



AGFEP



2025 中国与全球食物政策报告

合作单位：

美国环保协会北京代表处

国际食物政策研究所

浙江大学中国农村发展研究院

中国农业大学资源与环境学院

中国农业科学院饲料研究所

中国科学院地理科学与资源研究所

中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心

北京大学城市与环境学院

上海市农业科学院

支持机构：

世界资源研究所(World Resources Institute)

食物和土地利用联盟(Food and Land Use Coalition)

天人文化（香港）有限公司



全球食物经济与政策研究院
Academy of Global Food Economics and Policy

2025 中国与全球食物政策报告

农食系统低碳转型 与食物营养安全协调发展





AGFEP

中国农业大学全球食物经济与政策研究院

Academy of Global Food Economics and Policy, China Agricultural University

全球食物经济与政策研究院 (Academy of Global Food Economics and Policy, AGFEP) 是中国农业大学校级研究院。中国农业大学讲席教授、国际食物政策研究所原所长 (IFPRI) 樊胜根任研究院院长, 研究院成员来自中国农业大学、浙江大学等高校和科研单位, 研究院聘请国内外14名食物政策、营养、农业经济等领域的专家作为学术委员会成员。

研究院秉持“立足中国, 放眼全球”的战略方针, 将国际视野与中国实践紧密结合, 建立跨部门多学科的研究体系, 围绕“农业食物系统转型”开展研究工作, 研究领域涵盖粮食安全、营养健康、绿色低碳、国际贸易与国际直接投资、食物—经济—环境—健康模型等。研究院不仅为我国政府提供决策建议, 同时也为重塑全球农业食物系统贡献力量。

The Academy of Global Food Economics and Policy (AGFEP) is a directly affiliated institute of China Agricultural University. The institute is headed by Dr. Shenggen Fan, chair professor at China Agricultural University and former Director General of the International Food Policy Research Institute (IFPRI). The members of AGFEP include faculty and researchers from China Agricultural University, Zhejiang University, and other academic institutions. The academic committee of AGFEP is composed of 14 scholars from both domestic and international communities, specializing in food policy, environmental science, nutrition, and agricultural economics.

With the key strategy of *Focusing on China, with a Global Perspective*, AGFEP features a close integration of the global agenda and China's practices, a multidisciplinary research approach, and a management mechanism emphasizing collaboration and talent development. AGFEP focuses on food systems transformation and aims to share China's experiences and lessons with the world. The key research areas include reshaping global and Chinese food systems, management research on unexpected public emergencies, and studies on the food-economy-environment-health nexus. The academy provides forward-looking and evidence-based strategic policy options for China as well as the global community.





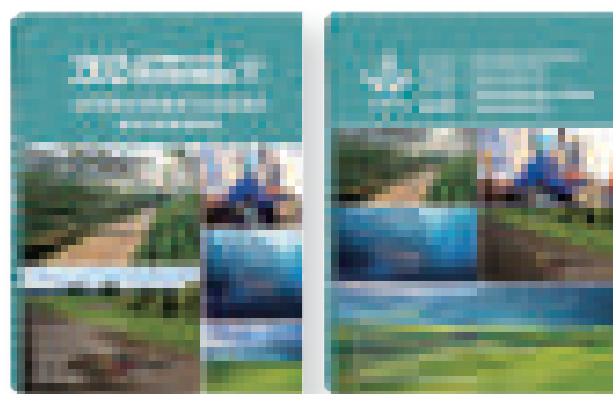
2021中国与全球食物政策报告：
后疫情时代农业食物系统的重新思考



2022中国与全球食物政策报告：
改革农业支持政策, 促进农食系统转型



2023中国与全球食物政策报告：
推动可持续健康膳食, 促进农食系统转型



2024中国与全球食物政策报告：
大食物观引领构建多元化供给体系, 推动农食系统转型



扫描二维码, 可获取历年中英文电子版
《中国与全球食物政策报告》



目 录

序 言 v
陈锡文

序 言 vi
孙其信

序 言 vii
钱克明

序 言 viii
陈萌山

中国农食系统低碳转型的战略选择 – 主要发现和结论 ix
樊胜根 高 霁 司 伟 孟 婷

1. 全球与中国农业食物系统低碳转型的进展和挑战 2
冯晓龙 许雪珍 樊胜根

2. 中国水稻甲烷减排路径及其综合效果评估 22
杨锦涛 张玉梅 张瑞增 樊胜根 周 胜 李扬阳 王 斌 杨晓光 陈志钢

3. 中国畜牧业低碳转型路径及其综合效果评估 38
孟 婷 毛戈平 侯 勇 王红亮 董利锋 张玉梅 柏兆海

4. 中国农业食物系统的能源转型 66
夏 芳 杨 树 周晓时 张玉梅 柴 利 赵玉菡 高 霁

5. 中国食物损失和浪费减量的碳排放效应与路径 90
薛 莉 成升魁 刘 刚 王晶晶 范 豪 牛 苒

6. 多措并举促进中国农业食物系统低碳转型 108
张玉梅 柴 利 陈俞全 孙田田 宋君清 樊胜根 裘 盈 孙 芳

致 谢 127



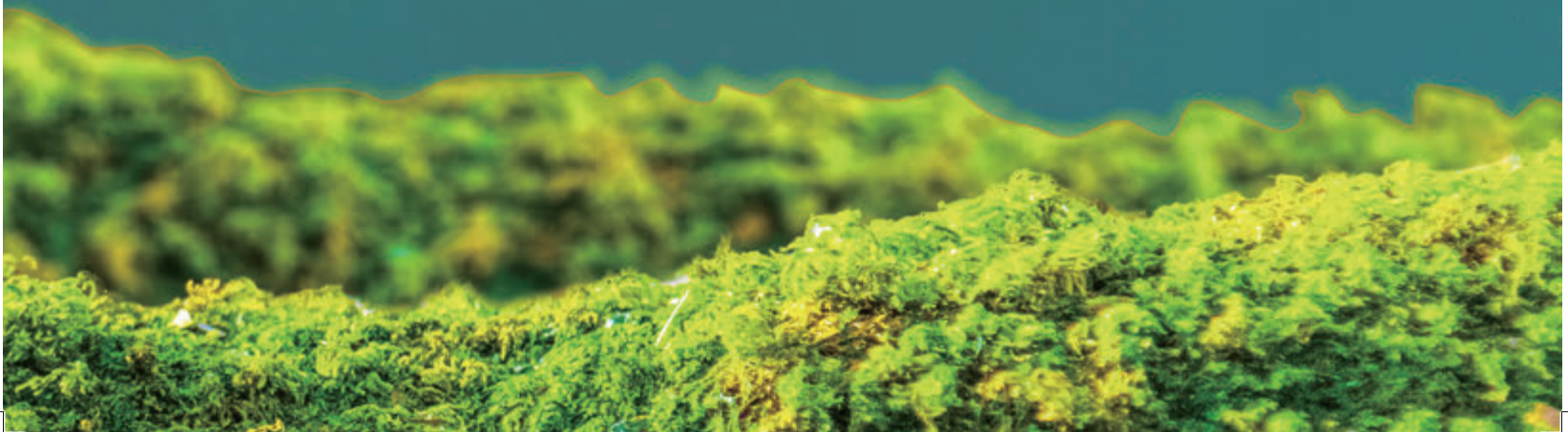
AGFEP





2025 中国与全球 食物政策报告

农食系统低碳转型与食物营养安全协调发展







序 言

党的二十大报告明确提出到 2035 年要基本实现社会主义现代化，“广泛形成绿色生产生活方式，碳排放达峰后稳中有降，生态环境根本好转，美丽中国目标基本实现”是现代化发展目标的重要内容。党的二十届三中全会进一步要求到 2035 年基本实现国家治理体系和治理能力现代化，其中“聚焦建设美丽中国，加快经济社会发展全面绿色转型，健全生态环境治理体系，推进生态优先、节约集约、绿色低碳发展，促进人与自然和谐共生”成为国家治理现代化的重要组成。

“三农”工作是全面建设社会主义现代化国家的重中之重，中国式现代化的“短腿”在三农。探索农业农村现代化的中国方案，是时代的使命，是历史的重托。乡村承载着保障农产品供给和粮食安全、保护生态环境、传承发展中华优秀传统文化等特有的功能。保护生态环境、维护生态安全的重点任务显然不在城市，而在乡村。长期以来，我们对资源环境施加的压力太大，对资源环境造成了严重的破坏，耕地面临南方土壤酸化、北方土壤盐碱化、东北黑土地退化等严峻挑战。虽然我们已经做到了化肥农药等的零增长甚至是减少使用量，但是生态环境的修复不是一朝一夕的事情。放眼全球，当前正值世界百年未有之大变局，全球气候变化对全球粮食供给和价格产生影响，进而深刻影响国际关系，我们在应对全球气候变化、维护国家粮食安全上不能掉以轻心。

乡村是生态文明的主战场，要牢固树立绿水青山就是金山银山的理念，树立正确的生态价值观、生态发展观、生态消费观和生态道德观，坚定不移走生态优先、绿色发展之路。要深入推进乡村生态文明建设，稳步推进农业减排固碳，推广免耕少耕播种技术，促进畜禽废弃物资源化利用，开展农业减排固碳技术攻关。要加快农业绿色低碳发展，加快形成绿色低碳生产生活方式，让绿色循环、低碳发展成为农业强国的鲜明底色，助力碳达峰碳中和。

在此背景下，以“农食系统低碳转型与食物营养安全协调发展”为主题的《2025 中国和全球食物政策报告》一如既往地体现了时代性和前瞻性。报告以数据和模型为基础，展示了中国农业食物系统低碳转型的总体进展和挑战，并围绕水稻、畜牧业、能源转型、减少食物损失和浪费等重点领域展开研究。报告体现了跨学科视角，既有国际视野，也贴切中国国情，相关结果及建议可为决策者、研究者、行业人员提供重要参考。报告将进一步促进中国农业食物系统转型，推动中国实现碳达峰碳中和目标，同时也为全球农业食物系统应对气候变化提供中国方案。

第十三届全国人大常委
农业与农村委员会主任委员



序 言

近年来，全球气候变化对世界经济发展、粮食与营养安全、民生福祉乃至人类生存构成严峻挑战。应对气候变化已成为国际社会的共同使命，在此背景下，推动农业食物系统可持续转型具有关键战略意义。从全球来看，农业食物系统是温室气体排放的重要来源之一。根据联合国政府间气候变化专门委员会（IPCC）第六次评估报告显示，当前农业食物系统贡献了全球 23%–42% 的温室气体排放量。未来随着全球人口持续增长和食物消费需求不断扩大，到 2050 年该领域的温室气体排放量可能较当前水平增长 60%–90%，这一趋势将对全球气候治理带来严峻挑战。中国始终是应对气候变化《巴黎协定》框架下全球气候治理的重要参与者和积极贡献者。2020 年，中国政府做出了“2030 年前实现碳达峰、2060 年前实现碳中和”的重要国际承诺，积极推动全球应对气候变化。2024 年 10 月，以“气候变化与农食系统转型”为主题的 2024 世界农业科技创新大会在北京平谷成功举办。本次大会由中国农业大学等机构联合主办，吸引了来自 76 个国家和地区的近 800 位行业领袖、专家学者、青年才俊，围绕关键议题展开深入研讨，共同商讨通过农业食物系统转型应对气候挑战的思路和方案。

在此背景下，由我校讲席教授樊胜根领衔，中国农业大学全球食物经济与政策研究院联合国内外多家单位共同开展深入研究，发布《2025 中国与全球食物政策报告》。这是研究院连续五年围绕农食系统转型开展研究并发布系列旗舰报告。今年的报告以“农业食物系统低碳转型”为核心议题，利用中国的实践案例、数据和跨学科交叉综合模型，重点围绕水稻、畜牧业、能源转型、减少食物损失和浪费等领域减排开展研究，探讨中国农业食物系统低碳转型路径与政策方案。报告指出，中国在水稻减排、畜牧减排、能源低碳转型、减少食物损失与浪费减排等方面取得积极进展。未来需要从提高认识，制定国家战略和行动方案、健全政策支持体系、加快高效绿色低碳多赢技术的研发推广、加强经营制度创新激发多主体参与、加强国际合作等方面深入推进农业食物系统低碳转型。

近年来，中国农业大学积极响应国家战略需要，在农业绿色低碳交叉创新学科建设、交叉创新型人才培养、跨学科研究协同攻关等多个方面进行布局。未来学校将一如既往的坚决扛起“国字号”农大的使命担当，聚焦农业绿色低碳关键技术攻关、强化前沿理论创新、深化人才培养改革，以“科技 – 理论 – 人才”协同驱动，全面提升服务国家粮食安全、农业绿色发展、乡村振兴等重大战略的能力，为建设农业强国贡献农大智慧。

孙其信

中国农业大学校长



序 言

气候变化是当今全球的重大挑战之一，农业与食物系统转型（以下简称“农食系统”）在应对这一危机中扮演着重要角色。农食系统涵盖从农业投入品生产、农业活动、土地使用变化到食品加工、运输、消费及废弃物处理的完整链条，贡献了全球约三分之一的温室气体排放，是全球温室气体排放的重要来源。农食系统低碳转型不仅是实现《巴黎协定》和联合国可持续发展目标（SDGs）的核心支柱，更是全球气候治理的战略重点。尽管全球积极推动农食系统低碳转型，但受限于国际承诺不足、技术推广瓶颈和资金短缺，转型进程依然面临阻碍。

中国农食系统低碳转型同样意义重大。中国以有限的资源支撑着庞大的人口，粮食安全、营养健康与气候变化减缓成为当前农食系统转型的三大重要任务。近年来，中国在农业生产环节的减排措施取得了一定进展，尤其在水稻种植、畜牧业减排、能源结构调整以及减少食物损失浪费等方面展现出积极成效。但随着居民膳食结构的持续变化，食品消费需求增长仍给减排目标带来持续压力，亟需进一步强化减排增效与资源利用的协同；这关系到中国的粮食安全、居民健康和可持续发展，也揭示了我国在新时期下的农食系统转型战略调整的目标、方向和政策着力点。

中国农业大学樊胜根讲席教授领衔的全球食物经济与政策研究院，联合国内外权威研究机构，共同发布《2025 年中国与全球食物政策报告》。报告以系统性视角聚焦全球与中国农食系统低碳转型的进展与挑战，深入分析水稻种植、畜牧业、能源转型及食物损失与浪费等关键领域的减排路径与成效。报告强调技术创新、政策优化（如碳市场建设、节粮减损立法）及社会协同的重要性，提出增强气候融资、完善碳核算体系、加速低碳技术推广等政策建议，为实现农食系统高质量低碳转型描绘了富有洞见的路线图。我们相信，这份报告的发布将为政策制定者、学术界和产业界提供重要参考，为推动农食系统向高效低碳、健康营养、可持续和包容性的方向转型，持续产生积极的社会影响，助力中国及全球实现更绿色、更具韧性的未来。

钱克明

中国农业科学院研究员
商务部原副部长



序 言

当前，全球气候变化正以前所未有的速度和广度影响着人类社会的可持续发展。极端天气频发、生态系统退化、粮食供应链受扰，已成为各国面临的共同挑战。党的二十大报告明确提出，“广泛形成绿色生产生活方式”“加快发展方式绿色转型”，这是我国迈向高质量发展新阶段的重要战略部署。农业既是碳排放的重要来源，也是实现“碳达峰碳中和”的关键领域。加快农业食物系统低碳转型，不仅是应对全球气候变化的迫切需要，更是保障国家粮食安全和食物安全、提升国民营养健康水平、推进生态文明建设的重要举措。

近年来，我国推进农业绿色发展取得了显著成效，实现了减污降碳的积极成果。化肥农药使用量持续下降，节水灌溉技术广泛应用，畜禽粪污资源化利用水平稳步提升，农业生产逐步向高效、绿色和低碳方向转变。然而，我们也要清醒地看到，随着居民膳食模式改变和消费结构升级，食物消费需求持续增长对资源环境的压力不断增大，农业减排增效仍面临诸多挑战，亟须加强理论研究，制定更加有力的政策支持。

在此背景下，《2025 中国与全球食物政策报告》以“农食系统低碳转型与食物营养安全协调发展”为主题，由中国农业大学樊胜根教授领衔的全球食物经济与政策研究院联合国内外权威机构共同完成，具有重要的现实意义和前瞻价值。本报告立足中国国情，面向全球视野，运用多学科交叉方法，深入分析水稻、畜牧、农业能源、食物损失与浪费等关键领域的减排路径，系统总结我国在农业低碳转型中的实践经验，提出了涵盖技术创新、制度设计、市场机制、国际合作等方面的政策建议，为推动农业绿色低碳发展提供了科学依据和决策参考。

我长期从事农业政策研究与管理实践，深知农业绿色发展不是选择题，而是必答题；不是短期行为，而是长远大计。当前，我国正处于由传统农业向现代农业加速转型的关键时期，必须坚持生态优先、节约集约、绿色低碳的发展理念，把农业减排固碳纳入乡村全面振兴和农业农村现代化总体布局之中，统筹考虑粮食安全、农民增收、产业发展、生态保护和气候变化应对，构建多方协同、上下联动、系统集成的绿色低碳发展新格局。

希望本报告的发布，能够进一步凝聚共识、激发创新、推动行动，在全社会营造重视农业低碳转型、支持绿色发展的良好氛围，为加快建设农业强国、实现人与自然和谐共生的中国式现代化贡献智慧和力量。

特别值得指出的是，今年的《中国与全球食物政策报告》是樊胜根教授领衔的中国农业大学全球食物经济政策研究院连续发布的第 5 个报告。我有幸参加了这些系列报告的研究讨论，见证了这些报告发挥的重大影响。这些报告以中国现实为切入点，覆盖全球农食系统，具有宽广的国际视野和生动的中国实践。这些报告整合农业经济学、环境科学、营养学、公共政策等学科理论方法，逐步形成了农业食物系统转型研究的规范模型，为农业经济学政策模拟提供了重要的工具。报告直接服务于国家战略需求，对助力健康中国战略目标和“双碳”目标的实现，推动农业和食物供给与营养需求统筹，推动贸易政策与健康目标协同，引导社会和消费者行为转变等，都发挥了重要的作用。这些报告已成为国家农食系统政策制定的科学支撑，也为全球可持续发展提供了可操作的解决方案，同时已成为国内外农业经济理论的重要参考文献，推动了农食系统的理论创新，体现了学术研究和现实需求的深度结合。

第四届国家食物与营养咨询委员会主任
中国农业科学院原党组书记



中国农食系统低碳转型的战略选择 – 主要发现和结论

樊胜根^{1,2} 高 霁³ 司 伟^{1,2} 孟 婷^{1,2}

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院
2. 中国农业大学经济管理学院
3. 美国环保协会北京代表处

农业与食物系统（以下简称“农食系统”）承载着保障人类食物与营养安全的重要功能，但目前受气候变化影响最大，是应对气候危机的关键领域。联合国粮农组织（FAO）报告显示，当前全球粮食与食物安全形势依然严峻，过去三年饥饿人口比例仍处于高位，2023 年仍有 9.1% 的世界人口处于营养不良状态。与此同时，农食系统的温室气体排放不容忽视。据 FAO 统计数据，2022 年全球农食系统年度温室气体排放量达 162.4 亿吨二氧化碳当量，占全球排放总量的 30.3%。通过优化农业用地碳封存路径，该领域至 2050 年可实现农林及其他土地利用的净零排放。农业食物系统既是重要排放源，同时兼具显著碳汇潜力，成为气候行动的核心之一。

在确保食物与营养安全的前提下，推进农食系统低碳转型已经成为国际共识。第二十八届缔约方大会 COP28（2023 年）首度将农食系统转型纳入《联合国气候变化框架公约》（UNFCCC）正式议程，标志着该领域取得制度性突破，会议通过的行动纲领强调全主体、跨领域的系统性变革；2024 年，联合国农食系统解决方案对话会议中，“加快农食系统转型的气候行动”成为六大支柱议题之一。中国、美国、欧盟和巴西等 161 个国家和地区共同签署的《关于韧性粮食体系、可持续农业及气候行动的阿联酋宣言》，明确指出农食系统的转型是实现《巴黎协定》温控目标的关键路径，并制定了包含具体指标的行动方案。

中国农食系统低碳转型具有显著的全球气候治理意义，既是实现国内“双碳”目标的战略需求，也是推动全球农食系统减排的关键环节。政府通过“双碳”国际承诺构建政策框架，形成以《2030 年前碳达峰行动方案》为统领、多领域实施方案为支撑的递进式治理体系，采取一系列行动全面推动国家自主贡献的实施，并取得积极成效。农业农村部和国家发改委也制定了《农业农村减排固碳实施方案》。这种“顶层设计 – 领域突破”的治理模式，不仅推动国家自主贡献目标实施进度超额完成，更通过南南气候合作机制，为全球农食系统转型贡献中国方案。

当前，中国农食系统正处于低碳转型的关键期，亟需前瞻性布局以应对全球气候危机，同时保障中国与全球食物营养安全。然而，农食系统低碳转型涉及产业链多个关键环节，需要在协调多重发展目标的同时，最小化其相互制约关系。因此，本报告聚焦农业食物系统碳排放问题，以“低碳转型”为核心理念、“系统思维”为方法论指导，重点探讨种植业与畜牧业生产方式转型、能源利用优化、食物损失与浪费治理等关键领域，以及这些领域的协同整合路径。研究通过技术创新、制度创新和国际合作三个维度的系统分析，探索实现减排固碳与营养安全双重目标的可行方案。

作为《中国与全球食物政策报告》系列的最新成果，本报告延续了 2021–2024 年度报告的研究脉络。此前四年的研究报告已先后探讨了农食系统转型方向、农业支持政策优化、可持续健康膳食模式构建，以及大食物观下的多元化食物供给体系等重大议题。本年度报告首次对中国农食系统碳排放总量与来源



进行了系统核算，并提出农食系统低碳转型的具体路径。报告采用多学科交叉研究方法，结合定量分析与政策情景模拟，在借鉴国际经验的同时立足中国实际，力求为政府部门、科研机构 and 行业实践者提供兼具系统性、科学性和前瞻性的政策参考与研究依据。本报告由中国农业大学全球食物经济与政策研究院（AGFEP）联合多家权威机构共同编撰，包括美国环保协会北京代表处、国际食物政策研究所、浙江大学中国农村发展研究院、中国农业大学资源与环境学院、中国农业科学院饲料研究所、中国科学院地理科学与资源研究所、中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心、北京大学城市与环境学院、上海市农业科学院等单位。

本报告的章节安排与研究内容如下：第一章系统梳理全球与中国农业食物系统低碳转型的进展、面临的挑战，进而提出促进农业食物系统低碳转型的对策建议。第二章评估了中国稻田甲烷排放特征、影响因素及典型低碳种植模式的减排潜力，提出区域差异化的低碳转型路径。第三章基于中国畜牧业碳排放现状，系统梳理国内外畜牧业减排路径与低碳实践，综合分析技术减排潜力、成本收益及综合影响，提出中国畜牧业低碳转型政策建议。第四章分析我国农食系统能源消耗和温室气体排放，并探究其“清洁替代、能效提升、循环再生”的能源转型路径。第五章量化了中国食物供应链损失和浪费特征，评估不同情景碳减排效应，梳理食物减损策略，提出减量路径，为食物浪费治理政策提供决策支持。第六章核算中国农业食物系统的温室气体排放和各种碳汇来源，总结各种减排措施和增汇路径，评估不同减排措施的效果，提出未来促进农业食物系统低碳转型的政策建议。

报告得出以下主要发现：

第一，农食系统低碳转型已成为全球议题。国际社会在水稻减排、畜牧减排、能源低碳转型、减少食物损失与浪费、膳食结构转型、以及农业、林业和其他土地利用等方面均取得积极进展。但是，中国农食系统低碳转型仍面临社会认知不足与战略规划缺位的双重制约、支撑方法体系亟需完善、支持政策比较缺乏、低碳技术研发和推广应用不足等挑战。

第二，中国水稻甲烷排放存在显著区域差异，低碳种植模式创新可显著降低排放强度。甲烷排放强度受土壤、水分、气候和管理措施等多因素交互影响，南方稻区双季轮作淹水时间长排放强度较高，东北稻区因低温短季自然优势排放较低。水分管理、施肥管理、种业创新等减排措施展现出巨大的协同减排效应，具备良好推广价值。

第三，中国畜牧业碳排放总量大，肠道发酵与粪便管理是主要排放环节。基于排放系数法，牛、猪、绵羊、其他畜禽碳排放占比分别为 49%、23%、13%、15%，肠道发酵的碳排放大于粪便管理，养殖耗能碳排放占比较少。生产端低碳畜牧品种选育、清洁能源采纳、牧场管理，消费端可替代蛋白与白肉替代红肉的结构转变等是可探索的减排路径，路径的选择需综合考察粮食安全、农民收入、资源环境的多重效益。

第四，中国农食系统典型行业能源消耗经历了结构性变化，自 2015 年起能源消耗导致的温室气体排放量趋于平稳，农食系统各阶段能源转型路径存在差异。2002–2021 年，电力在农食系统典型行业能耗占比逐渐上升，替代部分煤炭。2015 年起，系统能耗导致的温室气体排放量约 6.3 亿吨二氧化碳当量。产中转型需要需求与供给双重驱动，产前产后可借鉴工商业经验，废弃物可资源化处理。

第五，中国在食物供应链各环节存在显著的损失与浪费现象，系统性减损可带来显著的碳减排效应。我国食物损失和浪费主要发生在产后处理（41.6%）、生产（22.7%）和消费（19.6%）环节，其中果蔬类占比最高；由各环节食物损失浪费所导致的碳排放约占全国碳排放总量的 4%，消费端浪费减少 50% 可实现 31% 的碳减排，潜力最大。当前我国已建立覆盖全链条的减损政策体系，本研究为其完善提供了量化支撑。

第六，农业食物系统是重要的碳排放来源，未来仍将继续增加，但由于碳排放来源复杂，单一措施减排效果有限，未来亟需多措并举推进农业食物系统减排。2021 年，中国农业食物系统的温室气体排放为 15.9 亿吨二氧化碳当量，占全部温室气体排放的 12%，比 2005 年增加 3.6 亿吨。若不采取有效措施，2060 年农业食物系统的碳排放当量可能超过 18 亿吨二氧化碳当量。采取提高生产力、低碳技术、减少损失和浪费、调整食物消费结构和能源低碳转型升级等多种减排措施能够在一定程度上实现增产和减排的



协同效应，在综合方案下，农业食物系统碳减排幅度将高于 60%，仅为 6.5 亿吨二氧化碳当量。

最后，土地、土地利用和林业碳汇显著增加，未来增汇潜力巨大。2021 年中国土地、土地利用和林业碳汇达 13.2 亿吨，林业生态修复工程建设、农田管理、生态碳汇封存、草原生态保护等许多措施在增汇中发挥了重要作用，未来仍具有较大的提升空间，若仅考虑森林碳汇增加，而其他碳汇不变，2060 年土地、土地利用和林业碳汇有望增加至 17.6 亿吨，在综合减排情景下，不仅完全能够中和农业食物系统的碳排放，并有约 11 亿吨的节余，可为全部行业碳中和目标做贡献。

基于以上研究发现，本报告提出如下对策建议：

一是农食系统具有巨大的减排潜力，从提高认识、政策、技术、制度创新、国际合作等途径加快推动农食系统低碳转型。提高对农食系统低碳转型的认识，制定国家战略和行动方案。在建立促进农食系统低碳转型的政策支持体系的同时，加快高效绿色低碳多赢技术的研发和推广。鼓励经营制度创新，激发多主体参与低碳转型，并加强农食系统低碳转型的国际合作。

二是从人工智能技术、现代育种创新与制度变革三方面协同推动种植业尤其是水稻领域减排甲烷减排。推广“AI+ 农业”集成应用，通过智能感知与精准调控降低人力成本，提升水分管理与施肥效率；加大低排放、营养协同型品种的育种投入，实现产量、营养与减排的多目标协同；完善土地流转和激励机制，促进小农户向规模化主体集聚，提升减排技术采纳率，构建可推广、可持续的减排体系。

三是完善畜牧业碳排放监测，促进绿色低碳技术创新，倡导膳食均衡与种养循环。完善碳排放监测与核算体系构建，加快对牲畜育种、新型饲料添加剂、清洁能源、可替代蛋白等的研发进度，推进智能化、信息化技术在碳排放监测与养殖流程优化上的应用。推广种养循环、生态养殖，打造低碳产品名片，以消费端需求转变带动畜牧业产业结构升级。健全政策扶持，探索碳市场交易，鼓励企业做技术创新尝试，以精准前瞻引导畜牧业低碳发展。

四是关注农食系统能源转型，推进转型需要一系列有针对性的措施，涵盖部门协作、技术研发与推广、信息支撑、激励机制构建以及国际合作。跨部门协作，整合并创新政策工具；关键技术的研发与推广；能源转型信息平台建设与信息支持；减排激励机制的完善与创新；加强双向技术国际合作，主动参与国际规则的制定与修订。

五是食物减损是减排的重要环节，应聚焦链条协同、行为转型与制度保障三大方向，推动系统性、低碳化与法治化治理进程。强化供应链协同，完善冷链设施与数字系统，推动减损减碳一体化；引导消费行为转型，通过政策激励与宣传教育培育节粮文化；健全政策法治体系，推进跨部门协同与地方立法，提升治理效能并拓展国际合作。

六是制定农业食物系统低碳转型方案，多措并举推进减排和多管齐下增汇协同发展。将各环节碳排放纳入统一框架，建立核算监测体系，分阶段明确任务；借助新技术实现增产减排，研发和推广绿色低碳与增产协同技术，提升农业生产力，降低成本；采取植树造林、保护性耕作和草原生态保护等多种措施增加碳汇，促进增汇与增收双赢；激励生产主体采取各种减排措施，引导消费者优化膳食和减少浪费，践行碳中和行动。



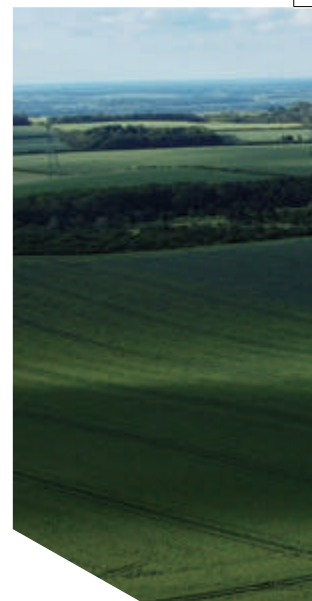
1.

全球与中国农业食物系统 低碳转型的进展和挑战

冯晓龙^{1,2} 许雪珍^{1,2} 樊胜根^{1,2}

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院

2. 中国农业大学经济管理学院



主要发现

■ 农食系统低碳转型对实现《巴黎协定》目标意义重大，正在全球加速推进。联合国食物系统峰会将农食系统转型置于全球政策议程首位，联合国粮食及农业组织发布多项战略计划，促进全球农食系统低碳转型行动落地落实。《联合国气候变化框架公约》缔约方会议也将农食系统减排纳入全球气候行动框架，发布首个关于农食系统与气候变化的宣言。世界银行持续加大对农食系统转型的气候融资支持。

■ 全球农食系统低碳转型取得一系列进展。国际水稻减排在水分管理、种植模式创新、土壤改良技术、低碳品种筛选等方面进展显著。全球畜牧业减排治理体系加速成型，在国家气候承诺与技术管理方面进入新阶段。多国出台能源转型政策推动农食系统低碳化，可再生能源在农食产业链环节的应用规模不断扩大。全球在减少食物损失与浪费方面作出积极努力，可持续健康膳食模式多元化发展，气候友好型膳食体系构建和替代蛋白技术取得实质进展。全球生态系统在森林碳汇管理、土壤可持续管理、海洋及草地碳汇开发等领域取得进展，部分发达国家在碳汇市场机制建设方面做出重要探索。但总体来看，全球农食系统低碳转型仍面临着国际承诺不足、行动进展缓慢、资金和投资不足、技术研发应用不足等挑战。

■ 中国制定农业低碳发展战略规划，在国家自主贡献中提出农业减排增效、生态系统碳汇新举措。水稻和畜牧生产的政策和技术措施不断创新，减排效果显著。可再生能源发展、生物质能应用和多种节能型农业项目推广不断加快，农业能源低碳化转型进展明显。建立“立法+国家行动”的减少食物损失与浪费机制，粮食全产业链节约减损成

效明显，减少食物浪费行动进展显著。膳食转型制度框架基本形成，发布居民膳食指南，引导居民膳食结构转型。通过农田碳汇、林业碳汇及草地保护恢复等系统部署，生态系统碳汇功能显著提升。然而，中国农食系统低碳转型仍存在社会认知不足与战略规划缺位的双重制约、支撑方法体系亟需完善、支持政策比较缺乏、低碳技术研发和推广应用不足等挑战。

政策建议

■ 农食系统减排潜力巨大，未来应系统推动农食系统低碳转型。第一，农食系统低碳转型是项系统工程，需要全社会提高对农食系统减排的认识，制定国家战略和行动方案，构建政府引导、多元主体协同参与的运行模式，加强农食系统碳排放监测核算和低碳转型评估体系建设。第二，将低碳政策工具扩展至农食系统全链条，通过增加政策种类、优化政策支持结构、加强基础设施建设、调整政策支持方向、增强生态碳汇市场交易等建立促进农食系统低碳转型的政策支持体系。第三，加大种植业尤其是水稻减排、畜牧减排、农田土壤固碳等绿色减排固碳技术研发力度，加强“AI+农业”、气候智能型农业生产模式创新，加快推广绿色减排固碳技术，激励经营主体积极采用新技术，增强农食系统减排固碳能力。第四，充分发挥企业、社会化服务体系、新型经营主体等在农食系统低碳转型中的重要作用，让消费者和企业成为农食系统减排行动的积极参与者。第五，借鉴学习国际农食系统减排经验和措施，与贸易伙伴国建立绿色低碳供应链合作战略，分享中国农食系统低碳转型经验，推动农食系统低碳转型国际合作。



1.1 全球农业食物系统低碳转型进展与挑战

1.1.1 全球农业食物系统低碳转型历程

农业食物系统（以下简称农食系统）是减缓和适应气候变化的关键部门（Rosenzweig et al., 2020; Rosenzweig et al., 2021; Costa et al., 2022）。自 2015 年《巴黎协定》以来，农食系统低碳转型受到国际社会的广泛重视（Amahnui et al., 2025），在国家自主贡献（NDCs）中的作用突出。作为《巴黎协定》的核心履约机制，几乎所有缔约方国家都在其 NDCs 中将农食系统确定为适应气候变化（94%）和减缓气候变化（91%）的优先事项（Crumpler et al., 2024），凸显农食系统低碳转型作为气候变化解决方案的巨大潜力。农食系统是温室气体排放的重要来源，涵盖了农业投入品制造、农业生产、土地利用变化、食品加工、包装、运输和零售等供应链、家庭消费和粮食系统废弃物处理等一系列相互关联的活动（Karl et al., 2024; Amahnui et al., 2025）。研究表明，全球温室气体总排放量的三分之一来自于农食系统（Crippa et al., 2021; Costa et al., 2022），其中农食系统温室气体排放的最大来源是农业生产环节，贡献总排放量的 39%，土地利用及其变化活动占比达到 32%，供应链活动占比达到 29%（Crippa et al., 2021）。另有数据表明，2017 年，食物损失和浪费产生的温室气体达到 93 亿吨二氧化碳当量，约占全球农食系统温室气体排放量的一半（Zhu et al., 2023）。联合国政府间气候变化专门委员会（IPCC）第六次评估报告提出，1990–2018 年农食系统温室气体排放量从每年 140 亿吨二氧化碳当量增加到 170 亿吨二氧化碳当量，

增长 21.4%（Babiker et al., 2022）。预计未来农食系统温室气体排放量将随着人口增长和食物消费需求的增加而持续上升，到 2050 年，将增长 60%–90%（Riahi et al., 2017; Springmann et al., 2018; Mbow et al., 2019）。倘若保持农食系统当前的温室气体排放趋势，即使现在立即停止化石燃料的排放，其庞大排放也可能会阻碍本世纪末全球 1.5℃ 和 2℃ 的气候目标实现（Clark et al., 2020）。因此，农食系统低碳转型势在必行，对于如期实现《巴黎协定》目标具有重大意义。

在全球层面，农食系统转型议题的重要性日益凸显，联合国已着手推进农食系统转型。农食系统转型关系到联合国 17 项可持续发展目标（SDGs）的实现，是可持续发展的核心议程（樊胜根等，2022）。联合国食物系统峰会（UN Food Systems Summit）于 2021 年 9 月 23 日在纽约召开，此次峰会将食物系统推进到全球政策议程的首位（IFPRI, 2022），标志着农食系统转型成为全球重要议题^①。峰会旨在取得以下成果^②，包括制定重大行动和可衡量的进展方案、提高认识、制定原则、建立后续行动和审查制度等。峰会还确定五大行动轨道以实现目标。随后，联合国成立食物系统协调中心，旨在推动全球食物系统转型。联合国食物系统峰会阶段成果总结推进大会于 2023 年 7 月 24–26 日在意大利罗马联合国粮食及农业组织（FAO）总部举行，来自约 180 个国家和地区的 2000 多名代表参会，有 100 多个国家自愿提交农食系统转型进展报告。

FAO 积极推进全球农食系统低碳转型行动落地落实。2018 年 FAO 发布《可持续粮食系统：概念和框架》，指出农食系统在环境方面的可持续性

① <https://cn.ifpri.org/archives/7302>

② <https://www.un.org/zh/food-systems-summit/about>



取决于确保农食系统活动对自然环境的影响是积极的或中性的（FAO，2018）。2021年FAO发布《2022–2031年战略框架》，着力推动农食系统更高效、更包容、更有韧性且更可持续的转型，实现更好生产、更好营养、更好环境和更好生活，不让任何人掉队（FAO，2021）。2022年FAO发布《2022–2031年气候变化战略》，要求通过减少生态系统转换、农场能源使用以及食物损失和浪费等方式，解决与农食系统温室气体排放有关的问题，力争早日建成可持续、低排放、适应气候变化的全新体系（FAO，2022）。FAO在全球气候议程和行动中推动建立具有气候韧性和低排放的农食系统。在第27届联合国气候变化大会（简称：COP27）上，FAO明确提出要把农食系统转型摆在气候行动全局的核心位置。在第28届联合国气候变化大会（简称：COP28）上，FAO发布了在不突破1.5℃阈值的情况下实现SDG2的《全球路线图》，确定10个领域内的120项行动和关键里程碑，旨在到2030年减少25%的农食系统温室气体排放总量、到2035年实现农食系统碳中和、以及到2050年将农食系统从净排放部门转化为净碳汇部门^①。FAO同时支持“通过国家自主贡献和国家适应计划提高土地利用和农业的气候雄心”（SCALA）、“加强农业适应”（SAGA）等计划项目，推动全球范围内农食系统的气候行动（FAO，2023）。

《联合国气候变化框架公约》（UNFCCC）缔约方会议已将农食系统减排纳入全球应对气候变化框架。在2021年举办的第26届联合国气候变化大会（简称：COP26）上，多国做出与农业、林业和其他土地利用（Agriculture, Forestry, and Other Land Uses, AFOLU）相关的计划和承诺，137个国家签订《关于森林和土地利用的格拉斯哥领导人宣言》，承诺到2030年停止并扭转全球毁林与土地退化进程^②；100多个国家签署《全球甲烷承诺》，承诺到2030年减少30%的全球甲烷排放，包括农业部门的甲烷排放^③。在2022年举办的COP27上，农业和粮食安全成为重点议题，会议确定在农业和粮食安全方面联合实施气候行动，并推出两项与食物系统

相关的倡议，即促进粮食与农业可持续发展转型倡议和气候行动与营养倡议^④。2023年举办的COP28在农食系统气候行动方面取得突破性进展，这是近30年联合国气候变化大会中首次认识到农食系统在应对气候变化中的重要性，也标志着农食系统减排正式步入国际气候合作的舞台中心（樊胜根和张玉梅，2024）。COP28首次设立专门的“粮食、农业和水（Food, Agriculture and Water）”主题日，聚焦讨论粮食安全问题。代表世界57亿的人口，70%的粮食生产力和76%的农食系统温室气体排放量的134个国家签署《关于韧性粮食体系、可持续农业及气候行动的阿联酋宣言》，承诺到2025年将农业和粮食系统纳入各自的国家气候行动。这是全球气候峰会历史上首个关于农食系统与气候变化的宣言，也是COP28农食系统议程的核心成果之一，旨在实现全球农食系统减排的同时，保护受气候变化影响最大地区的农民生计。COP28主席国阿联酋也宣布，国际社会已动员超过25亿美元资金用于支持粮食安全，同时应对气候变化以及开展农食系统创新等。在COP28上，由农民、一线社区、企业、慈善机构、城市、消费者等多元主体构成的非国家行为团体共同发起“粮食系统行动呼吁”（Food Systems Call to Action），旨在推动农食系统转型，实现人类福祉、自然保护和气候行动的多重目标^⑤。2024年举办的第29届联合国气候变化大会（简称：COP29）延续COP28对农食系统的关注，呼吁各国将农食系统全面纳入NDC。在“粮食、农业和水”主题日上，重点讨论利益相关方如何齐心协力解决粮食和农业问题，《减少有机废物中甲烷宣言》于主题日当天启动，美国、加拿大、墨西哥等30多个合计占全球有机废物甲烷排放量47%的国家承诺在未来NDC中设定相关部门的减排目标。FAO与COP29主席国联合发起“巴库农民与气候和谐发展倡议（Baku Harmoniya Climate Initiative for Farmers）”，为农食系统相关各方提供协作平台，推动构建气候融资格局，加速向可持续和有韧性的农食系统转型。

世界银行利用金融政策工具，推动农食系统实

① <https://www.fao.org/interactive/sdg2-roadmap/en/>

② <https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/ukgwa/20230418183423/>

③ <https://ukcop26.org/the-glasgow-climate-pact/>

④ <https://unfccc.int/topics/land-use/workstreams/agriculture#SB-62-June-2025>

⑤ <https://climatechampions.unfccc.int/the-food-systems-call-to-action/>



现绿色、韧性和包容性发展。世界银行是向发展中国家提供气候融资最多的多边机构，帮助各国减少贫困和积极应对农食系统气候变化挑战，相关投资项目包括农食系统的气候适应与韧性、粮食安全、生态系统保护、能源转型和产业链优化等^①。世界银行通过两项气候变化行动计划（CCAP）持续加大对农食系统的气候融资和行动支持。2016年，世界银行推出 CCAP（2016–2020），承诺到 2020 年将气候融资在其贷款总额中的比重提高到 28%，并明确将农食系统列为深化和扩大气候变化行动的六大优先领域之一。气候智慧型土地利用作为 CCAP（2016–2020）的一项重点任务，旨在提高粮食安全、减少温室气体排放和保护自然资源（WBG，2016）。CCAP（2016–2020）执行期间，世界银行提供了超过 830 亿美元的气候融资，2018 年以来，每年都超额完成了上一年度的气候融资目标，同时气候适应支持力度占气候融资比重也从 2016 年的 40% 增加到 2020 年的 52%（WBG，2021）。2021 年，世界银行制定 CCAP（2021–2025），将工作重点从投资绿色项目扩大到帮助各国全面整合气候与发展目标，明确和优先支持农食系统等五大领域的气候减缓与适应机遇，进一步提高气候融资。世界银行承诺在 2021–2025 年的五年内，将气候融资比例从 2020 年的 28% 提高到平均 35%，至少 50% 的气候融资将用于气候适应。CCAP（2021–2025）助力农食系统可持续转型的行动计划包括扩大可再生能源系统的规模、加大对气候智能型农业的支持、鼓励对基于自然的解决方案的投资、讨论处理粮食损失与浪费问题所涉及的政策选择和权衡、利用私人投资优化农业碳汇、降低私人农业投资风险（WBG，2021）。

1.1.2 全球农业食物系统低碳转型进展

农食系统低碳转型路径需要从供给侧和需求侧两方面，统筹考虑从食品生产到消费的全过程，协调农业、生态系统、工业、能源、交通多个部门的减排固碳行动，推动政府、农民、企业、消费者等多元利益相关主体的参与，从而实现更全面和更协调的减排固碳效果（Costa et al., 2022; Wang et al., 2025）。供给侧低碳转型路径着重改进技术和管理，包括具体的生产实践和能源使用模式（Springmann

et al., 2018; Qi et al., 2024）。对于能源使用，提高农业能源效率、减少产业链能耗、促进农业和食物生产能源使用转移到非化石能源、扩大清洁能源和可再生能源的使用规模，可降低农业生产和食品工业的碳足迹（陈美安等，2023; Searchinger et al., 2019; Grubler et al., 2018）。需求侧低碳转型路径重视引导和改变消费者行为，包括减少食物浪费和损失、向健康和环境友好型膳食转型等减排措施（Springmann et al., 2018; Searchinger et al., 2019; Humpenöder et al., 2024）。对于 AFOLU 部门，保护和恢复自然生态系统、限制高碳密度的自然生态系统用地转换，优先考虑可持续农业管理和土地使用，采取土地利用优化和固碳增汇策略，对于减缓气候变化具有重要意义（Searchinger et al., 2019; Clark and Tilman, 2017; Qi et al., 2024; Wang et al., 2025）。在推进农食系统低碳转型过程中，还需要统筹与粮食安全、脆弱群体生计等其他可持续发展目标的协同关系，实现可持续和包容增长、加快社会经济发展（Wang et al., 2025）。

为此，本部分聚焦农食系统减排固碳关键部分，重点从水稻、畜牧业、能源、减少食物损失与浪费、膳食结构转型等方面梳理全球农食系统减排进展，同时总结全球 AFOLU 增汇进展。

（1）全球水稻减排进展

国际在水稻种植的水分管理、种植模式创新、土壤改良技术、秸秆堆肥应用及低碳品种筛选等关键领域取得突破性进展。国际水稻研究所（IRRI）与国家农业研究和推广系统（NARES）的合作伙伴共同研发并推广的干湿交替灌溉技术（Alternate Wetting and Drying, AWD），作为一项革命性的水管理技术，通过优化灌溉方式，显著减少稻田甲烷和氧化亚氮的排放，全球变暖潜势（GWP）降低 26%–29%（Tran et al., 2018）。集成“有机氮优化管理”（OPTM）与间歇性灌溉技术，可有效降低中国、印度及非洲等主产区的净温室气体排放与净 GWP 强度（Liu et al., 2024）。目前，AWD 已被菲律宾、越南和孟加拉国等东南亚主要水稻产区广泛应用。日本则推行延长中期烤田技术，在确保产量的前提下，有效控制甲烷排放，并编制《抑制稻田甲烷排放的新式水分管理技术手册》^②推广此技术。

^① <https://www.worldbank.org/en/topic/climatechange/overview>

^② https://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/methane_manual.pdf



埃及等非洲国家通过调整水稻种植面积，实现水资源的合理配置与减排^①。此外，种植模式的优化也取得重要进展，稻-油模式相较于稻-麦、再生稻和双季稻模式，能显著降低温室气体排放强度（张浪等，2019；陈友德等，2020；李成伟等，2022）。Gao 等（2025）认为通过优化种植模式与资源管理，全球水稻产量预计提升 36%，同时实现温室气体排放量减少 23%、氮素损失降低 32%。现有研究还从促进甲烷氧化与抑制产甲烷过程实现减排。例如，在盐渍土中配合使用磷石膏、生物炭及氮磷钾锌肥料可促进甲烷氧化（Khatun et al., 2021），而醋酸纤维素-乙烯利复合抑制剂则能将甲烷生成抑制率提升至 43%（Cho et al., 2022）。秸秆管理技术的改善在减少温室气体排放及提升土壤质量方面作用显著。一方面，秸秆离田后可转化为成型燃料替代标准煤，降低排放（冯新新等，2022）。例如丹麦率先使用秸秆发电^②、欧盟采用生物质燃料^③。另一方面，炭化还田技术可将秸秆转化为生物炭，施用于农田，增加土壤碳储量（朱真令等，2024）。进一步地，Bhattacharyya 等（2019）在印度的研究揭示不同水稻品种在甲烷排放量上的差异可达 5.7 倍，这一发现为从基因型角度培育低排放水稻品种提供可行性。Tanaka 等（2024）开发的 OsbZIP1 基因突变水稻和中国节水抗旱稻（WDR）的研发，标志着全球在培育低排放、高产量的水稻品种方面取得新进展。国际社会于 2021 年启动“农业气候创新使命”（AIM for Climate），重点增加对农业减排技术研发与示范（RD&D）的投资。截至 2023 年，该倡议已形成由 47 个国家和 400 余个机构组成的联盟，累计筹集资金超 80 亿美元，并推动 30 项“创新冲刺”项目落地，其中水稻可持续生产被列为优先领域（Boehm et al., 2023）。

（2）全球畜牧业减排进展

全球畜牧业减排治理体系加速成型，在国家气候承诺与系统路径构建方面进入新阶段。畜牧业是农食系统温室气体排放的一大来源，畜禽粪便和肠道发酵产生的甲烷排放量约占全球甲烷排放的 32%

（UNEP and CCAC, 2021）。当前已有三分之一以上的国家在其气候承诺中纳入与畜牧业有关的减缓措施，一半以上的国家表示畜牧体系是农业适应的重点领域（FAO, 2023）。FAO 确定了五项实际行动，以实现低排放的畜牧体系，包括提高畜牧业生产和资源利用的效率；加大回收力度，尽量减少损失，实现循环生物经济；利用基于自然的解决方案来增加碳补偿；争取健康、可持续的膳食，寻找蛋白质替代品；制定政策措施以推动变革（FAO, 2019）。

全球畜牧业减排行动在突破性技术研发方面取得显著进展，系统性牧场管理方案已形成多国示范效应。畜牧业的减排重点在于改善饲料、提高反刍动物消化率和优化牧场管理。全球甲烷中心投入 2 亿美元启动的肠道发酵研发加速器（Enteric Fermentation R&D Accelerator）资助计划，重点突破饲料添加剂研发、低排放牲畜培育、瘤胃微生物研究、甲烷疫苗研发以及甲烷测量成本控制^④。3-Nitrooxypropanol（3-NOP）饲料添加剂具有平均减少 30% 甲烷排放的潜力，已在欧盟、澳大利亚、巴西等地区和国家进入商业化应用阶段。动物基因育种技术不断推进，新西兰已成功培育低排放绵羊品种，首批低甲烷遗传性状育种材料于 2023 年上市（Boehm et al., 2023）。粪污管理聚焦粪污收集、储存和资源化利用三个关键阶段（Zhang et al., 2023）。例如美国农业甲烷减排重点关注粪污管理环节，包括推广厌氧甲烷消化器、固液分离器等设备，实施深埋、堆肥等生产实践，促进农场可再生能源的利用等^⑤。在牧场管理方面，整合饲料优化（优质草料/减排添加剂/饲粮平衡）、动物健康管理（兽医护理/精准营养）、遗传育种（低排放品种/繁殖效率提升）及草地改良（科学轮牧/载畜率调控/农牧结合）等措施，能为畜牧业减排和生产效率提升作出贡献。美国、新西兰、中国、欧洲等国家和地区正在通过牧场管理优化迈向低排放畜牧系统，致力于建立净零碳排放示范牧场；FAO 正在与非洲、亚洲和拉丁美洲国家合作，开展和确定

① <https://unfccc.int/documents/204823>

② <https://www.ccchina.org.cn/Detail.aspx?newsId=19512&TId=58>

③ <https://www.beipa.org.cn/newsinfo/7226534.html>

④ <https://www.globalmethanehub.org/2023/12/02/enteric-fermentation-research-development-accelerator-a-200m-agricultural-methane-mitigation-funding-initiative/>

⑤ <https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2021/11/US-Methane-Emissions-Reduction-Action-Plan-1.pdf>



上述牧场管理相关的减排措施和最佳实践^①。

(3) 全球能源转型进展

全球农食系统能源使用与化石燃料脱钩成为关键事项，多国出台能源转型政策推动农食系统去碳化进程。农食系统能源使用大部分依赖化石燃料，全球约 30% 的能源在农食系统中被消耗，这些能源消耗约占农食系统温室气体排放量的三分之一（IRENA and FAO, 2021）。可再生能源替代化石燃料受到极大关注，FAO 于 2011 年提出能源智能型粮食计划，旨在通过提高能源效率、使用可再生能源、将农业食品链中的废弃物转化为能源加强循环利用，以及采取水-能源-粮食联动的创新绿色能源解决方案，增加农食系统获得可再生能源的机会。国际可再生能源署（IRENA）与 FAO 在 COP26 联合发布《可再生能源促进农业粮食体系发展》，强调可再生能源在满足全球农食系统的电力、供暖、制冷和运输等需求方面发挥关键作用（IRENA and FAO, 2021）。可再生能源政策的出台和实施在国家和区域层面取得显著进展。例如，澳大利亚的可再生能源目标（Renewable Energy Target），巴西的生物燃料政策（RenovaBio）和 NDC，加拿大的清洁燃料标准（Clean Fuel Standard），美国的可再生燃料标准（Renewable Fuel Standards），以及欧盟的可再生能源指令 II（EU-RED II），均强调了增加可再生能源推动能源系统去碳化的目标，部分政策对于减少可再生能源生产的潜在环境影响和社会权衡作出了明确规定（Nabuurs et al., 2022）。

太阳能、可再生生物能源、风能、水电在农食产业链多个环节的应用规模不断扩大。在农业生产环节，可再生能源已广泛应用于灌溉、照明、供暖等。太阳能灌溉系统的生命周期排放量比电网或柴油驱动的水泵低 95%-98%（IRENA and FAO, 2021），在发展中国家发展迅速。例如，印度截至 2020 年部署超过 27.2 万个相关系统（IRENA and FAO, 2021）。农业光伏（APV）通过“农光互补”模式优化土地利用，日本、法国、美国、韩国和中国等自 2017 年起出台专项支持政策（Schindele et al., 2017）。此外，风能和水电在灌溉与发电中潜力显著（Rahman et al., 2022），农村可再生能源建设、电网改造、农机电气化等进一步推动生产绿电

供应和产业模式创新。在流通环节，物流绿色转型备受关注。基于太阳能的冷却系统正在减少亚洲、非洲等地区食物损失、改善市场准入并实现相关减排（IRENA and FAO, 2021）；沼气驱动的制冷基础设施、环保型低 GWP 制冷剂和轻型货运电动化得到推广应用（陈美安等, 2023）。在加工环节，基于可再生能源的食物加工系统开始出现。非洲利用太阳能驱动谷物加工设备；乌干达、塞拉利昂、缅甸和尼泊尔等地依托水电、生物质微电网支持农产品加工；新西兰乳业和冰岛渔业则采用地热能满足加工所需的电力与热能（IRENA and FAO, 2021）。在废弃物处理环节，生物质副产品的能源化利用规模不断扩大。作物秸秆、畜禽粪便、农业加工材料、餐厨垃圾等转化为沼气，向烹饪、取暖等多环节提供可持续能源，并在甘蔗、木薯、稻谷、屠宰场、食品加工和餐厨垃圾处理等多个经济部门运营。据估计，全球 1.25 亿人使用沼气做饭，主要分布于中国、尼泊尔、越南、印度和孟加拉国等国。越南通过畜牧业沼气计划在 2003-2020 年建成 29 万个沼气池，解决牲畜粪污管理问题并改善超过 170 万人的生活条件（IRENA and FAO, 2021）。

(4) 全球减少食物损失与浪费进展

全球减少食物损失与浪费的框架初步形成，国际社会通过设定战略目标、政策措施、法律法规、行动倡议、政企合作等方式遏制食物损失与浪费，在目标、测算、行动三方面作出积极努力。全球范围内每年供人类消费而生产的食物约有三分之一（相当于 13 亿吨）被损失或浪费（FAO, 2011）。从农场收获后到零售阶段之前的供应链中，食物损失超过 13%；零售、餐饮服务和家庭层面的食物浪费则达到 19%。这些食物损失和浪费代表着食物全链条中土地、水、能源和其他资源投入的无效消耗，以及全球 8%-10% 的温室气体排放（Mbow et al., 2019）。2015 年，联合国将食物损失和浪费列入全球议程，SDGs 12.3 目标明确要求，到 2030 年将零售和消费者层面的全球人均食物浪费减少一半，并减少生产和供应链中的食物损失。世界资源研究所（WRI）发起的“夺标 12.3”（Champions 12.3）是有关食物损失和浪费的一项重要国际倡议，通过世界各地的公私部门协同加速 SDGs 12.3 目标

^① <https://www.fao.org/in-action/enteric-methane/background/best-practices/en>



落地进程^①。

在目标方面，截至 2021 年底，全球 55% 人口所在的国家和地区集团制定了与 SDGs 12.3 相一致的减少食物损失和浪费目标，包括非洲联盟、阿根廷、澳大利亚、中国、欧盟、印度尼西亚、日本、马来西亚、南非、阿拉伯联合酋长国、英国、美国、越南；全球 50 家最大的食品公司中已有 39 家设定了相关目标（Lipinski，2022）。

在测算方面，国际社会建立系统化的食物损失与浪费监测评估体系。FAO 和联合国环境规划署（UNEP）分别制定食物损失指数（Food Loss Index）和食物浪费指数（Food Waste Index），在粮食损失和浪费的方法开发和衡量监管方面发挥领导作用。截至 2021 年底，代表全球 12% 人口的 19 个国家进行食物损失和浪费测量，包括阿根廷、澳大利亚、加拿大、哥伦比亚、丹麦、以色列、意大利、日本、芬兰、墨西哥、荷兰、新西兰、挪威、沙特阿拉伯、斯洛文尼亚、西班牙、瑞典、英国和美国。全球 50 家最大的食品公司中有 28 家进行食物损失和浪费测量，其中 19 家进一步公开报告相关信息（Lipinski，2022）。参与 Champions 12.3 倡议的 248 家供应商和零售商中，74% 的公司已建立衡量未来进展的食物损失和浪费基准；54% 的公司测量并公开报告多年的食品损失和浪费数据，这些公司食品损失和浪费的平均减少率为 15.4%（Lipinski，2024）。

在行动方面，全球 25 个国家在其 NDCs 中纳入减少食物损失和浪费的措施，采取行动的国家从 2018 年底代表全球 14% 的人口增长到 2024 年底的 35%（Lipinski，2024）。国际社会的行动实例注重以立法与政策为先导、推行财政措施、开展广泛的社会合作、提高认识与教育等有效工具（OECD，2025）。例如，欧盟于 2023 年 7 月通过具有法律约束力的减少食物浪费目标，要求成员国到 2030 年将加工制造环节的食物浪费减少 10%，零售和消费环节的食物浪费人均减少 30%^②，这也是第一个由国家或地区提出的强制性减少食物浪费的目标。美国、加拿大、法国、意大利等多个国家通过食品捐赠税收优惠政策促进社会食品捐赠（OECD，2025）。当前减少食物损失和浪费的技术包括改进

收获、储存、加工技术和基础设施、创设食物再分配和利用体系、创新食物垃圾处理技术、改进包装等（杨东霞等，2021）。例如，FAO 开发的粮食损失应用程序（FLAPP）旨在量化微观层面的农作物损失，帮助农民、公司、生产者协会和合作社确定减少粮食损失的解决方案，促进实现净零排放。这一创新技术已在中国和加纳、埃塞俄比亚等非洲多个国家获得应用^③。FAO 关于更好的食物处理、分拣和包装实践的培训计划已经帮助菲律宾的番茄种植者减少了 38% 的损失，在特立尼达的薯类种植者则实现了不到 5% 的收获后损失率^④。美国环保署于 2023 年发布的“废弃食物做法量表”对预防和管理废弃食物的途径进行优先级划分，构建循环经济导向的食物再分配和利用层级。

（5）全球膳食结构转型进展

2019 年，FAO 和世界卫生组织（WHO）共同提倡健康和低环境影响的膳食模式，明确可持续健康膳食的定义及指导原则，即可持续健康膳食是促进个人健康和福祉的饮食模式，具有较低的环境压力 and 影响；易于获得、负担得起、安全和公平；在文化上可被接受（FAO and WHO，2019）。

全球膳食结构转型形成星球健康膳食与区域特色模式多元化发展新格局。膳食转型是需求侧应对气候变化具有高减排潜力的措施（Pathak et al.，2022），有助于到 2030 年将温室气体排放的社会成本减少 41%–74%（FAO，IFAD，UNICEF，WFP and WHO，2020）。EAT–Lancet 委员会于 2019 年提出的星球健康膳食引领全球膳食结构转型方向，旨在优化健康和限制农食系统对地球环境的影响，是目前唯一可量化的可持续健康膳食模式（Willett et al.，2019；Humpenöder et al.，2024）。联合国气候变化高级别倡导者（UN Climate Change High–Level Champions）提出，到 2030 年全球 40% 的人口需要转向更符合星球健康膳食的膳食模式。研究表明，向星球健康膳食转型不仅可减少农业生产对土地、水和生物多样性等的影响，还能通过降低农业的非二氧化碳排放，将与 1.5℃ 兼容的最高碳预算放宽 1250 亿吨二氧化碳当量（Humpenöder et al.，2024）。同时，全球范围内还形成其他地域性的可持续健康膳食模式，如地中海

① <https://www.wri.org/initiatives/champions-123>

② https://food.ec.europa.eu/food-safety/food-waste/eu-actions-against-food-waste/food-waste-reduction-targets_en

③ <https://www.fao.org/platform-food-loss-waste/fao-flapp>

④ <https://www.fao.org/newsroom/detail/tackling-food-loss-and-waste-from-the-farm-to-the-table-and-beyond/en>



膳食、北欧膳食、传统日本膳食、江南膳食，具有植物性食物为主、优化动物性食物结构的共性（夏佳钰等，2023）。地中海膳食在希腊、西班牙、意大利南部等地中海沿海的南欧国家得到广泛实践，北欧膳食则基于丹麦、芬兰、冰岛、挪威和瑞典等国家传统饮食习惯而形成。欧洲地区建议或实施地中海膳食和北欧膳食的政策措施包括修订国家膳食指南、开展学校供餐计划、推广食品标签等（Renzella et al., 2018）。日本政府以食育推进基本计划和“和食”文化传承等推广传统日本膳食；江南膳食以中国浙江、上海、江苏等地区的饮食模式为代表，通过中国膳食指南宣传推广（中国营养学会，2021）。

当前，全球通过政策框架构建、产业技术创新及多方协作机制加速膳食结构转型进程，在气候友好型饮食体系构建和替代蛋白技术突破上取得实质性进展。一些国家政府和城市已开始采取考虑环境影响的膳食和营养政策。例如，丹麦政府在2021年更新膳食指南，首次将食物的气候影响纳入考虑，鼓励气候友好型饮食，建议增加豆类和蔬菜消费，减少肉类消费；《米兰城市食品政策公约》（Milan Urban Food Policy Pact）和C40城市“优质食品城市加速器”（Good Food Cities Accelerator）的兴起表明了城市在推进健康可持续膳食方面的作用（Boehm et al., 2023）。在私营部门方面，“凉爽食品承诺”（Cool Food Pledge）由WRI、UNEP等协会联合发起，致力于2030年前减少25%与食物相关的温室气体排放。该倡议通过集体目标设定、进展监测和行为科学优化大型食品供应商的食品供应，使其更加以植物为主和气候友好，同时保持客户满意度。到2022年，该倡议已实现食物相关温室气体排放强度较基准水平降低10%的减排成效（Boehm et al., 2023）。与肉类替代品相关的食品产业，如植物蛋白素肉（plant-based meat analogues）、细胞培养肉（cultured meat）加速发展（Mbow et al., 2019），植物基肉类替代品在高收入国家市场份额虽然较小但销售额保持增长；培养肉已在新加坡和美国获得监管批准并开始小规模商业化；2022年全球替代蛋白质研发和商业化的公共支出稳步增加，达到6.35亿美元（Boehm et al., 2023）。

（6）全球农业、林业和其他土地利用（AFOLU）增汇进展

全球生态系统的碳汇潜力巨大。IPCC评估了

全球AFOLU部门的20项关键减缓措施，其中保护、改进管理和恢复森林、湿地、草原等生态系统具有最大减排和碳封存潜力，包括减少森林砍伐、植树造林、泥炭地、沿海湿地和草地修复等。预计这些措施在每吨二氧化碳当量成本不超过100美元的情况下，可实现年均73亿吨二氧化碳当量（39–131亿吨）的减排潜力，具备较高的成本收益（Nabuurs et al., 2022）。

全球生态系统增汇已形成政策框架、机制创新与多维实践的治理格局，呈现政策驱动与市场激励并重、多维度生态系统协同增效的演进趋势，在森林碳汇强化、土壤可持续管理、海洋及草地碳汇开发等关键领域形成方案。国际社会持续强化对生态系统增汇的关注，达成多项承诺协定，包括《拉姆萨尔湿地公约》《关于森林和土地利用的格拉斯哥领导人宣言》《昆明–蒙特利尔全球生物多样性框架》等（Boehm et al., 2023）。生态系统服务付费（PES）作为关键政策工具得到快速发展，目前全球范围内有550多个PES项目，每年的交易量估计为360–420亿美元，涵盖多重生态系统领域（Salzman et al., 2018）。森林和土地利用碳汇是PES最受关注的部分。作为森林和土地利用增汇的一个重要机制，减少砍伐和退化所致排放量（REDD+）项目已在50余国启动，并在热带地区实施350多个项目（Angelsen et al., 2018）。2006–2017年期间，REDD+项目减排量达到75亿吨二氧化碳当量，贡献了至2018年AFOLU部门减排总量的95%（Nabuurs et al., 2022）。以土壤有机碳为中心的土壤可持续管理（SSM）包括休耕免耕、覆盖作物、作物多样化、土壤肥力管理、农林复合经营、轮种以及控制水土流失等措施（FAO, 2019）。洪都拉斯气候智能型农林系统、澳大利亚碳农业计划、美国碳注册机构等实践表明，SSM可为全球农业温室气体减排做出重大贡献（FAO, 2019）。草地和海洋碳汇是全球固碳增汇的新兴发展方向。其中，美国、欧盟、澳大利亚、日本和葡萄牙在草地碳汇基础研究、方法学体系、项目试点和交易上进行较为深入的探索（李想等，2021）。肯尼亚Mikoko Pamoja是第一个与全球碳市场相关的红树林碳抵消项目，通过碳信用额出售为红树林种植保护筹集资金，同时为社区提供收入来源^①；中国2024年重启的核证自愿减排量项目，也在首批纳入海洋碳汇的项目方法学。

^① <https://www.unep.org/news-and-stories/story/mangrove-conservation-kenyan-style>



新西兰、美国、加拿大等发达国家在促进 AFOLU 部门增汇的市场机制建设方面做出重要示范。目前，虽然欧盟、新西兰、加拿大、美国和中国等国家和地区建立了碳排放交易体系（ETS），但仅新西兰的 ETS 将 AFOLU 部门纳入其中，这也是全球唯一将林业部门排放责任和权益赋予土地所有者的碳排放交易计划。进一步地，新西兰计划从 2025 年开始在农场层面对农业排放定价以及在加工层面对肥料排放定价，这可能使其成为全球首个将农业温室气体排放纳入 ETS 的国家。碳抵消是允许碳排放主体购买森林、农业等信用额度以补偿因开发或其他人类活动而造成碳损失的市场交易制度。加拿大 Alberta 和 Quebec 的省级抵消计划，以及美国 California 运行多年的碳抵消信用计划都为此提供了良好实践，后者鼓励畜牧业、草原、水稻种植和林业等领域的减排行动。澳大利亚减排基金（ERF）在 2015 年 4 月至 2020 年 3 月期间，以拍卖方式在土地利用、土地利用变化和林业（LULUCF）领域签约了 1.58 亿吨二氧化碳的减排信用额（Henderson et al., 2020）。

以欧盟、丹麦为代表的发达国家和地区对碳税在农食系统的应用进行了初步探索。碳税是温室气体减排的经济激励措施，欧盟于 2023 年 10 月 1 日实施碳边境调节机制（CBAM），针对部分进口商品的碳排放量征收税费，成为全球第一个正式征收碳关税的地区。CBAM 最初涵盖水泥、电力、化肥、钢铁、铝和化学制品（氢气）六大行业的进口产品（金书秦和刘洋，2024）。未来 CBAM 覆盖范围有可能扩大，后期可能会有国家效仿欧盟做法，将碳关税拓展至农食系统领域。值得注意的是，丹麦于 2024 年 6 月 24 日宣布将对牲畜排放征收新税，这也是全球农业领域首项碳排放税，代表了发达国家推动甲烷减排的又一努力。该碳税政策计划自 2030 年开征，税率为每吨二氧化碳当量 300 丹麦克朗，2035 年增至每吨 750 丹麦克朗。同时，过渡期内农民将有权享受 60% 的所得税减免，即实际税率为 2030 年 120 丹麦克朗，2035 年 300 丹麦克朗^①。

1.1.3 全球农业食物系统低碳转型面临的挑战

作为气候变化减缓和适应的关键组成部分，农食系统低碳转型在全球气候行动的地位越发突出。国际社会对农食系统低碳转型的重要性和紧迫性达

成高度共识，展开诸多探索，相关战略目标加快确立、政策制度不断完善、技术体系加速形成、行动倡议不断增加。但总体来看，全球农食系统低碳转型进展仍不足以解决当下面临的气候危机，面临着国际承诺不足、行动进展缓慢、资金和投资不足、技术体系尚未健全等挑战。

（1）国际承诺不足，关键领域缺乏关注

全球农食系统低碳转型面临国际承诺不足、目标设定缺乏一致性和具体性的困境，成为农食系统低碳转型的主要障碍。首先，世界各国关于农食系统低碳转型的承诺不足，正在错失温室气体减排的重大机遇。尽管世界大部分国家在其 NDCs 中将农食系统纳入其气候行动承诺，但减排目标多被归入整体经济或更广泛的目标中，缺乏独立规划与长期战略支撑（WWF，2020）。当前约四分之三的 NDCs 在农食系统方面仅显示低等到中等的目标水平（Crumpler et al., 2024），仅有少数国家详细说明了农食系统减排的部门目标和特定行动（WWF，2020）。其次，“共同但有区别的责任”亟待落实。目前，发达国家在农食系统减排和援助承诺落实方面的行动明显滞后，也未能履行对发展中国家的资金和技术支持承诺，而历史排放责任较低的低收入国家和最不发达国家却在其 NDCs 中提出更高的农食系统减排目标（Crumpler et al., 2024）。在区域层面，撒哈拉以南非洲、拉丁美洲及加勒比地区的农食系统减排目标水平较高；欧洲、中亚以及亚洲和太平洋地区的目标水平最低。最后，农食系统低碳转型的关键领域缺乏，存在明显的行动缺口。当前大部分国家的减排目标多聚焦于农业生产阶段。尽管减少食物损失和浪费、转向更可持续的膳食等具有相当高的减排潜力，却在国家气候行动中被广泛忽略（WWF，2020）。目前只有不到一半的农食系统温室气体排放被纳入 NDCs 的减排行动目标，导致减排行动的差距相当于农食系统温室气体排放的 60% 和全球温室气体排放的 20%。特别是在生产前后端过程和畜牧业排放方面，分别有 82% 和 66% 的排放未被纳入减排行动；短期气候污染物氧化亚氮和甲烷排放分别有 70% 和 59% 未被减排行动覆盖（Crumpler et al., 2024）。

