直接测量，并使用排放因子估算露天矿井的甲烷排放量 (NGER, 2019)。

2011 年 7 月，澳大利亚启动了清洁能源未来计划，为减排（包括甲烷减排）提供了总体框架。该计划包括实施碳定价机制，鼓励企业参与减排活动 (GMI, 2011)。政府还制定了过渡援助一揽子计划，即煤矿开采减排技术支持一揽子计划 (CMATSP)，为技术创新提供资金支持。

新南威尔士州政府也对煤矿甲烷实施了管制。《1989 年矿产资源法》的最新修正案要求对预排放和后排放的甲烷进行利用或燃烧，而不是简单地排出 (State of Queensland, 2021)。

澳大利亚正在煤炭开采行业甲烷减排方面不断取得进展，以实现其国家自主贡献中提出的目标。除了政策方面的进展，该国还开展了广泛的研究，并与特定公司和项目就煤炭开采行业的甲烷减排开展了合作 (GMI, 2011)。然而，澳大利亚也存在低估排放量、缺乏相关政策和国际合作不足的问题，需要在未来加以完善，以实现其减排目标 (Morton, 2022)。

欧盟：全行业

欧盟的气候目标是到 2030 年将温室气体排放量较 1990 年水平减少 55%，到 2050 年实现碳中和。这些目标自 2021 年开始具有法律约束力 (Finland Ministry of Environment, 2021)。

2019 年 11 月，欧盟委员会公布了欧洲绿色协议计划，将甲烷减排作为优先事项 (EU, 2022; European Commission, 2019)。2020 年 10 月，欧盟公布了《欧盟甲烷战略》，这是自 1996 年以来首个专门针对甲烷排放的计划。该战略涵盖所有部门，但侧重于能源、农业和废弃物部门。该战略的一个关键目标是改进甲烷排放的测量和报告 (EU, 2022; European Commission, 2019)。2021 年 12 月，欧盟委员会通过了一项旨在减少能源部门甲烷排放的法案提案。这项新法案规定：1) 改善能源部门甲烷排放的测量、报告和核查 (MRV)；2) 通过强制的逸散性甲烷检测和修复以及禁止甲烷排放和燃烧来直接减少排放 (EU, 2021b, 2022)。

除了上述战略和法案，欧盟还与国际伙伴开展合作减少甲烷排放。欧盟积极参与多项国际倡议，如气

候和清洁空气联盟 (CCAC)。气候和清洁空气联盟下的 CCAC 矿物甲烷倡议提供了一个雄心勃勃的甲烷排放测量和报告框架 (CCAC, 2015; EU, 2022)。欧盟委员会还致力于全球甲烷研究，旨在解决石油和天然气行业缺乏全球测量数据的问题。例如，它与气候和清洁空气联盟、环境保护基金 (EDF) 以及石油和天然气气候倡议 (OGCI) 合作进行了一系列同行评审的科学研究，以测量石油和天然气行业的甲烷排放 (EU, 2022)。2021 年 10 月，欧盟还支持与联合国环境署 (UNEP)、气候和清洁空气联盟和国际能源署 (IEA) 合作建立一个国际甲烷排放观测站 (IMEO)。这项合作旨在确保人为甲烷排放报告的公开透明 (EU, 2021a, 2022)。

欧盟的优势在于其与许多国家、地区和组织之间已经形成广泛的关系网络，为政策和计划的制定实施铺平了道路。该关系网络还为分享最佳实践创造了机会。

国际最佳实践总结

确保立法协调。政策制定应基于不同司法辖区的具体情况，以避免政策重叠或矛盾。加拿大作为一个联邦国家，提出了采用等效协议的方式协调联邦层面和省级层面之间甲烷减排政策的差异。在欧盟，这一角色由欧盟委员会担任。

“低垂的果实”部门或行业优先。如上述案例所示，五个国家和地区都非常重视甲烷排放量最大的部门或行业。虽然《欧盟甲烷战略》是一项全面计划，但它确定了三个优先部门或行业。这种方法有助于在最短的时间内实现最大程度的甲烷减排。

尊重技术创新。技术创新一直是这五个案例国家和地区甲烷减排政策的重要组成部分。因此，研发成本将是一个关键问题，不同发展水平和不同政治经济背景的国家所具有的能力不同。一个国家采用有效技术的时间越早，从甲烷减排中获得的效益就越多。

利用市场机制。甲烷既是温室气体，也是潜在的能源资源，可以通过经济激励手段实现减排。案例研究部分介绍了不同形式的此类激励措施，包括基于市场的抵消额度、排放交易计划和碳税。

开展多维合作。合作促使不同的管辖区域相互学习，以更有效地实现全球气候目标。合作既存在于不同的国家和组织之间（后者包括气候和清洁空气联盟和全球甲烷倡议），也可以在一个国家的不同部门或行业之间建立。最典型的是政府、企业和研究机构之间的合作。澳大利亚、新西兰和欧盟都在其甲烷减排政策中强调了此类合作。

06 | 主要结论

@ Energy Foundation



面向整个经济系统的甲烷迅速减排对于全球实现 1.5°C 路径至关重要。中美均已在《格拉斯哥联合宣言》中强调了甲烷减排的紧迫性，但两国都需要采取强有力的甲烷减排行动，才能实现 1.5°C 目标这一颇具雄心的全球理想结果所需要的减排幅度。作为全球甲烷排放前三的两个国家，中国和美国非常适合引领全球甲烷减排行动，并应在甲烷相关政策、技术、战略等方面展开合作。在促进甲烷减排的过程中，两国都面临一些挑战和阻碍，包括历史排放估算数据和减排潜力的不确定性，市场机制不足，以及制度性障碍等。但与此同时，两国也拥有一些采取联合行动的机遇，包括梳理“低垂的果实”减排机会，以及实现甲烷减排的协同效益，如空气质量和公共健康水平的提升。

本次研究结果显示，中美应该分别优先对煤炭生产和油气生产采取减排措施。这两个行业都是具有较大的低成本减排潜力的排放源，并且分别占中美各自甲烷排放总量的 1/3 以上。两国合作的其他关键领域包括加强甲烷排放监测和测量、建立针对甲烷排放回收的市场，以及参与地方和国家层面的跨国对话，共同探讨甲烷减排的监管框架。两国还能有效地就中美普遍存在的高减排潜力排放源开展战略方面的合作，并行动起来迅速削减甲烷排放，从而提高人类将全球升温控制在 1.5°C 以内的机会。

未来研究领域

虽然这项研究评估了多个清单的估算数据，但仍需要进一步开展研究以充分了解各清单之间的差异。我们没有评估中国气候变化国家信息通报估算的基本假设，因此无法完全确定其估算数据与其他清单之间存在差异的原因。比较不同清单的活动水平数据、排放因子和代理地理空间数据，将有助于更好地识别清单差异并提高排放估算的确定性。此外，根据收集的清单对各部门或行业的不确定性进行评估，将有助于了解如何通过不同清单之间存在的差异解释当前的排放估算数据。虽然对于美国，我们能够使用美国环境保护局的不确定性估算数据，但对于中国，我们无法找到类似的数据。在中国开展部门或行业不确定性估算，将有助于为未来政策目标制定提供信息。

本研究使用了四个已取得中国国家级成果的建模团队的成果，但我们没有对美国的情况开展多模型分析。未来的研究可以评估美国的减排途径，并确定存在不确定性的领域。对于中国的模拟结果，我们无法比较不同模型的边际减排成本假设，而相关假设有助于理解模型结果的差异。此外，我们发现建模团队对中国天然气产量以及污水处理和畜牧业的减排潜力的预测存在显著差异。未来的研究应对这些行业，尤其是中国的这些行业，进行评估，以更好地了解技术变革在甲烷减排中发挥的作用，以及活动水平随时间的变化趋势。

参考文献

1. Abernethy, S., O'Conno, F. M., Jones, C. D., & Jackson, R. B. (2021, June 2). Methane Removal and the Proportional Reductions in Surface Temperature and Ozone. <https://doi.org/10.1098/rsta.2021.0104>
2. Abrelpe. (2013). Atlas of GHS Emission and Energy Potential. <https://www.waste.ccacoalition.org/document/atlas-ghg-emission-and-energy-potential-waste-destination-brazil>
3. Agency of Environmental Protection. (1997, July 2). Standard for Pollution Control on the Landfill Site for Domestic Waste. <https://img.antpedia.com/standard/pdf/Z70/1703/GB%2016889-1997.PDF>
4. Allen, G. (2021). Landfill Fined by EPA after Violating Federal Clean Air Act. <https://pamplinmedia.com/nbg/142-news/529174-423075-landfill-fined-by-epa-after-violating-federal-clean-air-act-pwoff>
5. Alvarez, R. A., Zavala-Araiza, D., Lyon, D. R., Allen, D. T., Barkley, Z. R., Brandt, A. R., Davis, K. J., Herndon, S. C., Jacob, D. J., Karion, A., Kort, E. A., Lamb, B. K., Lauvaux, T., Maasackers, J. D., Marchese, A. J., Omara, M., Pacala, S. W., Peischl, J., Robinson, A. L., ... Hamburg, S. P. (2018). Assessment of Methane Emissions from the U.S. Oil and Gas Supply Chain. *Science*, 361(6398), 186–188. <https://doi.org/10.1126/science.aar7204>
6. Anenberg, S. C., Schwartz, J., Shindell, D., Amann, M., Faluvegi, G., Klimont, Z., Janssens, -Maenhout Greet, Pozzoli, L., Van, D. R., Vignati, E., Emberson, L., Muller, N. Z., West, J. J., Williams, M., Demkine, V., Hicks, W. K., Kuylenstierna, J., Raes, F., & Ramanathan, V. (2012). Global Air Quality and Health Co-benefits of Mitigating Near-Term Climate Change through Methane and Black Carbon Emission Controls. *Environmental Health Perspectives*, 120(6), 831–839. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104301>
7. Assan, S. (2022). Tackling Australia's Coal Mine Methane Problem. <https://ember-climate.org/app/uploads/2022/06/Ember-Tackling-Australias-Coal-Mine-Methane-Problem-2.pdf>
8. Avnery, S., Mauzerall, D. L., & Fiore, A. M. (2012, December 8). Increasing Global Agricultural Production by Reducing Ozone Damages Via Methane Emission Controls and Ozone - Resistant Cultivar Selection. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.12118>
9. Bai, C., Wang, X., & Zhong, X. (2012). Regulation or Property Rights: The Effect of China's Coal Mine Shutdown Policy on Work Safety. *China Economist*, 7(3), 114–127. <https://www.proquest.com/openview/6d072b80a31d4e678b1500d797b5ad84/1?cbl=1806366&parentSessionId=3QD4Kq428Sh%2BFdvhk1ZzmfFYU55INPFxF0II0G6XMUE%3D&pq-origsite=gscholar&parentSessionId=1Zfu7XC8ot-IMfII9eKWbdlu3d0%2FdoWpDUOD9LFYoS0U%3D>
10. Baker, P. (2021). Government Subsidization and the Reduction of Enteric Emissions in the United States: Is Implementing a Policy of National Enteric Emissions Standards a Feasible National Policy Option to Reduce Methane Emissions in the United States? *Consilience*, 23, 59–64. <https://www.jstor.org/stable/26979907>
11. Banks, J. (2012). Barriers and Opportunities for Reducing Methane Emissions from Coal Mines. 22. https://cdn.catf.us/wp-content/uploads/2019/10/21093457/201209-Barriers_and_Opportunities_in_Coal_Mine_Methane_Abatement.pdf
12. BC Oil and Gas Commission. (2019, January 16). Commission Introduces New Regulations to Meet Methane Targets (IB 2019-01). <https://www.bcogc.ca/news/commission-introduces-new-regulations-to-meet-methane-targets/>

