



中美甲烷减排合作路线图： 甲烷排放、减排潜力 与政策

决策者摘要

2022年11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

决策者摘要

2022年11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, Minpeng Chen⁴, Fei Guo⁵, Lena Höglund Isaksson⁵, Nina Khanna⁶, Jiang Lin⁶, Yazhen Wu⁷

¹美国大学公园市，马里兰大学公共政策学院全球可持续发展中心

²美国大学公园市，西北太平洋国家实验室全球变化联合研究所

³中国北京，清华大学

⁴中国北京，中国人民大学

⁵奥地利拉克森堡，国际应用系统分析研究所（IIASA）

⁶美国伯克利市，劳伦斯伯克利国家实验室

⁷中国北京，北京大学

* 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, M. Chen, F. Guo, L. Höglund Isaksson, N. Khanna, J. Lin, and Y. Wu. 2022. “Roadmap for U.S.-China Methane Collaboration: Methane Emissions, Mitigation Potential, and Policies Summary for Policymakers.” Center for Global Sustainability, University of Maryland & Energy Foundation China, 34pp.

术语列表

(按汉语拼音顺序排列)

测量、报告和核查	MRV
第 26 届联合国气候变化大会	COP26
吨二氧化碳当量	tCO ₂ e
非甲烷有机物	NMOC
废弃煤矿瓦斯 (甲烷)	AMM
非政府组织	NGO
公私合作伙伴关系	PPP
吉克	Gg
集中式动物饲养作业	CAFO
甲烷	CH ₄
可再生能源配额制度	RPS
《联合国气候变化框架公约》	UNFCCC
绿色金融网络	NGFS
煤层气 (甲烷)	CBM
美国《保护管道基础设施与加强安全法案》	PIPES Act
美国《超级基金修正与再授权法案》	SARA
美国国家环境保护局	EPA
美国《国家危险空气污染物排放标准》	NESHAP
美国国家污染物排放清除系统	NPDES
美国垃圾填埋场甲烷减排拓展计划	LMOP
美国联邦能源监管委员会	FERC
美国煤层气甲烷回收、利用、减排拓展计划	CMOP
美国 (内政部) 土地管理局	BLM
美国农村能源计划	REAP
美国《通胀削减法案》	IRA
美国温室气体报告项目	GHGRP
美国《新增源排放表现标准》	NSPS
美国《资源保护和回收法案》	RCRA
美国《综合环境反应、赔偿和责任法案》	CERLA
煤矿瓦斯 (甲烷)	CMM
农林和其他土地利用	AFOLU
千克	kg
全球大气研究排放数据库	EDGAR
“全球甲烷承诺”	Global Methane Pledge

全球甲烷预算	GMB
全球增温潜势	GWP
社区排放数据系统	CEDS
十亿分比浓度	ppb
市政固废	MSW
太克	Tg
碳排放交易机制	ETS
碳循环经济	CCE
通风瓦斯（甲烷）	VAM
温室气体	GHG
温室气体 - 大气污染相互作用和协同模型	GAINS
污水处理厂	WWTP
循环经济	CE
研发	R&D
政府间气候变化专门委员会	IPCC
政府间气候变化专门委员会《第六次评估报告》	AR6
中国国家核证自愿减排量	CCER
中国生态环境部	MEE
中美《格拉斯哥联合宣言》	Joint Glasgow Declaration
中美清洁能源联合研究中心	CERC

关键信息

- ▶ 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。以往研究显示,2030年全球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, 2021a)。中国和美国分别是世界第一和第三大甲烷排放国,合占目前全球甲烷排放总量的1/4(GMI, 2022)。中美采取联合行动减少甲烷排放将是缓解近期气候变暖的关键,同时还能改善本土空气质量,带来经济和健康方面的效益。
 - ▶ 中美两国通过甲烷减排和各自国家气候目标的实现,为将全球升温在有限超标的前提下控制在**1.5°C**范围内做出重要贡献。本报告中的建模分析结果显示,在中国2060年前实现碳中和的情景下,2030年、2050年和2060年甲烷排放分别需要在2020年水平基础上减少35%即19 TgCH₄(模型区间5-56%)、60%即32 TgCH₄(模型区间46-78%)和73%即39 TgCH₄(模型区间62-82%)。据《美国长期战略:2050年温室气体净零排放路径》(The Long-term Strategy of the United States: Pathways to Net-zero Greenhouse Gas Emissions by 2050;下文简称《美国长期战略》)估算,如果要在2050年实现温室气体(GHG)净零排放,美国2030年和2050年甲烷排放分别需要在2020年水平基础上降低30%和40%(U.S. Department of State, 2021)。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,美国2030年甲烷排放将在2020年水平基础上减少9 TgCH₄,降幅超过30%(Zhao et al., 2022)。
 - ▶ 煤炭开采行业是中国的甲烷减排主力,其相关减排在中国**2030**年和**2050**年较**2020**年水平的甲烷减排总量中,预计将分别占比**81%**和**62%**。该行业甲烷减排在近期主要依靠技术(例如提高甲烷回收率和通风瓦斯甲烷氧化)的快速推广应用,而中国在碳中和转型过程中的煤炭减产还会在长期带来大量的额外减排。
 - ▶ 美国的甲烷减排也主要受能源部门减排驱动。根据Zhao et al. (2022)的分析研究结果,美国能源部门甲烷排放在2020-2030年期间可以减少44%。能够实现这一减排幅度的方式包括:对已有的和新的油气源采用甲烷减排相关标准,广泛实施泄漏检测和维修要求,限制排气和燃除,以及采取行动削减活跃和废弃煤矿的甲烷排放等。
 - ▶ 中美两国总减排潜力的一半以上可以通过低成本技术(成本在**0.25**美元/千克甲烷即kgCH₄或**10**美元/吨二氧化碳当量即tCO₂e,及以下)实现;这部分低成本减排中,两国能源部门的共同贡献超过**82%**。因此,煤炭行业和油气行业应该分别成为中国和美国在甲烷减排中的首要目标。除能源部门外,两国还可以在畜牧业和垃圾填埋行业通过技术推广应用实现相对较大的甲烷减排。但两国还需要采取更多措施促进技术进步和排放活动减少,对化石能源生产而言尤其如此。
 - ▶ 甲烷减排具有多种协同效益,包括空气质量、公共健康、食品和能源安全、作业安全、经济繁荣等方面。在2030年将本国甲烷排放较同年基准水平减少50%对中美而言都会产生一系列显著的协同效益,包括但不限于(1)近地面臭氧分别减少0.3十亿分比浓度(ppb)和0.25 ppb;(2)民众与哮喘相关的急诊就诊次数分别减少900次和150次;(3)过早死亡分别减少4800例和1050例;(4)两国作物产量损失分别减少50万吨。不仅如此,如果中国2030年能将煤矿瓦斯抽采率提高1%,每年就可以避免100-150例煤矿死亡。在美国,油气行业甲烷减排预计每年能创造8.5万个油气相关就业机会(Keyser et al., 2015)。
 - ▶ 两国都在联合国气候变化格拉斯哥会议之前很早就建立起了促进甲烷减排的政策框架,但依然存在重要政策空白需要填补。两国目前都以关注甲烷减排协同效益的政策为主,特别是针对作业安全、污染防治和能源安全的政策。中美分别对煤炭行业和油气行业予以了密切关注。美国为实现甲烷减排采取了更加气候导向型的法规,并且具备覆盖大部分甲烷排放部门/行业的强制性温室气体排放报告系统。此外,美国还有四个区域碳市场,覆盖了全部主要的甲烷排放源,而中国的全国碳排放权交易市场目前尚未覆盖甲烷排放。中国更加关注甲烷利用,包括煤矿瓦斯、煤层气和沼气利用,并对粪便管理及利用给予了更大力度的政策支持,对此美国的重视程度则相对较低。
- 在政策工具方面,美国更多地利用了监管性工具,以及多样化的基于激励的工具,例如联邦拨款、贷

款和碳市场等；中国则主要采用规划性工具和甲烷利用相关补贴 / 税收减免。中美均需要实施更多以气候变化为导向的甲烷政策，并对甲烷减排目标进行更好的量化。除此以外，两国还需要更加关注现有甲烷相关政策框架尚未充分覆盖的部门 / 行业，包括牲畜肠道发酵、水稻种植和废弃煤矿瓦斯等。

▶ 两国都应高度关注“超级排放者”，以及现有监管框架尚未充分覆盖的小规模高排放场所。

▶ 中美两国在甲烷减排中，需要解决四方面的挑战：技术经济信息不足且存在不确定性，缺乏基于市场的解决方案，政策效力不足，以及制度性障碍。

◎ 两国均需对监测系统和报告机制进行改善，并提高技术经济信息的准确度，包括排放数据、减排成本及潜力等。甲烷减排面临的一项关键挑战即是在估算历史人为甲烷排放和编制排放清单过程中的不确定性。为提高排放清单、减排成本及潜力的准确度，相关工作应将地质因素、交易成本和实地考察情况纳入考量。美国应促进相关单位严格遵守强制性温室气体报告机制；中国则应建立起甲烷排放监测和报告体系。两国都要注意防止数据少报漏报的问题，并加强对甲烷排放的监测，尤其是针对大型排放设施。中美可以围绕清单编制方法，以及测量、报告和核查（MRV）标准展开合作，从而提高估算排放数据的数据质量。

◎ 两国都需要加强甲烷减排相关的市场机制建设和支持性供应链（例如输送管道和电网）发展以支持转型及科技创新。这对那些利用潜力大、但因缺乏更直接的政策支持或财务激励而难以实现实际利用的甲烷排放（例如通风瓦斯甲烷）而言，以及对一些财务风险承受力较差的小型企业主体来说，都非常重要。针对现有市场机制较少的甲烷排放部门 / 行业，例如牲畜肠道发酵和水稻种植等，必须建立创新型商业及融资模式（例如公私合作伙伴关系即 PPP）和排放交易体系，通过市场化手段促进甲烷减排。

◎ 两国必须提高甲烷减排领域的政策效力。两国都需要清楚区分资源导向型政策（例如产业政策）和污染导向型政策（例如税收），并平衡好“胡萝卜”政策（例如补贴）和“大棒”政策（例如收费）。政策执行也需加强。

◎ 两国必须采取措施应对甲烷减排中的制度性障碍，包括土地所有权和采矿权竞争、地区及城乡不平衡和部分地区能力不足，以及社会和政治经济方面的挑战等。

▶ 中美在甲烷减排方面拥有巨大的合作潜力。潜在的合作部门 / 行业包括煤炭开采、石油和天然气、垃圾填埋，以及牲畜肠道发酵等。具体合作机会包括开展关于循环经济和再生农业的实践探索，促进政策和甲烷减排体制机制交流学习，开发创新的商业模式，以及加强两国在地方层面和非政府主体层面的合作。

背景

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。以往研究显示,2030年全球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, 2021a)。中国和美国分别是世界第一和第三大甲烷排放国,合占目前全球甲烷排放总量的1/4(GMI, 2022)。中美采取联合行动减少甲烷排放将是缓解近期气候变暖的关键,同时还能改善本土空气质量,带来经济和健康方面的效益。

本报告对中国和美国甲烷减排相关的机遇和挑战进行了新的深入分析,并探讨了中美如何通过合作活动及研究提升甲烷减排效果。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,为两国梳理了甲烷减排方案,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。不仅如此,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。