^① <https://skm.dk/aktuelt/presse-nyheder/pressemeddelelser/regeringen-og-parterne-i-groen-trepart-indgaar-historisk-aftale-om-et-groent-danmark>



（2）低碳行动进展缓慢，成效仍低于预期

全球农食系统低碳转型进展依然较慢，成效低于预期。WRI 发布的《2023 年气候行动情况》显示，全球农食系统低碳转型的进展显著落后于 2030 年气候目标要求，当前行动速度需提升数倍才能实现将增温保持在 1.5℃ 以下的预期目标（Boehm et al., 2023）。在供给侧，农业生产系统的转型需同步达到减排、提效与增汇三重目标，同时保障持续增长的全球人口粮食需求。首先，农业温室气体总排放量持续上升。为了实现到 2030 年农业减排目标，农业温室气体排放强度^①需要以当前 3 倍的速度降低，才能从 2020 年 700 克二氧化碳当量/1000 千卡降至 2030 年 500 克二氧化碳当量/1000 千卡的目标水平。其次，农业生产效率提升不足。近年来全球作物单产增长缓慢，需要以超过当前 10 倍的速度提升，才能从 2021 年 6.6 吨/公顷提高到 2030 年 7.8 吨/公顷的目标；反刍动物肉类生产效率虽进展尚可，但仍需要以当前 1.2 倍的速度提升，才能从 2021 年 29 千克/公顷提高到 2030 年 33 千克/公顷的目标水平。第三，生态系统增汇进展滞后。生态系统保护不仅未能实现必要的增加，部分甚至出现反弹。森林砍伐需要以当前 4 倍的速度减少、红树林损失的再次加快趋势亟需逆转；森林和红树林恢复需要分别以 1.5 倍和 10 倍的速度推进；泥炭地退化持续且恢复进度严重偏离目标。

在需求侧，全球食物损失与浪费持续恶化、膳食结构转型进展缓慢。全球粮食损失率不降反升，从 2016 年的 13.0% 上升至 2021 年的 13.2%，与 2030 年 6.5% 的目标背道而驰（Boehm et al., 2023）。结合 UNEP 发布的《2024 年食物浪费指数报告》，消费者在零售、餐饮服务和家庭层面的浪费加剧，2019 年人均食物浪费量高达 120 kg，2022 年上升至 132 kg（UNEP, 2024），远超 2030 年 61 kg 的目标。当前仅 12% 人口所在国家建立了系统性的食物损失和浪费测量机制。膳食结构转型方面，在中低收入国家和低收入国家，健康可持续膳食成本较现行模式高出 18%–29%（Springmann et al., 2021）。全球人均反刍动物肉类消费量需要以当前 8 倍的速度下降，才能从 2020 年每人每天 91 千卡降至 2030 年 79 千卡的目标水平，澳大利亚和新西兰（每人每天 179 千卡）、南美洲（每人每天

135 千卡）、北美洲（每人每天 107 千卡）等地区的消费远超目标水平，而部分亚洲、非洲等地区的国家（如中国）的消费仍显著增长，加剧转型难度。

（3）低碳转型资金不足，面临多重融资障碍

全球农食系统低碳转型面临资金缺口庞大和融资障碍的突出问题。首先，农食系统低碳转型的资金规模和投入力度明显不足。尽管近年来全球气候融资总量不断增加，但分配给农食系统的气候融资相对于融资总量急剧下降（Crumpler et al., 2024）。2019–2020 年期间，农食系统气候融资资金平均为 285 亿美元，仅占全球气候融资总额（6602 亿美元）的 4.3%（CPI, 2023）。进一步考虑用于可持续农食系统^②的公共气候融资，其资金总量进一步减少，2020–2021 年平均仅为 91 亿美元（GAFF, 2024）。FAO 与 ClimateShot 投资者联盟（CLIC）联合发布的《农食系统融资的三重缺口》强调，到 2030 年，满足各国 NDCs 农食系统气候融资需每年投入 2015 亿美元，降低农食系统排放、创建具有气候韧性的农食系统更需 1.15 万亿美元。当前年均 285 亿美元的农食系统气候融资水平严重不足，每年至少需要分别增加 7 倍和 40 倍方能弥补资金缺口（CPI and FAO, 2025）。

其次，农食系统低碳转型面临结构性融资障碍。在资金来源和融资工具方面，农食系统的气候资金来源高度依赖公共部门，开发性金融机构和政府财政占比高达 85%，商业性金融机构、公司等私营部门融资率仅占 12%；融资工具构成失衡，债券、赠款、补贴、市场利率等债务工具占比超过 80%，而股权融资工具使用仅占 4%（CPI, 2023）。在融资效率方面，现有金融支持体系与农食系统低碳转型需求存在错配，导致资金配置低效问题。农食系统低碳转型项目因风险收益特征相对缺乏吸引力，包括不确定性强、前端成本高、投资回报周期长、环境风险高等，叠加现行风险评估体系难以量化项目隐性成本等问题，严重制约资金投入。由于农食系统低碳转型融资难融资贵、可投资商业模式和大规模可融资项目供给有限等问题，更是加剧了小农户和生态系统服务等农食系统关键要素的融资困境。全球 4.39 亿小农生产者每年投入约 3680 亿美元（不包括劳动力成本）用于气候行动（Hou-

① 农业温室气体排放强度以全球食物供应中每 1,000 千卡（kcal）的二氧化碳当量克数衡量（Boehm et al., 2023）

② 不包含农业、林业和渔业部门以外的农食系统相关项目



Jones and Sorsby, 2023), 仅获得全球 1.7% 的气候融资^①。此外, 政府关税、配额和直接补贴等农业支持政策大多忽视气候目标, 反而加剧土地扩张、生物多样性丧失和气候变化等不利影响 (FOLU, 2019)。

(4) 方法支撑体系尚未健全, 技术研发应用不足

农食系统低碳转型面临评估体系不完善和低碳技术推广应用受限两大关键挑战。首先, 全球农食系统碳排放核算、低碳转型的综合监测与评估体系尚未建立, 跟进掌握农食系统低碳转型的发展现状和综合表现面临挑战。农食系统温室气体排放核算复杂, 专门的核算口径尚未形成; 不同国家和地区在核算边界清单、技术方法、内容体系及数据来源等方面差异明显, 导致排放数据可比性差; 许多国家缺乏系统性的温室气体监测、核算、报告和核查体系, 特别是在发展中国家, 基础数据缺失、监测评估能力不足等问题严重制约转型进展评估。以 AFOLU 部门为例, 当前以森林碳汇为代表的项目方法学已较为成熟, 但海洋、草原、农田、湿地等生态系统碳汇核算尚未被广泛纳入世界各国减排增汇成效评估 (冯晓龙和仇焕广, 2024)。同时, 尽管国际层面已形成农食系统发展的指标体系, 但相关指标体系各有侧重, 能够反映农食系统低碳转型现状和进展的评估体系尚未建立。

其次, 低碳技术的创新、推广和应用仍受到诸多制约。在技术可行性和适用性层面, 许多低碳技术尚未经过本地验证和优化, 难以满足不同地区和国家的差异化需求; 技术减排效果评估普遍缺乏标准化和规范化的量化方法, 应用效果存在不确定性。例如, 肠道发酵合成抑制剂的减排持久性、施用可行性和公众接受度有待验证; 生物能源生产可能带来间接土地利用变化和粮食安全潜在风险 (Nabuurs et al., 2022)。在技术成本收益方面, 部分技术具有较高的初始投入成本和不确定性的经济回报, 尤其对于发展中国家而言, 经济可负担性较低, 导致技术落地难度大。粪污厌氧发酵、可再生能源等低碳技术需要生产者调整农资投入 (Nabuurs et al., 2022)、向可持续健康膳食转型可能增加消费者食物支出 (Humpenöder et al., 2024)。同时, 由于碳减排技术的外部性特征以及市场激励机制的

缺位, 其经济收益难以在短期内显现, 削弱了采纳积极性。在政策支持方面, 财政补贴、税收优惠等支持力度不够, 技术推广服务不完善、专业技术人员短缺, 基础设施和信息化水平滞后进一步制约低碳技术扩散效率。

1.2 中国农业食物系统低碳转型进展与挑战

中国高度重视应对气候变化, 积极履行国际气候公约。中国是 UNFCCC 的首批缔约方国家, 也是《京都议定书》及“多哈修正案”的签署国, 并于 2016 年 9 月批准加入《巴黎协定》, 成为第 23 个完成批准协定的缔约方。为推动《巴黎协定》的达成和生效, 中国于 2020 年 9 月在联合国大会上承诺, 提高 NDC 力度, 2030 年前实现碳达峰、2060 年前实现碳中和。2023 年中国又签署《关于韧性粮食体系、可持续农业及气候行动的阿联酋宣言》。中国制定农业低碳发展战略规划, 在 NDC 中提出农业减排增效、生态系统碳汇的新举措, 正在为农食系统低碳转型作出积极贡献。

1.2.1 中国农业食物系统低碳转型进展与成效

农食系统低碳转型是实现中国“双碳”战略目标的重要基础, 对于全球气候治理具有重要意义。作为世界农产品和食物生产、消费、进出口大国, 中国农食系统温室气体排放规模较大。据 FAO 统计, 2022 年中国农食系统温室气体排放量相较于 1990 年增长 77.05%, 达到 23.42 亿吨二氧化碳当量, 其中农业产前、产后环节是中国农食系统温室气体的主要排放源, 占比高达 59.70%, 农业生产环节占比为 40.30%。中国在全球农食系统温室气体排放量中的占比从 1990 年的 8.7% 上升至 2022 年的 14.42%, 其减排重要性日益凸显^②。为了应对全球气候变化挑战, 中国积极推动国家 NDC 目标和行动。2015 年 6 月, 中国向 UNFCCC 提交《强化应对气候变化行动——中国国家自主贡献》, 确定了到 2030 年的 NDC 目标, 并从农业、林业等重点领域提出落实 NDC 目标的政策举措。2021 年 10 月, 中国向 UNFCCC 提交《中国落实国家自主贡献成效和新目标新举措》, 更新 NDC 目标, 提出多个与农食系统低碳转型相关的实施路径, 包括农业减排增效、巩固增加生态系统碳汇、促进可再生能源

① <https://www.unfoodsystemshub.org/fs-stocktaking-moment/programme/food-systems-and-climate-action/en>

② <https://www.fao.org/faostat/en/#data/GT>



发展、倡导绿色低碳生活方式等。

2015 年以来，中国高度重视农业绿色发展，系统部署，扎实推进。为解决粗放式农业生产方式带来的环境污染问题，2015 年中央开始先后实施取消化肥行业支持政策、推进化肥和农药零增长计划、农业资源及生态保护补助资金等多项政策措施和行动，推进农业化学品减量和农业废弃物资源化利用。在这些政策措施的作用下，农业生产活动的温室气体排放有所下降，到 2018 年下降约 4.0%（中国农业大学全球食物经济与政策研究院等，2021）。2020 年，中国政府又做出 2030 年前“碳达峰”和 2060 年前“碳中和”的重要国际承诺，以积极应对全球气候变化挑战。为进一步落实“双碳”目标任务，中央出台《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》和《2030 年前碳达峰行动方案》。随后，中央专门制定了农业绿色发展规划和实施方案，推进农业农村绿色低碳发展。2021 年 8 月，农业农村部等六部门联合印发《“十四五”全国农业绿色发展规划》，这是中国首部农业绿色发展专项规划，明确了农业绿色发展重点任务。2021 年颁布的《关于统筹和加强应对气候变化与生态环境保护相关工作的指导意见》，明确提出运用基于自然的解决方案减缓和适应气候变化，协同推进山水林田湖草系统治理工作。2022 年 5 月，农业农村部与国家发展改革委联合制定《农业农村减排固碳实施方案》，提出了种植业节能减排、畜牧业减排降碳、渔业减排增汇、农田固碳扩容、农机节能减排、可再生能源替代等 6 项任务。随后，国家又出台《到 2025 年化肥减量化行动方案》《到 2025 年化学农药减量化行动方案》，全面推进化肥农药减量化行动。这些政策文件的出台与实施均致力于加快推动农食系统减排。本部分将从农业生产减排、能源转型、减少食物损失和浪费、膳食结构调整以及 AFOLU 增汇角度梳理中国农食系统低碳转型进展。

（1）农业生产减排进展

水稻是甲烷排放的重要来源，中国水稻生产低碳体系通过技术革新与政策体系改革实现系统性突破。根据《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》，到 2021 年，中国水稻种植甲烷排放量已达 2.48 亿吨二氧化碳当量。这一严峻形势促使中国自 2021 年系统推进水稻减排。2021 年水稻减排聚焦技术标准化，11 月农业农村部发布《农业农村

减排固碳十大技术模式》，首次将稻田甲烷减排技术纳入国家技术目录。2022 年水稻减排进入机制创新阶段，1 月《推进生态农场建设的指导意见》提出以生态农场为载体探索稻田甲烷低碳补偿政策；6 月《农业农村减排固碳实施方案》，将稻田甲烷减排列为十大行动之首，明确水稻减排三项核心措施，并通过湖南、北京、四川、山西等省市的具体实施方案形成央地联动。2023 年 3 月农业农村部在《国家农业绿色发展先行区整建制全要素全链条推进农业面源污染综合防治实施方案》中重点部署水稻侧深施肥技术；11 月生态环境部联合 11 部门出台《甲烷排放控制行动方案》，首次明确到 2030 年水稻种植等重点领域甲烷排放控制目标。在实践层面，中国已构建一套气候智慧型减排技术体系，集成了 EM 菌剂抑制甲烷菌活性、秸秆催腐技术加速有机物分解、SUSIBA2 等低碳高产水稻品种培育、间歇灌溉节水等创新技术，能有效降低稻田甲烷排放强度，推动水稻生产向绿色低碳模式转型（秦晓波等，2023）。中国农业科学院作物科学研究所的研究表明，通过稻作北移、推广高产品种以及实施控水增氧耕作等技术创新，中国在实现水稻单产提高 130% 的同时，显著降低 70% 的稻田温室气体排放（Zhang et al., 2019）。

中国通过法治保障、政策创新及技术路径优化，构建起畜牧业减排综合治理体系，实现温室气体排放强度显著下降与资源化利用水平跨越式发展。2015 年《中华人民共和国环境保护法》和《中华人民共和国畜牧法》的修订实施形成畜牧业减排“量质双升”的双重法治保障。一方面，《畜禽粪便无害化处理技术规范》《畜禽养殖场（户）粪污处理设施建设技术指南》等专利技术标准体系密集发布；另一方面，政策工具从单一环境规制拓展至技术推广（例如《畜禽养殖废弃物资源化利用工作考核方案》）、经济激励（例如粪污处理设施建设补贴）及试点示范（例如《关于推进农业废弃物资源化利用试点的方案》）等多元化机制。2018 年《农业绿色发展技术导则（2018—2030 年）》的发布标志着政策进入系统化重构阶段，明确畜牧业减排技术路径并设定量化目标：至 2030 年饲料转化率提高 10%、单位产值碳排放强度降低 30%。此外，在“双碳”战略驱动下，畜牧业被纳入国家碳达峰行动方案核心领域，治理措施在多个维度得到深化。农业农村部发布《畜牧养殖场畜禽养殖场温室气体



排放核算方法 NY/T 4243-2022》以建立行业碳计量基准；国家设立专项扶持资金支持 723 个县推进畜禽废弃物资源化利用；2023 年《甲烷排放控制行动方案》进一步细化反刍动物肠道发酵调控与粪便管理协同技术路径。通过政策改革，中国畜牧业减排成效显著。畜禽粪污资源化利用率从 2010 年的 37% 提升至 2020 年的 75%，而粪污排放的比例则大幅下降，从 74% 降至 19.3%（Wei et al., 2024）。畜牧业生产中大型和中型沼气项目建设迅速增加，从 1994 年的 400 多个增加到 2015 年的 6970 多个，增长 17 倍；2022 年规模养殖场的粪污处理设施装备配套率保持在 97% 以上（中国农业科学院和中国农业绿色发展研究会，2023），畜牧业规模化生产比例从 1994 年的 35% 增长到 2022 年的 71.5%，推动畜牧业生产温室气体排放强度持续下降（中国农业科学院农业农村碳达峰碳中和研究中心等，2024）。

（2）能源转型进展

中国通过政策引导、技术创新和区域试点等方式，推动农业能源结构的低碳转型，在可再生能源发展、生物质能应用和多种节能型农业项目方面取得新进展。《农业农村减排固碳实施方案》中明确提出“因地制宜推广应用生物质能、太阳能、风能、地热能等绿色用能模式，增加农村地区清洁能源供应”。可再生能源应用规模稳步提升，截至 2024 年底，全国可再生能源装机达到 18.89 亿千瓦，同比增长 25%，约占中国总装机的 56%，其中，水电装机 4.36 亿千瓦，风电装机 5.21 亿千瓦，太阳能发电装机 8.87 亿千瓦，生物质发电装机 0.46 亿千瓦。2024 年，全国可再生能源发电量达 3.46 万亿千瓦时，同比增加 19%，约占全部发电量的 35%，其中，风电太阳能发电量合计达 1.83 万亿千瓦时，同比增长 27%，生物质发电量 2083 亿千瓦时，同比增长 5%^①。截至 2022 年底，中国户用沼气存量 1480.43 万户，实际利用 416.41 万户；沼气工程 75111 处，其中大型和特大型 6553 处，生物天然气工程 64 处，年产生生物天然气 12773 万立方米^②。截至 2023 年底，中国生物质清洁供暖面积超

过 3 亿立方米，生物质供热量超过 3 亿吉焦^③。节能型农业项目探索和降碳减排技术应用卓有成效。黑龙江亚布力、伊春三产融合示范基地项目应用生物动力循环种养生态减排技术，建设生态猪舍 20 万 m²，年资源化利用 5 万吨秸秆，年原位处理粪污 5 万吨，年碳减排量为 17481.03 吨二氧化碳^④。数智技术赋能精准减排，新疆慧尔农业集团股份有限公司研发的水肥一体化智能灌溉系统达到国内领先水平，已在全疆各地推广使用超过 100 万亩，可提高功能性肥料利用率 30% 以上，实现节水 20% 左右^⑤。

（3）减少食物损失和浪费进展

中国系统推进减少食物损失和浪费工作，在机收减损、储粮减损和加工提效等方面取得阶段性成果，同时通过颁布反食品浪费法、实施“光盘行动”减少食物浪费。《2023 年中国食物与营养发展报告》的数据显示，2022 年中国损耗浪费的食物总量达到 4.6 亿吨，造成的经济损失高达 1.88 万亿元，相当于农业总产值的 22.3%。农业生产、产后处理、贮藏、加工、流通、消费各个环节都存在损耗和浪费。为了解决食物浪费问题，2013 年，中国发起“光盘行动”，旨在提升公众的节约意识，减少餐饮领域的食物浪费。2016 年，中国宣布落实 2030 年可持续发展议程国别方案，其中包括为落实“到 2030 年，将零售和消费环节的全球人均粮食浪费减半，减少生产和供应环节的粮食损失”而采取的行动。“十四五”以来，中国从立法和行动两个层面系统推进减少食物损失和浪费工作。中国于 2021 年颁布《中华人民共和国反食品浪费法》，修订《粮食流通管理条例》，2023 年又颁布《中华人民共和国粮食安全保障法》；2021 年、2024 年先后印发《粮食节约行动方案》《粮食节约和反食品浪费行动方案》，推进形成食物节约长效机制，加力解决食物损失和浪费问题。为落实中央部署，农业农村部部分别于 2020 年、2021 年、2022 年印发《农业农村部关于促进农产品加工环节减损增效的指导意见》《农业农村部办公厅关于将机收减损作为粮食生产机械化主要工作常抓不懈的通知》《2022 年主粮作物机收损失监测调查方案》，深入推进各环

① <https://www.nea.gov.cn/20250221/e10f363cabe3458aaf78ba4558970054/c.html>

② http://www.kjs.moa.gov.cn/hbny/202308/t20230818_6434594.htm

③ <https://beipa.org.cn/newsinfo/7147401.html>

④ https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk06/202502/t20250212_1102102.html

⑤ https://www.moa.gov.cn/xw/qg/202110/t20211019_6379788.htm



节食物减损工作。2021 年国际粮食减损大会在山东省济南市成功召开，来自 50 多个国家及国际组织的积极响应，大会发布《国际粮食减损大会济南倡议》，提出各国加强粮食减损的重点领域和合作方向，为全球开展粮食减损提供借鉴。在这些举措的综合作用下，中国粮食全产业链节约减损成效显著。2023 年全国小麦、水稻、玉米平均机收损失率分别降至 1%、2%、2.2%，近 10 年来农户储粮损失率下降 5 个百分点左右，国有粮库粮食储藏周期内综合损失率控制在 1% 以内，在大米加工中应用柔性碾米设备，将出米率提高 5 个至 8 个百分点；在餐饮业和各类食堂等场所，“光盘行动”基本成为习惯，剩菜剩饭打包现象比较普遍。

（4）膳食结构转型进展

中国制定规划与行动方案，构建起营养健康与膳食结构优化协同的国家膳食转型制度框架，引导居民健康膳食。据估计，2020 年中国食物消费碳排放量占全国碳排放总量的 9%，达到 11.8 亿吨二氧化碳当量，其中肉类消费对环境的影响较大，其碳排放量占比达到 48%。当前中国居民膳食结构具有动物性食物消费快速增加的趋势，造成资源环境压力不断增加，预计 2030 年食物消费碳排放量将增加至 12.8 亿吨二氧化碳当量（中国农业大学全球食物经济与政策研究院等，2023）。近年来，中国积极推动居民膳食结构调整。2014 年，中国政府印发《中国食物与营养发展纲要（2014—2020 年）》，着重保障食物有效供给，优化食物结构，强化居民营养改善。2016 年，《“健康中国 2030”规划纲要》确定“引导合理膳食”的行动规划，提出制定实施国民营养计划，深入开展食物营养功能评价研究，全面普及膳食营养知识，发布适合不同人群特点的膳食指南，引导居民形成科学膳食习惯，推进健康饮食文化建设。2019 年，《健康中国行动（2019—2030 年）》将“合理膳食行动”列为重大行动之一，提出了涵盖居民健康状况改善、营养知识普及、营养保障体系建设、膳食结构优化等方面的行动目标。2025 年，《中国食物与营养发展纲要（2025—2030 年）》发布，要求坚持营养导向和绿色发展，形成平衡健康的膳食结构。

中国连续四次发布居民膳食指南，引导居民调整膳食结构。中国于 1989 年制定了第一版膳食指

南，并根据居民营养健康状况和膳食结构发展变化先后进行四次修订。特别是《中国居民膳食指南（2016）》和《中国居民膳食指南（2022）》建议的饮食结构设定，即食物多样，合理搭配，多吃蔬果、奶类、全谷、大豆，适量吃鱼、禽、蛋、瘦肉，少盐少油少糖，可显著减少食物消费的碳排放（中国农业大学全球食物经济与政策研究院等，2021，2023）。2021 年发布的《中国居民膳食指南科学研究报告（2021）》更是首次将中国以浙江、上海、江苏等为代表的江南地区膳食确立为东方健康膳食模式的代表（中国营养学会，2021），该健康膳食模式对环境可持续性具有益处（夏佳钰等，2023；Wang et al., 2025）。

（5）农业、林业和其他土地利用（AFOLU）增汇进展

中国制定发展规划，对 AFOLU 部门增汇做出系统部署。《“十四五”全国农业绿色发展规划》明确提出，到 2025 年全面推进农业绿色发展，其中“减排固碳能力明显增强”是重要发展目标之一。《农业农村减排固碳实施方案》中提出通过实施保护性耕作等措施，进一步巩固和扩大生态系统的碳汇功能。此外，还出台《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划（2021—2035）》《生态系统碳汇能力巩固提升实施方案》，为 AFOLU 增汇提供了指导。

中国农田增汇、林业增汇和草地生态系统恢复进展显著，总体表现为温室气体净吸收。根据《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》，2021 年中国农地、林地、草地温室气体吸收总量达到 10.47 亿吨二氧化碳当量，较 2005 年增长了 63.6%。在农田碳汇方面，中国通过推广保护性耕作、秸秆还田、有机肥施用和轮作休耕等措施，农田土壤的碳汇能力得到显著提升。2021 年农地碳汇量达到 1.06 亿吨二氧化碳当量，是 2005 年的 2.58 倍。2020—2024 年，中央财政累计投入 144 亿元，支持东北四省区实施黑土地保护性耕作 4.06 亿亩次，其中有 34 个县实施面积超 100 万亩^①。在林业碳汇方面，中国通过实施大规模植树造林、森林保护工程和林业碳汇项目，林业碳汇能力显著增强。通过天然林保护工程和退耕还林工程，2022 年森林面积达到 2.31 亿公顷，森林覆盖率攀升至 24.02%。

^① https://www.gov.cn/yaowen/shipin/202502/content_7003517.htm



截止到 2023 年，中国森林植被总碳储量已达 92 亿吨，平均每年可增加森林碳储量 2 亿吨以上，折合碳汇 7-8 亿吨，占全国陆地碳汇总量的 80% 以上^①。在草原生态系统修复方面，“十四五”以来，中国年均种草改良面积稳定在 4000 万亩以上，退化草原面积缩减近 7 亿亩，三北地区草原修复治理面积占全国的 70%，全国草原综合植被覆盖度稳定在 50% 以上^②。2021 年，中国草地温室气体吸收总量达到 0.64 亿吨二氧化碳当量，比 2005 年增长了 34.3%。

1.2.2 中国农业食物系统低碳转型面临的挑战

尽管 2015 年以来，中国陆续出台各种环境友好的农业政策措施，取得初步成效，但这些政策措施的减排效果有限，农食系统低碳转型仍任重道远。

首先，农食系统减排面临社会认知不足与战略规划缺位的双重制约。根据生态环境部 2024 年发布的《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》，2021 年中国农业活动的碳排放为 9.31 亿吨二氧化碳当量，较 2018 年增长 17.4%。与此同时，1990-2022 年中国农食系统温室气体排放占全球总量的比重从 8.7% 攀升至 14.42%^③，其增速显著高于全球平均水平，凸显中国在全球农食系统减排中的关键责任。但是，社会各界对农食系统减排的重要性仍认识不足，中央及各部门虽然从 2020 年开始陆续提出一系列农业农村减排的规划、重要任务、重大行动和保障措施，但整体缺乏系统性和协同性。同时，由于农食系统低碳转型涉及多个部门，需要跨部门的协同，兼顾粮食安全、营养健康、农民增收等多目标协同发展，这也增加了将农食系统纳入国家减排战略规划的难度。

其次，农食系统低碳转型的支撑方法体系亟需完善。农食系统减排固碳的监测和量化比较困难，难以为制定减排激励措施提供方法支撑。尽管国家陆续发布国家信息公报，但农食系统碳排放的信息仍然较为滞后，面临农食系统碳排放量家底不清，减排固碳的监测和核算困难等困境，尤其是目前仍然有 2 亿小农户从事农业生产活动，增加监测和核算的难度，也很难将小农纳入碳交易市场，无法从碳减排中获益。

第三，目前农食系统低碳转型的支持政策比较

缺乏，且主要集中在农业生产环节，农业产前和产后环节的支持政策非常少。由于农食系统的产业链条长，参与主体不仅包括小农，而且包括批发和零售商，以及物流、加工和餐饮企业等。农食系统减排需要提高各环节多个主体的积极参与，推动全链条减排。但是，目前农业绿色支持政策大部分聚焦于农业生产环节，很少对全产业链参与主体进行激励，影响农食系统减排进程。中国温室气体自愿减排市场中的生态碳汇项目市场份额相对较低，生态碳汇市场交易机制尚未健全，限制农食系统碳汇功能发挥。

最后，农食系统低碳技术的研发和推广应用不足，未能发挥其减排固碳潜力。农食系统低碳转型依赖于各种低碳技术措施，但现有的技术主要是注重增产，较少关注减排固碳方面。目前，中国农田、草地生态系统的碳汇贡献相较于森林水平较低，固碳增汇技术措施的研发应用不足，未在农业碳汇能力提升中发挥关键作用。部分低碳技术应用成本较高，难以大范围推广，有些技术措施反而可能会增加生产成本和减产风险。例如，保护性耕作虽然能够显著减少碳排放，但在初期可能面临杂草和病虫害增加、现有播种设备与新耕作方式不匹配等问题（徐英德，2022；Lal，2015；Kienzler et al.，2012）；免耕、秸秆还田等固碳举措可能会增加土壤酸化风险，这些因素可能会导致短期内粮食出现减产，阻碍了低碳技术的推广应用（Liang et al.，2023；Zhao et al.，2022）。此外，小农户缺乏采取减排固碳技术的积极性，技术采纳率较低。

1.3 推动未来农业食物系统低碳转型的策略

虽然当前中国农食系统低碳转型面临多重挑战，但农食系统仍具有巨大的减排潜力，未来需要提高认识，加强跨部门合作，从政策、技术、制度创新、国际合作等途径加快推动农食系统低碳转型。

（1）提高对农食系统低碳转型的认识，制定国家战略和行动方案

农食系统低碳转型是一项系统工程，需要全社会提高对农食系统减排的认识，构建政府引导、多

① <https://www.forestry.gov.cn/c/www/ggzyxx/364446.jhtml>

② <https://www.forestry.gov.cn/c/www/lcdt/605958.jhtml>

③ <https://www.fao.org/faostat/en/#data/GT>



元主体协同参与的运行模式。首先，农食系统低碳转型涉及农业、能源、营养健康、生态环境和财政等多个部门，亟需成立中央议事协调机构，统筹协调各个部门，全面负责农食系统低碳发展事务，共同制定国家战略和行动方案，在确保粮食安全前提下制定明确且可衡量的减排目标。其次，农食系统低碳转型涉及食物生产到消费的全链条，在战略和行动方案制定中需要以社会共治为重要原则，明确划分各方权责，发挥企业、合作社、居民等社会主体在各环节减排的关键作用。加强媒体宣传、知识普及和公众教育活动，将清洁生产、反食物浪费、健康可持续膳食引导等公众参与机制纳入转型方案，提高全社会对农食系统低碳转型必要性和紧迫性的认识。最后，加强农食系统碳排放监测和核算体系建设，制定科学的核算方法和标准，构建农食系统转型评价指标体系，引领全球农食系统低碳转型。

（2）建立促进农食系统低碳转型的政策支持体系

由于减排固碳具有显著的环境效益，为此，有必要将政策工具扩展至农食系统全链条，建立支持整个农食系统低碳转型的政策体系，包括增加政策种类、优化政策支持结构等，采用激励性措施与约束性措施，如财政、税收和金融支持。加强有利于低碳发展的基础设施建设，如高标准农田建设、节水设施建设等。调整政策支持方向，取消对高排放的投入品和产品的补贴，转向补贴低排放的投入品和农产品。给予采用绿色低碳生产方式的企业税收和贷款等方面的优惠政策，支持生产经营主体参与低碳生产，引导其应用绿色低碳技术。完善生态碳汇市场交易等体制机制，加强对生态碳汇项目的政策支持，充分发挥市场机制在农食系统固碳中的作用。

（3）加快高效绿色低碳多赢技术的研发和推广

充分发挥科技创新和技术推广在农食系统减排中的引领作用。在科技创新方面，一是加大多赢技术的研发力度，如研发高产低排放和气候适应性强的水稻等作物品种，开发多种饲料来源、饲料添加剂，推动作物低碳生产和畜禽健康低碳养殖；加大对免耕、少耕、轮作、轮牧等农田土壤和草地固碳技术的研发与示范，提升农业固碳潜力。二是加强人工智能在农业领域的应用，大力发展“AI+农业”、气候智能型的生产模式，加强大数据在农田

管理和畜禽养殖中的应用，提高生产效率，降低碳排放。在绿色技术推广方面，加快绿色减排固碳技术推广，激励农食系统各环节的经营主体积极采用绿色低碳技术。例如，通过采纳化肥农药减量增效技术，建设绿色碳汇型果茶园；采用各种废弃物回收及资源化利用技术，增强农业固碳能力。

（4）加强经营制度创新激发多主体参与低碳转型

中国分散经营的生产方式不仅增加了农食系统的减排成本和难度，也不利于经营主体参与碳汇市场，难以分享减排固碳带来的市场收益。因此，未来亟需鼓励制度创新，激励农食系统多个利益主体积极参与减排固碳，突破小农生产的局限性，充分发挥私人企业、社会化服务体系、新型经营主体等在农食系统低碳转型中的重要作用。建立私营部门和供应链参与者之间的合作机制，将高度分散的生产者整合起来，使供应链变得更加易于管理，能够参与碳汇市场交易，让众多小农分享减排固碳带来的好处，增强其持续减排的动力。让消费者成为碳中和行动的积极参与者，企业也可以在引导居民减少食物浪费和可持续膳食行为中发挥更重要的作用。

（5）加强农食系统低碳转型的国际合作

气候变化是全人类共同面临的挑战，需要国际社会在资金、贸易和投资等方面通力合作。中国应积极参与全球农食系统低碳转型工作，加速推进中国和全球农食系统低碳转型。一方面，应向国际社会学习借鉴各种减排经验和措施，包括加强与国际机构，如FAO、国际农业磋商组织（CGIAR）合作，加强能力建设，组织和参与国际农食系统低碳转型相关的大科学计划，学习国际农食系统减排技术和经验；另一方面，应与贸易伙伴国建立绿色低碳供应链合作战略，从农业和食物供应链层面推进中国和全球农食系统低碳转型。此外，中国应积极总结农食系统低碳转型经验，参与国际农食系统低碳转型对话交流，分享农食系统低碳转型的中国方案。

参考文献

- [1] Amahnui, G. A., Vanegas, M., Verchot, L., et al. 2025. Achieving the paris agreement goals by transitioning to low-emissions food systems: A comprehensive review of countries' actions. Environmental Science & Policy, 163,



- 103968.
- [2] Angelsen, A., Martius, C., De Sy, V., et al. 2018. Transforming REDD+: Lessons and new directions. CIFOR–ICRAF.
- [3] Babiker, M., Berndes, G., Blok, K., et al. 2022. Cross–sectoral perspectives. In IPCC, 2022: Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- [4] Bhattacharyya, P., Dash, P. K., Swain, C. K., et al. 2019. Mechanism of plant mediated methane emission in tropical lowland rice. *Science of the Total Environment*, 651, 84–92.
- [5] Boehm, S., Jeffery, L., Hecke, J., et al. 2023. State of Climate Action 2023. Berlin and Cologne, Germany, San Francisco, CA, and Washington, DC: Bezos Earth Fund, Climate Action Tracker, Climate Analytics, ClimateWorks Foundation, NewClimate Institute, the United Nations Climate Change High–Level Champions, and World Resources Institute.
- [6] Cho, S. R., Verma, P. P., Das, S., et al. A new approach to suppress methane emissions from rice cropping systems using ethephon. *Science of the Total Environment*, 804, 150159.
- [7] Clark, M. A., Domingo, N. G. G., Colgan, K., et al. 2020. Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets. *Science*, 370 (6517), 705–708.
- [8] Clark, M., Tilman, D. 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12 (6), 064016.
- [9] Costa, C., Wollenberg, E., Benitez, M., et al. 2022. Roadmap for achieving net–zero emissions in global food systems by 2050. *Scientific Reports*, 12 (1), 15064.
- [10] CPI and FAO. 2025. The Triple Gap in Finance for Agri–food Systems. Revised. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd3611en>.
- [11] CPI. 2023. Landscape of Climate Finance for Agrifood Systems. Available at: <https://www.climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2023/07/landscape-of-climate-finance-for-agrifood-systems.pdf>.
- [12] Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., et al. 2021. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 2 (3), 198–209.
- [13] Crumpler, K., Wybieralska, A., Roffredi, L., et al. 2024. Agrifood systems in nationally determined contributions: Global analysis–Key findings. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cd3210en>.
- [14] FAO and WHO. 2019. Sustainable healthy diets–Guiding principles. Rome.
- [15] FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO. 2020. The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9692en>.
- [16] FAO. 2011. Global food losses and food waste–Extent, causes and prevention. Rome.
- [17] FAO. 2018. Sustainable food systems: Concept and framework. Rome.
- [18] FAO. 2019. Five practical actions towards low–carbon livestock. Rome.
- [19] FAO. 2019. Recarbonization of global soils – A tool to support the implementation of the Koronivia Joint Work on Agriculture. Rome.
- [20] FAO. 2021. FAO Strategic Framework 2022–31. Rome.
- [21] FAO. 2022. FAO Strategy on Climate Change 2022–2031. Rome.
- [22] FAO. 2023. Agrifood solutions to climate change–FAO's work to tackle the climate crisis. Rome. <https://doi.org/10.4060/cc8055en>.
- [23] FOLU. 2019. Growing Better: Ten Critical Transitions to Transform Food and Land Use.
- [24] Gao, Y., Cui, J., Zhang, X., et al. 2025. Cost–effective adaptations increase rice production while reducing pollution under climate change. *Nature Food*, 1–13.
- [25] Global Alliance for the Future of Food (GAFF) . 2024. Public Climate Finance for Food Systems Transformation (2024 update) . N.p.: Global Alliance for the Future of Food.
- [26] Grubler, A., Wilson, C., Bento, N., et al. 2018. A low energy demand scenario for meeting the 1.5 °C target and sustainable development goals without negative emission technologies. *Nature Energy*, 3 (6), 515–527.
- [27] Henderson, B., Frezal, C., Flynn, E. 2020. A survey of GHG mitigation policies for the agriculture, forestry and other land use sector.
- [28] Hou Jones, X., Sorsby, N. 2023. The unsung giants of



- climate and nature investment: Insights from an international survey of local climate and nature action by smallholder forest and farm producers. IIED, London.
- [29] Humpenöder, F., Popp, A., Merfort, L., et al. 2024. Food matters: Dietary shifts increase the feasibility of 1.5°C pathways in line with the Paris Agreement. *Science Advances*, 10 (13), eadj3832.
- [30] IFPRI. 2022. 2022 Global Food Policy Report: Climate Change and Food Systems. Washington, DC: International Food Policy Research Institute.
- [31] IRENA and FAO. 2021. Renewable energy for agri-food systems—Towards the Sustainable Development Goals and the Paris agreement. Abu Dhabi and Rome. <https://doi.org/10.4060/cb7433en>.
- [32] Karl, K., Tubiello, F. N., Crippa, M., et al. 2024. Harmonizing food systems emissions accounting for more effective climate action. *Environmental Research: Food Systems*, 2 (1), 015001.
- [33] Khatun, L., Ali, M. A., Sumon, M. H., et al. 2021. Mitigation rice yield scaled methane emission and soil salinity stress with feasible soil amendments. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 10 (1), 16–36.
- [34] Kienzler, K. M., Lamers, J. P. A., McDonald, A., et al. Conservation agriculture in Central Asia—What do we know and where do we go from here?. *Field Crops Research*, 2012, 132, 95–105.
- [35] Lal, R. 2015. Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70 (3), 55A–62A.
- [36] Liang, F., Li, B., Vogt, R. D., et al. Straw return exacerbates soil acidification in major Chinese croplands. *Resources, Conservation and Recycling*, 2023, 198, 107176.
- [37] Lipinski, B. 2022. SDG Target 12.3 on Food Loss and Waste: 2022 Progress Report. Washington, DC: Champions 12.3.
- [38] Lipinski, B. 2024. SDG Target 12.3 on Food Loss and Waste: 2024 Progress Report. Washington, DC: Champions 12.3.
- [39] Liu B, Guo C, Xu J, et al. Co-benefits for net carbon emissions and rice yields through improved management of organic nitrogen and water. *Nature food*, 2024, 5 (3): 241–250.
- [40] Pathak. M., Slade, R., Shukla, P.R., et al. 2022. Technical Summary. In: *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- [41] Mbow, C., Rosenzweig, C., Barioni, L.G., et al. 2019. Food Security. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press.
- [42] Nabuurs, G-J., Mrabet, R., Abu Hatab, A., et al. 2022. Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFO-LU) . In *IPCC, 2022: Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- [43] OECD. 2025. Beyond food loss and waste reduction targets: Translating reduction ambitions into policy outcomes, OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, No. 214, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/59cf6c95-en>.
- [44] Qi, X., Huang, X., Zhong, H., et al. 2024. Spatio-temporal drivers of food system GHG emissions in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 205, 107580.
- [45] Rahman, M. M., Khan, I., Field, D. L., et al. 2022. Powering agriculture: Present status, future potential, and challenges of renewable energy applications. *Renewable Energy*, 188, 731–749.
- [46] Renzella, J., Townsend, N., Jewell, J., et al. 2018. What national and subnational interventions and policies based on Mediterranean and Nordic diets are recommended or implemented in the WHO European Region, and is there evidence of effectiveness in reducing non-communicable diseases? Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; (Health Evidence Network (HEN) synthesis report 58) .
- [47] Riahi, K., Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., et al. 2017. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168.



- [48] Rosenzweig, C., Mbow, C., Barioni, L. G., et al. 2020. Climate change responses benefit from a global food system approach. *Nature Food*, 1 (2), 94–97.
- [49] Rosenzweig, C., N Tubiello, F., Sandalow, D., et al. 2021. Finding and fixing food system emissions: The double helix of science and policy. *Environmental Research Letters*, 16 (6), 061002.
- [50] Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., et al. 2018. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 1 (3), 136–144.
- [51] Schindele, S., Trommsdorff, M., Schlaak, A., et al. 2020. Implementation of agrophotovoltaics: Techno-economic analysis of the price-performance ratio and its policy implications. *Applied Energy*, 265, 114737.
- [52] Searchinger, T., Waite, R., Hanson, C., et al. 2019. Creating a sustainable food future: A menu of solutions to feed nearly 10 billion people by 2050.
- [53] Springmann, M., Clark, M. A., Rayner, M., et al. 2021. The global and regional costs of healthy and sustainable dietary patterns: A modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 5 (11), e797–e807.
- [54] Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., et al. 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562 (7728), 519–525.
- [55] Tanaka, N., Yoshida, S., Islam, S. M., et al. 2024. OsbZIP1 regulates phosphorus uptake and nitrogen utilization, contributing to improved yield. *The Plant Journal: For Cell and Molecular Biology*, 118 (1), 159–170.
- [56] Tran, H., Tokida, T., et al. 2018. Impacts of alternate wetting and drying on greenhouse gas emission from paddy field in Central Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition*, 64 (1), 14–22.
- [57] UNEP and CCAC. 2021. Global Methane Assessment: Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. Nairobi: United Nations Environment Programme.
- [58] UNEP. 2024. Food Waste Index Report 2024. Think Eat Save: Tracking Progress to Halve Global Food Waste. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/45230>.
- [59] Wang, X., Cai, H., Xuan, J., et al. 2025. Bundled measures for China’s food system transformation reveal social and environmental co-benefits. *Nature Food*, 6 (1), 72–84.
- [60] WBG. 2016. World Bank Group Climate Change Action Plan.
- [61] WBG. 2021. World Bank Group Climate Change Action Plan (2021–2025) .
- [62] Wei, S., Fan, J., Tian, Y., et al. 2024. Low-carbon development policies and achievements in the context of the livestock sector in China. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 11 (03): 367–380.
- [63] Willett, W., Rockström, J., Loken, B., et al. 2019. Food in the Anthropocene: The EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393 (10170), 447–492.
- [64] WWF, UNEP, EAT and Climate Focus. 2020. Enhancing NDCs For Food Systems – recommendations for decision-makers.
- [65] Zhang, L., E, R., Ali, M. M., et al. 2023. Livestock And Poultry Manure Management From The Perspective Of Carbon Neutrality In China. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 10 (3), Article 3.
- [66] Zhang, Y., Jiang, Y., Tai, A. P., et al. 2019. Contribution of rice variety renewal and agronomic innovations to yield improvement and greenhouse gas mitigation in China. *Environmental Research Letters*, 14 (11), 114020.
- [67] Zhao, X., He, C., Liu, W. S., et al. Responses of soil pH to no-till and the factors affecting it: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 2022, 28 (1), 154–166.
- [68] Zhu, J., Luo, Z., Sun, T., et al. 2023. Cradle-to-grave emissions from food loss and waste represent half of total greenhouse gas emissions from food systems. *Nature Food*, 4 (3), 247–256.
- [69] 陈美安, 胡敏, 杨鹂, 等 . 2023. 农食系统与碳中和: 中国农业与食物相关温室气体减排路径分析报告 . 北京: 绿色创新发展研究院 .
- [70] 陈友德, 赵杨, 高杜娟, 等 . 稻油不同轮作模式对农田甲烷和氧化亚氮排放的影响 . 环境科学, 2020, 41 (10), 4701–4710.
- [71] 樊胜根, 张玉梅 . 2024. 中国农业食物系统低碳转型战略思考 . 农业经济问题, 12, 15–23.
- [72] 樊胜根, 龙文进, 冯晓龙, 等 . 2022. 联合国食物系统峰会的中国方案 . 农业经济问题, 3, 4–16.
- [73] 冯晓龙, 仇焕广 . 2024. 生态系统服务价值实现的国际经验与启示 . 世界农业, 4, 83–93.
- [74] 冯新新, 左涛, 孙宁, 等 . 2022. 秸秆成型燃料集中供暖



- 工程温室气体减排效应. 中国生态农业学报(中英文), 30(04), 702-712.
- [75] 金书秦, 刘洋. 2024. 农产品进口管控的绿色工具研究——从欧盟碳边境调节机制得到的启示. 农村金融研究, 12, 3-12.
- [76] 李成伟, 刘章勇, 龚松玲, 等. 2022. 稻作模式改变对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响. 生态环境学报, 31(5), 961-968.
- [77] 李想, 张慧斌, 彭伟, 等. 2021. 部分发达国家草地碳汇近况及启示. 林草政策研究, 1(1), 91-96.
- [78] 秦晓波, 王金明, 王斌, 等. 2023. 稻田甲烷排放现状、减排技术和低碳生产战略路径. 气候变化研究进展, 19(05), 541-558.
- [79] 夏佳钰, 樊胜根, 丁心悦, 等. 2023. 中国可持续健康膳食发展思考. 中国工程科学 25, 120-127.
- [80] 徐英德. 2022. 基于保护性农业的土壤固碳过程研究进展. 中国生态农业学报(中英文), 30(4), 658-670.
- [81] 杨东霞, 韩洁, 王俏, 等. 2021. 减少粮食损耗和反对食物浪费的国际经验及对中国的启示. 世界农业, 6, 62-71.
- [82] 张浪, 徐华勤, 李林林, 等. 2019. 再生稻和双季稻田 CH₄ 排放对比研究. 中国农业科学, 52(12), 2101-2113.
- [83] 中国农业大学全球食物经济与政策研究院(AGFEP), 浙江大学中国农村发展研究院(CARD), 中国疾病预防控制中心(CDC)营养与健康所(NINH), 南京农业大学国际食品与农业经济研究中心(CIFAE), 国际食物政策研究所(IFPRI), 食物和土地利用联盟(FOLU). 2023. 中国与全球食物政策报告. 北京: 全球食物经济与政策研究院.
- [84] 中国农业大学全球食物经济与政策研究院(AGFEP), 浙江学中国农村发展研究院(CARD), 南京农业大学国际食品与农业经济研究中心(CIFAE), 中国农业科学院农业经济与发展研究所(IAED), 国际食物政策研究所(IFPRI). 2021. 中国与全球食物政策报告. 北京: 全球食物经济与政策研究院.
- [85] 中国农业科学院, 中国农业绿色发展研究会. 2024. 中国农业绿色发展报告 2023. 北京: 中国农业科学院.
- [86] 中国农业科学院农业农村碳达峰碳中和研究中心, 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 农业农村部农业农村生态环境重点实验室. 2024. 中国农业农村低碳发展报告(2024). 北京: 社会科学文献出版社.
- [87] 中国营养学会. 2021. 中国居民膳食指南科学研究报告. 北京: 中国营养学会.
- [88] 朱真令, 陈德, 叶雪珠. 2024. 秸秆炭化还田标准化发展现状. 浙江农业科学, 65(07), 1709-1713.

中国水稻甲烷减排路径及其综合效果评估

杨锦涛^{1,2} 张玉梅^{1,2} 张瑞增^{1,2} 樊胜根^{1,2} 周 胜³
李扬阳⁴ 王 斌⁵ 杨晓光⁴ 陈志钢^{6,7}

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院
2. 中国农业大学经济管理学院
3. 上海市农业科学院
4. 中国农业大学资源与环境学院
5. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所
6. 浙江大学中国农村发展研究院
7. 国际食物政策研究所

主要发现

■ 水稻是重要的甲烷排放来源，2021 年中国水稻种植活动排放的甲烷达 2.48 亿吨 CO₂eq，占农业温室气体排放总量的 26.6%。模拟结果表明，随着人口规模趋于负增长、稻谷消费量下降，即便不考虑甲烷排放强度下降，仅因水稻种植面积缩减，2035 年和 2060 年水稻甲烷排放总量预计将比 2021 年分别下降 15.89% 和 35.39%，不过稻田甲烷排放仍是中国实现 2060 年碳中和目标的重要挑战。

■ 众多技术在水稻甲烷减排方面展现出巨大潜力。模拟结果表明，到 2035 年和 2060 年，水分管理方案可使水稻甲烷总排放量分别减少 20.36% 和 32.42%；施肥及有机物料管理方案可使其分别下降 10.62% 和 16.84%；品种管理方案能够分别降低 3.49% 和 6.87%；耕作与栽培管理方案则可以分别降低 4.13% 和 8.22%；综合运用上述减排方案，有望在 2035 年和 2060 年分别下降 39.06% 和 63.83%。

■ 然而，各类减排技术的推广应用仍面临多重挑战。一方面，部分技术尚处于试验示范阶段，其减排效果受区域环境差异、农户采纳意愿以及技术服务体系等因素制约；另一方面，多数技术仍面临知晓度低、技术门槛较高、成本较高的问题。未来亟需通过政策支持、机制创新和技术集成等方式加以突破。

政策建议

■ 推动人工智能赋能减排技术。针对当前水稻减排存在技术门槛高、人工成本高、管理效率低的问题，应加快推进智能感知、数据采集、机器学习等人工智能技术在稻田减排中的集成应用，构建“AI+ 农业”协同系统，从而降低人力投入，提升减排效率，推动减排技术向智能化、规模化方向发展。

■ 加大低排放营养协同型水稻品种的育种研发力度。当前水稻育种长期聚焦高产目标，忽视了产量、营养、减排与品质之间的协同平衡。亟需重构育种导向，推动种业从“单一增产”向“低排放、营养、产量”三元协同转变。同时，加大对绿色育种的技术与财政支持，夯实水稻产业绿色低碳转型的种源基础。

■ 提升水稻减排技术采纳率。针对小农户分散经营导致低碳技术推广难、采纳率低的问题，应加快推进农业经营体系转型，完善土地流转政策，促进小农户向家庭农场、农民合作社等规模化、集约化新型经营主体转型，为减排技术推广提供组织保障。此外，政府应加大对基础灌溉系统建设的投资，增加财政补贴、绿色信贷等激励机制，推动形成系统化的减排方案。



2.1 引言

随着气候变化问题日益严峻，甲烷减排已被广泛认定为实现全球温控目标的优先路径。甲烷作为一种增温潜势约为二氧化碳 28 倍的强效温室气体，其对全球温升的贡献率接近 30%（IEA，2022）。水稻种植是农业甲烷的主要排放源，占全球作物生产温室气体排放的 48%（Qian et al., 2021）。为应对这一挑战，国际社会已陆续出台多项重要政策与行动倡议。2021 年，美国与欧盟联合发起《全球甲烷承诺》，力争到 2030 年将全球甲烷排放量在 2020 年基础上减少 30% 以上；联合国粮农组织（FAO）持续推动气候智能型农业，在水稻主产区推广间歇灌溉、优化施肥和低甲烷排放品种等技术。中国政府亦高度重视农业领域甲烷减排，先后出台《农业农村减排固碳实施方案》《甲烷排放控制行动方案》，并在《中美气候联合宣言》中承诺制定“甲烷国家行动计划”，在政策引导与国际合作层面持续发力。

中国稻田甲烷排放量约占全球总量的 15% 至 21%（FAO，2025），根据《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》，2021 年中国种植水稻甲烷排放约 2.48 亿吨 CO₂eq，占农业温室气体排放总量的 26.6%，是农业领域减排的重点和突破口。近年来，诸如间歇灌溉、控水控肥、秸秆处理、高

产低甲烷水稻品种选育等技术相继应用，展现出显著的减排潜力和应用前景。然而，目前仍缺乏系统性的减排路径研究与经济评估分析：一方面，缺乏对各类减排技术的减排潜力与适应性的全面对比分析；另一方面，对减排措施的经济性评估不足，尤其在成本收益量化、投入产出平衡等方面缺乏系统性研究。而这些方面的研究对于中国甲烷减排路径的精准制定，实现甲烷减排目标与兑现全球气候承诺具有重要意义。

本研究旨在全面梳理当前中国及全球水稻甲烷排放现状与时空演变规律，解析不同种植环境（如气候、土壤、灌溉条件）与技术模式下的排放差异，综合对比主要减排技术的减排潜力、增产效果、经济成本和收益，明确单项技术的协同效应，通过模型量化单一技术与组合方案的减排贡献，提出兼顾粮食安全、经济效益与低碳目标的优化路径，为中国制定切实可行的甲烷减排战略提供科学依据，并为全球水稻甲烷减排提供中国方案。

2.2 水稻甲烷排放演变趋势

2.2.1 中国与全球水稻甲烷区域特征

根据 FAO 基于 IPCC Tier 1 方法的测算（FAO，2025），全球稻田甲烷排放量呈现显著的区域差异与



阶段特征（图 2-1，a）。1961–2022 年间，水稻收获面积从 1.15 亿公顷扩展至 1.65 亿公顷，驱动甲烷排放量由 4.88 亿吨 CO₂eq 增至 6.83 亿吨 CO₂eq。东亚、南亚和东南亚三大主产区贡献了全球 80% 以上的稻田甲烷排放，而非洲、南美及欧美地区的带状种植区排放占比不足 20%。值得注意的是，发达国家种植面积有限，其甲烷年排放量稳定于全球总

量的 4%；相较之下，发展中国家因人口增长驱动的稻作扩张，排放量增长较快。2022 年稻田甲烷排放总量前六的国家依次为中国、印度、印度尼西亚、泰国、菲律宾和越南，分别占全球稻田甲烷总排放的 21.4%、20.1%、9.1%、7.5%、6.6% 和 5.1%（图 2-1，b）。

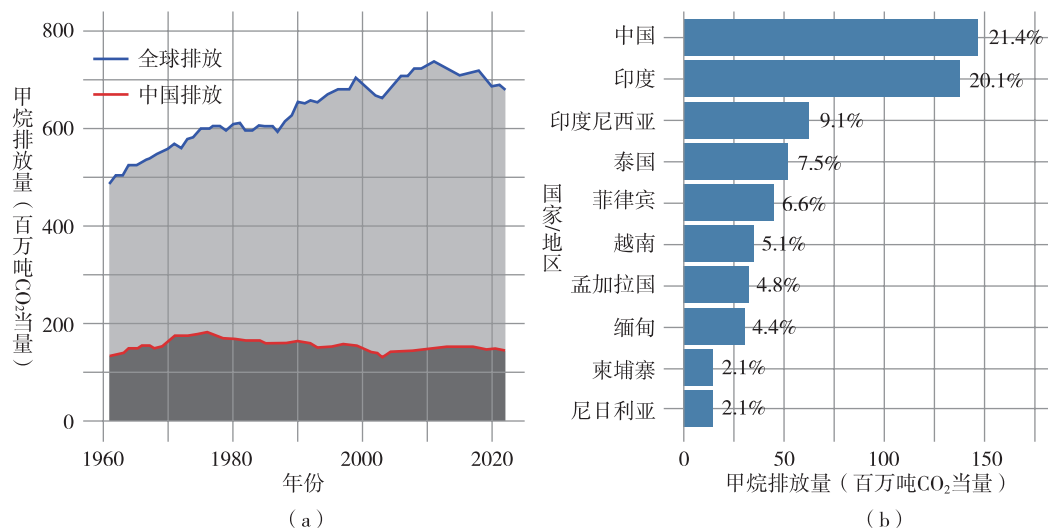


图 2-1 全球稻田甲烷排放趋势

图 a 为 1961–2022 年中国及主要国家稻田甲烷排放量，图 b 为 2022 年稻田甲烷排放量排名前十的国家及其排放占比。

全球水稻种植的甲烷排放强度呈现出显著下降趋势（图 2-2），从 1961 年的每千克稻谷排放约 2.3 千克 CO₂eq 降至 2022 年的 0.87 千克（FAO，2025）。这一变化反映出过去六十余年间，全球水稻生产在温室气体减排方面取得了阶段性进展，特别是在 20 世纪 60 至 70 年代，排放强度的降幅最为显著。这一阶段的减排成效与农业绿色革命密切相关，包括农业机械化的推广、耕作制度的优化、灌溉管理的改进以及化肥利用效率的提升。然而，近十年来，全球范围内水稻甲烷排放强度的下降速度明显放缓（Xu et al., 2024），显示出传统减排手段的边际效益逐渐减弱，亟需更系统的技术路径与政策激励推动进一步突破。

从区域差异来看，水稻种植的甲烷排放强度在全球范围内存在显著区域差异。2022 年数据显示，欧洲的水稻甲烷排放强度最高，达 2.1 千克 CO₂eq/ 千克稻谷，其次为非洲，为 1.2 千克；而亚洲、美洲和大洋洲的排放强度相对较低，均接近 0.84 千克。中国的水稻甲烷排放强度在全球范围内处于较低水平，约为 0.7 千克 CO₂eq/ 千克稻谷。这种差异不仅反映了各地区在种植制度、水文条件、土壤类型、气候特征和田间管理等方面的不同，也与水稻单产水平直接相关。以中国为例，近年来通过高产栽培技术和灌溉管理优化，实现了在单位产量提升的同时，稻田甲烷排放强度持续下降。

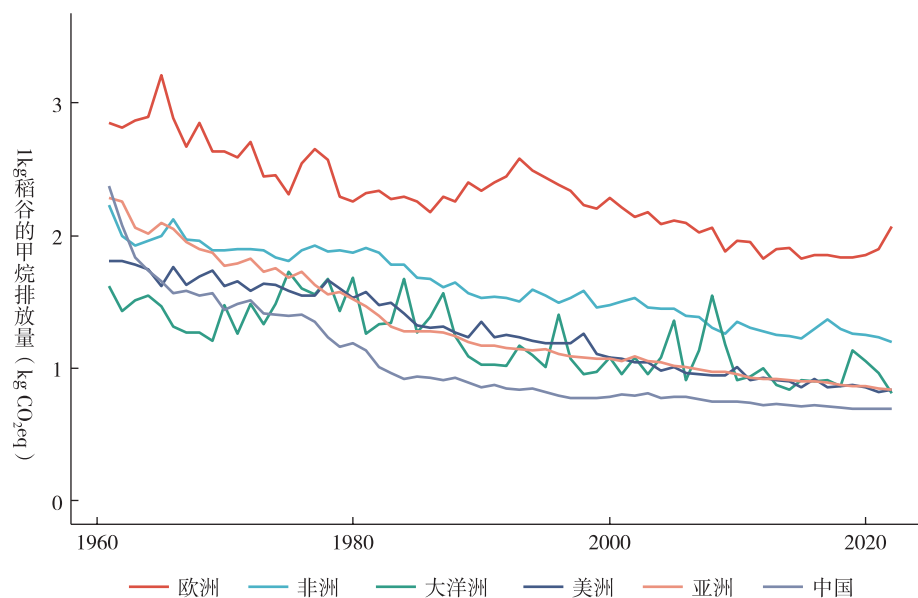


图 2-2 1961–2022 年单位稻谷甲烷排放强度区域特征

来源：FAO 数据库

2.2.2 中国水稻甲烷排放的区域特征

近年来，中国水稻产量持续稳步增长，而总体甲烷排放量则保持相对稳定。根据《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》，2021 年中国水稻甲烷排放约 2.48 亿吨 CO_2eq 。由于中国水稻种植区域分布广泛，涵盖多样的种植环境，生产者在经营规模、灌溉技术、水稻品种选择和熟制方式等方面形成了各具特色的地方性种植模式和差异化的外部成本（Yang et al., 2025）。不同稻作区域的甲烷排放在空间分布上表现出显著差异（图 2-3），如湖南、江西、江苏分别排放 2793.8、1324.9、1329.2 万吨 CO_2eq ，共同形成了“产量与排放双高”的典型区域。整体而言，北方稻区无论在甲烷排放总量还是单位排放强度方面，均低于南方稻区。从自然禀赋的角度来看，南方稻区位于温暖湿润的亚热带或热带气候带，较高的气温与充沛的降水条件促进了土壤中微生物的活跃性，增强了甲烷的生成，北方稻区则位于寒温带，冬季土壤冻结期较长，有效抑制了土壤微生物活性，进而降低了甲烷生成。如

黑龙江省 2020 年稻谷产量位列第一，达到了 2914 万吨，但其甲烷排放量仅为 1820 万吨 CO_2eq ，位列第三。

此外，南方稻区普遍种植双季稻，早稻生长期较短（约 100–120 天），晚稻生长期相对较长（约 110–130 天），但早稻和晚稻轮作使得稻田处于厌氧状态的时间相对较长，使甲烷排放量保持较高水平。而北方稻区主要为单季稻种植模式，生长期一般为 140–160 天，稻田淹水时间明显低于南方稻区。从农田管理角度来看，湖南、江西等南方稻区由于降水丰富，稻田多采取淹水灌溉模式，从而长期维持土壤的厌氧状态，为甲烷生成提供了持续适宜的环境条件。相比之下，北方稻区水资源相对匮乏，灌溉主要依赖人工调度或定量控制方式，这种方式减少了土壤的厌氧状态。这种区域间甲烷排放强度的差异清晰表明，综合考虑自然禀赋与农艺管理措施的共同作用，对水稻甲烷减排潜力具有显著而深远的影响。

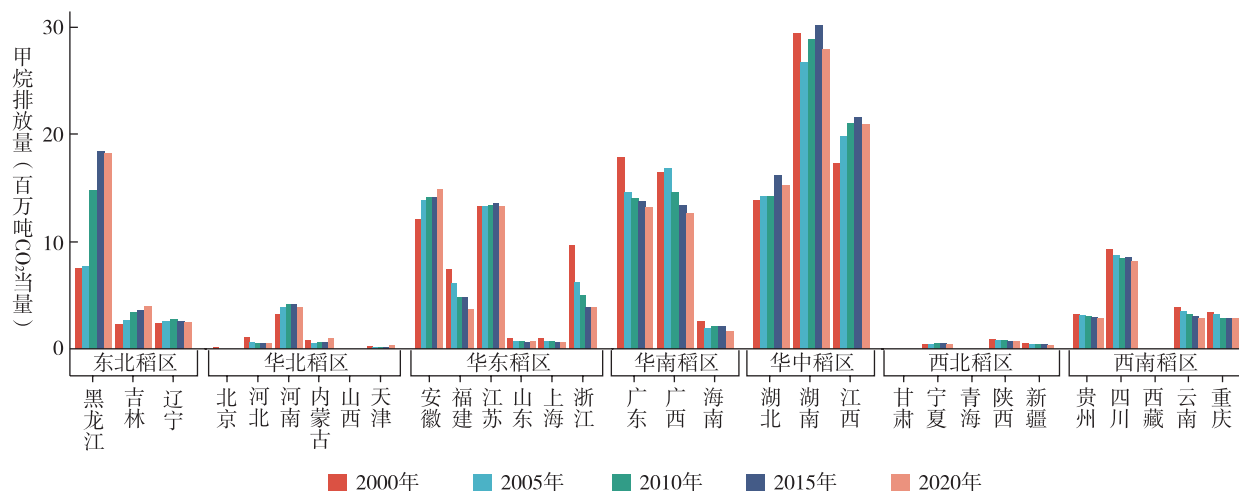


图 2-3 2010-2020 年分地区稻田甲烷排放量

数据来源于 Shen et al. (2024)

2.3 稻田甲烷减排技术与成本收益

2.3.1 稻田甲烷排放影响因素分析

稻田甲烷的生成主要受土壤性状、水管理、气候环境和农艺措施等因素的影响（唐志伟等，2022）。

首先，土壤性状影响稻田甲烷排放。稻田土壤是一个比较复杂的环境，在其自身的含水量、有机质、pH 值、温度等性状的影响下，稻田甲烷的生成与排放过程也表现出不同的特征。一般而言，土壤含水量较低、通透性较高时，产甲烷菌的活性受到抑制，甲烷排放量相应减少；土壤有机质含量与甲烷产生量呈显著正相关；土壤 pH 值的过高或过低均可能降低甲烷产生活性。长江中下游平原和东南沿海地区土壤、南方部分低洼地区土壤、东北平原的沼泽型土壤均因土壤通气性较差，甲烷排放量较高（谢燕等，2014）。

其次，水管理是影响稻田甲烷产生、氧化与排放的关键因素。传统的淹水灌溉方式会导致稻田长期处于厌氧环境，增加甲烷的产生和排放，同时，水资源利用效率较低。尽管中国的水稻灌溉方式已经由传统淹灌转变为中期晒田，但对水资源的利用仍然不恰当，尤其是在南方稻作区，水稻生长周期较长，仍是促进甲烷排放的主要因素。

第三，积温与降水也是甲烷的生产与排放的关键因素。积温会对水稻生长周期产生影响，积温越高，水稻的生长周期越短。反之，积温越低，生长周期越长，稻田的淹水时间越长，甲烷排放量越高。积温还会影响土壤中产甲烷菌和甲烷氧化菌的活性。积温较高的地区，通常需要更频繁的灌溉来保持土壤湿润，因而可能导致稻田长期处于淹水状态进而

增加甲烷排放（王楷等，2017）。降水量与稻田水管理、土壤微生物活性产生关联，从而影响甲烷的生成。有研究表明，降水对水稻分蘖期和乳熟期甲烷排放的影响尤为显著，这两个时期是甲烷排放的高峰期，降水的增加会进一步提高甲烷的排放量。

最后，农艺措施也会对稻田甲烷排放产生影响。不恰当的施肥、秸秆还田和过度翻耕都会增加稻田甲烷排放。有机肥和秸秆不恰当的还田方式同样为产甲烷菌提供充足的基质，并在淹水条件下降低土壤氧化还原电位（Eh），从而增加甲烷排放；过度翻耕会破坏土壤结构，通过增加土壤中有机质的分解增加甲烷排放。

2.3.2 稻田减排措施

研究表明，稻田甲烷减排措施主要有水管理、施肥和有机物料管理、品种创新与管理、耕作和栽培管理，下面分别总结了不同减排措施的效果。

一是水管理措施。干湿交替灌溉、薄浅湿晒灌溉和控制灌溉等节水灌溉方式相较于传统灌溉（中期晒田）能有效改变土壤的通气性，进而通过改变厌氧还原条件的方式提高甲烷氧化率（唐树鹏等，2022），相较于传统灌溉能够减少甲烷排放 22.67%~67.02%（Li et al., 2020, 2024），提高产量水平 1.36%~6.73%。薄浅湿晒灌溉通过减少稻田的淹水时间从而达到抑制甲烷产生的效果（马晨蕾等，2021），相较于传统灌溉能够减少甲烷排放 9.61%~51.60%（Li et al., 2020, 董艳芳等，2017）。此外，该项灌溉技术能有效提高水稻分蘖速度与有效分蘖苗数量，进而提高单产 2.23%~5.02%。控制灌溉是根据水稻在不同生育阶段的需求规律，在发



挥水稻自身调节机能和适应能力的基础上进行适时适量的供水（彭世彰等，2012），通过延迟灌水的方式改变土壤氧化还原条件，促进甲烷氧化能力（王楷等，2017）。相较于传统灌溉方式，控制灌溉能够有效减少甲烷排放 28.33%~82.82%（Hou et al., 2016, Huang et al., 2022），提高单产 0.18%~7.99%，且稻米的蛋白质含量和精米率等指标也有所改善。

二是施肥和有机物料管理。施加缓控释肥或稳定性肥料、有机肥腐熟还田、添加有效微生物菌剂、秸秆腐熟还田和条带状覆盖还田、施用生物炭等方式可通过不同途径降低稻田甲烷排放。缓控释肥或稳定性肥料能够根据水稻的生长需求逐步释放氮元素，在提高肥料利用效率的同时，能够减少甲烷排放 11.86%~64.97%（Wang et al., 2016, 殷寒旭等，2016），同时提高单产水平 4.82%~13.31%。有机肥经过腐熟处理后，大部分有机质在堆肥过程中已经分解，能够减少甲烷排放 23.64%~75.60%（钱栋等，2022, Chen et al., 2011）。添加有效微生物菌剂能够抑制产甲烷菌的活性，也能减少稻田甲烷排放 24.04%~42.49%（Wang et al., 2016），提高产量水平 1.44%~4.33%。秸秆腐熟还田与有机肥腐熟还田的减排原理近似，相较于新鲜还田能够降低甲烷排放 34%~72%。此外，稻田秸秆的还田方式与甲烷排放也存在密切关联，如均匀混施的方式还田会增加稻田甲烷排放，而条带状覆盖还田却能降低甲烷排放 21%~32%，并提高产量水平 0.54%~2.77%。最后，生物炭疏松多孔，能改善土壤通气性，促进甲烷氧化，减少甲烷排放。同时，生物炭多呈碱性或弱碱性，能调节土壤 pH 值至适宜范围，增强甲烷氧化菌活性，抑制产甲烷菌（Sun et al., 2024）。研究表明，生物炭的最佳施用量在 15~25 t/ha，能够减少甲烷排放 31.22%~49.98% 高产量水平 5.76%~31.90%（李诗等，2023）。

三是品种创新与管理。高产低甲烷排放品种、节水抗旱品种和再生稻品种成为协调水稻丰产与碳减排双重目标的有效路径。研究表明，在土壤有机质含量较高的前提下（>2.1%），收获指数高、通气组织发达的水稻品种均有丰产减排潜力（唐志伟等，2022），所以筛选高产低排的水稻品种是未来重要方向。“黄华占”、“金优 402”、“甬优 9 号”、“粤新占”等高产低甲烷排放水稻品种相较于常规水稻品种的减排潜力在 14.86%~64.46%（傅志强等，2012, 孙会峰等，2015），并且能够提高产量 4.57%~27.63%。此外，“早优 73”、“早优 2 号”、“早优 3 号”、“琴早优 651”、“早优 718”等节水抗旱水稻品种也能显著降低甲烷排放，主要通过减少淹水时间、优化灌溉模式、增强根系泌氧能力、减少根系分泌物、提高氮素利用效率等机制实现甲烷排放水平降低。节水抗旱水稻品种在干旱条件下表现出较强的抗旱能力，其根系干物质积累量、根系总吸收面积和活跃吸收面积、根长等均大于普通水稻，能够在最大限度地吸收土壤水分，保持较高的水分利用率和光合能力（李兴华等，2022）。因此，其产量相较于常规水稻品种更高，增产率达 1.59%~10.09%（Zhang et al., 2023）。此外，近几年高产低甲烷排放水稻品种的创新，以及早直播早管模式下节水抗旱水稻品种的推广应用，为我国水稻种植业实现绿色低碳发展注入了新的活力。值得注意的是，多年生稻的培育是稻作技术领域的一项重大突破。它通过利用水稻的地下茎特性，使稻茬在适宜的生长环境下能够再次萌发，长出新的植株。多年生稻根系发达且具有较强的泌氧能力，可增加稻田土壤中的氧气含量，从而抑制产甲烷菌的生长与代谢，减少甲烷的产生。与常规品种相比，“多年生 23”、“云大 25”等品种的减排潜力达 21.70%~25.91%（Xu et al., 2025），且产量与常规品种相当。