13. Behrendt, J., Williams, J., Zhang, H., Liu, B., Cheng, X., Li, W., Yu, S., Zhu, M., Cui, R., Evans, M., et al. (2022). Roadmap for U.S.-China Methane Collaboration: Spatial Analysis of Methane Emissions. *Cent. Glob. Sustain.* <https://cgs.umd.edu/research-impact/publications/roadmap-us-china-methane-collaboration-spatial-analysis-methane-0>.
14. Bezerra, L. G., Gomes, G., & Costa, L. (2022, March 25). Brazil Launches Methane Zero National Program with a Package of Incentive Measures to Biogas and Biomethane. *Eye on ESG*. <https://www.eyeesg.com/2022/03/brazil-launches-methane-zero-national-program-with-a-package-of-incentive-measures-to-biogas-and-biomethane/>
15. BIC. (2019, August 29). The Business Case for Reducing Methane Emissions. BIC. <https://businessincalgary.com/month-and-year/september-2019/the-business-case-for-reducing-methane-emissions/>
16. Bittle, J. (2022, August 9). The Inflation Reduction Act Promises Thousands of New Oil Leases. Drillers Might not Want Them. *Grist*. <https://grist.org/energy/inflation-reduction-act-oil-gas-leases-federal-land/>
17. Bluesource. (2021). Oil and Gas Methane Reductions. Bluesource. <https://www.bluesource.com/services/oil-and-gas/>
18. Bollen, J., Guay, B., Jamet, S., & Corfee-Morlot, J. (2009). Co-Benefits of Climate Change Mitigation Policies: Literature Review and New Results. *OECD*. <https://doi.org/10.1787/224388684356>
19. Bonnet, C., Bouamra-Mechemache, Z., & Corre, T. (2018). An Environmental Tax Towards More Sustainable Food: Empirical Evidence of the Consumption of Animal Products in France. *Ecological Economics*, 147, 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.032>
20. Brandt, A. R., Heath, G. A., & Cooley, D. (2016). Methane Leaks from Natural Gas Systems Follow Extreme Distributions. *Environmental Science & Technology*, 50(22), 12512–12520. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04303>
21. Brazil Ministry of Environment. (2012, February). U.S.-Brazil Joint Initiative on Urban Sustainability. https://archive.epa.gov/international/jius/web/html/brazilian_national_solid_waste_policy.html
22. Brazil Ministry of Environment. (2021). Final Report on the Monitoring and Assessment of the National Adaptation Plan to Climate Change 2016-2020 Cycle. https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/climaozoniodesertificacao/clima/arquivos/business-sector-report_en_web.pdf
23. Brazil Ministry of Mines and Energy. (2021, June 29). RenovaBio. Ministério de Minas e Energia. <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/renovabio-1/renovabio-ingles/renovabio-ingles>
24. Brink, S., Godfrey, H., Kang, M., Lyser, S., Majkut, J., Mignotte, S., Peng, W., Reid, M., Sengupta, M., & Singer, L. (2013, February). Methane Mitigation Opportunities in China. https://scholar.princeton.edu/sites/default/files/weipeng/files/WWS2012-2013_Methane_Workshop_Submitted.pdf
25. Brown, A. (2022, June 9). New Zealand Announces World-First Plan to Tax Cow and Sheep Burps. <https://www.npr.org/2022/06/09/1104014587/new-zealand-announces-world-first-plan-to-tax-cow-and-sheep-burps>
26. Brown, M., & Phillis, M. (2022, August). Climate Change? The Inflation Reduction Act's Surprise Winner, the US Oil and Gas Industry. <https://www.usatoday.com/story/news/nation/2022/08/18/climate-change-inflation-reduction-act-oil-gas/7837956001/>
27. Cai, B., Lou, Z., Wang, J., Geng, Y., Sarkis, J., Liu, J., & Gao, Q. (2018). CH₄ Mitigation Potentials from China Landfills and Related Environmental Co-Benefits. *Science Advances*, 4(7), 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar8400>
28. CCAC. (2015). The CCAC Oil & Gas Methane Partnership. <https://www.ccacoalition.org/en/activity/ccac-oil-gas-methane-partnership>

29. CCAC. (2021). Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. Climate & Clean Air Coalition. <https://www.ccacoalition.org/en/content/benefits-and-costs-mitigating-methane-emissions>
30. CCAC. (2022). Methane. Climate & Clean Air Coalition. <https://www.ccacoalition.org/en/slcp/methane>
31. CCAC & UNEP. (2021a). Assessment of Environmental and Societal Benefits of Methane Reductions (web tool). Climate & Clean Air Coalition. <https://www.ccacoalition.org/en/resources/assessment-environmental-and-societal-benefits-methane-reductions-web-tool>
32. CCAC & UNEP. (2021b). Global Methane Assessment. <https://www.ccacoalition.org/en/resources/global-methane-assessment-full-report>
33. CCAPP. (2021, September). China's Carbon Neutrality and Clean Air Synergies. <https://www.efchina.org/Attachments/Report/report-cemp-20211020/%E4%B8%AD%E5%9B%BD%E7%A2%B3%E4%B8%AD%E5%92%8C%E4%B8%8E%E6%B8%85%E6%B4%81%E7%A9%BA%E6%B0%94%E5%8D%8F%E5%90%8C%E8%B7%AF%E5%BE%842021.pdf>
34. Chang, Y., & Zhang, S. (2017). Reflections on Legal Regulation on CBM in China. 19(5), 1–9. <http://www.cnki.com.cn/Article/CJFDTotal-PXSY201705002.htm>
35. Cheewaphongphan, P., Chatani, S., & Saigusa, N. (2019). Exploring Gaps between Bottom-Up and Top-Down Emission Estimates Based on Uncertainties in Multiple Emission Inventories: A Case Study on CH₄ Emissions in China. *Sustainability*, 11(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/su11072054>
36. Chen, D., Chen, A., Hu, X., Li, B., Li, X., Guo, L., Feng, R., Yang, Y., & Fang, X. (2022a). Substantial Methane Emissions from Abandoned Coal Mines in China (SSRN Scholarly Paper No. 4067033). <https://doi.org/10.2139/ssrn.4067033>
37. Chen, L., Frederiksen, P., Li, X., & Shu, B. (2020). Review of Biogas Models and Key Challenges in the Further Development in China. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 446(2), 022007. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/446/2/022007>
38. Chen, Z., Jacob, D., Nesser, H., Sulprizio, M., Lorente, A., Varon, D., Lu, X., Shen, L., Qu, Z., Penn, E., & Yu, X. (2022b). Methane Emissions from China: A High-Resolution Inversion of TROPOMI Satellite Observations [Preprint]. *Gases/Atmospheric Modelling/Troposphere/Physics (physical properties and processes)*. <https://doi.org/10.5194/acp-2022-303>
39. China Environment Chamber of Commerce. (2021, December 8). The Latest Statistical Briefing of the National Municipal Solid Waste Treatment. <http://www.zhhbw.com/huanqiusaomiao/202112/120846726.html>
40. China NCCC. (2018). The People's Republic of China Second Biennial Update Report on Climate Change. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/China%20BUR_English.pdf
41. Clark, A., Malik, N. S., & Rathi, A. (2021, November 9). Why Methane is Climate's Low-Hanging, Invisible Fruit: QuickTake. *The Washington Post*. https://www.washingtonpost.com/business/energy/why-methane-is-climates-low-hanging-invisible-fruit-quicktake/2021/11/02/a21e2fe0-3c19-11ec-bd6f-da376f47304e_story.html
42. Clean Air Institution, EDF, PEMBINA Institute, David Suzuki Foundation, & Environmental Defence. (2019, September 19). Best Practices on Oil and Gas Methane Emissions Regulations. <https://www.edf.org/sites/default/files/content/CanadaFactSheet.pdf>
43. Climate Action Tracker. (2021, September 15). New Zealand. <https://climateactiontracker.org/countries/new-zealand/>
44. Climate Watch. (2020). Methane Emissions (kt of CO₂ Equivalent). https://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.METH.KT.CE?most_recent_value_desc=true
45. Collins, W., Orbach, R., Bailey, M., Biraud, S., Coddington, I., DiCarlo, D., Peischl, J., Radhakrishnan, A., & Schimel, D. (2022). Monitoring Methane Emissions from Oil and Gas Operation. *Optics Express*, 30(14), 24326. <https://doi.org/10.1364/OE.464421>