中美甲烷排放现状

国家排放清单中的甲烷排放

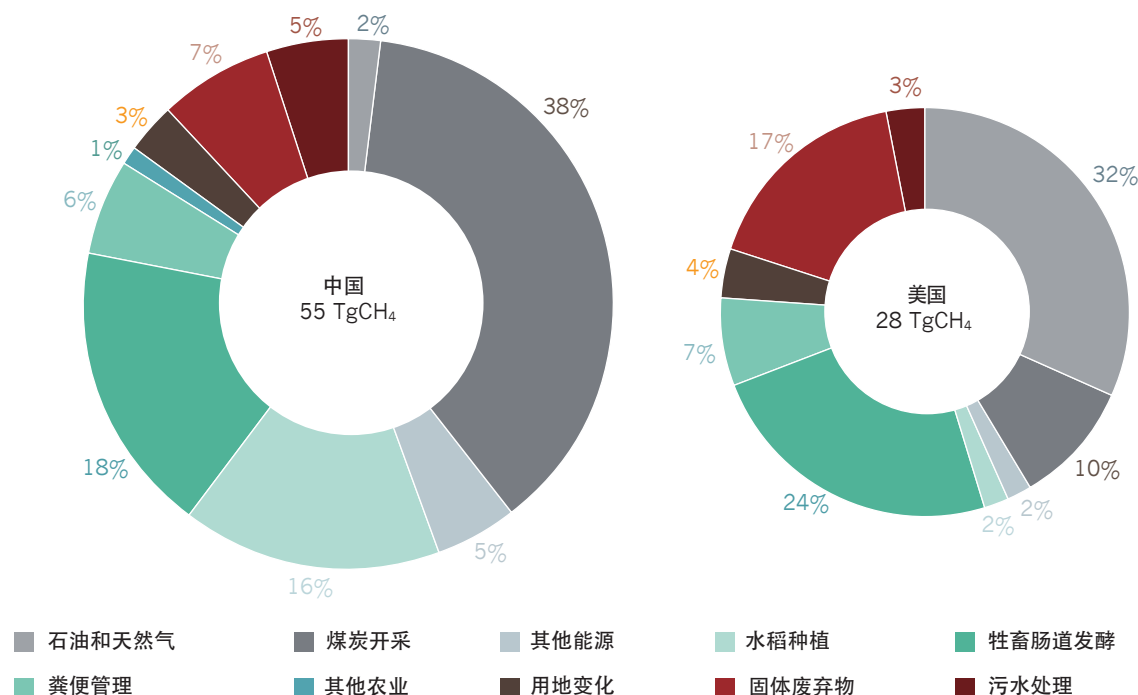
中美两国的甲烷排放在排放规模、部门/行业构成,以及时间变化趋势上,均呈现出不同。在两国都存在国家通报的排放数据的最新年份,2014年,中国和美国甲烷排放分别为55太克甲烷(TgCH₄)和28 TgCH₄(China NCCC, 2018; EPA, 2022a)。

根据两国的国家排放清单数据,中美甲烷排放都主要来自能源、农业和废弃物处理部门(图1),其中能源部门在两国的占比均为约40%。煤炭生产是

造成中国能源部门绝大多数甲烷排放的原因(China NCCC, 2018),而石油和天然气生产则占到了美国甲烷排放总量的1/3(EPA, 2022a)。两国农业部门各自甲烷排放总量的比重均达到1/3以上,主要排放源都包括牲畜肠道发酵和粪便管理。水稻种植在中国是一个重要的排放源,约占甲烷排放总量的15%,但在美国的占比却很少。废弃物部门在中国的甲烷排放占比略高于1/10,在美国则为1/5;两国废弃物相关排放均有过半来自固体废弃物,其余则来自污水处理。

图 1. 2014 年中国和美國甲烷排放及来源构成。

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 / 行业占比总和可能不等于 100%。



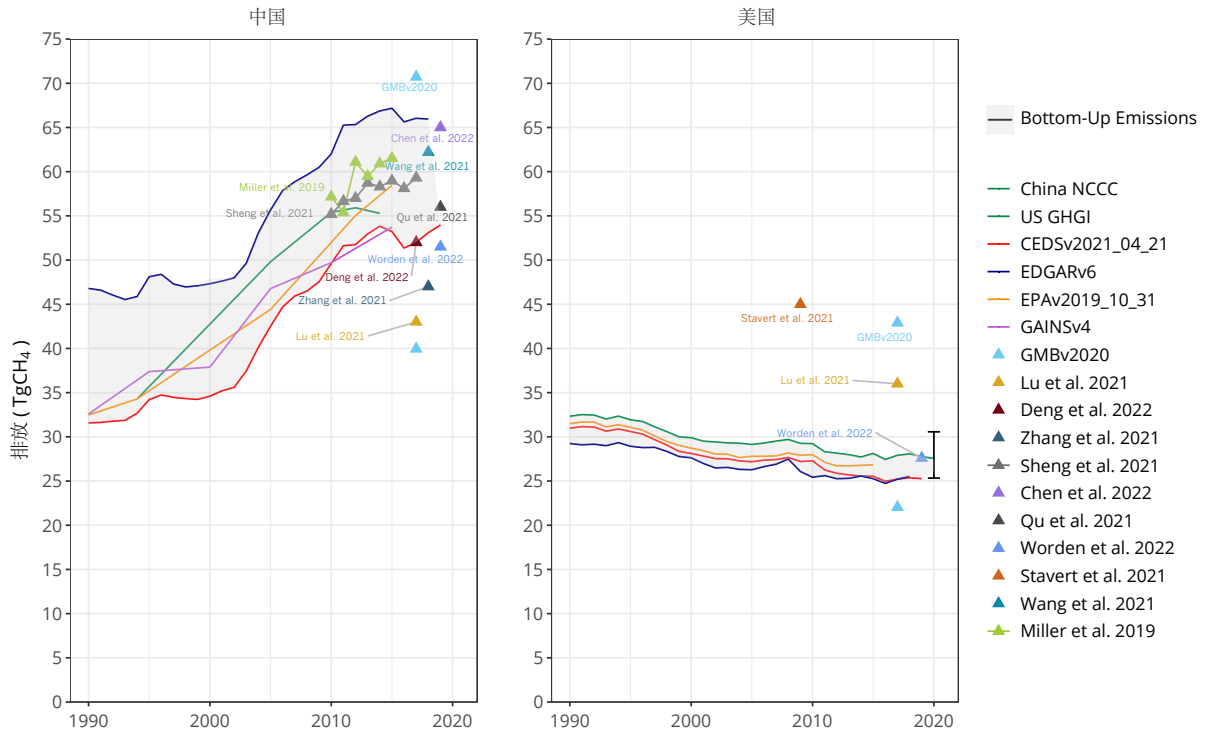
历史甲烷排放的不确定性

并不是所有的排放清单都与国家通报的历史排放数据相一致（图 2）。要制定实施有雄心、有效力的政策，离不开能够反映事物真实趋势的历史数据。但由于复杂的甲烷排放过程、薄弱的监测系统，以及局限的经验观察，对人为甲烷排放的准确估算充满了挑战。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。不同地区和行业的排放清单数据范围可能变化较大，这是由于采用了不同的方法和假设所引起的（图 3）。本报告对不同排放清单间的差异性进行评估，以便更好地理解历史甲烷排放的不确定性，并为中美两国制定相关政策和减排目标提供依据。

图 2. 中国和美国全国甲烷排放总量。

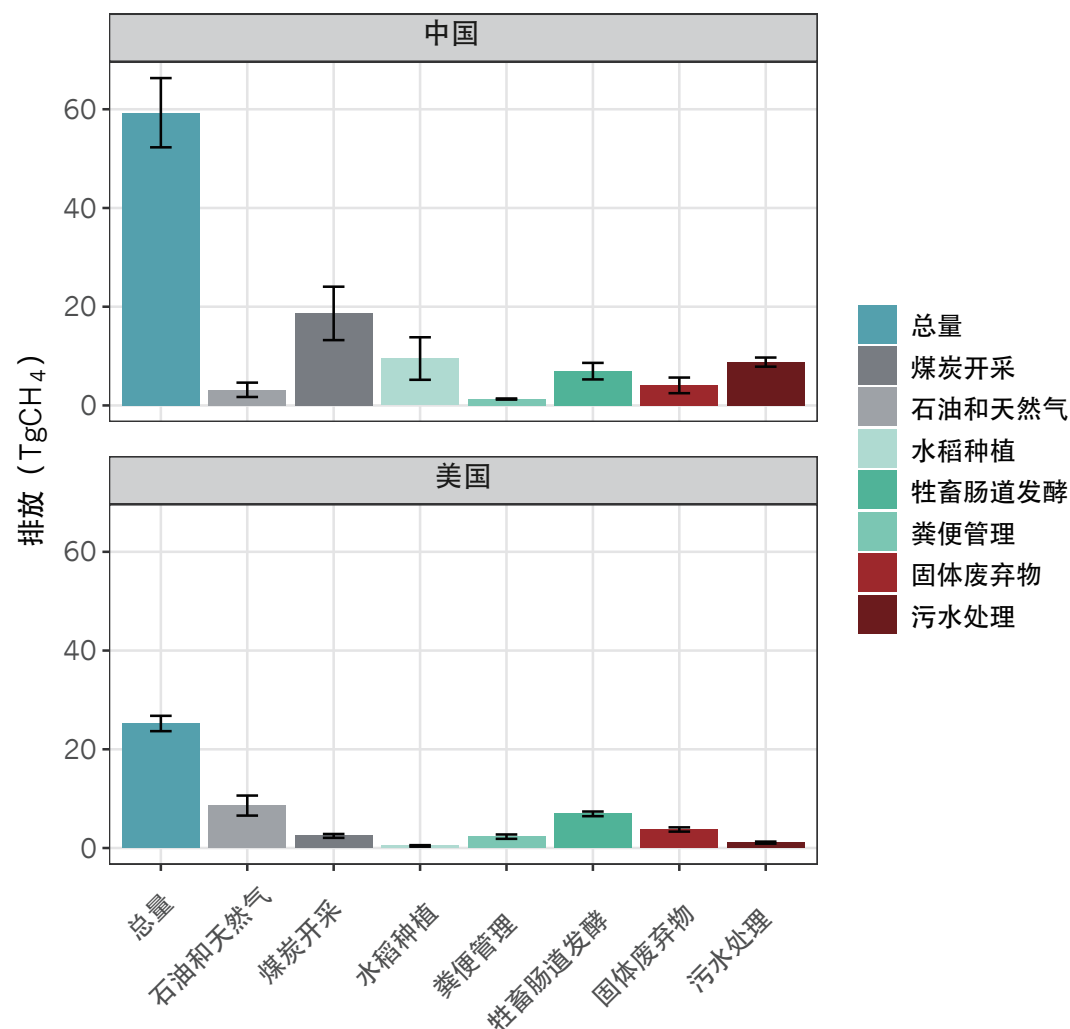
注：由于温室气体 - 大气污染相互作用和协同模型（GAINS）没有美国数据，因此图上只有中国图表包含了 GAINS 模型的估算数据。美国图表中的误差线是基于美国国家环境保护局（EPA）为甲烷制定的不确定性区间（-8% - +11%）（EPA, 2022a）。图上出现的许多清单仅提供数年内的年均排放数据；为方便这类数据的呈现，图表中将其作为所在平均时段最末年份上的一个单一数据点¹。由于全球甲烷预算（GMB）的数据是多个清单的集合，为体现不同清单的排放数据范围，图上只呈现了 GMB 数据的最大和最小值。阴影区域代表所有自下而上清单的排放数据区间。图上三角形数据点代表自上而下（清单）的数据；图中涉及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《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》（China NCCC）和《美国温室气体清单》（US GHGI）。
来源：Chen et al., 2022; Deng et al., 2022; Lu et al., 2021; 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., 2021



1 译者注：例如 2001-2005 年期间的年均甲烷排放，在图上体现为 2005 年的甲烷排放。

图 3. 清单估算的 2017 年中美各部门 / 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 / 行业 2017 年估算排放量的中位数；误差线表示各部门 / 行业排放量在中位数 ± 1 个标准差的范围。