专栏 2-1 中国新型水稻品种案例

高产低甲烷排放水稻品种的创新

水稻根系分泌物中的富马酸盐含量是影响甲烷排放的关键因素。由高产水稻品种与低甲烷排放品种杂交选育的新型水稻品种，通过根系分泌物调控机制实现了甲烷减排与高产性状的协同表达。该品种具备独特的根系分泌特征：富马酸盐分泌量显著降低，同时乙醇分泌量提升，这一生化调控模式使田间甲烷排放量较常规品种平均减少 70%。在实现减排目标的同时，其产量表现达到 8.96 吨 / 公顷，较 2024 年全球水稻平均产量提升 90.2%，展现出突出的生产性



能 (Jin et al., 2025)。目前该品种已进入品种注册阶段, 配套研发方案包括在肥料体系中添加富马酸盐合成抑制剂, 通过农艺措施进一步强化减排效果。该创新品种的培育标志着水稻生产系统在碳中和目标下实现了关键性突破, 为构建高产低碳型粮食生产体系提供了种质基础。

资料来源: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1674205225000292>

旱种旱管模式下节水抗旱品种的应用

节水抗旱稻是兼具水稻高产优质与旱稻节水抗旱特性的新型水稻品种类型。该类品种种植轻简, 栽培上可采用旱种旱管、旱种水管、水种水管、机械旱条播等多种轻简化种植模式。在干旱条件下, 节水抗旱稻根系富含过氧化物酶和超氧化物歧化酶, 活性氧清除能力较强, 还含有较多玉米素、玉米素核苷及组织束缚水, 利于干旱生存, 且复水后能迅速恢复生长。因此, 即使在灌溉条件不佳的中低产田种植仍能保持稳产。节水抗旱稻在水田种植时可节水超 50%, 能有效缓解水资源紧张, 降低农业生产成本; 将节水抗旱品种与旱直播旱管模式相结合, 能够降低 70%~90% 的甲烷排放 (孙会峰等, 2020; Zhang et al., 2021)。

自首个节水抗旱稻品种选育成功以来, 其在我国安徽、湖北、湖南、江西、广西、东北等地已累积种植 2000 余万亩, 目前年推广面积接近 500 万亩, 且呈不断增长趋势。从长远来看, 考虑到我国有 70% 的水稻种植面积为中低产田, 即使其中有部分面积逐步采用节水抗旱稻旱直播旱管模式, 其覆盖比例也有望在未来 10~15 年达到 10% 以上。

资料来源: https://sage.org.cn/kjcb/kjfw/content_4106

四是耕作和栽培管理。免耕、水稻直播、覆膜、水肥耦合等农艺措施对稻田甲烷减排也具备一定效果。免耕减少了对土壤的翻动, 使土壤的氧化还原电位 (Eh) 相对稳定, 使产甲烷菌的活动受到限制, 可减少 5.74%~69.14% 的甲烷排放量 (Shang et al., 2021, 秦晓波等, 2014)。但是, 免耕可能会增加病虫害 (Vrandečić et al, 2014), 增加病虫害防治成本。水稻直播技术能够有效避免传统移栽过程中的土壤翻动, 有助于维持土壤的通气性, 提高土壤氧化还原电位 (Eh), 从而抑制产甲烷菌的活动, 相较于育秧移栽稻田能够减少甲烷排放减少 15.69%~76.10% (张岳芳等, 2015, Hang et al., 2014)。然而, 水稻直播与移栽稻在干物质积累、养分供应、杂草治理、倒伏风险等方面

存在一定影响 (廖萍等, 2024), 其产量波动范围为 -5.18%~1.87%。水稻覆膜技术具备一定的增产减排效果, 主要通过改变土壤水分管理方式、优化土壤微生物结构、提高土壤温度的方式实现, 相较于常规栽培能够减少甲烷排放 43.51%~94.97%, 不过水稻覆膜对产量的影响也存在争议 (Zhang et al., 2020)。最后, 水肥耦合技术将灌溉与施肥有机结合, 根据水稻不同生育期的需水需肥特性精准调控水肥供应, 在改善土壤通气性的同时也能够增加土壤肥力。相较于常规栽培, 能够减少甲烷排放 46.48%~62.71%, 并提高产量 6.87%~14.12% (咎鹏等, 2018, 张忠学等, 2020)。此外, 再生稻与多年生稻创新耕作制度为中国水稻种植业低碳发展开辟了新途径。

专栏 2-2 中国水稻低碳种植案例

再生稻种植模式的低碳优势

再生稻利用头季收获后的稻桩萌发第二次收获稻谷, 具有增产增收、省工省种、减肥减药的显著优势, 有效提升了土地利用率和复种指数。再生稻模式的低碳优势集中于省去了第二季水稻的播种、育秧和插秧环节, 显著减少了农业机械燃料消耗和相关碳排放。由于再生稻依靠首季稻的再生能力进行生产, 施肥频率和总量明显降低, 减少了肥料生产和使用过程



中的碳排放。此外，再生稻有效缩短稻田整体的水淹周期，甲烷排放水平降低 43.5%（周浩之等，2023）。据估算，全国潜在再生稻种植面积超过 5000 万亩，每亩可增产约 300 公斤，全国总增收可达 150 亿公斤稻谷。2000–2020 年间，累计推广再生稻面积 6359.6 万亩，百亩示范片连续 22 年亩产稳定在 1336.8 公斤以上，最高达 1449.7 公斤。2018–2020 年推广面积 1287.9 万亩，新增稻谷产量 3.78 亿公斤，创造经济效益 9.44 亿元，节本增效累计达 18.93 亿元，体现出显著的经济、社会和生态综合效益。

资料来源：<https://www.faas.cn/cms/html/fjsnykxy/2023-06-26/543089554.html>

多年生稻的减排特征与优势

传统水稻种植面临重复劳动、土壤侵蚀、劳动力投入大等问题，且随着人口增长和耕地减少，粮食安全备受关注。云南大学胡凤益团队从 1997 年开始探索研究多年生稻，致力于将一年生稻改良为多年生稻，以减轻农民劳动强度、节约生产成本、提高粮食安全水平。多年生稻利用地下茎无性繁殖特性培育而成，种植一次后可连续收获多年，一般可实现 3 至 5 年免耕种植。多年生水稻能够有效降低甲烷排放，具体减排机理如下：首先，多年生稻根系发达，可改善土壤结构，增加土壤通气性，从而减少甲烷生成所需的厌氧环境；其次，多年生稻采用免耕种植模式，减少了土壤扰动，可抑制甲烷排放；最后，多年生稻有助于维持稻田生态平衡，促进土壤微生物群落的稳定，增强土壤对甲烷的氧化吸收能力，进一步减少甲烷排放（Zhang et al., 2023）。2018 年，多年生稻 23 通过品种审定，成为全球首个可商业化生产应用的多年生粮食作物品种。目前，该团队已成功育成多年生稻 23、云大 25、云大 107 等多个多年生稻品种，在中国及周边多个国家试验成功并推广。

资料来源：<https://yn.yunnan.cn/system/2022/11/08/032343321.shtml>

表 2-1 稻田甲烷减排路径及措施

技术分类	技术名称	对照	减排效果（%）	单产变化率（%）
水分管理	干湿交替灌溉	常规灌溉（中期晒田）	22.67~67.02	1.36~6.73
	薄浅湿晒灌溉	常规灌溉（中期晒田）	9.61~51.60	2.23~5.02
	控制灌溉	常规灌溉（中期晒田）	28.33~82.82	0.18~7.99
施肥和有机物料管理	缓控释肥 / 稳定性肥料	常规氮肥	11.86~64.97	4.82~13.31
	有机肥腐熟还田	有机肥新鲜还田	23.64~75.60	-2.52~6.98
	有效微生物菌剂	无菌剂添加	24.04~42.49	1.44~4.33
	秸秆腐熟还田	秸秆新鲜还田	34.00~72.00	-1.67~4.65
	秸秆条带状覆盖还田	土壤混合还田	21.00~32.00	0.54~2.77
	施用生物炭	不施用生物炭	31.22~49.98	5.76~31.90
品种创新与管理	高产低甲烷排放水稻品种	常规品种	14.86~64.46	4.57~27.63
	节水抗旱水稻品种	常规品种	3.69~71.73	1.59~10.09
	多年生水稻品种	常规品种	21.70~25.91	1.50~2.65
耕作和栽培管理	免耕	常规耕作	5.74~69.14	-5.79~5.26
	水稻直播	育秧移栽	15.69~76.10	-5.18~1.87
	覆膜	常规栽培	43.51~94.97	-2.35~8.74
	水肥耦合	常规栽培	46.48~62.71	6.87~14.12



2.3.3 稻田甲烷减排的成本收益

上述各项稻田减排技术均可在一定程度上减少甲烷排放，但这些减排技术在实际的推广应用中还

需考虑其经济成本。因此，这里进一步收集整理了各种减排措施的成本收益，具体见表 2-2。

表 2-2 稻田甲烷减排路径的成本收益分析

技术分类	技术名称	成本变化（元 / 公顷）	收益变化（元 / 公顷）	净收益（元 / 公顷）
水分管理	干湿交替灌溉	1084	563	-521
	薄浅湿晒灌溉	1140	990	-150
	控制灌溉	1161	1084	-77
施肥和有机物料管理	缓控释肥 / 稳定性肥料	-468	1414	1882
	有机肥腐熟还田	1000	-398	-1398
	有效微生物菌剂	100	579	479
	秸秆腐熟还田	200	581	381
	秸秆条带状覆盖还田	-525	464	989
	施用生物炭	7190	1541	-5649
品种创新与管理	高产低排水稻品种	-810	1824	2634
	节水抗旱水稻品种	-485	1040	1525
	多年生水稻品种	-3440	300	3740
耕作和栽培管理	免耕	-2216	-163	2053
	水稻直播	450	-1102	-1552
	覆膜	3313	720	-2593
	水肥耦合	247	2968	2721

来源：作者估算

一是水分管理成本收益。相比传统灌溉，干湿交替灌溉、薄浅湿晒灌溉和控制灌溉等节水灌溉技术需要人工更为频繁地操作，因而人工成本、机械作业费和排灌费都会发生变化。通过文献收集，这三种节水灌溉技术相较于传统灌溉每公顷均增加 10 个用工左右，机械作业费每公顷增加 300 元左右（唐树鹏等，2022），同时分别能够减少 30%、18% 和 15% 左右的灌溉用水（Gao et al., 2024）。因此，相应的排灌费也会降低。综合排水和复水过程，估计稻田传统灌溉的排灌费用为 450 元 / 公顷，干湿交替灌溉、薄浅湿晒灌溉和控制灌溉的单位面积总成本相较于常规灌溉（中期晒田），分别增加了 1084 元 / 公顷、1140 元 / 公顷和 1161 元 / 公顷，但同时考虑到这些技术都会带来产量增加，相应的净收益分别为 -521 元 / 公顷、-150 元 / 公顷和 -77

元 / 公顷。

二是施肥和有机物料管理成本收益。缓控释肥 / 稳定性肥料（以硫包衣缓释掺混肥料为例）的价格相较于常规肥料高 50% 左右，但可以减少施肥次数和简化施肥操作，显著降低人工成本。缓控释肥每公顷约增加 315 元的肥料费^①，但单产提高 550kg / 公顷，由于施肥次数减少，施肥的成本减少 468 元 / 公顷，因此，净收益为 1882 元 / 公顷。有机肥腐熟过程需要施加适量的腐熟剂（微生物菌剂），并且翻堆过程需要操作人员操作发酵、粉碎和筛分设备，因此会产生一定的施肥费用（将腐熟剂费用纳入以方便计算）、人工成本和机械作业费的变动。估计有机肥腐熟还田的单位面积总成本相较于新鲜还田增加了 1000 元 / 公顷，单产收益下降 398 元 / 公顷，故每公顷净收益为 -1398 元。肥

① 数据来源：惠农网，<https://www.cnhnb.com/hangqing/q-2003668-0-0-0/>



料中添加微生物菌剂会产生大约 100 元 / 公顷的额外成本, 但单产增加约 579 元 / 公顷的收益, 净收益为 479 元 / 公顷。秸秆腐熟还田和秸秆条带状覆盖还田均会改变机械作业费分别增加 200 元 / 公顷和减少 525 元 / 公顷。生物炭价格高昂, 市场价格约 1700 元 / 吨^①, 以每公顷水稻施用 20 吨生物炭为例 (Qin et al., 2016), 每 5 年施用一次, 平均每公顷需要 6800 元, 另需 390 元的机械作业费^②, 单产增加 1541 元 / 公顷, 但总体来说每公顷净增加成本 5649 元。

三是品种创新与管理的成本收益。高产低甲烷排放水稻品种和节水抗旱水稻品种的价格相较于常规品种更高, 以应用最为广泛的“黄华占”和“早优 73”为例, 每公顷种子费分别增加 810 元和 640 元^{③④}, 但“早优 73”每公顷可以节省 1125 元的排灌费 (杜云峰等, 2022)。结合该品种对单产的影响, 这两类水稻品种每公顷的净收益分别为 2634 元和 1525 元。多年生水稻品种以“多年生 23”, 为例, 在种植过程中可节省 3440 元的成本, 其中节省人工成本最为显著, 并且增加 300 元收益。该品种每公顷的净收益为 3740 元。

四是耕作和栽培管理成本收益。稻田免耕技术减少了翻耕、旋耕等机械作业环节, 降低了机械作业和人工成本, 不过免耕技术可能增加病虫害风险而增加农药使用。根据收集的文献, 采用免耕技术每公顷共节省成本约 2216 元 / 公顷^⑤。结合前文中提到的单产变化, 估计采取免耕技术的净收益为 2053 元 / 公顷。水稻直播技术省去了育苗和移栽环节, 减少了机械作业次数, 每公顷大约降低 300 元的机械作业费^⑥, 但该技术缺少育秧期的杂草控制会导致农药费上涨。由于单产下降使得收益减少 1102 元 / 公顷, 故每公顷净收益为 -1552 元。此外, 水稻覆膜涉及到农膜费、人工成本和机械作业费的变动, 结合市场价格与专家测算结果, 采取覆膜技术成本会增加 3313 元 / 公顷, 加上水稻覆膜带来的增产收益, 该项技术的净收益仍然为负数, 为 -2593 元 / 公顷。最后, 水肥一体化技术在人工操作和设备维护上

相较于常规栽培成本更高, 但化肥费和排灌费呈减少趋势, 每公顷会增加成本 247 元, 但增产显著, 结合单产收益变化, 净收益为 2721 元 / 公顷。

综合来看, 品种创新与管理是既能增产, 又能减排, 成本较低的措施, 具有较好的经济效益; 水分管理措施虽然都具有显著的减排效果, 但经济上不可行, 净收益均为负数; 施肥和有机物料管理措施中, 缓控释肥 / 稳定性肥料、有效微生物菌剂、秸秆腐熟还田和秸秆条带状覆盖还田这些措施在经济方面更可行, 施用生物炭和有机肥腐熟还田的成本都较高, 经济上不可行。耕作和栽培管理措施中, 免耕和水肥耦合技术在经济上更可行, 而水稻直播和覆膜在经济方面不划算。

2.4 稻田甲烷减排方案模拟

在深入分析稻田甲烷减排措施及其增产减排效果的基础上, 本研究进一步运用中国农业大学的农食系统模型 (CAU - AFS Model), 用于模拟分析不同减排措施情景下未来中国水稻种植业的产量变化、减排潜力及其净收益。

2.4.1 方案设计

本研究设计了基准模拟方案、5 种减排措施模拟方案和 1 个综合减排方案。基准方案以 2021 年为基期, 通过递归动态方法模拟到 2060 年, 预测正常情景下未来水稻生产和消费的情况。未来, 由于人口显著下降, 经济发展水平提高, 单产水平随着科技进步而进一步提高。基准情景下, 假设未来水稻单位面积甲烷排放强度不变。模拟方案主要是模拟分析不同技术措施对产量和减排效果的影响。考虑到不同减排措施效果的不确定性, 这里将每个模拟方案都设计了低、中、高三种情景, 情景设定主要参考前面的文献综述分析。由于篇幅有限, 这里重点介绍中方案情景。首先, 提升生产力水平方案 (SRPROD): 通过增加科研投入和加大技术推广力度, 提高生产力水平, 假设在不增加投入的情况下, 由于生产力水平提高, 甲烷排放强度也相应下降, 中方案假设到 2035 年和 2060 年, 水

① 数据来源: 智研网, <https://www.chyxx.com/industry/1174239.html>

② 参考《稻田施用生物炭技术规程》DB3201T 1233-2024

③ 数据来源: 惠农网, <https://www.cnhnb.com/gongying/8474409/>

④ 数据来源: 惠农网, <https://www.cnhnb.com/gongying/6225737/>

⑤ 数据来源: 《2022 年“双抢”水稻生产机械化作业服务价格和成本变化趋势调查报告》

⑥ 数据来源: 上海农业网: <https://nynew.sh.gov.cn/mtbd/20180705/0009-61858.html>



稻单产分别提升 5% 和 10%。其次，水分管理方案（SRWAT）：采用干湿交替、薄浅湿晒、控制灌溉等节水技术，改善土壤通气性，为甲烷氧化菌创造良好环境，减少甲烷排放，在此方案中，假设甲烷排放量下降 40%，产量提高 3%，并假设该技术不断推广应用，到 2035 年和 2060 年覆盖率分别达到 50% 和 80%。第三，施肥与有机物料管理方案（SRFET）：主要采用施用缓控释肥、腐熟有机肥、添加微生物菌剂或生物炭技术，在此方案中，假设甲烷排放量减少 25%，单产提高 4%，并设定该技术到 2035 年和 2060 年的覆盖率可分别为 50% 和 80%。第四，品种创新与管理（SRVAR），采用种植高产低排放水稻品种和节水抗旱品种，假设甲烷排放量减少 15%，产量提高 7%，并假设 2035 年

和 2060 年该技术的覆盖率分别达到 20% 和 40%。第五，耕作和栽培管理方案（SRCUL），采用免耕、直播、覆膜等技术，在此方案中假设甲烷排放量减少 30%，产量提高 2%，2035 年和 2060 年该技术的覆盖率分别为 20% 和 40%。最后，综合方案（SRICE），主要考虑单一措施减排效果有限，未来应多措并举，将方案一至五综合考虑，分析综合措施的减排效果。

2.4.2 方案模拟结果

本文重点分析了不同模拟方案下稻谷产量、甲烷排放、新增成本总量和单位碳排放的成本，（图 2-4）所示。由于篇幅限制，这里重点展示中方案的结果。



图 2-4 各项模拟方案中方案下的增产百分比、中方案下的减排百分比、实施总成本和单位减排成本

数据来源：中国农业大学农食系统模型（CAU – AFS Model）结果

首先，基准方案模拟结果。中国的水稻生产主要是满足国内的消费需求。由于未来需求下降，水稻生产也相应减少，2035 和 2060 年中国水稻的总产量分别减少至 19261 万吨和 15796 万吨；耕种面

积分别为 2517 万公顷和 1933 万公顷，分别比 2021 年下降。由于耕种面积下降，在单位面积甲烷排放强度不变的情况下，2035 年和 2060 年稻田甲烷排放量将和面积同比例减少，分别比 2021 年减少



15.89% 和 35.39%。

其次，各种措施的模拟方案结果。由于所选的这些减排措施都能对单产产生不同程度的正向影响，因此，单产提高会使得产量增加，但由于供给增加，价格会有所下降，进而种植面积都有所减少。因此，这些措施不仅通过降低稻田碳排放强度减少碳排放，而且会因面积下降，甲烷排放也会相应的减少。（1）提升稻田生产力水平方案：与基准方案相比，2035 年和 2060 年，水稻产量分别增加 3.01% 和 6.18%，水稻甲烷排放量分别减少 6.69% 和 12.89%。（2）水分管理方案：与基准方案相比，2035 年和 2060 年总产量增幅较小，分别增加 0.91% 和 1.50%，但甲烷排放总量显著减少，分别减少了 20.36% 和 32.42%。根据采纳水分管理技术的成本收益，推算实施该方案净增总成本，2035 和 2060 年分别增加 530.55 亿元和 771.43 亿元，单位减排成本分别为 1245 元 / 吨 CO₂eq 和 1480 元 / 吨 CO₂eq。（3）施肥及有机物料管理方案：与基准方案相比，2035 年和 2060 年水稻总产量也有所提高，分别提高 1.21% 和 2.00%，甲烷总排放量也下降明显，分别下降 10.62% 和 16.84%。但同样，该方案的实施也会增加成本，2035 年和 2060 年实施该方案的净新增总成本分别为 87.41 亿元和 145.79 亿元，单位减排成本分别为 393 元 / 吨 CO₂eq 和 538 元 / 吨 CO₂eq。（4）品种创新与管理：2035 年和 2060 年总产量较基准方案分别提高 0.85% 和 1.75%。水稻碳排放总量在 2035 年和 2060 年分别降低 3.49% 和 6.87%。该技术不仅能够降低排放，而且能增加净收益，2035 年和 2060 年实施该方案可分别增加净收益为 170.65 亿元和 269.11 亿元。（5）耕作与栽培管理方案：与基准方案相比，2035 年和 2060 年水稻总产量有略有增加，分别增加 0.24% 和 0.50%，甲烷排放量下降幅度也较小，分别比基准方案下降 4.13% 和 8.22%。此外，该方案也会额外增加成本，净收益为负，2035 年和 2060 年总成本分别增加 10.00 亿元和 19.16 亿元，单位减排成本分别为 116 元 / 吨 CO₂eq 和 1445 元 / 吨 CO₂eq。

最后，综合减排方案的减排效果。与基准方案相比，2035 年和 2060 年，水稻产量分别增加 6.15% 和 11.70%，甲烷总排放量分别降低 39.06% 和 63.83%。但这些综合措施也增加了总成本，2035 年和 2060 年净增总成本分别为 303.82 亿元和 412.54 亿元，单位减排成本分别为 371.59 元 / 吨

CO₂eq 和 401.94 元 / 吨 CO₂eq。

由于这些措施在增产和减排方面都存在一些不确定性。这里对每种模拟方案都考虑模拟结果的低和高方案情景。与基准方案相比，2060 年，提高生产力、水分管理、施肥及有机物料管理、品种创新与管理及耕作及栽培管理方案减排率的不确定性范围分别为 6.58%~18.95%、16.28%~48.39%、8.47%~25.04%、3.46%~10.20%、4.12%~12.31%、31.97%~92.74%。

综合来看，生产力提升方案既可以提高产量，也有利于减排，水分管理方案的减排效果最为显著，且具有增产效果，但成本高，施肥及有机物料管理方案的减排增产效果显著，成本也相对较低，而品种创新与管理方案兼具减排、增产和成本低的优点。综合方案下的减排增产效果最大。

2.5 主要结论和政策建议

2.5.1 主要结论

本研究围绕中国实现“双碳”目标背景下农业绿色低碳转型的关键任务，系统分析了水稻甲烷排放的现状、演变趋势与未来路径。从排放特征识别、趋势判断以及减排技术的成本效益评估三个维度出发，深入研判了减排潜力与技术可行性，得出以下主要结论：

第一，中国水稻甲烷排放总量高，但单位产量排放强度低。2021 年中国水稻甲烷排放约 2.48 亿吨 CO₂eq，占农业温室气体排放总量的 26.6%。从全球来看，2022 年中国水稻甲烷排放量占全球水稻甲烷排放总量的 21.4%，但单位产量排放强度仅为 0.7 千克 CO₂eq/1 千克稻谷，处于全球较低水平，显示出在保障粮食产量基础上的减排潜力和技术成效。

第二，随着中国人口规模趋于下降、居民粮食消费总量逐步减少，水稻种植面积亦呈下降趋势。特别是在部分资源约束型地区或种植效益边际下降区域，种植结构调整或退出正在加速。模拟结果显示，即使在不引入新增减排技术的情景下，仅依靠种植规模自然缩减，2035 年和 2060 年稻田甲烷排放总量将分别比 2021 年减少 15.89% 和 35.39%。这一“结构性被动减排”趋势为中长期农业温室气体减排目标的实现提供了基础缓冲空间，也为未来技术升级与协同政策提供了更具可操作性的窗



口期。

第三，当前主流稻田甲烷减排技术在减排幅度与成本收益之间存在显著差异：水分管理技术减排潜力最大，但增产效应有限，且单位成本较高；施肥与有机物料管理技术具有中等减排能力，部分措施具备增产潜力，但经济回报波动较大；品种创新与管理技术兼具较强的减排与增产协同效果，成本低、经济性好，是当前综合效益最优的路径；而耕作与栽培管理技术减排潜力虽高，但受自然条件影响大，经济收益不确定性较强，需因地制宜推进。

总体而言，稻田甲烷减排技术具备显著的减排潜力与多元路径选择空间，在支撑农业绿色低碳转型中具有重要价值。然而，从实际推广情况来看，不同技术路径在减排稳定性、产量协同能力和经济适应性方面仍存在明显短板。一方面，部分技术尚处于试验或示范阶段，受区域条件、农户采纳意愿和技术服务能力等因素影响，实际减排效果存在波动；另一方面，部分技术路径尤其是精准水分管理、有机物料处理等，仍面临初始投入高、运维成本高等难题，技术采纳门槛较高，经济可行性有待进一步提升。

2.5.2 政策建议

基于对中国水稻甲烷排放现状、减排技术路径及成本收益特征的系统分析，本研究针对当前稻田减排实践中的关键瓶颈问题，包括技术门槛高、经济性不足、品种协同弱和采纳率低等，分别从智能化技术赋能、绿色种业升级以及农业经营体系转型三个层面提出应对路径。

一是通过人工智能赋能减排技术。针对当前水稻灌溉等减排技术存在门槛高、人工成本高、管理效率低的问题，应加快推动智能感知、数据采集、机器学习等人工智能技术在稻田减排中的集成应用，构建“AI+农业”协同系统，实现对灌溉、施肥等环节的精准调控，为农户提供智能决策支持，降低人力投入，提升减排效率，推动减排技术向智能化、规模化方向发展。

二是加大低排放营养协同型水稻品种的育种研发投入力度。针对当前水稻育种长期聚焦高产目标，忽视产量、营养、碳减排与品质之间的协同平衡，亟需重构育种导向，推动种业由“单一增产”向“低排放、营养、产量”三元协同转变。应加大对绿色育种的财政与技术支持，鼓励科研机构围绕根系代谢调控、通气组织发育、氮素高效利用等关

键机制开展功能基因聚合育种，夯实水稻产业绿色低碳转型的种源基础。

三是提升水稻减排技术采纳率。针对小农户分散经营导致低碳技术推广难、采纳率低的问题，应加快推进农业经营体系转型，完善土地流转政策，促进小农户向家庭农场、农民合作社、集约化新型经营主体转型，为减构建组织化推广机制。政府应加大对基础灌溉系统建设投资，并通过财政补贴、绿色信贷、减排积分等激励机制，加快精准灌溉、智能施肥、病虫害监测等绿色技术的集成应用，推动形成系统化的减排解决方案。

参考文献

- [1] Chen R, Lin X, Wang Y, et al. 2011. Mitigating methane emissions from irrigated paddy fields by application of aerobically composted livestock manures in eastern China. *Soil use and management*, 27 (1), 103–109.
- [2] Chen Z, Han S, Dong Z, et al. 2021. Trade-off between soil carbon sequestration and net ecosystem economic benefits for paddy fields under long-term application of biochar. *GCB Bioenergy*, 16 (1), e13116.
- [3] Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., et al. 2021. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 2, 198–209.
- [4] FAO STAT. 2025. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/GT>.
- [5] Gao R, Zhuo L, Duan Y, et al. 2024. Effects of alternate wetting and drying irrigation on yield, water-saving, and emission reduction in rice fields: A global meta-analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 353, 110075.
- [6] Gao Y, Cui J, Zhang X, et al. 2025. Cost-effective adaptations increase rice production while reducing pollution under climate change. *Nature Food*, 1–13.
- [7] Hang X, Zhang X, Song C, et al. 2014. Differences in rice yield and CH₄ and N₂O emissions among mechanical planting methods with straw incorporation in Jianghuai area, China. *Soil and Tillage Research*, 144, 205–210.
- [8] Hou H, Yang S, Wang F, et al. 2016. Controlled irrigation mitigates the annual integrative global warming potential of methane and nitrous oxide from the rice–winter wheat rotation systems in Southeast China. *Ecological Engineering*, 86, 239–246.
- [9] Huang J, Nie T, Li T, et al. 2022. Effects of straw incorporation years and water-saving irrigation on greenhouse



- gas emissions from paddy fields in cold region of northeast China. *Agriculture*, 12 (11), 1878.
- [10] IEA (2022), Global Methane Tracker 2022, IEA, Paris <https://www.iea.org/reports/global-methane-tracker-2022>, Licence: CC BY 4.0
- [11] Jin Y, Liu T, Hu J, et al. 2025. Reducing methane emissions by developing low-fumarate high-ethanol eco-friendly rice. *Molecular Plant*, 18 (2), 333–349.
- [12] Li J, Wan Y, Wang B, et al. 2024. Annual greenhouse gas emissions from a rice paddy with different water-nitrogen management strategies in Central China. *Soil and Tillage Research*, 235, 105906.
- [13] Li L, Li F, Dong Y. 2020. Greenhouse gas emissions and global warming potential in double-crop** rice fields as influenced by two water-saving irrigation modes in South China. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20, 2617–2630.
- [14] Qian H, Zhu X, Huang S, et al. 2023. Greenhouse gas emissions and mitigation in rice agriculture. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4 (10), 716–732.
- [15] Shang Q, Cheng C, Wang J, et al. 2021. Net global warming potential, greenhouse gas intensity and carbon footprint as affected by different tillage systems from Chinese double-crop** paddy fields. *Soil and Tillage Research*, 209, 104947.
- [16] Shen N, Tan J, Wang W, et al. 2024. Long-term changes of methane emissions from rice cultivation during 2000–2060 in China: Trends, driving factors, predictions and policy implications. *Environment International*, 191, 108958.
- [17] Vrandečić K, Jug D, Čosić J, et al. 2019. The impact of different conservation soil tillage and nitrogen fertilization on wheat grain infection with *Fusarium* sp. *Poljoprivreda*, 25 (1), 26–31.
- [18] Wang B, Wan Y, Qin X, et al. 2016. Modifying nitrogen fertilizer practices can reduce greenhouse gas emissions from a Chinese double rice crop system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 215, 100–109.
- [19] Xu, H, Zhang, B, Qin, B, et al. 2025. Evaluating the sustainability potential of perennial rice in southeastern China by comparing yield, environmental impacts and economic benefits. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 390, 109717.
- [20] Xu X, Zhao Q, Guo J, et al. 2024. Inequality in agricultural greenhouse gas emissions intensity has risen in rural China from 1993 to 2020. *Nat Food*, 5, 916–928.
- [21] Yang J, Gao B, Xia F, et al. 2025. Internalizing the external costs to achieve environmental and economic Goals: A Case study of rice production in China. *Food Policy*, 132, 102857.
- [22] Zhang G, Yang Y, Huang Q, et al. 2020. Reducing yield-scaled global warming potential and water use by rice plastic film mulching in a winter flooded paddy field. *European Journal of Agronomy*, 114, 126007.
- [23] Zhang S, Huang G, Zhang Y, et al. 2023. Sustained productivity and agronomic potential of perennial rice. *Nature Sustainability*, 6 (1), 28–38.
- [24] Zhang X, Zhou S, Bi J, et al. 2021. Drought-resistance rice variety with water-saving management reduces greenhouse gas emissions from paddies while maintaining rice yields, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 320, 107592.
- [25] 陈立天, 刘玉学, 何莉莉, 等. 2024. 水稻秸秆生物炭对南方稻田土壤的固碳减排效应. *土壤通报*, 55 (03), 686–694.
- [26] 董艳芳, 黄景, 李伏生, 等. 2017. 不同灌溉模式和施氮处理下稻田 CH₄ 和 N₂O 排放. *植物营养与肥料学报*, 23 (03), 578–588.
- [27] 杜云峰, 江颂颂, 陈宗奎, 等. 2022. 播期与补灌时期对节水抗旱稻早优 73 产量、品质与资源利用效率的影响. *华中农业大学学报*, 41 (01), 123–132.
- [28] 傅志强, 朱华武, 陈灿, 等. 2012. 双季稻田 CH₄ 和 N₂O 排放特征及品种筛选研究. *环境科学*, 33 (07), 2475–2481.
- [29] 姜亚杰, 秦鹏铭, 李准, 等. 2024. 长期秸秆还田对稻虾共作系统稻季甲烷排放的影响. *中国生态农业学报 (中英文)*, 32 (09), 1451–1461.
- [30] 李露, 周自强, 潘晓健, 等. 2015. 氮肥与生物炭施用对稻麦轮作系统甲烷和氧化亚氮排放的影响. *植物营养与肥料学报*, 21 (05), 1095–1103.
- [31] 李兴华, 汪吴凯, 杨特武, 等. 2022. 节水抗旱稻发展现状、优势及需解决的主要问题. *华中农业大学学报*, 41 (01), 84–91.
- [32] 廖萍, 翁文安, 高辉, 等. 2024. 我国直播稻栽培技术应用现状与发展建议. *中国农业科学*, 57 (24), 4854–4870.
- [33] 马晨蕾, 裴自伟, 李伏生. 2021. 灌溉方式及施氮对双季稻田甲烷排放及有机碳组分的影响. *华南农业大学学报*, 42



- (05), 41–49.
- [34] 彭世彰, 侯会静, 徐俊增, 等. 2012. 稻田 CH_4 和 N_2O 综合排放对控制灌溉的响应. 农业工程学报, 28(13), 121–126.
- [35] 钱栋, 胡明成, 申卫收, 等. 2022. 不同类型有机肥对珠三角水稻产量和温室气体排放的影响. 南京信息工程大学学报(自然科学版), 14(04), 399–409.
- [36] 秦晓波, 李玉娥, 万运帆, 等. 2014. 耕作方式和稻草还田对双季稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响. 农业工程学报, 30(11), 216–224.
- [37] 饶旭东, 孙丽英. 2020. 生物黑炭对滨海盐土区稻田温室气体(CH_4 、 CO_2 、 N_2O)排放的影响. 应用与环境生物学报, 26(06), 1343–1349.
- [38] 孙会峰, 周胜, 陈桂发, 等. 2020. 水稻品种对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响. 农业环境科学学报, 34(08), 1595–1602.
- [39] 唐树鹏, 刘洋, 简超群, 等. 2022. 干湿交替灌溉对水稻产量、水氮利用效率和稻米品质影响的研究进展. 华中农业大学学报, 41(04), 184–192.
- [40] 唐志伟, 张俊, 邓艾兴, 等. 2022. 我国稻田甲烷排放的时空特征与减排途径. 中国生态农业学报(中英文), 30(04), 582–591.
- [41] 王楷, 李伏生, 方泽涛, 等. 2017. 不同灌溉模式和施氮量条件下稻田甲烷排放及其与有机碳组分关系. 农业环境科学学报, 36(05), 1012–1020.
- [42] 谢燕, 廖晓兰. 2014. 稻田管理措施对甲烷排放的影响. 湖北农业科学, 53(22), 5337–5341.
- [43] 殷寒旭, 马友华, 杨书运, 等. 2016. 控失复合肥对稻田 CH_4 排放和水稻产量的影响研究. 磷肥与复肥, 31(01), 49–52.
- [44] 咎鹏, 陈燕萍. 2018. 不同水肥耦合水稻温室效应及氮素利用率研究. 节水灌溉, (02), 56–60.
- [45] 张岳芳, 陈留根, 张传胜, 等. 2015. 水稻机械化播栽对稻田甲烷和氧化亚氮排放的影响. 农业工程学报, 31(14), 232–241.
- [46] 张忠学, 韩羽, 齐智娟, 等. 2020. 秸秆还田下水氮耦合对黑土稻田 CH_4 排放与产量的影响. 农业机械学报, 51(07), 254–262.
- [47] 周浩之, 吴梦琴, 罗喜秀, 等. 2023. 不同再生稻栽培模式碳足迹与经济效益评估. 华中农业大学学报, 42(02), 71–78.
- [48] 孙会峰, 周胜, 张继宁, 等. 2020. 利用节水抗旱稻协同减排温室气体和面源污染效果研究. 上海农业学报, 36(05), 79–85.





3.

中国畜牧业低碳转型路径及其综合效果评估

孟 婷^{1,2} 毛戈平^{1,2} 侯 勇³ 王红亮³
董利锋⁴ 张玉梅^{1,2} 柏兆海⁵

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院
2. 中国农业大学经济管理学院
3. 中国农业大学资源与环境学院
4. 中国农业科学院饲料研究所
5. 中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心



主要发现

■ 中国畜牧业碳排放总量大，牛猪羊是主要的排放畜种，肠道发酵与粪便管理是主要的排放环节。牛、猪、绵羊、其他畜禽碳排放占比分别为 49%、23%、13%、15%，肠道发酵环节的碳排放约为粪便管理环节的 2 倍，养殖耗能碳排放占比不足 10%。

■ 肠道、粪便与能源是主要减排管理环节，品种选育、饲料管理、牧场管理与需求端产品替代是重要的减排路径。甲烷抑制剂添加、粪便固液分离与酸化、沼气与清洁能源采纳、低碳品种选用、饲料减量替代、以白肉替代红肉消费的需求结构转变等措施具有较大减排潜力。基于综合方案模拟，至 2060 年中国畜牧业碳排放相较于基准方案可降低 74%。

■ 甲烷肠道抑制剂、粪便管理与饲料粮优化等措施具有经济可行性，转型路径的选择对粮食安全、农民收入与资源环境具有复杂影响。结合成本收益的综述比较分析，肠道添加剂、饲料、粪便的减排措施具有经济效益，而添加剂海藻、清洁能源、可替代蛋白具有降本增效空间，转型路径的选择要综合考虑经济与环境的系统性影响。

政策建议

■ 科技创新与产业结构优化，从生产与消费层面发力推动畜牧业低碳转型。攻克技术难题，通过技术研发选育优良品种，应用智能养殖技术精准投喂，提高饲喂养殖效率。倡导膳食均衡，鼓励健康低碳的畜禽产品消费，适度以白肉代替红肉摄入。

■ 生态循环与区域协调发展，从内部生态与外部协作促进资源合理配置，打造循环可持续路径。推广种养结合、农牧循环，基于养殖规模与地区实际合理选择种养模式。发挥畜牧大省示范效应与各地区资源禀赋优势，优化区域布局，因地制宜安排畜牧生产。

■ 以市场体系构建和政策精准前瞻，引导保障畜牧业低碳发展。促进碳核算标准化，探索碳交易市场，完善碳排放监测机制，建立相应认证与监督机制，发展碳金融工具。健全政策扶持，鼓励企业做技术创新尝试，以减税补贴等手段激励支持畜牧业企业参与低碳研发与应用实践。



3.1 引言

畜牧业兼具满足食物刚需与高碳排放的双重特性，中国畜牧业供需规模庞大，对全球气候变化与粮食安全稳定具有重要影响。畜牧业为人类提供了超过 1/3 的蛋白质，是国家粮食和生计稳定的主要提供者（戴小文等，2023）。与此同时，畜牧业是农业生产中重要的温室气体排放来源，在全球范围内，畜牧业温室气体年排放量占人为排放总量的 14.5%^①，其中包括土地利用和能源消耗带来的二氧化碳（CO₂）和畜禽直接排放的具有较高升温潜势的甲烷（CH₄）和氧化亚氮（N₂O）（秦硕璞等，2024）。相应地，畜牧业也蕴含巨大的减排潜

力^②，预计到 2030 年中国畜牧业的甲烷减排潜力将达到 1/3（Wang et al., 2024）。由此，如何平衡畜牧业碳排放与供需之间的矛盾，在满足人类日益增长的食物与营养需求的同时，减少碳排放带来的环境负担、并实现气候减排目标，成为可持续发展面临的严峻困境与关键挑战。中国在过去四十年实现了畜牧业的快速发展（Wei et al., 2024），在农业政策扶持和消费需求的拉动下势头更加强劲（姚成胜等，2017a），成为世界最大的畜牧业生产与消费国之一。2023 年，中国猪、牛、山羊、绵羊、鸡的饲养量约占全球的 46%、5%、11%、15%、20%^③，猪肉、牛肉、羊肉、禽肉、鸡蛋的消费约占全球的 48%、15%、34%、18%、37%^④。因此，作为农业农

① 根据 FAO《通过畜牧业应对气候变化》（Gerber et al., 2013）的报告，评估了畜牧业中畜禽直接排放、饲料生产、土地利用变化、化石燃料使用与加工生产运输过程中的总排放量。

② 参见新华网，《助力低碳目标，畜牧业具有广阔潜力》，2022，<https://www.xinhuanet.com/food/20221101/c14f5d7d601e45b7908923a7ef7070fb/c.html>

③ 数据来源：联合国 FAO 数据库（FAOSTAT）

④ 数据来源：OECD，[https://data-explorer.oecd.org/vis?pg=0&bp=true&snb=3&df\[ds\]=dsDisseminateFinalDMZ&df\[id\]=DSD_AGR%40DF_OUTLOOK_2024_2033&df\[ag\]=OECD.TAD.ATM&df\[vs\]=&lc=en&pd=2022%2C2024&dq=CHN%2BW.A.CPC_223%2BCPC_EX_SH%2BCPC_EX_PT%2BCPC_EX_PK%2BCPC_EX_BV.QC.T.&to\[TIME_PERIOD\]=false&ly\[cl\]=TIME_PERIOD&ly\[rs\]=COMMODITY&ly\[rw\]=REF_AREA%2CCOMBINED_UNIT_MEASURE&vw=tb](https://data-explorer.oecd.org/vis?pg=0&bp=true&snb=3&df[ds]=dsDisseminateFinalDMZ&df[id]=DSD_AGR%40DF_OUTLOOK_2024_2033&df[ag]=OECD.TAD.ATM&df[vs]=&lc=en&pd=2022%2C2024&dq=CHN%2BW.A.CPC_223%2BCPC_EX_SH%2BCPC_EX_PT%2BCPC_EX_PK%2BCPC_EX_BV.QC.T.&to[TIME_PERIOD]=false&ly[cl]=TIME_PERIOD&ly[rs]=COMMODITY&ly[rw]=REF_AREA%2CCOMBINED_UNIT_MEASURE&vw=tb)



村“减排固碳”的六大重点任务之一^①，探究中国畜牧业低碳发展路径对巩固优化食品安全、推进农业现代化、助力生态文明建设、缓解气候变化具有现实意义。

畜牧业发展亟需绿色转型，中国对畜牧业低碳增效的重视程度逐步提高，相继出台系列规划文件。自2020年《国务院办公厅关于促进畜牧业高质量发展的意见》公布并强调全面提升绿色养殖水平后，2021年发布的《“十四五”全国畜牧兽医行业发展规划》做出要求，到2025年，全国畜牧业现代化建设取得重大进展，奶牛、生猪、家禽养殖率先基本实现现代化，绿色发展成效逐步显现。此后，《现代设施畜牧建设专项实施方案（2023—2030年）》（2023）对生猪、家禽、奶牛、肉牛、肉羊的规模化绿色养殖场的具体建设目标、建设任务与建设布局做出规划；《农业农村部关于加快农业发展全面绿色转型促进乡村生态振兴的指导意见》（2024）进一步提出关注畜禽粪肥还田利用、源头减量，饲料兽药使用减量增效等重点领域；《规模化奶牛养殖场低碳评价技术规范（T/LCAA 014-2024）》首个针对规模化奶牛养殖场低碳程度制定的评价规范的公布，为规模化牧场与碳评价提供良好指导。此外，《农业农村减排固碳实施方案》（2022）、《甲烷排放控制行动方案》（2023）、《农业农村部关于加快农业发展全面绿色转型促进乡村生态振兴的指导意见》（2025）系列方案与政策针对低碳提出明确要求。因此，在气候变化大背景下，政策引导多途径促进畜牧业低碳转型，已成为维护粮食安全、实现生态可持续发展的必由之路。

结合中国畜牧业排放现状与减排可行措施考察畜牧业低碳转型路径，不仅是保障国家粮食安全与生态安全的必然选择，更是重要战略举措。本章通过探索中国畜牧业碳排放情况，结合减排主要环节、综合养殖提升与前端消费结构优化全面细化并分析具体减排措施，考察经济与环境多重效益，发掘出契合中国畜牧业发展切实可行的减排路径，以期为中国畜牧业减排提供理论支撑与政策建议，并为全球畜牧业低碳发展与应对气候变化挑战提供参考借鉴。

3.2 畜牧业碳排放现状

3.2.1 核算边界、核算清单与核算方法

参考国家标准，以“核算边界确认、排放源识别、功能单位划分、活动数据和排放因子收集、温室气体排放量核算”为核算流程，以各单元活动情况与排放因子的乘积加总这一排放因子法为主线核算方法，以产生温室气体的畜禽养殖不同生产活动阶段为核算系统边界，以自然年（包括完整生产过程）为时间边界，主要从肠道发酵、粪便管理与能源消耗三个方面核算畜牧养殖过程的碳排放情况。具体的核算清单包括：动物肠道发酵CH₄排放、动物粪便管理CH₄与N₂O排放（包括粪便排泄、清理、存储、处理）、能源燃料消耗CO₂排放。涉及到的畜种类型包括生猪、奶牛、肉牛（非奶牛）、羊、禽类等，主要的能源燃料类型为煤、汽油、柴油、天然气、电力等。

畜牧业碳排放和碳足迹的主流核算方法包括IPCC系数法与基于过程的生命周期评价法。随着中国畜牧业碳核算标准陆续出台，畜牧业核算方法也逐渐统一与完善。IPCC系数法具有更全面与准确的优势，具备较为成熟的核算公式与排放因子数据库，能够核算出地区或国家特定时间内的碳排放情况，生命周期法则体现了较高的系统性和完整性（奚永兰等，2022）。结合国际标准与中国畜牧生产实际，我国相继制定与出台《畜牧产品温室气体排放核算指南 DB 11/T 1565-2018》、《畜禽养殖场碳排放核算指南 DB32/T 4573-2023》、《温室气体排放核算与报告要求 第22部分：畜禽养殖企业 GB/T 32151.22-2024》、《温室气体 产品碳足迹量化方法与要求 畜产品 GB/T 44903-2024》系列地方与国家标准，为中国畜牧业碳核算奠定基础。

3.2.2 全国畜禽产品供给与需求特征

在供给端，近年来畜牧业生产规模持续扩大，肉蛋奶产量整体稳步增长，猪牛羊大型牲畜年底存栏量回升且基本稳定。从中国畜禽产品统计情况来看，近20年来，畜禽产品产量总体呈现增长趋势。猪肉产量虽然有所波动（受2018至2019年系列猪瘟事件影响），但仍然保持较高水平，牛奶产量稳步提升。牛羊肉产量占比较小，但也呈增加趋势。

^① 参见农业农村部，《农业农村减排固碳实施方案》，2022，<http://www.moa.gov.cn/nybg/2022/202207/202208/P020220830389177065964.pdf>

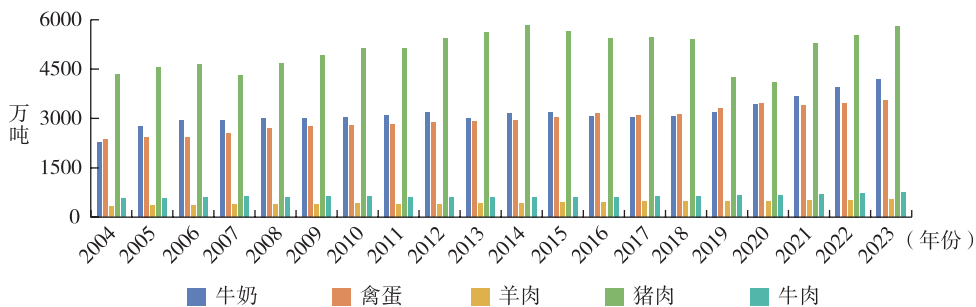


图 3-1 2004-2023 年中国主要畜禽产品产量统计情况

数据来源：2024 年《中国统计年鉴》

在需求端，畜禽产品需求整体呈增长态势，猪肉、蛋类、禽肉消费增长，奶类消费较为稳定，牛羊肉消费小幅增加。猪肉依然是最主要的消费肉类，远高于牛肉、羊肉，并且整体呈现波动上升的趋势，在 2023 年达到最高。奶类、蛋类和禽类增

长幅度相对较小，消费量也低于猪肉。牛肉和羊肉的消费量较低，但从近十年的数据来看整体呈现缓慢增长的趋势，这使得肉类消费结构更加平衡，畜禽产品的消费结构也在发生变化，蛋奶类高蛋白、牛羊肉等低脂肪肉类的消费量也将逐渐增加。

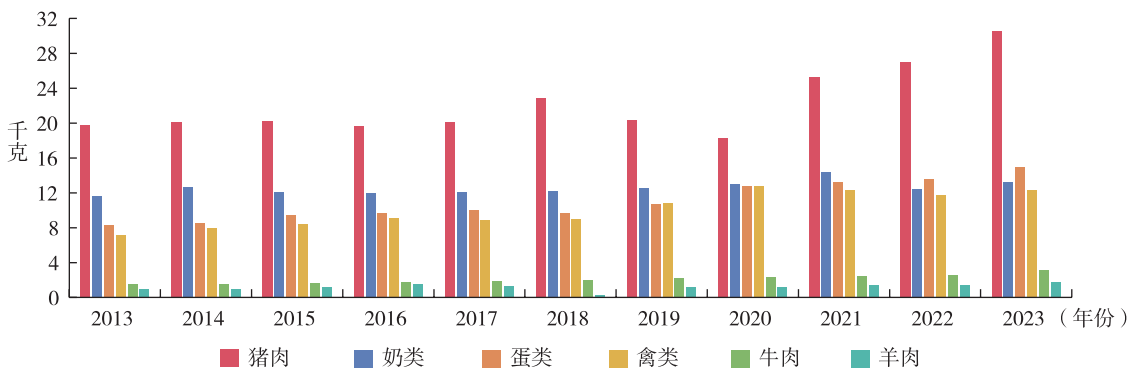


图 3-2 2004-2023 年中国主要畜禽产品人均消费量统计情况

数据来源：历年《中国统计年鉴》

近年来，中国畜禽产品供需两旺，但存在供需不平衡。根据生产与消费数据，猪肉和禽蛋的供需均较多，牛羊肉产量较低、供给有待提升，奶类供给上升但其需求存在波动。猪肉产量和消费量都较高并且呈现上升的趋势，与此同时，牛羊肉的供给与需求占比较低且增长缓慢，随着居民生活水平的提高和消费习惯的变化，市场对优质畜禽产品的需求不断增加，牛肉，牛奶和羊肉的消费量可能会逐渐增加，从而带动产量的增长。从产业结构看，近 40 年的肉蛋奶产量比重中，肉类比重整体下降，蛋类比重基本稳定，奶类增长明显；肉类中猪肉产量占比下降，禽肉比重上升，中国畜牧业产业结构尚

未完全进入投入产出高效化阶段（李军和潘丽莎，2022）。

3.2.3 全国畜牧业碳排放年度变化与区域特征

畜牧业碳排放是全球碳排放的重要来源，整体排放呈下降趋势。1995 至 2022 年间，全球畜牧业温室气体年排放量约为 85 亿吨二氧化碳当量，CO₂、CH₄ 与 N₂O 的年均排放量分别约为 17 亿吨、44 亿吨与 22 亿吨二氧化碳当量（Li et al., 2024）。中国是畜牧大国，畜牧业温室气体排放是农业碳排与农食系统排放的首要来源，约占中国农业碳排放总量的 52%^①，在农食系统排放来源中占农业活动的比重为 54%^②

① 参考《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》数据，根据 IPCC 核算法，以二氧化碳当量计，2021 年中国农业活动碳排放量为 9.31 亿吨，其中，畜禽肠道发酵碳排放为 3.22 亿吨，粪便管理碳排放 1.65 亿吨。

② 将农食系统碳排放来源分为农业活动、要素投入、食物加工、农业能源使用与其他，畜牧业碳排放属于其中的农业活动来源。



(国合会, 2023), 农业系统中 CH_4 与 N_2O 的排放超过 50%^① 来源于畜牧业 (秦硕璞等, 2024)。在总量上, 2021 年, 中国畜牧业畜禽肠道发酵与粪便管理碳排放量为 4.87 亿 t, 能源利用碳排放约为 0.36 亿 t^②。从时间维度分析, 畜牧业碳排放总量存在增减起伏, 但总体表现出下降趋势, 且碳排放量已在 2006 年达到排放顶峰, 碳排放强度也呈持续下降态势 (张金鑫和王红玲, 2020; 田云等, 2025)。在比例上, 畜牧养殖在农业碳排中的占比也整体呈现稳定下降态势 (田云和尹恣昊, 2022)。

中国畜牧业碳排放省际差异明显, 空间集聚依赖性与分布格局基本稳定, 整体呈现非均衡特征。2022 年, 省际畜牧业碳排放量最高的为内蒙古, 排放量最低的为北京, 地区排放差异巨大。在排放量上, 农业区最高, 农牧区次之, 牧区最低; 在排放强度上总体呈现“西北高、东南低”的分布格局 (Shi et al., 2022; 田云等, 2025)。在空间相关性上, 畜牧业碳排放强度始终存在明显的空间依赖性与关联性, 即排放强度高的省区与高值省区相邻, 强度较低的省区与低值省区相邻。在空间动态演进上, 畜牧业碳排放向资源禀赋优势区域 (草原牧区和粮食主产区) 集聚, 排放强度的空间集聚表现为“以低—低集聚为主、高一—高集聚为辅”的空间分布格局, “低—低集聚”地区主要分布在东南沿海地区, “高一—高集聚”地区主要分布在西南、西北和东北地区, 两种集聚型省区数量之和占比大于五分之四。同时, 各省区碳排放强度的集聚状态已趋于稳定, “高者恒高、低者恒低”特征凸显, 区域不平衡发展现象加剧 (吴强等, 2022; 王福增等, 2025; 田云等, 2025)。

3.2.4 分畜种碳排放情况分析

牛、猪、羊养殖中的碳排放始终是占比前三的畜种, 尤其是牛的养殖碳排放占据绝对主导地位。

从畜牧业整体碳排放情况来看, 基于 IPCC 系数法核算肠胃发酵与粪便管理碳排放, 2021 年, 牛、生猪、绵羊、其他畜禽饲养所导致的碳排放量依次占比约为 49%、23%、13%、15%^③ (图 3-3)。2023 年, 基于畜禽饲养至粪污处理部分生命周期展开核算的牛、羊、生猪、家禽碳排放量分别占比约为 74%、13%、10%、3%^④。从整个农食系统来看, 反刍动物肉 (牛和羊) 占农业活动排放总量的 34%, 其次是猪肉、牛奶、鸡蛋、禽肉, 分别占比 9%、7%、3%、1% (AGFEP et al., 2021)。在时间维度上, 近年来牛、羊、家禽的碳排放占比有所下降, 猪的碳排放则小幅上升 (田云等, 2025)。畜牧业的温室气体排放情况可以从排放系数与养殖量两个角度解释: 一方面, 反刍动物牛和羊的肠道发酵排放系数远高于其他畜种, 且家禽没有肠道发酵产生的温室气体, 因此单位数量的牛、羊对应较高温室气体排放; 另一方面, 中国作为生猪生产与消费大国, 生猪饲养量约占全球一半^⑤, 因此高年饲养量对应高排放。

畜禽结构对应碳排放结构存在省际差异, 牛羊碳排放强度省际差距随时间缩小, 生猪碳排放强度^⑥省际差异随时间扩大。2022 年, 根据畜种排放结构, 省际畜牧业碳排放可以分为三种类型: 一是牛饲养碳排放主导, 如青海、宁夏、贵州等省份, 牛饲养碳排放占比 60% 以上; 二是猪饲养碳排放主导, 如广东、江苏、福建等省份, 猪饲养碳排放占比达到 50%; 三是多畜种饲养主导, 如江西、广西是牛和猪饲养为主要排放源, 河南、陕西则是猪牛羊碳排放驱动总体排放。从时间动态视角, 近年来, 猪牛羊饲养碳排放强度整体下降, 但省际差异的变化情况有所不同, 牛、羊饲养排放强度省际差距大幅缩小, 生猪饲养排放强度省际差异有所扩大 (田云等, 2025)。

① 将农业系统非 CO_2 排放来源分为种植业、畜牧业和农业废弃物三个主要部分。关注水稻种植、农业用地、畜禽肠道发酵与粪便管理、废弃物田间焚烧产生的 CH_4 和 N_2O (秦硕璞等, 2024)。

② 肠道发酵与粪便管理碳排放量数据来源于《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》, 能源利用数据来源于田云等 (2025)。

③ 根据图 3-3 计算出 2020 年与 2021 年中国各畜种碳排放的平均占比, 牛、生猪、绵羊、其他畜禽年均碳排放量占比约为 49%、22%、13%、15% (部分数据因四舍五入, 存在总计不为 100% 的情况)。

④ 参考马于清 (2024) 的研究, 万头 (羽) 养殖规模的猪、牛、羊、鸡全年产生的总碳排放平均值分别为 996.5、29462.8、1644.0、17.5 吨二氧化碳当量, 根据《中国农村统计年鉴 2024》年底存栏数据计算得出各畜种年碳排放量。

⑤ 人民日报, 构建生猪产业高质量发展新格局, 2019-09-12, https://www.gov.cn/zhengce/2019-09/12/content_5429311.htm

⑥ 碳排放强度指每万元单位畜牧业产值对应的碳排放量。



表 3-1 每 100 克蛋白质产品的平均温室气体排放量（二氧化碳当量）

产品	牛肉（肉牛）	羊肉	牛肉（乳用牛）	牛奶	猪肉	禽肉	鸡蛋
全球：全链排放量（kg）	49.89	19.85	16.87	9.50	7.61	5.70	4.21
中国：生产排放量（kg）	13.63	10.87	—	4.03	1.38	0.30	0.44

注：第一行为全球数据计算的每 100 克蛋白质产品的全球平均温室气体排放量，包含产品生产供应链中土地用途变更、农场、动物饲料、加工、运输、零售、包装、耗损产生的温室气体排放，加工、运输、零售、包装环节排放占比较少。第二行为中国数据计算的每 100 克蛋白质产品的中国平均温室气体排放量，仅包含生产环节的碳排放。

数据来源：全球数据来自 Our World in Data，<https://ourworldindata.org/grapher/ghg-per-protein-poore>；Poore and Nemecek（2018）；中国数据根据《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》（2024）及历年《国家信息通报》计算得到。

3.2.5 分环节碳排放情况分析

肠道发酵和粪便管理是畜牧业碳排放的主要来源，养殖耗能排放占比较少。仅考察养殖中肠道粪便与能源利用排放源，中国畜牧业不同环节的历年平均碳排放量排名依次为肠道发酵、粪便管理、养殖耗能（Du et al., 2024），2021 年畜禽肠道发酵产生的碳排放约为粪便管理产生碳排放的 2 倍（图 3-3），养殖耗能环节占比不足 10%（田云等，2025）。反刍动物肠道发酵涉及的年度碳排放为 180Mt 二氧化碳当量，牲畜粪便管理涉及的年

度碳排放为 140Mt 二氧化碳当量（国合会，2023）。对不同畜种，各环节排放占比有所差异，但肠胃发酵与粪便排放的温室气体远均高于养殖耗能产生的碳排放。牛和羊在饲喂环节产生的 CH₄ 占比最多，其次是粪污处理产生的 N₂O；生猪粪污中氮素含量较高，在粪污处理环节产生的 N₂O 最多，其次是粪污清理环节产生的 CH₄^①；而家禽（如鸡）则与猪类似，其在粪污处理环节产生的 N₂O 最多，而由于其消化系统简单，因此在饲喂环节产生的 CH₄ 和 N₂O 占比极少（马于清等，2024）。

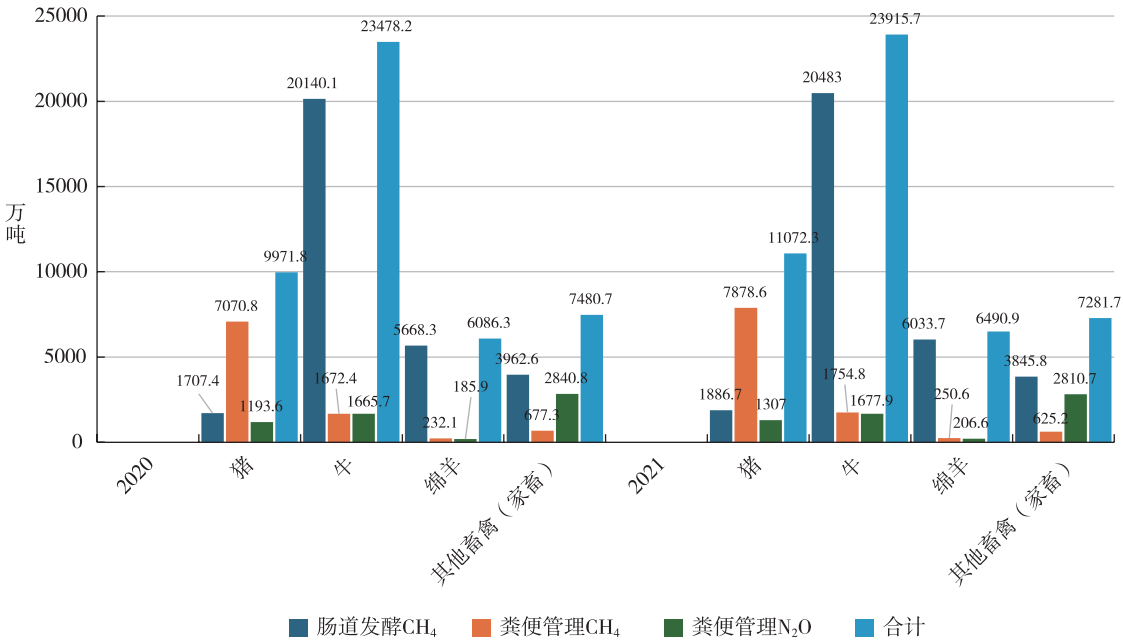


图 3-3 中国 2020-2021 年各畜禽肠道发酵与粪便管理碳排放情况（二氧化碳当量）

注：根据《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》（2024）绘制。其中，牛包括肉牛、奶牛、牦牛、水牛、其他牛等；粪便管理的其他畜禽包括骆驼、山羊、马、驴、骡、家禽和兔等；肠道发酵的其他家畜包括山羊、骆驼、马、驴和骡等。

在时间维度上，近几年粪便管理产生 CH₄ 与 养殖耗能产生的 CO₂ 则有所上升。2004 至 2020 年，各 N₂O 和肠道发酵产生的 CH₄ 均有所下降，但养殖环节中，肠道发酵和粪便管理的碳排放总体呈下

① 畜禽粪污清理过程碳排放主要是由于不同的清粪方式而造成的排放；畜禽粪污处理主要指资源化利用，碳排放主要源自处理过程有机质降解产生的生物源排放与能耗投入造成的非生物源碳排放（马于清等，2024）。



降趋势，年均降速分别为 1.78% 和 0.99%，相比之下，养殖耗能的碳排放总体呈上升趋势，年均增速为 7.86%（Du et al., 2024）。从温室气体的组成来看，牲畜肠道发酵产生的 CH_4 始终是最主要的排放源，但其排放量总体呈下降趋势，2020 年其排放与 2000 年相比下降了约 24%；占比第二大的是粪便管理产生的 N_2O 排放，其排放量下降了约 17%；其次是粪便管理产生的 CH_4 排放，其排放量下降了约 11%；随着非反刍动物比重的增加，特别是家禽养殖规模的扩大， CH_4 在温室气体排放中的占比逐渐下降。能源消耗产生的 CO_2 则占比最少且变化最小（He et al., 2023）。

3.3 畜牧业碳排放影响因素及减排路径

3.3.1 畜牧业碳排放影响因素分解

大量研究基于 KAYA 恒等式模型、IPAT 分析、LMDI 分析、动态数据面板模型（GMM）、地理和时间加权回归（GTWR）等分析方法对畜牧业碳排放的影响因素进行数学分解，主要可以围绕生产效率、产业结构、人口与劳动力、经济因素、外部约束五个影响维度展开。

一是生产效率变化，畜牧业生产效率一直是抑制畜牧业碳排放的主要驱动因素。效率因素，特别是技术效率，主要促进了中国畜牧业温室气体排放量的低碳发展，是减少畜牧业碳排放的最有效途径。在省级层面，由于各省畜牧业发展与技术采用方法差异，效率因素的减排效果并不稳定，其对华南各省减排的影响高于其他地区（姚成胜等，2017b；Bai et al., 2021；He et al., 2023）。

二是产业结构变化，畜牧业结构变化对碳排放的影响较小且影响方向在时间维度上呈现周期性波动。近年来，畜牧业在农业结构调整中的比重不断上升，农民对畜牧业收入的依赖程度仍然较高，2021 年，畜牧业结构对碳排放具有正向影响，特别是对中国东部和南部的一些省份具有积极影响，然而在省级层面，结构因素在大多数省份的贡献低于 10%（Bai et al., 2021；He et al., 2023；Zhang et al., 2024）。

三是人口与劳动力变化，劳动力流动与总人口的增长对畜牧业碳排放具有促进作用，而城镇化对畜牧业碳排放具有抑制作用。人口与劳动力对畜牧业碳排放的促进作用可以从两个方面解释，一是劳动力流动意味着畜牧业劳动力需求下降，进而促

进了农业机械使用从而增加碳排放；二是总人口数量的增长意味着对畜禽产品的总量需求稳定增长，增加碳排放但促进作用较小（姚成胜等，2017b；Zhang et al., 2024；Wei et al., 2024）。而人口与劳动力对碳排放的负向影响则可以从城镇化提高的角度解释，通过农村农业劳动力的减少促进了畜牧业的集约化与规模化，增加非农收入从而降低对畜牧业的收入依赖等途径降低碳排放（姚成胜等，2017b）。此外，在黄河流域，劳动力流动对畜牧业温室气体排放的影响呈上升趋势，城镇化对畜牧业碳排放的抑制效应在逐渐下降（Zhang et al., 2024）。

四是经济因素变化，经济发展与收入水平均是促进畜牧业碳排放的重要因素。宏观层面，经济因素与碳排放量呈正相关，且占大多数省份碳排放贡献的 40% 以上，华北省份的贡献高于其他地区（He et al., 2023）。在青藏高原地区，畜牧业碳排放与畜牧业经济增长处于脱钩状态（Bai et al., 2021）。微观个体层面，一是单位农业人口农业生产效益或农民人均纯收入的提高表明畜牧业生产的高经济效益，会增加农民畜牧业生产积极性，农民收入提高，也会促进畜产品的需求提升；二是城镇居民人均可支配收入对畜牧业碳排放的作用相较于农村居民则更大，其对畜禽产品的需求更高（姚成胜等，2017a；姚成胜等，2017b）。在时间维度，经济发展对畜牧业温室气体排放的正向影响呈下降趋势（Zhang et al., 2024）。

五是外部约束变化，当下气候条件与政策约束对畜牧业碳排放的作用均较弱。以青海地区为例，年降水量与年均气温等气候条件对畜牧业碳排放的影响正逐渐减小，畜牧业碳排放强度的主要影响因素正从自然、机械、经济、产品结构等综合因素转变为牧业产值和城镇化等经济发展指标（李军豪等，2025）。此外，由于政策针对性较低，政策环境等外部规制对奶牛产业碳排放的抑制作用也较弱（甘雨田，2019）。

3.3.2 畜牧业减排路径及措施

综合来看，畜牧业减排可以围绕三个主要减排环节、综合养殖提升、外部产业结构三个大方向，以直接减碳或间接控碳的方式，探讨多种减排渠道及措施。见表 3-2，其中，减排主要环节聚焦肠道发酵、粪便管理、能源消耗三个排放节点，综合养殖提升侧重优化养殖过程中整体的生产力与效率的措施，外部产业结构关注畜禽产品替代。



表 3-2 畜牧业减排路径及措施

减排主要环节	肠道发酵	外源性减排添加剂、饲料加工调制、饲粮优化配置
	粪便管理	固液分离、酸化粪便、生物炭等添加物、使用沼气池
	能源消耗	清洁能源与可再生能源、借助粪污发酵系统
综合养殖提升	品种选育	选育高效低碳动物品种
	饲料替代	副产物替代精饲料
	兽医护理	预防疾病措施在内的健康管理
	群体结构优化	调整畜群结构与畜禽规模、响应产品供需
	牧场管理	规模集约化养殖、战略性放牧管理策略
外部产业结构	前端优化	可替代蛋白、水产品替代

注：根据上述文献汇总整理得出。

肠道发酵环节，外源性减排添加剂的合理使用与改善饲料均能够达到直接降低反刍动物甲烷排放的目的。一是减排添加剂，以植物提取物、活性益生菌、益生元、化学合成抑制剂（3-硝基氧基丙醇 3-NOP）、海藻或其提取物等为主，提高改善瘤胃发酵模式、降低产甲烷菌活性，降低甲烷排放。植物提取物如牛至、绿茶提取物、植物提取精油作为饲料添加剂在保证不影响奶牛生产性能的同时，改善挥发性脂肪酸谱，调节瘤胃中微生物的相互关系，成为抗生素和合成化学物质的最佳替代品（Kolling et al., 2018; Belanche et al., 2020; Bature et al., 2024）。益生菌如瘤胃益生菌细菌可能会改善肉牛的瘤胃消化，并促进肠内 CH₄ 的减少（Pittaluga et al., 2023）；添加草芽孢杆菌对改善奶牛生产性能、营养物质消化和利用，降低肠道甲烷排放具有有效性（Jia et al., 2022）。3-NOP、硝酸盐和含有大型藻类等生物的卤化化合物能抑制甲烷生成或与产生甲烷底物竞争，酶抑制剂 3-NOP 显示出最大的体内甲烷缓解能力（Hodge et al., 2024）。此外，许多海藻，特别是红色海藻富含植物次生化合物，如其中的生物活性溴仿已被证实可以显著减少牲畜肠内 CH₄ 的产生（Abbott et al., 2020; Ondarza et al., 2024）。二是饲料加工与质量管理，包括饲料加工调制、饲粮优化配置与副产物替代精饲料。饲草料的加工调制的主要目的是改变饲草料的形态，如切断长度、粉碎进而增加饲料的适口性，同时打破饲草纤维性结构，提高动物体内微生物对饲料原料的消化能力（Weiby et al., 2022），达到降低甲烷排放的目的。饲粮优