46. CSIRO & GMI. (2018, October 25). Expert Dialogue on Ventilation Air Methane (VAM). https://www.globalmethane.org/documents/res_coal_VAM_Dialogue_Report_20181025.pdf
47. Cook, R. (2022, August 11). Ranking of Countries with the Most Cattle. //beef2live.com/story-ranking-countries-cattle-0-106905
48. Creedy, D. (2019). Best Practice Guidance for Effective Methane Recovery and Use from Abandoned Coal Mines. UN. <https://doi.org/10.18356/cac3a157-en>
49. Crippa, M., Guizzardi, D., Muntean, M., Schaaf, E., Vullo, E. L., Solazzo, E., Monforti-Ferrario, F., Olivier, J., & Vignati, E. (2021). EDGAR v6.0 Greenhouse Gas Emissions. <http://data.europa.eu/89h/97a67d67-c62e-4826-b873-9d972c4f670b>
50. CSIRO & GMI. (2018). Expert Dialogue on Ventilation Air Methane (VAM) Melbourne, Australia. https://www.globalmethane.org/documents/res_coal_VAM_Dialogue_Report_20181025.pdf
51. Daly, M. (2022, March 24). Federal Regulators Pulls Back Plan to Assess Climate Impact of Gas Pipelines. PBS NewsHour. <https://www.pbs.org/newshour/politics/federal-regulators-pulls-back-plan-to-assess-climate-impact-of-gas-pipelines>
52. Deng, Z., Ciais, P., Tzompa-Sosa, Z. A., Saunio, M., Qiu, C., Tan, C., Sun, T., Ke, P., Cui, Y., Tanaka, K., Lin, X., Thompson, R. L., Tian, H., Yao, Y., Huang, Y., Lauerwald, R., Jain, A. K., Xu, X., Bastos, A., ... Chevallier, F. (2022). Comparing National Greenhouse Gas Budgets Reported in UNFCCC Inventories Against Atmospheric Inversions. *Earth System Science Data*, 14(4), 1639–1675. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1639-2022>
53. Denysenko, A., Evans, M., Kholod, N., Butler, N., Ltd, H.-E., & Roshchanka, V. (2019). Legal and Regulatory Status of Abandoned Mine Methane in Selected Countries: Considerations for Decision Makers. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-03/documents/legal-regulatory-status-amm_epa.pdf
54. Ding, Y. (2021, March 4). Approximately 5500 Coal Mines were Closed during the 13th Five-Year Plan. *People's Daily*. http://www.gov.cn/xinwen/2021-03/04/content_5590094.htm
55. Dobson, S., Goodday, V., & Winter, J. (2021). If It Matters, Measure It: A Review of Methane Sources and Mitigation Policy in Canada. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3850984>
56. DOL. (2021). Mine Safety and Health Administration (MSHA) | Protecting Miners' Safety and Health Since 1978. <https://www.msha.gov/>
57. Du, M., Zhu, Q., Wang, X., Li, P., Yang, B., Chen, H., Wang, M., Zhou, X., & Peng, C. (2018). Estimates and Predictions of Methane Emissions from Wastewater in China from 2000 to 2020. *Earth's Future*, 6(2), 252–263. <https://doi.org/10.1002/2017EF000673>
58. Dunphy, R. T., & Lin, B. C. (1991). A Battle Plan for Local Landfills. *The Real Estate Appraiser*, 36–43. http://clout2008.com/yahoo_site_admin/assets/docs/_110449-www2_webpac_pdf_rea1976-1992_TREA1291PP36-431.296155939.pdf
59. Duren, R. M., Thorpe, A. K., Foster, K. T., Rafiq, T., Hopkins, F. M., Yadav, V., Bue, B. D., Thompson, D. R., Conley, S., Colombi, N. K., Frankenberg, C., McCubbin, I. B., Eastwood, M. L., Falk, M., Herner, J. D., Croes, B. E., Green, R. O., & Miller, C. E. (2019). California's Methane Super-Emitters. *Nature*, 575(7781), Article 7781. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1720-3>
60. EDF. (2014, October 2). Emerging U.S. Methane Mitigation Industry Stimulates Growth in Local Economies. Environmental Defense Fund. <https://www.edf.org/media/emerging-us-methane-mitigation-industry-stimulates-growth-local-economies>
61. EDF. (2021). Actions and Trends of Methane Emission Control at Home and Abroad—2021 China Methane Forum Background Report. http://www.cet.net.cn/uploads/soft/202103/1_29104647.pdf
62. EDF. (2022, July 1). How Reducing Methane Emissions Creates Jobs. Environmental Defense Fund. <https://www.edf.org/how-reducing-methane-emissions-creates-jobs>

63. EDGAR. (2018). Global Greenhouse Gas Emissions (CH₄). https://edgar.jrc.ec.europa.eu/index.php/dataset_ghg60
64. EIA. (2019). Total Energy Production from Petroleum and Other Liquids 2019. <https://www.eia.gov/international/rankings/world?pa=288&u=2&f=A&v=none&y=01%2F01%2F2019>
65. EIA. (2022a). Natural Gas. <https://www.eia.gov/international/data/world/natural-gas/>
66. EIA. (2022b, October). Total Energy. <https://www.eia.gov/totalenergy/index.php>
67. Environment and Climate Change Canada. (2020). National Inventory Report 1990–2018: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2020/eccc/En81-4-2018-3-eng.pdf
68. Environment and Climate Change Canada. (2022). 2030 Emissions Reduction Plan: Canada's Next Steps for Clean Air and a Strong Economy. https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/eccc/En4-460-2022-eng.pdf
69. EPA. (2004). Methane Emissions from Abandoned Coal Mines in the United States: Emissions Inventory Methodology and 1990-2002 Emissions Estimates. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/600004JM.PDF?Dockkey=600004JM.PDF>
70. EPA. (2010a, July 12). Mandatory Reporting of Greenhouse Gases From Magnesium Production, Underground Coal Mines, Industrial Wastewater Treatment, and Industrial Waste Landfills. Federal Register. <https://www.federalregister.gov/documents/2010/07/12/2010-16488/mandatory-reporting-of-greenhouse-gases-from-magnesium-production-underground-coal-mines-industrial>
71. EPA. (2010b, November 30). Mandatory Reporting of Greenhouse Gases: Petroleum and Natural Gas Systems. Federal Register. <https://www.federalregister.gov/documents/2010/11/30/2010-28655/mandatory-reporting-of-greenhouse-gases-petroleum-and-natural-gas-systems>
72. EPA. (2015a, October 23). Carbon Pollution Emission Guidelines for Existing Stationary Sources: Electric Utility Generating Units. Federal Register. <https://www.federalregister.gov/documents/2015/10/23/2015-22842/carbon-pollution-emission-guidelines-for-existing-stationary-sources-electric-utility-generating>
73. EPA. (2015b, October 23). Standards of Performance for Greenhouse Gas Emissions From New, Modified, and Reconstructed Stationary Sources: Electric Utility Generating Units. Federal Register. <https://www.federalregister.gov/documents/2015/10/23/2015-22837/standards-of-performance-for-greenhouse-gas-emissions-from-new-modified-and-reconstructed-stationary>
74. EPA. (2016, May 11). EPA Releases First-Ever Standards to Cut Methane Emissions from the Oil and Gas Sector. US EPA. <https://www.epa.gov/newsreleases/epa-releases-first-ever-standards-cut-methane-emissions-oil-and-gas-sector>
75. EPA. (2017). Abandoned Coal Mine Methane Opportunities Database. https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-03/documents/amm_opportunities_database.pdf
76. EPA. (2019a). Coal Mine Methane Developments in the United States. https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-03/documents/cmm_developments_in_the_us.pdf
77. EPA. (2019b). Global Non-CO₂ Greenhouse Gas Emission Projections & Marginal Abatement Cost Analysis: Methodology Documentation. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-09/documents/nonco2_methodology_report.pdf
78. EPA. (2019c). Global Non-CO₂ Greenhouse Gas Emission Projections & Mitigation 2015-2050. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-09/documents/epa_non-co2_greenhouse_gases_rpt-epa430r19010.pdf
79. EPA. (2021a). U.S. Greenhouse Gas Emissions Trading Programs that Include Coal Mine Methane. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/ghg_registries_2021.pdf

80. EPA. (2021b, June 1). Trends in Ozone Adjusted for Weather Conditions. <https://www.epa.gov/air-trends/trends-ozone-adjusted-weather-conditions>
81. EPA. (2022a). Coalbed Methane Outreach Program (CMOP). <https://www.epa.gov/cmop>
82. EPA. (2022b, February 3). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2020 [Reports and Assessments]. <https://www.epa.gov/ghgemissions/inventory-us-greenhouse-gas-emissions-and-sinks-1990-2020>
83. EU. (2020). EU Methane Strategy. Have Your Say. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12504-EU-methane-strategy_en
84. EU. (2021a, October 31). International Methane Emissions Observatory Launched to Boost Action on Powerful Climate-warming Gas [Text]. European Commission - European Commission. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_21_5636
85. EU. (2021b, December 15). New EU Framework to Decarbonise Gas Markets [Text]. European Commission - European Commission. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_21_6682
86. EU. (2022). Methane Emissions. https://energy.ec.europa.eu/topics/oil-gas-and-coal/methane-emissions_en
87. European Commission. (2019, December 11). The European Green Deal. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF
88. Evans, M., & Roshchanka, V. (2013). Energizing the Electricity Market for Methane. https://www.globalmethane.org/expo-docs/canada13/coal_11_Evans_Presentation.pdf
89. FAO. (2021). Meat Market Review. <https://www.fao.org/3/cb7886en/cb7886en.pdf>
90. FAOSTAT. (2021a). Food and Agriculture Data. <https://www.fao.org/faostat/en/#home>
91. FAOSTAT. (2021b). OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2030. 15. <https://www.fao.org/3/cb5332en/Meat.pdf>
92. Fellmann, T., Witzke, P., Weiss, F., Van Doorslaer, B., Drabik, D., Huck, I., Salputra, G., Jansson, T., & Leip, A. (2018). Major Challenges of Integrating Agriculture into Climate Change Mitigation Policy Frameworks. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 23(3), 451–468. <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9743-2>
93. Finland Ministry of Environment. (2021). EU Climate Policy. Ministry of the Environment. <https://ym.fi/en/eu-climate-policy>
94. Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D. J., Mauritsen, T., Palmer, M. D., Watanabe, M., Wild, M., & Zhang, H. (2021). The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks and Climate Sensitivity (Climate Change 2021: The Physical Science Basis, pp. 923–1054). Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Chapter07.pdf
95. Foster, J. (2022, April 15). Farmers, Scientists Seek Solutions to Global Warming Caused by Cows. Environmental Defense Fund. <https://www.edf.org/article/farmers-seek-solutions-methane-emissions-cows>
96. Fuel Industry Press. (1952). Coal Mine Technical Security Trial Regulations. https://opac.muc.edu.cn/opac/item.php?marc_no=0000310873&list=1
97. GAO. (2022). Federal Actions Needed to Address Methane Emissions from Oil and Gas Development. <https://www.gao.gov/assets/gao-22-104759.pdf>