能源部门

能源部门对中美两国而言都是主要的甲烷排放源；根据两国国家通报的排放数据，煤炭生产和油气生产是造成能源部门排放最重要的原因。废弃煤矿瓦斯(AMM)在中国是一类重要的排放源，并且随着中国关闭煤矿数量增加而愈加重要，但目前废弃煤矿瓦斯的甲烷排放规模仍然存在很大的不确定性 (Gao et al., 2021; Peng et al., 2016; Zhang et al., 2014)。此外，煤矿甲烷排放还会随煤炭质量和矿井深度而变化 (Gao et al., 2020; Zhu et al., 2017)。而这些高度本土化的煤矿条件可能无法在综合性或全球性的排放因子中得到体现。美国的情况则是，自上而下清单中油气生产相关的甲烷排放量高于国家通报和其他自下而上清

单中的对应数据；这意味着自下而上的估算方法可能无法充分反映意外事件排放与 / 或短时排放 (Alvarez et al., 2018; Vaughn et al., 2018; Zavala-Araiza et al., 2017)。

农业部门

中美农业部门甲烷排放主要来自水稻种植、粪便管理和牲畜肠道发酵。不同清单对水稻种植相关甲烷排放的估算差异在一定程度上可能源于对水稻种植生态系统中持续性浸没的不同假设 (Cheewaphongphan et al., 2019)。一些清单包括了淡水养殖业的甲烷排

放；淡水养殖通常与稻田共生²，或者由稻田转化而来（Sheng et al., 2021）。不同清单采用的粪便成分及其变化量度、粪便储存时长，以及气温、风力等环境因子也存在差异（Hristov et al., 2018）。此外，相对于不同气候条件下粪便管理系统的多样化而言，排放清单采用的农场实地数据有限，并且对不同农场之间粪便的特性差异缺乏了解（National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018）。各个清单在计算牲畜肠道发酵排放时，对饲料干物质摄入量 and 牲畜日常饮食结构的假设也有所不同（Hristov et al., 2018; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018）。

废弃物部门

中美废弃物相关甲烷排放主要来自固体废弃物和污水处理；其中固体废弃物部门涵盖了有管理和无管理的固体废物处置场，包括垃圾填埋场。固体废物方面，不同填埋场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，以及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）。污水方面，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）。默认的IPCC排放因子长期以来发生了显著的变化，从而也会影响清单对排放量的估算（Wang et al., 2022）。另外，某些特定的假设会影响对污水相关甲烷排放的估算，包括下水道的影响、季节引起的污水温度变化，以及污水中的亚硝酸盐浓度等（Zhao et al., 2019）。污水甲烷排放还受pH值、停留时间和磷含量的影响（Wang et al., 2022）。此外，污水相关排放的估算可能存在口径差异，这主要取决于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., 2022）。

甲烷排放的空间分布

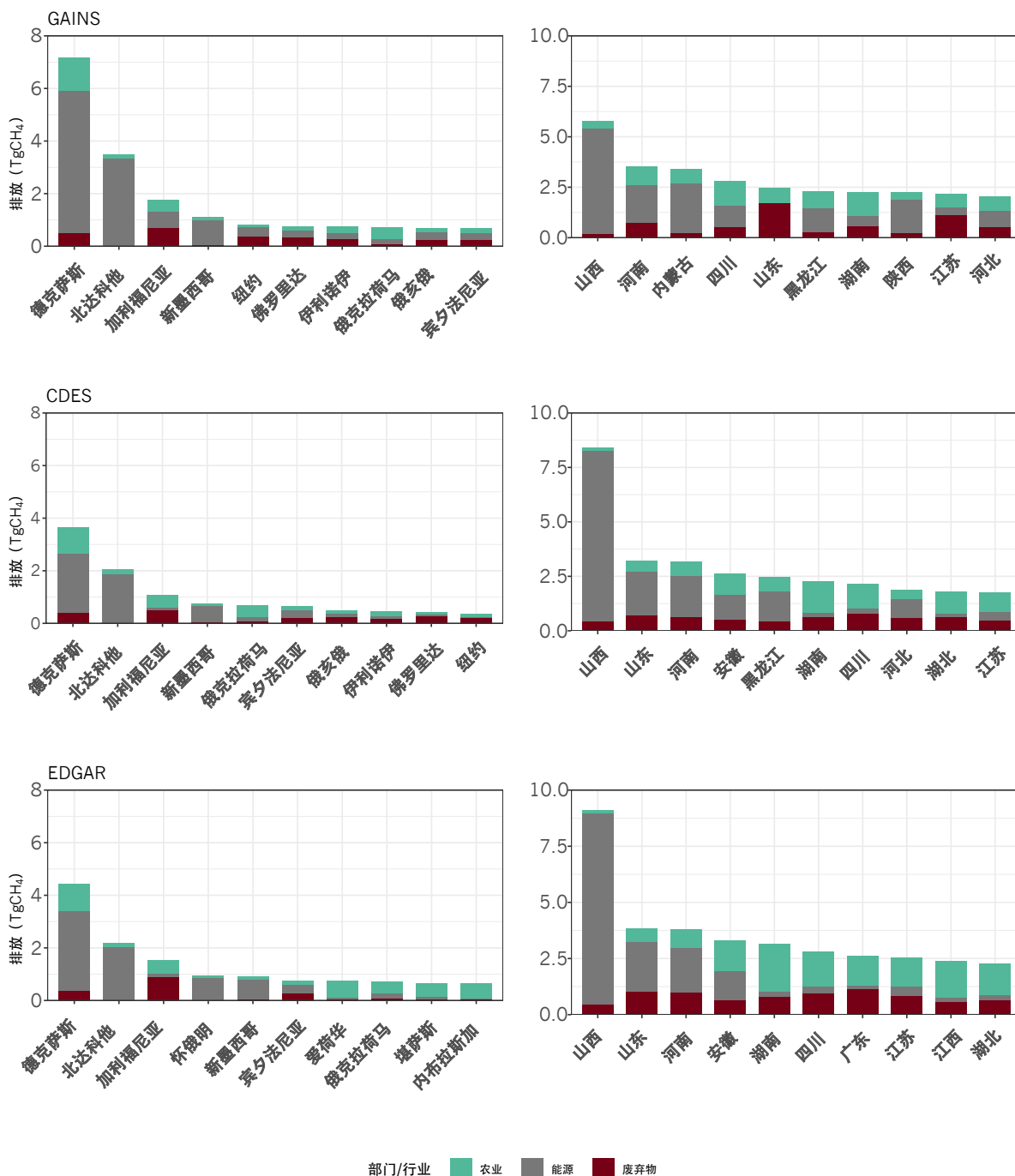
甲烷排放随时间空间而变化，因此理解甲烷排放的分布规律对于准确地估算历史排放和更好地指导未来政策制定而言都非常重要。不同清单间的差异很大程度上来自所采用排放因子的差异，以及背后不同的地理空间信息。中美各自甲烷排放最高的10个省和州大多分布在主要的农业地区、能源生产地区，与/或人口稠密的城市地区（图4）。美国各州的甲烷排放规模差异巨大。全国排放第一和第二高的德克萨斯州和北达科他州，其甲烷排放较排名第三的加利福尼亚州高出40%-80%，而前十名的其余各州排放均在1.1 TgCH₄左右或以下。中国各个排放清单中，甲烷排放最高的省份都是山西，但排名第二和第三的省份有所不同。其中两个清单将山东和河南分别计为甲烷排放第二和第三高的省份，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前十的后9个省份排放水平较为接近，都在1.9-4.1 TgCH₄之间。而如前所述，山西省在各个清单中的甲烷排放都毫无争议地显著高于其他省份，比排名第二的省份高出62%-152%。

这些高排放州或省能够对全国排放总量产生重大影响。德克萨斯州和北达科他州排放分别为3.7-7.3 TgCH₄和2.1-3.5 TgCH₄，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 TgCH₄，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，能源部门分别占当地甲烷排放总量的60%-74%，90%-95%，89%-93%。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。

2 译者注：如常见的蟹稻共生和稻花鱼养殖。

图 4. 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。

注：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。图上 $Tg\ a^{-1}$ 为 $Tg/年$ ； $Gg\ a^{-1}$ 为吉克 (Gg) / 年。



测量、报告和核查

采用根据当地具体情况优化的排放因子、技术和操作数据，同时提高排放因子的颗粒度，有助于减少不确定性。对活动水平数据和排放因子数据进行公开，也有利于在背后的假设和差异性方面对数据的不同清单来源进行比较。加强对活跃矿井和废弃矿井甲烷排放数据的收集，从而更好地理解煤矿排放和废弃煤矿

排放，这对中国而言至关重要。而油气行业，尤其是美国的油气行业，应该通过更加频繁的排放监测和排放因子更新，在自下而上的计算中更好地纳入意外和短期事件相关排放。在设施或农场层面，则应该收集更多关于稻田（即用于水稻种植的土地）灌水率和收获面积的数据，以及更详细的畜牧生产、固体废弃物和污水处理数据。

中美甲烷减排政府治理和政策现状

由于甲烷不仅是一种温室气体，同时还是易爆危险品和能源 / 工业资源，并对大气化学产生重要影响，其减排在政府治理和政策维度也不单纯只是一个气候变化议题，而是政府所面临的一项需要能源、废弃物和农业部门进行分散式合作治理的多中心挑战。

在中美两国，国家层面的甲烷减排责任都由各个不同的政府机构共同承担。甲烷减排相关的关键行政管理要素包括制定国家战略，减少和回收能源、农业及废弃物部门甲烷排放，基于安全理由对甲烷进行监管，预防运输和管道输送中的甲烷泄漏，以及出于矿产节约和利用目的最大限度地减少煤炭和油气开采中的天

然气浪费等。中国生态环境部（MEE）和美国国家环境保护局（EPA）分别是两国甲烷减排的核心监管机构。然而，由于美国采用更加分散的政府治理体系和土地所有权制度，该国甲烷减排在联邦机构以外的政府治理结构较为复杂；州级及以下的地方主管部门也大量参与到了美国甲烷减排的政府治理当中。

目前中美两国已有许多政策直接或间接地治理甲烷排放问题，为未来行动奠定了坚实的基础。表 1 对两国甲烷相关的主要法律和联邦 / 国家层面最新政策进行了重点梳理。



@ Photo from Pixabay

表 1. 中美甲烷相关的关键法律和政策

	美国	中国
国家战略	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《气候行动方案：甲烷减排战略》（2014） ▶ 《美国甲烷减排行动方案》（2021） 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《中国应对气候变化国家方案》（2007） ▶ 《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要》（2021） ▶ 《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》（2021）
法律	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《固体废弃物处置法案》（1965） / 《资源保护和回收法案》（RCRA）（1976） ▶ 《1980 年综合环境反应、赔偿和责任法案》（CERLA） / 《超级基金修正与再授权法案》（SARA）（1986） ▶ 《清洁空气法案》（2007） ▶ 《食品、环境保护和能源法案》（2008；又称“农场法案”） ▶ 《能源政策法案》（2005） ▶ 《农业法案》（2014） ▶ 《保护管道基础设施与加强安全法案》（PIPES Act）（2016） ▶ 《两党基础设施法》（2021） ▶ 《通胀削减法案》（2022） 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》（2020 年修订） ▶ 《中华人民共和国可再生能源法》（2005） ▶ 《中华人民共和国畜牧法》（2005） ▶ 《中华人民共和国循环经济促进法》（2008） ▶ 《中华人民共和国水土保持法》（2010） ▶ 《中华人民共和国大气污染防治法》（2015 年修订） ▶ 《中华人民共和国煤炭法》（2016 年修正） ▶ 《中华人民共和国节约能源法》（2018 年修正）
能源部门	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 温室气体报告项目（GHGRP） ▶ 《镁生产、地下煤矿、工业废水处理及工业废弃物填埋强制性温室气体报告制度》（2010） ▶ 《强制性温室气体报告制度：石油和天然气系统》（2010） ▶ 《石油和天然气行业：新增、重建和改造源的排放标准》（基于 2012 年《新增源排放表现标准》即 NSPS 的 2016 年和 2020 年更新） ▶ 《防止天然气浪费，征收使用费的生产活动与资源保护》（2016） ▶ 天然气 STAR 伙伴关系计划 ▶ 甲烷减排挑战计划 ▶ 煤层气甲烷回收、利用、减排拓展计划（CMOP） 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《关于加快煤层气抽采有关税收问题的通知》（2007） ▶ 《关于利用煤层气（煤矿瓦斯）发电工作实施意见的通知》（2007） ▶ 《煤层气（煤矿瓦斯）排放标准（暂行）》（2008） ▶ 《《煤层气产业政策》》（2013） ▶ 《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） ▶ 《关于印发〈清洁能源发展专项资金管理暂行办法〉的通知》（2020） ▶ 《陆上石油天然气开采工业大气污染物排放标准》（2020） ▶ 《关于进一步加强煤炭资源开发环境影响评价管理的通知》（2020） ▶ 《2021 年能源工作指导意见》（2021） ▶ 《“十四五”现代能源体系规划》（2022）