化配置指调整饲料饲喂水平、精饲料与粗饲料的来源与比例来影响胃肠道甲烷排放，是调控甲烷排放最为直接和有效的措施。精饲料（如小麦谷物、粉碎油菜籽、棉籽粕）的添加比例越高，瘤胃产甲烷菌的甲烷产生量就越低（Beauchemin et al., 2009; Jiao et al., 2014; Moate et al., 2018; Congio et al., 2021）。粗饲料的品质越高（如添加含单宁的豆科植物），其在瘤胃内的消化率越高，相应的甲烷排放量就越低（Aboagye and Beauchemin, 2019; Gislón et al., 2020），同时，在蛋白日料的基础上补充非蛋白或氨基酸可以通过影响反刍动物瘤胃微生物菌群结构影响甲烷排放，具有较好应用效果（李佳艺等，2024）。

粪便管理环节，通过固液分离、酸化粪便、使用沼气池等来减少饲养场所、粪便储存中的温室气体排放或对甲烷合理利用。固液分离是通过机械分离过程将粪便中的固体和液体部分分开，分离后的液体部分通常含有较高的矿质氮，具有较低的甲烷排放能力，而固体部分则富含有机物质，需要进一步干燥处理，进而降低总体甲烷排放（Petersen et al., 2013）。酸化粪便则通过添加酸性物质（如硫酸）来降低粪便 pH 值，减少粪便在储存和处理过程中产生的温室气体排放，尤其是甲烷和氨，进而提高肥料质量（Ólafsdóttir et al., 2023）。在粪便中添加生物炭等具有特殊结构的添加物，可以有效降低畜禽粪便利用阶段的养分损失，降低粪便贮存阶段的温室气体排放（雷鸣等，2019），同时，生物炭对厌氧消化具有强化作用，提高积累甲烷产量（沈如梦等，2022）。此外，在大规模地点使用沼气



池，并将甲烷作为沼气可以直接替代化石燃料，通过厌氧消化将动物粪便中的有机物质转化为生物气体（主要为甲烷和二氧化碳）的沼气处理，也能够生产可再生能源，进而显著减少温室气体的排放（Clemens et al., 2006）。

能源消耗环节，运用清洁能源与可再生能源，借助粪污发酵系统，降低对传统能源的使用依赖。一方面，减少化石能源使用，逐步转化为清洁能源、可再生能源，如太阳能、风能、生物质能、地热资源等新型能源替代传统能源，运用太阳能光伏和热板替换部分棚舍顶棚材料，替代部分电能使用，用于饲料加工、圈舍环境调控、遮阳资源、取暖等（王贵玲等，2017；Maia et al., 2020；Elshimy and El-Aasar, 2020；Minoofar et al., 2023）。另一方面，借助畜禽粪污发酵系统，将动物排泄物生产的温室气体转化为沼气，作为重要的农村能源和废弃物处理方式，所产能源可用于取暖、热水供应等活动，降低对外源性能源的依赖，最终减少碳排放（Li et al., 2016）。

综合养殖过程中，通过选取品种、改善饲料、兽医护理、群体结构优化与牧场管理，多方面提升生产力与生产效率以降低单位畜禽产品的碳排放。一是高效动物品种选育，如奶牛肠道 CH_4 产量的遗传力为 0.21，在育种目标中对 CH_4 产量赋予经济权重（Haas et al., 2021），选取更高经济育种指数的奶牛饲养（Lahart et al., 2021），筛选饲料转化效率和产奶 / 产肉高、甲烷排放量少的动物品种进行选择培育以减少温室气体排放。二是副产物替代精饲料，利用现有农副产品产生的可循环利用的食物垃圾和副产品，如加工副产物、食物残渣、秸秆等作为低成本饲料，间接节省农业用地与饲料生产相关的灌溉用水和化肥需求，进而减少温室气体排放（Fang et al., 2023；Govoni et al., 2023）。三是兽医护理，畜禽的生产寿命与其健康密切相关，对碳排放强度的影响巨大。处于高性能水平下的畜禽碳排放强度会降低，对饲料的利用效率更高。通过预防疾病在内的改进健康管理措施来提高畜禽性能，进而影响并降低其碳排放强度（Soosten et al., 2020）。四是群体结构优化，微观层面，根据目标产量，调整畜群结构与不同结构下各生长期的畜禽规模，制定管理方案，减少温室气体排放（Liang

and Cabrera, 2015；Bokma and Hogeveen, 2024）。宏观层面，通过对畜禽结构的系统性管理，生产者可以随时响应产品需求，在改善供求关系的同时优化碳排放（Sarttra et al., 2023）。五是牧场管理模式，不同管理模式对应植物、动物及其相互作用的不同，通过规模化养殖、集约化短期育肥模式（如季节性游牧农场）、牧区放牧模式（涉及牧草结构与营养价值的“连续性轮牧”等战略性放牧管理策略），优化分配资源的使用效率与畜禽生产效率，进而降低甲烷等温室气体排放（Savian et al., 2018；Congio et al., 2018；Yetişgin et al., 2022）。除上述单一管控措施之外，还存在种养结合、过腹还田、绿色循环等综合性措施对甲烷排放进行管控。

改善产业结构，对畜产品结构进行合理优化，利用水产替代部分肉类、可替代蛋白等方式转型减少畜牧业碳排放。降低反刍肉类等涉及较大碳排放的畜禽产品消费有助于缓解温室气体的短期反应（Tong et al., 2023）。在畜牧业生产前端，合理调节肉类消费量，鼓励水产品的绿色消费，食用相对低资源环境代价的水产品（如养殖双壳类动物和海藻）（Davis et al., 2016；李壮壮等，2023）。此外，通过一些更具土地效率和更低排放的替代方案如以可替代蛋白（如植物基蛋白）或合成淀粉与蛋白质过渡与替代传统动物源蛋白（取代部分红肉和加工肉类，而非乳制品），基于植物、微生物发酵或动物细胞培养等不同的技术路径，在发挥满足未来蛋白质需求的巨大潜力的同时避免动物养殖整个环节的温室气体排放（Nijdam et al., 2012；Collett et al., 2021；Auclair et al., 2024）。

3.3.3 中国畜牧业低碳实践

中国广西的“畜-沼-果”生态循环模式，将养殖粪污产生的有机肥和沼气供果树生长与园区能源消耗，三者有机结合形成典型种养循环模式。以贵德沃柑产业示范区为代表性案例，在经营管理中探索养殖企业与种植企业合作模式，通过猪舍封闭管理、养殖自动化、粪污经技术处理形成有机肥与沼气能源，将有机肥用于沃柑浇灌，提升果树长势、产量与品质，沼气用于园区日常使用，节约能源，有效综合降低碳排放，提升生态效益。



案例 3-1 “畜 - 沼 - 果”生态循环模式

基本情况

广西南宁市国宸农林有限公司的贵德沃柑产业示范区基地位于邕宁区中和镇，核心区面积 3992 亩，总投资 1.86 亿元，由南宁市国宸农林有限公司于 2015 年开始投资建设。几年来，示范区形成以沃柑产业为主导产业，生猪养殖和渔业养殖于一体的现代特色农业示范区，先后获得 2021 年“广西现代特色农业示范区（五星级）”、2022 年南宁市第一批“乡村振兴巾帼示范基地”等称号，邕宸沃柑荣获国家绿色食品认证。

典型经验

2019 年，国宸公司在沃柑基地经营良好的基础上，开始探索多元种养模式，决定发展生猪养殖以打造种养无害化处理及有效利用的立体种养循环经济体。2020 年，示范区投资超 2000 万元初步建成生态养殖场，并与广西扬翔股份有限公司合作，由国宸公司提供场地、设备和农户，扬翔公司提供技术和销售渠道。猪舍采用全程封闭管理，五个月养殖周期内禁止人员进出，保障卫生安全。养殖全程自动化，一人可照料几百头生猪，技术顾问和养殖工人的入驻确保养殖规范。现已投入使用的贵德、周禄和即将建成投产的坛西三个养猪场，占地面积达两万平方米，预计年出栏量 3 万头。同时，全面推进养猪互联网建设，经营人员常通过监控远程查看养殖情况。

养殖场内产生的粪污会统一收集，运用厌氧发酵、微生物发酵等技术进行固液分离和加工利用。经无害化处理后，形成有机肥和沼气能源。园区年均可处理 4 万吨畜禽粪污，沼气能源能供应园区内日常生产生活所需，实现了废弃物的再利用，减少化肥施用量与农药施用量，增加经济效益，对发展绿色循环产业起到良好示范作用。

在园区沃柑基地，能看到巨大的收集罐。处理后产生的有机肥通过管道直接输送到种植沃柑的山头用于浇灌，园区每年节约肥料费用约 300 万元，并弥补了南方山地土壤肥力营养物质匮乏的不足，减少化学农药和肥料使用，果树长势变好，柑橘增产 20%–30%，果品品质提高，对农田污染综合防控和绿色食品生产意义重大。同时，园区还通过林下养鸡，林下种间套种红薯、大豆等改良土壤。下一步，示范区计划开展水产养殖，通过“猪 - 沼 - 鱼 - 果”生态循环利用，进一步减少化学肥料和药剂施用，提升生态环境效益。

资料来源：https://www.moa.gov.cn/xw/qg/202109/t20210903_6375672.htm；<http://www.yongning.gov.cn/zt/rdzt/ynqxyzl/xydt/t6145329.html>。

中国青海的“草畜平衡”生态牧场模式，将科学草畜平衡管理、饲草料合理利用与品种选育有机结合，形成绿色科学的生态养殖模式。以刚察县为代表性案例，严控草畜平衡管理，采用休牧等模式合理利用草地资源，养殖中重视饲草料储备与利

用，定制饲草料以提升肉品品质，同时优化畜种结构与畜种选育，多途径绿色高效低碳养殖。同时，通过多种集约发展模式提升经营水平，与农牧户建立利益联结，发展生态有机畜牧业。



案例 3-2 “草畜平衡”生态牧场模式

基本情况

青海省海北藏族自治州刚察县地处青海湖、祁连山两个国家公园核心地带，生态环境优越。刚察县可利用草场面积达 63.79 万公顷，近 2000 户牧民养殖 30 万余头（只）牛羊。2015 年起，率先在部分区域开展有机产品认证管理，2017 年获牛羊养殖《有机转换认证证书》，截至 2025 年已连续 8 年获《有机产品认证证书》，并基本实现有机牧场全域认证，成为环青海湖北岸最大有机牧场。2023 年，刚察县培育认定一二三类生态牧场 24 家，规模经营牲畜总量约 2.3 万头只，经营总收入超 4740 余万元，净利润达 2100 余万元。

典型经验

在草畜平衡管理方面，科学划分区域，精准核算载畜量。刚察县核定第三轮草原生态保护奖补面积 1070 万亩，其中禁牧 375.24 万亩，草畜平衡 581.62 万亩。发放草原生态保护补助奖励政策资金 8507.5 万元，引导牧民群众参与维持草畜动态平衡行动。秉持生态优先原则，划分区域，发挥林草长制共同体责任，构建由 560 余名生态管护员管理网格，出台联合执法方案，加大对禁牧和草畜平衡制度落实情况的执法检查，查处违规放牧行为。刚察县宁夏村自 2024 年 6 月开始，将牧民草场面积、流转牧场、饲草储备和牲畜数量精准核算后生成“草畜平衡明白卡”，并同步推出“三色”预警机制，督促牧户整改，确保草畜平衡，有效减少因过度放牧造成的碳排放。

畜禽养殖中，重视饲草料储备利用、优化畜种结构与品种选育。刚察县储备饲草料 43.88 万吨，种植饲草料 1.086 万亩，建设“粮改饲”任务面积 0.1 万亩，联合科研院所开展示范 0.25 万亩，近 70% 农牧户和 85% 牲畜实现补饲养殖。县内宁夏村通过合作社担保与草料厂签合同，保障村民饲草料供应，并设“周转资金池”缓解资金压力。与青海大学牧科院合作，为藏羊定制饲草料，调整蛋白质等营养成分含量，有效解决羊的健康问题，提升羊肉品质。同时，持续调整畜群结构，优化牲畜品种，抓好藏羊高效养殖技术、多胎性藏羊选育扩繁和环湖型牦牛品种选育，牦牛藏羊良种化率超 80%，拥有 1 个藏羊繁育基地和良种繁育场。生态牧场推行天然草场增施有机肥、贮备饲草料，采用休牧、轮牧、半舍饲养殖等模式，合理利用草地资源、增强固碳能力，开启绿色科学养殖之路。

刚察县通过规模化养殖、减畜和增草有机结合，引导农牧民以草定畜、科学养殖，推行大户带动、联户经营、托管服务、股份合作、村组织带头“五个模式”集约发展，提升草地集约化经营水平，建成多个规模化养殖基地与流转草场示范点。通过订单收购、吸纳就业等多种形式与农牧户建立利益联结关系，带动小农户就业增收。以推进国家农业绿色发展先行区、建设绿色有机农畜产品输出地为引领，加快培育生态牧场，打造绿色、优质、高效生态循环畜牧业发展模式。

资料来源：<http://www.haibei.gov.cn/zwgk/hbxx/dqdt/9325261.html>；<http://www.qhnews.com/index/system/2025/03/19/030368191.shtml>；<https://www.gangcha.gov.cn/html/2175/324429.html>；<http://nmj.haibei.gov.cn/xwzx/jcdt/9173841.html>。

中国甘肃的“三元双向”农牧循环模式，将农牧协同、废弃物资源化利用、产业链式生产等多方面有机结合，形成“畜牧—种植—食用菌”循环发展的可持续农业模式。以镇原县为代表性案例，将肉鸡养殖与玉米种植、种养与食用菌生

产紧密结合，实现作物种植废弃物与养殖中畜禽粪污的饲料利用与粪肥还田，以种养结合、生态循环的方式，打造低碳农业生产与富民增收的协同路径。



案例 3-3 “三元双向”农牧循环模式

基本情况

甘肃省镇原县地处甘肃省东部，是陕甘宁革命老区的重要组成部分。近年来，随着产业结构调整，镇原县肉鸡、草畜、瓜菜、苹果、药材等富民产业快速发展。作为传统农业大县，全年粮食产量达 35.7 万吨，肉鸡年出栏量占全省的 75%，按照“保粮、强禽、扩畜、增菜、提果、优药、养菌”的发展思路，积极打造以种植业为基础、畜牧业为牵引、食用菌业为循环链条的“三元双向”循环农业发展模式，探索出生态与经济协同发展的特色路径。

典型经验

一方面，深度构建农牧结合的肉鸡全产业链闭环。镇原县将肉鸡养殖与玉米种植紧密结合，实现“种—饲—养—加—销—余料转化”六大板块闭环供应，打造“资源—产品—废弃物—再生资源”高质量循环全产业链。镇原“三元双向”循环农业产业园是该模式的典型代表，园内肉鸡养殖规模大、标准化程度高、市场占有率领先，带动园内玉米种植 41.8 万亩。规模化玉米种植基地以小农户家庭承包经营和农民专业合作社规模经营为主，收获后由园内饲料加工企业集中收购，加工比例达 85%，保障肉鸡产业饲料供应。玉米秸秆则加工为牛羊养殖饲料，进一步延伸畜牧产业链。产业园内有 3 家有机肥处理厂，年处理畜禽粪污超 45 万吨，生产 15 万吨有机肥。这些用鸡粪加工成的有机肥还田后，不仅能促进微生物菌繁殖，还能补充土壤有机质、保水保肥，推动玉米等种植业增产增效。

另一方面，创新种养与食用菌生产的循环链条。沉山“三元双向”农业产业园通过构建“种养殖业—食用菌生产—生物提取—有机肥生产—种植业”的闭合链条，将秸秆、粪污制成菌棒，废菌包发酵为有机菌肥还田，形成“秸秆种菌—菌渣肥田—土壤改良”的绿色循环。该模式不仅解决了传统种植的倒茬难题，还显著提升土壤肥力，降低农用物资成本。同时，畜禽粪便转化后的有机肥为村内苹果、玉米等农作物提供优质养分，实现种养循环、生态经济双赢。

此外，镇原县建设畜禽粪污处理中心，将周边的畜禽粪污加工成有机肥，用于本地作物种植并将其作为商品销往周边区域，形成就近消纳、变废为宝、种养结合、生态循环的畜禽粪污资源化利用绿色路径。镇原县坚持产业富民，全县 5.62 万户农户享受“种养加销”全流程服务，3100 万棒食用菌菌棒、1.01 万吨农业废弃物得到高效循环利用，充分彰显了循环农业在生态保护与农民增收的双重价值。

资料来源：<https://baijiahao.baidu.com/s?id=1787502422094061150&wfr=spider&for=pc>；<https://baijiahao.baidu.com/s?id=1830817393806229240&wfr=spider&for=pc>；<https://baijiahao.baidu.com/s?id=1797648838579478457&wfr=spider&for=pc>；https://www.gszy.gov.cn/xwzx/shxw/content_69899；<https://baijiahao.baidu.com/s?id=1830721796193445767&wfr=spider&for=pc>；https://www.gszy.gov.cn/xwzx/shxw/content_85627；<https://baijiahao.baidu.com/s?id=1807783840066301835&wfr=spider&for=pc>。

3.4 畜牧业低碳转型路径的减排潜力、成本收益与影响

3.4.1 减排技术及其潜力分析

在肠道发酵环节，考察 3-NOP、海藻两种肠道甲烷抑制剂与饲料优化配置的情形。甲烷肠道抑制剂中，向奶牛和肉牛饲料中增加添加剂 3-NOP 会

使肠内 CH_4 产量平均下降 30% (Yu et al., 2021)，其效率与 3-NOP 剂量呈正相关。以 2021 年的 (图 3-3) 畜禽排放情况为基准，使用 3-NOP 将使中国牛的碳排放减少 6144.9 万吨，牛的总碳排放会下降约 25.7%，畜牧业整体碳排放下降约 12.6%。向奶牛日粮中添加 0.5% 的龙须菜 (一种海藻) 会使肠道 CH_4 排放降低 55%–65% (Stefenoni et al.,



2021),以奶牛占牛群中的比例11%计算^①,牛的碳排放(以CO₂eq计)将减少1239–1465万吨,占牛的总碳排放量的5.2%至6.1%,畜牧业整体碳排放下降约2.5%至3.0%。根据以上结果,平均而言,向畜禽体内施加肠道甲烷抑制剂,有可能使整体畜牧业碳排放降低约2%至13%,尤其是增加3-NOP的使用,且对牛的作用效果更好,更多减少了牛肠胃的直接碳排放。饲料优化配置中,通过在奶牛饮食中添加小麦谷物,优化饲料粮配置,可使奶牛体内甲烷排放降低约45%(Moate et al., 2018),以2021年的(图3-3)畜禽排放情况为基准,奶牛的CH₄对应碳排放将减少1014万吨,约占牛温室气体排放量的4.2%。

在粪便管理环节,考察酸化处理、固液分离、生物炭添加物、沼气收集四种情形。粪便酸化会减少储存时的NH₃、CH₄、N₂O排放,但酸化处理对温室气体的排放影响因pH值、温度而异(Sokolov et al., 2019; Sokolov et al., 2021; Dalby et al., 2022)。对液态奶牛粪便进行硫酸酸化处理,当酸化pH值为6时,可使以二氧化碳当量计算的温室气体排放减少88%(Sokolov et al., 2019)。猪粪贮存中添加10%用量的生物炭,与不添加任何添加物的猪粪相比,CO₂和N₂O的累积排放量分别降低了15.4%和19.8%(雷鸣等, 2019),同时,在以鸡粪为发酵底物的厌氧消化中添加5%的生物炭,可以使累积甲烷产量提高12%–69%(沈如梦等, 2022)。在生产设施中使用厌氧消化(如沼气池)和固液分离两种粪便处理工艺均可减少温室气体排放,在储存期间进行热处理可以提高16%–35%的甲烷产生潜力(Ólafsdóttir et al., 2023)。与未经处理的粪便浆液相比,厌氧消化与固液分离处理后的温室气体排放分别可降低25%和31%,主要是减少了储存期间的甲烷排放(Holly et al., 2017)。因此,粪便管理尤其是固液分离和沼气池进行厌氧消化具有巨大的畜牧业减排潜力。

在能源消耗环节,借助清洁能源与利用粪便发酵系统,能够有效控制不可再生能源投入从而达到减排目标。研究表明,动物对光伏面板具有遮阳偏好,太阳辐射增加时,光伏面板产生的能量也增

加,将11只羊放在由10块光伏电池板组成的遮阳结构围场,一年中产生了5.19兆瓦时电能,减少了2.77吨二氧化碳排放(Maia et al., 2020)。将动物排泄物生产的沼气转换为重要的农村能源,可以节约相当于约20%的天然气使用量(Li et al., 2016)。在不可再生能源中,电力是水产农场最浪费的能源投入,如果所有农民遵循人工神经网络方法推荐的目标投入达到有效经营,总能源投入可以减少30.5%(Elahi et al., 2019)。那么,以动物排泄物转化为能源投入对应节约754.6亿立方米天然气消费量^②。

调整畜种结构如以低碳排放畜种代替高碳排放种,或在畜种内部调整结构可以调控整体碳排放。用低碳排放的禽肉、猪肉代替牛肉,若以337.5只家禽等同于1头牛进行折算^③,由于家禽数量对牛的替代比值太大,因此综合下来以禽肉替代牛肉对畜牧业减排的贡献有待商榷。调整畜禽内部结构如在不同的初产母牛百分比下(对应不同目标产奶量),温室气体的排在奶牛牛群结构(第一次哺乳期奶牛占比)的变化下可减少3.4%至7.3%(Liang and Cabrera, 2015),以2021年碳排放情况为基准,奶牛的温室气体排放可降低89万吨至192万吨,占牛温室气体排放总量的0.4%至0.8%,对应畜禽温室气体排放总量的约0.2%至0.4%。

在牧场综合管理措施中,考察高经济品种选育与牧场放牧管理策略两种情形。选用高经济育种指数的奶牛品种,其每千克乳固体的温室气体排放量会下降11%(Lahart et al., 2021),至2050年,选择性育种可以使奶牛肠道CH₄强度降低24%(Haas et al., 2021)。以此粗略估算,奶牛的温室气体排放量可减少11%即289万t。此外,放牧管理模式的差异对羊群的碳排放影响也不同,如季节性游牧农场每只绵羊每千克活重产出的碳排放(20.8kg)比半集约化农场(25.4kg)低约18%(Yetişgin et al., 2022)。在连续和轮牧放牧管理下的适当放牧管理策略使每单位平均日增重的CH₄排放量分别降低了22%和35%(Congio et al., 2021)。因此,以季节性游牧替代半集约化农场,可能使绵羊的碳排放下降18%,进而使2021年畜牧业碳排放(图3-3)

① 参考《中国农村统计年鉴2022》数据,2021年全国奶牛年末存栏量1094.3万头,约占牛年末存栏量(9817.2万头)的11%。

② 参考《中国能源统计年鉴2023》数据,与肠道发酵环节估算时间以2021年为基准保持一致,选取2021年全国天然气消费量3773.0亿立方米进行估算。

③ 参考田成诗和陈雨(2021)的计算方法,2003年1月1日实施的《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596–2001)对不同种类牲畜饲养量按照系数进行换算,取均值后,一只奶牛等于450只鸡,1只肉牛等于225只鸡,1只牛等于337.5只鸡。



下降约 2.4%。

综合来看，甲烷肠道抑制剂、粪便管理、能源转型与优良品种选育具有较大减排潜力，尤其是在饲料中使用 3-NOP、酸化粪便、固液分离、沼气池处理与利用、光伏板能源替代与高经济育种奶牛选育等措施，考虑将各种措施综合使用，将会有更大的减排空间。

3.4.2 减排技术的成本收益分析

尽管减排技术对于实现温室气体的减排具有显著优势，但如果从经济角度出发不具备可行性，那么其大规模推广和应用将面临巨大挑战。

在各种甲烷肠道抑制剂中，3-NOP 和海藻具有巨大减排潜力，相对而言，3-NOP 在经济上更加可行。3-NOP 对畜禽肠内甲烷的缓解效果较好，最大化减少了温室气体的排放，但 3-NOP 的成本 ($77 \$ \text{head}^{-1} \text{yr}^{-1}$) 阻碍了技术的广泛推广 (韩雨晴, 2024)。根据碳价格，为了使 3-NOP 有利可图，乳制品生产商为每公斤 3-NOP 支付的价格不能超过 46 至 51 美元，而牛肉生产商为每公斤 3-NOP 支付的价格不能超过 33 至 45 美元，但由于所需剂量低， CH_4 抑制效果大，一定程度上缓解了使用成本 (Alvarez-Hess et al., 2019)。几种大型海藻已经被提议作为反刍动物饮食中的新成分，其生产与应用带来诸多挑战，除资源密集型培养、收获、加工和蛋白质提取的下游储存、运输、加工导致的高生产成本外 (海藻极易腐坏，应注意储存环境，严格控制温度，防止海藻发霉变质) (Monteny et al., 2006; Wanapat et al., 2024; 孙怡等, 2024)，还缺乏证据表明使用海藻成分来减少甲烷排放具有竞争力、可行性以及技术和经济上的成功 (Abbott et al., 2020)。目前的海藻栽培尚不能满足供应需求，因此生产必须转移到非传统海域，由于建立大型工业工厂需要高成本和劳动力，可持续和经济可行的海藻种植仍面临技术难题，目前的大规模设施没有足够的能力生产满足全球动物饲料行业需求所必需的大量海藻生物量 (Kulshreshtha et al., 2020; 孙怡等, 2024)。

粪便管理是一个相对容易达到减排目标的环节 (韩雨晴, 2024)，固液分离与厌氧发酵是畜禽粪污处理全链条中具有净收益的环节。粪污酸化处理中，所需成本来自于酸化设备和酸化试剂的购买，每吨单位粪污的处理成本为 8.00 元，但实现氨气减排带来的社会收益为 3.57 元，减碳的收益超过

了酸化的成本，分 1 或 3 次与 10 次处理的最具成本效益的酸剂量为 2.1 和 3.2 kg/m^3 (Sokolov et al., 2019; Ma et al., 2022; 王宏戈等, 2024)。粪污储存与处理阶段，采用固液分离设备和反应器堆肥设备，其单位处理成本较传统技术更高 (38.00 元)，但其社会收益高达 43.07 元 (王宏戈等, 2024)。在厌氧发酵环节，基于实践结果，兰州市畜禽粪污单位年处理成本为 23.75 元/ m^3 ，对应的处理效益为 27.74 元/ m^3 ，即产生的利润为 2.28 元/ m^3 ，其中沼气发电产生的效益占三分之一 (王颖等, 2023)；采用奶牛粪污湿法厌氧发酵技术，平均每头奶牛粪污处理投资 2777 元，工程运行成本为每头奶牛 467 元，工程投资回收期约为 4 年 (罗娟等, 2020)。需要注意的是，酸化过程中 PH 值的高低、酸化程度难以控制和掌握，均会直接影响气体排放 (Cao et al., 2020)。同时，养殖场的规模化程度对畜禽粪污利用的成本收益具有区别，对于规模化较小的畜禽养殖场，投资沼气的费用可能要超过养殖场本身的收益，大规模养殖户粪便处理考虑补贴后基本能覆盖亏损 (陈菲菲等, 2017; 李瑞婷等, 2022)。此外，生物炭作为低成本、可再生的碳质材料，具有比表面积高、导电性强、表面官能团及元素构成丰富等特性，但其用于厌氧消化技术的实际工程中，作用效果与综合效益有待评估 (沈如梦等, 2022)。

光伏发电与沼气利用等清洁能源的使用与组合利用的设备采用成本较高，对大规模农场具有经济上的可行性。能源管理措施中，降低能源密度和调整能源结构以减少柴油使用是两种经济上可行的缓解策略 (Li et al., 2024)，光伏发电作为化石能源节约的补充正在越来越多地与畜牧业生产相结合 (Lauer et al., 2018)，光伏板的使用为产生电能提供了可行的资源，10 块光伏板一年产生的电能相当于节省 740 美元 (Maia et al., 2020)，但目前只有千头以上规模的大型牧场才具备建设和运营光伏设施的经济能力 (韩雨晴, 2024)，预计分布式光伏组件采购及安装综合成本为 3.22 元/W，运维成本可达每年 0.03 元/W (庞建文, 2023)。此外，借助畜禽粪污发酵系统产生的沼气，将太阳能与沼气模式组合利用，太阳能加温、沼液回用的方式具有较高的经济价值，与常规设备相比，其总投资费用可降低 8.5%，产气量增产 12.3%，兼具经济性与环保性 (李恩奇, 2023)。然而，沼气的管理中普遍存



在 CH₄ 泄漏，亚洲国家的小规模消化池往往管理不善，对不同地区而言，沼气池的 CH₄ 损失可能高达 40%（Bruun et al., 2014）。

动物养殖措施管理需要考虑饲料等养殖成本、畜产品产量与商品溢价间的权衡，但饲料效率难以及时评估。在饲料中增加谷物的使用不仅要考虑化学氮肥和机械使用化石燃料的增加，也要兼顾考察谷物喂养与饲料喂养的成本（Løvendahl et al., 2018）。相较而言，降低动物饲料中的粗蛋白质是具有成本效应的替代方法，其采用成本最低，并可以节省富含蛋白质的饲料消耗（Xu et al., 2022），另外，以低蛋白日粮为核心推行饲料精准配方和精细加工，可有效实现豆粕饲料减量（李佳艺等，2024）。饲喂精料少且依赖牧场（放牧牧草）的奶牛平均牛奶产量和饲料成本收入（每头奶牛每天 5.76 美元）较低，但饲料质量与饲养水平的提高也

会提高畜禽重量与畜产品产量，有机草饲牛奶带来的产品溢价可以潜在的抵消部分生产损失（Hardie et al., 2014；Congio et al., 2021；Li et al., 2024）。综合考察产量与成本，选用高经济育种指数的奶牛，其总饲料需求量、能源需求较高，但牛奶、乳脂和蛋白质产量、销售额与收入更高，表现出总体盈利能力（O’ Sullivan et al., 2020）。然而，考虑放牧管理措施，放牧降低了牛奶、乳脂和蛋白质的产量，产量的直接损失却无法被减少节约的饲料成本所抵消（Brito et al., 2022）。同时，目前的营养研究表明，用于表达奶牛饲料效率需要准确测量采食量以及相关输出性状，在低采食期获得的排放和效率数据与泌乳其他阶段获得的数据相关性较弱，面临饲料效率难以做到及时评估的困境（Almelia et al., 2021）。

表 3-3 畜牧业减排路径的减排潜力及成本分析

环节	减排措施	减排潜力	成本分析
肠道	3-NOP	向奶牛和肉牛饲料中增加 3-NOP 会使肠内 CH ₄ 产量平均下降 30%	3-NOP 的成本（77 \$ head ⁻¹ yr ⁻¹ ）较高
	海藻	向奶牛日粮中添加 0.5% 的龙须菜会使肠道 CH ₄ 排放降低 55%–65%	1）培养、收获、加工和蛋白质提取等高生产成本； 2）控制储存环境，防止海藻发霉变质
	优化饲料粮	在奶牛饮食中添加小麦谷物可使体内 CH ₄ 排放降低 45%	1）谷物投入氮肥、机械燃料、喂养成本； 2）饲料效率难以及时评估； 3）有机草饲产品溢价、饲料优化提高产品产量抵消部分生产损失； 4）降低饲料中的粗蛋白质采用成本最低，并可以节省饲料消耗
粪便	酸化粪便	酸化作用使液体粪浆温室气体总排放量减少 85%–88%	1）酸化设备和酸化试剂购买成本，注意酸化次数控制成本 2）酸化过程中 pH 值、酸化程度难以控制
	固液分离	固液分离处理后的温室气体排放可降低 31%	固液分离设备和反应器堆肥设备，单位处理成本 38.00 元
	厌氧消化	厌氧消化处理后的温室气体排放可降低 25%	工程运行成本，投资回收期约 4 年
	生物炭	粪便贮存中添加生物炭可降低碳排放；厌氧消化中添加可提升累积甲烷产量	生物炭低成本、可再生，但其实际应用效果与综合效益有待评估
能源	替代能源	光伏面板产生的能量提供电能，减少碳排放	经营门槛高，只有大型规模牧场才具备建设和运营的经济能力
	沼气	动物排泄物生产的沼气转换为能源可节约 20% 的天然气使用量	管理困难，沼气管理中普遍存在 CH ₄ 泄露
养殖	放牧管理	季节性游牧农场每只母羊每千克活重产出的碳排放比半集约化农场低约 18%	
	品种选育	选用高经济育种指数的奶牛品种，每千克乳固体的温室气体排放量下降 11%	更高的总生产收入和总体盈利
前端	可替代蛋白	优化土地资源利用，降低碳排	高研发投入，高电能消耗

注：根据上述文献汇总整理得出。



可替代蛋白是动物相关蛋白质的可持续替代品，具有较大市场潜力。如果畜禽产品被替代蛋白质取代，不仅解放部分放牧或种植动物饲料的土地，还释放部分农业用地，实现双重气候效益 (Collett et al., 2021)。但需要考虑到耗能成本问题，以细菌蛋白为例，应用时需确保本身无毒性、与无菌生产环境 (Lee, 2014)，因此，其生产成本主要来自于电解过程的电能消耗。细菌蛋白的成本会被取代的动物相关产品的成本低 50–80%，但过程非常耗能，取决于电力供应，受限于规模经济、电价等条件 (Collett et al., 2021)。相较于细菌蛋白的高研发投入，植物蛋白素肉的生产成本较低并且成分天然 (刘梦然等, 2021)，是更经济的替代蛋白质来源选择。

整体来看，以 3-NOP 为代表的外源性添加剂、粪便管理、饲料管理是目前较为经济可行的方式，添加海藻、可替代蛋白、光伏发电等清洁能源的使用有进一步研发、控制成本的空间，需要进一步探索降低农场碳排放的可持续解决方案，在保证畜禽生产产量的同时兼具经济效益。

3.4.3 减排路径对粮食安全、农民收入与资源环境的影响

减排措施的应用不仅对粮食的数量与质量安全造成直接影响，同时与农民收入 and 环境污染息息相关，其后续影响既包括对粮食产量与经济的正面影响，也包括对土壤大气水环境的污染风险。减排路径的采纳促进着畜牧业产业整体转型升级，不同经济体面临差异化冲击。

甲烷抑制剂使用与饲料生产会对粮食数量与质量安全造成影响。一是饲料中甲烷抑制剂的不当使用可能直接影响畜牧产品数量与质量安全。海藻对动物甲烷减少的作用主要归因于化合物溴仿，特别是在红海藻（如龙须菜）中，作为饲料可能对动物生产性能造成影响，海藻中高生物活性的次生代谢产物可能对瘤胃消化和动物健康产生负面影响，食用海藻后对家畜和人类的相关影响仍有待评估 (Abbott et al., 2020; Wanapat et al., 2024)。同时，溴状体可能与致癌和肾、肝毒性相关，大型海藻还含有铅、砷、镉和汞等重金属离子和塑料颗粒，且碘含量较高，过量摄入可能随食物链危害反刍动物与人类健康 (黄宏等, 2022; Wanapat et al., 2024; 孙怡等, 2024)。二是粮食与饲料生产间要素投入的竞争与权衡间接影响畜牧产品数量安全。通过动物提

供食物需要大量的转换损失，生产供人类直接消费的食物与动物饲料具有较大权衡，大部分草地不适合耕地作物生产，平衡基于草地的反刍动物生产与畜禽日粮中来自农田的主要饲料原料的数量，不仅对畜牧业生产带来环境压力 (Schader et al., 2015)，还会对畜禽产品生产与粮食生产带禀赋压力。

不规范的粪便处理方式与综合养殖方式会对土壤、大气、水环境带来污染风险。尽管酸化处理的粪污可以使土壤中的 N 留存，降低土壤中 NH_3 挥发的损失，提高土壤肥效，但不规范的酸化贮存技术及施用方式会降低粪水肥效，甚至引起二次污染，带来土壤酸化问题 (张冬丽等, 2023)。不同固液分离技术对各种养分损失和带来的环境风险存在较大差异，且固液分离技术无法有效去除氨氮、臭气和卫生风险 (江滔等, 2016)。在粪便储存、技术应用管理链上、预处理过程中带来的污染需要进一步评估，进而降低对生物化学循环和土壤微生物及质量的影响 (Zhang et al., 2022)。此外，土壤侵蚀和养分枯竭导致的土地退化在牧场非常普遍，不规范的规模集约化养殖方式、放牧管理策略等可能会使畜牧业生产氮和磷投入不合理甚至过剩，进一步导致水资源的非点源污染，影响淡水使用造成污染，进而威胁生物多样性 (Sakadevan et al., 2017)。

部分低碳减排措施通过提升效益、增强就业机会提升农民收入。综合来看，权衡经济协同效益，考虑了生产力、盈利能力和机会成本，改变畜禽结构、改善动物健康、优化饲料投入如添加谷物等高度易消化的饲料可以在提高产量、增加动物源蛋白 (Congio et al., 2021) 的同时提升产出增加收益，特别是在低收入与中等收入国家 (Bateki et al., 2023)。同时，在粪便管理环节进行固液分离与厌氧消化通过经营可再生能源进而拓宽收入来源渠道，对经济效益具有正向影响，但运用可再生和替代能源对经济效益的影响为正或无影响，向饲料中添加 3-NOP 甲烷添加剂对经济效益的影响仍不明确，添加藻类对经济效益的影响方向不确定 (Harrison et al., 2021)。此外，通过转变绿色发展方式，如加强粪污资源化利用、种养结合等举措，调整养殖结构与资源利用途径，最终促进农业生产效率提高 (马如意和肖海峰, 2024)，拓宽农村富余劳动力就业渠道，带动农民增收致富，在多环节实现收入增加 (邵光学, 2024)。

畜牧业低碳减排路径势必会带来产业转型与升



级，不同经济体量的生产主体面临的冲击并不相同。一是新旧技术的替代升级。养殖场内部，粪便处理环节的固液分离、酸化设施、沼气池工程建设、优化畜舍清粪方式，清洁能源的代替，饲料粮加工与配置等措施需要采用先进设备与技术以实现节能减排目标，对养殖场尤其是中小型企业需要承担先进技术的更新应用成本与新设备应用后的维护成本，在市场竞争中处于劣势。二是市场竞争格局改变，在畜禽生产上下游环节，相关产业如研发部门、饲料加工、设备生产、运输消费等随之相关，

随着全球对动物产品需求不断增加，率先实现低碳发展的企业将在市场竞争中占据优势，进一步加剧市场竞争波动。此外，发展中经济体在畜牧产品需求的增长中占据最大份额（Makkar, 2018），但早期生命规划、瘤胃和动物水平的基因选择等高技能要求的减排路径无法有效减少反刍动物的甲烷排放，减排相关的管理和营养策略将以最低的成本产生最大和最直接的影响（Goopy, 2019）。因此，高水平经济体与中低水平经济体、大型企业与小微型养殖企业面临的产业冲击可能并不相同。

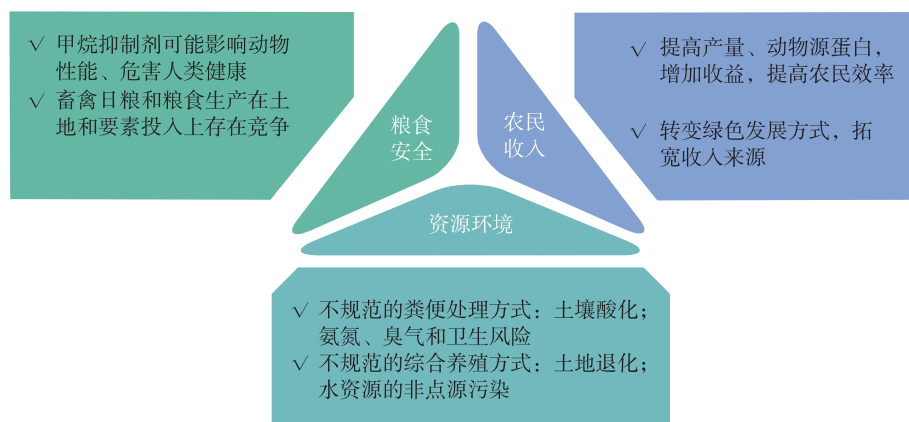


图 3-4 畜牧业减排路径对粮食安全、农民收入、资源环境的影响

3.4.4 畜牧业减排路径的方案模拟

为了模拟分析中国未来畜牧业碳减排潜力，首先基于中国农业大学农食系统模型（CAU-AFS Model）预测中国未来 2026–2060 年农产品供给和需求情况、碳排放情况，将该方案作为基准方案。其次，结合畜牧业减排路径和技术措施分析，并依据未来大规模养殖比例，假设减排技术推广率，设计了提高动物生产力、动物饲料优化、瘤胃调控、动物粪便管理、膳食结构调整和畜牧业综合减排六个方案模拟畜牧业温室气体减排情况，具体见表 3-4。

动物育种模拟方案（LPROD）：假设未来利用基因选择等技术可以加速动物优良性状的选育进程，培育出更多高产、高饲料转化率和低甲烷排放的畜牧业品种。该方案假设到 2035 年动物生产力可以提高 10%，2060 年生产力可以提高 30%，饲料消耗不变，碳排放强度相应下降 10% 和 30%。

饲料优化模拟方案（LFEED）：采用精准饲喂和低蛋白日粮技术等饲料优化措施，假设 2035 年饲料转化率提高 10%，2060 年饲料转化率提高 20%，低蛋白日粮技术通过减少动物日粮中蛋白饲料的使用，同时补充所需氨基酸，以此降低动物排泄物中氮的

含量，畜禽粪便的 NO_2 排放也有不同程度的下降。假设在 2035 年技术覆盖率达 50%，2060 年达 80%。

反刍动物瘤胃调控模拟方案（LFADD）：通过在饲料中添加海藻等甲烷抑制剂，可减少反刍动物肠道发酵环节的甲烷排放 50%。假定技术覆盖率在 2035 年技术覆盖率达 50%，2060 年达 80%。

畜禽粪污资源化利用方案（LWAST）：加强畜禽粪污资源化利用，如利用厌氧微生物在无氧环境下对粪污进行发酵处理，产生有机肥或沼气，可以大幅减少 CH_4 排放。厌氧沼气发酵技术可以减少粪便管理环节氧化亚氮排放 20% 和 75% 甲烷排放。结合不同畜种的规模化养殖比例以及技术推广进度，假设到 2035 年肉牛、奶牛、生猪、羊和禽类的技术采纳率分别为 30%、70%、60%、30% 和 60%；到 2060 年肉牛、奶牛、生猪、羊和禽类的技术采纳率分别提高到 60%、90%、80%、60% 和 80%。

白肉替代红肉的方案（LCONS）：《中国居民膳食指南》指出，猪肉含脂肪较高，禽肉中饱和脂肪酸含量较低，水产品富含优质蛋白质、脂类、维生素和矿物质，因此增加白肉消费、减少红肉消费有利于改善居民身体健康。目前，日本肉类消费结构



中，白肉消费占比达到 70%，红肉仅占 30%，美国和欧盟的肉类消费中，禽肉消费比例较高，白肉消费比例超过 50%。而中国的肉类消费结构中，以猪肉消费为主，红肉消费占比偏高，超过 60%，有些年份超过 65%，而白肉消费的比例偏低。因此，本研究建议未来调整优化肉类消费结构，假设到 2035

年和 2060 年，白肉的消费比例增加至 55% 和 70%，相当于到 2035 年，红肉消费要减少约 30%，到 2060 年，红肉消费减少 50%，白肉消费相应的增加。

畜牧业综合减排方案（LCOMB）：综合采纳方案 1– 方案 5，综合畜牧业多种减排措施，以期实现更大的减排效果。

表 3-4 畜牧业碳减排模拟方案设计

方案	内容	方案	推广率
基准方案（BASE）	一切照旧方案		
动物育种（LPROD）	通过加强畜牧业良种繁育科研经费投入，提升动物的生产力。	生产力： 2035 年 +10% 2060 年 +30%	2035 年：30%；2060 年：100%
饲料优化（LFEED）	采用低蛋白日粮饲喂技术，饲料转化率提升 25%，并补充动物所需的氨基酸添加剂。	N ₂ O： 肉牛 -25%；奶牛 -20%；生猪 -40%； 羊 -15%	2035 年：50%；2060 年：80%
反刍动物瘤胃调控（LFADD）	采用海藻甲烷抑制添加剂，调控肉牛、奶牛、山羊反刍动物的肠道发酵。	肠道 CH ₄ ： -50%	2035 年：50%；2060 年：80%
畜禽粪污资源化利用方案（LWAST）	大规模养殖场采用厌氧沼气发酵技术，以此来减少粪便 CH ₄ 排放和 N ₂ O 排放。	粪便 CH ₄ ：-75%；N ₂ O：-20%	2035 年：肉牛 30%，奶牛 70%， 猪 60%，羊 30%； 2060 年：肉牛 60%，奶牛 90%， 生猪 80%，羊 60%
白肉替代红肉的方案（LCONS）	增加白肉消费比例，减少红肉消费比例	白肉消费比例：2035 年：55%； 2060 年：70%	
畜牧业综合减排方案（LCOMB）	综合考虑以上五个方案		

数据来源：文献和作者估计。

基准模拟方案（BASE）下，未来随着经济发展，中国居民膳食消费结构进一步调整，牛羊肉和禽肉消费增加，猪肉消费趋于稳定。为满足居民的消费需求，畜牧业生产也进行了相应调整。2060 年主要农产品的产量见图 3-5。与 2025 年相比，2060 年，奶类产量增加了 52%，其次是牛肉（25%）和羊肉（22%），禽肉（7%）、禽蛋（7%）和猪肉（4%）增长空间有限。因此，随着产量的增加，未来畜牧业碳排放随着产量增长呈上升趋势，从 2021 年的 4.87 亿吨二氧化碳当量增长到 2035 年的 5.67 亿吨和 2060 年的 6.36 亿吨，分别增加了 16% 和 30%，主要增长来源于牛牛肉和牛奶，2060 年比 2021 年共增加了近 1 亿吨。

动物育种方案（LPROD）：与基准方案相比，畜禽肉（+25.74%）、奶类（+27.86%）和禽蛋（+20.84%）的产量都明显增加，饲料消费量也有所增加，谷物（+4.00%）和大豆的产量也有所增加。

由于生产力水平提高和碳排放强度下降，与基准方案相比，2035 年和 2060 年畜牧业碳排放分别减少 1016 万吨和 6999 万吨，分别减少 1.8% 和 11%。但同时，由于畜牧业生产力水平提高带来的饲料产量提高，农作物的碳排放有所增加，农业活动碳排放减少的略少一些，为 934 万吨和 6714 万吨。

饲料优化方案（LFEED）：饲料转化率提高后，饲料需求减少，生产成本下降，鼓励养殖户生产，畜产品产量增加；低蛋白日粮技术促使动物降低了对大豆和玉米等高蛋白高能量饲料需求，间接减少了油料作物和谷物的种植。饲料优化方案对畜牧业本身的碳排放减少作用有限，与基准方案相比，2035 年和 2060 年仅分别减少 425 万吨和 696 万吨，减幅为 1% 左右。但是，由于饲料消耗减少，农作物的碳排放有所下降，2035 年和 2060 年仅分别减少 615 万吨和 982 万吨。

瘤胃调控方案（LFADD）：添加甲烷排放抑制剂



能够显著减少肠道甲烷排放，畜牧业碳排在 2035 年和 2060 年分别比基准方案相比分别减少 8837 万吨和 1.65 亿吨，降幅分别达到 15.6% 和 25.9%。

粪污资源化利用方案（LWAST）利用厌氧微生物在无氧环境下对粪污进行发酵处理，大幅减少粪便管理的氧化亚氮的排放。与基准方案相比，畜牧业总体碳排在 2035 年和 2060 年分别减少 6123 万吨和 8775 万吨，分别下降 10.8% 和 13.8%。

优化肉类消费结构方案（LCONS）：从消费端

调整肉类消费结构，增加白肉消费和减少红肉消费也可以显著减少碳排放。与基准方案相比，2035 年和 2060 年分别碳排放分别减少 1.2 亿吨和 2.3 亿吨，降幅分别为 21.8% 和 36.3%。

畜牧业综合方案（LCOMB）：由于综合采取了前面五种减排措施，畜牧业碳排放大幅减少。2035 年和 2060 年畜牧业碳排放分别下降至 3.08 亿吨和 1.66 亿吨，与基准方案相比，分别下降 2.69 亿吨和 4.70 亿吨，降幅分别高达 45.7% 和 73.9%。

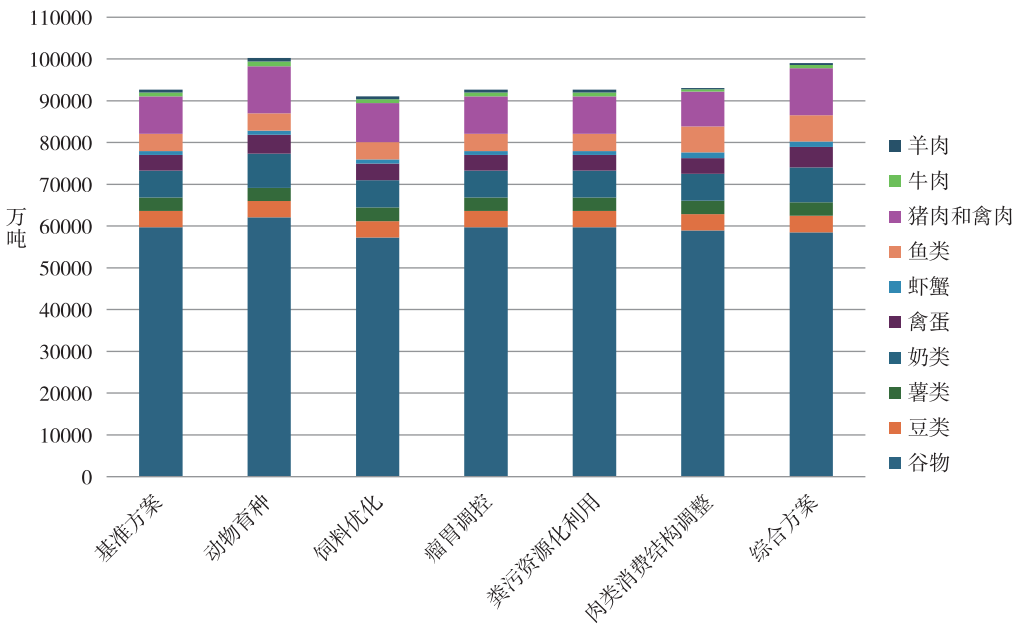


图 3-5 2060 年不同方案下主要农产品产量

来源：CAU-AFS 模型结果。

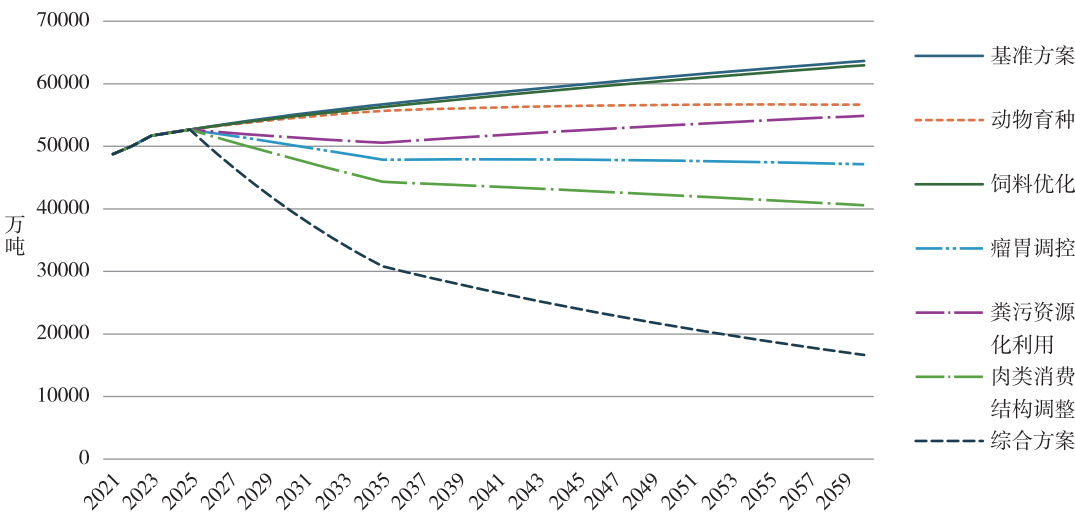


图 3-6 各种模拟方案下中国未来畜牧业碳排放情况

来源：CAU-AFS 模型结果。



总体而言，每一种措施都有助于减少畜牧业的碳排放，并且随着时间推移，减排效果越来越显著，瘤胃调控和粪污资源化利用等措施都具有一定的减排潜力，值得注意的是，需求端的肉类消费结构调整是碳减排的重要路径，可以大幅减少畜牧业的碳排放，但相对来说，单一措施的减排效果有限，综合各种生产和消费端的减排措施才能更大幅度的减少畜牧业碳排放。

3.5 畜牧业低碳转型的政策建议

中国畜牧业碳排放总量大且排放源多样，居民对牛羊肉等高排放畜产品的需求增加，畜牧业低碳发展潜力较大。结合中国畜牧业碳排放现状与畜产品需求现状，研究发现：第一，中国畜牧业碳排放的主要排放环节是肠道发酵与粪便管理，能源消耗占比较少，牛猪羊是主要的碳排放畜种。除三个主要排放环节对应的减排措施外，综合养殖过程中品种选育、饲料管理、牧场管理与需求端产品替代也是可探索的重要减排路径；第二，畜牧业减排措施中，以 3-NOP 为代表的外源性添加剂、饲料优化管理、粪便管理与沼气利用展现较大的减排潜力与经济可行性，而添加剂海藻、光伏发电等清洁能源、可替代蛋白在发挥减排效能的同时具有进一步研发与控制成本的空间；第三，减排路径不仅可能提升效益增加农民收入，还可能威胁食物健康安全，造成土地、水资源等环境污染，在选择减排路径时要综合考虑减排潜力、成本收益与对粮食安全、农民收入与资源环境的影响。鉴于此，本章将基于完善碳排放监测、技术创新、种养结合、消费结构优化、市场构建完善、政策支持六个方面，促进饲料质量、产品结构、养殖模式、碳排放核算与碳市场交易等环节提升，探索畜牧业低碳转型的可行路径与做法。

第一，完善畜牧业碳排放监测技术，以数据构建支撑减排工作。着重细化规范畜牧养殖业碳排放监测指标、确定关键参数、优化核算方法，建立本地化的排放因子数据库，并推动国际标准的互认与协调，提升核算的准确性与可比性。构建全面的甲烷、氧化亚氮排放的监测评价体系，完善数据基础，加强中国畜牧业碳排放数据库更新与升级。开展胃肠道发酵、粪便管理定位监测，加快智能化、信息化技术在排放量监测、减排量核算等关键环节的应用，借助先进传感器与遥感技术实现实时、精

准的排放数据采集，运用大数据分析手段提升数据采集效率并处理数据，进而为畜牧业碳排放监测与减排工作提供数据与技术支持。

第二，创新绿色低碳前沿技术，以低碳减排协同增产增效。聚焦低碳育种，推动优良低碳品种选育，借助基因技术培育饲料转化率高、低碳排放的品种，加大对甲烷抑制剂、绿藻等新型低碳饲料添加剂的研发力度，加快饲料加工与优化管理、可替代蛋白的研发进度，逐步由体外测试转向体内测试，关注并解决相关技术带来的产品产量与环境污染影响，打破卡脖子技术带来的畜产品环保贸易壁垒。推动可再生能源和低碳技术创新，利用太阳能、风能等替代能源，将替代能源应用与养殖实际结合起来，加强畜禽粪污资源处理技术投入，寻找低成本高减碳的设施应用。充分运用先进设备与技术实现饲料精准投喂，把控投喂量与营养成分，应用智能养殖技术，开发手机应用程序等畜群管理基准工具（Michels et al., 2019; Warner et al., 2020），利用互联网、大数据、人工智能等技术持续检测畜群状态与获取数据，并根据不同阶段与状态的畜禽需求合理投喂，优化养殖流程，提高饲料利用率。

第三，推广种养循环，以生态养殖打造循环可持续路径。将畜禽养殖与作物种植紧密结合，利用畜禽粪便还田作为养分来源，反哺种植业，种植作物及产生的秸秆作为饲草料来源，供畜禽生长所需。控制畜禽品种与畜禽规模，精准饲养，在减少化肥等农资投入、饲料运输加工产生的碳排放的同时，降低农业面源污染，提高农业生态系统的自我调节能力，实现养分与资源循环。同时，生态循环畜牧业发展需要结合养殖规模与地区实际合理选择种养结合模式，增加养分管理与运行机制的管理与机制创新，通过利益链结机制、粪肥补贴与付费机制，构建并形成种养循环长效机制（王健等，2024），打造绿色低碳产业链。加快推进种养结合、农牧循环，探索草畜平衡、林牧结合等种养结合循环发展系统，实现“以畜促农”的生态与经济双赢（张蕊，2025）。

第四，倡导膳食均衡，以消费结构带动产业结构优化。增强营养健康与绿色低碳宣传，推广在合理基础上考虑低碳目标的膳食指南，普及膳食知识，借助网络媒体等手段引导消费者向健康、绿色的饮食与消费理念转变，适度减少红肉（主要是猪肉）摄入，增加禽肉（如鸡肉）等优质蛋白摄入比



例，合理调整膳食结构。一方面，降低患痴呆症、认知障碍、癌症等健康疾病的风险（Shanmugam et al., 2024; Li et al., 2025）。另一方面，用低碳排的白肉代替高碳排的红肉，借助群体结构优化达到控碳减碳的目的。以消费端需求转变带动畜牧产业结构升级，在生产端减少高碳排的畜禽养殖规模、增加低碳排的养殖品类与畜禽品种培育，丰富产品品类，满足消费者多样化的产品需求，进而有效倒逼畜牧业整体低碳转型。

第五，探索碳市场交易，以体系构建推动减碳流通。加速推进畜牧业、大型养殖企业、中小型养殖场碳核算体系标准化建设，联合第三方机构建立健全的碳排放监测和管理体系，合理分配碳排放指标，明确减排额度、交易规则、交易价格，确保碳交易的透明度、公平性和真实性，从而倒逼养殖减排技术采纳与应用升级。在部分地区或特定畜禽产品生产区域率先展开碳交易试点，鼓励畜牧养殖主体参与碳交易，对减排效果显著的提供激励措施，如减税、奖励和补贴等，增加养殖户等参与减排降碳的积极性，对超排企业进行处罚。同时，发展碳金融机制，借助投资、贷款等金融工具，为低碳项目建设与交易项目提供融资支持与经济保障，积极推动与国际组织和开发银行的相关合作，推动国际畜牧碳汇市场的形成，推进碳交易标准的国际统一标准制定，建立相应认证与监督机制，确保交易项目的真实性与可持续性。

第六，健全政策扶持，以精准前瞻引导畜牧业低碳发展。一方面，优化区域布局，加强畜牧大省与周边经济强省合作交流，共同制定低碳转型目标与行动计划，依靠资源禀赋与环境承载力，优化畜牧产业生产布局，以技术研发与推广、周边市场开拓、上下游一体化对接带动片区经济效益与生态效益双赢。另一方面，鼓励政策向畜牧低碳技术研发与建设倾斜，鼓励企业尤其是私人企业做技术创新尝试，设立专项扶持基金，对从事低碳技术研发、低碳设备建设、绿色产品生产的相关企业给予所得税减免优惠。相关部门对产业进行提前预判，制定详细的畜牧业低碳转型产业规划，引导养殖主体提前布局，分批设立转型示范企业，资助企业内部开展人员养殖培训，加强与高校和科研机构的合作，增强低碳转型智库与项目建设，起到全环节全流程的绿色示范作用。同时在消费端打造低碳产品名片，推广绿色畜牧产业与生态低污染的畜禽产品，

探索低碳畜禽产品品牌建设，引导消费者绿色溢价认知，探索畜牧业文旅产业结合模式，为畜牧业研发、生产、流通、消费多方面低碳建设提供政策支持。

参考文献

- [1] Abbott D W, Aasen I M, Beauchemin K A, et al. Seaweed and seaweed bioactives for mitigation of enteric methane: challenges and opportunities [J]. *Animals*, 2020, 10 (12): 2432.
- [2] Aboagye I A, Beauchemin K A. Potential of molecular weight and structure of tannins to reduce methane emissions from ruminants: A review [J]. *Animals*, 2019, 9 (11): 856.
- [3] Almeida A K, Hegarty R S, Cowie A. Meta-analysis quantifying the potential of dietary additives and rumen modifiers for methane mitigation in ruminant production systems [J]. *Animal Nutrition*, 2021, 7 (4): 1219–1230.
- [4] Alvarez-Hess P S, Little S M, Moate P J, et al. A partial life cycle assessment of the greenhouse gas mitigation potential of feeding 3-nitrooxypropanol and nitrate to cattle [J]. *Agricultural systems*, 2019, 169: 14–23.
- [5] Auclair O, Eustachio C P, Milner J, et al. Partial substitutions of animal with plant protein foods in Canadian diets have synergies and trade-offs among nutrition, health and climate outcomes [J]. *Nature Food*, 2024, 5 (2): 148–157.
- [6] Bai Y F, Guo C C, Li S S, et al. Instability of decoupling livestock greenhouse gas emissions from economic growth in livestock products in the Tibetan highland [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 287: 112334.
- [7] Bateki C A, Wassie S E, Wilkes A. The contribution of livestock to climate change mitigation: A perspective from a low-income country [J]. *Carbon Management*, 2023, 14 (1): 1–16.
- [8] Bature I, Wu X H, Ding X. The roles of phytogetic feed additives, trees, shrubs, and forages on mitigating ruminant methane emission [J]. *Frontiers in Veterinary Science*, 2024, 11: 1475322.
- [9] Beauchemin K A, McGinn S M, Benchaar C, et al. Crushed sunflower, flax, or canola seeds in lactating dairy cow diets: Effects on methane production, rumen fermentation, and milk production [J]. *Journal of dairy*



- science, 2009, 92 (5): 2118–2127.
- [10] Belanche A, Newbold C J, Morgavi D P, et al. A meta-analysis describing the effects of the essential oils blend agolin ruminant on performance, rumen fermentation and methane emissions in dairy cows [J] . Animals, 2020, 10 (4): 620.
- [11] Bijl R, et al. Impact of robotic milking on dairy farm efficiency [J] . Journal of Dairy Science, 2017, 100 (9), 7729–7738.
- [12] Bokma S, Hogeveen H. Optimization of dairy cattle replacement while lowering environmental emissions and excretions [J] . 2024.
- [13] Brito A F, Almeida K V, Oliveira A S. Production performance, nutrient use efficiency, and predicted enteric methane emissions in dairy cows under confinement or grazing management system [J] . Translational Animal Science, 2022, 6 (2): txac028.
- [14] Brito L F, Bedere N, Douhard F, et al. Review: Genetic selection of high-yielding dairy cattle toward sustainable farming systems in a rapidly changing world. Animal. 2021, 15: 100292.
- [15] Bruun S, Jensen L S, Sommer S. Small-scale household biogas digesters: An option for global warming mitigation or a potential climate bomb? [J] . Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2014, 33: 736–741.
- [16] Cao Y B, Wang X, Liu L, et al. Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process [J] . Journal of Environmental Management, 2020, 264: 110454.
- [17] Clemens J, Trimbom M, Weiland P, et al. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2006, 112 (2–3), 171–177.
- [18] Collett K, O' Callaghan B, Mason M, et al. The climate impact of alternative proteins [J] . Smith School Final 25% Series Paper, 2021.
- [19] Congio G F S, Bannink A, Mogollón O L M, et al. Enteric methane mitigation strategies for ruminant livestock systems in the Latin America and Caribbean region: A meta-analysis [J] . Journal of Cleaner Production, 2021, 312: 127693.
- [20] Congio G F S, Batalha C D A, Chiavegato M B, et al. Strategic grazing management towards sustainable intensification at tropical pasture-based dairy systems [J] . Science of The Total Environment, 2018, 636: 872–880.
- [21] Dalby F R, Guldborg L B, Feilberg A, et al. Reducing greenhouse gas emissions from pig slurry by acidification with organic and inorganic acids [J] . PLoS One, 2022, 17 (5): e0267693.
- [22] Davis K F, Gephart J A, Emery K A, et al. Meeting future food demand with current agricultural resources [J] . Global Environmental Change, 2016, 39: 125–132.
- [23] De Haas Y, Veerkamp R F, De Jong G, et al. Selective breeding as a mitigation tool for methane emissions from dairy cattle [J] . Animal, 2021, 15: 100294.
- [24] Du R R, He T, Khan A, et al. Carbon emissions changes of animal husbandry in China: Trends, attributions, and solutions: A spatial shift-share analysis [J] . Science of The Total Environment, 2024, 929: 172490.
- [25] Elahi E, Weijun C, Jha S K, et al. Estimation of realistic renewable and non-renewable energy use targets for livestock production systems utilising an artificial neural network method: A step towards livestock sustainability [J] . Energy, 2019, 183: 191–204.
- [26] Elshimy M, El-Aasar K M. Carbon footprint, renewable energy, non-renewable energy, and livestock: testing the environmental Kuznets curve hypothesis for the Arab world [J] . Environment, Development and Sustainability, 2020, 22 (7): 6985–7012.
- [27] Fang Q C, Zhang X Y, Dai G C, et al. Low-opportunity-cost feed can reduce land-use-related environmental impacts by about one-third in China [J] . Nature food, 2023, 4 (8): 677–685.
- [28] Gerber P J, Steinfeld H, Henderson B, et al. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities [M] . 2013.
- [29] Gerber P, Vellinga T, Opio C, et al. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems [J] . Livestock science, 2011, 139 (1–2): 100–108.
- [30] Gislón G, Colombini S, Borreani G, et al. Milk production, methane emissions, nitrogen, and energy balance of cows fed diets based on different forage systems [J] . Journal of Dairy Science, 2020, 103 (9): 8048–8061.
- [31] Goopy J P. Creating a low enteric methane emission ruminant: what is the evidence of success to the present and prospects for developing economies? [J] . Animal



- Production Science, 2019, 59 (10): 1769–1776.
- [32] Govoni C, D' Odorico P, Pinotti L, et al. Preserving global land and water resources through the replacement of livestock feed crops with agricultural by-products [J]. Nature Food, 2023, 4 (12): 1047–1057.
- [33] Guo Y, et al. Yeast culture supplementation alters rumen microbial communities and reduces methane emission in dairy cows [J]. Journal of Dairy Science, 2020, 103 (9), 8044–8055.
- [34] Haas Y D, Veerkamp R F, Jong G D, et al. Selective breeding as a mitigation tool for methane emissions from dairy cattle [J]. Animal, 2021, 15: 100294.
- [35] Hardie C A, Wattiaux M, Dutreuil M, et al. Feeding strategies on certified organic dairy farms in Wisconsin and their effect on milk production and income over feed costs [J]. Journal of dairy science, 2014, 97 (7): 4612–4623.
- [36] Harrison M T, Cullen B R, Mayberry D E, et al. Carbon myopia: The urgent need for integrated social, economic and environmental action in the livestock sector [J]. Global Change Biology, 2021, 27 (22): 5726–5761.
- [37] Hassanat F, Gervais R, Julien C, et al. Replacing alfalfa silage with corn silage in dairy cow diets: Effects on enteric methane production, ruminal fermentation, digestion, N balance, and milk production [J]. Journal of Dairy Science, 2013, 96 (7): 4553–4567.
- [38] He D W, Deng X Z, Wang X S, et al. Livestock greenhouse gas emission and mitigation potential in China [J]. Journal of Environmental Management, 2023, 348: 119494.
- [39] Hodge I, Quille P, O' Connell S. A Review of Potential Feed Additives Intended for Carbon Footprint Reduction through Methane Abatement in Dairy Cattle [J]. Animals, 2024, 14 (4): 568.
- [40] Holly M A, Larson R A, Powell J M, et al. Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2017, 239: 410–419.
- [41] Hou, Y, et al. Smart manure management for carbon neutrality [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56 (8), 4875–4886.
- [42] Hristov A N, Oh J, Giallongo F, et al. An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production [J]. Proceedings of the national academy of sciences, 2015, 112 (34): 10663–10668.
- [43] Hristov A N, et al. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production [M]. FAO Animal Production and Health Paper, 2013, 177.
- [44] Jayanegara A, et al. Meta-analysis of methane mitigation by tannin-rich feed additives in ruminants [J]. Animal Feed Science and Technology, 2012, 176 (1–4), 72–79.
- [45] Jia P, Tu Y, Liu Z H, et al. Diets supplementation with *Bacillus subtilis* and *Macleaya cordata* extract improve production performance and the metabolism of energy and nitrogen, while reduce enteric methane emissions in dairy cows [J]. Animal Feed Science and Technology, 2022, 294: 115481.
- [46] Jiao H P, Dale A J, Carson A F, et al. Effect of concentrate feed level on methane emissions from grazing dairy cows [J]. Journal of Dairy Science, 2014, 97 (11): 7043–7053.
- [47] Knapp J R, Laur G L, Vadas P A, et al. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions [J]. Journal of dairy science, 2014, 97 (6): 3231–3261.
- [48] Kolling G J, Stivanin S C B, Gabbi A M, et al. Performance and methane emissions in dairy cows fed oregano and green tea extracts as feed additives [J]. Journal of Dairy Science, 2018, 101 (5): 4221–4234.
- [49] Kulshreshtha G, Hincke M T, Prithiviraj B, et al. A review of the varied uses of macroalgae as dietary supplements in selected poultry with special reference to laying hen and broiler chickens [J]. Journal of Marine Science and Engineering, 2020, 8 (7): 536.
- [50] Lahart B, Shalloo L, Herron J, et al. Greenhouse gas emissions and nitrogen efficiency of dairy cows of divergent economic breeding index under seasonal pasture-based management [J]. Journal of Dairy Science, 2021, 104 (7): 8039–8049.
- [51] Lauer M, Hansen J K, Lamers P, et al. Making money from waste: The economic viability of producing biogas and biomethane in the Idaho dairy industry [J]. Applied Energy, 2018, 222: 621–636.