98. Gao, J., Guan, C., & Zhang, B. (2020). China's CH₄ Emissions from Coal Mining: A Review of Current Bottom-Up Inventories. *Science of the Total Environment*, 725, 138295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138295>
99. Gao, J., Guan, C., & Zhang, B. (2022). Why Are Methane Emissions from China's Oil & Natural Gas Systems Still Unclear? A Review of Current Bottom-Up Inventories. *Science of the Total Environment*, 807, 151076. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151076>
100. Gao, J., Guan, C., Zhang, B., & Li, K. (2021). Decreasing Methane Emissions from China's Coal Mining with Rebounded Coal Production. *Environmental Research Letters*, 16(12), 124037. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac38d8>
101. Gleason, C. B., & White, R. R. (2019). Beef Species-Ruminant Nutrition Cactus Beef Symposium: A Role for Beef Cattle in Sustainable U.S. Food Production. *Journal of Animal Science*, 97(9), 4010–4020. <https://doi.org/10.1093/jas/skz173>
102. Global Methane Pledge. (2021). Global Methane Pledge. <https://www.globalmethanepledge.org/>
103. GMI. (2011). Australian Coal Action Plan. https://www.globalmethane.org/documents/coal_cap_australia.pdf
104. GMI. (2022a). Brazil. <https://www.globalmethane.org/partners/detail.aspx?c=brazil#methane-emissions>
105. GMI. (2022b). Methane Emissions Data. <https://www.globalmethane.org/methane-emissions-data.aspx>
106. GMI. (2022c). Project Network Members. https://www.globalmethane.org/project-network/member_list.aspx
107. Gong, S., & Shi, Y. (2021). Evaluation of Comprehensive Monthly-Gridded Methane Emissions from Natural and Anthropogenic Sources in China. *Science of the Total Environment*, 784, 147116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147116>
108. Gorski, J., & Kenyon, D. (2018). Achieving Methane Reductions through Carbon Pricing in Alberta. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 13008–13017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03525>
109. Government of Canada. (2016). Pan-Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change. https://publications.gc.ca/collections/collection_2017/eccc/En4-294-2016-eng.pdf
110. Government of Canada. (2020, January 8). General Factsheet Regarding the Release of Methane and Certain Volatile Organic Compounds [Regulations]. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/factsheet-general-information-regulations-reduction-methane.html>
111. Government of Canada. (2021, May 1). Consolidated Federal Laws of Canada, Canadian Environmental Protection Act, 1999. <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/c-15.31/index.html>
112. Government of Canada. (2022a, March 25). Reducing Methane Emissions from Canada's Oil and Gas Sector: Discussion Paper [Consultations]. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/consultation-reducing-methane-emissions-oil-gas-sector.html>
113. Government of Canada. (2022b, April 1). Emissions Reduction Fund. Natural Resources Canada. <https://www.nrcan.gc.ca/science-and-data/funding-partnerships/funding-opportunities/current-funding-opportunities/emissions-reduction-fund/22781>
114. Government of Canada. (2022c, June 8). Canada launches Greenhouse Gas Offset Credit System to Support a Clean, Green Economy [News releases]. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/news/2022/06/canada-launches-greenhouse-gas-offset-credit-system-to-support-a-clean-green-economy.html>

115. Government of Saskatchewan. (2021). Oil and Gas Emissions Management. Government of Saskatchewan. <https://www.saskatchewan.ca/business/agriculture-natural-resources-and-industry/oil-and-gas/environmental-protection/oil-and-gas-emissions-management>
116. Groom, N. (2021). Methane Menace: Aerial Survey Spots “Super-emitter” Landfills. <https://www.reuters.com/business/sustainable-business/methane-menace-aerial-survey-spots-super-emitter-landfills-2021-06-18/>
117. Guo, F. (2011, May 17). The “Separation of Two Rights” in Coal Mines: The Gas War Between Local and Central Enterprises. http://news.sohu.com/20110517/n307697966_1.shtml
118. Ha, M., Gutenberger, G., Ou, L., Cai, H., & Hawkins, T. (2022). Opportunities for Recovering Resources from Municipal Wastewater (ANL/ESD-21/11, 1876441, 176194). <https://doi.org/10.2172/1876441>
119. Hamel, L., Lopes, L., Munana, C., & Brodie, M. (2019, November 27). The Kaiser Family Foundation/ Washington Post Climate Change Survey—Views on the Green New Deal. KFF. <https://www.kff.org/report-section/the-kaiser-family-foundation-washington-post-climate-change-survey-green-new-deal/>
120. Hayek, M. N., & Miller, S. M. (2021). Underestimates of Methane from Intensively Raised Animals Could Undermine Goals of Sustainable Development. *Environmental Research Letters*, 16(6), 063006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac02ef>
121. Hoesly, R. M., Smith, S. J., Feng, L., Klimont, Z., Janssens-Maenhout, G., Pitkanen, T., Seibert, J. J., Vu, L., Andres, R. J., Bolt, R. M., Bond, T. C., Dawidowski, L., Kholod, N., Kurokawa, J., Li, M., Liu, L., Lu, Z., Moura, M. C. P., O'Rourke, P. R., & Zhang, Q. (2018). Historical (1750–2014) Anthropogenic Emissions of Reactive Gases and Aerosols from the Community Emissions Data System (CEDS). *Geoscientific Model Development*, 11(1), 369–408. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-369-2018>
122. Hoglund-Isaksson, L., Gómez-Sanabria, A., Klimont, Z., Rafaj, P., & Schöpp, W. (2020). Technical Potentials and Costs for Reducing Global Anthropogenic Methane Emissions in the 2050 Timeframe—Results from the GAINS Model. *Environmental Research Communications*, 2(2), 025004. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab7457>
123. Hristov, A. N., Kebreab, E., Niu, M., Oh, J., Bannink, A., Bayat, A. R., Boland, T. M., Brito, A. F., Casper, D. P., Crompton, L. A., Dijkstra, J., Eugène, M., Garnsworthy, P. C., Haque, N., Hellwing, A. L. F., Huhtanen, P., Kreuzer, M., Kuhl, B., Lund, P., ... Yu, Z. (2018). Symposium Review: Uncertainties in Enteric Methane Inventories, Measurement Techniques, and Prediction Models. *Journal of Dairy Science*, 101(7), 6655–6674. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13536>
124. Huang, X., Wang, S., Shi, Z., Fang, L., & Yin, C. (2022). Challenges and Strategies for Biogas Production in the Circular Agricultural Waste Utilization Model: A Case Study in Rural China. *Energy*, 241, 122889. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.122889>
125. IEA. (2021a). Driving Down Methane Leaks from the Oil and Gas Industry – Analysis. <https://www.iea.org/reports/driving-down-methane-leaks-from-the-oil-and-gas-industry>
126. IEA. (2021b). Global coal production, 2018-2021. <https://www.iea.org/data-and-statistics/charts/global-coal-production-2018-2021>
127. IEA. (2022, February 22). Pan-Canadian Framework on Clean Growth and Climate Change – Policies. <https://www.iea.org/policies/6909-pan-canadian-framework-on-clean-growth-and-climate-change>
128. IIASA. (2022). Site Info—GLOBIOM Documentation. <https://iiasa.github.io/GLOBIOM/>
129. IPCC. (2021). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Retrieved October 31, 2022, from https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/chinese/gpgaum_cn.html

130. Irakulis-Loitxate, I., Guanter, L., Liu, Y.-N., Varon, D. J., Maasakkers, J. D., Zhang, Y., Chulakadabba, A., Wofsy, S. C., Thorpe, A. K., Duren, R. M., Frankenberg, C., Lyon, D. R., Hmiel, B., Cusworth, D. H., Zhang, Y., Segl, K., Gorroño, J., Sánchez-García, E., Sulprizio, M. P., ... Jacob, D. J. (2021). Satellite-Based Survey of Extreme Methane Emissions in the Permian Basin. *Science Advances*, 7(27), eabf4507. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abf4507>
131. Jacob, D. J., Varon, D. J., Cusworth, D. H., Dennison, P. E., Frankenberg, C., Gautam, R., Guanter, L., Kelley, J., McKeever, J., Ott, L. E., Poulter, B., Qu, Z., Thorpe, A. K., Worden, J. R., & Duren, R. M. (2022). Quantifying Methane Emissions from the Global Scale Down to Point Sources Using Satellite Observations of Atmospheric Methane. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(14), 9617–9646. <https://doi.org/10.5194/acp-22-9617-2022>
132. Kapoor, R., Ghosh, P., Kumar, M., Sengupta, S., Gupta, A., Kumar, S. S., Vijay, V., Kumar, V., Kumar Vijay, V., & Pant, D. (2020). Valorization of Agricultural Waste for Biogas Based Circular Economy in India: A Research Outlook. *Bioresource Technology*, 304, 123036. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123036>
133. Karacan, C. Ö., Ruiz, F. A., Cotè, M., & Phipps, S. (2011). Coal Mine Methane: A Review of Capture and Utilization Practices with Benefits to Mining Safety and to Greenhouse Gas Reduction. *International Journal of Coal Geology*, 86(2), 121–156. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2011.02.009>
134. Keyser, D., Warner, E., & Curley, C. (2015). Quantification of the Potential Gross Economic Impacts of Five Methane Reduction Scenarios. National Renewable Energy Lab. (NREL), Golden, CO (United States). <https://doi.org/10.2172/1215139>
135. Kholod, N., Evans, M., Pilcher, R. C., Roshchanka, V., Ruiz, F., Coté, M., & Collings, R. (2020). Global Methane Emissions from Coal Mining to Continue Growing Even with Declining Coal Production. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120489. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120489>
136. Konschnik, K., & Reuland, F. (2020, February 17). Canada Steps up Its Efforts to Reduce Methane Emissions. IEA. <https://www.iea.org/commentaries/canada-steps-up-its-efforts-to-reduce-methane-emissions>
137. Lamb, B. K., Edburg, S. L., Ferrara, T. W., Howard, T., Harrison, M. R., Kolb, C. E., Townsend-Small, A., Dyck, W., Possolo, A., & Whetstone, J. R. (2015). Direct Measurements Show Decreasing Methane Emissions from Natural Gas Local Distribution Systems in the United States. *Environmental Science & Technology*, 49(8), 5161–5169. <https://doi.org/10.1021/es505116p>
138. Lau, H. C., Li, H., & Huang, S. (2017). Challenges and Opportunities of Coalbed Methane Development in China. *Energy & Fuels*, 31(5), 4588–4602. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b00656>
139. Lavoie, T. N., Shepson, P. B., Cambaliza, M. O. L., Stirm, B. H., Conley, S., Mehrotra, S., Faloona, I. C., & Lyon, D. (2017). Spatiotemporal Variability of Methane Emissions at Oil and Natural Gas Operations in the Eagle Ford Basin. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 8001–8009. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00814>
140. Li, L. (2021). It Is Time to Take Care of the Problem of Massive Emptying of Coalbed Methane: At Present, China's Annual Total Emissions of Coalbed Methane Are Large and the Utilization Efficiency Is Low, Which Significantly Increases Carbon Emissions. <https://m.bjx.com.cn/mnews/20210602/1155783.shtml>
141. Lin, J., Khanna, N., Liu, X., Wang, W., Gordon, J., & Dai, F. (2022). Opportunities to Tackle Short-Lived Climate Pollutants and Other Greenhouse Gases for China. *Science of the Total Environment*, 842, 156842. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156842>
142. Lin, X., Zhang, W., Crippa, M., Peng, S., Han, P., Zeng, N., Yu, L., & Wang, G. (2021). A Comparative Study of Anthropogenic CH₄ Emissions over China Based on the Ensembles of Bottom-Up Inventories. *Earth System Science Data*, 13(3), 1073–1088. <https://doi.org/10.5194/essd-13-1073-2021>