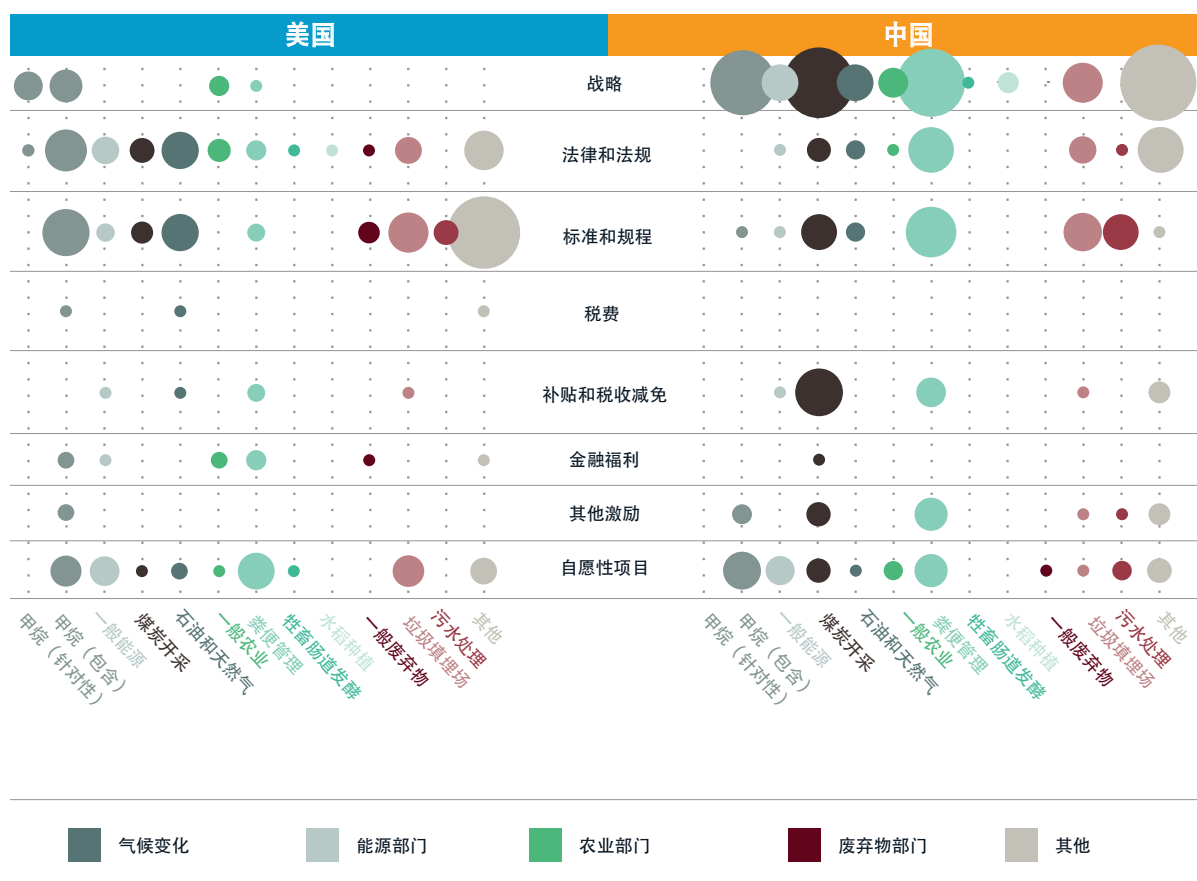
	美国	中国
农业部门	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《国家污染物排放清除系统 (NPDES) 许可条例与集中式动物饲养作业 (CAFOs) 污水限制指南和标准》 (2003) ▶ 美国农村能源计划 (REAP) ▶ 用于农业部门沼气回收的 AgSTAR 计划 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《全国农业可持续发展规划 (2015-2030 年)》 (2015) ▶ 《畜禽养殖业污染物排放标准》 (2001) ▶ 《关于完善农林生物质发电价格政策的通知》 (2010) ▶ 《农村沼气建设和使用考核评价办法 (试行)》 (2011) ▶ 《畜禽粪污土地承载力测算技术指南》 (2018) ▶ 《“十四五”推进农业农村现代化规划》 (2021) ▶ 《关于促进畜牧业高质量发展的意见》 (2020) ▶ 《“十四五”土壤、地下水和农村生态环境保护规划》 (2021) ▶ 《加快农村能源转型发展助力乡村振兴的实施意见》 (2021) ▶ 《推进生态农场建设的指导意见》 (2022) ▶ 《农业农村污染治理攻坚战行动方案 (2021—2025 年)》 (2022) ▶ 《农业农村减排固碳实施方案》 (2022)
废弃物部门	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 温室气体报告项目 (GHGRP) ▶ 《镁生产、地下煤矿、工业废水处理及工业废弃物填埋强制性温室气体报告制度》 (2010) ▶ 《下水道污泥使用或处置标准》 (1993) ▶ 《新增固定源排放表现标准与已有源控制指南：市政固废填埋场》 (1996 年颁布, 2016 年更新; NSPS) ▶ 《国家危险空气污染物排放标准：市政固废填埋场》 (2003 年颁布, 2020 年更新; MSW landfills NESHAP) ▶ 《市政固废填埋场排放指南与达标时间》 (2016) ▶ 垃圾填埋场甲烷减排拓展计划 (LMOP) 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 《城镇污水处理厂污泥处理处置污染防治最佳可行技术指南 (试行)》 (2010) ▶ 《生活垃圾填埋场污染控制标准》 (2008) ▶ 《减污降碳协同增效实施方案》 (2022) ▶ 《县 (市) 域城乡污水统筹治理导则 (试行)》 (2014) ▶ 《农业农村污染治理攻坚战行动方案 (2021—2025 年)》 (2022)

在此基础之上，中美两国自2021年10-11月第26届联合国气候变化大会（COP26）期间共同发布《中美关于在21世纪20年代强化气候行动的格拉斯哥联合宣言》（下文简称《格拉斯哥联合宣言》；Joint Glasgow Declaration）以来，又取得了显著的政策进展。截至2022年8月，中美直接针对甲烷减排，分别又有10项政策和14项国会法案被提出、颁布或立法（具体参见完整报告）。其中，美国《2022年通胀削减法案》（IRA）是其通过的一部历史性气候法案，也是该国迄今最严格的甲烷排放法规。中国最新政策弥补了甲烷排放领域，尤其是农业部门排放的一些关键政策空白。不仅如此，中国正在制定首部甲烷减排国家行动方案，预计将于近期颁布。

然而，两国仍需采取进一步措施，加速未来的甲烷减排行动。通过理解现有政策框架如何对甲烷排放进行监管和治理，明确现有政策的重要空白，这对于中美甲烷减排而言都至关重要。本报告对两国现有的联邦和国家层面甲烷相关政策进行了系统梳理和评估（图5）；一共选取了约500项相关度最高的政策文件（中美各250项左右）进行回顾，并按照政策工具类型将其分类，包括战略规划、监管政策、基于激励的政策，以及自愿性政策。

图 5：中美甲烷相关政策比较，按部门 / 行业和政策类型。

政策梳理：系统回顾



基于对中美甲烷相关政策的深入评估，本报告对各部门/行业现有政策框架的制定进行了详细梳理，对两国已经采取的行动进行了总结，进而明确了现有政策框架存在的不足（图6）：

- ▶ **具有甲烷减排协同效益的政策，尤其是针对作业安全、污染治理和能源安全的政策，为两国现阶段减排行动做出了主要贡献。**这反映出甲烷减排与其他方面效益进行协同的重要性。例如，安全措施曾推动甲烷监测和泄漏检测系统在中美两国实现最初的部署应用，而这些系统是排放清单进行数据收集的基础。美国垃圾填埋行业和中国油气行业均为非甲烷烃类（非甲烷碳氢化合物）污染物减排设立了量化目标，这也会为甲烷减排带来协同效益。中国近期的油气行业空气污染监管条例也在致力于加强甲烷泄漏检测。此外，出于能源安全目的对煤矿瓦斯（CMM）、煤层气（CBM）、沼气等资源中的甲烷进行回收利用，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。两国现有政策框架为更好地支持各自的甲烷减排行动奠定了基础，并且在一定程度上已经起到了帮助抑制甲烷排放增加的作用。
- ▶ **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气候相关的甲烷减排政策。例如，美国通过在“全球甲烷承诺”（Global Methane Pledge）中倡议2030年减排30%的集体目标，支持了量化的甲烷减排目标的实施。该国要求地下煤矿、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。美国还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。中国的甲烷政策框架尚不包含以上内容。但两国目前均未有针对整个经济系统的甲烷减排目标；除油气行业外，也几乎没有部门/行业的减排目标。美国油气行业设置了一定程度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（均为国有企业，合占中国石油和天然气产量的90%以上）做出了关于甲烷排放强度降低的量化目标承诺。除关于安全和污染的量

化技术标准外，中国还有许多行业相关的量化目标，如煤矿瓦斯/煤层气和沼气的发展目标等。

- ▶ **两国对不同部门/行业的关注不均衡，因而需要通过必要的部门/行业政策来弥补这种差距。**中美分别对煤炭开采（主要是煤矿瓦斯及煤层气）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关注最为不足。

具体而言，美国联邦政府相对更加重视：（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，以及针对甲烷收费；（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。联邦政府对下列部门/行业关注不足：（1）牲畜肠道发酵行业，除《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，联邦政府几乎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政策法规；（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。

中国政府更加关注：（1）煤炭开采行业，该行业的煤矿瓦斯/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）牲畜粪便管理行业，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/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。

- ▶ **两国常用的政策类型各异，这为中美之间进行经验分享和政策交流学习创造了机遇。**美国主要利用监管性政策工具，通过提出强制要求和督促法律合规来限制甲烷排放；该国也会采取更加多样的经济激励，例如联邦拨款、税收抵免、优惠性贷款（《通胀削减法案》重点内容），以及碳市场。中国则更多地采用规划性政策工具，特别是产业政策和五年规划，来鼓励甲烷利用；同时该国倾向于将补贴和税收减免作为关键的基于激励的政策工具。

图 6. 重点政策领域一览。

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

中美甲烷减排挑战

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都需要克服一系列的挑战。现将中美各部门/行业关键问题梳理如下（表2）。

表2. 美国和中国甲烷减排分部门/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/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/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/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
	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 缺乏针对煤炭开采行业甲烷减排或利用的联邦政策/监管条例 ▶ 与土地所有权和废弃煤矿所有权相关的制度性障碍 	
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"> ▶ 该行业排放数据可能存在少报漏报 ▶ 当前政策法规尚未完全覆盖小型矿井 ▶ 小型或财务状况不佳的企业可能无法负担封堵废弃矿井及其他昂贵的甲烷减排措施（的费用） ▶ （内政部）土地管理局（BLM）废物/废气防治条例实施不力——BLM 受限于法律层面的障碍，从未实施过气体捕集相关要求（GAO, 2022） ▶ EPA 对替代性技术的审批不灵活（GAO, 2022） ▶ 联邦能源监管委员会（FERC）没有用于处理管道泄露的明确方案（Daly, 2022） ▶ 《通胀削减法案》中针对风电租赁的新规定可能会促进而不是抑制石油和天然气产量增加 	<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/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（日处理能力 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烧或焚烧，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，但其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》覆盖 	