- [52] Lee B H. Fundamentals of food biotechnology [M]. John Wiley & Sons, 2014.
- [53] Li C H, Pradhan P, Wu X D, et al. Livestock sector can threaten planetary boundaries without regionally differentiated strategies [J]. Journal of Environmental Management, 2024, 370: 122444.
- [54] Li F, Cheng S K, Yu H L, et al. Waste from livestock and poultry breeding and its potential assessment of biogas energy in rural China [J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 126: 451–460.
- [55] Li S W, Zhang M X, Hou L L, et al. A framework for cost-effectiveness analysis of greenhouse gas mitigation measures in dairy industry with an application to dairy farms in China [J]. Journal of Environmental Management, 2024, 370: 122521.
- [56] Li Y H, Li Y P, Gu X, et al. Long-term intake of red meat in relation to dementia risk and cognitive function in US adults [J]. Neurology, 2025, 104 (3): e210286.
- [57] Liang D, Cabrera V E. Optimizing productivity, herd structure, environmental performance, and profitability of dairy cattle herds [J]. Journal of Dairy Science, 2015, 98 (4): 2812–2823.
- [58] Løvendahl P, Difford G F, Li B, et al. Selecting for improved feed efficiency and reduced methane emissions in dairy cattle [J]. Animal, 2018, 12 (s2): s336–s349.
- [59] Ma C, Dalby F R, Feilberg A, et al. Low-dose acidification as a methane mitigation strategy for manure management [J]. ACS Agricultural Science & Technology, 2022, 2 (3): 437–442.
- [60] Macome F M, Pellikaan W F, Hendriks W H, et al. In vitro gas and methane production in rumen fluid from dairy cows fed grass silages differing in plant maturity, compared to in vivo data [J]. Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition, 2018, 102 (4): 843–852.
- [61] Maia A S C, de Andrade C E, Fonsêca V F C, et al. Photovoltaic panels as shading resources for livestock [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 258: 120551.
- [62] Makkar H P S. Feed demand landscape and implications of food-not feed strategy for food security and climate change [J]. Animal, 2018, 12 (8): 1744–1754.
- [63] Michels M, Bonke V, Musshoff O. Understanding the adoption of smartphone apps in dairy herd management [J]. Journal of dairy science, 2019, 102 (10): 9422–9434.
- [64] Minoofar A, Gholami A, Eslami S, et al. Renewable energy system opportunities: A sustainable solution toward cleaner production and reducing carbon footprint of large-scale dairy farms [J]. Energy Conversion and Management, 2023, 293: 117554.
- [65] Moate P J, Williams S R O, Deighton M H, et al. Effects of feeding wheat or corn and of rumen fistulation on milk production and methane emissions of dairy cows [J]. Animal Production Science, 2018, 59 (5): 891–905.
- [66] Monteny G J, Bannink A, Chadwick D. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2006, 112 (2–3): 163–170.
- [67] Neethirajan S. The role of sensors, big data and machine learning in modern animal farming [J]. Sensing and Bio-Sensing Research, 2020, 29: 100367.
- [68] Nijdam D, Rood T, Westhoek H. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes [J]. Food policy, 2012, 37 (6): 760–770.
- [69] Ólafsdóttir S S, Jensen C D, Lymperatou A, et al. Effects of different treatments of manure on mitigating methane emissions during storage and preserving the methane potential for anaerobic digestion [J]. Journal of Environmental Management, 2023, 325: 116456.
- [70] Ondarza D B M, Souza D C V, Kebreab E, et al. Understanding potential opportunities and risks associated with feeding supplemental rumen available fats to mitigate enteric methane emissions in lactating dairy cows [J]. Journal of Dairy Science, 2024, 107 (10): 8072–8083.
- [71] O’ Sullivan M, Shalloo L, Pierce K M, et al. Economic assessment of Holstein-Friesian dairy cows of divergent Economic Breeding Index evaluated under seasonal calving pasture-based management [J]. Journal of Dairy Science, 2020, 103 (11): 10311–10320.
- [72] Petersen S O, Blanchard M, Chadwick D, et al. Manure management for greenhouse gas mitigation [J]. Animal, 2013, 7 (s2): 266–282.
- [73] Pittaluga A M, Yang F, Gaffney J R, et al. Effect of supplementation with ruminal probiotics on growth performance, carcass characteristics, plasma metabolites, methane emissions, and the associated rumen microbi-



- ome changes in beef cattle [J]. *Journal of Animal Science*, 2023, 101: skac308.
- [74] Poore J, Nemecek T, Reducing food's environmental impacts through producers and consumers [J]. *Science*, 2018, 360 (6392): 987–992.
- [75] Rotz C A, et al. Environmental impacts of livestock production systems [J]. *Agricultural Systems*, 2019, 176, 102644.
- [76] Sakadevan K, Nguyen M L. Livestock production and its impact on nutrient pollution and greenhouse gas emissions [J]. *Advances in agronomy*, 2017, 141: 147–184.
- [77] Sarttra T, Kittitanasak K, Wongwaitayakul K, et al. An optimal approach for supply and demand management with the consideration of cattle herd structure management: A case study of medium-size dairy cooperative in Thailand [J]. *Computers & Industrial Engineering*, 2023, 182: 109355.
- [78] Savian J V, Schons R M T, Marchi D E, et al. Rotatinuous stocking: A grazing management innovation that has high potential to mitigate methane emissions by sheep [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 186: 602–608.
- [79] Schader C, Muller A, Scialabba N E H, et al. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability [J]. *Journal of the Royal Society Interface*, 2015, 12 (113): 20150891.
- [80] Shanmugam R, Majee P, Shi W, et al. Iron- (Fe^{3+}) -Dependent Reactivation of Telomerase Drives Colorectal Cancers [J]. *Cancer Discovery*, 2024, 14 (10): 1940–1963.
- [81] Shi R B, Irfan M, Liu G L, et al. Analysis of the impact of livestock structure on carbon emissions of animal husbandry: a sustainable way to improving public health and green environment [J]. *Frontiers in Public Health*, 2022, 10: 835210.
- [82] Sokolov V K, VanderZaag A, Habtewold J, et al. Dairy manure acidification reduces CH_4 emissions over short and long-term [J]. *Environmental Technology*, 2021, 42 (18): 2797–2804.
- [83] Sokolov V, VanderZaag A, Habtewold J, et al. Greenhouse gas mitigation through dairy manure acidification [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2019, 48 (5): 1435–1443.
- [84] Soosten D V, Meyer U, Flachowsky G, et al. Dairy cow health and greenhouse gas emission intensity [J]. *Dairy*, 2020, 1 (1): 20–29.
- [85] Stefenoni H A, Räisänen S E, Cueva S F, et al. Effects of the macroalga *Asparagopsis taxiformis* and oregano leaves on methane emission, rumen fermentation, and lactational performance of dairy cows [J]. *Journal of Dairy Science*, 2021, 104 (4): 4157–4173.
- [86] Tan Z, et al. Tea saponin reduces methane emission by selectively inhibiting methanogens in goats [J]. *Animal Nutrition*, 2021, 7 (2), 420–428.
- [87] Tong B X, Zhang L, Hou Y, et al. Lower pork consumption and technological change in feed production can reduce the pork supply chain environmental footprint in China [J]. *Nature Food*, 2023, 4 (1): 74–83.
- [88] Tricarico J M, Kebreab E, Wattiaux M A. MILK Symposium review: Sustainability of dairy production and consumption in low-income countries with emphasis on productivity and environmental impact [J]. *Journal of dairy science*, 2020, 103 (11): 9791–9802.
- [89] Van Zijderveld S M, et al. Nitrate supplementation reduces methane emission in dairy cows [J]. *Journal of Dairy Science*, 2011, 94 (6), 3171–3180.
- [90] Wanapat M, Prachumchai R, Dagaew G, et al. Potential use of seaweed as a dietary supplement to mitigate enteric methane emission in ruminants [J]. *Science of The Total Environment*, 2024: 173015.
- [91] Wang Y, Zhou J, Wang G, et al. Advances in low-protein diets for swine [J]. *Journal of animal science and biotechnology*, 2018, 9: 1–14.
- [92] Wang Y, Zhu Z P, Dong H M, et al. Mitigation potential of methane emissions in China's livestock sector can reach one-third by 2030 at low cost [J]. *Nature Food*, 2024, 5 (7): 603–614.
- [93] Warner D, Vasseur E, Villettaz R M, et al. Development of a benchmarking tool for dairy herd management using routinely collected herd records [J]. *Animals*, 2020, 10 (9): 1689.
- [94] Wei C B, Sha Y Y, Hou Y W, et al. Spatial-Temporal Evolution and Influencing Factors of Animal Husbandry Carbon Emissions: A Case Study of Shandong Province, China [J]. *Sustainability*, 2024, 16 (9): 3640.
- [95] Wei S, Fan J M, Tian Y F, et al. Low-carbon devel-



- opment policies and achievements in the context of the livestock sector in China [J]. *Frontiers of Agricultural Science & Engineering*, 2024, 11 (3).
- [96] Weibye K V, Krizsan S J, Eknæs M, et al. Associations among nutrient concentration, silage fermentation products, in vivo organic matter digestibility, rumen fermentation and in vitro methane yield in 78 grass silages [J]. *Animal Feed Science and Technology*, 2022, 285: 115249.
- [97] Xu P, Houlton B Z, Zheng Y, et al. Policy-enabled stabilization of nitrous oxide emissions from livestock production in China over 1978–2017 [J]. *Nature Food*, 2022, 3 (5): 356–366.
- [98] Yetişgin S O, Morgan–Davies C, Önder H. Comparison of farm–level greenhouse gas emissions in transhumance and semi–intensive sheep production systems in continental rangelands [J]. *Animal*, 2022, 16 (8): 100602.
- [99] Yu G H, Beauchemin K A, Dong R L. A review of 3–nitrooxypropanol for enteric methane mitigation from ruminant livestock [J]. *Animals*, 2021, 11 (12): 3540.
- [100] Zhang X, Sun S H, Yao S B. Influencing factors and spatiotemporal heterogeneity of livestock greenhouse gas emission: Evidence from the Yellow River Basin of China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 358: 120788.
- [101] Zhang X X, Liu C J, Liao W H, et al. Separation efficiency of different solid–liquid separation technologies for slurry and gas emissions of liquid and solid fractions: A meta–analysis [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 310: 114777.
- [102] 陈菲菲, 张崇尚, 王艺诺, 等. 规模化生猪养殖粪便处理与成本收益分析 [J]. *中国环境科学*, 2017, 37 (09): 3455–3463.
- [103] 戴小文, 李金花, 何艳秋, 等. 2000—2020 年中国畜牧业区域碳排放公平性与排放效率 [J]. *资源科学*, 2023, 45 (01): 62–76.
- [104] 甘雨田. 中国奶牛产业碳排放量估算及影响因素研究 [D]. 东北农业大学, 2019.
- [105] 韩雨晴. 中国奶业的工业化发展对温室气体排放的影响及其减排潜力研究 [D]. 山东师范大学, 2024.
- [106] 黄宏, 王霄, 罗予杉, 等. 大型海藻对重金属富集作用, 影响因素及应用 [J]. *上海海洋大学学报*, 2022, 31 (5): 1158–1167.
- [107] 江滔, 温志国, 马旭光, 等. 畜禽粪便固液分离技术特点及效率评估 [J]. *农业工程学报*, 2016, 32 (S2): 218–225.
- [108] 雷鸣, 程于真, 苗娜, 等. 黄土及其他添加物对猪粪贮存过程氨气和温室气体排放的影响 [J]. *环境科学学报*, 2019, 39 (12): 4132–4139.
- [109] 李恩奇, 侯雲鹏, 韩俊, 等. 考虑太阳能–沼气组合模式优选的养殖场多能耦合系统优化规划 [J]. *供用电*, 2023, 40 (01): 33–40+55.
- [110] 李佳艺, 刘卓凡, 戴一多, 等. 低蛋白日粮调控反刍动物生产性能及瘤胃甲烷排放量研究进展 [J]. *饲料工业*, 2024, 45 (13): 47–52.
- [111] 李军, 潘丽莎. 乡村振兴背景下畜牧业高质量发展面临的主要矛盾与破解路径 [J]. *经济纵横*, 2022, (08): 58–64.
- [112] 李军豪, 杨国靖, 裴孝东, 等. 青海省畜牧 CO₂ 排放强度的时空演变特征及其影响因素研究 [J/OL]. *草业学报*, 1–16 [2025–01–13].
- [113] 李瑞婷, 宋国华, 李静, 等. 畜禽粪污资源化利用的现状 & 问题探讨 [J]. *家畜生态学报*, 2022, 7: 83–87.
- [114] 李壮壮, 刘玲, 马林, 等. 水产品贸易对土地利用、碳排放和生物多样性的影响 [J]. *中国生态农业学报 (中英文)*, 2023, 31 (08): 1301–1310.
- [115] 刘梦然, 毛衍伟, 罗欣, 等. 植物蛋白素肉原料与工艺的研究进展 [J]. *食品与发酵工业*, 2021, 47 (04): 293–298.
- [116] 罗娟, 赵立欣, 姚宗路, 等. 规模化养殖场畜禽粪污处理综合评价指标体系构建与应用 [J]. *农业工程学报*, 2020, 36 (17): 182–189.
- [117] 马如意, 肖海峰. 中国畜牧业碳排放: 内涵特征、研究进展与前瞻启示 [J]. *中国农业大学学报*, 2024, 29 (12): 185–195.
- [118] 马于清, 曹丁戈, 罗文海, 等. 基于生命周期的我国畜禽养殖业碳排放核算 [J]. *中国环境科学*, 2024, 44 (05): 2799–2810.
- [119] 庞建文. PPP 模式下牧光互补项目投资风险管理研究 [D]. 华南理工大学, 2023.
- [120] 谯仕彦, 周俊言, 李晟铠, 等. 低蛋白质低豆粕多元化饲料是养猪节粮增效的关键技术 [J]. *动物营养学报*, 2024, 36 (06): 3401–3412.
- [121] 谯仕彦. 猪低蛋白质日粮研究与应用 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [122] 秦硕璞, 李婷, 张雅京, 等. 中国农业源非 CO₂ 温室气



- 体排放核算[J].生态学报,2024,44(17):7536-7551.
- [123] 邵光学.中国式现代化背景下畜牧业绿色发展的时代价值、现实基础与完善路径[J].饲料工业,2024,45(06):130-133.
- [124] 沈如梦,蔡凡凡,宋超,等.生物炭对厌氧消化强化作用的研究进展[J].北京化工大学学报(自然科学版),2022,49(06):1-13.
- [125] 孙怡,李帅,谭昇,等.大型海藻在反刍动物生产中的应用[J].中国畜牧兽医,2024,51(06):2440-2450.
- [126] 田成诗,陈雨.中国省际农业碳排放测算及低碳化水平评价——基于衍生指标与TOPSIS法的运用[J].自然资源学报,2021,36(2):395-410.
- [127] 田云,夏锐,李贝.中国畜牧业碳排放再测算:现状特征、动态演进及空间相关性[J/OL].中国环境科学,1-17[2025-01-09].
- [128] 田云,尹恣昊.中国农业碳排放再测算:基本现状、动态演进及空间溢出效应[J].中国农村经济,2022,(03):104-127.
- [129] 王冰,于丽娟,付雪峰,等.通过选择育种降低绵羊甲烷排放的研究进展[J].草食家畜,2019,(03):1-5.
- [130] 王福增,李翠霞,崔力航.中国畜牧业碳排放效率时空演化特征及其溢出效应研究[J].生态经济,2025,41(01):158-167.
- [131] 王贵玲,张薇,梁继运,等.中国地热资源潜力评价[J].地球学报,2017,38(04):449-450+134+451-459.
- [132] 王宏戈,张陆,王选,等.河北省畜禽粪污全链条氨气和甲烷减排技术模式的生命周期分析[J].中国生态农业学报(中英文),2024,32(06):1054-1062.
- [133] 王健,张辉,沈玉君,等.中国循环农业发展实践与推进路径探究[J].农业工程学报,2024,40(22):12-21.
- [134] 王颖,王月,吴昌永,等.西北生态脆弱区畜禽粪污处理技术综合评价[J].环境工程技术学报,2023,13(02):654-662.
- [135] 吴强,张园园,张明月.中国畜牧业碳排放的量化评估、时空特征及动态演化:2001-2020[J].干旱区资源与环境,2022,36(06):65-71.
- [136] 奚永兰,叶小梅,杜静,等.畜禽养殖业碳排放核算方法研究进展[J].江苏农业科学,2022,50(04):1-8.
- [137] 姚成胜,钱双双,李政通,等.中国省际畜牧业碳排放测度及时空演化机制[J].资源科学,2017a,39(04):698-712.
- [138] 姚成胜,钱双双,毛跃华,等.中国畜牧业碳排放量变化的影响因素分解及空间分异[J].农业工程学报,2017b,33(12):10-19.
- [139] 张冬丽,张朋月,沈玉君,等.畜禽养殖粪水酸化贮存及氮素减损增效研究进展[J].农业工程学报,2023,39(08):12-19.
- [140] 张海亮,常瑶,姜文琦,等.奶牛育种中关注的新性状[J].畜牧兽医学报,2021,52(10):2687-2697.
- [141] 张金鑫,王红玲.中国畜牧业碳排放地区差异、动态演进与收敛分析——基于全国31个省(市)1997-2017年畜牧业数据[J].江汉论坛,2020,(09):41-48.
- [142] 张蕊.“双碳”目标下绿色生态循环畜牧业发展策略研究[J/OL].饲料研究,2025,(01):237-240[2025-02-06].
- [143] 中国环境与发展国际合作委员会.构建包容性绿色低碳经济[R].2023
- [144] 中国农业大学全球食物经济与政策研究院 AGFEP,浙江大学中国农村发展研究院 CARD,南京农业大学国际食品与农业经济研究中心 CIFAIE,等.2021年中国与全球食物政策报告[R].2021.
- [145] 中华人民共和国生态环境部.中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告[R].2024.



4.

中国农业食物系统的能源转型

夏芳^{1,2} 杨树^{1,2} 周晓时^{1,2} 张玉梅^{1,2}
柴利^{1,2} 赵玉菡^{1,2} 高霁³

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院
2. 中国农业大学经济管理学院
3. 美国环保协会北京代表处

主要发现

■ 2002 年到 2022 年期间，中国农食系统行业的能源消耗量总体持续上升，但在社会总能源消耗中的占比却呈下降或平稳态势。从能源消耗构成来看，煤炭仍占主导，但电力占比已超过 20%，能源结构转型已取得一定进展。

■ 自 2015 年开始，中国农食系统因能源消耗产生的温室气体排放量趋于稳定，大约维持在 6.3 亿吨二氧化碳当量。然而，2021 至 2022 年间排放量有所反弹，2022 年增至 6.73 亿吨。

■ 基于单位产值能耗与非化石能源占比，采用 CAU-AFS 模型预测未来农食系统能源消耗所产生的温室气体排放。结果显示，至 2060 年，中减排情景与高减排情景可以有效遏制温室气体排放增长，预计排放量分别达到 5.90 亿吨、3.96 亿吨，分别比基准情景下的排放量下降 31%、53%。

■ 农食系统在不同阶段的能源转型途径存在差异：产中阶段，可以通过农机电气化降低单位产值能耗，同时开发可再生能源并建设智能微电网，形成“新能源 + 农业产业”模式，进而有效减少排放；产前和产后阶段，可借鉴工商领域的成功经验，在提高能源使用效率、增加可再生能源使用比例以推动转型的同时，积极核算碳排放量，为未来通过市场化机制深入推进能源转型做好准备；此外，产后废弃物可以转化为能源，或经肥料化处理以有机肥替代化肥。

政策建议

■ 第一，农食系统的能源转型是一个多维度、跨领域的复杂过程，不仅局限于农业本身。由此，需要建立一个跨部门协同治理的框架，积极推动政策工具的整合，并创新政策融合机制。

■ 第二，关键技术的研发和推广是农食系统能源转型不可或缺的一环。基础研究层面，以国家重点攻关共性技术难题为主；区域适配层面，地方根据当地的资源条件、生态环境、农业产业特点等因素，主导开发适应性强、成本低廉的技术方案，确保技术的有效落地和可持续发展；应用推广层面，则需要根据不同类型的主体实施差异化的推广策略。

■ 第三，信息缺乏是农食系统在能源转型过程中面临的一个制约因素。构建一个专门服务于农业能源转型的信息平台可以改善这一状况。该平台可以整合多个功能模块，旨在为各类主体提供全面、准确、及时的信息支持。

■ 第四，农食系统能源转型存在激励机制不足的问题。在推动拓展现有市场工具（例如中国核证自愿减排量——CCER）在农业项目的覆盖范围之余，积极探索构建新型多元化激励机制，可以更加广泛地激发农食系统各类主体通过能源转型实现减排的积极性。

■ 第五，加强国际合作是推动农食系统能源转型的重要途径。通过与技术发达国家的联合研发，以及向发展中国家提供成熟的技术方案，可以推动技术的迭代升级。主动对接国际规则体系，并积极参与国际规则的制定与修订，可以帮助我国农食系统中的各类主体应对全球农食系统能源转型中的问题。



4.1 引言

农业食物系统与能源系统之间存在着密不可分的联系，两者在共同推进可持续发展目标（SDGs）^①及《巴黎气候变化协定》所确立的各项任务中扮演着至关重要的角色（IRENA 和 FAO，2021）。在中国，农业食物系统的能源转型承载着三重意义。首先，从减少温室气体排放的角度来看，农业食物系统在我国温室气体排放中占比高达14%（FAO，2021）。其中，能源消耗是农业食物系统温室气体排放的主要来源之一。推动农业食物系统的能源转型是降低温室气体排放、助力我国实现碳达峰与碳中和目标的关键路径。其次，从农业现代化演进的角度来看，设施农业、智慧农业、精准农业正形成能源-技术-生产的深度集成。技术范式的革新客观上要求能源供给体系实现一系列转型——由集中式向分布式架构转变，由单一能源向多能互补系统演进，由被动输配向智能调控升级。构建与之适配的新型农村能源基础设施，是突破传统能源约束、释放农业生产力的关键。最后，从促进农村社会经济发展的角度来看，农村家庭不仅是农业食物系统中的重要生产者，也是现代能源体系建设不可或缺的参与者。这一转型为农村家庭创造了新的收入来源，家庭可以通过参与绿色能源的生产环节获得额外收益。此外，农村地区新能源的蓬勃发展为农业产业链的深化与拓展提供了坚实的能源支持。这不仅有助于提升农产品附加值，还

为农业的多元化经营提供了广阔空间，从而有效提高农民的收入水平。这一系列积极变化对巩固和拓展脱贫攻坚成果、推动乡村振兴具有至关重要的作用。

4.2 农业食物系统的能源消耗与温室气体排放

在系统探讨农业食物系统能源转型之前，我们依据我国《能源法》、《可再生能源法》以及相关政策法规，同时参考国际能源署（IEA）、国际可再生能源机构（IRENA）、联合国政府间气候变化专门委员会（IPCC）的定义与方法论，以碳排放强度为标准，将能源划分为清洁能源与非清洁能源。其中，清洁能源是指能源的全生命周期碳排放强度极低或较低，主要包括太阳能、风能、水能、生物质能、地热能、海洋能、核能以及天然气（满足超低排放标准）；非清洁能源则指碳排放强度高或对生态环境造成显著负面影响的能源，主要包括煤炭和石油。

国际上通常采用的农业食物系统概念，涵盖了从农业生产和加工，到运输仓储、批发零售、以及废弃物管理等各个行业。以农业生产、农副食品加工、食品制造业，以及酒、饮料和精制茶制造业为例，自2002年至2022年，酒、饮料和精制茶制造业的能源消耗量保持了相对稳定的态势。相比之下，农业生产、农副食品加工以及食品制造业的能

^① 最为三个相关的 SDGs 目标是，SDG 2（消除饥饿，实现粮食安全，改善营养状况，并促进可持续农业），SDG 7（确保人人获得负担得起的、可靠和可持续的现代能源）和 SDG 13（采取紧急行动应对气候变化及其影响，保护地球环境）。



源消耗量则呈现出显著的上升趋势（见图 4-1）^①。值得注意的是，尽管上述行业内部的能源消耗量在不断增加，但自 2011 年以来，它们在整个社会能源消耗总量中所占的比例却呈现出下降或趋于稳定的特征（见图 4-2）。这表明，尽管农业食物系统的

能源需求在扩大，但其能源消耗的增长速度并未超越全社会能源消耗的总增速，因此，这些行业在全社会能源消耗结构中的占比保持了相对较低或稳定的水平。

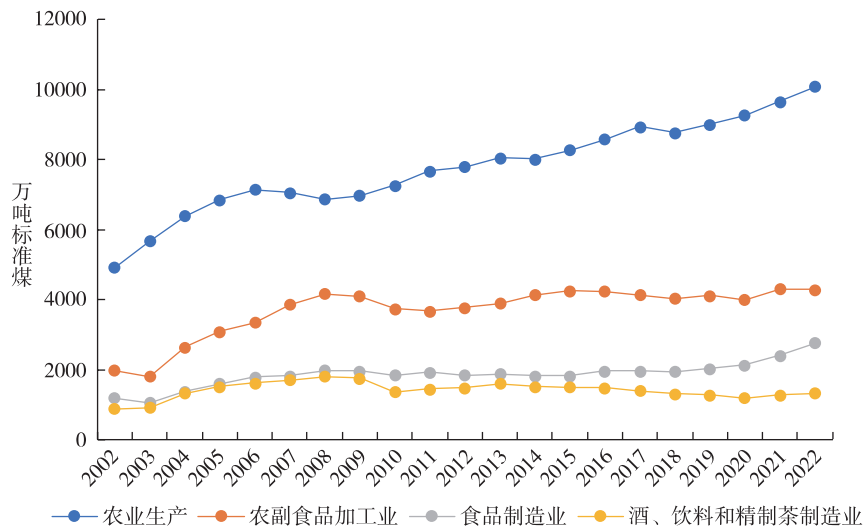


图 4-1 农业食物系统行业能源消耗量

数据来源：中国统计年鉴

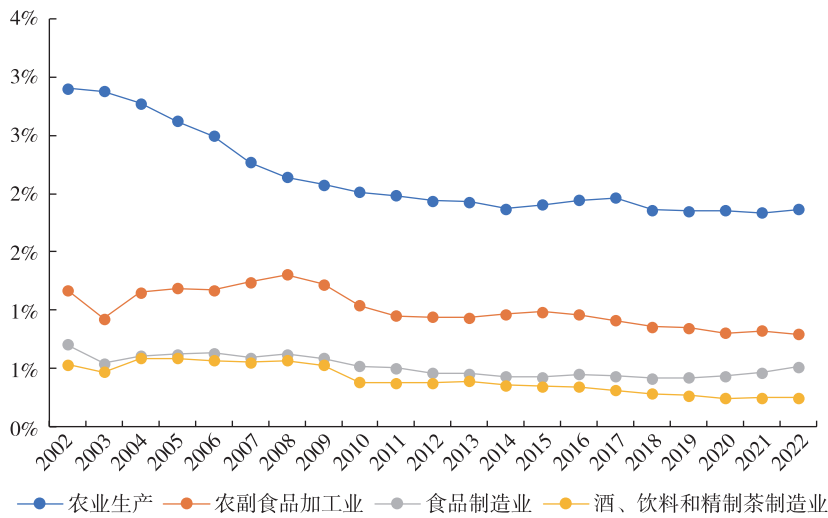


图 4-2 农业食物系统行业能源消耗占比

数据来源：中国统计年鉴

从 2002 年至 2021 年间的能源消耗结构变迁来看，尽管农业生产中石油产品的使用以及产后行业（食品加工和食品包装）对天然气的消耗均呈现

出上升趋势，但这些行业在一定程度上成功实现了电力对煤炭的替代（见图 4-3）。具体而言，食品加工、食品包装以及农业生产的煤炭消耗比例分别

^① 本章选取 2002–2022 年的数据。2002 年电改 5 号文正式下发（全称《关于印发〈电力体制改革方案〉的通知》），标志着我国电力体制改革的开端。2022 年能源数据是《中国统计年鉴》可查询到的最新数据。



下降了 43%、23% 和 11%。与此同时，食品加工、食品包装以及农业生产的电力消耗比例分别上升了 16%、13% 和 7%。至 2021 年，食品加工和食品包装的电力消耗比例分别达到 33% 和 28%。即便是

电力消耗占比相对较低的农业生产，也达到了 24% 的比例。这一系列数据清晰地反映了各行业在能源消耗结构上向电气化转型的趋势。



图 4-3 农业食物系统行业电力占能源消耗比例

数据来源：FAOSTAT

农业食物系统中电力对煤炭的替代，与我国电力系统的低碳转型相互协同，为削减能源消耗带来的温室气体排放提供了潜在路径。根据中国农业大学开发的跨学科模型系统——农食系统模型（简称 CAU-AFS 模型）测算，自 2015 年以来，我国农业食物系统因能源消耗所产生的温室气体排放量趋于稳定，维持在 6.3 亿吨左右（CO₂ 当量）。然而，随着生产规模的扩大，该排放量在 2021 年至 2022 年间有所回升，于 2022 年达到 6.73 亿吨（见图 4-4）。

从排放结构上看，我们将农业食物系统划分为交通运输仓储业（因其涉及各环节而单独归类），

以及按产前、产中、产后顺序划分的其他行业，其中产前包括肥料、农药、塑料制造业及农用机械制造业，产中涵盖农、林、牧、渔业，产后则涉及农副食品加工、食品制造、酒饮料精制茶制造、烟草制造、批发零售及餐饮业。2002 年至 2022 年期间，交通运输仓储业和产前的排放占比分别上升了 1.5% 和 5.9%，而产中和产后的排放占比分别下降了 2.3% 和 5.1%。特别地，当我们聚焦于 2015 年以来总排放量相对平稳的这一时期，可以发现产中的排放占比上升了 2.5%，而产后、产前以及交通运输与仓储业的排放占比则分别下降了 1.4%、0.7% 和 0.4%。

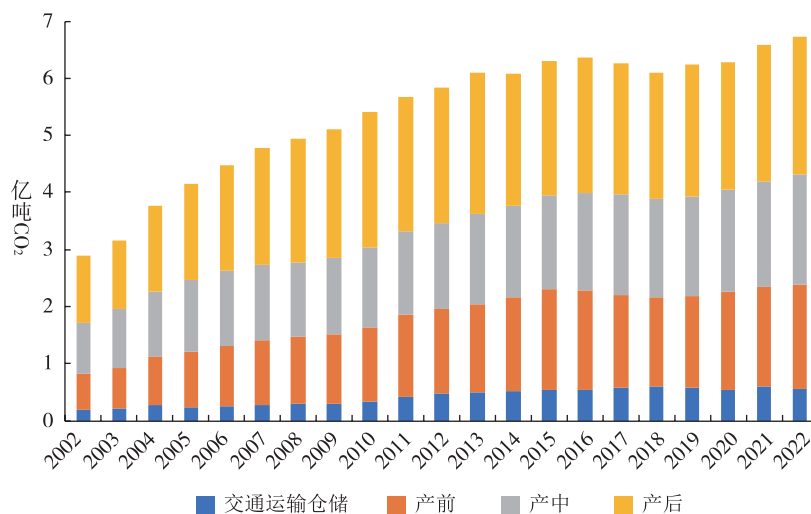


图 4-4 农业食物系统能源消耗带来的温室气体排放

数据来源：CAU-AFS 模型结果

4.3 可再生能源发展及电力系统建设

鉴于电力是农业食物系统生产活动的重要投入，同时清洁能源的使用是削减电力部门温室气体排放的关键手段，本节将聚焦包括风力、光伏以及生物质发电等在内的多种能源，深入探讨我国可再生能源的发展及其与电力系统建设的关系。风力发电以其资源分布广泛、开发成本低廉、运行维护简便等优势，已成为我国可再生能源领域的重要组成部分。光伏发电则凭借技术进步带来的成本下降和效率提升，展现出强劲的增长势头，尤其是在分布式光伏发电领域，其灵活性和经济性更是得到了广泛认可。生物质能作为一种可再生的有机能源，不仅有助于减少废弃物排放，还能通过转化为电力或其他形式的能源，实现资源的循环利用。

我国早期可再生能源的发展是在全球可再生能源兴起的背景下展开的。为积极应对气候变化的全球性挑战，我国采取了一系列有力措施，旨在提升能源效率并大力推进可再生能源的发展进程。特别是 2006 年，《可再生能源法》的正式颁布与实施，为我国可再生能源的快速发展提供了坚实的法律支撑，并确立了可再生能源发电的全额保障性收购制度，为可再生能源发电企业注入了发展动力。在随后的几年里，我国相继实施了包括风力、光伏、生物质等可再生能源发电的标杆上网电价政策，这些支持政策的出台极大地激发了市场活力，推动了可再生能源装机容量的快速增长。据 IEA 的数据显示，风力、光伏、生物质发电量分别在 2010 年、

2016 年、2015 年成功突破了当年我国发电总量 1% 的门槛，标志着我国可再生能源发电取得了显著进展。

然而，随着装机容量的迅速扩张，弃电问题也逐渐凸显。电网建设未能同步跟进、传统电力市场机制与电网运行管理模式的局限性等问题，导致了可再生能源弃电量居高不下，造成了资源的极大浪费（Xia 等，2020）。面对这一挑战，我国在推动可再生能源快速发展的同时，也更加注重解决产能过剩与弃电问题，力求实现可再生能源的健康、有序发展。2019 年，国家发改委、国家能源局联合发布了《关于建立健全可再生能源电力消纳保障机制的通知》，明确按省级行政区域确定消纳责任权重，对各类直接向电力用户售电的电网企业、售电公司和通过电力市场直接购电的用电企业进行引导，为可再生能源电力的消纳提供了有力保障。

从整体发展趋势上看，据 IEA 数据显示，在 2002 年至 2022 年的二十年间，我国非清洁能源的发电量占比显著下降了 19%，从 2002 年的 81% 降低到了 2022 年的 62%。而同一时期，风力、光伏、生物质发电则实现了从无到有的跨越式发展。截至 2022 年，风力发电量达到了 7626.7 亿千瓦时，光伏发电量达到了 4272.7 亿千瓦时，生物质发电量也达到了 1888.4 亿千瓦时，分别占当年发电总量的 9%、5% 和 2%（见图 4-5）。根据国家能源局的最新数据，2023 年这三类能源的发电量又进一步增加，风力发电量达到了 8858 亿千瓦时，光伏发电



量达到了 5833 亿千瓦时，生物质发电量也达到了 1980 亿千瓦时，分别占当年发电总量的 10%、6% 和 2%。在全球的清洁能源转型进程中，我国也展

示了付诸行动的决心和强劲的实力——2023 年全球新增的 560 千兆瓦可再生能源容量中，超过 60% 来自中国（IEA，2024）。

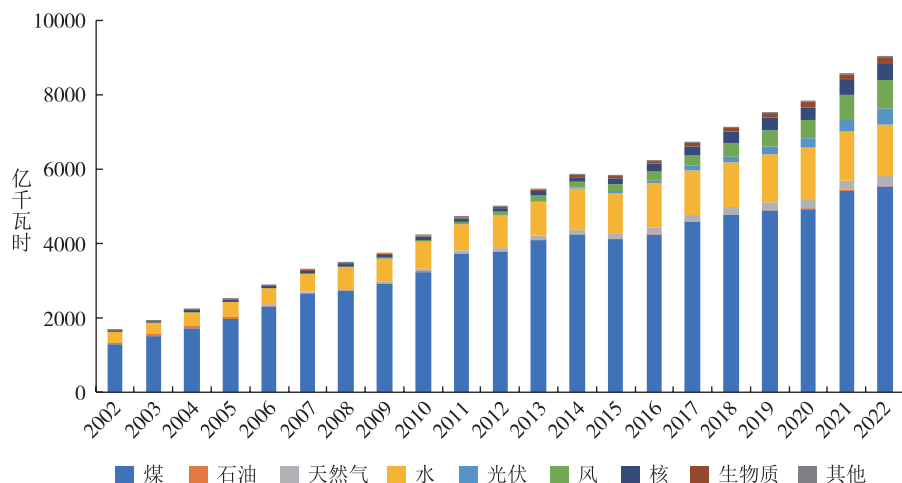


图 4-5 按来源的发电情况

数据来源：国际能源署（IEA）

为实现碳达峰、碳中和战略目标，可再生能源已成为我国能源体系转型的核心引擎。在顶层设计理念层面，2021 年《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》确立基础框架，明确 2030 年非化石能源消费占比达 25%、风电光伏装机超 12 亿千瓦的目标。2024 年六部委联合发布的《关于大力实施可再生能源替代行动的指导意见》，在“十四五”规划框架下细化实施路径，既明确可再生能源替代的重点领域与积极进展目标，更设定 2030 年可再生能源消费量突破 15 亿吨标准煤的量化指标。在制度创新层面，2025 年实施的《能源法》构筑起法治化保障体系。该法明确支持优先开发利用可再生能源，促进可再生能源电力的消纳，并建立了能源消耗总量和强度双控向碳排放总量和强度双控全面转型的新机制，为我国可再生能源的深化发展奠定了坚实的基础。

从资源禀赋的空间布局来看，生物质能在我国展现出广泛的地域分布特征，其原料主要为农业废弃物等。相比之下，风能与太阳能的资源分布则呈现出鲜明的地域性特点。具体而言，风电资源集中于“三北地区”（即华北、东北、西北）以及沿海地区，其中内蒙古、新疆、甘肃及东北地区凭借显著的风能资源优势，拥有稳定且强劲的风速条件，为大规模风电场的建设提供了理想场所。至于

光伏发电，其资源优势尤为突出于西北地区，特别是内蒙古、甘肃、新疆、青海等地，这些区域因日照时间长、太阳辐射强烈，自然条件极为适宜于大规模光伏发电项目的开展。

然而，我国电力消费的核心区域仍然集中在东部及沿海地区，这种可再生能源资源分布与电力需求在地理空间上的不匹配，无疑为可再生能源的有效利用带来了严峻挑战。此外，相较于传统能源（以火电和水电为典型代表），风能、太阳能等新型可再生能源在时间维度上展现出显著的波动性与间歇性特征，其大规模并网整合对传统电力市场机制构成了前所未有的考验（Newbery 等，2018）。传统电力市场所采用的单一价格出清机制，在捕捉新能源供给成本随时间与空间复杂变化的方面显得力不从心，这不仅可能加剧输电网络的拥堵状况（Green，2008），还限制了市场效率的提升。进一步而言，新能源因几乎无需承担燃料成本，其在参与电力市场竞争时往往对市场价格构成下行压力，进而压缩了化石燃料发电企业的利润空间，削弱了其投资新建产能的积极性。在电力存储技术尚未实现经济性的情况下，传统发电技术在维持电力系统稳定性与灵活性方面依然扮演着不可或缺的关键角色（Praktiknjo 和 Erdmann，2016）。因此，在构建以新能源为主体的新型电力系统过程中，如何确保高比例风光发电下电网的安全、稳定、可靠运行，



成为了一个亟待解决的重大课题（谢克昌，2024）。

面对挑战，我国通过政策创新与技术突破双轨并进，系统性解决高比例可再生能源的并网问题。政策创新以市场化改革为核心，并积极促进多能互补。“无现货，不市场”是电力市场的核心概念，强调了现货市场在电力市场中的关键作用。现货交易可以发现价格，反映新能源时空成本差异，并与中长期交易套期保值，使电力市场交易成为一个完整体系。现货市场的发展也因此是我国电力市场化改革的重要标志。自2017年我国确定8个地区为电力现货市场建设第一批试点以来，截至2024年，已经有山西、广东、山东、甘肃等4个省份电力现货正式运行^①。另一方面，国家能源局等相关部门出台政策助力储能行业发展，《“十四五”新型储能发展实施方案》提出以新型储能支撑新型电力系统建设。在电源侧，新型储能可以支撑可再生能源外送、促进大型风电光伏基地和大规模海上风电开发消纳，通过储能提升煤电等常规电源调节能力。而为了助力煤电角色的转变，使其成为电力安全保障的“压舱石”，2023年，国家发改委和能源局联合发布了《关于建立煤电容量电价机制的通知》。该通知的出台，旨在通过建立健全煤电容量电价机制，引导煤电企业积极参与电力市场调节，确保电力供应的稳定性和可靠性。与此同时，为了进一步提升煤电机组的调峰能力，国家发改委和能源局在2024年发布了《关于加强电网调峰储能和智能化调度能力建设的指导意见》。该意见明确提出，“在新能源占比较高、调峰能力不足的地区，在确保安全的前提下探索煤电机组深度调峰，最小发电出力达到30%额定负荷以下”。这一举措的实施，将提升我国电网的调峰能力和智能化调度水平，为可再生能源的高比例并网提供更加坚实的保障。

在技术层面上，特高压电网技术可以实现远端输送，大规模储能技术可以帮助就地消纳。二者相辅相成，可以共同促进可再生能源的高效利用。特高压输电工程在“十四五”规划中被列为国家重点建设项目之一。其中，国家电网公司的“三交九直”工程具有代表性。截至2023年底，我国已

建成投运39项特高压交直流工程，跨省跨区输电能力超过3亿千瓦。与此同时，锂电储能、压缩空气储能及氢储能等领域亦取得了突破性进展。2022年，中国科学院工程热物理研究所储能研发团队在河北张北县成功建设的100MW新型压缩空气储能系统，实现了并网发电，系统效率高达70.2%，处于国际领先地位（据EDF，2024）。此外，智能调控系统通过先进的信息技术和通信技术，对电力系统中的各种设备、传感器、控制器等进行智能化管理和控制，实现对电力系统的自动化调度、优化运行、故障诊断和预防维护等。通过实时采集电力系统各环节的数据，并利用先进的技术手段进行分析和处理，智能调控能够预测未来电力需求和可再生能源发电量等关键信息，为电力系统的稳定运行和优化调度提供重要依据。国家电网于2022年建成了全球规模最大的新能源云平台，该平台为新能源的规划建设、并网消纳、交易结算等提供了一站式服务，接入风光场站超过283万座。同年，深圳率先建成了国内首家虚拟电厂管理中心，成功接入了14家分布式储能、数据中心、充电站、地铁等类型的负荷聚合商，接入容量达到87万千瓦^②。

农村地区凭借其资源禀赋优势^③，正在成为可再生能源开发利用的重点区域。国家创新实施“专项攻坚+县域试点”的驱动策略。一方面，“千乡万村驭风行动”与“千家万户沐光行动”精准聚焦风、光资源的开发利用。通过利用农村广袤的边际土地资源和分布式用能场景，突破传统能源开发的空间约束，激活农村低效资源的能源价值转化。另一方面，通过建设农村能源革命试点县打造示范样板，立足地域特色探索新型能源系统构建路径。实施方案注重“供给-消费-技术”三端联动：供给端构建多元供能网络；消费端实施电网升级、推广新能源直供、构建村镇级微能网；技术端突破农村适用技术瓶颈、运用数字工具赋能智慧能源管理，并创新“新能源+乡村振兴”利益共享机制。为保障战略落地生效，方案建立组织协调、政策支持、动态监管及推广机制，确保试点经验可复制。

① 相关信息可以在以下网站获得 https://www.nea.gov.cn/2024-08/16/c_1310784517.htm, <https://www.gansu.gov.cn/gsszf/c100002/c100006/c100007/202409/173983809.shtml>。

② 相关信息可以在以下网站获得 <https://obor.nea.gov.cn/detail2/17941.html>, http://paper.people.com.cn/zgnyb/html/2022-09/12/content_25939792.htm。

③ 风电项目占地面积较大，需要负担土地成本。农村地区房屋分散且屋顶面积大，适合光伏项目。农作物秸秆等农业废弃物是生物质电厂的主要原料，在农村地区丰富且易于获取。



4.4 农业食物系统能源转型的潜在路径

农业食物系统的能源转型主要通过三个方式实现：一是使用可再生能源；二是为生物质能源生产提供原料；三是为有机肥料生产提供原料，以此替代化肥使用，从而减少化肥制造过程中的能源消耗。本节将基于农业食物系统产前、产中及产后各阶段与能源供需的内在联系，剖析农业食物系统能源转型的潜在路径。首先，鉴于在我国电力系统中，农业生产用电与工商业用电存在差异，并且农产品可以转化为生物质能源，本节将独立探讨产中阶段的能源转型。其次，遵循 FAO 的定义框架，农业食物系统的产前活动涵盖化肥与农药的生产，而产后活动则广泛涉及食品加工、运输、包装、零售、消费，以及废弃物的处理等多个环节。值得注意的是，废弃物的处理因其能为可再生能源的生产提供原料，与以能源需求为主导的产前活动及其他产后活动在能源生产的关联机制上存在区别。因此，本节在探讨产前与产后阶段的能源转型路径后，将专门就废弃物的资源化利用进行独立分析，以期全面揭示农业食物系统能源转型的多元化路径。

4.4.1 产中的能源转型

清洁能源替代非清洁能源的转型，已构成我国农业现代化的核心驱动力，而农村新增能源需求的持续扩张，则进一步凸显了新能源规模化应用的战略价值。发展可再生能源体系，尤其是加速新能源技术渗透，不仅将引发农业生产范式的根本性变革，更将重构农业低碳转型的底层逻辑框架，通过能量供给体系的革命性升级，系统性重塑农户、农场、农村与农业的全维度发展能力。2023 年发布的《农村能源革命试点县建设方案》为产中能源转型提供了基本框架。该方案的重点任务强调在建立可再生能源多元供能体系的同时，通过推进电能替代，提升农村电网，以及扩大可再生能源终端直接应用规模三种举措推动农村能源消费革命。

（1）农村可再生能源建设及电网改造升级

“千乡万村驭风行动”作为推动农村能源革命的重要举措，自启动以来已取得显著进展。目前，行动已在山西、内蒙古、安徽、江西、湖北、云

南、陕西、甘肃、宁夏等多个省区铺开，各省区结合地域特色制定了差异化实施方案。例如，江西在选择试点时优先考虑在电网有消纳空间的县，而陕西则建立退出机制，对未按期开工的项目收回开发权。在实施规模上，以云南省为例，首批 31 个风电项目已落地，总装机容量达 53.53 万千瓦。值得关注的是，驭风行动不仅壮大了村集体经济，更助力农民增收，例如河南叶县官庄风电场带动 10 余个村集体合作社入股，3 年分红超 300 万元。在技术创新维度，企业积极参与行动并贡献技术解决方案，典型案例如中材科技研发的低噪声叶片技术，有效平衡了发电性能与居民区环境需求。

“千乡万村驭风行动”体现了政策创新，而我国自 2013 年以来实施的光伏扶贫项目则为“千家万户沐光行动”奠定了政策基础。2013 年，安徽省率先探索光伏扶贫试点，通过在贫困农户屋顶或村集体闲置土地建设分布式光伏电站，形成“自发自用 + 余电上网”的收益模式。这一创新实践于 2016 年上升为国家战略，国家发改委等五部委联合印发《关于实施光伏发电扶贫工作的意见》，明确以整村推进方式，在 16 个省份 471 个县的 3.5 万个贫困村实施光伏扶贫工程，目标惠及 200 万无劳动能力贫困户，确保每户年均增收 3000 元以上^①。根据国务院新闻办公室 2024 年发布的《中国的能源转型》白皮书，农村地区的户用光伏装机规模已达到 1.2 亿千瓦，覆盖超过 550 万农户，每年为农民增加收入约 110 亿元，并创造了约 200 万个就业岗位。相较于光伏扶贫的初期探索，“千家万户沐光行动”在实施主体、收益机制、技术融合等方面均实现显著升级：在实施主体方面，沐光行动强调市场化主导，政府监管与引导并重；在收益机制方面，构建多元收益共享的可持续商业模式；在技术融合方面，引入“光伏微电网”概念，特别是通过储能技术的应用，有效解决电网消纳不足和变压器容量限制等问题，推动农村能源系统向智能化、去中心化转型。

在可再生能源开发路径中，除风能和太阳能以外，农业生产的产出，如玉米、甘蔗、木薯等农作物，也为生物质燃料生产提供原料。值得注意的是，生物质燃料生产与粮食安全间的复杂关系（Ren et al., 2023）促使我国政策经历了从初步探索

^① 相关信息可以在以下网站获得 https://www.nea.gov.cn/2016-04/05/c_135250679.htm。



到明确转向非粮作物利用的演变。政策演进脉络清晰可见：2001 年启动的《车用乙醇汽油试点方案》在吉林等九省推广乙醇汽油，以玉米乙醇项目为核心；然而随着粮食安全风险显现，自“十一五”规划起，我国暂停了粮食乙醇项目的发展；2006 年《生物燃料乙醇及车用乙醇汽油“十一五”规划》确立了“非粮为主”的原则；至 2020 年《关于促进非粮生物质液体燃料发展的指导意见》发布，最终形成了以陈化粮转化和非粮作物利用为主导的产业格局（Wu et al., 2021）。在此过程中，边际土地的开发利用（曹晓风等，2021）为规避耕地竞争与粮食风险提供了创新解决方案。

可再生能源的大规模接入不仅需要前端资源的

开发，更依赖后端电网系统的支撑。自 20 世纪 90 年代起，我国通过多轮农网建设工程逐步消除供电盲区，其中里程碑事件是 2013 年《全面解决无电人口用电问题 3 年行动计划》的实施。至 2015 年底，我国彻底解决青海等边远地区 3.98 万无电人口用电问题，实现农村供电服务全域覆盖。进入新阶段后，2016 年以来的农网改造聚焦智能化与低碳转型：一方面通过增容配电变压器、部署智能电表增强电网调节灵活性；另一方面构建数字化运维平台，实现分布式电源出力预测与负荷动态匹配。典型案例可见莱芜的分布式智能微电网——户用光伏 + 储能试点示范项目（见专栏 4-1）。

专栏 4-1 分布式光伏智能微电网

基本情况

2023 年 6 月，济南首个分布式智能微电网——户用光伏 + 储能试点示范项目，在莱芜区方下镇陈庄村建成投运。项目以 5G 物联网等新型技术为依托，锻造户用光伏 + 新型储能技术长板，实现用电负荷协同控制，全绿电供应。这一积极探索、先行先试，为广大农村地区用电自给自足，助力减污降碳，推动能源转型提供“莱芜方案”。

主要做法

分布式智能微电网采取“分布式光伏 + 分散式储能 + 就地负荷”典型方案，通过优化整合电源侧、电网侧、负荷侧、储能侧资源，形成以新能源为主的智能微电网典型示范，其中分散式储能与就近台区形成低压联络，实现区域内发用电平衡。目前，陈家庄光伏、储能与附近充电桩、陈家庄北台区等负荷形成智能分布式微电网，在上级电源失电情况下，以陈家庄为核心的分布式智能微电网可实现孤网状态下的电力不间断供应。从技术上看，该智能微电网由分布式电源、储能装置、能量转换装置、相关负荷、监控保护装置等汇集而成，通过光储协同一体化终端、“可信 WLAN”末端通信网、源网荷储控制系统等先进技术，打造自我控制、自我保护、自我监管的自治系统，既可与外部电网并网运行，也可孤立运行的小型发配电系统。

分布式智能微电网——户用光伏 + 储能试点示范项目建设按照“当地发、当地用”模式，在陈家庄全村租赁房屋屋顶，推进整村光伏建设，一期建设容量 700.325 千瓦，远期规划建设总容量 2 兆瓦。改变传统分户并网方式，采用“集中汇流升压”模式，通过 1 回 10 千伏线路并入地方电网，更利于新能源发电参与电网的负荷控制。配建 200 千瓦 /400 千瓦时储能设备，打造分布式储能配建典型应用场景，在光伏发电高峰时段，“光储充用”协调互动，实现资源利用最优化、发电效益最大化、乡村用能清洁化，为推动“整县推进光伏 + 分散式储能”发展提供示范样板。

为全面提升电网消纳光伏发电能力，项目自主研发光储协同终端，集能量管理、信息通信、网络安全、有功控制、无功控制等功能于一体，实现光伏、储能两种资源深度融合，光伏、储能“可观、可测、可调、可控”。同时，针对分布式光伏信息传递问题，打造基于“可信 WLAN”通信末端传输网，强化分布式光伏信息传递，经 5G 电力专网上传至电网调控系统，



全面提升通信控制可靠性。项目建成投运，理论光伏最大发电出力可达 652.2 千瓦，超过全村最大用电负荷，实现整村全绿电供应、余电存储上网。

资料来源：http://fgw.shandong.gov.cn/art/2022/7/29/art_91679_10360921.html。

（2）农机电气化

我国自 2008 年首次实施农业机械排放限值标准，至 2022 年推行国四排放标准，持续强化农机领域的排放管控。然而，受限于农业机械使用周期较长等因素，农机领域的环境负荷问题仍然突出。根据环境部报告^①，2022 年我国种植业和畜牧业机械化生产产生的颗粒物排放（91.8Gg）显著高于机动车源排放（53Gg）。电气化技术为农业机械减排提供了可行路径。Scolaro 等（2021）的系统性综述表明，电动驱动系统相较传统液压传动可实现高达 30% 的能效提升，这在播种机和喷雾器等农业装备中得到验证。在排放表现方面，田间试验数据显示，10kW 级小型电动拖拉机可实现约 70% 的二氧化碳减排（Ueka 等，2013）。此外，电气化还为精准农业技术实施提供了基础支撑，通过化学品按需精准施用等方式，间接降低环境负荷。

为推动农业机械的绿色转型，《乡村振兴战略规划（2018—2022 年）》、《关于加快农业发展全面绿色转型促进乡村生态振兴的指导意见》、《乡村全面振兴规划（2024—2027 年）》等国家政策文件，都明确提出要推广应用节能环保型农业机械装备。为

实现此目标，国家和地方政府实施了财政补贴与金融支持措施，如将电动农机纳入农机购置补贴范围等。

农业机械电动机动力指标直接反映了农业生产中电力的利用规模，是农业电气化水平的关键体现。农用航空器指标代表了农业数字化、智能化技术在生产端的应用水平，同时其动力源一般依赖于电力，也是农业电气化水平的典型体现。农用航空器，特别是无人机，在农业植保、播种、施肥、监测等方面具有高效、精准、智能的优势，是实现精准农业、智慧农业的重要技术手段，也是农业数字化转型的先锋代表。电动机动力和农用航空器这两项指标的综合分析，可以更全面地洞察我国农业在可再生能源利用和数字化转型方面的进展。

从全国发展趋势来看，2005 年至 2022 年间，农业电动机动力持续增长，态势显著（见图 4-6）。2005 年电动机动力总量为 11,849 万千瓦，至 2022 年已增至 19,584 万千瓦，十七年间实现了约 65% 的增长。特别值得注意的是，增速在近年来明显加快，尤其是 2019 年后，四年间电动机动力增长了近 1,000 万千瓦，年均增长率远超以往。

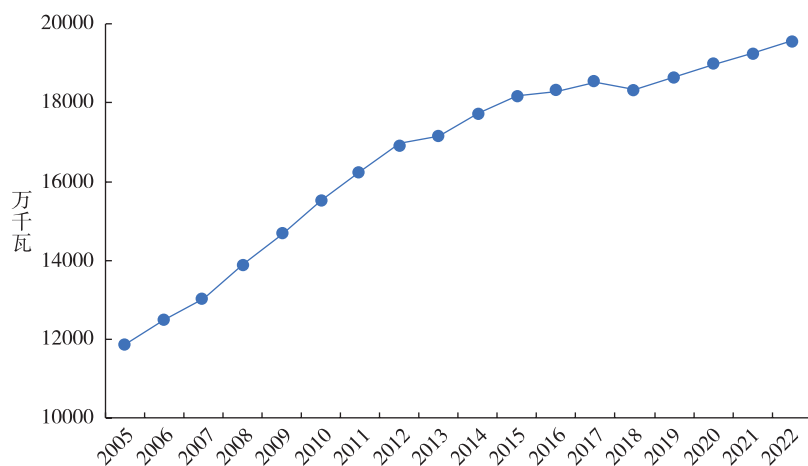


图 4-6 全国农业电动机动力发展趋势

数据来源：中国农业机械工业年鉴

① 中华人民共和国生态环境部《中国移动源环境管理年报（2023 年）》，https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/ydyhjgl/202312/t20231207_1058460.shtml。



从省级数据来看，各地区农业电动化发展水平存在显著差异，这反映了区域经济不平衡和农业产业结构的多元化（见图 4-7）。东部沿海地区如江苏、山东、河北、浙江等，凭借经济发达、工业基础雄厚、农村电网完善及农业现代化水平高，长期在电动机动力榜单上名列前茅。例如，江苏省 2022 年电动机动力高达 1,099 千瓦，引领农业电动化发展。中部农业大省如河南、湖北、湖南、安徽等，电动机动力增长迅速，逐渐缩小与东部差距。这些

地区作为粮食主产区，对电动农机需求大，且受益于“中部崛起”和乡村振兴战略，农业基础设施不断改善，电动化进程加快。西部地区如西藏、青海、宁夏等，电动机动力规模较小，发展较慢；但四川、云南、陕西等西部省份电动机动力已达较高水平，且增长快，表明西部农业电动化也在推进。此外，部分省份如内蒙古、新疆，尽管电动机动力规模不大，但增长势头强劲，未来发展潜力大，预示着农业电动化在这些地区具有广阔的发展空间。

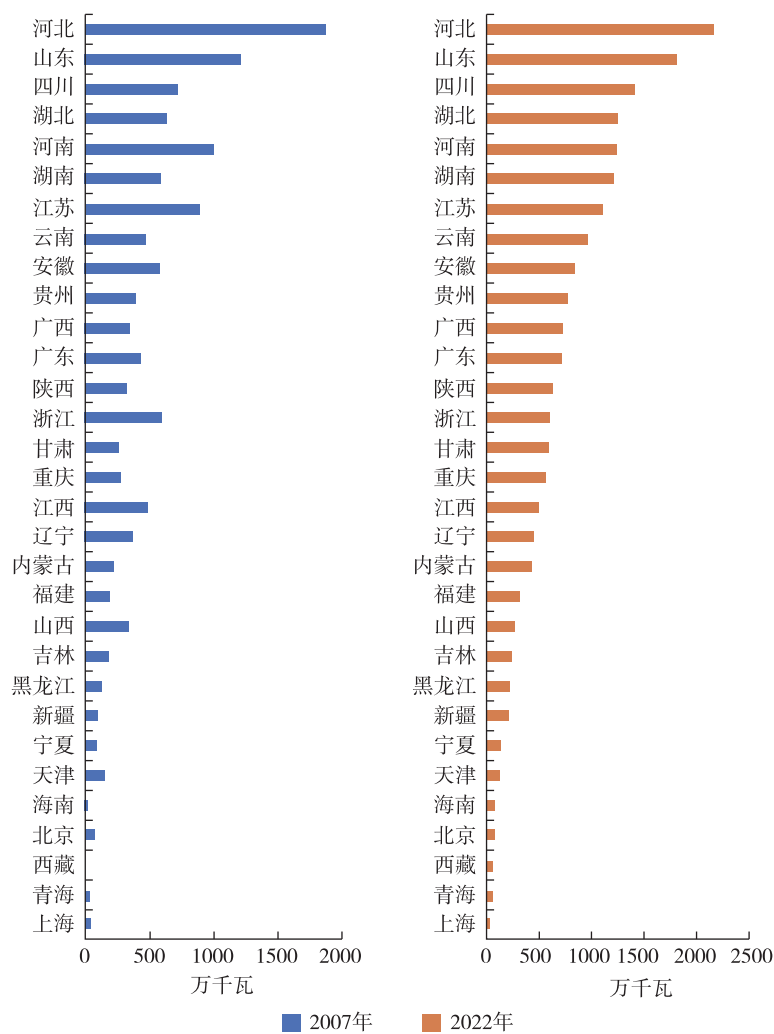


图 4-7 分省农业电动机动力发展趋势

数据来源：中国农业机械工业年鉴

全国农用航空器的发展趋势与电动机动力增长类似，均展现出强劲的增长势头，特别是在近几年内。从 2005 年至 2015 年，全国农用航空器数量增长较为缓慢，甚至在某些年份停滞不前（见图 4-8）。这一时期的缓慢增长反映了数字化技术在农业领域应用初期的挑战，包括高昂的技术成本、有限的应用场景以及市场接受度较低等问题。然而，

自 2016 年起，农用航空器数量开始呈现快速增长的趋势，特别是在 2019 年后，其增长速度更是达到了井喷式的水平。从 2019 年的 39,945 架到 2022 年的 132,119 架，短短三年内数量增长了三倍以上。农用航空器数量的爆发式增长，主要得益于无人机技术的迅速成熟和成本的大幅降低，以及国家政策的大力支持。无人机技术在农业领域的应用范围日



益广泛，其应用效果也得到了广泛的认可。同时，国家推出了一系列鼓励智慧农业、精准农业发展的政策，推动了农业的数字化转型，为农用航空器的普及应用提供了良好的环境和条件。农用航空器的快速普及不仅仅是数量上的增长，更是农业生产模

式变革的重要标志。它预示着我国农业正加速向数字化、智能化方向转型，传统的人工粗放型农业生产模式正在被更加高效、精准、绿色的现代农业生产模式所取代。

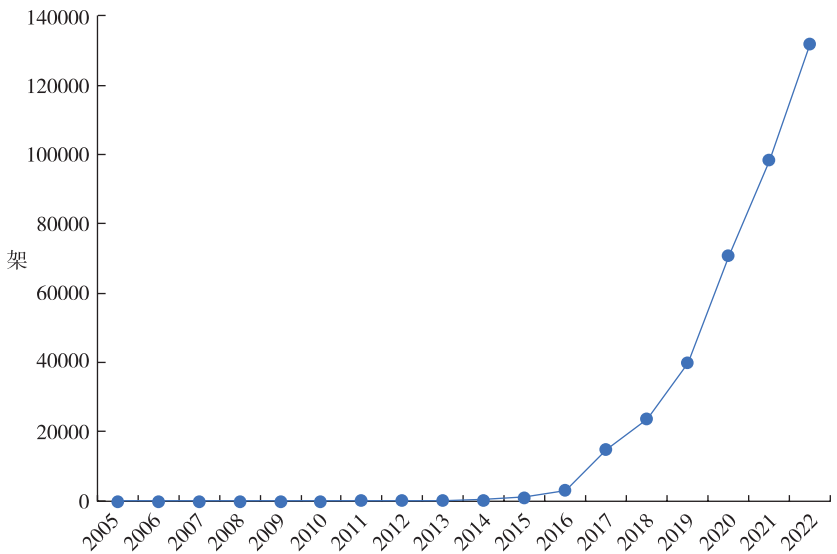


图 4-8 全国农用航空器发展趋势

数据来源：中国农业机械工业年鉴

从省级数据来看，农用航空器在各省份的应用存在显著差异（见图 4-9），但其分布特征与电动机动力相比有所不同，这体现了数字化技术在农业应用中的独特性和地域性。江苏、安徽、黑龙江等省份在农用航空器应用方面处于全国领先地位。江苏和安徽作为农业大省，土地规模化经营程度较高，对高效、精准的农业生产技术有着迫切的需求。因此，农用航空器在这些地区得到了广泛的应用，特别是在植保、精准施肥等环节，显著提高了农业生产效率和质量。黑龙江作为我国重要的粮食主产区，拥有广阔的耕地面积，农用航空器在植保、播种等环节具有得天独厚的优势，因此应用规模也十分庞大。此外，山东、浙江等经济发达省份在农用航空器应用方面也表现出色。这些地区经济实力雄厚，对新技术、新模式的接受度和推广能力强，数字化农业发展基础良好。因此，农用航空器在这些地区的普及率和应用水平也相对较高。值得注意的是，部分西部省份如新疆、内蒙古、陕西等，在农用航空器应用方面也呈现出了快速增长的态势。新疆和内蒙古等地土地面积广阔，地形复杂，传统农业生产方式面临着诸多挑战。而农用航空器的应用，不仅提高了农业生

产效率，降低了劳动强度，还为这些地区的农业现代化提供了有力支撑。陕西等地则积极发展特色农业、现代农业，对数字化技术的需求日益增长，农用航空器的应用也呈现出良好的发展势头。农用航空器在各省份的分布特征，反映了数字化技术在农业应用的普及趋势和应用场景的不断拓展。从最初的少数发达地区到现在的全国各地，从最初的植保环节到现在的播种、施肥、监测等多个环节，数字化技术正在深刻改变我国农业的生产方式。

需要注意，尽管农机电动化潜力巨大，农机电气化推广仍面临多重挑战。在技术层面，动力需求与能量密度的矛盾尤为突出。以 157kW 大型拖拉机为例，其所需电池容量高达 662.2kWh（Brenna 等，2018），而当前锂离子电池的能量密度仅为柴油的 1/50 左右（Scolaro 等，2021）。在市场推广方面，用户调研显示农民更关注设备可靠性而非环保性能（Flint 等，2014）。成本效益分析表明，尽管电动农机运营成本可降低约 60%，但 22.6kW 以上机型的增量投资回收期仍需 2.05 年（Gao 和 Xue，2020）。此外，农田作业环境下充电基础设施的缺乏也制约了电池动力方案的大规模应用。

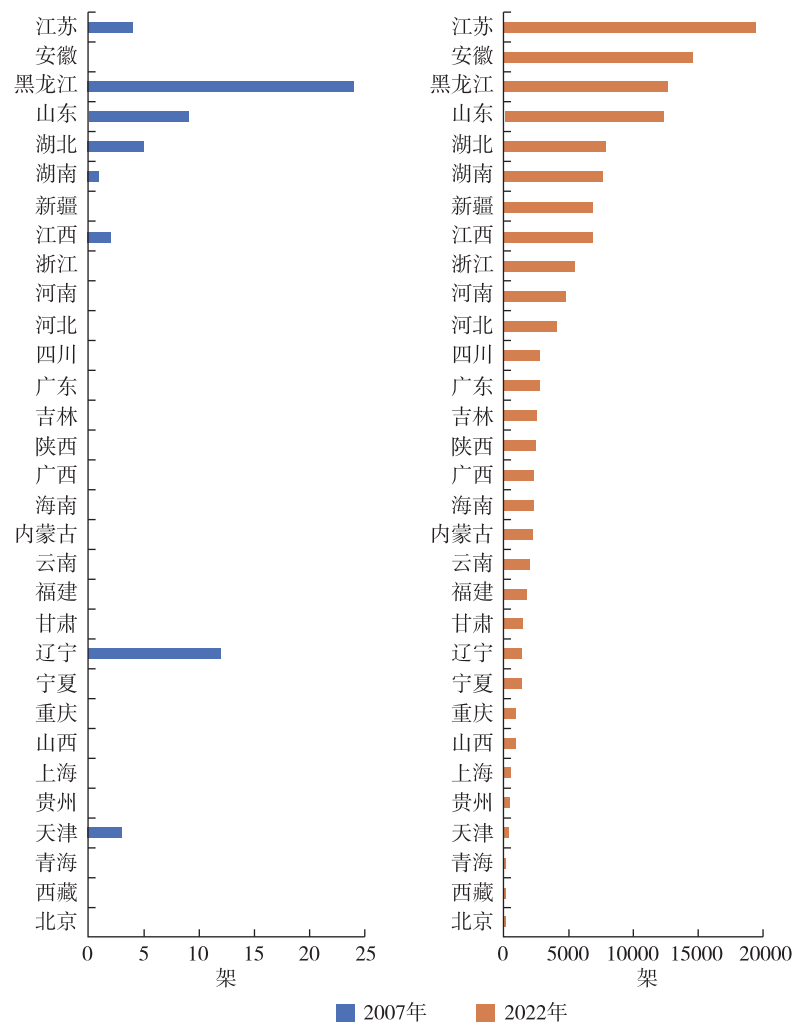


图 4-9 各省农用航空器发展趋势

数据来源：中国农业机械工业年鉴

（3）新能源 + 产业模式

微电网和源网荷储一体化是分布式新能源项目的重要形式，它们通过整合本地可再生能源资源，实现能源的高效利用和自给自足。微电网是一个小型、分散的电力系统，它可以独立于大电网运行，也可以在需要时与大电网连接。在农村地区，微电网可以利用当地的太阳能和风能等可再生能源，为周边农户和农业企业提供绿色电力。这种分布式供电方式不仅提高了能源的利用效率，还增强了电力系统的稳定性和可靠性。源网荷储一体化是指将电源、电网、负荷和储能系统紧密结合，形成一个高度协同的整体。在农村新能源项目中，源网荷储一体化可以实现可再生能源的高效利用和储存，以及电力负荷的灵活调节。这种一体化模式有助于平衡供需关系，提高电力系统的经济性和可持续性。

微电网和源网荷储一体化助力分布式新能源项

目的建设，推动了绿色电力直接供应。而种植、养殖等农业生产领域的电气化转型，为绿色电力的需求创造了广阔的空间。在农业种植领域，电气化转型包括灌溉系统的电动化、温室大棚的智能化控制等。通过引入电动灌溉泵、可以实现对灌溉水量的精确控制。农业大棚的电气化改造包括照明、通风、温控等系统的智能化升级。通过引入 LED 照明、智能通风系统、温控设备等，实现对大棚内光照、温度、湿度等环境因素的精确调控，为农作物的生长提供最佳的生长环境。在农业养殖领域，电气化转型包括饲料加工、养殖环境的自动化监控等。通过引入电动饲料加工机、智能养殖环境监控系统等设备，实现对饲料加工、养殖环境等关键环节的精确控制和管理，提高养殖效益和动物福利。

我国对新能源产业的支持，特别是光伏扶贫项目等创新举措，极大地促进了农村地区分布式新



能源装机容量的快速增长。这些项目随着配套设施的完善和农业生产设备电气化水平的提升，为新能源的本地消纳以及经济的多元化发展开辟了新路径。在新能源与农业产业融合发展领域，全国各地已积极开展探索实践，并积累了丰富的经验（见专栏 4-2）。这些经验涵盖了新能源技术的本地化应用以及新能源与农业产业链的深度整合，为“新能

源 + 产业”这一新型发展模式在全国范围内的推广和应用提供了实践基础和参考借鉴。2021 年，国家能源局、农业农村部以及国家乡村振兴局联合发布了《加快农村能源转型发展助力乡村振兴的实施意见》。该文件明确提出了“积极培育新能源 + 产业”的目标，标志着我国“新能源 + 产业”的发展迈入了新阶段。

专栏 4-2 农光互补新兴产业

基本情况

从 2017 年第一批试点项目建设开始，甘肃省定西市渭源县争取实施村级光伏扶贫项目 60.249 兆瓦，共为 135 个村建设 300kW-500kW 电站 208 个，初步形成村级电站为村级“造血”增加村集体经济收入、农户通过公益性岗位获取发电收益领取工资报酬、村两委通过发电收益为特殊农户提供保障的良性运转体系。通过大力发展“光伏 + 食用菌”“光伏 + 蔬菜”“光伏 + 中药材育苗”“光伏 + 养殖”等农光互补产业，实现用地集约化，带动效益的最大化。通过大力培育“农光互补”产业模式，形成顶上有光伏、地上有农业、周边能务工、重点乡镇有物流仓储配套的产业综合发展格局。

主要做法

渭源县创新园区按照村级集中联建、乡镇村级易地联建布局方式，以现代农业发展模式，走绿色农业发展之路壮大农光产业。同时，由国有投资公司渭源县正源扶贫开发有限公司制定出台入园企业“零租金”及“前三年免费后两年减半”收租等优惠政策，吸引光伏一期退出民营企业重新投入资本，再次参与到全县光伏食用菌扶贫产业园“光伏 +”扶贫产业建设，构建了社会化扶贫、产业带动大格局。

按照“运营维护企业专业、年发电量保底、运营维护费用合理”的原则，通过公开采购的方式，择优选择有实力的运维企业对全县光伏电站进行统一运营维护，确保发电量持续稳定。明确保底发电量要求，对每千瓦年发电量达不到 1300 度要求的，将按照运维费用 30%-70% 的比例予以扣除，保证发电量持续稳定。为有效降低运维成本，按照“合同 10 年保持不变、运维费用按照 8 分 / 瓦支付、电站主要设备质保期延长 3 年”的协议，强化运维企业履约监管，避免了运维期间因企业变更造成费用逐年增高、设备更换权责不清等问题的发生，运维成本得到了有效降低。同时，强化日常监管，每个电站由村两委从建档立卡户中确定电站管护人员，由运维企业负责专业培训、绩效考核，并按照考核结果支付工资，解决了村级电站分布分散、日常监管难的问题，确保了光伏产业的长效发展。