143. Liu, G., Peng, S., Lin, X., Ciais, P., Li, X., Xi, Y., Lu, Z., Chang, J., Saunio, M., Wu, Y., Patra, P., Chandra, N., Zeng, H., & Piao, S. (2021). Recent Slowdown of Anthropogenic Methane Emissions in China Driven by Stabilized Coal Production. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(9), 739–746. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00463>
144. Lowe, M., & Skillern, R. L. (2021). Find Measure Fix. Datu Research. <https://www.edf.org/sites/default/files/content/FindMeasureFixReport2021.pdf>
145. Lu, P., Zhou, L., Cheng, S., Zhu, X., Yuan, T., Chen, D., & Feng, Q. (2020). Main Challenges of Closed/Abandoned Coal Mine Resource Utilization in China. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 42(22), 2822–2830. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1618992>
146. Lu, X., Jacob, D. J., Zhang, Y., Maasackers, J. D., Sulprizio, M. P., Shen, L., Qu, Z., Scarpelli, T. R., Nesser, H., Yantosca, R. M., Sheng, J., Andrews, A., Parker, R. J., Boesch, H., Bloom, A. A., & Ma, S. (2021a). Global Methane Budget and Trend, 2010–2017: Complementarity of Inverse Analyses Using in Situ (Globalviewplus CH₄ Obspack) and Satellite (GOSAT) Observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(6), 4637–4657. <https://doi.org/10.5194/acp-21-4637-2021>
147. Lu, Y., Zhang, H., Zhou, Z., Ge, Z., Chen, C., Hou, Y., & Ye, M. (2021b). Current Status and Effective Suggestions for Efficient Exploitation of Coalbed Methane in China: A Review. *Energy & Fuels*, 35(11), 9102–9123. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.1c00460>
148. Maasackers, J. D., Jacob, D. J., Sulprizio, M. P., Scarpelli, T. R., Nesser, H., Sheng, J., Zhang, Y., Lu, X., Bloom, A. A., Bowman, K. W., Worden, J. R., & Parker, R. J. (2021). 2010–2015 North American Methane Emissions, Sectoral Contributions, and Trends: A High-Resolution Inversion of GOSAT Observations of Atmospheric Methane. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(6), 4339–4356. <https://doi.org/10.5194/acp-21-4339-2021>
149. MacKay, K., Lavoie, M., Bourlon, E., Atherton, E., O’Connell, E., Baillie, J., Fougère, C., & Risk, D. (2021). Methane Emissions from Ppstream Oil and Gas Production in Canada are Underestimated. *Scientific Reports*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87610-3>
150. Mahajan, M., Ashmore, O., Orvis, R., & Gopal, A. (2022). Modeling the Inflation Reduction Act Using the Energy Policy Simulator. 8. https://energyinnovation.org/wp-content/uploads/2022/08/Modeling-the-Inflation-Reduction-Act-with-the-US-Energy-Policy-Simulator_August.pdf
151. Malley, C. S., Henze, D. K., Kuylenstierna, J. C. I., Vallack, H. W., Davila, Y., Anenberg, S. C., Turner, M. C., & Ashmore, M. R. (2017). Updated Global Estimates of Respiratory Mortality in Adults ≥30 Years of Age Attributable to Long-Term Ozone Exposure. *Environmental Health Perspectives*, 125(8), 087021. <https://doi.org/10.1289/EHP1390>
152. Mancl, K. (2020, June 11). Capturing Greenhouse Gases in China’s Countryside. *New Security Beat*. <https://www.newsecuritybeat.org/2020/06/capturing-greenhouse-gases-chinas-countryside/>
153. MARA, & NDRC. (2022, May 7). Implementation Plan on Emissions Reduction and Carbon Sequestration for Agriculture and Rural Areas. http://www.kjs.moa.gov.cn/hbny/202206/t20220629_6403713.htm
154. MEE. (2001, January 1). Discharge Standard of Pollutants for Livestock and Poultry Breeding. https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/shjbh/swrwpfbz/200301/t20030101_66550.shtml
155. MEE. (2009, February 18). Policy for Sludge Treatment and Disposal & Pollution Prevention and Control Technology in Urban Sewage Treatment Plants (Trial). https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/wrfzjzsc/200903/t20090303_134820.shtml
156. MEE. (2019, December 13). Notice on Further Strengthening the Management of Environmental Impact Assessment in the Oil and Gas Industry (2019). http://www.gov.cn/zhengce/zhengce-ku/2019-12/20/content_5462708.htm
157. MEE. (2020, December 31). Administration of National Carbon Emission Trading (Trial). https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk02/202101/t20210105_816131.html

158. MEE. (2022, May 26). The Ministry of Ecology and Environment Held a Regular Press Conference in May. https://www.mee.gov.cn/ywdt/zbft/202205/t20220526_983531.shtml
159. MEE, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Ministry of Housing and Urban-Rural Development, Ministry of Water Resources, & The National Rural Revitalization Administration. (2022, February 8). Action Plan for Agricultural and Rural Pollution Control (2021-2025) (2022). http://nrra.gov.cn/art/2022/2/8/art_46_193854.html
160. MEE, NDRC, & NEA. (2020, October). Notice on Further Strengthening the Management of Environmental Impact Assessment of Coal Resources Development. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202012/t20201202_811127.html
161. MEE, & State Administration for Market Regulation. (2020, December 8). Emission Standard of Air Pollutants for Onshore Oil and Gas Exploitation and Production Industry. https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/dqhjbh/dqgdwrywrwpfbz/202012/t20201225_814811.shtml
162. MEM. (2022). Coal Mine Safety Regulations. <https://mse.xauat.edu.cn/info/1018/2456.htm>
163. Mendelevitch, R., Hauenstein, C., & Holz, F. (2019). The Death Spiral of Coal in the U.S.: Will Changes in U.S. Policy Turn the Tide? *Climate Policy*, 19(10), 1310–1324. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1641462>
164. MHURD. (2014, January 9). Guidelines for Overall Management of Urban and Rural Sewage in County (City) Regions (on Trail). <http://www.water8848.com/news/201612/21/86502.html>
165. Miller, S. M., Michalak, A. M., Detmers, R. G., Hasekamp, O. P., Bruhwiler, L. M. P., & Schwietzke, S. (2019). China's Coal Mine Methane Regulations Have Not Curbed Growing Emissions. *Nature Communications*, 10(1), 303. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07891-7>
166. Minamikawa, K., Takahashi, M., Makino, T., Tago, K., & Hayatsu, M. (2015). Irrigation with oxygen-nanobubble water can reduce methane emission and arsenic dissolution in a flooded rice paddy. *Environmental Research Letters*, 10(8), 084012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084012>
167. MARA, & NDRC. (2022, June 29). Implementation Plan on Emissions Reduction and Carbon Sequestration for Agriculture and Rural Areas (2022). <http://www.kjs.moa.gov.cn/hbny/202206/P020220630332772898679.pdf>
168. Ministry of Construction. (2004, February 19). Technical Specification for Sanitary Landfill of Domestic Waste (CJJ17-2004). <http://www.slhwbj.com/htm/154/889.html>
169. Ministry of Environmental Protection. (2008). Coalbed Methane (Coal Mine Gas) Emission Standards. <http://www.safehoo.com/Standard/Trade/Coal/202010/5614206.shtml>
170. Ministry of Natural Resources. (2018, December 29). Announcement of the Ministry of Natural Resources on the “Three Rates” Minimum Indicator Requirements (Trial) for the Rational Development and Utilization of Mineral Resources such as Coalbed Methane, Oil Shale, Silver, Zirconium, Wolastonite, Diatomite and Salt. http://www.gov.cn/xinwen/2019-01/09/content_5356064.htm
171. MOF. (2016). Notice on Subsidy Standards for Coalbed Methane (Gas) Development and Utilization during the ‘Thirteenth Five-Year Plan’ Period. https://www.jcgov.gov.cn/dtxx/ztl/2019nzt/zdng-mptbdlpz/zcjd_21348/201904/t20190426_365506.shtml
172. MOF. (2019). Supplementary Notice of the Ministry of Finance on the Interim Measures for the Administration of Special Funds for Renewable Energy Development (2019). http://www.law-lib.com/law/law_view.asp?id=646828
173. MOF, & State Taxation Administration. (2007, April 11). Notice on Tax Policies Related to Accelerating Coalbed Methane Extraction (2007). <http://www.chinatax.gov.cn/n810341/n810765/n812176/n812798/c1195054/content.html>
174. MOHURD. (2003, January 16). Notice of the Ministry of Construction on Strengthening Gas Management in Domestic Waste Landfills (2002). http://www.law-lib.com/law/law_view.asp?id=42502