本报告就以下四类甲烷减排相关的关键挑战展开探讨：技术经济信息存在不确定性、缺乏基于市场的解决方案不足、政策效力不足，以及各个甲烷排放部门 / 行业在减排过程中面临的制度性障碍。

- ▶ **技术经济信息不足且存在不确定性。** 目前两国在数据收集过程中仍存在很大不足，并且数据准确度也存在很大的不确定性，中国尤其如此。
- ◎ **排放清单信息不足且不准确。** 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 (UNECE, 2021)。美国各个自下而上排放清单之间的一致性较高，一定程度上是由于该国已经建立了较为完善的强制性温室气体排放报告机制；中国则尚未针对甲烷排放建立起系统的监测和报告机制。然而两国均有案例显示，即使是存在排放报告体系的情况下，由于相关单位对数据少报漏报、估值偏低以及设备不足或损坏等情况，数据还是有可能不准确 (Duren et al., 2019; U.S. House of Representative Committee on Science, 2022; Zhang, 2021)。不仅如此，一些部门 / 行业甚至完全没有对甲烷排放进行监测和报告；特别是废弃煤矿的甲烷排放——虽然美国每年提交给《联合国气候变化框架公约》(UNFCCC) 的清单中都包含了废弃煤矿瓦斯的甲烷排放，但中美两国都未对废弃煤矿排放进行强制性监测。
- ◎ **技术成本及减排潜力的不确定性。** 甲烷减排的技术成本及减排潜力也存在不确定性。估算时未能计入交易成本 (例如谈判或监管成本)，各国技术成本数据有争议且不准确，以及物理

和地质禀赋差异等，都可能引起减排成本的剧烈波动。

- ◎ **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，然而这些活动水平数据及其趋势取决于复杂且难以预测的社会经济 / 社会政治因素及相关政策，因而可能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。** 为甲烷减排活动提供激励，例如建立市场机制、开发商业模式等，对于最大限度降低甲烷排放的社会成本而言很有必要。对此，中美两国都存在一些不足。
- ◎ **缺乏促进成本效益不高的技术推广应用的市场机制 / 商业模式。** 例如低浓度甲烷的回收利用从经济角度而言一直是一个世界性难题，特别是甲烷浓度低于 0.4% 的通风瓦斯 (VAM)。但通风瓦斯往往占到煤矿瓦斯甲烷排放总量的 70% 左右；缺乏市场机制来降低技术成本、提高通风瓦斯甲烷回收的产出率，是煤矿瓦斯甲烷减排的一项主要挑战。通风瓦斯相关制造商在确认市场需求之前，也缺乏动力开展进一步的设计改良和成本下降相关研发工作 (CSIRO & GMI, 2018)。此外，现有的甲烷减排市场机制鼓励采取常见的“排放 - 回收”模式，但对于直接预防排放却缺乏探索。
- ◎ **牲畜肠道发酵和水稻种植行业缺乏对商业模式的理解和探索。** 尤其突出的是，由于其他甲烷排放部门 / 行业针对减排的市场激励大多面向甲烷气体利用，这两个行业面临的巨大挑战之一就是甲烷回收困难。因此采取措施减少

牲畜肠道发酵和稻田的甲烷排放，仅仅是一种向社会提供公共物品³的行为，而难以实现私人收益。在没有健全的碳（补偿）市场的情况下，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（Foster, 2022; Searchinger & Waite, 2014）。

- ◎ **缺乏融资机制会对小型企业主体产生更大的威胁，而这类企业对甲烷排放的影响往往也更大。**许多小规模企业，例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。在缺乏适当的市场及融资机制支持的情况下，这类企业也更容易受到甲烷减排相关规定的影响。但与此同时，部分小规模企业又能对甲烷排放产生重大影响，如小型垃圾填埋场和小型油气公司等；后者可能会因为财务问题对一些矿井进行废弃，废弃的油气矿井会产生大量甲烷排放，且封堵成本高昂。
- ▶ **政策缺乏效力。**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成理想的结果。
- ◎ **制定政策“工具包”的原则不清晰。**要想采取有效的甲烷减排政策，应该先理清一个基本问题：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？另外，政府应该对排放者的减排行为予以鼓励和奖励，还是对不减排的排放者进行处罚？如果甲烷排放被当作一种资源，那么政策自然会聚焦于支持甲烷回收利用；但同时也会更注重甲烷气体的生产，而非甲烷排放的削减。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就会增加，进而从长期上引起甲烷排放增加。而如果甲烷排放被视作一种危险品/污染物，法律法规等监管政策就应该强制要求排放者减排，并在其不遵守相关规定时予以处罚。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；另一方则认为应该通过“大棒”政策（例如税收、罚款和其他处罚措施等）对不减排的排放者进行处罚。两种原则各有利弊，而政府政策面临的挑战在于如何平衡二者并设定边界，明确何时适用“胡萝卜”政策，什么情况下又该使用“大棒”政策。
- ◎ **政策实施缺乏效力和一致性低。**部分现有政策并没有得到很好的实施。例如在美国，EPA 和土地管理局（BLM）在实施油气行业甲烷排放相关法规的过程中，遇到了一些行政和法律方面的挑战。频繁变动的监管规章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。而在中国，政策实施问题大多发生在煤矿瓦斯甲烷回收利用和农村地区粪便管理这两个行业。由于种种长期存在的问题，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，该国煤矿瓦斯/煤层气甲烷利用目标从未得以实现（Lau et al., 2017; Tao et al., 2019; Yang, 2009）。对于粪便管理，尽管中国已经对农村沼气设施投入了价值数十亿的财务资源，沼气依然只占中国农村能源消费的1%，同时其利用率还在不断下降（Chen et al., 2020）。由于种种社会经济因素，中国许多地区都普遍存在粪便沼气池闲置的现象。
- ▶ **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。**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。**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。特别是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）。这种分离会增加煤矿瓦斯甲烷回收利用的交易成本，并且使废弃煤矿瓦斯的甲烷捕集和利用变得复杂。而如果无法对不同资源的采矿权进行有效协调，就可能给煤矿安全带来威胁，并导致煤矿瓦斯/煤层气产出率低下。土地所有权也会对甲烷减排措施的效果产生重要影响。中国的集中式土地所有权和开发权审批程序，让矿业甲烷排放相关的法律法规实施起来相比之下更加简单明了。美国由于土地和矿产资源所有权结构要复杂得多，因此相关政策的实施也更加繁琐；不同行政区域土地利用及矿业活动的监管框架不同，使得跨行政区域的活动更具挑战。

3 译者注：此处强调甲烷减排作为一种公共物品所带来的普遍的社会效益。

- ◎ **社会经济差距和地区及城乡间减排能力不平衡。**由于不同区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区间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区间间的不平衡。但上述两方面的问题目前都鲜少有人关注。比如这一类制度性障碍在中国农村地区的甲烷排放部门/行业就非常突出，包括农村垃圾填埋场、农村污水处理、牲畜粪便和肠道发酵，以及水稻种植。因此，农村发展问题涵盖了中国目前大部分、也是最难解决的甲烷问题。
- ◎ **社会接受度和政治经济挑战。**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，一部分人的利益受到损害。问题的关键在于谁来承担这些成本。两国都有例子证实，阻止更进一步甲烷减排行动的往往是一些社会和政治经济因素，而这比简单地推广应用成本效益好的技术要复杂得多。这些社会挑战会使甲烷减排的间接成本增加。例如，在关于未来甲烷减排路径的政策对话中，人们就产生了关于能源和食品安全的担忧。

中美削减甲烷排放的机遇

关于减排潜力的建模分析

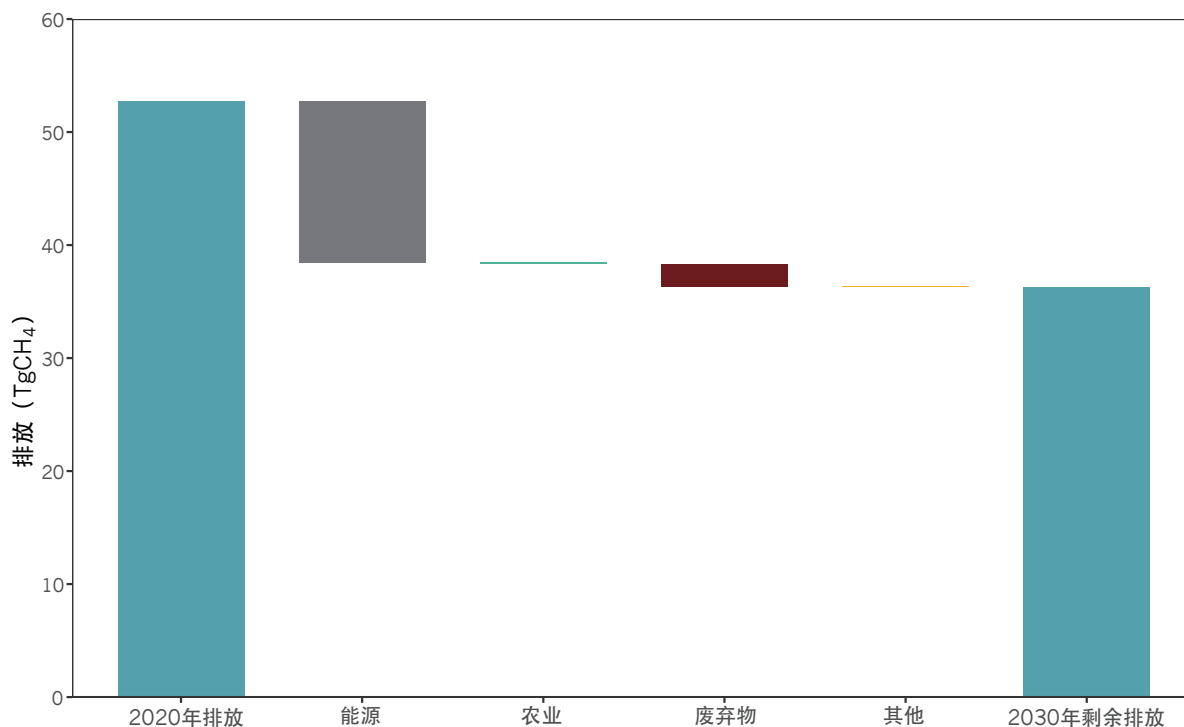
本次研究利用四组全球和国家模型开展了多模型模拟分析，模拟情景与中国最新的国家自主贡献及长期战略目标相一致。据本报告建模分析估算，在中国2060年前实现碳中和的情景下，中国2030年、2050年、2060年甲烷排放需要分别较2020年水平减少35%即19 TgCH₄（模型区间5-56%）、60%即32 TgCH₄（模型区间46-78%）和73%即39

TgCH₄（模型区间62-82%）（图7）。大部分模型的模拟结果显示，中国未来甲烷减排将主要依靠削减煤炭相关排放，尤其是在近期；具体而言，2030年和2050年甲烷减排总量中，煤炭行业分别占81%和62%⁴。但各组模型对其他部门/行业减排规模及潜力的模拟结果各不相同。建模结果显示，2050年中国甲烷减排总量中，水稻种植、牲畜肠道发酵及油气三个部门/行业的占比均为约8%。