通过构建“龙头企业 + 合作社 + 基地（园区）+ 农户”的“四位一体”产业发展模式，落实“五统一分一标三提高”（统一规划地块、统一开展培训、统一提供良种和农资、统一技术管理、统一产销对接，分户生产经营受益，建设标准化的产业基地，提高产业、农民、市场主体的组织化程度。）的带动增收机制，有效解决了以往产业发展组织化程度不高、抗御市场和自然风险能力不足以及个体经营办不好、办不了的问题，分户经营收入归己的机制，则有效解决了“政策养懒汉”的问题。不仅农光产业这样，其它产业如上湾镇、莲峰镇花卉产业都是如此，全县 38 家龙头企业、1340 家合作社带动 32480 户农户依靠产业增收，为乡村振兴战略的实施奠定了坚实基础。



工作成效

截至 2021 年，建成会川、田家河、路园、莲峰 4 个渭源县光伏食用菌产业园，建成元古堆、绽坡、三合等较大规模“光伏+食用菌”基地 12 家、“光伏+蔬菜”基地 7 家、“光伏+中药材育苗”基地 2 家、“光伏+养殖”基地 1 家、“光伏+产业车间”基地 1 家，建成分布式“光伏+产业”点 33 个，遍布全县所有乡镇。光伏产业不仅实现了“农+光”在空间上的互补，而且实现了在时间和季节上“全年候”。累计建成农光互补食用菌 1600 亩，设施蔬菜、党参和黄芪育苗等种植业 750 亩，互补特色养殖业 150 亩，互补率达到 85% 以上。

全县年产羊肚菌、金耳、熊掌、猴头等名贵食用菌 4511.35 吨，收益在 7933.85 万元以上。关联“珍菌”生产的土地租费、承包经营收入、务工受益“三重”经济效益逐步凸显。先后引进培育 8 家龙头企业、规范建设 16 家合作社参与经营，农光产业带动 1478 农户户均年增收 2.36 万元以上，发电收益带动 1.2 万户群众增收，户年增收 2000—6000 元，受益村和农户增收渠道进一步拓宽，“农光互补”产业融合叠加效应持续放大，完成了由带贫产业向“振兴”产业的华丽转身。

资料来源：http://www.moa.gov.cn/xw/qg/202111/t20211130_6383270.htm。

4.4.2 产前与产后的能源转型

当前，农业食物系统中的产前与产后各行业在排放方面尚未受到强制性限制。然而，展望未来，随着碳排放权交易体系的逐步扩展，这些行业或将面临排放方面的严格约束。此外，上市公司及准上市公司需履行环境、社会和公司治理（ESG）信息的披露义务^①，这意味着企业的绿色运营模式将在一定程度上接受公众的广泛监督。鉴于此，农业食物系统中的产前、产后企业可以从主动对接与提前布局两个维度着手，有序推进自身的能源转型。

（1）核算碳排放量

企业在碳排放量核算方面，可以灵活选择适合自身情况的方法，积极对接潜在的碳排放权交易。在国际层面，温室气体议定书（Greenhouse Gas Protocol）作为一个被广泛认可的标准，为企业和政府温室气体管理方面提供了重要的核算与报告指导（Morawicki 和 Hager, 2014）。此外，ISO 14064 标准为企业在温室气体排放及清除的量化和报告上提供了详尽的规范，使得企业的碳核算更加科学、准确（Henderson-Sellers 和 McGuffie, 2012）。2013

年至 2015 年间，我国气候变化主管部门分三批发布了 24 个行业的温室气体排放核算方法与报告指南。其中，《食品、烟草及酒、饮料和精制茶企业温室气体排放核算方法与报告指南》专门针对农业食物系统的相关企业。此外，电力、钢铁、水泥和电解铝等行业的核算指南也在不断更新，以满足碳市场履约和扩容的实际需求（边少卿等，2024）。尽管这些更新的行业不直接涉及农业食物系统，但它们仍为相关企业提供了核算参考，有助于指导未来的发展方向。

（2）提高能源利用效率

自 2019 年起，我国积极推行了工业节能诊断服务行动计划。该计划的核心目标是为能源管理基础相对薄弱的企业以及重点高耗能行业提供专业的节能诊断服务^②。此行动计划深度挖掘了企业在节能方面的潜力，具体涵盖以下五个关键维度：首先，对能源损失控制及余热余能的有效利用进行深入分析，探索节能空间；其次，评估用能设备升级或运行优化控制的潜在节能效果；再者，审视并改进能源管理体系，以期实现更高的节能效益；同时，关注工艺流程的优化及生产组织的改进，挖掘其节能

① 2024 年 4 月，沪深北交易所在中国证监会的指导下正式发布了《上市公司可持续发展报告指引》，标志着中国上市公司 ESG 信息披露迈向新阶段。基于《指引》的框架，沪深北交易所于 11 月进一步发布了《上市公司自律监管指南——可持续发展报告编制（征求意见稿）》，明确强制披露主体包括，在整个报告期内持续被纳入上证 180 指数、科创 50 指数、深证 100 指数和创业板指数的样本公司，以及在境内发行 A 股或 B 股，同时在境外发行 H 股、D 股等境外股本以及存托凭证（GDR）的境内外上市公司。

② 相关服务信息可以在以下网站获得 <https://www.chinanec.cn/website/News/view.shtml?id=288149>。



潜力；最后，分析能源结构的调整及能源系统的整体优化，寻求进一步节能的途径。值得注意的是，该行动计划的服务范围包括了农业食物系统中的产前化肥企业与产后食品企业。对于企业而言，积极参与节能诊断服务，可以量身定制节能方案，有助于企业实现更为高效的能源利用。此外，从社会服务的角度来看，若能有效识别行业内企业所面临的共性问题，并将其转化为公共信息，无疑将为更多企业提供宝贵的参考，助力其提升能源利用效率。

（3）使用可再生能源电力

当前，我国企业获取可再生能源电力主要有以下三种途径：其一，企业可以直接投资建设自备可再生能源绿色电力（绿电）设施，实现绿色电力的自给自足；其二，通过参与“证电合一”的绿色电力交易（绿电交易），企业能够直接采购到绿电；其三，借助“证电分离”的绿色电力证书交易（绿证交易），企业可以获取与绿电相关的环境权益。

就企业投资建设自备绿电设施而言，其面临的首要挑战来自于可再生能源政策的不确定性。风能、太阳能等可再生能源发电在时间上具有显著的波动性和间歇性，这些特性有别于能够稳定供应电力的传统能源。因此，为确保基于这些可变可再生能源电力供应的稳定性，企业需要新增配套的设施与服务，例如储能设备。这对于选择“自发自用”模式的企业而言，无疑大幅增加了初期的投资成本。另一方面，若企业意图通过“余电上网”模式利用电网的配套设施与服务，那么消纳成本的合理分担机制就成为影响企业投资决策及投资规模的关键因素。尽管我国电力市场机制正逐步健全与优化（Li 等，2024），但在可再生能源政策频繁调整的大背景下，企业的长期投资决策依然具有较大的不确定性。特别地，鉴于农业食物系统中的企业目前尚未受到强制性的排放约束，这种政策上的不确定性可能进一步延缓它们在绿电领域的投资步伐。企业在探索可再生能源使用路径时，需要审慎考量潜在风险，以期在保障经济效益的同时，积极履行环境保护的社会责任。

企业也可通过积极参与绿电与绿证交易，加速自身的能源转型。依据 2024 年由国家发改委与能源局联合发布的《电力中长期交易基本规则——绿

色电力交易专章》，我国的绿电交易作为电力中长期交易的关键构成部分，遵循电力中长期交易的基本规则。电力交易机构负责在电力交易平台上，依据年（含多年）、月（含多月）、月内（如旬、周、日滚动）等不同时间周期，有序组织开展绿电交易。交易的组织形式涵盖了省内交易与跨省区交易两大类，具体方式则包含双边协商、挂牌交易等多种形式，以满足不同企业的交易需求。在绿证交易方面，根据 2024 年国家能源局所发布的《可再生能源绿色电力证书核发和交易规则》，绿证不仅可以单独进行交易，也可以与可再生能源电量捆绑交易。在交易合同中，双方可以明确约定绿证的数量、价格、交割时间等关键条款，以确保交易的顺利进行。绿证交易的组织方式同样呈现出多样化的特征，包括挂牌交易、双边协商以及集中竞价等。交易价格则由市场机制自行决定，体现了高度的市场化特征。此外，绿证交易项目广泛覆盖了多种可再生能源发电类型，包括但不限于风电（如分散式风电、海上风电）、太阳能发电（如分布式光伏发电、光热发电）、常规水电、生物质发电、地热能发电以及海洋能发电等。

这些丰富的交易机制为企业提供了灵活多样的选择空间，有助于激发市场活力，推动能源结构的绿色转型。企业可以根据自身需求，选择参与绿电交易和绿证交易的具体形式。以绿电交易的不同周期为例，我国当前电力市场的电价机制尚未完全实现市场化，这一现状导致发电企业与电力用户在远期电价预测上难以达成一致，增加了双方对未来电价走势的不确定性。这种不确定性促使市场参与者更倾向于选择短期交易策略，以规避潜在的市场风险。同时，衍生品市场的缺失进一步加剧了这一问题，使得市场主体在面对电价波动与电量偏差时缺乏有效的避险工具，从而更加谨慎地倾向于选择短期交易。因此，尽管近年来我国绿电交易规模持续扩大，取得了显著进展^①，但交易周期主要集中在年度交易与月度交易层面。与发达国家相比（Neuhoff 等，2023），我国多年期绿电交易的比例仍然相对较低。这在一定程度上反映了我国电力市场尚待成熟与完善之处，尤其是在长期电价稳定机制与避险工具的开发方面。然而，随着国家对碳排放问题关注度的不断提升，以及社会各界对可持续发展目标

^① 根据中国电力企业联合会公布的全国电力市场交易简况，2024 年省内交易的绿电为 2048 亿千瓦时，比 2013 年的交易量（537.7 亿千瓦时）上涨 281%。绿电交易在省内电力交易中的占比也有所增加，从 2023 年的 1% 增加到 2024 年的 4%。



的日益重视，企业对绿电的需求有望持续增长。多
年期绿电交易作为一种能够满足电力用户对长期稳
定绿电需求的交易方式，对于推进企业的绿色转型
具有重要意义。

4.4.3 废弃物的利用

（1）有机肥与沼气

在农业食物系统中，废弃物资源化利用是一个
重要议题。其中，农作物秸秆、畜禽粪污、餐厨
垃圾等废弃物具有显著的能源化和肥料化潜力。农
作物秸秆作为一种多功能的资源，其用途广泛而多
样。除了作为本节重点讨论的能源化和肥料化利用
途径外，秸秆还可以被用作饲料，为畜牧业提供营
养来源；作为食用菌栽培的基料，促进食用菌产业
的发展；以及作为原料应用于建材、化工、造纸等
多个行业^①。自 2016 年起，国家政策在推动秸秆综
合利用方面明确提出了“坚持农用为主”的方针，
旨在通过强化秸秆的肥料化和饲料化利用，来增加
土壤有机质含量，推动循环农业的发展。这一政策
导向体现了国家对耕地质量提升的重视，也反映了
农业可持续发展理念的深入实践。

在国家层面上，秸秆政策的焦点集中在资源量
较大的地区，旨在通过整建制的方式推进全国秸秆
综合利用重点县的建设。这一举措于 2023 年得以
实施，标志着我国秸秆综合利用工作进入了新的发
展阶段。在地方层面上，秸秆综合利用补贴政策展
现出区域间的差异性特征。以黑龙江省为例，作为
玉米和水稻的主要产区，该省补贴政策覆盖了提供
秸秆还田服务的农业社会化服务主体，还特别关注
直接从事秸秆根茬残余物还田的业者或种植者，
体现了对秸秆还田这一利用方式的重视。相比之
下，上海市的补贴政策则更加侧重于支持水稻、油
菜、麦子、鲜食玉米、茭白等多种作物的秸秆综
合利用，补贴对象不仅包含实施机械化还田的农
机户、农机服务组织以及相关农业企业，还特别强
调对收购秸秆并在本地实施离田利用单位的支持，
体现了推动秸秆多元化利用的政策导向。这些差异
化的补贴政策设计，反映了各地农业资源和环境条
件的差异，为秸秆资源的有效利用提供了有力的政
策保障。

与秸秆还田相比，畜禽粪污的肥料化利用在我
国种养分离的农业生产格局中面临运输问题（Bai
等，2022）。因此国家在制定支持性政策时，在考
虑生态保护重点区域的同时，在畜牧大县或畜禽粪
污资源丰富的县域中，有针对性地选择了粮食生产
大县或经济作物优势县，自 2021 年起，以试点项
目的形式全面推动县域层面的畜禽粪污资源化利
用。这一策略的核心支持对象包括那些专注于粪污
收集与处理服务的企业（不含养殖企业）、合作社
以及其他相关主体，以及致力于粪肥还田服务的社
会化服务组织。在政策的实施过程中，各地依据自
身的实际情况和粪污消纳能力，积极探索并实践了
多样化的种养循环模式。以山东省潍坊市诸城市为
例，该地依据养殖业的规模和分布情况，创新性地
建立了“主体双向小循环”和“区域多向中循环”
两种循环模式。在此基础上，诸城市还进一步融合
了实时信息平台的数据调配功能，成功构建了一个
“全域立体大循环”体系，实现了畜禽粪污资源化
利用的高效整合与优化配置^②。

从产业链来看，农作物秸秆与畜禽粪污不仅可
以通过传统的有氧堆肥方式生产有机肥料，还可以
通过厌氧发酵技术实现资源化利用。厌氧发酵将这
些废弃物转化为沼气这一清洁能源，并在发酵的同
时，生成富含多种养分的有机肥料。沼气作为一种
可再生能源，其优势显而易见：清洁、环保、可再
生，且能源密度高，易于储存和运输。在日常生活
领域，沼气可用于烹饪、取暖、照明等，为农村居
民提供了便捷、经济的能源选择。而在工业生产中
，沼气更是可以作为化石燃料的优质替代，广泛应
用于发电、化工、交通等领域，有助于减少对化
石燃料的依赖，降低温室气体排放，推动能源结构
的绿色转型。与此同时，厌氧发酵过程中产生的剩
余物，经过进一步的处理和加工，可以转化为优质
的有机肥料。这种有机肥料不仅富含植物生长所需
的氮、磷、钾等多种营养元素，还含有丰富的有机
质和微生物群落，能够显著改善土壤结构，提高土
壤肥力，促进农作物的健康生长和产量的提升（见
专栏 4-3）。

① 根据农业农村部发布《全国农作物秸秆综合利用情况报告》，2021 年，全国农作物秸秆利用量 6.47 亿吨。其中，秸秆还田量达 4 亿吨，饲料化利用量达 1.32 亿吨，燃料化利用量稳定在 6000 多万吨，基料化、原料化利用量达 1208 万吨。

② 相关资料可以在以下网站找到 http://www.ghs.moa.gov.cn/gzdt/202203/t20220314_6392170.htm。



专栏 4-3 农业废弃物资源化利用

基本情况

宁夏回族自治区吴忠市青铜峡市盛产水稻、小麦、玉米、苹果、葡萄等农作物。近年来，青铜峡市依托龙头企业组建农业生物质技术创新中心，全链条推进畜禽养殖粪污、农作物秸秆等废弃物循环利用，形成了集农业废弃物收集、沼气能源开发利用、生物质颗粒燃料加工、清洁供气供暖服务于一体的农业废弃物资源化利用模式。

主要做法

积极培育绿色发展经营主体。建设第三方农业废弃物集中收储处理中心，以农业废弃物综合利用为重点，开展资源化利用和再生清洁能源开发。规范农业龙头企业、农民专业合作社、规模化养殖场等生产活动，促进经营主体强化绿色理念、推行绿色循环发展。

建立农业废弃物循环开发利用模式。按照“建设 1 个中心、培育 2 个体系、建成 3 个工厂”的农业废弃物全链条处理思路，青铜峡市采取“政府项目带动 + 企业投资”模式，建设农业废弃物资源化利用中心、农业废弃物收储运体系、沼气工厂、生物质成型燃料工厂和有机肥工厂，形成“沼气工程（热电联产）—有机肥加工—绿色生产—种养业循环发展”“生物质颗粒燃料生产—清洁供暖”全链条可持续循环开发利用模式，促进农业废弃物高效转化。

推进农业废弃物集中收集处理。建设农业废弃物收储运体系，由沼气工厂、生物质成型燃料工厂和有机肥工厂对集中收储的畜禽养殖粪污、农作物秸秆和林业“三剩物”进行分类处理。每年集中收集处理畜禽粪污约 10 万吨、农作物秸秆约 2 万吨、林业“三剩物”约 6 万吨。

工作成效

有效控制农业面源污染。以点带面推广农业废弃物集中处理和资源化循环利用模式，畜禽粪污综合利用率达到 99% 以上，农作物秸秆综合利用率达到 91% 以上，有机肥施用面积达到 18 万亩，土壤有机质含量提高 3% 以上。

变废为宝绿色循环发展。完处理中心每年向周边酿酒葡萄、枸杞、水稻等种植基地提供液态肥 5 万吨、固态有机肥 3 万吨，向生态移民区 2000 户居民提供生活用气，向国家电网输送清洁电能 800 万千瓦时。依托生物质颗粒燃料，为各乡镇、学校提供生物质清洁供暖服务约 50 万平方米。

推动农业生产减碳降碳。以生物质能源开发方式推动农业废弃物处理，每年可替代标准煤约 2.86 万吨，减少碳排放 1.91 万吨，促进了农业可持续发展，助力减碳降碳。

资料来源：http://www.ghs.moa.gov.cn/gzdt/202205/t20220526_6400497.htm。

餐厨废弃物在资源化利用过程中，主要被转化为粗油脂、沼气和有机肥等三类产品。其中，沼气和有机肥的应用与前文提到的农作物秸秆和畜禽粪污的资源化利用一致，而粗油脂经过精炼后，可以作为生物柴油或工业原料，为能源和化工产业提供新的资源。我国对餐厨废弃物资源化利用的探索始于 2010 年，这一举措旨在从根本上解决由“地沟油”、“垃圾猪”等餐厨废弃物所引发的食品安全问

题。为了有效应对这一挑战，国家选取了 33 个具有代表性的城市，作为餐厨废弃物资源化利用和无害化处理的第一批试点城市。这些城市在探索过程中，积极采用先进的生物技术和环保理念，力求将餐厨废弃物转化为有价值的资源。历经五批共 100 个城市的试点工作，我国在餐厨废弃物资源化利用和无害化处理方面取得了显著成效。通过不断的实践与创新，这些城市不仅成功实现了餐厨废弃物的



有效处理，还将其转化为了一系列具有市场价值的资源产品^①。

在城市餐厨废弃物资源化利用与无害化处理工作取得显著成效的基础上，国家进一步将视野拓展至农村地区，旨在推动农村生活垃圾的资源化利用

进程。为此，国家分别于 2017 年和 2020 年选取了两批次共计 141 个县作为示范点，深入开展农村生活垃圾资源化利用的示范工作。这些示范县紧密结合本地实际情况，积极探索并实践了一系列适合农村地区的餐厨废弃物资源化利用新模式（见专栏 4-4）。

专栏 4-4 农村生活垃圾资源化利用

基本情况

自 2017 年 6 月，浙江省宁波市象山县被列入全国首批 100 个农村生活垃圾分类和资源化利用示范县创建名单以来，全县上下以“减量化、资源化、无害化”为目标，因地制宜、创新模式、优化管理，走出了一条具有象山特色的低成本、可复制、可持续的发展之路，有力促进了农村人居环境提升。截至目前，全县实施农村生活垃圾分类村 490 个、覆盖率达 100%、资源化利用率 100%、无害化处理率 100%，累计创建省级高标准示范村 9 个、市级示范乡镇 6 个、市级示范村 21 个。

典型经验

落实垃圾分类，源头管理是关键。为此，象山县创新管理模式，各乡镇（街道）和行政村通过制定乡规民约和村规民约、卫生评比制度、保洁员管理办法等各项规章制度，义务监督员管理、“村民说事”评德等方式，不断提高村民垃圾分类的参与率和准确率。

针对分类收运这一关口，该县落实“全天候”保洁要求，打造四类垃圾收运体系，分别对厨余垃圾、可回收物、其他垃圾、有害垃圾等进行分类处理。比如在墙头镇溪里方村每个垃圾回收点，可以看到绿、蓝、红、黑四个垃圾整齐摆放，每个垃圾桶后贴着详细说明，绿色扔果皮菜叶等厨余垃圾，红色扔废电池等有害垃圾，蓝色扔可回收垃圾，黑色扔其他垃圾。通过垃圾这样的“四类粗分”，溪里方村垃圾日清运量从 2 吨下降到 0.5 吨，缩减运输成本和垃圾填埋量，避免垃圾集中分拣产生的二次污染。而厨余垃圾实现就地消解，村里搭建阳光房，将厨余垃圾发酵后生成有机肥料。一个阳光房一年能生产近百吨有机肥，都以较低价格供应给村里的种植户。

为实现全县农村垃圾就地“全降解”减量目标，该县不断在垃圾回收处理上做文章，根据乡镇（街道）地理分布和产业特性，推行多样化终端处置模式，实现处理终端全覆盖。其中，对原有分散的 228 处太阳能阳光房进行重新布点规划及提标改造，遵循保留一批、提标一批、拆除一批的原则，采用镇域统建模式新建一站式生态处理中心 14 座，利用“机械脱水粉碎+静态通风堆肥”工艺，堆肥周期从原有的 6 个月缩至 40 天；适度性推广机械快速成肥处理模式，已建立机械成肥处理终端 9 个，其中镇域统建 2 个；创新性推出沼气厌氧发酵处理，该模式具有出肥周期短且质量好、不占用土地资源等优点，目前墙头镇洋北村试运行良好。

资料来源：http://www.moa.gov.cn/xw/qg/201912/t20191224_6333843.htm。

^① 资料来源：https://www.ndrc.gov.cn/fggz/hjyzy/zyzhlyhjhj/202006/t20200615_1315375_ext.html。



（2）先进生物燃料与发电

从能源化的角度来看，农业食物系统中的废弃物是先进生物燃料的原料（漆新华等，2024）。借助物理、化学及生物等多领域的技术手段，这些废弃物能够高效转化为气体或液体形态的生物燃料，具体包括生物天然气、生物燃料乙醇、生物柴油、可再生甲醇以及可持续航空燃料等多种类型。在此过程中，技术创新扮演着驱动生物燃料行业发展的核心角色。当前，我国采取了一系列支持性政策措施，旨在促进生物燃料领域的技术研发与广泛应用^①，而非通过强制手段在特定领域内推广生物燃料的使用。然而，全球范围内对生物燃料行业更加强势的支持^②，为该行业的持续扩张创造了广阔的市场空间。从海关统计数据中可以发现，我国为生物燃料提供原料的HS编码151800产品^③，其出口量自2015年以来持续攀升，并在2021年后呈现出更为迅猛的增长态势。为了进一步确保国内生物燃料行业的原料供应充足，财政部与国家税务总局联合宣布，自2024年12月1日起，将正式取消HS编码151800项下废弃食用油原有的13%出口退税政策。无论从全球还是我国国内的政策来看，支持性政策都为农业食物系统中废弃物的能源化处理创造了有利的条件，预示着该领域将迎来更为广阔的发展前景。

发电是农业食物系统废弃物能源化的关键途径。农作物秸秆、畜禽粪污以及餐厨垃圾等废弃物，在厌氧发酵技术的处理下，可以生成沼气，这种沼气进一步被用作发电的能源。而与畜禽粪污和餐厨垃圾相比，农作物秸秆在发电领域展现出了更为多样化的应用方式。一方面，秸秆可以通过气化发电的方式实现能源转化。在这一过程中，秸秆在缺氧条件下进行燃烧，引发一系列化学反应，从而生成高品质、易于输送且利用效率高的气体。这些气体随后被用作发电的原料，实现了秸秆的高效利用。另一方面，秸秆直接燃烧发电也是一条切实可

行的路径。与气化发电相比，直接燃烧发电的过程更为直接和简单，因此在实现规模化应用方面更具优势。通过先进的燃烧技术和设备，秸秆可以被高效地转化为电能。

随着可再生能源行业的蓬勃兴起，我国在2020年制定并实施了一系列旨在调整生物质发电行业补贴政策的文件^④。具体而言，对于那些已被列入可再生能源发电补贴清单的既有项目，其所发电量若超出全生命周期补贴电量的部分，将不再享受中央财政的补贴资金支持，但会核发绿色电力证书，允许其参与绿证交易市场。同时，政策还明确规定，自生物质发电项目并网运行满15年之日起，无论该项目是否已达到其全生命周期的补贴电量，都将停止享受中央财政的补贴资金，转而核发绿证以参与绿证交易。对于新纳入补贴范围的项目，补贴资金将由中央和地方政府共同承担，并根据地区实际情况合理确定双方的分担比例。值得注意的是，中央承担的补贴部分将逐年进行调整，并有序实现退出机制。这一政策调整，由于国家承担的补贴逐步减少，可能会对生物质发电企业的盈利能力产生一定影响，进而波及到为其提供原料的农业食物系统中的废弃物处理环节。

4.5 农业食物系统能源转型方案及模拟

未来农业食物系统能源转型主要依赖于提高能源效率，同时增加非化石能源的比例^⑤。基于单位产值能耗与非化石能源的占比，我们构建了包含基准情景、低减排情景、中减排情景和高减排情景的差异化减排路径，并采用CAU-AFS模型预测未来农业食物系统能源消耗所产生的温室气体排放。表4-1列出了模拟方案设计的具体情况。

① 典型政策例如2022年发布的《“十四五”现代能源体系规划》要求大力发展生物柴油等非粮生物燃料，《“十四五”可再生能源发展规划》提出“支持生物柴油、生物航空煤油等领域先进技术装备研发和推广使用”。

② 欧盟通过《ReFuelEU航空法规》，强制规定了自2025年起欧盟机场所用燃油必须混掺2%的可持续航空燃料（SAF），且对SAF所采用的技术路线也做出一定要求。除了欧盟，英国、美国、日本和韩国等国家也在积极推动生物燃料行业的发展。英国计划从2025年1月1日起实施SAF指令，美国发布了《美国航空业气候行动计划》，日本制定了到2030年SAF使用量占航空燃料10%的目标，韩国则强制规定2027年起所有从韩国起飞的国际航班必须混合SAF进行加油。

③ HS编码151800产品包括经过化学改性、煮沸、氧化、脱水、吹塑或聚合的动物或植物脂肪和油及其馏分，还包括这些脂肪和油的不可食用混合物或制剂。

④ 这包括国家发改委发布的《完善生物质发电项目建设运行的实施方案》，以及财政部等部委发布的《关于促进非水可再生能源发电健康发展的若干意见》和《关于〈关于促进非水可再生能源发电健康发展的若干意见〉有关事项的补充通知》。

⑤ 化石燃料包括煤炭、石油、天然气。



表 4-1 农业食物系统能源转型模拟方案

方案	能源效率	非化石能源比例
基准情景	2026–2035 年，每万元 GDP 能耗每年下降 1 个百分点，到 2035 年共下降 17.5 个百分点，2060 年下降 35.8%。	2025 年为 20%，每年增加 0.5 个百分点。2035 年增加到 25%，2060 年增加到 37.5%。
低减排情景	2026–2035 年，每万元 GDP 能耗不下降。	非化石能源比例不增加。
中减排情景	2026–2035 年，每万元 GDP 能耗每年下降 1.5 个百分点，到 2035 年共下降 21.5 个百分点，2060 年下降 46.3%。	2025 年为 20%，每年增加 1.3 个百分点，2035 年增加到 33%，2060 年增加到 65.5%。
高减排情景	2026–2035 年，每万元 GDP 能耗每年下降 2 个百分点，到 2035 年共下降 25.5 个百分点，2060 年下降 55%。	2025 年为 20%，每年增加 1.7 个百分点，2035 年增加到 37%，2060 年增加到 79.5%。

相较于 2022 年农业食物系统 6.73 亿吨的温室气体排放量，预测结果显示，至 2035 年，在不同减排情景假设下，该系统的温室气体排放量均将呈现上升态势。具体而言，在基准减排情景下，预计排放量将攀升至 8.15 亿吨；而在低、中、高三种减排情景的框架下，排放量预计将分别达到 9.40 亿吨、7.52 亿吨以及 6.92 亿吨。展望至 2060 年，基准情景与低减排情景下的排放量预计将进一步增长，分别达到 8.50 亿吨和 13.98 亿吨。与之形成鲜明对比的是，中减排情景与高减排情景能够展现出显著的减排成效，有效遏制排放量的增长趋势。预计在中减排情景下，排放量将降至 5.90 亿吨，相较于基准情景下降 31%；而在高减排情景下，排放量将进一步降低至 3.96 亿吨，降幅高达 53%。

从排放结构的动态演变来看，截至 2035 年，农业食物系统各环节的温室气体排放占比在不同减

排情景下呈现较高一致性，各情景与基准情景的差异均在 $\pm 3\%$ 的区间内（见图 4-10）。这表明，在近期时间尺度上，减排策略的强度差异尚未对系统排放结构产生显著影响。展望至 2060 年，在基准情景与低减排情景的对比中，各环节排放占比的差异仍维持在 $\pm 3\%$ 的区间内；但中减排情景和高减排情景与基准情景的差异有所扩大。与基准情景相比，中减排情景下产前与产中占比分别下降 3.5% 和 6.1%，交通运输仓储业与产后占比则分别上升 1.6% 和 8.0%；高减排情景下产前与产中占比分别下降 4.6% 和 7.4%，交通运输仓储业与产后占比则分别上升 3.4% 和 8.5%。这些差异导致排放结构发生变化：基准情景下，交通运输仓储业在农业食物系统中的排放占比最低；而在中减排情景和高减排情景下，产前环节的排放占比降至最低。

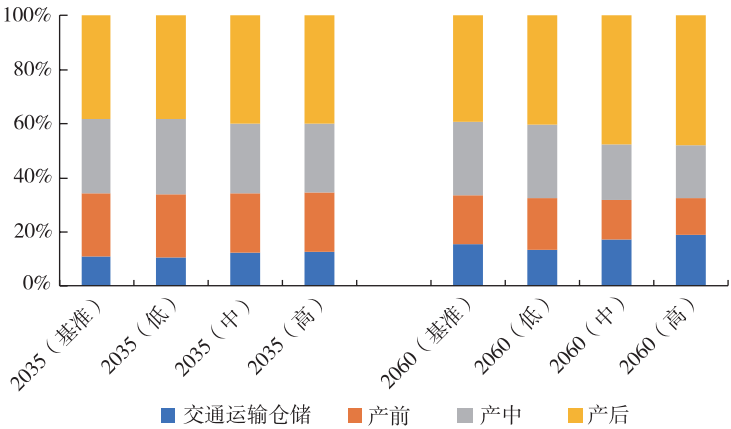


图 4-10 不同减排情景下的温室气体排放结构

数据来源：CAU-AFS 模型结果



4.6 结论与政策

本章分析我国农业食物系统的能源消耗与温室气体排放情况，并据此探究农业食物系统“清洁替代、能效提升、循环再生”的能源转型路径。具体而言，转型路径可以从以下几个方面展开论述：第一，电力作为农业食物系统中不可或缺的能源载体，其绿色转型对于降低系统各环节的排放具有至关重要的作用。通过推动电力的清洁化进程，可以有效减少农业食物系统在生产、加工、运输等各个环节中的温室气体排放。第二，在农业食物系统的产中阶段，能源转型展现出需求侧与供给侧的双重驱动特征。从需求侧来看，农机电气化成为降低单位农产品能耗的有效途径，通过提高农业机械的电气化水平，可以显著提升农业生产效率并减少能源消耗。而从供给侧来看，农村地区分布式可再生能源的开发与利用，配合智能微电网的建设，能够形成“新能源+农业产业”的融合发展模式，为农业食物系统的可持续发展提供有力支撑。第三，产前与产后阶段的能源转型则可借鉴工商业领域的成功经验。一方面，提高能源使用效率与增加可再生能源的使用比例，可以直接推动这两个阶段的能源转型进程。另一方面，各行业应积极核算碳排放量，为潜在的碳排放权交易做好充分准备，从而通过市场化机制进一步促进能源转型的深化。最后，废弃物在农业食物系统的能源转型中扮演着至关重要的角色。作为可再生能源生产的重要原料，废弃物不仅可以通过资源化利用转化为能源，还可以通过肥料化处理实现有机肥对化肥的替代。这一资源化过程构成了闭环农业食物系统的关键枢纽，有助于推动系统内部的物质循环与能量流动，实现农业食物系统的可持续发展。然而，农业食物系统的能源转型之路并非坦途，面临着诸多系统性挑战，这些挑战需要采取一系列有针对性的措施来助力转型的实现。

首先，农业食物系统的能源转型是一个多维度、跨领域的复杂过程，它不仅仅局限于农业本身，而是深刻关联着工业、能源、环保等多个部门。这些部门在政策制定和执行过程中，往往有着各自独特的政策目标和优先级，这就导致了在政策实施过程中可能会产生冲突。以能源效率的提升为例，在关键技术没有实现经济性的情况下，提高能源效率可能会与粮食安全保障产生潜在的冲突。这种冲突不仅使得资源在各部门之间的分配变得复杂

和困难，还可能导致资源的浪费和无效利用。为了克服这一问题，需要积极推动政策工具的整合，并创新政策融合机制。这意味着打破部门之间的壁垒，加强各部门之间的沟通与协作，共同制定和执行一套协同一致的政策体系。通过整合政策工具，可以确保各部门在追求各自政策目标的同时，也能够充分考虑到其他部门的需求和利益，从而实现资源的合理配置和高效利用。为此，可以建立一个跨部门协同治理的框架。

其次，关键技术的研发和推广是农业食物系统能源转型不可或缺的一环。这些关键技术不仅要求高效、环保，还需要根据不同地区的自然条件、资源禀赋、经济发展水平等实际情况进行因地制宜的研发，以确保技术的可行性和适用性。然而，技术推广也面临着诸多挑战，其中最为典型的的就是“规模不经济”的困境。由于小型农户和企业规模较小、资金有限、风险承受能力较弱，他们往往难以承担高昂的新技术，从而难以参与到能源转型的过程中来。为了解决这些问题，需要建立一个更加完善的技术研发和推广体系。具体而言，该体系可以分为“基础研究-区域适配-应用推广”三个层次。在基础研究层面，国家重点攻关共性技术难题，如生物质的高效转化、智能农机的研发等，为农业能源转型提供坚实的科技支撑。在区域适配层面，地方应根据当地的资源条件、生态环境、农业产业特点等因素，主导开发适应性强、成本低廉的技术方案，确保技术的有效落地和可持续发展。在应用推广层面，则需要根据不同类型的主体实施差异化的推广策略。对于规模化主体，如大型农场和企业等，可以采用市场化的推广模式。例如，通过设备融资租赁等方式，引导其积极引进和应用先进的能源转型技术。而对于小型农户和企业，则需要采用更为灵活的推广路径。政府可以通过设立专项基金、提供技术培训和技术指导等方式，给予必要的支持。同时，还可以依托合作社、农业服务公司等第三方机构，构建技术托管服务网络，降低农户使用技术的门槛。

再次，信息的缺乏也是农业食物系统在能源转型过程中面临的一个制约因素。这一缺乏不仅影响了农户、合作社、农产品加工企业等农业食物系统各类主体的参与积极性，还阻碍了整个系统向绿色低碳方向转型的进程。农业食物系统中各类主体对于绿电交易、碳排放交易等新机制的理解不足，在



能源管理方面也缺乏专业化的支持，难以有效评估和选择适合自身的能源转型方案。为了改善这一状况，构建一个专门服务于农业能源转型的信息平台显得尤为重要。该平台可以整合多个功能模块，旨在为各类主体提供全面、准确、及时的信息支持。平台可以设立政策解读模块，实时更新和发布国家及地方的能源政策信息，确保各类主体能够准确理解政策导向和具体要求。技术指南模块可以详细介绍各种能源转型技术的原理、优缺点以及适用范围，并提供丰富的应用案例。通过这一模块，各类主体可以深入了解各种技术的实际效果和潜在风险。此外，平台还可以主动收集不同主体成功的能源转型方案，基于大数据和人工智能技术，对不同行业主体的能源转型进行深入分析，为行业内部更多主体提供精准、个性化的能源转型建议。

另外，农业食物系统能源转型存在激励机制不足的问题。尽管我国在推动绿色低碳发展方面取得了显著进展，但作为重要碳市场工具的中国核证自愿减排量（CCER）在农业项目上的覆盖却相对有限，且其方法学体系尚处于初步阶段，尚未形成全面而系统的框架。这一现状直接导致了农业领域内各类主体参与能源转型的积极性不高，动力不足。为了有效激发农业领域内各类主体参与能源转型，需要加快构建一套专门针对农业的碳汇方法学体系。这一体系应全面覆盖种植、养殖、废弃物处理等农业生产的各个环节，确保各类减排行为都能得到科学、准确的量化与认证。通过明确的方法学指导，各类主体将更加清晰地认识到自身在减排方面的潜力与贡献，从而更加积极地参与到能源转型中来。同时，为了建立更加多元化的激励机制，可以借鉴“碳普惠”的理念，探索“农业碳普惠”制度。这一制度旨在将农户所采取的小型减排行为进行量化，并将其纳入区域碳市场交易体系。通过这一机制，农户不仅能够通过自身的减排行为获得经济上的回报，还能在更广泛的层面上提升全社会对农业减排的认知与认可。

最后，加强国际合作也是推动农业食物系统能源转型的重要途径。这需要构建双向技术合作网络，并主动对接国际规则体系。为此，可以设立农业能源转型国际联合研发计划，聚焦生物质能、智能农机等前沿领域进行深入研究。同时，搭建“南南合作”技术转移平台，向发展中国家输出光伏农业、沼气工程等成熟技术，促使相关技术在更广泛

的范围内得到应用，进而实现技术的持续迭代升级。在主动对接国际规则体系方面，需要密切关注全球能源政策与环境政策的最新动态，包括但不限于《巴黎协定》的实施进展、联合国可持续发展目标的实现路径、以及各国政府关于可再生能源、碳排放权交易市场的政策导向等。通过深入研究这些国际规则，可以更好地理解全球能源转型的大趋势，为我国的农业食物系统能源转型提供参考。同时，还需要积极参与国际能源与环境治理机制，如FAO、IEA等相关机构的合作与交流，共同推动全球农业能源转型的进程。通过参与国际规则的制定与修订，可以将我国的农业能源转型经验和成果纳入国际议程，提升我国在全球能源与环境治理中的地位和作用。

参考文献

- [1] 边少卿，杨姗姗，杨秀，等. 国际绿色贸易壁垒形势下完善我国碳核算体系的对策研究. 中国工程科学，2024，26（04）：96-107.
- [2] 曹晓风，孙波，陈化榜，等. 我国边际土地产能扩增和生态效益提升的途径与研究进展. 中国科学院院刊，2021，36（03）：336-348.
- [3] 金书秦，林煜，牛坤玉. 以低碳带动农业绿色转型：中国农业碳排放特征及其减排路径[J]. 改革，2021，（05）：29-37.
- [4] 美国环保协会（EDF），前沿产业发展现状、挑战及机遇系列报告之——长时储能篇，2024. <https://www.cet.net.cn/zh/news/895>
- [5] 漆新华，仇冰洁，付君妍.“双碳”目标下农业废弃物资源化实施新路径. 农业资源与环境学报，2024，41（05）：989-990.
- [6] 谢克昌. 新型能源体系发展思考与建议. 中国工程科学，2024，26（04）：1-8.
- [7] Bai, Z., Fan, X., Jin, X. *et al.*, 2022. Relocate 10 Billion Livestock to Reduce Harmful Nitrogen Pollution Exposure for 90% of China's Population. *Nature Food* 3, 152-160.
- [8] Brenna, M., Foiadelli, F., Leone, C., Longo, M., Zani-nelli, D., 2018. Feasibility Proposal for Heavy Duty Farm Tractor. Presented at the 2018 International Conference of Electrical and Electronic Technologies for Automotive, IEEE, 1-6.
- [9] FAO, 2021. The Share of Food Systems in Total Green-house Gas Emissions. Global, Regional and Country Trends, 1990-2019. FAOSTAT Analytical Brief Series No. 31. Rome.
- [10] Flint, J., Zhang, D., Xu, P., 2014. Preliminary Market Analysis for a New Hybrid Electric Farm Tractor. Presented



- at the 2014 International Conference on Global Economy, Commerce and Service Science (GECSS-14), Atlantis Press, 98–102.
- [11] Gao, H., Xue, J., 2020. Modeling and Economic Assessment of Electric Transformation of Agricultural Tractors Fueled with Diesel. *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 39, 100697.
- [12] Green, R., 2008. Electricity Wholesale Markets: Designs Now and in a Low-Carbon Future. *The Energy Journal* 29, 95–124.
- [13] Henderson-Sellers, A., McGuffie, K., 2012. *The Future of the World's Climate*. Elsevier Science.
- [14] IRENA, FAO, 2021. Renewable Energy for Agri-Food Systems: Towards the Sustainable Development Goals and the Paris agreement. Abu Dhabi and Rome.
- [15] Li, H., Song, F., Xia, F., 2024. Speeding up Renewable Energy Integration with Invisible Hands: Ancillary Service Market and the COVID-19 Natural Experiment. *The Energy Journal* 45(5), 1–31.
- [16] Morawicki, R.O., Hager, T., 2014. Energy and Greenhouse Gases Footprint of Food Processing, Editor (s) : Van Alfen, N. K. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*. Academic Press.
- [17] Neuhoﬀ, K., Richstein, J.C., Kröger, M., 2023. Reacting to Changing Paradigms: How and Why to Reform Electricity Markets. *Energy Policy* 180, 113691.
- [18] Newbery, D., Pollitt, M.G., Ritz, R.A., Strielkowski, W., 2018. Market Design for a High-Renewables European Electricity System. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 91, 695–707.
- [19] Praktijnjo, A., Erdmann. G., 2016. Renewable Electricity and Backup Capacities: An (Un-) Resolvable Problem? *The Energy Journal* 37, 89–106.
- [20] Ren, M., Huang, C., Wu, Y. *et al.*, 2023. Enhanced Food System Efficiency Is the Key to China' s 2060 Carbon Neutrality Target. *Nature Food* 4, 552–564.
- [21] Scolaro, E., Beligoj, M., Estevez, M.P., Alberti, L., Renzi, M., Mattetti, M., 2021. Electrification of Agricultural Machinery: A Review. *IEEE Access* 9, 164520–164541.
- [22] Ueka, Y., Yamashita, J., Sato, K., Doi, Y., 2013. Study on the Development of the Electric Tractor: Specifications and Traveling and Tilling Performance of a Prototype Electric Tractor. *Engineering in Agriculture, Environment and Food* 6(4), 160–164.
- [23] Wu, B., Wang, Y., Dai, Y. *et al.*, 2021. Current Status and Future Prospective of Bio-ethanol Industry in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 145, 111079.
- [24] Xia, F., Lu, X., Song, F., 2020. The Role of Feed-in-Tariff in the Curtailment of Wind Power in China. *Energy Economics* 86, 104661.

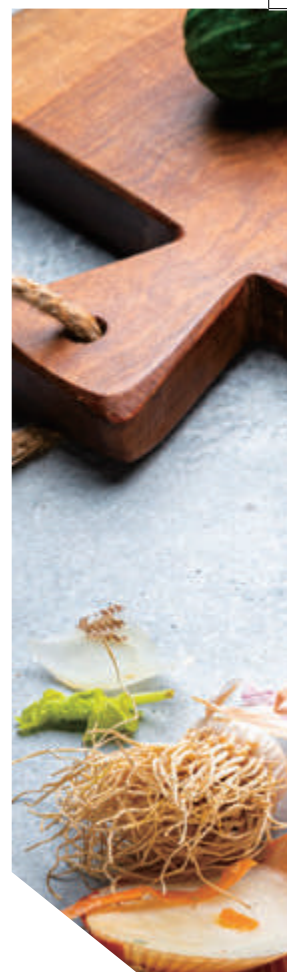


5.

中国食物损失和浪费减量的碳排放效应与路径

薛莉^{1,2} 成升魁³ 刘刚⁴
王晶晶^{1,2} 范豪^{1,2} 牛苒²

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院
2. 中国农业大学经济管理学院
3. 中国科学院地理科学与资源研究所
4. 北京大学城市与环境学院



主要发现

■ 第一，我国食物供应链不同环节的损失和浪费呈现明显差异性特征。主要发生在产后处理（41.6%）、生产（22.7%）和消费（19.6%）环节，三者合计占总损失浪费量比例超过八成。其中，果蔬类产品因易腐性特征，比其他食物的损失和浪费比例更高。

■ 第二，减少食物浪费可带来显著碳减排效应，消费端干预效果最为突出。由食物损失与浪费造成的碳无效排放约占我国碳排放总量的4%，仅通过将消费端浪费减少50%，即可实现超过一半的减排潜力，显著高于其他环节，凸显出公众消费行为转变与餐饮系统优化在推动绿色低碳转型中的关键作用。

■ 第三，我国已基本构建覆盖全链条的食物减损政策体系，但仍有待完善。目前以《反食品浪费法》和系列行动方案为核心，形成了法律约束、标准引导、技术支撑相结合的制度框架。当前政策体系虽已实现全环节覆盖，但在标准细化、配套措施、监管执行等方面仍需进一步完善，建立健全全链条减损长效机制，提升食物损失和浪费治理效率。

政策建议

■ 一是构建全链条协同的减损体系。需从系统角度优化食物供应链，通过加强冷链基础设施、推动数字化转型、完善减损标准和优化区域布局，增强中前端环节的减损能力，统筹兼顾碳排放与资源效率，推动“减损—减碳”协同增效。

■ 二是推动杜绝食物浪费的消费行为转型。聚焦餐饮服务、家庭消费等终端环节，通过政策引导、信息披露、教育宣传与技术支持，促使公众形成节约型消费习惯，推动节约理念内化为公众的日常行为规范。

■ 三是完善多元政策支撑与法治保障机制。在已有法律与政策基础上，构建跨部门协同治理机制，完善法治保障与财政激励机制，建立食物减损监测评估体系；将食物损失和浪费治理纳入国家气候目标与粮食安全战略，包括纳入全球气候变化国家自主承诺目标，探索将减损减排转化为碳信用并纳入碳市场；通过南南合作推广中国经验，助力全球食物系统可持续发展。



5.1 引言

在全球面临气候变化、资源约束与人口增长三重压力的背景下，推动食物系统的绿色低碳转型已成为国际社会高度关注的议题。当前，食物损失与浪费（Food Loss and Waste, FLW）问题日益凸显，成为制约全球食物系统可持续发展的关键瓶颈。据联合国粮农组织估计，全球收获后至零售前阶段的食物损失约占总产量的14%（FAO, 2019）；联合国环境规划署则指出，零售与消费阶段的浪费占可供食用食物总量的17%（UNEP, 2021）。因此，减少FLW已被纳入全球政策议程，联合国可持续发展目标（SDGs）第12.3条明确提出，到2030年应将零售与消费端食物浪费减半，并大幅减少供应链环节的食物损失。

食物损失和浪费问题不仅仅意味着食物本身的损失，更造成严重的资源浪费和环境负担。一方面，FLW导致大量潜在营养资源未能有效利用，在全球饥饿和营养不良问题日益严峻的背景下尤为突出。据FAO报告，截至2023年，全球约29%人口处于中度或重度粮食不安全状态，7.33亿人面临饥饿问题，较2019年增加1.52亿人（FAO, 2024）。另一方面，从农田到餐桌的每一个环节均伴随着土地、水、能源等资源的消耗与温室气体排放，浪费

掉的食物背后隐含着大量无效的碳排放。研究表明，2017年全球FLW造成的温室气体排放达93亿吨二氧化碳当量，约占当年全球食物系统碳排放的一半，其规模相当于美国和欧盟年总排放量之和；若全球能将FLW减少一半，食物系统的碳排放有望降低25%（Zhu et al., 2023），其减排潜力不容忽视。

因此，减少食物损失与浪费被广泛视为实现碳减排、提升资源利用效率、推动食物系统可持续转型的关键抓手（Ren et al., 2023; Geyik et al., 2022; Alexander et al., 2017）。为应对上述挑战，各国政府与国际组织已将减少FLW作为食物系统低碳转型的重要抓手。例如，欧盟在“欧洲绿色协议”中提出“从农场到餐桌战略”，强调减少食物损失和浪费是实现健康、公平和可持续食物系统的关键路径；美国农业部（USDA）、美国环境保护局（EPA）和美国食品药品监督管理局（FDA）联合发布了《减少食物浪费、废弃物和有机物回收利用国家战略草案》，强调食物浪费治理对经济、社会与环境多重目标的促进作用。这些行动彰显了FLW治理的全球重要性。

作为全球最大的发展中经济体之一，中国在保障粮食安全方面取得了显著成就。然而，FLW问题依然严峻。随着食物供应链的不断延伸和城乡居民饮食结构的多样化，产后处理、运输流通及城



市消费等环节的损失与浪费日益突出（Jiang et al., 2023; Lu et al., 2022; 成升魁等, 2012; 卢士军等, 2019）。中国农科院发布的《2023 年中国食物与营养发展报告》显示, 2022 年我国食物损失和浪费造成的经济损失达 1.88 万亿元, 占农业总产值的 22.3%。其中, 蔬菜、肉类等易腐食物的浪费尤为严重。研究表明, 大白菜、番茄等生鲜农产品在生产至流通环节的减损空间可达 60%, 而肉牛全产业链的损失率亦具备 10% 以上的下降潜力（Lu et al., 2022; 龙雪芬等, 2025）。

FLW 不仅加重资源环境负担, 也成为我国温室气体排放的隐性来源, 这一问题对实现“碳达峰、碳中和”战略目标构成严峻挑战。为此, 我国政府出台了一系列政策举措, 包括《中华人民共和国反食品浪费法》《粮食节约和反食品浪费行动方案》《“十四五”全国农业绿色发展规划》等, 均明确提出要“推进食物节约行动”、“减少食物损失和浪费”, 并将其作为实现绿色低碳转型的关键抓手。这些政策的持续推进为构建系统性 FLW 治理体系提供了坚实的制度基础。

在此背景下, 亟需从全产业链视角出发, 系统评估中国食物系统中 FLW 的碳减排潜力。通过识别关键减损环节, 量化不同减量路径下的碳减排效应, 并据此提出契合中国国情的治理策略和政策建议, 本研究不仅有助于为国家“双碳”战略目标提供科学支撑, 也将为推动食物系统绿色低碳转型、构建资源节约型和环境友好型社会发挥重要作用。

5.2 中国食物损失和浪费现状分析

5.2.1 食物损失和浪费规模特征

中国作为全球最大的农业生产国和食物消费市场, 以全球不足 7% 的耕地养活了约 19% 的人口, 创造了举世瞩目的“中国奇迹”。然而, 伴随经济发展、城乡饮食结构变化及供应链延伸, 近年来我

国 FLW 问题日益凸显, 已成为制约我国食物系统高效与可持续运行的重要因素。

本研究基于国内外有关中国 FLW 的现有研究成果（Xue et al., 2021）, 结合最新的食物产量、进出口贸易数据, 采用物质流分析（MFA）方法系统测算了 2023 年我国全产业链的食物损失和浪费规模。结果显示, 2023 年中国食物系统中 FLW 总量已超过 3 亿吨, 占可供消费者食用总量的比例约为 24.7%; 如果不考虑生产阶段的损失, 其他环节 FLW 占可食用食物总量比例约为 19%。这一数据表明, 中国在推动食物系统减损方面仍面临巨大挑战, FLW 问题依然严峻。

分环节来看, 我国食物损失和浪费主要发生在产后处理和储存阶段（图 5-1）, 所占比例为 41.6%。该比例远高于英国（比例为 4.8%）和日本（10.5%）等工业化国家在该环节的损失水平（Bräutigam et al., 2014; Liu et al., 2016）。这表明产后环节存在显著的减损潜力。通过推广先进脱粒技术、提升冷链与仓储基础设施, 可显著降低这一阶段的损失, 实现食物系统效率的提升（Al-Khateeb et al., 2021; Jiang et al., 2023）。在生产阶段, 食物损失占全环节食物损失浪费总量比例超过 22%, 这主要是由于机械损伤、病虫害和极端天气等因素造成的。应对这些问题, 需要强化农业现代化水平, 包括提高播种与收割机械精度、增强农业灾害风险管理能力等, 以降低初级生产过程中的损失风险（Lesk et al., 2016; Li et al., 2017）。此外, 消费阶段的浪费问题同样不容忽视, 其所占比例接近 20%。其中, 在外就餐环节的浪费比例高达 16%, 显著高于家庭就餐的 4%。这一现象与消费者频繁外出就餐、社交性用餐习惯以及传统饮食文化中的“面子观念”等密切相关。因此, 提升消费者节约意识、推动餐饮服务行业绿色管理, 将成为减少消费端浪费的关键路径。

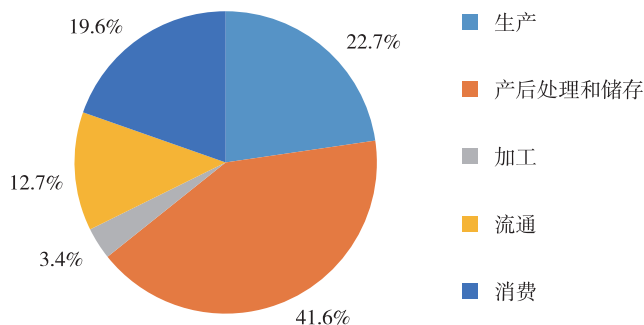


图 5-1 中国食物损失和浪费各环节浪费比例



从食物种类来看，蔬菜和水果的损失与浪费量居各类食物之首，其占损失和浪费总量的比例超过70%；其次是谷物和肉类，所占比例分别为10.3%和5.9%（图5-2）。这表明，在当前我国FLW结构中，果蔬类食物的损失和浪费是最突出的核心问题。从产业链环节进一步分析，蔬菜和水果在各阶段的损失和浪费均处于主导地位。在生产、加工、运输、零售及消费等所有环节中，果蔬类的损失/浪费量占各阶段总损失/浪费量的比例均超过30%。其中，在生产和销售阶段，这一比例尤为突出，均超过80%，反映出果蔬类食物在前端与终端环节的减损压力最为集中。这一现象可能与水果和蔬菜的生物学特性密切相关。作为高水分、易

腐烂的品类，果蔬在收获后若未能及时进行冷链运输、分级处理和适当储存，极易发生腐损变质。此外，消费行为也显著影响果蔬浪费水平。消费者普遍偏好外观完好、色泽鲜亮的产品，而将存在轻微损伤或形态不规则的果蔬视为“次品”而弃之，这种“以貌取食”的偏好在零售及消费环节进一步加剧了果蔬类的浪费。

总体而言，蔬菜水果的高损失率反映了食物系统中品类差异对FLW形成机制的重要影响。针对其不同环节中的高浪费特征，亟需从产后预冷、包装物流优化、销售端选品标准转变，以及消费者教育等方面，制定有针对性的减损措施，从而有效遏制果蔬类食物在全链条中的浪费问题。

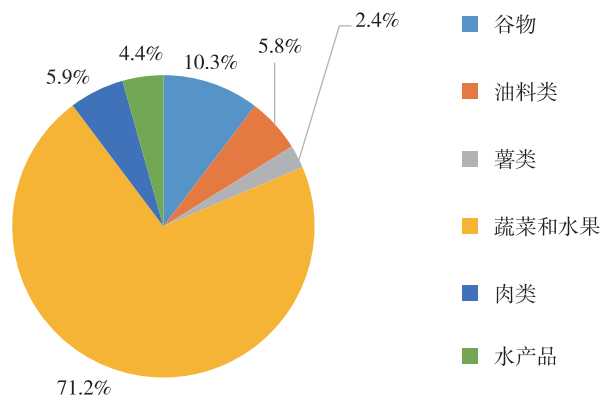


图 5-2 中国各类食物损失和浪费比例

5.2.2 食物损失和浪费区域分布特征

从城乡差异的角度来看，消费端的食物浪费呈现出显著的空间特征与行为差异。相关研究指出，2023 年城市家庭人均每日食物浪费量为 15.47 克，其中蔬菜类占比最高，达 47.45%，其次为主食类（20.51%）和肉类（13.41%）。在不同用餐情境下，浪费水平和构成亦存在明显差异：三餐内人均每日食物浪费量为 10.70 克，是三餐外的 2.24 倍。三餐内浪费中，蔬菜类占比高达 55.39%，其次为主食类（20.80%）和肉类（18.72%）；而三餐外的浪费则以蔬菜类（29.65%）、奶类（25.68%）和水果类（21.67%）为主（张盼盼等，2024）。

相比之下，农村家庭的食物浪费水平相对较低，但也不容忽视。研究表明，农村地区平均每户家庭每餐的人均可食用性食物浪费为 8.74 克，其中蔬菜浪费占近一半。按此推算，农村居民每人每年约浪费食物 21 千克（Li et al., 2021）。这部分浪费虽在绝对值上低于城市水平，但由于农村人口基数

庞大，其累计效应仍然显著，特别是在农产品自产自销与冷链设施不足等背景下，蔬菜类食物损失尤为突出。

从地区分布的角度分析，中国各省食物浪费在总量和人均水平上存在显著差异。总体来看，广东、江苏、四川、山东和河南是食物浪费总量最高的省份，其中广东省 2018 年消费端食物浪费量达到 530 万吨，山东和河南分别超过 240 万吨，四川则在 2020 年达到 418 万吨。西藏、青海、宁夏等地浪费总量最低，与其他高浪费省份差距达数十倍。人均食物浪费方面，东部沿海及经济发达地区明显高于中西部地区，上海（58.75 千克/人）、重庆（52.73 千克/人）和天津（72.05 千克/人）位居全国前列，天津尤为突出，游客浪费占比超过一半；而贵州（28.56 千克/人）、青海（28.54 千克/人）和广西（26.10 千克/人）人均浪费水平较低。省际差异还体现在浪费食物类型上，蔬菜是各地浪费最多的品类，其次是谷物（如大米、小



麦)和水产品。沿海省份如福建、上海、浙江、江苏水产品浪费比例显著高于内陆地区;西藏地区则表现为动物类浪费比例高、蔬菜水果类浪费比例低。四川、山东、江苏、河北等地由于人口规模和较高的人均浪费水平,整体食物浪费问题尤为严重(Ogunmoroti et al., 2022; Niu et al., 2022; 王灵恩等, 2021)。总体上,食物浪费呈现出人口规模、城市化水平、消费能力与浪费水平正相关的特征,尤其在城市化率高、旅游业发达的省份,人均及总量浪费均较高。

中国消费端食物浪费的规模与结构不仅受到城乡居民消费行为的影响,还与区域经济发展水平、人口密度、饮食习惯及基础设施条件密切相关。蔬菜、水果、肉类等易腐食物在生产、收获后处理、储存及消费环节的损失尤为严重,特别是在外餐饮消费场景中浪费现象更加突出。从地区分布看,东南沿海地区食物浪费总量明显高于中西部欠发达地区,呈现出显著的区域差异性。作为全球最大的粮食生产与消费国,中国的食物损失与浪费问题对全球粮食安全与资源环境保护具有重要影响,减损潜力巨大。因此,应从城乡差异与区域结构的视角出发,制定分区分类、环节细分、品类精准的干预政策,因地制宜推进多层次、差异化的减损策略,提升食物系统资源利用效率和碳减排水平,为全球减少食物浪费、保障粮食安全作出积极贡献。

5.3 食物损失和浪费的环境影响分析

基于对2023年中国食物全产业链损失和浪费规模的测算结果,并结合不同食物种类在各环节的碳排放因子数据,本研究系统评估了食物损失和浪费带来的环境影响,特别是碳排放效应。研究结果显示,2023年因食物损失和浪费所造成的无效碳排放总量占中国年度碳排放总量的比例约为3.7%。

从供应链环节来看,不同环节的食物损失和浪费产生的碳排放影响存在明显差异(图5-3)。具体而言,消费阶段是碳无效排放的主要来源,占总排放量的比例超过50%。消费阶段的碳排放不仅包含直接能源消耗带来的排放,还累积了食物在其生产、加工、运输等全过程中的间接碳足迹,进一步加重了其环境负担。其中,在外就餐引发的食物浪费所造成的碳排放明显高于家庭消费。这一现象可能与消费者在餐饮场所存在的过度点餐等浪费行为密切相关。在其他环节中,生产阶段的碳排放约占总量的6.5%,主要源于农业生产中的能源使用、化肥施用与机械操作等活动;产后处理和加工阶段的碳排放占比为22.5%,反映了这一中游环节在碳排放结构中的重要地位;而流通环节的碳排放占比为12.8%,主要与食物在运输、储藏过程中的能源消耗有关。这些发现强调了减少食物损失和浪费在应对气候变化中的重要性。

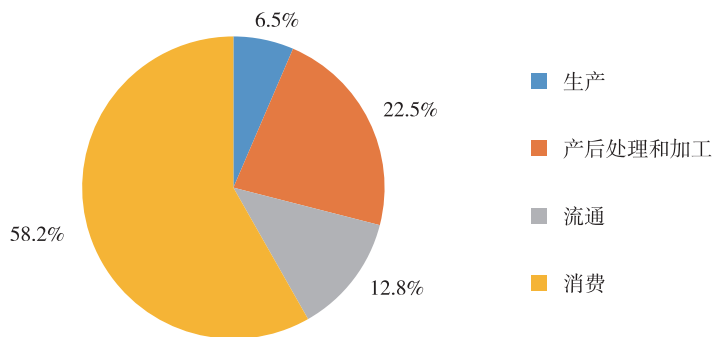


图 5-3 中国食物损失和浪费分环节的碳足迹比例

从食物品种来看,肉类的损失和浪费是造成碳无效排放最主要的来源,其碳足迹占总排放量的比例将近50%。这一高占比可主要归因于肉类生产过程中高度集约的资源消耗和温室气体排放,包括饲料种植、牲畜饲养、屠宰加工等多个高能耗环节。因此,肉类本身的高碳特性使其在食物浪费所带来的环境影响中尤为突出。蔬菜和水果是第二大

碳无效排放来源,其碳足迹占总排放量的比例将近19%。蔬果类食物的浪费主要集中在消费阶段,该阶段的碳排放占蔬菜和水果损失和浪费相关总碳排放的47%左右。虽然蔬果类食物的单位碳排放量较低,但由于其损失浪费总量高,产生的无效碳排放仍值得重点关注。排在第三位的是水产品,其因损失和浪费引起的碳排放占比约为15%,与蔬果类



相当。水产品碳足迹较高主要源于其在养殖、加工和冷链运输过程中的大量能源投入，尤其是冷藏和运输环节的高能耗特性，使其在碳排放中占据重要比例。谷物类的损失与浪费造成的碳排放占总量的11.5%，其排放主要集中在在外消费环节。除了消费端的直接浪费，谷物的碳足迹还累积于其生产、加工与运输过程中所消耗的能源，体现出从田间到餐桌的全过程碳负荷。相较之下，油料类和薯类的碳排放贡献相对较小，分别占3.4%和1.7%，这与

其相对较低的生产碳强度有关。

总体来看，不同食物品种因其生产方式、储存条件和消费特征的差异，在碳无效排放中呈现出明显的结构性分布。肉类、蔬菜和水果是当前碳排放压力最大的三类食物。针对这些品类在全环节，尤其是在消费阶段，实施有效的减损策略，将对降低整体食物系统的碳排放、推动气候变化应对具有重要意义（见图5-4）。

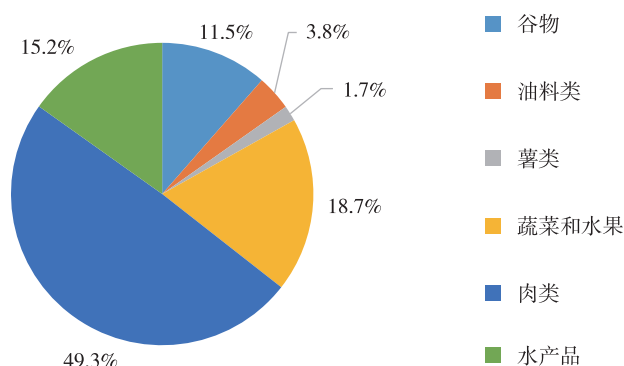


图 5-4 中国食物损失和浪费分种类的碳足迹比例

5.4 食物损失和浪费减量的碳排放效应分析

5.4.1 食物损失和浪费的减量潜力研究

减少食物损失和浪费具有显著的减排潜力和资源节约效益，是实现绿色低碳发展目标的重要途径之一。通过多维度协同干预，可在保障粮食安全的同时，提升资源利用效率，推动生态环境保护，并加快落实联合国可持续发展目标（SDGs），特别是第12.3项目标。当前已有大量实践与研究表明，技术创新、包装优化、供应链管理、消费者教育以及社会参与机制等干预方式在不同环节均能发挥有效作用，形成“源头预防—过程控制—末端转化”的系统治理框架。

在技术层面，创新型保鲜与储存技术已被证实对减损成效显著。例如，天然可食用材料如壳聚糖涂层可延长果蔬保鲜期、减少腐烂病害30%–50%，并增强抗氧化性能（Romanazzi and Moumni, 2022）；冷链包装和多层材料包装的应用可延长保质期，减少10%左右的浪费（Brennan et al., 2021）。数字农业与智能物流技术，如RFID标签、温控传感器与食品追踪系统，在优化冷链运输与库存管理方面成效显著，可降低15%–30%的损失（Benyam et al., 2021）。供应链中预测模型、动态

监测与精细化分拣技术的推广应用，也有望减少高达30%的中游损失（Ciccullo et al., 2021）。此外，在收获与流通环节，采用低温收获、真空预冷、气调包装等技术，在发达国家已使后收获损失下降30%–50%（Elik et al., 2019），显示出技术集成的减损潜力。

在消费行为干预方面，提升公众节约意识与改变消费习惯对减少浪费至关重要。研究发现，约60%的家庭在参与节约食物行动后报告浪费减少，在高收入国家可实现25%–30%的减量（Zamri et al., 2020）。行为设计类干预，如改变餐盘大小、调整取餐顺序、精准配餐，已被证实可减少高达57%的餐饮浪费（Reynolds et al., 2019）；通过信息提醒、营养教育与学校干预项目，还可进一步降低蔬菜类食物浪费比例达28%。此外，游戏化干预与社区参与活动可增强自我认知与社会责任感，减少浪费7%，提升节约意识19%（Soma et al., 2020），为干预措施的社会化和趣味化提供了可行路径。

在社会创新层面，以平台为载体的食物再分配机制逐渐成为减少浪费的新趋势。例如，食物分享APP和社区食物银行通过整合闲置资源、打通再利用路径，实现了剩余食物从生产端到消费端的高效



再流通（Harvey et al., 2020）。这类平台不仅有效缓解了结构性浪费问题，也促进了社会公平与公益生态的建立。

在中国背景下，减损潜力同样巨大。据估算，我国每年可减少粮食损失达 175 亿斤，相当于约 1 亿人一年的口粮（王晓飞等，2021）；大白菜和番茄在产后至销售阶段的可减损比例分别达 60% 和 58.5%（Lu et al., 2022）；肉牛全产业链的损失率可从 23.83% 降至 13.55%（龙雪芬等，2025）；稻麦玉米三大主粮未来十年减损潜力可达 2000 万至 9500 万吨（曹芳芳等，2024）。但要实现这些潜力，必须建立系统性协同推进机制，涵盖科技研发、政策支持、标准规范、公众参与与社会创新等多个层面。

综上所述，减少食物损失和浪费需从源头控制、过程优化到消费引导多点发力，强化技术—行为—制度的耦合联动。例如，研究表明，通过加强消费者教育、推广先进包装技术、统一日期标签、建立食品服务监测系统等组合措施，美国每年即可减少 10%–15% 的浪费（Read and Muth, 2021）。对中国而言，构建以减损为核心目标的综合性政策体系，将为应对气候变化、保障粮食安全和推动食物系统绿色转型提供有力支撑。

5.4.2 食物损失和浪费减量的碳减排效应

（1）情景设定

为定量评估不同策略在缓解碳排放方面的潜力，本研究在已有研究成果的基础上，围绕食物系

统各环节的损失与浪费，设定多种减量化情景，基于物质流分析模型进行模拟测算。所有情景均基于一个共同假设，即最终食物消费量保持不变。每一情景设定均划分为低、中、高三减排水平，以刻画不同强度的干预措施对碳减排效果的影响（如表 5-1 所示）：

1）生产、产后处理和加工损失情景设定：根据已有研究，产后处理与加工环节是我国食物损失的高发阶段，主要原因包括储运设施不足、加工效率低及操作不规范等问题。因此，设定该环节的损失率在三种减损情景下分别下降 10%、25% 和 50%，以评估技术改善与管理优化带来的碳减排潜力。

2）运输和销售阶段损失情景设定：研究表明，由于保质期短、不易储存以及冷链覆盖不足等原因，运输和销售阶段的食物损失问题在整个供应链中同样不容忽视，尤其是蔬菜和水果等易腐食物。因此，本研究假设这两个阶段的损失率可以分别减少 10%、25% 和 50%，以量化其对降低无效碳排放的贡献。

3）消费阶段浪费情景设定：联合国《可持续发展目标》（SDG 12.3）提出，到 2030 年应将零售与消费阶段的人均食物浪费减半。考虑到消费阶段的浪费直接关联于农产品的冗余投入，其削减有助于从源头上减少碳足迹。因此，消费环节同样设定 10%、25% 和 50% 的减量化水平，其中 50% 为国际倡导目标的最高值，用于评估强干预情景下的最大减排潜力。

表 5-1 情景设定

情景设定		减少百分比（%）		
		低	中	高
S1	生产阶段食物损失	10	25	50
S2	产后处理和储存阶段食物损失	10	25	50
S3	加工阶段食物损失	10	25	50
S4	流通阶段食物损失	10	25	50
S5	消费阶段食物浪费	10	25	50

（2）碳减排效应结果

总体来看，随着食物损失和浪费的逐步减少，由其引发的碳排放呈现出显著的下降趋势。具体而言，当消费阶段的食物浪费减少 50% 时，碳减排

潜力最为显著，相较基准情景可实现约 31% 的碳排放减少。这一结果凸显了消费端在推动食物系统碳减排中的核心作用。其次，产后处理阶段的减损措施也具有重要减排效益。当该阶段的食物损失减



少 50% 时，可实现约 8% 的碳减排。尽管其减排效果不及消费阶段，但仍具有较高的政策干预价值。此外，当产后处理与储存、流通环节的食物损失均减少 50% 时，其总体减排效果相当于消费阶段减少 25% 浪费的情景，约可降低 15% 的碳排放。这表明，除消费端外，供应链中其他关键节点的减损干预亦可产生显著的协同减排效应（图 5-5）。