175. MOHURD. (2009, September 21). Construction Standard for Sanitary Landfill Treatment Projects of Domestic Waste (2009). <https://www.cn-hw.net/news/201009/17/48951.html>
176. MOHURD, National Development and Reform Commission (NDRC), & Ministry of Environmental Protection (now is Ministry of Ecology and Environment (MEE)). (2010, April 22). Guidelines for Domestic Waste Treatment Technology (2000). https://www.mee.gov.cn/ywggz/fgbz/bz/bzwb/wrfz-jszc/201005/t20100520_189725.shtml
177. Monaco, A., Ross, K., Waskow, D., & Ge, M. (2021, September 17). How Methane Emissions Contribute to Climate Change. <https://www.wri.org/insights/methane-gas-emissions-climate-change>
178. Morton, A. (2022, June 7). Greenhouse Emissions from Australia’s Coalmines Could Be Twice as High as Official Figures Say. *The Guardian*. <https://www.theguardian.com/australia-news/2022/jun/08/greenhouse-emissions-from-australias-coalmines-could-be-twice-as-high-as-official-figures-say>
179. Mundaca T, L., Mansoz, M., Neij, L., & Timilsina, G. R. (2013). Transaction Costs Analysis of Low-Carbon Technologies. *Climate Policy*, 13(4), 490–513. <https://doi.org/10.1080/14693062.2013.781452>
180. Nanda, S., & Berruti, F. (2021). Municipal Solid Waste Management and Landfilling Technologies: A Review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(2), 1433–1456. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01100-y>
181. National Academies of Sciences, E., Studies, D. on E. and L., Toxicology, B. on E. S. and, Systems, B. on E. and E., Resources, B. on E. S. and, Resources, B. on A. and N., Climate, B. on A. S. and, & Committee on Anthropogenic Methane Emissions in the United States: Improving Measurement, M. (2018). Addressing Uncertainties in Anthropogenic Methane Emissions. In *Improving Characterization of Anthropogenic Methane Emissions in the United States*. National Academies Press (US). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK519298/>
182. National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2018). Improving Characterization of Anthropogenic Methane Emissions in the United States. In *Improving Characterization of Anthropogenic Methane Emissions in the United States*. National Academies Press (US). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK519298/>
183. NationMaster. (2019). Top Countries for Number of Sheep—Source FAO. <https://www.nationmaster.com/nmx/ranking/number-of-sheep>
184. NBS. (2021). China Statistical Yearbook 2021. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2021/indexeh.htm>
185. NBS. (2022a). National Data. <https://data.stats.gov.cn/english/easyquery.htm?cn=C01>
186. NBS. (2022b). Natural Gas-Data. <https://www.eia.gov/international/data/country/CHN/natural-gas/dry-natural-gas-production?pd=3002&p=00g&u=0&f=A&v=mapbubble&a=-&i=none&vo=value&t=C&g=none&l=249-38&s=315532800000&e=1609459200000&>
187. NBS. (2022c). Petroleum and Other Liquids-Data. <https://www.eia.gov/international/data/country/CHN/petroleum-and-other-liquids/annual-petroleum-and-other-liquids-production?pd=5&p=00000000000000000000000000000000vg&u=0&f=A&v=mapbubble&a=-&i=none&vo=value&t=C&g=none&l=249-38&s=94694400000&e=1640995200000&>
188. NDRC. (2006a). National Development and Reform Commission, “11th Five Year Plan on Energy Development”, April 2007. <https://china.usc.edu/national-development-and-reform-commission-%E2%80%9C11th-five-year-plan-energy-development%E2%80%9D-april-2007>
189. NDRC. (2006b, January 20). Trial Measures for the Management of Renewable Energy Power Generation Prices and Expense Allocation. http://www.gov.cn/ztl/2006-01/20/content_165910.htm
190. NDRC. (2007). Opinions on the Implementation of Coal-bed Methane Utilization for Power Generation. http://www.gov.cn/zwgk/2007-04/16/content_583702.htm

191. NDRC. (2010, July 28). Notice on Improving the Price Policy of Agriculture and Forestry Biomass Power Generation. http://www.gov.cn/zwgk/2010-07/28/content_1665911.htm
192. NDRC. (2012a). 12th Five-Year Plan (2011-2015) for National Economic and Social Development. <https://policy.asiapacificenergy.org/node/37>
193. NDRC. (2012b, October 14). Natural Gas Utilization Policy (2012). http://www.gov.cn/gongbao/content/2013/content_2313190.htm
194. NDRC. (2014). National Climate Change Plan (2014-2020). <http://www.scio.gov.cn/xwfbh/xwfbh/wqfbh/35861/37265/xgzc37271/Document/1603660/1603660.htm>
195. NDRC, Ministry of Science and Technology, Ministry of Foreign Affairs, & Ministry of Finance (MOF). (2005). Measures for the Operation and Management of Clean Development Mechanism Projects. http://www.gov.cn/ziliao/flfg/2005-12/08/content_121028.htm
196. NDRC, & NEA. (2022, January 29). “14th Five-Year Plan” Modern Energy System Planning. http://zfxgk.nea.gov.cn/2022-01/29/c_1310524241.htm
197. NEA. (2007). Implementation Opinions of the Ministry of Finance on Subsidies for the Development and Utilization of Coalbed Methane (Gas). http://www.nea.gov.cn/2007-05/10/c_131109779.htm
198. NEA. (2016a, September 14). Notice of the National Energy Administration on Issuing the Shale Gas Development Plan (2016-2020). http://www.gov.cn/xinwen/2016-09/30/content_5114313.htm
199. NEA. (2016b, November). The 13th Five-Year Plan for the Development and Utilization of Coalbed Methane (Coal Mine Gas). <https://policy.asiapacificenergy.org/sites/default/files/%E7%85%A4%E5%B1%82%E6%B0%94%E5%8F%91%E5%B1%95%E2%80%9C%E5%8D%81%E4%B8%89%E4%BA%94%E2%80%9D%E8%A7%84%E5%88%92.pdf>
200. NEA. (2021, December 29). Opinions on Implementing Accelerating Rural Energy Transformation and Development to Promote Rural Revitalization. http://www.gov.cn/zhengce/zhengce-ku/2022-01/07/content_5666809.htm
201. New Zealand Ministry for the Environment. (2021, November 3). Climate Change Response Act 2002. <https://www.legislation.govt.nz/act/public/2002/0040/latest/DLM158584.html>
202. NGER. (2019, May 17). About the National Greenhouse and Energy Reporting Scheme. <https://www.cleanenergyregulator.gov.au/NGER/About-the-National-Greenhouse-and-Energy-Reporting-scheme>
203. NZAGRC. (2021, May 18). Mpengethane Research Programme. New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre. <https://www.nzagrc.org.nz/domestic/methane-research-programme/>
204. Olivier, J. G. J., & Peters, J. A. H. (2020). Trends in Global CO₂ and Total Greenhouse Gas Emissions: 2019 Report. https://www.pbl.nl/sites/default/files/downloads/pbl-2020-trends-in-global-co2-and-total-greenhouse-gas-emissions-2019-report_4068.pdf
205. Parikh, M. (2021, November 29). The Economic Impact of Cutting Methane Emissions – Michigan Journal of Economics. Michigan Journal of Economics. <https://sites.lsa.umich.edu/mje/2021/11/29/the-economic-impact-of-cutting-methane-emissions/>
206. Peng, S., Piao, S., Bousquet, P., Ciais, P., Li, B., Lin, X., Tao, S., Wang, Z., Zhang, Y., & Zhou, F. (2016). Inventory of Anthropogenic Methane Emissions in Mainland China from 1980 to 2010. Atmospheric Chemistry and Physics, 16(22), 14545–14562. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14545-2016>
207. PetroChina News. (2021). China Oil and Gas Methane Alliance was Established. <http://news.cnpc.com.cn/system/2021/05/19/030033272.shtml>
208. PHMSA. (2022, May 24). USDOT Begins Accepting Applications for President Biden’s Bipartisan Infrastructure Law Program Designed to Improve Pipeline Safety, Reduce Gas Distribution Leaks in Communities Across the Country. <https://www.phmsa.dot.gov/news/usdot-begins-accepting-applications-president-bidens-bipartisan-infrastructure-law-program>