4 本段落中，至此出现的所有来自建模分析的数据，均取各模型模拟结果中位数。

图 7. 碳中和情景下，中国 2020-2030 年分部门 / 行业甲烷减排。

本报告利用多模型比较对中国甲烷减排进行评估。各组模型的基准排放、部门 / 行业分辨率、建模方法、模型假设和排放路径都有所不同，因此模拟出的甲烷减排路径也有微小差别。本图表展示的是全球变化分析模型基于“中国在 2025 年左右二氧化碳排放达峰、2050 年左右二氧化碳排放净零、2060 年左右温室气体排放净零”的情景，给出的中国 2020-2030 年甲烷减排。尽管其他几组模型在甲烷排放和减排的绝对量上和全球变化分析模型存在细微差别，但都显示 2020-2030 年期间中国超过 70% 的甲烷减排将来自能源部门。

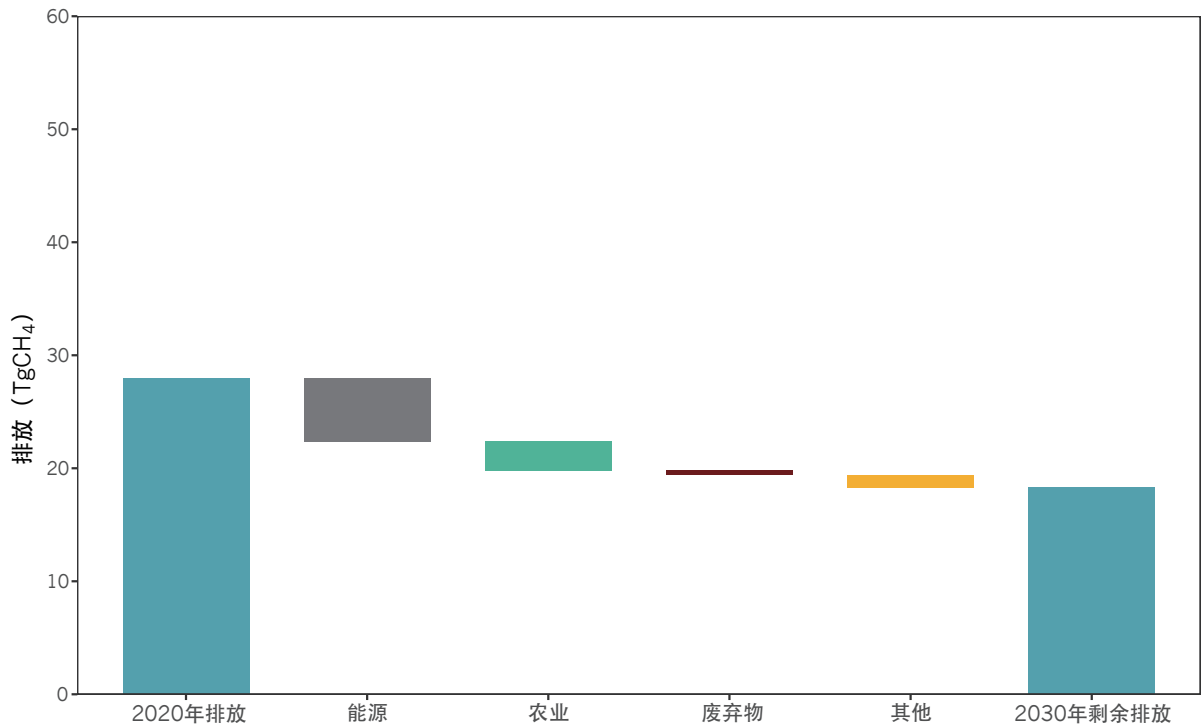


据《美国长期战略》估算，为了在 2050 年实现温室气体净零排放，美国 2030 年和 2050 年甲烷排放需要分别较 2020 年水平减少 30% 和 40% (U.S. Department of State, 2021)。最新分析结果显示，借助全社会气候战略，配合从联邦政府到州、城市、

企业的各级行动，包括《通胀削减法案》提出的对甲烷收费，美国 2030 年甲烷排放将有望在 2020 年水平基础上减少 9 TgCH₄，降幅超过 30% (Zhao et al., 2022) (图 8)。

图 8. 联邦、州、地方、企业行动作用下的美国 2020-2030 年分部门 / 行业甲烷减排。

根据 Zhao et al. (2022) 的分析研究结果，美国在 2020-2030 年期间采取的综合行动将能带来大幅的甲烷减排，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），以及图 7 中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。



基于技术减排潜力的各部门 / 行业工作重点

本报告基于 2030 年各部门 / 行业甲烷排放占比及低成本减排潜力（此处将低成本技术定义为成本在 0.25 美元 / 千克甲烷即 kgCH₄ 或 10 美元 / 吨二氧化碳当量即 tCO₂e 及以下的技术）（图 9），进一步分析了各部门 / 行业的工作重点，并梳理了可以作为“低垂的果实”⁵ 的部门 / 行业。

美国方面，51% 的总减排潜力来自低成本技术。

- ▶ **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。**到 2030 年，油气行业和煤炭开采行业将分别有 65% 和 83% 的减排潜力通过成本在 0.25 美元 / kgCH₄ 及以下的技术实现。

- ▶ **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。**畜牧业能够通过低成本技术实现的甲烷减排在绝对量上相对较大，但需要寻求适当的商业模式和政策支持来更加有效地降低技术成本。在垃圾填埋行业，69% 的减排潜力可以通过低成本方式实现。为此必须对该行业采取行动鼓励技术进步和创新，以及减少排放活动。
- ▶ **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，并且减排潜力小、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。

5 译者注：low-hanging fruit，通常指非常重要又容易取得的成果。

中国方面，到 2030 年约有 62% 的总减排潜力将由低成本技术实现。

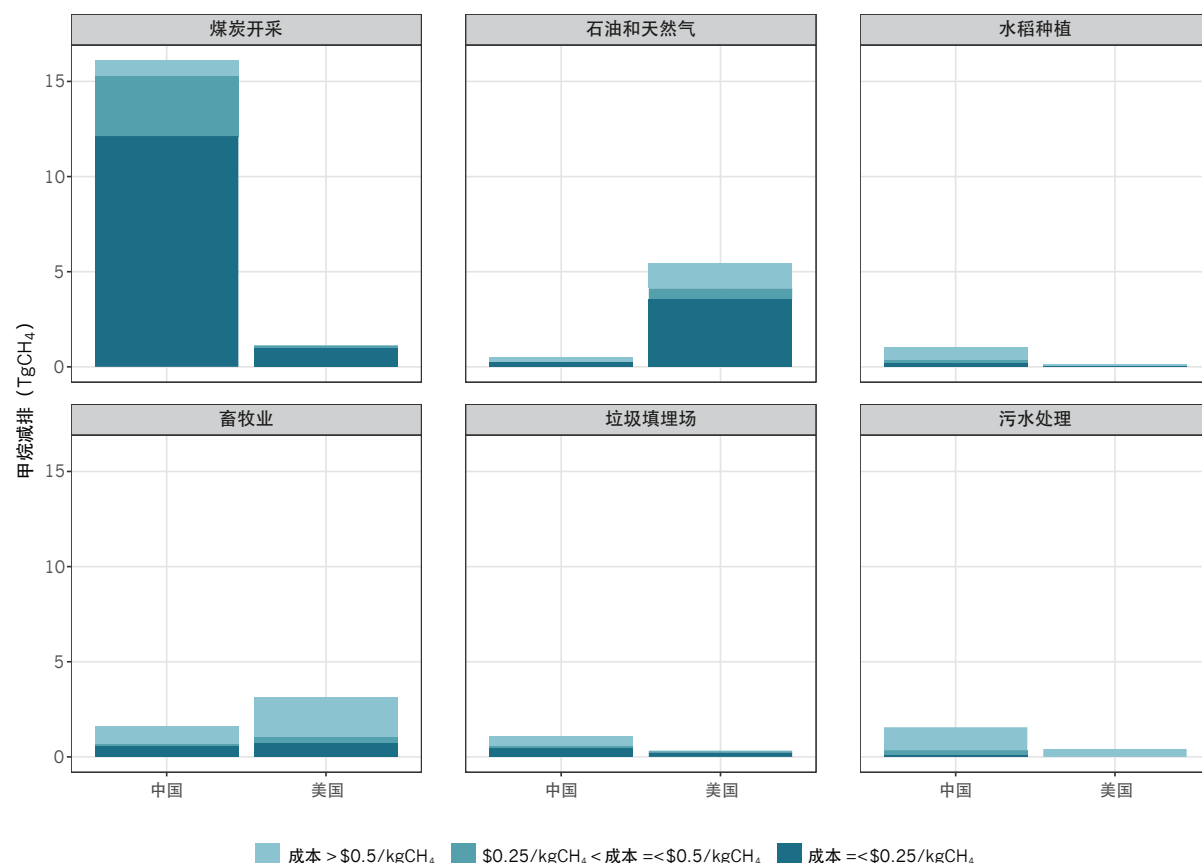
- ▶ 煤炭开采行业排放影响大且减排容易取得成效。该行业 75% 的减排潜力可以通过低成本技术实现。
- ▶ 垃圾填埋行业和畜牧业能够通过低成本方式实现相对较大的减排量。两个行业通过低成本方式实现的减排量之和将是中国油气行业通过各种成本手段能够实现的整体减排潜力的两倍以上。但想要提高这两个行业的减排潜力，为其降低技术成本，则还需

要克服一些挑战；畜牧业和垃圾填埋行业的减排潜力中，低成本减排占比分别只有 34% 和 44%。

- ▶ 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。现有技术可以为该行业削减约一半排放，而 47% 的行业减排潜力可以通过低成本技术实现。
- ▶ 污水处理和水稻种植两个行业的甲烷减排成本较高。这两个行业大部分的减排潜力只能通过高成本技术实现。

图 9. 2030 年中美各部门 / 行业甲烷技术减排潜力 (TgCH₄)。

图表显示了 2030 年两国各部门 / 行业按减排成本 (美元 /kgCH₄) 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 /kgCH₄ (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, 2022b)



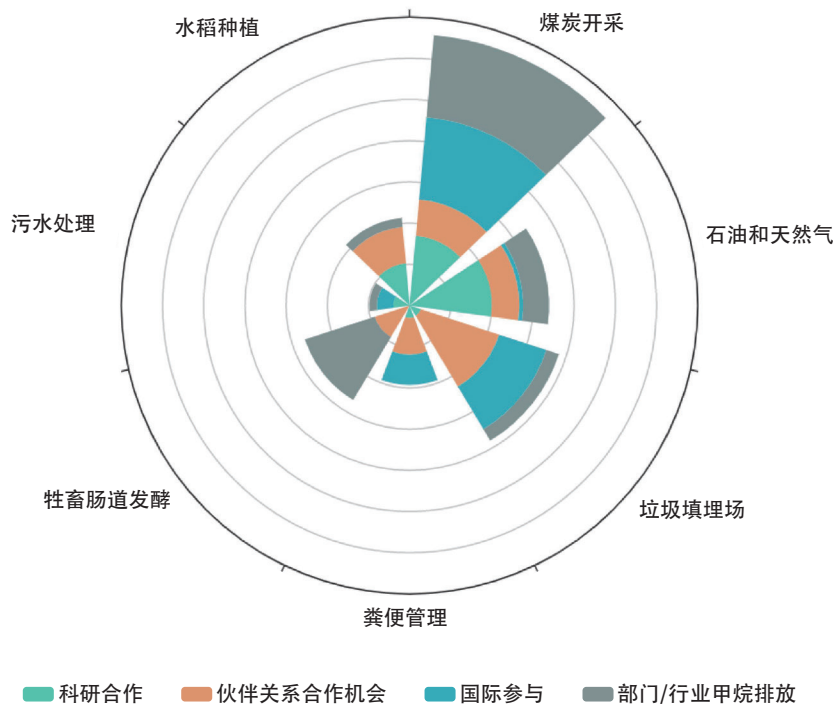
中美合作条件及潜力

本报告为中美明确了几个近期最适宜开展甲烷减排工作并且合作潜力最大的部门/行业和政策领域（图 10）。为此，报告选取了一系列指标来评估在以下各部门/行业开展中美合作的条件完备程度和减排潜力，包括煤炭开采、石油和天然气、垃圾填埋、污水处理、牲畜粪便、牲畜肠道发酵，以及水稻种植。总结起来，中美关于甲烷减排的合作可以聚焦以下方面（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。