进一步分析表明，当整个食物供应链各阶段的损失和浪费量均减少 50% 时，消费阶段的减量贡献最大，其对碳减排的贡献占比超过 50%（图 5-6）。在城市化进程加快和居民饮食结构日益多样

化的背景下，消费端浪费问题愈发凸显，尤其在外就餐、食物偏好等因素驱动下，浪费行为呈现常态化趋势。因此，聚焦消费阶段的综合干预将是未来减碳工作的重中之重。

综上所述，消费端虽为碳减排潜力最大的环节，但供应链上游各阶段的协同减损同样不可忽视。通过提升公众节约意识、完善供应链管理体系及优化相关政策机制，可系统性推动食物浪费的全面降低，为实现碳达峰目标与可持续发展战略提供强有力支撑。

情景		%	低	%	中	%	高
S1	生产		-0.7		-1.7		-3.3
S2	产后处理		-1.8		-4.3		-8.4
S3	加工	-10	-0.7	-25	-1.8	-50	-3.6
S4	流通		-1.4		-3.5		-7.0
S5	消费		-6.3		-15.7		-31.5

图 5-5 不同食物损失和浪费减量水平下碳排放相对基期变化百分比

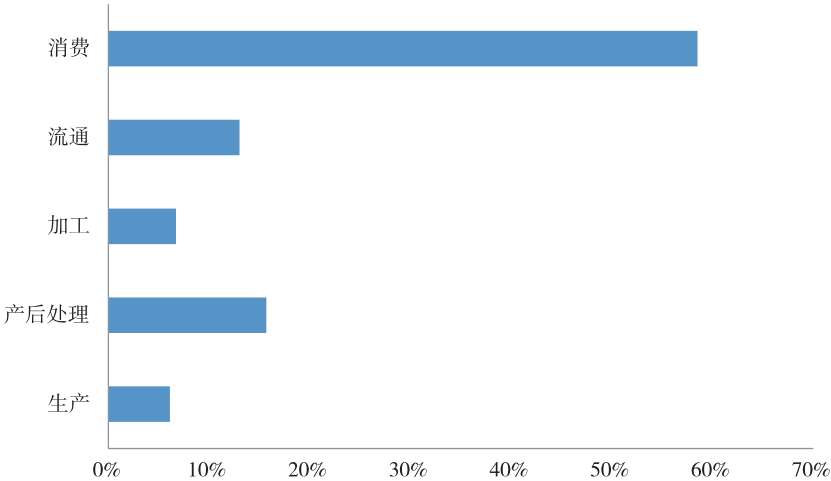


图 5-6 食物损失和浪费减半情景下不同环节对碳减排的贡献

5.5 食物损失和浪费减量策略

5.5.1 国际食物减损与浪费减量策略梳理

在全球粮食安全压力加剧与资源环境约束趋紧的背景下，国际社会围绕法律制度、技术应用、治理协同与公众引导等方面积极探索，形成了多样化的食物损失和浪费治理路径。发达国家依托制度完

善与技术优势，构建了全链条、多主体参与的治理模式；新兴经济体则侧重制度培育与利益协调，推动政策逐步落地。本研究选取欧美、亚洲等典型国家与地区，从法律制度、技术创新、公众参与等方面，系统梳理其食物减损与浪费减量政策的关键经验。



（1）法律保障与制度设计：制度化治理的基础支撑

法律制度是推动食物浪费治理系统化、规范化的基础。各国通过立法保障、政策激励、行业规范和数据监管等多维措施，为减损行动提供明确框架和路径。

1）健全法律体系与治理框架

美国作为较早开展食物浪费治理的国家，自1996年起陆续出台《比尔·爱默生好撒玛利亚人食物捐赠法》《联邦食品捐赠法》（2008）《食品回收法》（2017）《食品日期标签法》等重要法律，明确食品捐赠责任边界、回收与标签管理的相关标准和操作指南（申宇哲等，2023）。欧盟以《废物框架指令》（2008）为核心，持续推动食物浪费立法体系从末端处置向全链条预防转型。2018年修订将“预防食物浪费”纳入法律义务，2024年更进一步将其环境与气候影响纳入立法考量。配套出台如《食品捐赠指南》（2017）《饲料再利用指南》（2018）等，推动成员国在食物捐赠、再分配、标签统一等方面协调立法，为食物减损构建全方位规范框架（陈川，2022）。日本构建覆盖全链条的法规体系，包括《食品资源循环促进法》（2001）《食育基本法》（2005）《食品回收法》（2016）《食物浪费削减推进法》（2019）等专项法律，强化“从产地到餐桌”的全过程监管。韩国则通过《废弃物管理法》（1986–1992）《食品再利用法》（2000）《有机废弃物生物气化法案》（2022）等，配套推行“垃圾计量计费”等政策手段，提升公众参与度与企业减废意愿（Lee et al., 2024）。

2）分类治理与政策执行

为了提升政策的针对性与可操作性，多国实行分类治理与差异化目标管理。美国环境保护署（EPA）提出“食物回收等级”指导框架，按价值优先序明确从源头减少、捐赠给饥饿人群、饲喂动物、工业用途、堆肥处理、最终填埋或焚烧的处理路径（黄锡生和饶能，2021）。欧盟成员国也依据统一法规设定本国减损目标，如法国自2016年起禁止大型超市销毁未售食品，强制其与食物银行签订捐赠协议；意大利通过立法简化捐赠流程，明确各环节责任，并通过税收激励机制鼓励企业与农场

参与。日本在《促进建立第四个循环型社会的基本计划》（2018）中明确提出，到2030年将家庭与商业环节的浪费量较2000年削减50%（牛坤玉等，2022）。为实现该目标，政府对加工、零售、餐饮等重点行业设定再利用率指标，并要求大企业定期公开废弃物产生与回收利用情况，推动企业治理责任制度化。制度机制是连接政策目标与实践执行的关键支撑，各国常用政策工具主要包括：财政激励机制，如加拿大设立“食品基础设施基金”，旨在应对食物浪费、改善弱势群体的食品获取能力^①；合规责任制度，如日本^②与韩国^③的捐赠登记与审查机制，以促进食品捐赠文化的发展，减少食物浪费；处理环节制度化，如新加坡通过垃圾分类与申报制度推动末端处置规范化^④。

3）数据支撑与监督机制

系统治理离不开精准的数据支撑与监督机制，多个国家已构建制度化的测量—反馈—评估闭环。欧盟于2019年通过第2019/1597号授权决定，建立统一的食物浪费测量和报告机制，要求成员国每四年对生产、加工、零售、餐饮、家庭五大环节进行系统监测，采用直接（如垃圾成分分析、质量平衡法）与间接（如问卷、访谈、日记法）手段结合，确保数据全面性与可比性。美国通过非营利组织 ReFED 与农业部、环保署合作建立食物损失数据库，推动全国性数据收集与政策评估。日本实行企业定期申报制度，结合消费者事务署的问卷调查，获取家庭和企业层面的浪费结构与变化趋势。韩国政府则依托标准垃圾袋、贴纸或 RFID（Radio Frequency Identification）电子秤与 APP 平台，实现居民浪费行为可视化、积分化与动态监管，构建起精准、闭环的数字治理系统。

（2）技术变革与工具应用：数据驱动与效率提升

随着数字化与智能技术的迅速发展，多个国家正积极探索以技术创新为手段，通过数据支撑、智能管理与行为引导提升食物系统的运行效率与资源利用率，构建多维度、可追踪、可调控的减损机制。

1）供应链智能化管理与损失控制

食物损失要集中在生产、储存、运输与销售等中前端环节，技术优化成为提升效率和减少损失

① <https://www.mplongfield.ca/news/federal-government-renews-local-food-infrastructure-fund?>

② <https://www.jnpoc.ne.jp/en/insights/food-assistance-in-japan-current-state-of-japanese-food-banks/?>

③ <https://www.foodbank1377.org/koreafoodbank/service.do?>

④ <https://www.nea.gov.sg/our-services/waste-management/mandatory-waste-reporting?>



的关键路径。美国沃尔玛、联合利华等零售巨头应用大数据分析消费者行为，实时调整库存与物流安排，有效减少滞销报废和库存积压。日本企业则结合 ICT 和 AI 算法精准预测订单需求，通过动态优化冷链配送路径，显著降低分销环节损失。在巴西，国家农业研究公司（EMBRAPA）研发的气调包装（MAP）与可食性抗菌涂层技术有效延长果蔬货架期，初创企业“绿色盒子”（Caixa Verde）采用“农场直连”模式绕过批发渠道，将农户百余农产品直接送达消费者，降低流通损耗 15%（Matzembacher, 2021）。德国等国也大力推广智能温控、数字化物流系统，从源头提高保鲜质量与运输效率（沈立萍等，2020）。

2) 食品可追溯与再分配平台建设

数字化平台的建设为食物再分配效率提供了有力支撑。英国最大的食品再分配慈善组织“公平分配”（FareShare）平台构建了覆盖全国的食品再分配网络，从食品行业获取高品质剩余食品，支持超万家慈善与社区机构（翟欢，2022）。韩国利用 RFID 垃圾桶自动称重技术，配合积分制度与 APP 反馈系统，引导居民主动减少厨余废弃，2021 年全国食物废弃物单独收集率已达 88.8%（Lee et al., 2024）。巴西“隐形食品”平台通过区块链技术连接餐饮企业、超市与食品银行，实时匹配供需，结合地理位置和 AI 算法，推送临期食品折扣信息，推动零售末端“即时消费”，显著降低试点区域的终端浪费^①。

3) 消费引导工具与信息优化机制

食品标签不规范是家庭食物浪费的重要诱因。美国 FDA 发布《食品日期标签法案》，明确区分“Use By”（安全食用期限）与“Best if Used By”（最佳食用品质期限），帮助消费者正确判断食物是否可食。英国、日本、韩国也进行了标签系统优化，推动在最佳赏味期内的食品再分配利用，提升食物资源利用率。此外，日本广泛开展“食物银行”活动，将生产、流通和零售阶段产生的未售食品捐赠给有需求的机构。韩国企业则开发“零剩菜”AI 扫描系统，记录食堂浪费并折算碳排放量，通过可视化反馈激励员工科学取餐、减少浪费（李腾飞等，2023）。

4) 公众教育平台与反馈系统

公众意识提升是消费端治理的关键。多国政府

与非政府组织通过数字平台提升居民食物管理能力。例如，美国农业部和环保署联合发起“减少食物垃圾挑战”（The U.S. Food Waste Challenge）与“食物回收挑战”（Food Recovery Challenge），动员社会各界参与，增强节粮减损意识并提供政策支持。日本注重“食育”理念推广，通过政府、媒体、消费者组织等多方宣传，营造节粮氛围。日本消费者事务署每年开展专项调查，评估公众意识与地方政策效果，及时总结工作状况并反馈经验。巴西政府联合非政府组织发起“无浪费”挑战赛，鼓励家庭分享节粮经验、设计环保菜单等实践活动，覆盖逾 500 万城市居民，显著提升了节粮知识的传播广度与社会影响力。

（3）部门协作与公众参与：共治体系的多元联动

食物浪费治理具有高度的系统性和跨领域特征，通过政府、企业、社会组织与公众的多元联动，有助于推动从“点状干预”向“系统治理”的根本转型。

1) 跨部门联动机制与多层级协作

食物浪费有效治理需建立稳固的跨部门协调机制和多层级政策协同体系。美国自 2018 年起，环保署、农业部与食品药品监督管理局联合启动“减少食物浪费的胜利倡议”（Winning on Reducing Food Waste Initiative），通过标准统一、科技协作、公众教育和数据共享，推动上下级政府与不同职能机构在治理路径上的深度融合。欧盟设立“食物损失与浪费平台”（EU Platform on Food Losses and Food Waste），汇聚农业、财政、环境等多个部门，联合食品行业、科研机构和民间组织，定期研讨政策与评估成效，形成制度化、多元参与的统筹架构。日本则由内阁主导建立跨部门联络机制，20 多个中央省厅参与，构建起纵横协同、职能明确的政策闭环。

2) 企业责任履行与行业协作平台

企业作为食物系统的重要主体，在减损战略中发挥关键作用。英国在 WRAP（Waste and Resources Action Programme）组织主导下推行“考陶尔德承诺”（Courtauld Commitment），已发展至第五阶段（Courtauld Commitment 2030），覆盖超过 90% 的食品企业。该机制以自愿协议为依托，明确企业减损目标，并通过数据披露、第三方评估、绩效追踪，强化责任落实与行业规范。美国则设立

^① Comida Invisível – Digital platform that connects food donors and beneficiaries. Available at <https://www.comidainvisivel.com.br/>



“2030 年食物损失与浪费冠军倡导者”计划，表彰承诺在 2030 年前将食物损失和浪费减半的企业，形成行业正向激励。巴西通过政府、行业协会与研究机构协同设立“减少食物浪费委员会”，推动“丑食促销周”“非标准食品采购协议”等实践，结合企业社会责任与市场机制创新，实现减损与商业价值的融合。

3) 非政府组织与慈善体系动员

非政府组织，尤其是食物银行体系，在全球食物浪费治理中正发挥着日益关键的作用。作为连接食物富余与社会需求的枢纽，食物银行通过资源回收、跨界协作和公益动员，不仅提升了食物系统的环境可持续性，也增强了社会支持体系的韧性和公平性。以 The Global Foodbanking Network 为例，2023 年向全球 4000 万人分发 65.4 万吨食品，减排 180 万吨 CO₂^①。美国 City Harvest^②、英国 Felix Project^③、德国 Foodsharing.de^④、日本 Second Harvest^⑤ 等机构，通过构建高效的回收与分发机制，将来自超市、农场和制造企业的剩余食物资源转化为应急救助供给，有效降低了填埋成本和供应链损失，同时服务大量弱势群体。多个国家的先进做法进一步凸显了食物银行在系统治理中的作用。例如，美国最大的饥饿救济组织“喂养美国”（Feeding America）通过构建农业、制造和分销环节的合作网络，实现剩余食物的大规模调配；巴西超 230 家食物银行在主要公共市场设立回收站点，并联动社区厨房与社会组织，2018 年月均服务人次达 22 万（Matzembacher et al., 2021）。这些实践表明，食物银行不仅是减损的重要工具，更是提升食物系统效率和韧性治理能力的关键平台。

4) 公众教育与消费文化再塑

消费端作为食物系统的末端，是浪费高发环节，公众行为转变对整体成效至关重要。日本通过《食育基本法》将节粮纳入国民教育体系，设立“食育月”（每年 6 月）和“食育日”（每月 19 日），结合健康饮食宣传实现知识普及与文化塑造。英国 WRAP 自 2007 年起推出“爱食物，恨浪费”（Love Food, Hate Waste）平台，构建数字化信息传递机制，通过广播媒体、社交平台、线上资源库和线下工作坊，为家庭消费者提供定制化的节粮菜单、剩菜处理建议及储存优化指南，并与地方政府、妇女协会、学校社区协作开展公众教育，形成了行为干预与文化重塑的长期机制。

综上所述，全球食物浪费治理呈现出高度政策异质性与路径多样性，不同国家依据其制度基础、资源禀赋与文化认同建构了符合本国实际的治理架构（表 5-2）。美国、欧盟与英国等发达国家建立在健全法治体系与社会制度成熟度之上的治理模式，以系统性政策工具、行业合作平台和公众动员机制，推动了治理体系的闭环构建；日本与韩国则通过文化认同与教育制度的内嵌化，强化节粮理念的代际传递与社会共识塑造，呈现出高度整合的政策文化体系；而巴西等新兴经济体则着力发挥多方协同机制，整合政策试点、数字化创新与公共科研平台，走出了一条以“多利益相关方协同”为特征的渐进式治理路径。食物浪费不仅是资源问题、环境问题，更是治理能力与社会参与能力的综合体现。唯有通过构建具备制度张力、技术支撑与文化根基的系统性治理架构，方能实现从“减量”向“增效”、从“点状干预”向“系统重塑”的根本转变，为实现联合国可持续发展目标与全球食物系统转型提供坚实支撑。

表 5-2 各国食物浪费治理模式分类与核心特征对比

国家 / 地区	模式类型	发展特点
美国、欧盟、英国	制度驱动 - 技术共治型	法规健全、数据支撑、企业参与广泛
日本、韩国	文化引导 - 法规融合型	食育先导、全链覆盖、制度执行闭环强
巴西	协同探索 - 平台驱动型	多方联动、制度渐进、重视技术赋能

① The Global Foodbanking Network. <https://www.foodbanking.org/>

② City Harvest. <https://www.cityharvest.org/>

③ The Felix Project. <https://thefelixproject.org>

④ Foodsharing.de <https://foodsharing.de/>

⑤ Second Harvest. <https://2hj.org>



5.5.2 中国反食品浪费政策与措施梳理

新中国成立以来，我国反食品浪费政策体系经历了由点到面、由浅入深的演进过程，整体可划分为“初始—探索—发展—规范”四个阶段。从最初以提升粮食节约意识为核心的“增产节约”运动起步，逐步迈向以宣传引导为主的探索实践阶段，继而转向以全链条减损为目标的系统治理，最终形成以法律制度为支撑、多元主体协同参与的长效机制。这一演进过程不仅体现了国家在不同时期对粮食安全和资源节约的高度重视，也清晰展现了相关政策由理念倡导向制度化、体系化、法治化演进的内在逻辑，为推动食物系统的高效运行与可持续发展奠定了坚实基础。

（1）初始阶段：激发粮食节约意识，开展增产节约运动（1949—1977）

早在新中国成立初期，我国就开始逐步关注粮食浪费问题，粮食节约思想开始萌芽，为未来全方位减少食物浪费相关政策作铺垫。

面对严峻的粮食短缺形势，国家重点推进粮食储藏保管技术的探索与宣传动员。例如，1950年出台《关于统一国家公粮收支、保管、调度的决定》，为国家粮食仓储标准和技术防线的建立奠定了基础。1953年，中共中央在《关于增加生产、增加收入、厉行节约、紧缩开支、平衡国家预算》中提出“厉行节约”的核心思想，并提出在全国范围内开展增产节约运动；同年10月，中共中央发布《关于实行粮食的计划收购与计划供应的决议》，一是要求在粮食加工作业中通过提高纯度与降低精度来节约粮食，二是要求完善粮食计划收购与供应，减少浪费节约粮食。1959至1961年，连续三年的自然灾害导致人民口粮严重短缺（周冠华和李圣军，2022）。1962年，中共中央发布《关于粮食工作的决定》，再次强调节约粮食的必要性，提出要彻底改变粮食霉烂、丢失和浪费的现象。1975年，国务院发布《关于进一步开展增产节约运动的指示》，将增产节约确立为发展社会主义经济、扩大社会主义积累的基本方法，并鼓励将其发展为经常性的制度安排。这一系列节粮政策和运动提升了人民的节粮意识，形成了勤俭节约的社会风气，也为我国后来在减少粮食浪费乃至更广泛的食物浪费方面的政策探索与机制建设奠定了良好基础（胡永浩等，2024）。

（2）探索阶段：实现多形式节粮宣传，营造浓厚节约氛围（1978—2007）

改革开放以来，随着粮食产量的大幅提升与居民消费结构的不断变化，我国节粮政策逐步实现了从“保供导向”向“节约导向”的战略转型。1979年，全国粮食会议重申“厉行节约、坚持节约用粮”的基本原则，国家随即出台多项“节约用粮、反对浪费”的政策规定，大力倡导“浪费可耻、节约光荣”的社会风尚。政府通过表彰先进、批评浪费、强化舆论引导等手段，有效提升了全民节粮意识，推动节约理念深入人心。

1987年，国务院在《关于做好当前粮食工作的通知》中明确指出，要坚持计划用粮、节约用粮，控制平价销售，特别是压缩不合理消费和超前消费行为。1990年发布的《关于加强粮食购销工作的决定》进一步强调，着重指出减少粮食浪费需从宣传端发力，要通过各种宣传工具，采取多种有效形式，大力宣传计划用粮、节约用粮，树立浪费粮食可耻、节约粮食光荣的风尚，要利用社会舆论工具表扬节约粮食的先进事迹，严肃批评浪费粮食的不良现象。1991年，国务院在《关于调整粮食购销政策有关问题的通知》中明确要求弘扬勤俭节约的传统美德，倡导科学管粮、保粮，力求减少损耗、杜绝浪费。同年，国务院发布《关于开展爱惜粮食节约粮食宣传周活动的通知》，正式将每年10月16日世界粮食日所在周设为“全国爱惜粮食、节约粮食宣传周”，将节粮宣传制度化、常态化，进一步增强了公众节约意识。

在“节约用粮、减少浪费”的政策基调下，2004年，农业农村部发布《关于实施“农机科技兴粮行动计划”的通知》，针对水稻、小麦、玉米和大豆等主要粮食作物推广节本增效技术，力图在生产环节减少粮食损失。2006年5月，国务院发布《关于完善粮食流通体制改革政策措施的意见》，同月国家粮食局印发《关于“十一五”粮食科技发展的指导意见》，分别从产后流通和储备环节出发，推动新技术应用，降低粮食数量损失与质量劣变风险。

在多项节粮政策的共同推动下，节粮理念不断深化，“反对食品浪费、提倡勤俭节约”的社会氛围逐渐形成。这不仅为我国反食品浪费法律法规的出台提供了良好社会基础，也为未来多元主体协同参与的治理机制奠定了坚实基础。



（3）发展阶段：全链条治理体系形成，餐饮浪费列入整治规划（2008–2020）

2008 年国际金融危机与粮食危机的并发，促使中国政府重新审视粮食安全战略。面对外部风险传导与内部结构性矛盾的双重压力（包括资源环境约束加剧、生产成本上升、农业面源污染问题突出以及居民饮食结构快速转型等挑战），单一依赖扩大产量的保障策略难以为继，节粮减损逐渐被纳入国家粮食安全体系中予以系统布局。

随着经济社会持续发展，反食品浪费议题逐步上升为国家治理的重要内容，治理链条不断延伸，政策范围由粮食生产、储运扩展至加工、流通、消费等各个环节，节粮减损目标也逐步迈入“量化管理”阶段，但同时这一阶段也面对着许多挑战，也进一步倒逼了全链条减损体系的发展，推进可持续食物系统的完善。

2008 年，国家发展改革委公布《国家粮食安全中长期规划纲要（2008–2020 年）》，首次将“节粮减损”作为独立目标写入国家粮食安全战略，明确提出“倡导科学节约用粮，改进粮食收获、储藏、运输、加工方式，降低粮食产后损耗。该纲要补充了宣传教育、膳食结构、餐饮消费等领域内容，指出需要引导科学、节约用粮，提高全民粮食安全意识，努力在全社会形成爱惜粮食、反对浪费的良好风尚；同时，该纲要提出了明确的量化指标，要求粮食流通环节损耗率从 2007 年的 8% 降至 2020 年的 3%。由此，我国反食品浪费政策开启量化时代，并且将餐饮浪费明确列入反食品浪费规划，标志着我国节粮减损政策从应急性走向制度化。2010 年，国务院办公厅印发《关于进一步加强节约粮食反对浪费工作的通知》，对粮食损失浪费各环节都作出详细部署，强调责任压实与协同推进。要求在生产环节重点抓好农作物播种、田间管理、收获及畜禽饲养等环节的节约；储存环节改善储粮条件，提高粮食储存质量；加工环节积极推广新型技术，控制粮食不合理加工转化；储存环节发展新型运输装备，完善粮食集疏运网络，减少粮食运输环节的损失浪费；以及在消费环节大力推进餐饮业节约且切实抓好食堂节约。多个环节的规划部署标志着全链条节粮减损政策体系的形成。

2012 年 12 月，中共中央政治局审议通过“八项规定”，对厉行勤俭节约作出明确规定。2013 年

1 月，习近平总书记做出重要指示，要求厉行节约、反对浪费^①。2014 年，中共中央办公厅与国务院办公厅联合发布《关于厉行节约反对食品浪费的意见》，再次强调反餐饮浪费的重要性，同时包括全链条减损的政策意见补充。同年 12 月，国务院印发的《关于建立健全粮食安全省长责任制的若干意见》将“大力推进节粮减损，引导城乡居民健康消费”作为省级粮食安全工作的考核指标，明确地方政府在反食品浪费行动的具体职责，推动中央与地方之间建立起“横向协同、纵向联动”的治理机制。2016 年国家发展改革委、国家粮食局印发《粮食行业“十三五”发展规划纲要》则提出“加快形成政府主导、企业实施、全民参与、共同行动的粮食节约减损机制，减少粮食流通各环节损失”，标志着粮食节约减损机制的全面升级。

2020 年初新冠疫情爆发，不仅对人民群众的生命安全造成了巨大威胁，而且极大地增加了宏观经济下行的风险。由于新冠病毒存在传染性，导致食品行业遭受重创，食物供需系统出现局部信息失衡与严重资源浪费，多家餐饮业关停，习近平总书记作出重要指示强调要“坚持制止餐饮浪费行为，切实培养节约习惯，在全社会营造浪费可耻、节约为荣的氛围”，此后各部门不断推动全社会节约文明风尚建设，倡导全民光盘行动。2020 年国家粮食和物资储备局发布《关于创新举措加大力度进一步做好节粮减损工作的通知》，进一步围绕立法修改、体系建设、科技创新、宣传引导等多个方面提出系统部署，明确提出构建“政府主导、需求牵引、全民参与、社会协调”的工作格局，推动节粮减损由政策倡导向制度治理、由单点推进向系统协同持续迈进。同年 9 月，教育部办公厅关于印发《教育系统“制止餐饮浪费、培养节约习惯”行动方案》的通知，这是教育系统推动减少食物浪费的重要举措。

在具体政策措施上，不同行业部门围绕节粮减损目标制定了系列专项方案：

- 生产环节：扎实推进“科技兴粮工程”，加快推进农业机械化转型升级。2015 年《关于切实加强粮食机械化收获作业质量的通知》提出通过培训农机手、加强农机监管等手段减少田间损耗。

- 储藏环节：原国家粮食局启动农户科学储粮专项建设工程，通过财政补贴推广新型储粮装具，

^① 厉行节约 反对浪费 -- 理论 -- 人民网 2013-02-01. <http://theory.people.com.cn/n/2013/0201/c40555-20398076.html>



改善农村家庭储粮环境。2011年《“十二五”农户科学储粮专项建设规划》、《农户科学储粮专项管理办法》明确专项资金使用范围与考核机制，推动政策落地。

· 运输环节：国家层面加强粮食物流基础设施建设，提升运输组织效率，减少洒漏和腐损。2014年国家粮食局印发《关于大力促进节粮减损反对粮食浪费的通知》，提出强化粮食装卸管理与运输过程监管。

· 加工环节：国家粮食局等三部委联合印发《关于促进粮油加工业节粮减损的通知》（2014），引导和规范企业适度加工，化解初加工产能过剩，推动加工环节粮食资源综合利用。

· 消费环节：先后发布《关于做好中央和国家机关节约粮食反对食品浪费工作的通知》（2008）《党政机关厉行节约反对浪费条例》（2013）《关于厉行节约反对食品浪费的意见》（2014）等，从公务用餐管理、餐饮行业标准、粮食全链条控制、资源利用到宣传教育和法治监督等方面提出系统性要求，形成从政策倡导到行为规范的引导机制。

（4）规范阶段：反食品浪费升至法律高度，多主体参与形成社会合力（2021年—至今）

自2021年首次提出“开展粮食节约行动”，中央一号文件连续五年将节粮减损作为“三农”工作的重要任务，政策内涵逐步由消费环节向全链条延伸，实施重心日益从宣传倡导转向机制建设与法治保障。

2021年，《中华人民共和国反食品浪费法》的正式颁布成为我国节粮减损政策体系的重要里程碑，标志着粮食资源节约已由政策倡导上升为国家法律责任。该法律明确了食品浪费的定义、治理原则与基本要求，规定了政府部门和社会各类主体的职责分工，并设立了激励约束机制与法律责任条款。同年，中共中央办公厅、国务院办公厅及国家发展改革委等多部门陆续出台《全链条粮食节约减损工作方案》《粮食节约行动方案》《反食品浪费工作方案》等系列政策文件，系统覆盖粮食从田间到餐桌各个环节，包括生产、产后烘干与储藏、散粮多式联运、加工转化及餐饮消费，并构建起标准制定、监测评估、法治监管与社会动员等多维协同的长效治理机制，实现了从政策引导到制度约束的有

机衔接，为夯实国家粮食安全、推动高质量发展提供了坚实支撑。2023年，《中华人民共和国粮食安全保障法》审议正式通过，与《反食品浪费法》形成战略协同，进一步拓展了节粮减损的法律覆盖范围。该法设立专章“粮食节约”，系统规定了各环节主体的节粮责任及政府监管职能，确立了节粮减损在粮食安全立法体系中的核心地位。2024年中共中央办公厅与国务院办公厅联合印发《粮食节约和反食品浪费行动方案》，再次强调反食品浪费作为保障粮食安全的重要抓手，推动节粮减损工作向更深层次推进，进一步细化政策实施路径和治理重点。

为加强技术支撑与制度衔接，国务院及相关部门不断推出针对性政策工具。2021年，农业农村部印发《关于将机收减损作为粮食生产机械化主要工作常抓不懈的通知》，首次将收获环节损失控制纳入农机化质量评估体系，推动农业机械升级与操作规范化。同年，国家粮食和物资储备局发布《政府储备粮食仓储管理办法》，建立起涵盖储粮全流程的管理规范体系；2022年又发布《关于印发高标准粮仓建设技术要点（试行）的通知》，从仓房结构、温湿度控制到绿色节能提出具体技术标准，推动储粮环节减损向绿色智能转型。2023年修订的《粮食质量安全监管办法》则进一步细化储粮质量监测、出入库检验与问题粮处置机制，强化粮食品质安全与节粮目标之间的协同联动。

近年来，习近平总书记多次就反食品浪费问题作出重要指示，明确指出“制止餐饮浪费是一项长期任务，要坚持不懈抓下去，推动建设节约型社会”^①。这一重要论断为我国节约型社会建设指明方向，各级政府部门迅速响应、积极行动，不断推动制度建设与实践深化。特别是在餐饮浪费治理方面，政策体系持续完善。2023年6月，市场监管总局与商务部联合发布《关于发挥网络餐饮平台引领带动作用、有效防范外卖食品浪费的指导意见》；2024年3月，商务部等9部门联合印发《关于促进餐饮业高质量发展的指导意见》；同年4月和11月，市场监管总局相继发布《关于继续抓好外卖商家营销规范防止餐饮浪费的通知》和《关于防范外卖餐饮浪费规范营销行为指引的通知》。上述政策文件从市场监管、包装材料、回收工作等多个方面，对餐饮行业主体提出了具体的食物浪费减量行

^① 总书记挂念的“关键小事” | 制止餐饮浪费行为 - 新华网 2022-06-24. https://www.news.cn/politics/leaders/2022-06/24/c_1128773040.htm



动指引，强化了行业规范，推动形成绿色低碳的餐饮消费模式。

随着《反食品浪费法》的实施，反食品浪费治理正式步入法治化轨道。政策落地后，从上级政府到企业商户再到广大群众，各方积极响应，协同参与，逐步形成了全社会共同推进节粮减损的强大合力。中央和地方政府强化政策执行与监管创新，企业商户不断优化经营模式、履行社会责任，公众广泛参与“光盘行动”等节粮实践，初步构建起“政府主导、企业履责、社会协同、公众参与”的多层次、立体化治理体系。这一系列系统性变革不仅为保障国家粮食安全战略实施提供了坚实支撑，也为经济社会高质量发展注入了强大动力，充分展现了中国特色的食物减损治理智慧与制度优势。

5.6 中国食物损失和浪费减量路径

作为全球人口众多、农业体量最大的国家，中国的食物系统覆盖从田间到餐桌的完整产业链，呈现出高度复杂的链条化运行特征。近年来，食物损失与浪费问题日益显现，具有明显的阶段性、结构性与区域性差异。食物损失与浪费的成因各异，减量路径和政策设计需差异化应对。相较于生产、流通等环节，减少消费端食物浪费具有更显著的碳减排效应，其主要通过引导消费行为转变实现，无需大量资本与基础设施投入，不仅可直接减少食物浪费及其隐含碳排放，还能避免因干预措施带来的新增排放。相比之下，减少食物损失往往需要资本、技术及基础设施的持续投入，这在一定程度上可能带来新的碳排放压力。因此，消费端干预是实现高效、低成本碳减排的关键抓手。更为重要的是，减少食物浪费不仅有助于提升资源利用效率，改善国民营养与健康水平，更对促进社会文明和生态文明建设具有深远意义。基于此，应立足系统思维，从供应链协同、消费端干预和政策层保障三大维度入手，推动多主体协作、多策略融合，探索构建符合中国特色的系统性减量路径与共治格局。

（1）供应链协同：提升全链条减损能力

我国食物系统的损失主要集中在生产、产后处理、储藏与流通等中前端环节，尤其以果蔬、水产品等高易腐品类最为突出，受制于冷链保障能力薄弱。当前减损措施存在技术分散、系统脱节、信息孤岛等问题，难以实现全链条高效协同，亟需系统

性优化。一是加快基础设施建设，重点完善采后冷链体系与流通标准，特别是在主产区建设集成产地预冷、分级包装、气调保鲜、智能仓储与绿色冷链运输的“低损耗农产品集配中心”，推动减损技术集成与示范。二是加强数字化支撑，依托物联网、大数据等平台，打通产销对接、库存管理与运输调度环节，构建农业全链条数据互联机制，提升供应链协同效率，降低滞销与积压风险。三是健全标准体系，围绕采后处理、仓储流通、冷链配送等关键环节，加快制定和推广国家或行业减损标准，促进技术路径规范化、执行标准化。四是优化区域布局，加大对中西部及偏远地区冷链设施的投资与支持，提升城乡冷链一体化能力，增强全国食物供应链韧性。同时，应统筹推进绿色低碳技术应用，有效控制新增设施带来的碳排放，实现减损与减碳的协同增效，助力可持续农业发展。

（2）消费端干预：引导公众行为转变

我国消费端食物浪费问题主要集中在餐饮服务业，特别是聚餐宴请中的“面子文化”导致过度点餐现象突出。节约型消费理念尚未全面内化为公众行为规范，制度约束与文化引导仍存在脱节。同时，家庭、商超、外卖等领域的浪费问题亦需重视，亟需系统性干预引导。针对现状，应从以下几个方面着力：一是强化节约型消费场景建设。出台《节约型餐饮服务指引》，推广小份菜、分餐制、公勺公筷、智能点餐提醒，推动商超、外卖平台推行分量供应、按需定制、剩食打包，引导理性消费。二是建立浪费数据反馈机制。推广“剩餐量公示”和“碳足迹标签”，增强消费者对浪费行为环境影响的感知，激发节粮环保意识。三是将节粮教育体系化。将食物减损纳入中小学教材与高校通识教育，配套“光盘行动”“节粮挑战赛”等活动，塑造节约型价值观。四是完善地方立法与激励机制。探索积分奖励、浪费惩戒、文明餐桌评估等措施，形成“倡导+制度”双重驱动的行为规范路径。同时，应推广数字技术在家庭与餐饮管理中的应用，如食材管理APP、智能冰箱等，提升食物管理效率，减少家庭层面浪费，兼顾减量与减碳双重效益。

（3）政策层保障：健全法治与激励体系

我国已基本建立以《反食品浪费法》《粮食节约与反食物浪费行动方案》为核心的政策框架，顶



层设计逐步完善。但在执行层面，仍存在条块分割、监管碎片化、责任不清等问题，导致治理协同不足、效能有限。为此，应从以下几个方面加强完善：一是推动跨部门协同治理。建立由农业农村部牵头，多部门参与的国家食物减损协同机制，强化数据共享、联合执法与任务协同，打破条块分割。同时，将食物损失与浪费（FLW）减排目标纳入国家自主贡献（NDC），明确量化指标（如到2030年减少供应链与消费端FLW 50%），并整合到碳达峰碳中和战略中，探索将减损减排转化为碳信用并纳入碳市场。二是完善法治保障与激励支持。细化《反食品浪费法》等法规责任要求，将减损纳入粮食安全、碳达峰等国家战略，设立专项基金和绿色财政工具，支持技术创新与地方试点，吸引社会资本参与。三是建立统一监测评估体系。制定《食物损失与浪费监测评估办法》，统一数据口径，推行“食物减损年报制度”，提升政策评估与透明度。四是推进地方立法与标准创新。支持主产区和大城市率先立法、制定地方标准，探索形成中央统筹、地方创新、上下联动的治理格局。五是加强南南合作，分享中国经验。通过南南合作推广反食品浪费经验，包括分享立法经验、输出减损技术、提供能力建设及开展示范项目，帮助发展中国家建立适合国情的食物减损体系。通过法治保障、政策激励与协同治理体系建设，推动政府、企业、公众多方共治，全面提升食物损失和浪费减量治理水平。

中国食物损失和浪费治理正处于从政策驱动向机制驱动、从倡导治理向系统治理的关键转型期。应强化政策与技术协同、消费理念与制度约束并行，通过全链条闭环管控、多主体共建共享，系统构建中国特色食物减量路径。通过上述系统性减量路径的全面推进，才能在切实保障国家粮食安全的基础上，有效引导我国食物系统加快实现绿色化、低碳化与可持续转型。

参考文献

- [1] Alexander, P., C. Brown, A. Arneith, J. Finnigan, D. Moran, and M.D.A. Rounsevell. 2017. Losses, inefficiencies and waste in the global food system. *Agricultural Systems* 153: 190–200.
- [2] Al-Khateeb, S.A., A. Hussain, S. Lange, M.M. Almutari, and F. Schneider. 2021. Battling food losses and waste in Saudi Arabia: Mobilizing regional efforts and blending indigenous knowledge to address global food security challenges. *Sustainability* 13 (15): 1–19.
- [3] Benyam, A. A., Soma, T., and Fraser, E. 2021. Digital agricultural technologies for food loss and waste prevention and reduction: Global trends, adoption opportunities and barriers. *Journal of Cleaner Production* 323: 129099.
- [4] Brennan, L., S. Langley, K. Verghese, S. Lockrey, M. Ryder, C. Francis, N.T. Phan-le, and A. Hill. 2021. The role of packaging in fighting food waste: A systematised review of consumer perceptions of packaging. *Journal of Cleaner Production* 281: 125276.
- [5] Bräutigam K R, Jörissen J, Priefer C. 2014. The extent of food waste generation across EU-27: Different calculation methods and the reliability of their results. *Waste Management & Research*, 32 (8): 683–694.
- [6] Ciccullo, F., R. Cagliano, G. Bartezzaghi, and A. Perego. 2021. Implementing the circular economy paradigm in the agri-food supply chain: The role of food waste prevention technologies. *Resources, Conservation & Recycling* 164: 105114.
- [7] Elik, A., D.K. Yanik, Y. Istanbulu, N.A. Guzelsoy, A. Yavuz, and F. Gogus. 2019. Strategies to Reduce Post-Harvest Losses for Fruits and Vegetables. *Strategies to Reduce Post-Harvest Losses for Fruits and Vegetables* 5 (3): 29–39.
- [8] European Commission. 2020. A Farm to Fork Strategy for a Fair, Healthy and Environmentally-friendly Food System.
- [9] European Commission. 2020. Circular Economy Action Plan: For a Cleaner and More Competitive Europe.
- [10] FAO. 2019. The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food loss and waste reduction. Rome, Italy.
- [11] FAO, IFAD, UNICEF, WFP, and WHO. 2024. The State of Food Security and Nutrition in the World 2024: Financing to End Hunger, Food Insecurity and Malnutrition in All Its Forms. Rome: FAO. <https://doi.org/10.4060/cd1254en>
- [12] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2013. Food Wastage Footprint: Impacts on Natural Resources: Summary Report. Rome. <http://www.fao.org/3/i3347e/i3347e.pdf>.
- [13] Geyik, Ö., M. Hadjikakou, and B.A. Bryan. 2022. Climate-friendly and nutrition-sensitive interventions can



- close the global dietary nutrient gap while reducing GHG emissions. *Nature Food* 4 (1) : 61–73.
- [14] Gustavsson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U.; Otterdijk, R.; van Meybeek, A. *Global Food Losses and Food Waste: Extent, Causes and Prevention*; FAO: Rome, Italy, 2011.
- [15] Harvey, J., A. Smith, J. Goulding, and I. Branco. 2020. Food sharing, redistribution, and waste reduction via mobile applications: A social network analysis. *Industrial Marketing Management* 88: 437–448.
- [16] Jiang, S., H. Chen, S. Yang, Y. Wang, and M. Xu. 2023. Assessment and scenario hypothesis of food waste in China based on material flow analysis. *Npj Urban Sustainability* 3 (1) : 1–9.
- [17] Lee, E., Shurson, G., Oh, S. H., Jang, J. C. 2024. The management of food waste recycling for a sustainable future: A case study on South Korea. *Sustainability*, 16 (2), 854.
- [18] Lesk, C., P. Rowhani, and N. Ramankutty. 2016. Influence of extreme weather disasters on global crop production. *Nature* 529 (7584) : 84–87.
- [19] Liu, C., Y. Hotta, A. Santo, M. Hengesbaugh, A. Watabe, Y. Totoki, D. Allen, and M. Bengtsson. 2016. Food waste in Japan: Trends, current practices and key challenges. *Journal of Cleaner Production* 133: 557–564.
- [20] Li, Y., L. en Wang, G. Liu, and S. Cheng. 2021. Rural household food waste characteristics and driving factors in China. *Resources, Conservation and Recycling* 164: 105209.
- [21] Li, Z., P. Sui, X. Yang, H. Dai, X. Wang, P. Long, L. Yan, and Y. Chen. 2017. Balancing GHG mitigation and food security through agricultural recycling systems: Case studies in the North China Plain. *Journal of Cleaner Production* 157: 222–231.
- [22] Lu, S., G. Cheng, T. Li, L. Xue, X. Liu, J. Huang, and G. Liu. 2022. Quantifying supply chain food loss in China with primary data: A large-scale, field-survey based analysis for staple food, vegetables, and fruits. *Resources, Conservation and Recycling* 177: 106006.
- [23] Matzembacher, D. E., Vieira, L. M., de Barcellos, M. D. 2021. An analysis of multi-stakeholder initiatives to reduce food loss and waste in an emerging country–Brazil. *Industrial Marketing Management*, 93, 591–604.
- [24] Niu, Z., S.J. Ng, B. Li, J. Han, X. Wu, and Y. Huang. 2022. Food waste and its embedded resources loss: A provincial level analysis of China. *Science of the Total Environment* 823: 153665.
- [25] Ogunmoroti, A., M. Liu, M. Li, and W. Liu. 2022. Unraveling the environmental impact of current and future food waste and its management in Chinese provinces. *Resources, Environment and Sustainability* 9 (May) : 100064.
- [26] Read, Q.D. and M.K. Muth. 2021. Cost-effectiveness of four food waste interventions: Is food waste reduction a “win-win?” *Resources, Conservation & Recycling* 168: 105448.
- [27] Ren, M., C. Huang, Y. Wu, A. Deppermann, S. Frank, P., et al. 2023. Enhanced food system efficiency is the key to China’ s 2060 carbon neutrality target. *Nature Food* 4 (7) : 552–564.
- [28] Reynolds, C., L. Goucher, T. Quedsted, S. Bromley, S. Gillick, V.K. Wells, D. Evans, et al. 2019. Review: Consumption-stage food waste reduction interventions–What works and how to design better interventions. *Food Policy* 83: 7–27.
- [29] Romanazzi, G. and M. Moumni. 2022. Chitosan and other edible coatings to extend shelf life , manage postharvest decay, and reduce loss and waste of fresh fruits and vegetables. *Current Opinion in Biotechnology* 78: 102834.
- [30] Soma, T., B. Li, and V. Maclaren. 2020. Food Waste Reduction: A Test of Three Consumer Awareness Interventions. *Sustainability* 12: 907.
- [31] UN. 2015. Sustainable Development Goals 2030. <https://sustainabledevelopment.un.org>.
- [32] United Nations Environment Programme (2021) . *Food Waste Index Report 2021*. Nairobi.
- [33] World Bank. 2020. *Addressing Food Loss and Waste: A Global Problem with Local Solutions*. Washington, D.C. <http://hdl.handle.net/10986/34521>.
- [34] Xue L, Liu X, Lu S, et al. 2021. China’ s food loss and waste embodies increasing environmental impacts. *Nature Food*, 2 (7) : 519–528.
- [35] Zamri, G. B., Azizal, N. K. A., Nakamura, S., Okada, K., Nordin, N. H., Othman, N., Sobian, A., Kaida, N. and Hara, H. 2020. Delivery, impact and approach of household food waste reduction campaigns. *Journal of*



- Cleaner Production 246: 118969.
- [36] Zhang, H., G. Liu, L. Xue, J. Zuo, T. Chen, A. Vuppaladadiyam, and H. Duan. 2020. Anaerobic digestion based waste-to-energy technologies can halve the climate impact of China's fast-growing food waste by 2040. *Journal of Cleaner Production* 277: 123490.
- [37] Zhu J, Luo Z, Sun T, et al. Cradle-to-grave emissions from food loss and waste represent half of total greenhouse gas emissions from food systems. *Nature Food*, 2023, 4 (3): 247-256.
- [38] 曹芳芳, 武拉平. 全产业链减损对中国粮食安全的影响研究——基于局部均衡模型的模拟分析[J]. *农业技术经济*, 2024 (05): 76-90
- [39] 陈川. 欧盟反食物浪费实践经验及启示[J]. *世界农业*, 2022, (12): 24-33.
- [40] 成升魁, 高利伟, 徐增让, 唐承财, 王灵恩, Dhruba Bijaya G. C.. 对中国餐饮食物浪费及其资源环境效应的思考[J]. *中国软科学*, 2012 (07): 106-114.
- [41] 胡永浩, 胡南燕, 等. 中国节粮减损政策演进、内在逻辑及政策优化研究. *农业经济问题*, 2024 (10): 120-133.
- [42] 胡永浩, 胡南燕, 武拉平. 2022 年中国粮食损失浪费的资源环境效应评估[J]. *干旱区资源与环境*, 2024, 38 (09): 12-19.
- [43] 黄锡生, 饶能. 食物节约立法的域外考察及其借鉴[J]. *重庆大学学报 (社会科学版)*, 2021, 27 (04): 101-114.
- [44] 江金启, T. Edward Yu, 黄琬真, 王振华. 中国家庭食物浪费的规模估算及决定因素分析[J]. *农业技术经济*, 2018 (09): 88-99.
- [45] 李丰, 丁圆元, 蔡荣. 食物转化视角下我国家庭食物浪费程度与影响因素——基于 CHNS 数据的实证分析[J]. *自然资源学报*, 2021, 36 (04): 811-826.
- [46] 李腾飞. 国外粮食减损治理模式及经验启示[J]. *粮油食品科技*, 2023, 31 (05): 208-216.
- [47] 龙雪芬, 王黎文, 万强, 等. 肉牛产业链损耗测算及减损路径分析[J/OL]. *中国农业资源与区划*, 1-12 [2025-03-16]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.3513.S.20240624.1831.014.html>
- [48] 卢士军, 刘晓洁, 薛莉, 唐振闯, 刘刚, 程广燕. 我国水稻全产业链损耗和浪费量的估算及对应策略[J]. *中国农业科学*, 2019, 52 (18): 3134-3144.
- [49] 罗屹, 李轩复, 黄东, 等. 粮食损失研究进展和展望[J]. *自然资源学报*, 2020, 35 (05): 1030-1042.
- [50] 牛坤玉, 申宇哲, 刘静, 等. 反食物损失和浪费: 日本经验与镜鉴[J]. *自然资源学报*, 2022, 37 (10): 2601-2616.
- [51] 申宇哲, 牛坤玉, 宋蕊, 等. 反食物浪费政策的落地: 国际经验与本土实践[J]. *中国农业资源与区划*, 2023, 44 (01): 119-129.
- [52] 沈立萍. 德国反对食物浪费战略行动[J]. *世界农业*, 2020, (10): 124-126.
- [53] 王灵恩, 倪笑雯, 李云云, 等. 中国消费端食物浪费规模及其资源环境效应测算[J]. *自然资源学报*, 2021, 36 (06): 1455-1468.
- [54] 王晓飞, 谭旭, 周立等. 做好“减法”: 节粮减损的研究现状与展望[J]. *世界农业*, 2021, (11): 4-11+118.
- [55] 武拉平. 我国粮食损失浪费现状与节粮减损潜力研究[J]. *农业经济问题*, 2022, (11): 34-41.
- [56] 翟欢. 英国反食品浪费机制及对中国的启示[J]. *青岛农业大学学报 (社会科学版)*, 2022, 34 (04): 74-80+99.
- [57] 张盼盼, 孙方园, 张丹, 等. 中国城市家庭食物浪费行为及减量对策——以郑州市为例[J]. *自然资源学报*, 2024, 39 (10): 2418-2430.
- [58] 周冠华, 李圣军. “节粮减损”政策表述的演变与概念界定. *中国粮食经济*, 2022 (02): 15-18.
- [59] 朱强, 李丰, 钱壮. 全国高校食堂食浪费概况及其外卖碳足迹研究——基于 30 省(市) 30 所高校的 9660 份问卷调查[J]. *干旱区资源与环境*, 2020, 34 (01): 49-55.



6.

多措并举促进中国农业食物系统低碳转型

张玉梅^{1,2} 柴利^{1,3} 陈俞全^{1,2} 孙田田^{1,2}
宋君清^{1,2} 樊胜根^{1,2} 裘盈⁴ 孙芳⁴

1. 中国农业大学全球食物经济与政策研究院
2. 中国农业大学经济管理学院
3. 中国农业大学国际学院
4. 美国环保协会北京代表处



主要发现

■ 农业食物系统是温室气体的重要排放来源，尤其是甲烷和氧化亚氮的占比较高，排放量居高不下。中国农业食物系统的温室气体排放从2005年的12.35亿吨二氧化碳当量（CO₂eq）增加到2021年的近16亿吨CO₂eq，占温室气体排放总量的12%。而甲烷和氧化亚氮是农食系统碳排放的重要来源，2021年，农业活动带来的甲烷、氧化亚氮排放量分别为6.8亿吨CO₂eq（2427.9万吨）和2.5亿吨CO₂eq（94.9万吨），分别占甲烷和氧化亚氮排放总量的40%和45%。如果不采取有效措施，农业食物系统碳排放还将继续增加，2060年可能超过18亿吨CO₂eq，主要是能源和畜牧业排放量将继续增长。

■ 土地、土地利用和林业碳汇在过去几十年增加显著，未来增汇潜力巨大。2021年中国土地、土地利用和林业碳汇达13.15亿吨，林业生态修复工程建设、农田管理、生态碳汇封存、草原生态保护等

许多措施在增汇中发挥了重要作用，未来森林、农田保护性耕作和草原的碳汇提升空间可观，在仅考虑森林碳汇增加和其他碳汇不变的情况下，2060年土地、土地利用和林业碳汇有望增加至17.55亿吨。

■ 农业食物系统碳排放来源复杂，单一措施的减排效果有限，必须多措并举。如果未来采取强有力的减排措施，农业食物系统的减排空间巨大，并能够在一定程度上实现增产和减排的协同效应。综合运用提高农业生产力、推广低碳技术、减少损失和浪费、调整食物消费结构和能源低碳转型升级等措施。到2060年，如果采取综合减排措施和增汇措施，可实现增产与减排协同发展，碳排放量降幅将超过60%，仅约为6.5亿吨CO₂eq，土地、土地利用和林业碳汇完全能够中和农业食物系统的碳排放，并有约11亿吨CO₂eq的节余，这将为全行业碳中和目标的实现做出贡献。



政策建议

■ 制定农业食物系统减排固碳战略和计划方案。制定农食系统低碳发展战略，建立科学的监测和评估方法，定期核算碳排放和碳汇情况，制定分阶段减排和增汇目标，将低碳目标融入到现有的农业农村政策体系，支持农业食物系统减排，助力实现 2060 年碳中和目标。

■ 多措并举推进农业食物系统减排。一是研发和推广绿色低碳与增产协同技术，提升农业生产水平，同时减少碳排放；二是以营养为导向优化生产结构，增加营养健康且低碳排放食物的生产和消费；三是减少全产业链食物损失浪费；四是推动农业各环节采用清洁能源和提高能源利用效率。

■ 建立市场激励机制，多管齐下提升土地、土地利用和林业碳汇能力。一方面，加大生态碳汇封存技术的研发与推广力度，因地制宜推广生态保护与固碳协同的技术；另一方面，健全碳交易市场和绿色金融体系，将土地、土地利用和林业碳汇纳入自愿碳信用市场交易范畴，通过开发林草类绿色金融产品、鼓励生态碳汇项目绿色融资，让耕地保护、植树造林、草原生态修复等增汇行为产生切实的经济收益，促进增汇与增收双赢。



6.1 引言

近年来,气候变化影响日益显著,全球温控目标面临严峻挑战,减排迫在眉睫。农业食物系统是最重要的温室气体排放来源。随着人口增长和居民动物性食物消费需求增加,农业食物系统排放量继续增加,减排压力进一步加剧。如果农业食物系统继续保持现有碳排放趋势,即使化石燃料排放立即停止,全球气候也仍然无法实现 1.5℃ 或 2℃ 的预期温控目标 (Clark et al., 2020)。国际社会已经将农业食物系统减排提上重要日程,联合国粮农组织制定了《坚守 1.5℃ 温升上限,实现可持续发展目标 2 全球路线图》的减排战略目标,旨在实现农业食物系统温室气体排放量到 2030 年比 2020 年减少 25%、2035 年实现碳中和、2050 年转变为净碳汇部门 (FAO, 2023)。中国在 2020 年做出了 2030 年前碳达峰和 2060 年前碳中和的目标。农业农村部和国家发改委已着手推进落实农业农村的减排固碳工作,出台了《农业农村减排固碳实施方案》,发布了《农业农村减排固碳十大技术模式》。2023 年 11 月生态环境部等又发布了《甲烷排放控制行动方案》,提出了有序推进稻田、畜禽粪污资源化利用和科学控制肠道发酵甲烷排放等措施减少碳排放。

在过去几十年,中国农业持续快速发展,农产品产量大幅增加,但是高投入高产出的生产模式导致温室气体排放量显著增加。2021 年,农业活动甲烷和氧化亚氮排放量分别为 6.8 亿吨二氧化碳当量 (CO₂eq) (2427.9 万吨) 和 2.5 亿吨 CO₂eq (94.9 万吨),分别占全国甲烷和氧化亚氮排放总量的 40% 和 45%。与此同时,农业产业链延长,产前产后的能源使用和碳排放量也明显增加,整个农业食物系统的温室气体排放远高于农业活动本身。本研究核算了中国农业食物系统的温室气体排放量,2021 年为 15.9 亿吨 CO₂eq,约占全国温室气体排放总量的 12%。许多研究表明,提高农业生产力、采取低碳技术、减少食物损失浪费和调整膳食结构、能源转型等措施均能减少农业食物系统的温室气体排放 (Zhang et al., 2023; 梁耀文等, 2023; Zhu et al., 2022; Xue et al., 2021; 张玉梅等, 2021; Hu et al., 2020),若将农业食物系统的碳汇潜力考虑在内,农业食物系统可为实现碳中和目标做出更大贡献 (张玉梅等, 2021; 赵敏娟等, 2023)。中国农业食物系统减排固碳不仅有助于实现本国碳中和目标,而且是践行国际社会承诺,做好国际引领示范的重要内容,对于全球农业

食物系统减排具有重要的意义。

为此,本研究旨在核算中国农业食物系统的温室气体排放和各种碳汇来源,总结各种减排措施和增汇路径,利用中国农业大学开发的跨学科中国农食系统模型 (CAU-AFS Model),评估不同减排措施的效果,结合未来碳汇潜力,提出推动中国农业食物系统低碳转型的政策建议。

6.2 中国农业食物系统碳排放和碳汇核算

农业食物系统概念提出后,国际社会逐步关注其碳排放情况,联合国粮农组织 (FAO) 于 2022 年开始发布全球农业食物系统碳排放数据库。但是,当前国内的研究多数集中在农业活动本身的碳排放,对农业食物系统整体的碳排放核算研究较少。为此,本研究结合中国政府发布的官方统计数据 and 最新的排放因子数据库,根据农业食物系统的定义,估算中国农业食物系统的碳排放量,为科学研判农业食物系统碳排放形势和制定减排措施提供参考。

6.2.1 核算范围、核算方法和数据来源

本研究对农业食物系统的碳排放进行了系统核算,涵盖产前、产中和产后三大环节。在产前阶段,主要核算农业生产资料生产过程中产生的碳排放,包括化肥、农药、农膜等;产中阶段重点测算农作物种植和畜禽养殖等农业生产活动直接产生的碳排放;产后阶段则包括农产品加工、食品制造、餐饮消费以及与之相关的仓储物流、交通运输和批发零售等环节的碳排放。目前,农业生产活动是氧化亚氮和甲烷排放最主要的来源之一。本研究首先核算了 2005–2022 年农业食物系统中氧化亚氮、甲烷和二氧化碳当量的排放情况。其中,农业生产活动的氧化亚氮和甲烷排放来自生态环境部发布的历次《中华人民共和国气候变化国家信息通报》和《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》,包括动物肠道发酵、动物粪便管理、稻田甲烷排放、农业土壤和秸秆田间焚烧等五类碳排放来源。值得注意的是,最新发布的碳排放数据对 2005 年发布的数据进行了一些调整,2020 年和 2021 年碳排放比 2018 年的碳排放数据增幅超过了 1 亿吨 CO₂eq。本研究进一步利用 2000 年以来国家统计局发布的《中国投入产出表》和分行业能源消费量测算了农业产前产后环节能源消费过程中产生的碳排放,包含农林牧渔业生产过程中消费的能源、农产品加工、化肥生产、农药、农膜和农业机械生产、与农业相关的



运输仓储与批发零售和餐饮等消费的能源带来的碳排放。核算方法主要是排放因子核算方法。温室气体排放因子参考了生态环境部与国家统计局联合建设的“国家温室气体排放因子数据库”。碳汇主要考虑了土地利用、土地利用变化和林业的碳汇，主要来源于林地和草地，数据也主要来自于生态环境部发布的报告。

6.2.2 农业食物系统碳排放的历史变化趋势

从整个农业食物系统的碳排放总量来看，中国农业食物系统的温室气体排放显著高于农业生产活动的直接排放量。如图 6-1 所示，2005—2021 年，中国农业食物系统的碳排放量由 12.35 亿吨 CO₂eq 增加至 15.90 亿吨 CO₂eq，累计增长 28.7%，年均增长率为 1.6%。农业活动的碳排放（包括动物肠道发酵、动物粪便管理、水稻种植、农地排放和秸秆田间焚烧）增速相对较缓，从 2005 年的 8.2 亿吨 CO₂eq 增加到 9.3 亿吨 CO₂eq，增加了 13.4%。随着农业产业链延长，农业食物系统使用的能源增加，农业产前产后环节（包括农林牧渔业能源活动、农产品加工业能源活动、化肥生产、农药、农膜和农业机械生产、运输仓储与批发零售、餐饮）能源利用的碳排放从 4.16 亿吨 CO₂eq 增加到 6.6 亿吨 CO₂eq，增长了 58.7%，年均增长率为 2.9%，成为农业食物系统

温室气体排放增长的主要来源。农业食物系统能源碳排放的比重从 2005 年的 33.6% 提高到 2021 年的 41.5%，农业活动碳排放占比在同期从 66.4% 下降到 58.5%。总体上，农业食物系统温室气体排放增速远低于能源的温室气体排放增速，其在国民经济全部温室气体排放的比重从 2005 年的 17.5% 下降到 2021 年的 12.2%。在农业食物系统碳排放中，动物肠道发酵、粪便管理、水稻种植、农用地排放、农林牧渔业能源活动、农产品加工能源活动、化肥生产是农业食物系统碳排放的重要来源，约占碳排放量的九成。2005—2021 年，水稻种植、农林牧渔业能源活动和化肥生产的碳排放增长显著，分别从 2005 年的 1.67 亿吨 CO₂eq、1.26 亿吨 CO₂eq、0.83 亿吨 CO₂eq 增加到 2021 年的 2.48 亿吨 CO₂eq、1.85 亿吨 CO₂eq 和 1.46 亿吨 CO₂eq，分别增长 48.92%、46.85% 和 76.4%。农产品加工业使用能源的碳排放量相对较大，但增长较为缓慢，从 1.36 亿吨 CO₂eq 增加到 1.62 亿吨 CO₂eq，增加 19%。农药、农膜和农业机械生产、与农业相关的运输仓储与批发零售和餐饮的占比虽小，但是增速快，2021 年的排放量均比 2005 年增加超过一倍，分别从 0.14 亿吨 CO₂eq、0.29 亿吨 CO₂eq 和 0.29 亿吨 CO₂eq 增加到 0.3 亿吨 CO₂eq、0.78 亿吨 CO₂eq 和 0.59 亿吨 CO₂eq。

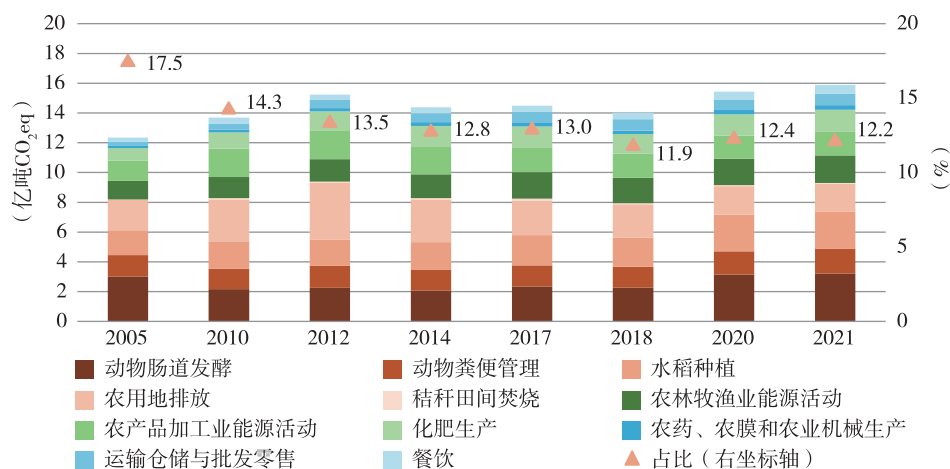


图 6-1 2005—2021 年中国农业食物系统温室气体排放量及其占比

来源：农业活动的碳排放量来自于生态环境部发布的报告，能源碳排放量为作者估算。

农业活动是农业食物系统最重要的排放源，尤其氧化亚氮和甲烷是第一和第二大排放源。首先，图 6-2 展示了 2005 年至 2021 年间中国农业活动甲烷排放的来源及其变化情况。中国农业甲烷排放量总体呈增加趋势，从 2005 年的 2136.5 万吨（6.0 亿吨 CO₂eq）增加到 2017 年的 2470.8 万吨（6.9 亿吨 CO₂eq），增长 43.7%，2017 年之后稳定在 2400 万

吨（6.7 亿吨 CO₂eq）左右。畜牧业是甲烷排放量增加的主要来源，占农业甲烷排放量的 60%~65%，动物肠道发酵占比最高，达到 47.4%，动物粪便管理带来的甲烷排放占 15.5%，占比逐年上升，且增长较快。种植业甲烷排放占比为 35%~40%，主要来源于水稻种植过程中的甲烷排放。但近年来，水稻甲烷排放呈下降趋势，2021 年比 2017 年的甲烷排放



量减少了 77.7 万吨 (2176 万吨 CO₂eq), 为 885.1 万吨 (2.48 亿吨 CO₂eq), 减少了 8%, 占农业甲烷排放量的 36.5%。秸秆田间焚烧的甲烷排放占比较低, 占比为 0.6%。其次, 图 6-3 展示了 2005 年至 2021 年间中国农业活动氧化亚氮的排放来源及其变化情况。农业用地的氧化亚氮排放量先增后减, 从 2005 年的 98.3 万吨 (2.6 亿吨 CO₂eq) 增加到 2012 年的 147.5 万吨 (3.9 亿吨 CO₂eq), 之后呈下降趋势, 2021 年下降到 94.9 万吨 (2.5 亿吨 CO₂eq)。农用地的氧化亚氮排放量在农业活动氧化亚氮排放总量的比重也呈下降趋势。从 2005 年的 65% 下降到

2021 年的 45%。农用地排放产生的氧化亚氮是最重要的排放来源, 高达 80% 左右。2012 年农用地排放的氧化亚氮总量和占比均达到峰值, 峰值排放量为 121 万吨 (3.2 亿吨 CO₂eq), 之后排放量有所下降, 2021 年排放量为 72 万吨 (1.9 亿吨 CO₂eq), 占比为 76%。动物粪便管理的氧化亚氮排放量为 20 万吨 (5300 万吨 CO₂eq) 左右, 约占农业活动氧化亚氮排放总量的 20%。秸秆田间焚烧的氧化亚氮排放量较低, 2021 年其排放量为 0.4 万吨 (106 万吨 CO₂eq), 占农业活动氧化亚氮排放总量的 0.4%。

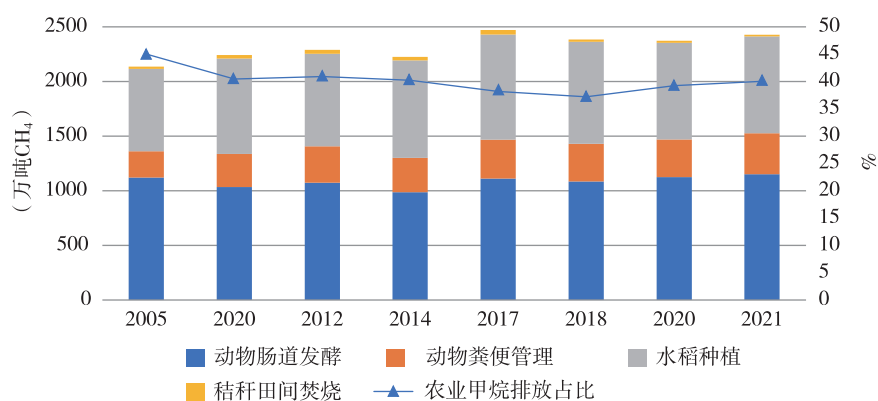


图 6-2 2005-2021 年中国农业活动甲烷排放源

来源：生态环境部发布的历次《中华人民共和国气候变化国家信息通报》和《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》

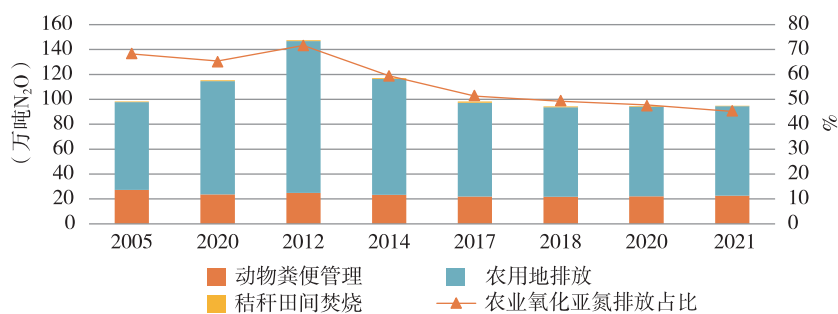


图 6-3 2005-2021 年中国农业活动氧化亚氮排放源

来源：生态环境部发布的历次《中华人民共和国气候变化国家信息通报》和《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》

6.2.3 土地利用、土地利用变化和林业碳汇 (LULUCF) 的历史变化趋势

中国的土地利用、土地利用变化和林业 (LULUCF) 碳汇能力显著增强。最新的《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》核算了中国土地利用、土地利用变化和林业领域的温室气体排放, 2021 年总体为净碳汇, 土地利用、土地利用变化和林业的温室气体净吸收量 13.15 亿吨 CO₂eq, 比 1994 年增加了 9.08 亿吨 CO₂eq (图 6-4)。其中, 中国林地温室气体吸收总量为 8.77 亿吨 CO₂eq, 贡

献了 66.7% 的碳汇; 农地温室气体吸收总量为 1.06 亿吨 CO₂eq, 占碳汇总量的 8.1%。2021 年, 中国草地温室气体吸收总量为 6408.0 万吨 CO₂eq, 贡献了总碳汇的 4.9%。值得注意的是, 湿地成为温室气体重要排放源, 排放量为 647.2 万吨 CO₂eq, 主要原因是湿地二氧化碳的吸收量为 2459.9 万吨 CO₂eq, 而甲烷排放量为 3107.1 万吨 CO₂eq。北京大学 2024 年在《自然通讯》杂志上发表碳汇模拟分析结果表明, 1994 年至 2018 年期间过去造林努力形成的碳汇为每年 -0.24 ± 0.03 Gt 碳 (相当于 8.4



亿吨 CO₂eq)，如果官方造林目标得以遵循并延续，到 2060 年这一数值可能达到每年 -0.35 ± 0.04 Gt 碳（相当于 12.8 亿吨 CO₂eq），即相当于 2060 年比目前

增加约 4.4 亿吨 CO₂eq（He et al., 2024）。这表明，即使未来其他碳汇保持不变，未来土地利用、土地利用变化和林业的碳汇将增加至 17.55 亿吨 CO₂eq。

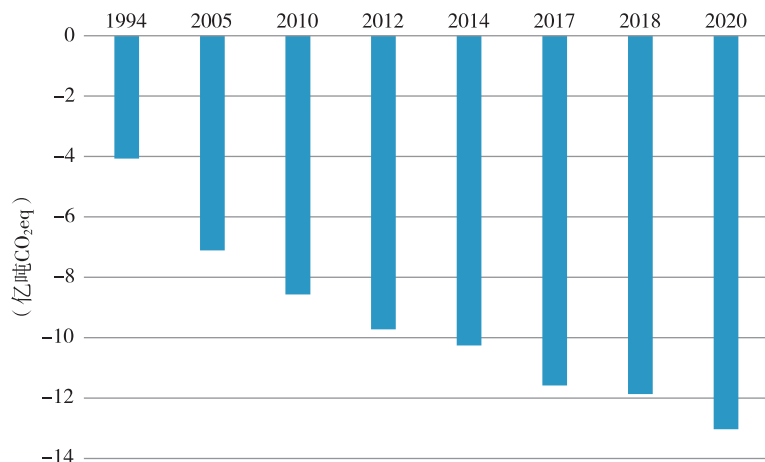


图 6-4 中国土地利用、土地利用变化和林业碳汇

来源：生态环境部发布的历次《中华人民共和国气候变化国家信息通报》和《中华人民共和国气候变化第一次双年透明度报告》

6.3 中国农业食物系统碳减排和增汇措施

6.3.1 中国农业食物系统减排措施

农业活动碳减排措施主要依赖于技术创新，包括提高农业生产力、改进作物栽培技术、实施化肥减量与保护性耕作、优化饲料配方降低反刍动物甲烷排放等。调整食物生产和消费结构、减少食物损失和浪费、减少食物供应链运输加工、储藏和包装，提高能源利用效率和增加非化石能源使用等方式均能够有效降低农业食物系统的能源消耗和温室气体排放。