209. Plant, G., Kort, E. A., Brandt, A. R., Chen, Y., Fordice, G., Gorchov Negron, A. M., Schwietzke, S., Smith, M., & Zavala-Araiza, D. (2022). Inefficient and Unlit Natural Gas Flares Both Emit Large Quantities of Methane. *Science (New York, N.Y.)*, 377(6614), 1566–1571. <https://doi.org/10.1126/science.abq0385>
210. Province of British Columbia. (2022). Greenhouse Gas Emission Offset Projects. Province of British Columbia. <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/climate-change/industry/offset-projects>
211. Qiu, H., Cai, Y., Bai, J., & Sun, D. (2013). Research on the Implementation Effect of the Subsidy Policy for Rural Household Biogas in China (in Chinese). 34(02), 85-92+112. <https://doi.org/10.13246/j.cnki.iae.2013.02.001>
212. Qu, Z., Jacob, D. J., Shen, L., Lu, X., Zhang, Y., Scarpelli, T. R., Nesser, H., Sulprizio, M. P., Maasakers, J. D., Bloom, A. A., Worden, J. R., Parker, R. J., & Delgado, A. L. (2021). Global Distribution of Methane Emissions: A Comparative Inverse Analysis of Observations from the TROPOMI and GOSAT Satellite Instruments. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(18), 14159–14175. <https://doi.org/10.5194/acp-21-14159-2021>
213. Ran, Z., & Zhang, Y. (2022, June 8). Global Methane Reduction in Action: Brazil's "National Zero Methane Plan." Weixin Official Accounts Platform. http://mp.weixin.qq.com/s?__biz=MzAwNTE1M-jgxNA==&mid=2649868733&idx=1&sn=8c6c660e24fd5e55211af8c9a4a75fb3&chksm=832460fcb453e9eaa9cbfb542e79dcaffef80e76c7814f810c2908a6d1bb6212798b6b3f4775f#rd
214. Reid, M. C., Guan, K., Wagner, F., & Mauzerall, D. L. (2014). Global Methane Emissions from Pit Latrines. *Environmental Science & Technology*, 48(15), 8727–8734. <https://doi.org/10.1021/es501549h>
215. Reisinger, A., & Leahy, S. (2019). Scientific Aspects of New Zealand's 2050 Emission Targets. 20. <https://www.nzagrc.org.nz/assets/Publications/NZAGRC-Report-Scientific-aspects-of-2050-methane-targets.pdf>
216. RRS. (2021, July 20). Data Corner: Digging into Landfill Methane Recovery. Resource Recycling News. <https://resource-recycling.com/recycling/2021/07/20/data-corner-digging-into-landfill-methane-recovery/>
217. Rutherford, J. S., Sherwin, E. D., Ravikumar, A. P., Heath, G. A., Englander, J., Cooley, D., Lyon, D., Omara, M., Langfitt, Q., & Brandt, A. R. (2021). Closing the Methane Gap in US Oil and Natural Gas Production Emissions Inventories. *Nature Communications*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25017-4>
218. Sarofim, M. C., Waldhoff, S. T., & Anenberg, S. C. (2015). Valuing the Ozone-Related Health Benefits of Methane Emission Controls. *Environmental and Resource Economics*, 66(1), 45–63. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9937-6>
219. Schwietzke, S., Griffin, W. M., Matthews, H. S., & Bruhwiler, L. M. P. (2014). Global Bottom-Up Fossil Fuel Fugitive Methane and Ethane Emissions Inventory for Atmospheric Modeling. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2(8), 1992–2001. <https://doi.org/10.1021/sc500163h>
220. Searchinger, T., & Waite, R. (2014). More Rice, Less Methane. <https://www.wri.org/insights/more-rice-less-methane>
221. Seiple, T. E., Skaggs, R. L., Fillmore, L., & Coleman, A. M. (2020). Municipal Wastewater Sludge as A Renewable, Cost-Effective Feedstock for Transportation Biofuels Using Hydrothermal Liquefaction. *Journal of Environmental Management*, 270, 110852. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110852>
222. Shaanxi Province Department of Agriculture. (2011, August 4). Research Report on Rural Household Biogas of Village Economy. <https://biogas.cn.caas.cn/cyfz/fzxz/7dde2847a4ae4fa88c-383692fa2853d8.htm>

223. Shah, T., & Otterpohl, R. (2016). Building Resilience to Climate Change Induced Extreme Weather Events through Agriculture with a Focus on the System of Rice Intensification.
224. Sheng, J., Song, S., Zhang, Y., Prinn, R. G., & Janssens-Maenhout, G. (2019). Bottom-Up Estimates of Coal Mine Methane Emissions in China: A Gridded Inventory, Emission Factors, and Trends. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(8), 473–478. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00294>
225. Sheng, J., Tunnicliffe, R., Ganesan, A. L., Maasackers, J. D., Shen, L., Prinn, R. G., Song, S., Zhang, Y., Scarpelli, T., Bloom, A. A., Rigby, M., Manning, A. J., Parker, R. J., Boesch, H., Lan, X., Zhang, B., Zhuang, M., & Lu, X. (2021). Sustained Methane Emissions from China after 2012 Despite Declining Coal Production and Rice-Cultivated Area. *Environmental Research Letters*, 16(10), 104018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac24d1>
226. Shindell, D. T., Fuglestvedt, J. S., & Collins, W. J. (2017). The Social Cost of Methane: Theory and Applications. *Faraday Discussions*, 200, 429–451. <https://doi.org/10.1039/C7FD00009J>
227. Silverstein, K. (2021, May 10). Capturing Methane from Oil and Gas Operations Is Doable and Profitable. *Forbes*. <https://www.forbes.com/sites/kensilverstein/2021/05/10/capturing-methane-from-oil-and-gas-operations-is-doable-and-profitable/>
228. Song, H., Zhuo, H., Fu, S., & Ren, L. (2020). Air Pollution Characteristics, Health Risks, and Source Analysis in Shanxi Province, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(1), 391–405. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00723-y>
229. Spokas, K., Bogner, J., Corcoran, M., & Walker, S. (2015). From California Dreaming to California Data: Challenging Historic Models for Landfill CH₄ Emissions. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 3, 000051. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000051>
230. State Administration of Work Safety, & State Coal Mine Safety Supervision Bureau. (2016). Coal Mine Safety Regulations (2016). https://www.mem.gov.cn/gk/gwgg/agwzlf/zjl_01/201603/W020190705622814170708.pdf
231. State of Queensland. (2021). Mineral Resources Act 1989. <https://www.legislation.qld.gov.au/view/pdf/inforce/current/act-1989-110>
232. Statista. (2022). Methane Emissions from Oil & Gas by Country 2020. Statista. <https://www.statista.com/statistics/1263959/methane-emissions-from-oil-and-gas-by-country/>
233. Stavert, A. R., Saunio, M., Canadell, J. G., Poulter, B., Jackson, R. B., Regnier, P., Lauerwald, R., Raymond, P. A., Allen, G. H., Patra, P. K., Bergamaschi, P., Bousquet, P., Chandra, N., Ciais, P., Gustafson, A., Ishizawa, M., Ito, A., Kleinen, T., Maksyutov, S., ... Zhuang, Q. (2022). Regional Trends and Drivers of the Global Methane Budget. *Global Change Biology*, 28(1), 182–200. <https://doi.org/10.1111/gcb.15901>
234. Stokes, S., La, M., & Lowe, M. (2014). The Emerging U.S. Methane Mitigation Industry. *Datu Research*. https://www.daturesearch.com/wp-content/uploads/Methane-Mitigation-Industry-Report_Final.pdf
235. Tao, S., Chen, S., & Pan, Z. (2019). Current Status, Challenges, and Policy Suggestions for Coalbed Methane Industry Development in China: A Review. *Energy Science & Engineering*, 7(4), 1059–1074. <https://doi.org/10.1002/ese3.358>
236. The State Council. (1984, August 7). A Report on the Further Development of Biogas. http://www.nea.gov.cn/2015-12/13/c_131051723.htm
237. The State Council. (1985, June 1). Opinions of the Environmental Protection Committee of the State Council on Developing Ecological Agriculture and Strengthening Agricultural Ecological Environmental Protection (1985). <https://www.66law.cn/tiaoli/148672.aspx>
238. The State Council. (1994). Rules for the Implementation of the Mineral Resources Law of the People's Republic of China. <https://www.lawinfochina.com/display.aspx?id=12169&lib=law>

239. The State Council. (2006). Opinions on Accelerating the Drainage and Utilization of Coalbed Methane (Coal Mine Gas). http://www.gov.cn/zhengce/content/2008-03/28/content_2576.htm
240. The State Council. (2011). The Twelfth Five-Year Plan for Controlling Greenhouse Gas Emissions. http://www.gov.cn/zwggk/2012-01/13/content_2043645.htm
241. The State Council. (2012, April 19). Twelfth Five-Year Plan for the Construction of National Urban Household Waste Harmless Treatment Facilities (2012). http://www.gov.cn/zwggk/2012-05/04/content_2129302.htm
242. The State Council. (2016). The Thirteenth Five-Year Plan for Controlling Greenhouse Gas Emissions. <http://sthj.gansu.gov.cn/sthj/c114861/201909/9f2c11a838a343159e196ec577dce861/files/91277859ddb44ae4be042c91fe9af14a.pdf>
243. The State Council. (2021a, October 24). Working Guidelines for Carbon Dioxide Peak and Carbon Neutrality in Full and Faithful Implementation of the New Development Philosophy. http://www.gov.cn/zhengce/2021-10/24/content_5644613.htm
244. The State Council. (2021b, October 26). Action Plan for Reaching Carbon Emissions Peak before 2030. http://www.gov.cn/zhengce/content/2021-10/26/content_5644984.htm
245. The State Council. (2022, February 11). Main Indicators for Promoting Agricultural and Rural Modernization in the 14th Five-Year Plan(2022). http://www.gov.cn/zhengce/content/2022-02/11/content_5673082.htm
246. The World Bank. (2020, September 10). With Carbon Finance, Brazil Landfills Reduce Methane Emissions and Turn Trash into Treasure. World Bank. <https://www.worldbank.org/en/news/feature/2020/09/10/with-carbon-finance-brazil-landfills-reduce-methane-emissions-and-turn-trash-into-treasure>
247. The World Bank. (2022). The World Bank Project Database. World Bank. <https://projects.worldbank.org/en/projects-operations/projects-list>
248. Trench Rossi Watanabe. (2022, March 29). Brazil: Government Implements Zero Methane Program and Federal Strategy Encouraging the Sustainable Use of Biogas and Biomethane. Trench Rossi Watanabe. <https://www.trenchrossi.com/en/legal-alerts/brazil-government-implements-zero-methane-program-and-federal-strategy-encouraging-the-sustainable-use-of-biogas-and-biomethane/>
249. Tricarico, J. M., de Haas, Y., Hristov, A. N., Kebreab, E., Kurt, T., Mitloehner, F., & Pitta, D. (2022). Symposium Review: Development of a Funding Program to Support Research on Enteric Methane Mitigation from Ruminants. *Journal of Dairy Science*. <https://doi.org/10.3168/jds.2021-21397>
250. UNECE. (2021). Best Practice Guidance for Effective Management of Coal Mine Methane at National Level: Monitoring, Reporting, Verification and Mitigation. <https://science.house.gov/staff-reports/seeing-CH4-clearly-science-based-approaches-to-methane-monitoring-in-the-oil-and-gas-sector>
251. UNEP. (2011). Near-term Climate Protection and Clean Air Benefits: Actions for Controlling Short-Lived Climate Forcers. <https://wedocs.unep.org/xmlui/handle/20.500.11822/8048>
252. UNFCCC. (2022). CDM: Project Activities. <https://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>
253. U.S. Congress. (2022, August 16). H.R.5376—Inflation Reduction Act of 2022 (2021/2022) [Legislation]. <http://www.congress.gov/>
254. U.S. House of Representative Committee on Science. (2022). Seeing CH₄ Clearly: Science-Based Approaches to Methane Monitoring in the Oil and Gas Sector | House Committee on Science, Space and Technology. <https://science.house.gov/staff-reports/seeing-ch4-clearly-science-based-approaches-to-methane-monitoring-in-the-oil-and-gas-sector>
255. USDA. (2021, June 21). Food Consumption and Nutrient Intakes. <https://www.ers.usda.gov/Data/FoodConsumption/>