图 10. 各部门/行业的中美合作潜力。

图上用于评估各部门/行业中美合作潜力的四个指标包括：科研合作——通过各部门/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——衡量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；国际参与——通过各部门/行业国际项目/行业组织的数量进行衡量；以及各部门/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/行业四项指标的值相加，得到该部门/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。



甲烷减排的协同效益

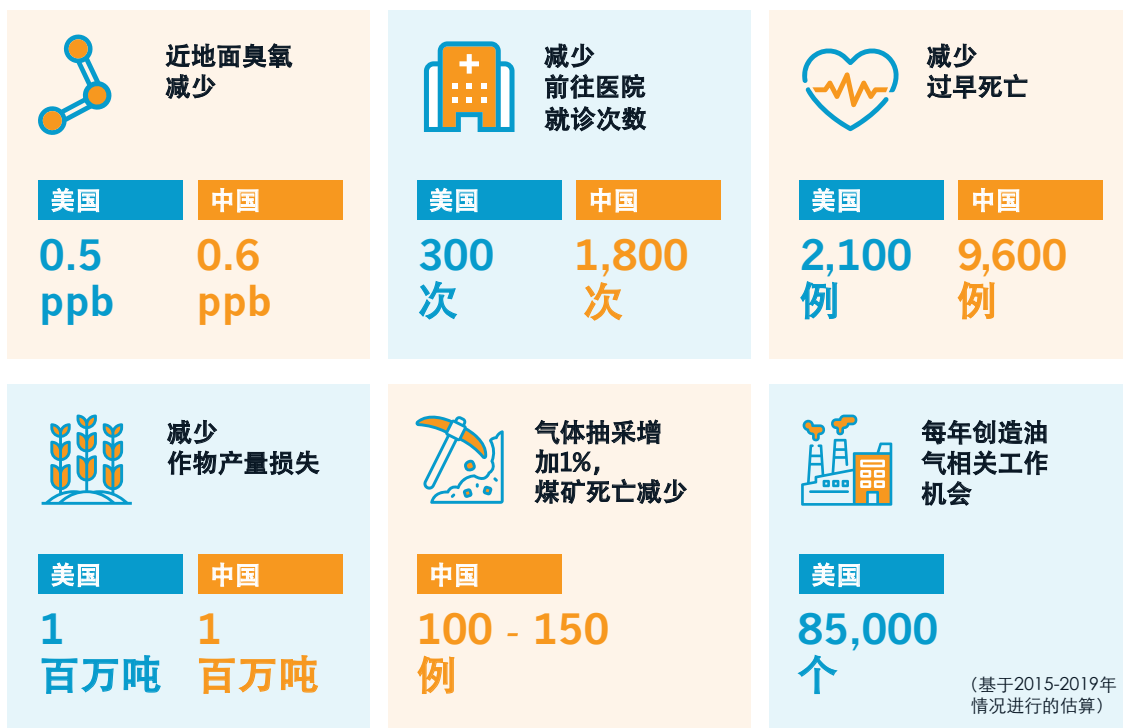
甲烷减排在空气质量、公共健康、食品安全、作业安全、经济繁荣方面具有多种协同效益。在 2030 年实现本国甲烷零排放（极端假设条件），对中美两国产生的协同效益包括近地面臭氧分别减少 0.6 十亿分比浓度 (ppb) 和 0.5 ppb；民众与哮喘相关的急诊就诊次数分别减少 1800 次和 300 次；过早死亡分别减少 9600 例和 2100 例；两国作物产量损失分别减少 100 万吨（图 11）。

在 2030 年将本国甲烷排放减少 50% 对中美两国而言也会产生一系列显著的协同效益，包括近地面臭氧分别减少 0.3 ppb 和 0.25 ppb；民众前往医院就诊次数分别减少 900 次和 150 次；过早死亡分别减少 4800 例和 1050 例；两国作物产量损失分别减少 50 万吨。

不仅如此，如果中国 2030 年能将煤矿瓦斯抽采率提高 1%，每年就可以避免 100-150 例煤矿死亡。在美国，仅油气行业的甲烷减排每年预计就能创造 8.5 万个就业机会 (Keyser et al., 2015)。

图 11. 2030 年实现甲烷零排放（极端假设条件）的甲烷减排协同效益⁶。

估算过程中采用的协同效益系数来自气候和清洁空气联盟（CCAC & UNEP, 2021b）。



关于中美两国甲烷减排的政策建议

中美两国可以采取一系列行动来应对目前的政策挑战，加强甲烷减排：

- ▶ **填补现有政策空白。**两国应立即采取行动，启动或加快针对以下部门 / 行业的政策制定或立法程序。
 - ◎ 中美都应该（1）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；（2）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。
 - ◎ 美国还应（1）提高对煤矿瓦斯的关注；（2）强化针对小型和无主矿井的监管政策；（3）改善农业部门的测量、报告和核查（MRV）。
 - ◎ 中国则应（1）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；（2）在各部门 / 行业建立综合、健全的温室气体报告机制和 MRV 体系；（3）将甲烷纳入国家碳排放权交易市场。
- ▶ 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等方式，**提升技术经济信息的质量和历史排放估算结果的置信度。**两国都应该推动建立完善的 MRV 体系，并在排放清单、减排成本及潜力估算过程中，将物理 / 地质因素、交易成本和实地考察情况纳入考量，以提高估算结果的准确性。两国也都需要采取措施防止数据少报漏报。
 - ◎ 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。

⁶ 近地面臭氧、作物产量损失、民众就诊次数和过早死亡（减少）方面的协同效益是基于影响系数和 2030 年甲烷排放总量进行的估算。煤矿安全方面的协同效益是基于气体抽采增加 1% 对应的百万吨（煤炭产量）死亡率下降和 2030 年煤炭产量进行的估算。

- 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/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）介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仔细深入的实地调查非常关键；（4）对废弃煤矿甲烷排放进行监测。
- ▶ 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可量化的目标。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。
- ▶ 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，增强这些协同效益是非常有必要的。但中美都需要针对甲烷减排制定实施更多的温室气体/气候变化导向型政策；与之形成强烈对比的是在两国都已经相当完善的安全和污染导向型监管政策（但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。
- ▶ 强化市场机制的作用。两国应该探索更多的商业模式和金融模型，用来支持通风瓦斯等利用潜力大但尚不完全具备成本效益的甲烷减排领域，以及牲畜肠道发酵和水稻种植等市场激励尚不明确的甲烷减排领域。对甲烷排放相关小规模企业应予以特殊关注。

相关行动包括：（1）促进两国碳市场发展，特别是碳补偿市场的发展，这对牲畜肠道发酵和水稻种植等甲烷排放难以回收的部门/行业来说尤其重要；（2）重启中国国家核证自愿减排量（CCER）相关机制；（3）为技术创新提供财务支持，特别是针对能够直接防止或削减甲烷排放的技术；（4）改善支持性基础设施和供应链，例如促进回收甲烷气体接入输气管道和电网等；（5）撬动私营部门及社会投资，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）。

- ▶ 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。研究表明小型设施往往会产生较高甲烷排放。同时，本次分析研究显示，主要农业地区、能源生产地区和人口稠密的城市地区排放较高。针对甲烷排放严重超标设施和最高排放州/省的排放源采取措施，将对总体甲烷减排产生重要影响。
- ▶ 在选择适当的政策“工具包”时，清楚辨别甲烷作为资源和污染物的两种属性，同时平衡好“胡萝卜”，例如优惠政策、补贴和税收减免和“大棒”，例如税收、罚款和其他处罚措施等政策。加强政策落实。
- ▶ 采取措施应对各种制度性障碍，包括土地所有权和采矿权相关制度、欠发达及农村地区能力建设，社会接受度以及相关方利益的政治经济等，从而保证甲烷减排行动的健全和公正。
 - 通过消除对天然气转让权利的限制——无论其将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/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。在政策制定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。两国应当鼓励示范项目、自愿性项目、城市试点这样的政策试验，在探索甲烷减排最佳实践的过程中，充分考虑当地具体情况。
- ▶ 优先考虑低成本减排潜力大的部门/行业（表3）。
 - （1）优先保障相关技术在排放影响大且减排易取得成效的“低垂的果实”部门/行业进行推广和应用和实施；
 - （2）鼓励技术改进和创新；
 - （3）减少甲烷技术减排潜力小的部门/行业相关排放活动；
 - （4）对减排潜力大但成本高的部门/行业，利用创新商业模式和有利的政策促进技术成本下降。

表 3. 甲烷减排的重点部门 / 行业。

美国	中国
<ul style="list-style-type: none"> ▶ 油气行业和煤炭开采行业是“低垂的果实”。 ▶ 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。 ▶ 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。 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 煤炭开采行业是“低垂的果实”。该行业减排近期主要来自减排措施，但远期来看，煤炭产量下降可能成为主要减排推手。然而为了全面评估该行业减排潜力，中国还应对废弃煤矿瓦斯现阶段甲烷排放及其随时间变化的趋势进行深入了解。 ▶ 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，但需要采取更多措施降低技术成本并加速创新，从而开发出更好的减排方案。 ▶ 污水处理和水稻种植行业的甲烷减排尤其困难。

中美潜在合作领域

- ▶ **基于合作条件完备程度和减排潜力选择重点部门 / 行业。** 基于对各部门 / 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)。循环经济还能通过另一种方式促进垃圾填埋行业甲烷减排，即利用好氧或半好氧生物反应器等技术减少甲烷的产生。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。** 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。
 - ▶ **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。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平台的基础之上。

主要结论

面向整个经济体的甲烷迅速减排对于全球实现 1.5°C 路径将至关重要。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限制在 1.5°C 以内的机会。

参考文献

1. 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., et al. (2018). Assessment of Methane Emissions from the U.S. Oil and Gas Supply Chain. *Science* 361, 186–188. <https://doi.org/10.1126/science.aar7204>.
2. 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
3. Cheewaphongphan, P., Chatani, S., and 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, 2054. <https://doi.org/10.3390/su11072054>.
4. Chen, L., Frederiksen, P., Li, X., and Shu, B. (2020). Review of Biogas Models and Key Challenges in the Further Development in China. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 446, 022007. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/446/2/022007>.
5. Chen, Z., Jacob, D., Nesser, H., Sulprizio, M., Lorente, A., Varon, D., Lu, X., Shen, L., Qu, Z., Penn, E., et al. (2022). Methane Emissions from China: A High-Resolution Inversion of TROPOMI Satellite Observations (Gases/Atmospheric Modelling/Troposphere/Physics (physical properties and processes)). <https://acp.copernicus.org/preprints/acp-2022-303/>
6. Climate and Clean Air Coalition (CCAC), and United Nations Environment Programme (UNEP). (2021a). Global Methane Assessment. <https://www.ccacoalition.org/en/resources/global-methane-assessment-full-report>
7. CCAC, and UNEP (2021b). Assessment of Environmental and Societal Benefits of Methane Reductions (web tool). <https://www.ccacoalition.org/en/resources/assessment-environmental-and-societal-benefits-methane-reductions-web-tool>
8. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO), and Global Methane Initiative (GMI) (2018). Expert Dialogue on Ventilation Air Methane (VAM) Melbourne, Australia. https://www.globalmethane.org/documents/res_coal_VAM_Dialogue_Report_20181025.pdf
9. Daly, M. (2022). Federal Regulators Pulls Back Plan to Assess Climate Impact of Gas Pipelines. <https://www.pbs.org/newshour/politics/federal-regulators-pulls-back-plan-to-assess-climate-impact-of-gas-pipelines>
10. Deng, Z., Ciais, P., Tzompa-Sosa, Z.A., Saunio, M., Qiu, C., Tan, C., Sun, T., Ke, P., Cui, Y., Tanaka, K., et al. (2022). Comparing National Greenhouse Gas Budgets Reported in UNFCCC Inventories Against Atmospheric Inversions. *Earth Syst. Sci. Data* 14, 1639–1675. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1639-2022>.
11. Denysenko, A., Evans, M., Kholod, N., Butler, N., Ltd, H.-E., and 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
12. Du, M., Zhu, Q., Wang, X., Li, P., Yang, B., Chen, H., Wang, M., Zhou, X., and Peng, C. (2018). Estimates and Predictions of Methane Emissions from Wastewater in China from 2000 to 2020. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2017EF000673>
13. 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., et al. (2019). California's Methane Super-emitters. *Nature* 575, 180–184. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1720-3>.
14. Environmental Protection Agency (EPA). (2022a). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2020. <https://www.epa.gov/ghgemissions/inventory-us-greenhouse-gas-emissions-and-sinks-1990-2020>