第一，农业生产力水平的提升。动物生产性能提升是实现畜牧业生产力提升和碳减排双赢的关键措施。动物生产性能提升主要是通过动物育种优化畜禽的遗传特性，例如：提高产量、提高饲料转化率、增强繁育水平、降低动物碳排放强度等特性。根据 De Haas Y 等人的估计，2018–2050 年期间，通过动物选择性育种的办法可以将荷兰奶牛的生产性能提高 13%，并使甲烷排放强度下降 24%（De Haas Y et al., 2021）。过去二十多年，中国畜牧业产量显著提高，不仅满足了居民日益增长的肉蛋奶需求，同时有效降低了单位畜产品的碳排放强度。近年来，智能化与自动化技术在畜牧业中的应用显著提升了生产效率和环境可持续性。人工智能通过加强动物健康监测、优化生产力和提高农场整体效率，正在推动畜牧业转型升级（Deepika, 2024）。物联网（IoT）监控系统通过传感器实时监测温度、湿度、空气质量及动物活动，优化环境控制，提高动物生产率。目前许多的研究更加注重提升水稻品

质。未来，随着基因编辑技术选育优良品种等方式提升单产仍然具有一定的潜力。

第二，稻田甲烷减排技术。正如第二章所分析的，水分管理、施肥和有机物料管理、品种管理和耕作和栽培管理等方式都能促进水稻甲烷减排。随着高新技术的不断发展，人工智能（AI）和基因编辑技术在稻田甲烷减排领域崭露头角，并不断赋能传统减排技术以提高稻田甲烷的减排潜力。AI 技术可通过智能监测系统实时收集稻田的土壤湿度、温度、肥力等数据，并结合气象信息对甲烷产生条件进行精准分析，还可以利用机器学习算法处理监测数据并预测甲烷排放趋势，提供最佳的水分管理、施肥和种植方案，减少甲烷生成（Huan et al., 2025）。基因编辑技术通过精准修改水稻基因，调控水稻根系分泌物，改良稻田土壤微生物群落等途径对于稻田增产减排也具有巨大潜力，不仅能够从源头上减少甲烷排放，而且能提高水稻生产的可持续性。

第三，畜牧业低碳养殖技术。如第三章分析的各种畜牧业养殖技术，包括可持续发展育种、加强饲喂管理、瘤胃调控和畜禽粪污资源化利用等都能够减少畜牧业碳排放。人工智能驱动的精准饲养和可持续发展育种策略有助于提高牲畜的饲料转化率、生长速度、繁殖效率并降低甲烷排放水平。精准饲喂管理系统可使生猪饲料转化率提升 8–12%，每头猪出栏时间缩短 5–7 天（Banhazi et al., 2012）。瘤胃调控旨在通过调节和优化瘤胃内环境和微生物群落的发酵过程、PH 值等，以提高饲料消化率、改善



动物生产性能和减少环境负面影响。研究表明，改变动物瘤胃发酵模式是最有效的甲烷减排方案之一（Haque M, 2018）。理想的瘤胃调控可以带来两重效果，即提高产量和减少温室气体排放。目前，研究发现可以在饲料中添加油脂、微生物制剂、卤代化合物、海藻等甲烷抑制剂，或接种瘤胃产甲烷菌疫苗等措施进行瘤胃调控。畜禽粪便资源化利用重点是改进畜禽粪污存储及处理设施装备，推广粪污密闭处理、气体收集利用或处理等技术，提高畜禽粪污处理及资源化利用水平，鼓励有条件地区建设规模化沼气/生物天然气工程，探索沼气/生物天然气终端利用激励约束机制，推进沼气集中供气供热、发电上网以及生物天然气车用或并入燃气管网等应用。

第四，化肥减量增效也是减排的重要途径。目前国内有大量研究发现，精准施肥、水肥一体化、滴灌深施肥料等化肥减量增效管理技术，可以有效减少化肥元素挥发损失，提高作物化肥利用效率，实现减量增效（Gu et al., 2023; van Wesenbeeck et al., 2021）。Cui et al.（2018）的研究表明，2005年至2015年，约有452个县2090万农户通过优化田间管理使得粮食单产增加了10.8%~11.5%，同时使氮肥施用量减少14.7%~18.1%。Gu et al.（2023）结合1521个实验站点的数据，确定了11项减少氮流失的关键措施，这些措施可以减少30%~70%的氧化亚氮排放，同时使作物产量提高10%~30%，氮素利用效率提高10%~80%。通过少耕、免耕、地表微地形改造技术及地表覆盖、合理种植等综合配套措施，减少农田土壤侵蚀，从而起到保护农田生态环境的作用（王倩等，2023；李贵桐等，2002）。全球氮肥减排的研究结果表明，提高氮肥利用效率是减少农业碳排放最有效的策略，但需与化肥生产脱碳化协同推进，利用现有技术，到2050年，化肥的温室气体排放量最多可降至当前水平的约五分之一（Gao & Serrenho, 2023）。

第五，降低食物浪费和损失具有显著的减排潜力。第五章的研究表明，降低食物浪费与损失是实现农业食物系统减排的重要途径之一，减排潜力显著。全球层面上，Springmann et al.（2018）利用全球模型分析环境约束下食物系统的发展路径，发现在考虑联合国可持续发展目标和最大理论损失减少阈值的情况下，分别将食物损失模拟方案设定为到2050年下降50%和75%，可使温室气体排放分别减少6%~16%和9%~24%。

第六，优化膳食结构，尤其是向低碳饮食模式转变，是农业食物系统实现大规模减排的重要路径之一。在肉类碳排放生命周期研究中，每单位牛肉的温室气体排放强度是猪肉和家禽的5~10倍，是豆类等植物蛋白质的50~100倍（Poore et al., 2018）。减少畜产品消费并以植物性食品替代等饮食变化，对于助力农业食物系统向低碳或零碳转变至关重要（Roe et al., 2021）。农业农村部等在2025年发布的《中国食物与营养发展纲要（2025—2030年）》提出要优化畜禽肉类产销结构，重点扩大禽肉消费、稳定肉牛产能，发展鱼、虾蟹、贝藻类等养殖，以及推广全谷物加工和鲜食玉米、优质薯类种植。

第七，提高能源效率、优化能源结构、推广清洁能源应用也是农业食物系统全产业链减排的重要途径。用非化石能源替代化石能源能显著减少农业食物系统的能源碳排放。2000年以来，农业食物系统的能源效率提高，能源强度下降了50%。在2005~2021年期间，由于非化石能源的快速发展，2021年实现减排17.3亿吨CO₂。预计到2025年，非化石能源消费比重提高到20%左右，非化石能源发电量比重达到39%左右。

最后，农业食物系统的其他一些减排措施。通过作物轮作、间作等种植结构调整以及优化作物生产格局等其他方式，也可以在保障产量不下降的情况下减少碳排放。Xie et al.（2023）发现通过优化农业生产布局可以使农业灌溉用水减少6.5%，温室气体排放降低6.5%，同时使农民收入增加4.5%。Zhang et al.（2019）提出了畜牧业与农田重构的种养模式，模拟发现如果2030年农作物对氮的需求有一半由畜牧养殖的粪便提供，那么氮素的排放将下降到耕地的承载能力之内。碳税和碳交易市场提供了一种创新的解决碳排放问题的方法。Tang et al.（2019）的研究表明，在中国北部黄土高原农牧混合地区，模拟实施不同程度的农业碳税，结果显示小幅提高碳税可以实现农场碳排放大幅减少，种植业和畜牧业分别减少16%和33%。

6.3.2 土地利用、土地利用变化和林业碳汇（LULUCF）增汇措施

过去，中国政府实施的林业生态修复工程建设、农田管理、生态碳汇封存、草原生态保护等措施都具有显著的增汇作用，未来，应进一步采取相应措施增加碳汇。

林业生态修复工程发挥了重要的增汇作用。自



1970 年代以来,全国范围内启动了 5 个国家重大生态恢复工程,分别是三北防护林计划、长江珠江防护林项目、天然林保护项目、退耕还林计划和京津沙源治理工程项目,用于保护环境并恢复退化的生态系统。全国森林资源清查数据显示,目前人工造林约 7954 万公顷,实际森林蓄积量 175 亿立方米。根据 FAO (2020) 评估,2010–2020 年间全球新增绿地面积中约 25% 来自中国,贡献率居全球首位^①。生态恢复工程区固碳贡献总计 32.58 ± 16.47 亿吨 CO_2eq (十年期) (F. Lu et al, 2018)。

科学农田管理措施固碳成效显著。中国农田面积 19.29 亿亩^②, 占全球农田面积近 10%, 21 世纪初, 开始大规模推行的少耕免耕、秸秆还田、有机肥投入和科学灌溉等农田管理措施, 提高了土壤碳汇能力 (Sun W et al, 2010; Yu Y et al, 2012; Xie Z B et al, 2010)。通过免耕减少土壤扰动, 避免了对团聚体的破坏, 进而增加土壤有机碳的积累 (Six J et al, 2000; Six J et al, 2002); 多样化的轮作和残茬覆盖还田等方式则可增加进入土壤的外源有机质数量, 进而提高土壤固碳潜力 (Tiefenbacher A et al, 2021)。基于 60 个典型农业县 4 200 个样地的实测数据分析发现, 秸秆还田、施肥和作物根系对碳储量的增长分别贡献了 40%、30% 和 30%, 根据模型预测, 如果 50% 农田秸秆还田, 未来 20 年还将提高农田土壤碳储量 0.55 Pg C (1 Pg C = 10 亿吨碳) (方精云等, 2015)。

生态碳汇封存技术潜力巨大。基于当前农业秸秆资源量巨大, 难以被合理处理, 甚至造成环境污染的现状, 专家学者们提出将农林业废弃物加以长期封存的生态碳捕集、利用与封存技术 (Eco-CCUS, 简称生态碳汇封存技术), 在保证秸秆合理利用和适度还田基础上, 理论上可每年实现 3.8 亿吨 CO_2 的碳汇潜力, 相当于增加现有陆地生态系统 CO_2 固定率的 36.9% (Li, M et al, 2023)。在东北季节性冻土地区, 低温导致秸秆还田后难以快速腐质化, 使该地区具有更大的推广潜力。更为重要的是, Eco-CCUS 途径的成本远远低于工业碳捕集、利用与封存技术, 且可以减少秸秆和农林废弃物燃烧 (Li, M et al, 2023)。

草原生态保护与建设在陆地碳循环中发挥着重要作用。中国草地面积约 2.9 亿公顷, 占国土面积的 30.5% (Fang J Y 等, 2018)。中国高度重视草原生态保护与建设, 深入推进退耕退牧还草、天然草

地封育和退化草地恢复措施等草原保护建设工程。这些工程对土壤的改善具有重要作用, 还草封育后, 较小的人为扰动, 较大的植被覆盖和较多的有机结合剂输入使得土壤更易形成团聚体结构 (李映雪等, 2023), 团聚体的形成是土壤碳贮存的重要机制, 尤其是对有机碳的物理保护 (Mustafa A 等, 2020; 刘中良和宇万太, 2011), 最终使有机碳逐步增加, 增强土壤的碳汇能力。

6.4 中国农业食物系统减排措施的效果评估分析

6.4.1 跨学科评估模型——中国农业大学农食系统模型 (CAU-AFS Model)

本研究基于中国农业大学农食系统模型 (CAU-AFS Model) 预测了未来农产品供给和需求情况, 包括农产品产量和面积变化, 以及未来中国各个行业增加值情况。在此基础上, 依据前面章节和本章减排措施的梳理, 设计了相应的减排模拟方案, 用以分析各类减排措施对食物生产、消费、温室气体排放等综合影响。CAU-AFS 模型系统整合了多个模型, 充分发挥不同学科模型的优势, 包括农业局部均衡模型和一般均衡模型, 以及营养与健康、自然资源和环境模块, 主要目的是用于支持农业食物系统转型中的重大跨学科问题研究, 并为政府提供及时有效的多目标决策参考依据。在本研究中, 为模拟农业食物系统减排措施效果, 采用了中国农业空间局部均衡模型、以及含有碳排放模块的中国动态一般均衡模型。其中, 中国农业空间均衡模型主要用于模拟未来的食物供需, 依据“大食物观”和“大资源观”概念, 该局部均衡模型基于 85 种农产品、农产品加工品和副产品的供需平衡表, 基于供需均衡理论, 当供给与需求相等时市场出清, 共同决定价格。模型的基准年为 2021 年, 通过递归动态方法运行至 2060 年。中国动态一般均衡模型主要用于预测农业食物系统的 GDP 产业发展, 结合碳排放模块, 估算能源碳排放。该模型使用通用代数建模系统 (GAMS) 进行求解。

6.4.2 模拟方案设计

本研究设计了基准方案和模拟方案两大类方案, 其中, 基准方案为参照方案, 模拟方案则用于

① <https://openknowledge.fao.org/items/0da2884a-8923-440f-a780-040a566b9c80>

② http://www.npc.gov.cn/c2/c30834/202412/t20241223_441882.html



分析不同情景下的减排效果。

首先，基准方案情景。为了更好的研判未来农业食物系统碳排放趋势，我们首先预测了未来农业食物系统的消费需求、生产和增加值的变化趋势，这主要取决于未来经济发展、人口总量及其结构和技术进步率的变化。依据国家统计局数据，2021 年人口总量已经达峰，2024 年人口为 14.08 亿人，城镇化率已经达到 67%，经济平稳增长。未来人口增长率参考联合国人口发展署关于中国最新人口展望的中方案增长率，2035 年人口总量将下降至 13.64 亿人，城镇化率提高至 75%，2060 年人口总量进一步下降为 11.32 亿人，城镇化率提高至 82%。利用中国动态一般均衡模型（CGE）预测未来全国 GDP 和农业食物系统的 GDP，2025–2035 年的经济增长速度为 3.5%~5.5%，2035 年以后经济增速下降，在 2.0%~3.5%。城乡居民收入将继续保持增长，农村居民收入增长略快于城镇居民。未来科技进步增长率主要参考历史的作物单产变化和畜产品产量变化，耕地总面积保持相对稳定。农业食物系统能源效率提高，能源使用强度下降，假设每年下降 1 个百分点，2035 年和 2060 年分别下降 17.5% 和 36%，非化石能源使用比例提高，假设 2035 年和 2060 年分别提高到 25% 和 37.5%。

其次，模拟情景设计。本研究重点是综合前面章节的模拟方案，从农业生产力水平提高、低碳技术、生产结构调整、减少食物损失和浪费、能源转型五个方面深入分析其减排潜力，以及这些综合措施的减排效果。其中，方案 1 生产力水平提高（SPROD）方案，主要分析粮食单产和畜产品生产

力水平提高，其中，2035 年分别提高 5% 和 10%，2060 年分别提高 10% 和 30%。低碳技术方案设计了方案 2、方案 3 和方案 4，分别是水稻减排技术（SRICE）、畜牧业绿色技术（SLIVE）和化肥减量增效技术（SFERT）。水稻减排技术方案（SRICE）模拟分析了水分管理、品种管理、耕作和栽培管理、施肥和有机物料管理。畜牧业减排技术方案（SLIVE）聚焦饲料优化、瘤胃调控和粪污资源化利用三项绿色减排技术：通过精准饲喂、低蛋白日粮管理等方式提升饲料转化率，预计到 2035 年和 2060 年分别提高 20% 和 30%；通过采用饲料添加剂实施瘤胃调控，可使 2035 年和 2060 年肠道发酵的碳排放量分别减少 25% 和 40%；通过强化粪便管理，显著降低畜牧业粪便中的氧化亚氮和甲烷排放。化肥减量增效技术方案（SFERT）重点是模拟分析提高化肥利用效率、减少农地氧化亚氮排放的路径，同时通过降低化肥需求和生产，减少化肥生产环节的碳排放。生产结构调整方案（SSTRC）以营养健康为导向，模拟分析居民生产与消费结构调整的情景，具体包括通过增加杂粮对部分水稻的替代、禽肉和鱼虾对红肉的替代，优化生产与消费结构。减少食物损失和浪费（SWAST）方案重点是模拟同时减少生产端和消费端的食物损耗带来的碳排放。能源转型方案（SENRG）主要包括提高能源效率及增加非化石能源在农业食物系统能源消费中的比重。最后是综合模拟方案（SCOMB），同时模拟以上 6 个方案。模拟方案设计具体见下表 6-1。

表 6-1 模拟方案设计

方案名称	生产力变化和碳排放变化
基准方案	一切照旧情景，农业活动的碳排放因子不变，农业食物系统能源效率提高（每年 1 个百分点），能源使用强度下降（每年 0.5 个百分点）：2035 年提高到 17.5%，2060 年提高到 35.8%；非化石能源消费比例提高：2035 年提高到 25%，2060 年提高到 37.5%。
生产力提高（SPROD）	逐步提高水稻和畜牧业生产力：2035 年水稻单产提高 5%；畜牧业提高 10%；2060 年水稻单产 10%，畜牧业提高 30%。 水稻碳排放强度下降：2035 年下降 5%，2060 年下降 10%；畜牧业碳排放强度下降：2035 年下降 10%，2060 年下降 30%。
水稻低碳技术（SRICE）	水分和养分管理、品种和耕作和栽培管理等综合技术措施，2035 年水稻单产提高 5%；2060 年提高 9%。 水稻碳排放强度下降：2035 年下降 32%；2060 年下降 67%。
畜牧业低碳技术（SLIVE）	瘤胃管理、饲料转化率提升、低蛋白日粮和粪便管理等技术：2035 年饲料转化率提高 10%，2060 年提高 20%。 畜牧业碳排放强度下降：肠道发酵，2035 年下降 25%，2060 年下降 40%；粪便管理，依据不同的畜种减排率：2035 年，氧化亚氮下降（牛 20%，奶牛 24%，生猪 32%，羊 13.5%），甲烷下降（牛羊 22.5%，奶牛 52.5%，生猪 45%）；2060 年，氧化亚氮下降（牛 32%，奶牛 34%，生猪 48%，羊 24%），甲烷下降（牛羊 45%，奶牛 67.5%，生猪 60%）。
化肥减量增效技术（SFERT）	假设化肥利用效率在 2035 年和 2060 年分别提高 10% 和 20%。 农用地碳排放强度下降：2035 年下降 10%，2060 年下降 20%；化肥生产的碳排放在 2035 年和 2060 年分别减少 10% 和 20%。



续表

营养导向下生产结构调整（SSTRC）	假设减少水稻和红肉的生产和消费，增加杂粮、禽肉、水产品的生产和消费。水稻面积减少：2035 年 5% 和 2060 年 10%；杂粮面积相应增加。2035 年，红肉消费比例调减，白肉比例调增至 55%，2060 年白肉消费比例调增至 70%。
减少损失和浪费（SWAST）	假设食物生产和消费环节损失浪费减少：2035 年下降 50%，2060 年下降 75%，基准损耗率参照第五章。
能源转型（SENRG）	农业食物系统能源效率提高，能源强度下降：2035 年 22%，2060 年 46%；非化石能源比例提高：2035 年 33%，2060 年 66%。
综合方案	综合上述方案

注：作者整理

6.4.3 农业食物系统未来碳排放预测分析

本研究首先分析未来农产品的消费与生产趋势，并进一步分析农业食物系统的碳排放总量及其变化趋势的预测结果，为研判未来农食系统碳排放提供参考，同时作为参考对照方案。

首先，基准方案下未来农产品的消费和生产情况。未来随着经济的发展，居民膳食消费结构进一步调整，见图 6-5。2025-2060 年期间，谷物消费继续下降，尤其农村居民的谷物消费下降显著，逐渐与城镇居民消费趋同，城镇居民的谷物消费相对平稳。当前人均谷物消费量为 158 千克/年，2035 年将下降至 148 千克/年，降幅 6.36%，2060 年进一步降至 139 千克/年，较当前水平下降 12 个百分点。未来，水产品 and 奶类消费量增长明显，当前我国人均水产品消费量为 25 千克/年，2035 年将增至 32 千克/年，增幅 28%；到 2060 年增长至 50 千克/年，较当前水平翻一倍。2021 年，人均奶类消费量为 22 kg/年，预计 2035 年增至 28 kg/年，增

长 29%，2060 年将达到 39 kg/年，较 2021 年增长 77%。其他食物，坚果、水果、畜禽肉、蔬菜和禽蛋到 2060 年均不同幅度增长。其中，畜禽肉类的消费结构也有所调整，牛羊肉和禽肉的消费增速较快，猪肉消费需求趋于稳定。由于动物性食物消费需求增加，未来畜产品产量继续增加，对饲料粮的需求仍将保持增长，在 2035 年后趋于平稳。由于人口总量下降和城镇化水平的快速发展，未来粮食直接食物消费量呈现下降趋势，其他食物的消费总量增幅趋于平缓，增速略慢于人均食物消费的增长。未来食物生产趋势呈现相似发展趋势。与 2021 年比，2060 年稻谷和小麦的产量下降 26% 和 11%，面积分别下降 35% 和 20%，玉米面积增加 6%，产量增加 13%。畜产品生产方面，奶类产量增长较快，2060 年比 2021 年增加了 51%，其次是牛肉和羊肉产量增加 25% 和 22%，禽肉、禽蛋和猪肉产量增长幅度有限，具体见图 6-6。

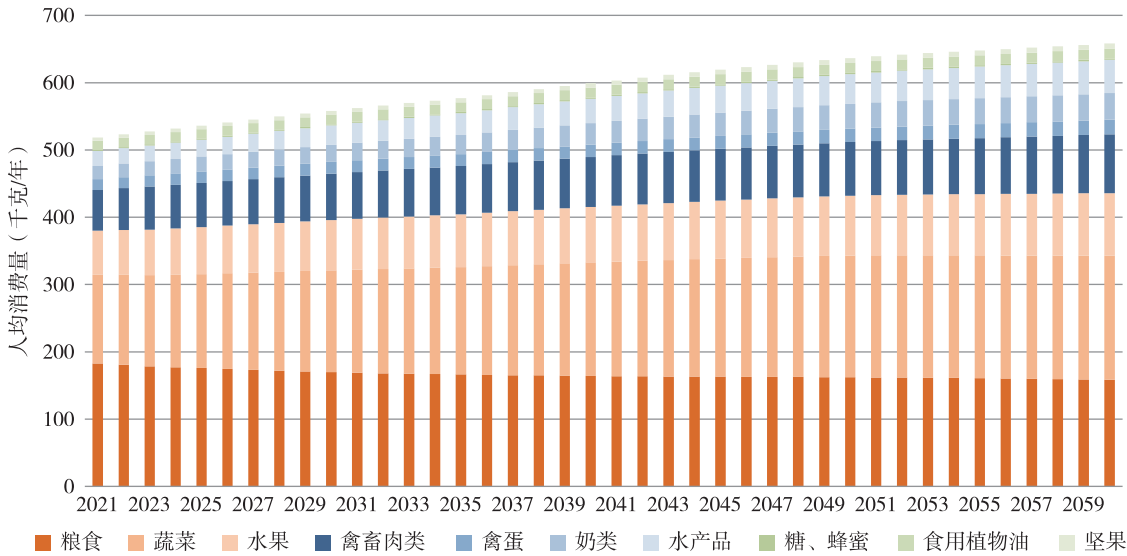


图 6-5 2021-2060 年中国居民人均食物消费量预测

来源：CAU-AFS 模型

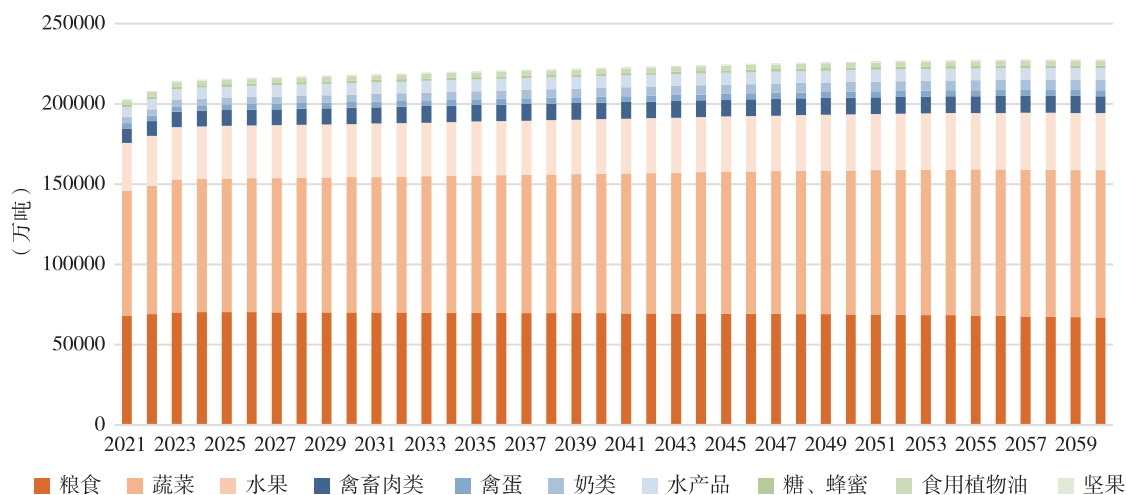


图 6-6 2021-2060 年中国农产品产量预测

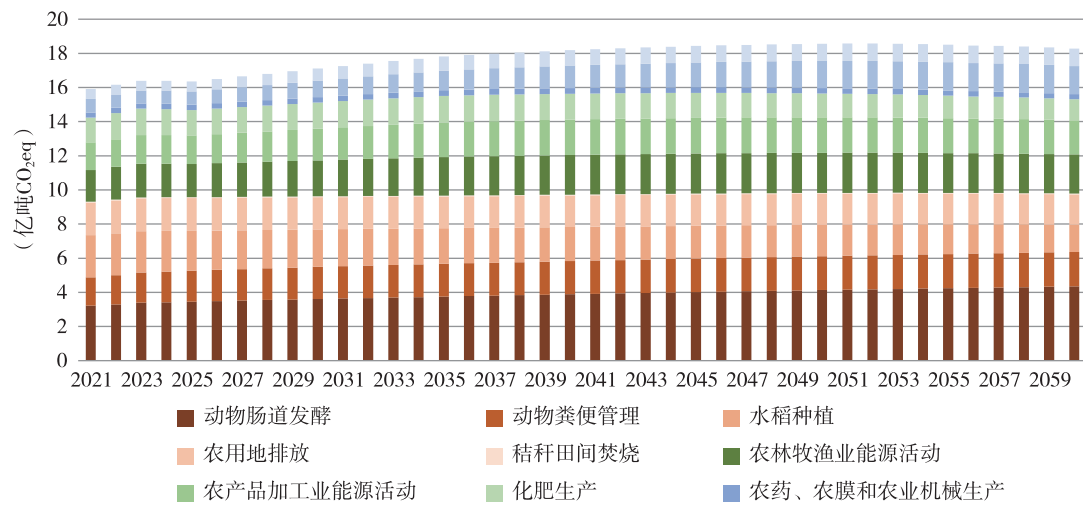
来源：CAU-AFS 模型

其次，随着经济的发展，未来农业食物系统的经济增长总体放缓。其中，农业 GDP 增长率在 2025-2030 年间维持在 3% 左右，2030-2040 年间将下降到 2%~3%，2040-2060 年将进一步放缓至 1~2%。肥料和农药的 GDP 增速基本与农业 GDP 同步，农产品加工业 GDP 的增长率稍快于农业 GDP 的增长速度。农业机械、农膜、交通运输仓储、批发零售和餐饮业的 GDP 增速相对较快，2025-2035 年间的年均增长率为 5%~6%，2035-2045 年下降为 4% 左右，2045-2060 年为 2%~3%。

第三，未来农业食物系统碳排放呈先增后稳总体趋势。未来农业食物系统的碳排放量从 2021 年的 15.9 亿吨 CO₂eq，增加至 2037 年的 18 亿吨 CO₂eq 左右，后缓慢增加，2060 年达到 18.82 亿吨 CO₂eq，比 2021 年增加 18.4%，见图 6-7。其中，农业活动的碳排放增长相对缓慢，从 9.31 亿吨 CO₂eq 增加至 10.33 亿吨 CO₂eq，比 2021 年增加 11%。未来，由于农业食物系统的 GDP 增长快于农业，中间投入品化肥农药和农用机械增加，农业产业链延长，农产品加工、交通运输、批发零售和餐饮增长相对较快，未来农业食物系统的能源消费量和碳排放量都呈增长趋势。由于未来能源强度的下降和非化石能源的使用量增加。农业食物系统能源碳排放的增长趋缓。农业食物系统的能源碳排放将从 2021 年的 6.5 亿吨 CO₂eq 持续增加，到 2034 年达到 8 亿吨 CO₂eq 左右，2045 年达到峰值 8.7 亿吨

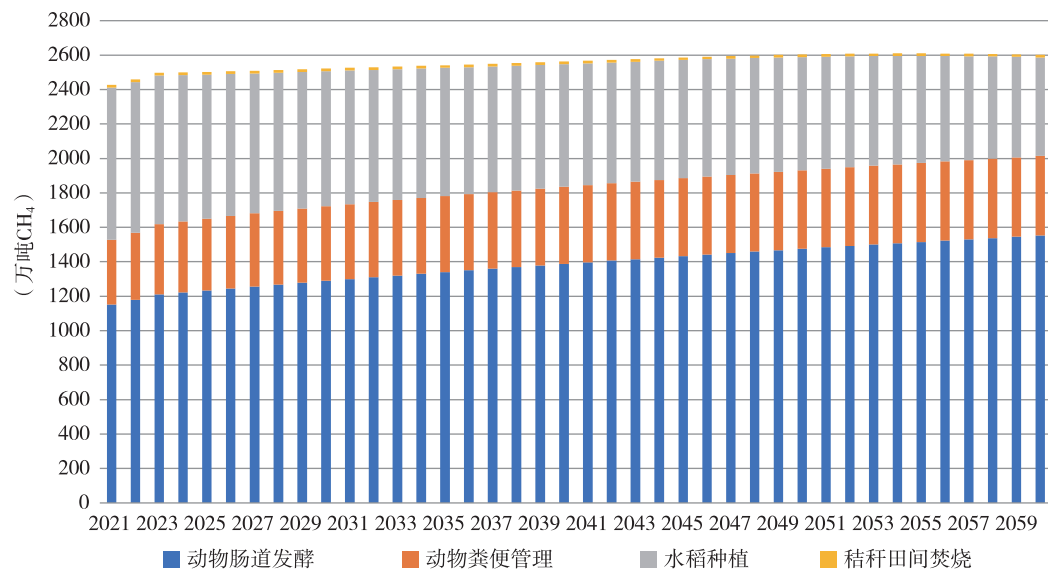
CO₂eq（较 2021 年增加约 34%），随后有所回落，到 2060 年回落至 8.5 亿吨 CO₂eq 左右。

最后，未来农业活动甲烷和氧化亚氮排放量趋于稳定。由于未来稻谷的消费和生产都呈下降趋势，而单产水平提高，种植面积下降，因此，稻田的甲烷排放大幅减少。到 2060 年稻田甲烷排放量降至 572 万吨（1.6 亿吨 CO₂eq），比 2021 年下降 35%；同期秸秆焚烧甲烷排放也有所下降，降幅为 7%。但是，由于畜产品产量增加，畜牧业肠道发酵和粪便管理的碳排放仍呈增长趋势，但增速放缓。由于牛羊肉和奶类消费和生产增长较快，肠道发酵的甲烷排放增长相对较快，与 2021 年相比，2035 年和 2060 年分别增加 16% 和 35%，粪便管理甲烷排放 2035 年和 2060 年分别增加 18% 和 23%。总体而言，未来农业甲烷排放总体趋于稳定，2035 年和 2060 年分别为 2542 万吨（7.1 亿吨 CO₂eq）和 2600 万吨（7.6 亿吨 CO₂eq），较 2021 年分别增长 5% 和 7%，具体见图 6-8。未来农业活动氧化亚氮排放量基本稳定，在 95 万吨（2.5 亿吨 CO₂eq）左右波动，见图 6-9。其中，农业地碳排放稳中略降，2035 年和 2060 年分别为 70 万吨（1.85 亿吨 CO₂eq）和 67 万吨（1.78 亿吨 CO₂eq），分别下降 3% 和 7%，而粪便管理的氧化亚氮的排放量增幅更加明显，2035 年和 2060 年分别为 26 万吨（6890 万吨 CO₂eq）和 27 万吨（7155 万吨 CO₂eq），分别增加 13% 和 21%。



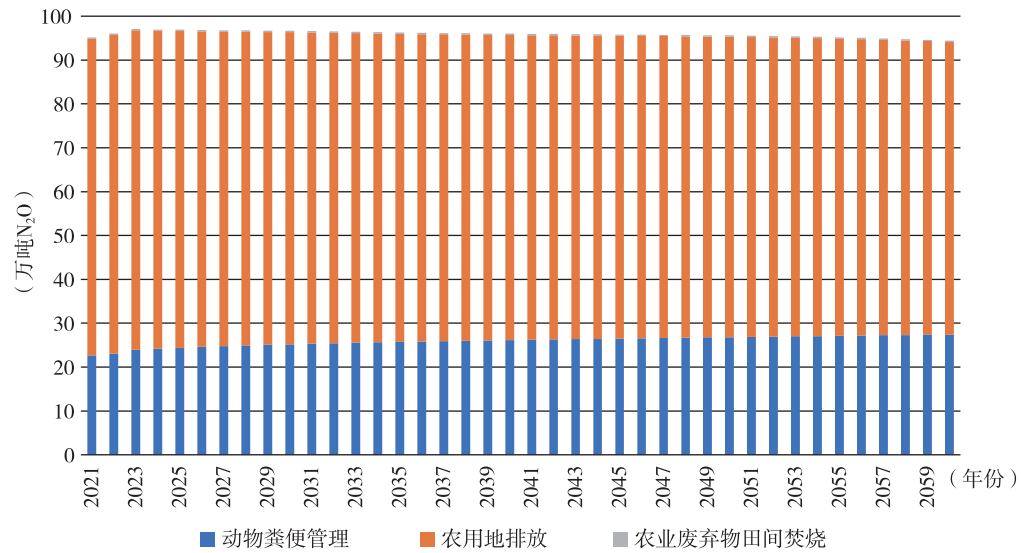
来源：CAU-AFS 模型

图 6-7 2021-2060 年中国农业食物系统碳排放量预测



来源：CAU-AFS 模型

图 6-8 2021-2060 年中国农业活动甲烷排放量预测



来源：CAU-AFS 模型

图 6-9 2021-2060 年中国农业活动氧化亚氮排放量预测

6.4.4 不同减排措施方案的减排效果及其对产量影响的模拟结果

在预测未来农业食物系统碳排放的基础上，本研究进一步模拟了各类减排方案的减排效果及其对产量的影响。总体上，各种措施都有助于减少农业食物系统的碳排放，并且随着时间推移，减排效果越显著。

首先，各种减排措施可以大幅减少农业食物系统温室气体排放量，见图 6-10。生产力提高模拟方案（SPROD）下，农业食物系统碳排放会随着生产力水平的提高，碳排放强度下降，农业食物系统碳的排放增速明显趋缓，2035 年为 17 亿吨 CO₂eq，2060 年为 17.6 亿吨 CO₂eq，分别比基准方案下降约 5%。在采取水稻减排措施方案（SRICE）后，2035 年和 2060 年分别减少 0.24 亿吨 CO₂eq 和 0.84 亿吨 CO₂eq，占农业食物系统碳排放总量的 1.3% 和 4.8%。畜牧业碳排放的基数较大，也是未来减排的重点领域，减排潜力较大，2035 年和 2060 年比基准方案减少 1.50 亿吨 CO₂eq 和 3.54 亿吨 CO₂eq，农业食物系统的碳排放分别下降 8.5% 和 19.5%（SLIVE）。化肥减量增效方案（SFERT）一方面减少了化肥使用带来的碳排放，另外一方面化肥生产量也会随着使用量的减少而相应的减少。化肥减量

措施带来的碳减排不容小觑，2035 年和 2060 年化肥减量措施使得碳排放量分别下降 0.44 亿吨 CO₂eq 和 0.75 亿吨 CO₂eq，分别减少农业食物系统碳排放总量的 2.5% 和 4.1%。综合三种绿色技术来看，2035 年可以实现减排 15%，2060 年可减少 28%，绿色技术减排是未来最具减排潜力的措施。以营养为导向优化农产品生产结构方案（SSTRC）也能够减少一定的碳排放。通过增加杂粮杂豆、禽肉的消费和生产，同时减少稻谷小麦主粮、红肉的消费可以减少碳排放，2035 年和 2060 年分别减少 1.33 亿吨 CO₂eq 和 2.47 亿吨 CO₂eq，分别减少 7.5% 和 13.5%。减少食物损失与浪费也可以在一定程度上减少碳排放，2035 年和 2060 年分别减少碳排放 0.3 亿吨 CO₂eq 和 0.52 亿吨 CO₂eq，分别减少农业食物系统碳排放的 1.6% 和 2.9%。未来的能源利用效率提高和绿色能源转型是减少碳排放的重点措施，2035 年和 2060 年可以分别减少 1.23 亿吨 CO₂eq 和 4.54 亿吨 CO₂eq，分别减少农业食物系统碳排放的 6.9% 和 24.8%。这些综合措施的叠加效果来看，到 2035 年，农业食物系统碳排放可以减少 6.1 亿吨 CO₂eq，比基准方案减少了 34.4%，2060 年，农业食物系统碳减排的幅度可以翻倍，高达 11.8 亿吨 CO₂eq，比基准方案减少 64.4%，2060 年排放量仅为 6.5 亿吨 CO₂eq。

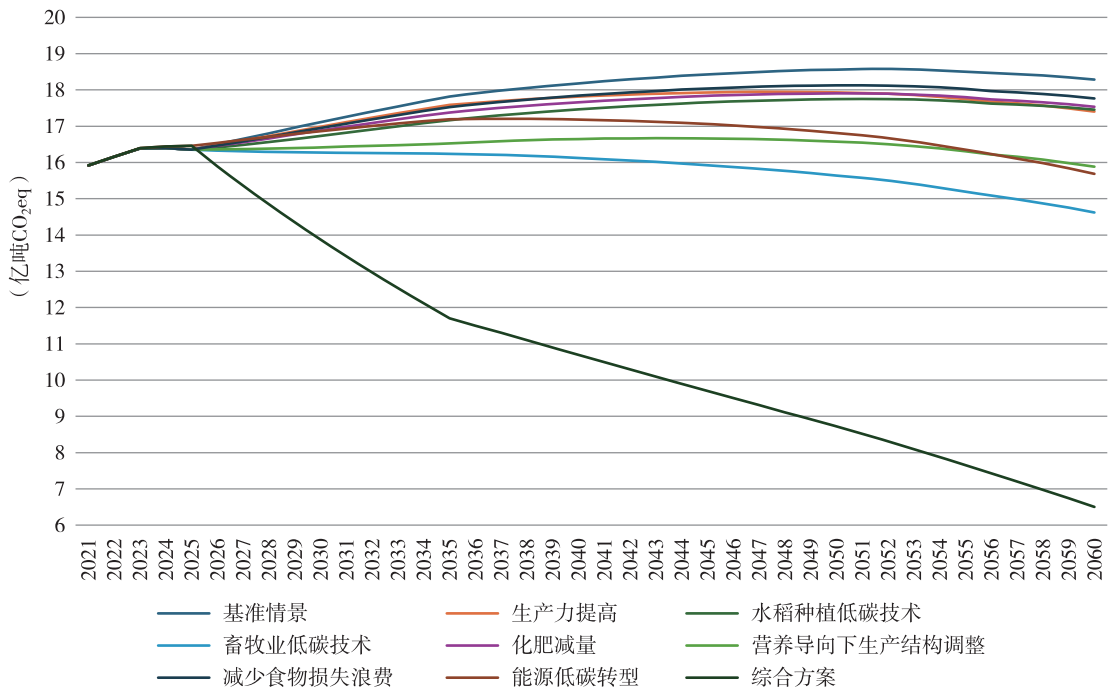


图 6-10 不同减排措施方案下中国农业食物系统温室气体变化

来源：CAU-AFS 模型结果



其次，不同减排措施对于减少农业活动甲烷和氧化亚氮排放作用效果分别见图 6-11 和图 6-12。生产力提高、水稻低碳技术、畜牧业低碳技术、营养导向下食物消费和生产结构调整、减少食物损失浪费量都可以不同程度的减少甲烷和氧化亚氮的排放量，综合方案下减排效果更加显著。相对于基准方案，生产力技术水平提高方案下，农业食物系统甲烷排放量在 2035 年和 2060 年可以分别减少 3.2% 和 11.2%。水稻低碳技术方案下，农业食物系统甲烷排放量在 2035 年和 2060 年可以分别减少 9.2% 和 11.3%。畜牧业低碳减排技术效果更加显著，2035 年和 2060 年可以分别减少 19.5% 和 46.0%。营养导向下生产结构调整方案下也可以实现一定的甲烷减排，2035 年和 2060 年可以分别减少 17.7% 和 32.2%。减少食物损失浪费不仅可以节约食物，也可以减少甲烷排放，2035 年和 2060 年可以分

别减少 3.6% 和 6.4%。综合方案下，农业食物系统的甲烷减少排放量减幅显著，在 2035 年可减少至 1665 万吨（约 4.7 亿吨 CO₂eq），比基期减少 42.9%，2060 年减幅可以达到 72.9%，减少至 731 万吨（约 2 亿吨 CO₂eq）。不同减排措施也可以显著减少农业食物系统氧化亚氮的排放，但减幅显著小于甲烷。其中，畜牧业低碳技术可以减少粪便管理的氧化亚氮排放量，2035 年和 2060 年分别比基期减少 7.6% 和 12.6%。在化肥减量增效方案下，2035 年和 2060 年分别比基期减少 7.1% 和 13.7%。在生产力提高、营养导向下生产结构调整和减少食物损失和浪费方案下，氧化亚氮的排放量降幅有限，2060 年分别下降 2.6、5% 和 2.3%。综合方案下，农业食物系统的氧化亚氮排放量在 2035 年和 2060 年分别为 75.7 万吨（约 2 亿吨 CO₂eq）和 65.7 万吨（约 1.7 亿吨 CO₂eq），比基准方案减少 16.6% 和 29.4%。

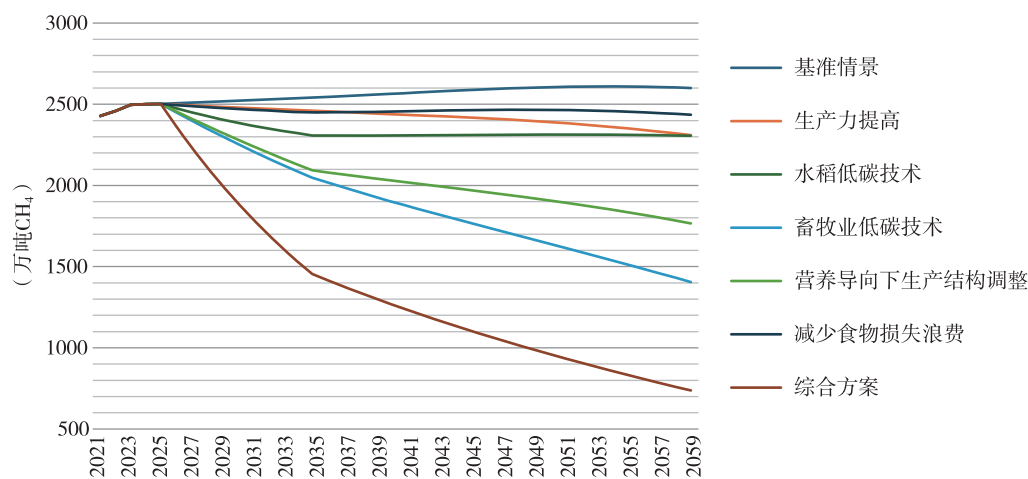


图 6-11 不同减排措施方案下中国农业活动甲烷排放量变化

来源：CAU-AFS 模型

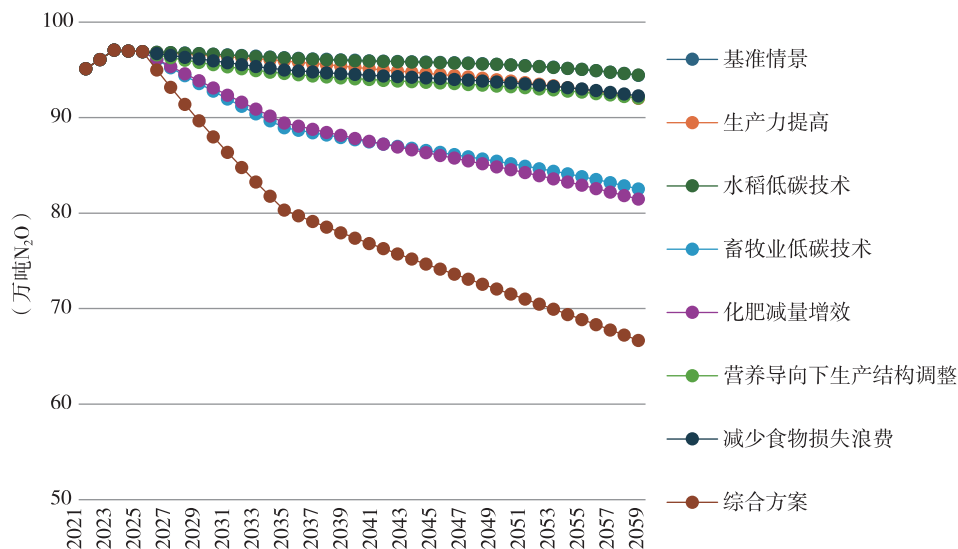


图 6-12 不同减排措施方案下中国农业活动氧化亚氮排放量变化趋势

来源：CAU-AFS 模型



最后，不同减排措施对农业食物系统生产的影响。各种减排方案在碳减排效果的同时，也会通过不同机制对农产品产量产生影响，具体见图 6-13。第一，在生产力水平提升方案下，2035 年，农业生产率水平提高后，主粮产量相较于基准模拟方案增加了 1430 万吨，增长 2.3%，畜产品的产量增长幅度更加显著，猪肉、禽肉、奶类和禽蛋总产量分别增加 556 万吨（9.1%）、221 万吨（7.9%）、476 万吨（9.3%）和 268 万吨（7.4%）。第二，实施稻田甲烷减排技术（SRICE）方案，粮食总产量增加 686 万吨（1.09%）。由于稻谷生产力水平的提高，种植面积下降，有更多的土地用于生产其他产品，如蔬菜产量增加 522 万吨（0.61%）。第三，畜牧业养殖的低碳技术方案（SLIVE）不仅能够小幅提高畜牧业产量，猪肉、禽肉和奶类产量都分别增加 100~160 万吨，牛羊肉分别增加 20 万吨左右，而且通过精准营养饲喂提高饲料转换率，减少对粮食的饲料需求，主粮产量减少 1648 万吨

（-2.62%），同时更多的耕地用于种植蔬菜，蔬菜产量增加 2096 万吨（2.45%）。第三，调整生产结构方案下（SSTRC），2060 年，杂粮和豆类的产量增长量及增长率依次为 2450 万吨（2.45 倍）和 1547 万吨（39.5%），禽肉和鱼虾类分别增加 2318 万吨和 1579 万吨，但主粮下降 2686 万吨，猪肉、牛肉和羊肉总产量分别减少 2933 万吨、446 万吨和 308 万吨。第四，降低食物浪费方案下（SWAST），主粮产量可以减少 2776 万吨（-4.73%），畜禽产品产量减少 4%~8%，猪肉减少 526 万吨，禽肉减少 177 万吨（-8.6%）。在综合方案下（SCOMB），除主粮和猪肉外，大部分产品的产量都会增加。提升农业生产率水平、实施稻田甲烷减排技术、实施畜牧业养殖的低碳技术、调整生产结构、降低食物浪费及综合减排方案这 6 项减排方案仍会对各类农产品的总产量产生不同幅度的影响，2060 年与 2035 年的影响方向相同，但影响幅度较 2035 年更为显著。

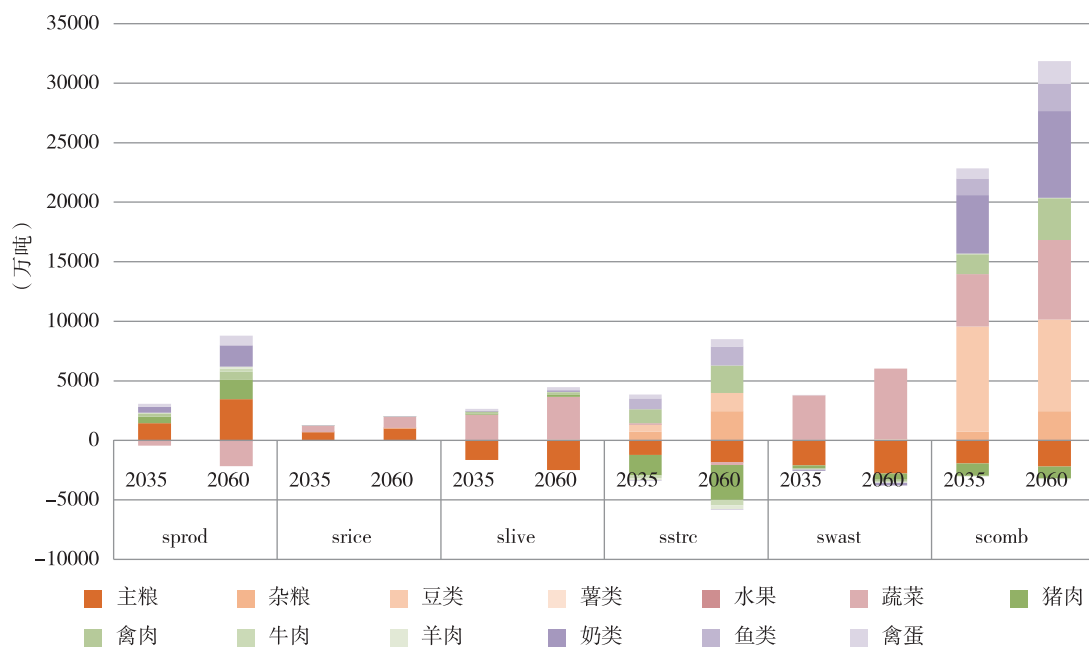


图 6-13 不同模拟方案下各种农产品产量的变化量

来源：CAU-AFS 模型结果

6.5 中国农业生态系统碳汇未来潜力预测

森林生态系统增汇潜力巨大。有研究借助各区域主要优势树种（组）的蓄积-林龄生长模型，结合第九次森林资源清查样地数据，对 2060 年前我国森林蓄积量展开了预测，在此基础上，基于森林分生物量碳汇预测方法，系统梳理得出了 2060

年前中国森林生物量碳库的预测结果（付晓等，2022），见图 6-14，预计至 2030 年，中国森林蓄积量将攀升至 204.73 亿 m^3 ；到 2060 年，这一数值将进一步增长至 286.45 亿 m^3 。相较于 2014-2018 年期间 170.06 亿 m^3 的森林蓄积量水平，2030 年和 2060 年分别实现了 34.67 亿 m^3 和 116.39 亿 m^3 的



增量。中国森林生物量碳库在未来几十年中将持续增加。森林碳库到 2030 年达到 9.27 Pg C (1PgC=10 亿吨碳), 到 2060 年可达到 13.04 Pg C, 与 2014—

2018 年的 7.57 Pg C 相比分别增加了 1.70 Pg C 和 5.47 Pg C, 与 2020 年数据相比, 累计增汇 4.34 Pg C, 年均增加 0.11 Pg C。

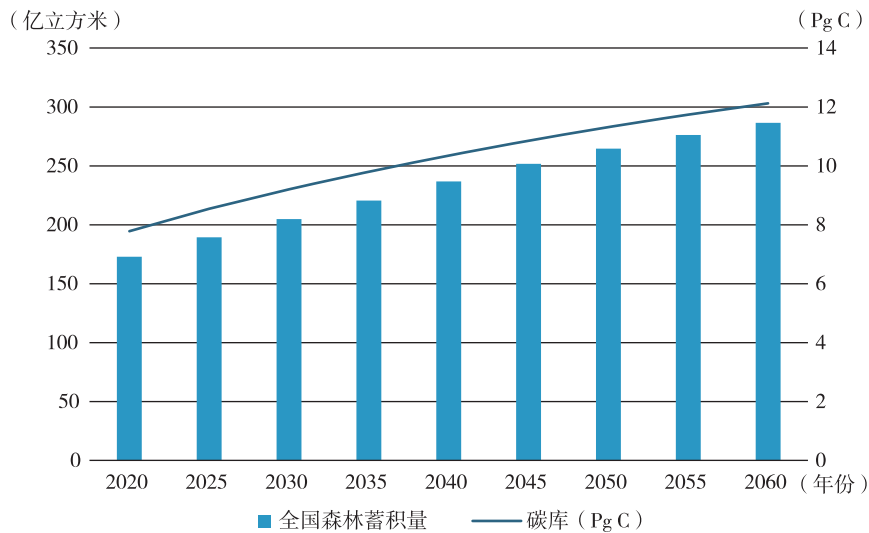


图 6-14 2020-2060 年中国森林蓄积量预测和森林生物量碳库预测

数据来源：付晓等（2022）

农地碳汇提升潜力可观。有研究预测了 2025—2030 年中国在两种不同情景下保护性耕作对农地净碳汇的提升效果。其中，情景 1 为东北地区基本实现保护性耕作；情景 2 则是北方地区及皖北、苏北基本实现保护性耕作（薛彩霞等，2022）。研究数据显示（见图 6-15），在情景 1 下，2025—2030 年间中国保护性耕作的固碳潜力增长相对平缓。到 2030 年，全国保护性耕作的净碳汇潜力将达到 2.12 亿吨 CO₂eq，相较 2025 年提升了 14%。而在情景

2 中，2025—2030 年期间保护性耕作的固碳能力始终保持稳定增长态势，至 2030 年净碳汇规模可达 2.92 亿吨 CO₂eq，约为 2025 年的 1.57 倍。两种模拟情景均充分表明，通过保护性耕作实现碳汇提升的潜力十分可观。为进一步拓展未来碳汇空间，建议将保护性耕作技术的推广重点逐步从东北、西北地区向中部和南方地区延伸，同时通过政策引导、技术培训等多种方式，全面提升各省份和区域对保护性耕作模式的接受度与应用水平。

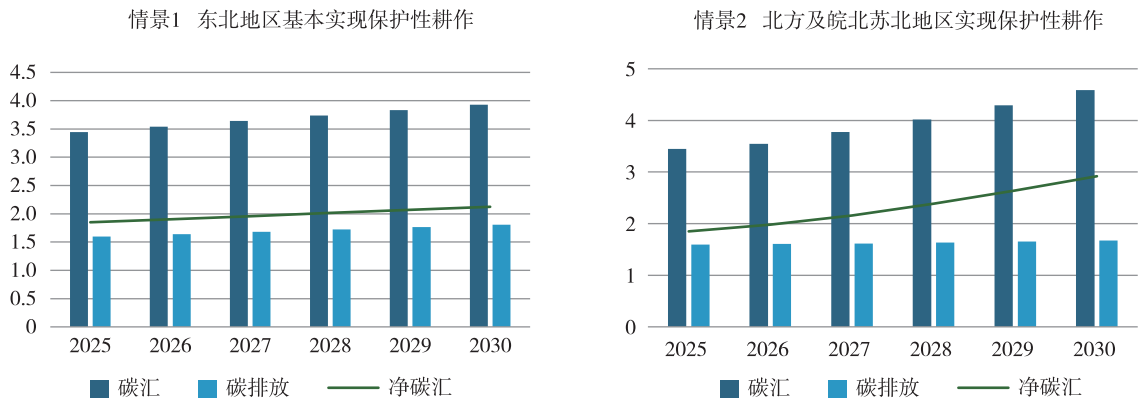


图 6-15 中国保护性耕作净碳汇潜力预测（亿吨 CO₂）

数据来源：薛彩霞等（2022）。

草原固碳能力增长空间显著。近年来，中国政府高度重视草原生态保护与建设，持续加大资金投

入，深入推进多项草原保护建设工程。同时，建立并完善草原生态保护补助奖励机制，增强了草原生



态系统的碳汇能力。相关研究显示,在不同发展情景下,中国草地碳汇能力呈现出显著差异。若维持当前草地管理措施实施面积的发展趋势,草地碳汇量将基本保持稳定,2030年预计达到 -1.27 ± 0.049 亿吨 CO_2eq ;若在延续现有管理面积发展趋势的基础上,全面推行人工草地建设或实施禁牧政策,草地碳汇量将经历快速增长期,随后进入稳步上升阶段,2030年预计分别达到 -2.13 ± 0.15 亿吨和 -2.32 ± 0.16 亿吨 CO_2eq (胡国铮,2023)。

6.6 结论和政策建议

本研究核算了农业食物系统的历史碳排放,基于未来农产品供需情况和农业食物系统GDP的发展趋势,预测了未来农业食物系统碳排放总量及其结构变化,梳理了现有各种减排措施,模拟分析了不同措施的减排潜力,主要得出以下结论:

首先,农业食物系统的温室气体排放居高不下,仍是重要的排放来源。随着农业生产快速发展和农业产业链延长,农业食物系统的碳排放量显著增加,从2015年的12.35亿吨 CO_2eq 增加至接近16亿吨 CO_2eq ,占全部碳排放的12%。2021年,农业活动带来的甲烷、氧化亚氮排放量分别为6.8亿吨 CO_2eq (2427.9万吨)和2.5亿吨 CO_2eq (94.9万吨),分别占甲烷和氧化亚氮排放总量的40%和45%。

其次,若不采取有效措施,未来农业食物系统的碳排放仍将持续增加,难以实现2060年的碳中和目标。尽管未来人口总量和粮食消费量下降、能源效率提升和非化石能源快速发展,但居民对动物性食物的消费需求仍然在增加,农业产业链延长,能源消耗增加。未来农业食物系统甲烷和氧化亚氮排放总量相对稳定,但其结构将发生显著变化。水稻甲烷排放量因种植面积缩减而明显下降,农用地氧化亚氮排放也有所降低,但畜牧业甲烷排放量将继续增加。与此同时,农业食物系统能源的二氧化碳排放也在增加。总体上,农业食物系统的温室气体排放量仍然增加,超过18亿吨 CO_2eq 。

第三,中国土地、土地利用和林业的碳汇显著增加,林业生态修复工程建设、农田管理、生态碳汇封存、草原生态保护等许多措施对增汇具有显著的作用,2021年土地、土地利用和林业的碳汇增加至13.15亿吨 CO_2eq ,未来,森林、农田保护性耕作和草原仍具有巨大的碳汇潜力。

最后,农业食物系统碳排放来源复杂,单一措施的减排效果有限,必须采取多措并举的综合措施。如果未来采取强有力的减排措施,农业食物系统的减排潜力巨大,并能够在一定程度上实现增产和减排的协同效应。提高农业食物系统生产力水平、采取低碳技术、调整生产结构、减少食物损失和浪费、能源转型等措施都能够不同程度的减少碳排放。2060年,采取综合措施的减排潜力可超过60%,减排至6.5亿吨 CO_2eq 。目前的土地利用、土地利用变化和林业的碳汇量不足以中和农业食物系统的碳排放,存在近5亿吨的缺口,若农业食物系统采取了综合措施减排,同时未来碳汇增加,则不仅能中和农业食物系统的碳排放,而且还有11亿吨的碳汇剩余,将为全行业碳中和目标做贡献。

过去十年,中国政府采取了一系列措施推进农业绿色发展,农业食物系统的碳排放强度下降显著。未来,多种措施都可以实现减排,农业食物系统减排潜力巨大。然而,目前这些减排措施推广面临各种挑战,推广应用范围较小,需要政府和社会各界的持续努力,共同推进农业食物系统低碳转型。

首先,制定农食系统碳低碳发展目标和减排计划方案。中国政府陆续采取了各种行动推动农业绿色低碳发展,但是,还没有明确的农业减排目标,未来应制定农食系统低碳发展战略目标,建立科学的监测和评估方法,定期核算碳排放和碳汇情况,制定分阶段减排和增汇目标,将低碳目标融入到现有的农业农村政策体系,并出台相关支持政策,助力实现2060年碳中和目标。

其次,采取多措并举方式合力促进农业食物系统减排,实现多目标协同发展。提高农业生产力水平是实现农产品增产和减排双赢的重要措施,利用人工智能和生物技术等新技术助力农业生产力水平取得新突破:一方面加大投资,研发高效且低碳的技术,提高资源利用效率,减少投入品使用,如非传统化肥的研发,提高肥效,减少污染和碳排放;精细化饲料配方,减少饲料用量,同时降低畜禽肠道甲烷产生;另一方面,激励生产者采用绿色技术,加强对农业生产者的技术培训,推动低碳技术在农业生产中的广泛应用。以营养为导向,优化农业生产结构,多生产既有利于营养健康,又有利于环境的食物。减少食物损失和浪费,从全产业链减损,不仅可以节约资源,还可以间接降低农食系统



碳排放。此外，在农业食物系统整个环境，从产前的化肥生产到产后的农产品加工、运输和销售等环节，鼓励企业采用清洁能源，提高能源利用效率，实现节本增效，同时能够减少碳排放。

最后，利用技术和市场等激励机制多管齐下提升土地、土地利用和林业碳汇能力。一方面，加大生态碳汇封存技术的研发与推广力度，通过保护性耕作和草原生态保护等措施，制定因地制宜的生态保护与固碳协同的技术方案；另一方面，健全碳市场和绿色金融体系，将土地、土地利用和林业碳汇全面纳入自愿碳信用市场交易范畴，通过开发林草类绿色金融产品、鼓励生态碳汇项目绿色融资，让耕地保护、植树造林、草原生态修复等增汇行为产生切实的经济收益。通过市场机制的激励作用，充分调动生产者参与低碳土地管理的积极性，促进生态效益与经济效益双赢。

参考文献

- [1] He, Y., Piao, S., Ciais, P. et al. Future land carbon removals in China consistent with national inventory. *Nat Commun* 2024, 15, 10426. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-54846-2>
- [2] Huang A, Gupta A, Jiang H, et al. Phase Change-Mediated Capture of Carbon Dioxide from Air with a Molecular Triamine Network Solid. *Journal of the American Chemical Society*, 2025, 147 (12): 10519–10529.
- [3] Banhazi T, Lehr H, Black J, et al. Precision Livestock Farming: An International Review of Scientific and Commercial Aspects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 2012, 5 (3): 1–9.
- [4] Brito L F, Bedere N, Douhard F, et al. Review: Genetic selection of high-yielding dairy cattle toward sustainable farming systems in a rapidly changing world. *Animal*, 2021, 15100292.
- [5] Richardson C, Amer P, Post M, et al. Breeding for sustainability: Development of an index to reduce greenhouse gas in dairy cattle. *Animal*, 2025: 101491.
- [6] De Haas Y, Veerkamp RF, De Jong G, et al. Selective breeding as a mitigation tool for methane emissions from dairy cattle. *Animal*, 2021: 100294.
- [7] FAO, 2023. Achieving SDG 2 without breaching the 1.5 °C threshold: A global roadmap, Part 1 – How agrifood systems transformation through accelerated climate actions will help achieving food security and nutrition, today and tomorrow, In brief. Rome.
- [8] Gao Y, Cabrera Serrenho A. Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizers could be reduced by up to one-fifth of current levels by 2050 with combined interventions. *Nature Food*, 2023, 4: 170–178.
- [9] Gu B, Zhang X, Lam SK, et al. . Cost-effective mitigation of nitrogen pollution from global croplands. *Nature*, 2023 , 613: 77–84.
- [10] Haque M. Dietary manipulation: a sustainable way to mitigate methane emissions from ruminants. *Journal of Animal Science and Technology*, 2018, 60 (1): 15.
- [11] Hassanat F, Gervais R, Julien C, et al. Replacing alfalfa silage with corn silage in dairy cow diets: Effects on enteric methane production, ruminal fermentation, digestion, N balance, and milk production. *Journal of Dairy Science*, 2013, 96 (7): 4553–4567.
- [12] Hristov A N, et al. An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2015, 112 (34): 10663–10668.
- [13] Khanna N, Lin J, Liu X, et al. An assessment of China’s methane mitigation potential and costs and uncertainties through 2060. *Nature Communications*, 2024, 15: 9694.
- [14] Liu Z, Deng Z, Davis S J, et al. Monitoring global carbon emissions in 2021. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2022, 3: 217–219.
- [15] Macome F M, Pellikaan W F, Hendriks W H, et al. In vitro gas and methane production in rumen fluid from dairy cows fed grass silages differing in plant maturity, compared to in vivo data. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 2018, 102 (4): 843–852.
- [16] Michael A. Clark, et al. Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets. *Science*, 2020, 370 (6516): 705–708.
- [17] Neethirajan S. The role of sensors, big data and machine learning in modern animal farming. *Sensing and Bio-Sensing Research*, 2020, 29 : 100367.
- [18] Roe S, Streck C, Beach R, et al. Land-based measures to mitigate climate change: Potential and feasibility by country. *Global Change Biology*, 2021, 27: 6025–6058.
- [19] Springmann M, Clark M, Mason-D’ Croz D, et al. Op-



- tions for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 2018, 562: 519–525.
- [20] Tang K, He C, Ma C, et al. Does carbon farming provide a cost-effective option to mitigate GHG emissions? Evidence from China. *Australasian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 2019, 63 (3): 575–592.
- [21] van Zelst V T M, Dijkstra J T, van Wesenbeeck B K, et al. Cutting the costs of coastal protection by integrating vegetation in flood defences. *Nature Communications*, 2021, 12: 6533.
- [22] Wang Y, Zhu Z, Dong H, et al. Mitigation potential of methane emissions in China's livestock sector can reach one-third by 2030 at low cost. *Nature Food*, 2024, 5: 603–614.
- [23] Xie Z, Han B, Sun Y, et al. Green carbon science for carbon neutrality. *National Science Review*, 2023, 10 (9): nwad225.
- [24] Shi X R, Zheng Y X, Lei Y, et al. Air quality benefits of achieving carbon neutrality in China. *Science of The Total Environment*, 2021, 795: 148784.
- [25] Hu Y C, Ren S G, Wang Y J, et al. Can carbon emission trading scheme achieve energy conservation and emission reduction? Evidence from the industrial sector in China. *Energy Economics*, 2020, 85: 104590.
- [26] Zhang Y, Song G, Lal N K, et al. TurboID-based proximity labeling reveals that UBR7 is a regulator of N NLR immune receptor-mediated immunity. *Nature Communications*, 2019, 10: 3252.
- [27] 付晓, 张煜星, 王雪军. 2060年前我国森林生物量碳库及碳汇潜力预测. *林业科学*, 2022, 58 (2): 32–41.
- [28] 方精云, 耿新巧, 赵昕, 等. 我国草地面积有多大?. *科学通报*, 2018, 63 (17): 1731–1739.
- [29] 胡国铮, 干珠扎布, 李铭杰, 等. 中国草地生态管理的土壤碳汇模拟研究——基于IPCC清单方法. *气候变化研究进展*, 2023, 19 (3): 371–380.
- [30] 方精云, 于贵瑞, 任小波, 等. 中国陆地生态系统固碳效应——中国科学院战略性先导科技专项“应对气候变化的碳收支认证及相关问题”之生态系统固碳任务群研究进展. *中国科学院院刊*, 2015, 30 (06): 848–857+875.
- [31] 胡超, 李园园, 薛彩霞, 等. 中国保护性耕作净碳汇的时空格局. *自然资源学报*, 2022, 37 (05): 1164–1182.
- [32] 李营, 赵小蓉, 李贵桐, 等. 内蒙古典型草原不同地形单元放牧对土壤微生物量磷及磷酸酶活性的影响. *生态学报*, 2022, 42 (10): 4137–4149.
- [33] 梁耀文, 黄耀, 周卫, 等. 中国农业面源污染对全球变化的响应与反馈研究进展. *应用生态学报*, 2011, 22 (11): 2925–2932.
- [34] 刘中良, 宇万太. 土壤团聚体中有机碳研究进展. *中国生态农业学报*, 2011, 19 (02): 447–455.
- [35] 刘迎春, 于贵瑞, 王秋凤, 等. 基于成熟林生物量整合分析中国森林碳容量和固碳潜力. *中国科学: 生命科学*, 2015, 45 (02): 210–222.
- [36] 谯仕彦. 猪低蛋白质日粮研究与应用. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [37] 谯仕彦, 周俊言, 李晟铠, 等. 低蛋白质低豆粕多元化饲料是养猪节粮增效的关键技术. *动物营养学报*, 2024, 36 (06): 3401–3412.
- [38] 王冰, 于丽娟, 付雪峰, 等. 通过选择育种降低绵羊甲烷排放的研究进展. *草食家畜*, 2019, (03): 1–5.
- [39] 王倩. 碳中和背景下中哈绿色低碳化能源合作的困境与路径. *欧亚经济*, 2023, (01): 70–85+126.
- [40] 徐瑞璿, 赵敏娟, 高建中. 中国农业灰水足迹测度及时空分异研究. *中国农业资源与区划*, 2023, 44 (10): 52–66.
- [41] 张海亮, 常瑶, 娄文琦, 等. 奶牛育种中关注的新性状. *畜牧兽医学报*, 2021, 52 (10): 2687–2697.
- [42] 张玉梅, 盛芳芳, 陈志钢, 等. 中美经贸协议对世界大豆产业的潜在影响分析——基于双边贸易模块的全球农产品局部均衡模型. *农业技术经济*, 2021, (04): 4–16.
- [43] 朱守谦, 傅德, 张建, 等. 中国典型森林类型生物量与生产力研究进展. *生态学报*, 2003, 23 (11): 2361–2370.
- [44] 邹建文, 黄耀, 周卫, 等. 中国农业面源污染对全球变化的响应与反馈研究进展. *应用生态学报*, 2011, 22 (11): 2925–2932.



致 谢

本报告得到国家自然科学基金国际（地区）合作与交流项目（72061147002）、国家自然科学基金面上项目（72373145、72373143、72274196）、国家自然科学基金青年项目（72103188、72003089、72403234、71904189）、国家社科基金重大项目（22&ZD085）、教育部人文社会科学研究规划基金项目（23YJA790087）、教育部人文社会科学基金项目（24YJCZH374）、北京市社会科学基金项目（24JCB048）、农业食物系统低碳转型能力建设项目、中国农业大学国家级创新团队、国家留学基金、中国农业大学 2115 人才工程经费以及中国农业大学基本科研业务费的资助。特此致谢！

感谢美国环保协会北京代表处（Environmental Defense Fund）、世界资源研究所（World Resources Institute）、食物和土地利用联盟（Food and Land Use Coalition）、谷孚商务信息咨询（上海）有限公司、天人文化（香港）有限公司等机构的支持。

在本报告完成过程中，感谢中国农业科学院研究员、商务部原副部长钱克明，中国工程院院士、中国农业大学教授张福锁，国家食物与营养咨询委员会主任陈萌山，中国农业科学院深圳农业基因组研究所国际合作高级顾问王韧，中国疾病预防控制中心营养与健康所首席专家赵文华，中国农业科学院农业经济与发展研究所所长胡向东，美国环保协会能源与自然项目主任高霁、人与自然项目总监裘盈、气候智慧型农业项目副主任孙芳，雅苒国际公共事务及社会影响力总监姚骥坤等专家学者提供的极具建设性的意见与建议。

最后，感谢全球食物经济与政策研究院全体工作人员的辛勤付出！