256. Vaughn, T. L., Bell, C. S., Pickering, C. K., Schwietzke, S., Heath, G. A., Pétron, G., Zimmerle, D. J., Schnell, R. C., & Nummedal, D. (2018). Temporal Variability Largely Explains Top-down/Bottom-up Difference in Methane Emission Estimates from a Natural Gas Production Region. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(46), 11712–11717. <https://doi.org/10.1073/pnas.1805687115>
257. Wang, D., Ye, W., Wu, G., Li, R., Guan, Y., Zhang, W., Wang, J., Shan, Y., & Hubacek, K. (2022a). Greenhouse Gas Emissions from Municipal Wastewater Treatment Facilities in China from 2006 to 2019. *Scientific Data*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01439-7>
258. Wang, F., Maksyutov, S., Janardanan, R., Tsuruta, A., Ito, A., Morino, I., Yoshida, Y., Tohjima, Y., Kaiser, J. W., Janssens-Maenhout, G., Lan, X., Mammarella, I., Lavric, J. V., & Matsunaga, T. (2021). Interannual Variability on Methane Emissions in Monsoon Asia Derived from GOSAT and Surface Observations. *Environmental Research Letters*, 16(2), 024040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd352>
259. Wang, M., Wu, L., & Guo, X. (2022b). Application of Grey Model in Influencing Factors Analysis and Trend Prediction of Carbon Emission in Shanxi Province. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(8), 542. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10088-7>
260. Watson, D., & LaMair, E. (2021). Investor Guidance on Epa Proposed Standards for Oil and Natural Gas Methane Emissions. <https://business.edf.org/files/Investor-Guide-to-Commenting-on-EPA-Methane-Rule-Proposal.pdf>
261. Weller, Z. D., Hamburg, S. P., & von Fischer, J. C. (2020). A National Estimate of Methane Leakage from Pipeline Mains in Natural Gas Local Distribution Systems. *Environmental Science & Technology*, 54(14), 8958–8967. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00437>
262. West, J. J., & Fiore, A. M. (2005). Management of Tropospheric Ozone by Reducing Methane Emissions. *Environmental Science & Technology*, 39(13), 4685–4691. <https://doi.org/10.1021/es048629f>
263. WHO. (2021, September 22). New Who Global Air Quality Guidelines Aim to Save Millions of Lives from Air Pollution. <https://www.who.int/news/item/22-09-2021-new-who-global-air-quality-guidelines-aim-to-save-millions-of-lives-from-air-pollution>
264. Wolf, A. (2021, September 2). Bankruptcies Fueling Environmental Crisis at Abandoned Oil Wells. <https://news.bloomberglaw.com/bankruptcy-law/bankruptcies-fueling-environmental-crisis-at-abandoned-oil-wells>
265. Worden, J. R., Cusworth, D. H., Qu, Z., Yin, Y., Zhang, Y., Bloom, A. A., Ma, S., Byrne, B. K., Scarpelli, T., Maasackers, J. D., Crisp, D., Duren, R., & Jacob, D. J. (2022). The 2019 Methane Budget and Uncertainties at 1° Resolution and Each Country Through Bayesian Integration of Gosat Total Column Methane Data and a Priori Inventory Estimates. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(10), 6811–6841. <https://doi.org/10.5194/acp-22-6811-2022>
266. Xin, F., Xiao, X., Dong, J., Zhang, G., Zhang, Y., Wu, X., Li, X., Zou, Z., Ma, J., Du, G., Doughty, R. B., Zhao, B., & Li, B. (2020). Large Increases of Paddy Rice Area, Gross Primary Production, and Grain Production in Northeast China During 2000–2017. *Science of The Total Environment*, 711, 135183. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135183>
267. Xu, A., Wu, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Ling, F., Huang, W., & Hu, H.-Y. (2020). Towards the New Era of Wastewater Treatment of China: Development History, Current Status, and Future Directions. *Water Cycle*, 1. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.06.004>
268. Xu, M. (2022, July 14). UPDATE 2-China's June Daily Coal Output Jumps on Peak Summer Demand. Reuters. <https://www.reuters.com/article/china-economy-output-coal-idUSL1N2YW044>
269. Xu, M., & Stanway, D. (2022, January 18). China Launches Campaign to Plug Greenhouse Gas Monitoring Gap. Reuters. <https://www.reuters.com/world/china/china-launches-campaign-plug-greenhouse-gas-monitoring-gap-2022-01-19/>

270. Xu, Q., & Wang, Z. (2017). Research on Quantitative Relationship Between Gas Drainage Volume per ton and Facility Rate per million tons. *China Coal*, 43(4), 123–127. <https://doi.org/10.19880/j.cnki.ccm.2017.04.026>
271. Yang, J., Zhou, Q., & Zhang, J. (2017). Moderate Wetting and Drying Increases Rice Yield and Reduces Water Use, Grain Arsenic Level, and Methane Emission. *The Crop Journal*, 5(2), 151–158. <https://doi.org/10.1016/j.cj.2016.06.002>
272. Yang, L., Cui, Y., & Wang, G. (2021). Analysis of Technical and Regulational Aspects Affecting China CBM Progresses. 46(8), 2400–2411. <https://doi.org/10.13225/j.cnki.jccs.2021.0760>
273. Yang, M. (2009). Climate Change and Energy Policies, Coal and Coalmine Methane in China. *Energy Policy*, 37(8), 2858–2869. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.02.048>
274. Yin, D., Liu, W., Zhai, N., Wang, Y., Ren, C., & Yang, G. (2017). Regional Differentiation of Rural Household Biogas Development and Related Driving Factors in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 1008–1018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.023>
275. Zavala-Araiza, D., Alvarez, R. A., Lyon, D. R., Allen, D. T., Marchese, A. J., Zimmerle, D. J., & Hamburg, S. P. (2017). Super-Emitters in Natural Gas Infrastructure Are Caused by Abnormal Process Conditions. *Nature Communications*, 8(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/ncomms14012>
276. Zhang, B., Chen, G. Q., Li, J. S., & Tao, L. (2014). Methane Emissions of Energy Activities in China 1980–2007. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.060>
277. Zhang, J. (2021). Analysis of the Problems Existing in the Gas Monitoring System and the Analysis of Its Transformation and Application. *Inner Mongolia Coal Economy*, 02, 191–192. <https://doi.org/10.13487/j.cnki.imce.019321>
278. Zhang, Q., Smith, K., Zhao, X., Jin, X., Wang, S., Shen, J., & Ren, Z. J. (2021a). Greenhouse Gas Emissions Associated with Urban Water Infrastructure: What We Have Learnt from China's Practice. *WIREs Water*, 8(4), e1529. <https://doi.org/10.1002/wat2.1529>
279. Zhang, Y., Gautam, R., Pandey, S., Omara, M., Maasackers, J. D., Sadavarte, P., Lyon, D., Nesser, H., Sulprizio, M. P., Varon, D. J., Zhang, R., Houweling, S., Zavala-Araiza, D., Alvarez, R. A., Lorente, A., Hamburg, S. P., Aben, I., & Jacob, D. J. (2020). Quantifying Methane Emissions from the Largest Oil-Producing Basin in the United States from Space. *Science Advances*, 6(17), eaaz5120. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5120>
280. Zhang, Y., Jacob, D. J., Lu, X., Maasackers, J. D., Scarpelli, T. R., Sheng, J.-X., Shen, L., Qu, Z., Sulprizio, M. P., Chang, J., Bloom, A. A., Ma, S., Worden, J., Parker, R. J., & Boesch, H. (2021b). Attribution of the Accelerating Increase in Atmospheric Methane During 2010–2018 by Inverse Analysis of GOSAT Observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(5), 3643–3666. <https://doi.org/10.5194/acp-21-3643-2021>
281. Zhao, A., O'Keefe, K., McJeon, H., Kyle, C.-S., Cui, R., Feldmann, J., Kennedy, K., Kennedy, K., Meisel, J., Nilov, D., Rajpurohit, S., & Hultman, N. (2022). An “ALL-IN” Pathway to 2030: U.S. Methane Emissions Reduction Potential. https://cgs.umd.edu/sites/default/files/2022-08/All-In%20to%202030_Methane.pdf
282. Zhao, X., Jin, X., Guo, W., Zhang, C., Shan, Y., Du, M., Tillotson, M., Yang, H., Liao, X., & Li, Y. (2019). China's Urban Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Earth's Future*, 7. <https://doi.org/10.1029/2018EF001113>
283. Zhong, B., Zhang, B., Tang, X., Gao, J., & Sun, X. (2021). Methane Emission Controls and Related Scientific Issues in China's Natural Gas Industry Under the Goal of Carbon Neutrality. *China Mining Magazine*, 30(04), 1–9. https://kns.cnki.net/kcms/detail/detail.aspx?dbcode=CJFD&dbname=CJFDLAST2021&filename=ZGKA202104002&uniplatform=NZKPT&v=iPeKOqemROMksm_fIM9CL4orvX-kHfTGPgmjAt43CVMYkX89VnCWg2XJ5x2wSsQ3m

284. Zhu, T., Bian, W., Zhang, S., Di, P., & Nie, B. (2017). An Improved Approach to Estimate Methane Emissions from Coal Mining in China. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12072–12080. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01857>
285. Zhu, Y. (2021, January 11). The “Thirteenth Five-Year Plan” Goal has Failed Again. Why Does Coalbed Methane Repeatedly Submit Low Scores? <https://baijiahao.baidu.com/s?id=1688554866306333071&wfr=spider&for=pc>

排版印制 / 136 7111 7637

mirodesign

米罗空间品牌设计

排版印制 / 136 7111 7637

mirodesign
米罗空间牌设计