15. EPA (2022b). Non-CO2 Greenhouse Gas Data Tool. <https://cfpub.epa.gov/ghgdata/nonco2/>
16. Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D.J., Mauritsen, T., Palmer, M.D., Watanabe, M., et al. (2021). The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks and Climate Sensitivity (Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: 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
17. Foster, J. (2022). Farmers, Scientists Seek Solutions to Global Warming Caused by Cows. <https://www.edf.org/article/farmers-seek-solutions-methane-emissions-cows>
18. Gao, J., Guan, C., and Zhang, B. (2020). China's CH₄ Emissions from Coal Mining: A Review of Current Bottom-Up Inventories. *Sci. Total Environ.* 725, 138295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138295>.
19. Gao, J., Guan, C., Zhang, B., and Li, K. (2021). Decreasing Methane Emissions from China's Coal Mining with Rebounded Coal Production. *Environ. Res. Lett.* 16. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac38d8>.
20. Global Methane Initiative (GMI). (2022). Methane Emissions Data. <https://www.globalmethane.org/methane-emissions-data.aspx>
21. Guo, F. (2011). The "Separation of Two Rights" in Coal Mines: The Gas War Between Local and Central Enterprises. http://news.sohu.com/20110517/n307697966_1.shtml
22. Ha, M., Gutenberger, G., Ou, L., Cai, H., and Hawkins, T. (2022). Opportunities for Recovering Resources from Municipal Wastewater. <https://www.osti.gov/servlets/purl/1876441/>
23. 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., et al. (2018). Symposium Review: Uncertainties in Enteric Methane Inventories, Measurement Techniques, and Prediction Models. *J. Dairy Sci.* 101, 6655–6674. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13536>.
24. Kapoor, R., Ghosh, P., Kumar, M., Sengupta, S., Gupta, A., Kumar, S.S., Vijay, V., Kumar, V., Kumar Vijay, V., and Pant, D. (2020). Valorization of Agricultural Waste for Biogas Based Circular Economy in India: A Research Outlook. *Bioresour. Technol.* 304, 123036. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123036>.
25. Keyser, D., Warner, E., and 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://www.osti.gov/biblio/1215139/>
26. Lau, H.C., Li, H., and Huang, S. (2017). Challenges and Opportunities of Coalbed Methane Development in China. *Energy Fuels* 31, 4588–4602. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b00656>.
27. Lu, X., Jacob, D.J., Zhang, Y., Maasakkers, J.D., Sulprizio, M.P., Shen, L., Qu, Z., Scarpelli, T.R., Nesser, H., Yantosca, R.M., et al. (2021). Global Methane Budget and Trend, 2010–2017: Complementarity of Inverse Analyses Using in Situ (Globalviewplus CH₄ Obspack) and Satellite (GOSAT) Observations. *Atmospheric Chem. Phys.* 21, 4637–4657. <https://doi.org/10.5194/acp-21-4637-2021>.
28. Miller, S.M., Michalak, A.M., Detmers, R.G., Hasekamp, O.P., Bruhwiler, L.M.P., and Schwietzke, S. (2019). China's Coal Mine Methane Regulations Have Not Curbed Growing Emissions. *Nat. Commun.* 10, 303. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07891-7>.
29. National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2018). Improving Characterization of Anthropogenic Methane Emissions in the United States (Washington, DC: National Academies Press (US)). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK519298/>

30. National Communication on Climate Change (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
31. Peng, S., Piao, S., Bousquet, P., Ciais, P., Li, B., Lin, X., Tao, S., Wang, Z., Zhang, Y., and Zhou, F. (2016). Inventory of Anthropogenic Methane Emissions in Mainland China from 1980 to 2010. *Atmospheric Chem. Phys.* 16, 14545–14562. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14545-2016>.
32. Qu, Z., Jacob, D.J., Shen, L., Lu, X., Zhang, Y., Scarpelli, T.R., Nesser, H., Sulprizio, M.P., Maasakkers, J.D., Bloom, A.A., et al. (2021). Global Distribution of Methane Emissions: A Comparative Inverse Analysis of Observations from the TROPOMI and GOSAT Satellite Instruments. *Atmospheric Chem. Phys.* 21, 14159–14175. <https://doi.org/10.5194/acp-21-14159-2021>.
33. Resource Recycling Systems (RRS). (2021). Data Corner: Digging into Landfill Methane Recovery. <https://resource-recycling.com/recycling/2021/07/20/data-corner-digging-into-landfill-methane-recovery/>
34. Searchinger, T., and Waite, R. (2014). More Rice, Less Methane. <https://www.wri.org/insights/more-rice-less-methane>
35. Seiple, T.E., Skaggs, R.L., Fillmore, L., and Coleman, A.M. (2020). Municipal Wastewater Sludge as A Renewable, Cost-Effective Feedstock for Transportation Biofuels Using Hydrothermal Liquefaction. *J. Environ. Manage.* 270, 110852. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110852>.
36. Sheng, J., Tunnicliffe, R., Ganesan, A.L., Maasakkers, J.D., Shen, L., Prinn, R.G., Song, S., Zhang, Y., Scarpelli, T., Bloom, A.A., et al. (2021). Sustained Methane Emissions from China after 2012 Despite Declining Coal Production and Rice-Cultivated Area. *Environ. Res. Lett.* 16, 104018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac24d1>.
37. Spokas, K., Bogner, J., Corcoran, M., and Walker, S. (2015). From California Dreaming to California Data: Challenging Historic Models for Landfill CH₄ Emissions. *Elem. Sci. Anthr.* 3, 000051. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000051>.
38. 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., et al. (2022). Regional Trends and Drivers of the Global Methane Budget. *Glob. Change Biol.* 28, 182–200. <https://doi.org/10.1111/gcb.15901>.
39. Tao, S., Chen, S., and Pan, Z. (2019). Current Status, Challenges, and Policy Suggestions for Coal-bed Methane Industry Development in China: A Review. *Energy Sci. Eng.* 7, 1059–1074. <https://doi.org/10.1002/ese3.358>.
40. Tricarico, J.M., de Haas, Y., Hristov, A.N., Kebreab, E., Kurt, T., Mitloehner, F., and Pitta, D. (2022). Symposium Review: Development of a Funding Program to Support Research on Enteric Methane Mitigation from Ruminants. *J. Dairy Sci.* <https://doi.org/10.3168/jds.2021-21397>.
41. United Nations Economic Commission for Europe (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>
42. U.S. Department of State (2021). The Long-Term Strategy of the United States: Pathways to Net-Zero Greenhouse Gas Emissions by 2050. Published by the United States Department of State and the United States Executive Office of the President, Washington DC. November 2021. <https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2021/10/US-Long-Term-Strategy.pdf>
43. United States Government Accountability Office(GAO). (2022). Federal Actions Needed to Address Methane Emissions from Oil and Gas Development. <https://www.gao.gov/assets/gao-22-104759.pdf>
44. U.S. House of Representative Committee on Science (2022). Seeing CH₄ Clearly: Science-Based Approaches to Methane Monitoring in the Oil and Gas Sector. <https://science.house.gov/staff-reports/seeing-ch4-clearly-science-based-approaches-to-methane-monitoring-in-the-oil-and-gas-sector>

45. Vaughn, T.L., Bell, C.S., Pickering, C.K., Schwietzke, S., Heath, G.A., Pétron, G., Zimmerle, D.J., Schnell, R.C., and Nummedal, D. (2018). Temporal Variability Largely Explains Top-down/Bottom-up Difference in Methane Emission Estimates from a Natural Gas Production Region. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 11712–11717. <https://doi.org/10.1073/pnas.1805687115>.
46. Wang, D., Ye, W., Wu, G., Li, R., Guan, Y., Zhang, W., Wang, J., Shan, Y., and Hubacek, K. (2022). Greenhouse Gas Emissions from Municipal Wastewater Treatment Facilities in China from 2006 to 2019. *Sci. Data* 9, 317. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01439-7>.
47. Wang, F., Maksyutov, S., Janardanan, R., Tsuruta, A., Ito, A., Morino, I., Yoshida, Y., Tohjima, Y., Kaiser, J.W., Janssens-Maenhout, G., et al. (2021). Interannual Variability on Methane Emissions in Monsoon Asia Derived from GOSAT and Surface Observations. *Environ. Res. Lett.* 16, 024040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd352>.
48. 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., et al. (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 Chem. Phys.* 22, 6811–6841. <https://doi.org/10.5194/acp-22-6811-2022>.
49. Xu, A., Wu, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Ling, F., Huang, W., and 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>.
50. Yang, M. (2009). Climate Change and Energy Policies, Coal and Coalmine Methane in China. *Energy Policy* 37, 2858–2869. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.02.048>.
51. Zavala-Araiza, D., Alvarez, R.A., Lyon, D.R., Allen, D.T., Marchese, A.J., Zimmerle, D.J., and Hamburg, S.P. (2017). Super-Emitters in Natural Gas Infrastructure are Caused by Abnormal Process Conditions. *Nat. Commun.* 8, 14012. <https://doi.org/10.1038/ncomms14012>.
52. Zhang, J. (2021). Analysis of the Problems Existing in the Gas Monitoring System and the Analysis of Its Transformation and Application. *Inn. Mong. Coal Econ.* 191–192. <https://doi.org/10.13487/j.cnki.imce.019321>.
53. Zhang, B., Chen, G.Q., Li, J.S., and Tao, L. (2014). Methane Emissions of Energy Activities in China 1980–2007. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 29, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.060>.
54. Zhang, Q., Smith, K., Zhao, X., Jin, X., Wang, S., Shen, J., and Ren, Z.J. (2021a). Greenhouse Gas Emissions Associated with Urban Water Infrastructure: What We Have Learnt from China's Practice. *WIREs Water* 8, e1529. <https://doi.org/10.1002/wat2.1529>.
55. 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., et al. (2021b). Attribution of the Accelerating Increase in Atmospheric Methane During 2010–2018 by Inverse Analysis of GOSAT Observations. *Atmospheric Chem. Phys.* 21, 3643–3666. <https://doi.org/10.5194/acp-21-3643-2021>.
56. Zhao, A., O'Keefe, K., McJeon, H., Kyle, C.-S., Cui, R., Feldmann, J., Kennedy, K., Kennedy, K., Meisel, J., Nilov, D., et al. (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
57. Zhao, X., Jin, X.K., Guo, W., Zhang, C., Shan, Y.L., Du, M.X., Tillotson, M.R., Yang, H., Liao, X.W., and Li, Y.P. (2019). China's Urban Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Earths Future* 7, 480–490. <https://doi.org/10.1029/2018EF001113>.
58. Zhu, T., Bian, W., Zhang, S., Di, P., and Nie, B. (2017). An Improved Approach to Estimate Methane Emissions from Coal Mining in China. *Environ. Sci. Technol.* 51, 12072–12080. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01857>.

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