煤与生物质混燃结合碳捕集利用与封存技术的全生命周期排放分析

丁自霞[1]，樊静丽[1]，张 贤[2,*]，李 凯[3]，吴尔希[1]

1. 中国矿业大学（北京） 能源与矿业学院 可持续发展与能源政策研究中心，北京 100083；
2. 中国21世纪议程管理中心，北京 100038；
3. 清华大学 碳中和研究院，北京 100084

扫码阅读

摘 要： 煤与生物质混燃结合碳捕集利用与封存（Coal-Biomass Co-Firing with Carbon Capture，Utilization，and Storage，CBECCUS）技术被认为是煤电部门实现深度减排的重要途径。要准确评估CBECCUS的真实减排效益与潜在负排放能力，需要在全生命周期范围内综合核算各环节的排放，尤其是在不同混燃比例条件下的变化。然而，现有全生命周期排放核算研究多聚焦于单一电厂案例，缺乏对厂级或区域差异的系统性分析，难以为CBECCUS在中国的大规模部署提供可靠依据。本研究基于全生命周期分析框架，系统评估了CBECCUS电厂在5%、10%、15%、20%、25%和30%混燃比例下的排放。结果表明，在5%混燃比例下，全国可实现约1460MtCO$_2$e/年的减排量。其中，燃煤排放的碳捕集为主要贡献来源。当混燃比例提高至15%及以上时，若不计入全生命周期排放，全国CBECCUS系统可实现净负排放。然而，将供应链排放纳入核算后，只有在高混燃比例（30%）下系统才能实现净负排放。排放结构分析结果表明，在较低混燃比例下，系统排放主要来自效率损失、运输过程中的CO_2泄漏和煤炭供应链排放；随着生物质混燃比例提升，其供应链排放占比显著上升，超过14%。值得注意的是，随着混燃比例提高，全生命周期排放对整体减排效益的削弱程度有所减弱，其削减幅度由16.0%～18.0%降至13.2%～14.8%。本研究为CBECCUS在不同区域的优化部署和相关政策设计提供了量化参考，有助于评估其在未来减排体系中的潜在作用与实施路径。

关 键 词： 燃煤电厂；生物质；碳捕集利用与封存；碳核算；碳减排

中图分类号： X51 **文献标志码：** A **文章编号：** 2097-4981(2025)06-0763-14

DOI：10.3724/j.issn.2097-4981.JECC-2025-0063

Life-Cycle Emissions of Coal-Biomass Co-Firing with Carbon Capture, Utilization, and Storage

DING Zixia[1], FAN Jingli[1], ZHANG Xian[2,*], LI Kai[3], WU Erxi[1]

1. Center for Sustainable Development and Energy Policy Research, School of Energy and Mining Engineering, China University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083, China;
2. The Administrative Center for China's Agenda 21, Beijing 100038, China;
3. Institute for Carbon Neutrality, Tsinghua University, Beijing 100084, China

Abstract： Coal-biomass co-firing with carbon capture, utilization, and storage (CBECCUS) is regarded as an

收稿日期： 2025-09-26；**接受日期：** 2025-12-04

基金项目： 国家自然科学基金项目（72174196）

作者介绍： 丁自霞（1995—），女，博士研究生，主要研究方向为能源与环境管理。E-mail: 15732656194@163.com

通讯作者： 张 贤（1981—），男，博士，研究员，主要研究方向为能源经济建模、碳捕集利用与封存技术等气候变化关键技术投资评价。E-mail: zhangxian_ama@163.com

important pathway for achieving deep emission reductions in the coal-fired power sector. Accurately estimating its actual mitigation benefits and potential for net-negative emissions requires a comprehensive life-cycle assessment that quantifies emissions across all stages of the system, particularly under different co-firing ratios. However, existing life-cycle assessment studies primarily focus on individual power-plant cases and lack systematic analyses of plant-level or regional heterogeneity, limiting their usefulness for supporting large-scale CBECCUS deployment in China. Based on a full life-cycle analytical framework, this study evaluates plant-level emissions from CBECCUS systems under biomass co-firing ratios of 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, and 30%. The results indicate that at a 5% co-firing ratio, nationwide emission reductions reach approximately 1460MtCO_2e per year, with carbon capture from coal combustion being the dominant contributor. When the co-firing ratio increases to 15% or above, CBECCUS systems could achieve net-negative emissions at the national scale if supply-chain emissions are excluded. However, once supply-chain emissions are incorporated, only the high co-firing scenario (30%) results in net-negative emissions. The emission-structure analysis shows that at lower co-firing ratios, system emissions mainly arise from efficiency losses, CO_2 leakage during transport, and coal-related supply-chain emissions. As the biomass share increases, the contribution of biomass supply-chain emissions rises markedly, exceeding 14% in high-ratio scenarios. Notably, the extent to which full life-cycle emissions offset mitigation benefits declines as the co-firing ratio increases, with the reduction effect falling from 16.0%–18.0% to 13.2%–14.8%. This study provides quantitative insights for optimizing regional CBECCUS deployment and informing policy design, supporting a more accurate assessment of its potential role and implementation pathways within future emission-reduction strategies.

Key Words: coal-fired power; biomass; carbon capture, utilization, and storage; carbon accounting; carbon mitigation

0 引言

自1990年以来，全球人为温室气体排放量持续增加，引发了多种气候变化问题[1]。为应对这一挑战，《巴黎协定》提出了在21世纪下半叶实现全球CO_2净零排放的目标[2]。为完成这一愿景，各行业亟需大幅削减人为CO_2排放[3]，尤其是电力部门。该部门为全球最大的CO_2排放源，其2022年的排放量占全球总排放的39.3%[4]。其中，燃煤发电贡献了29.7%[5-6]。中国拥有世界上最大的燃煤电厂装机容量，2022年燃煤发电装机规模达1124.35GW[7]，约占全球总装机规模的1/2。因此，中国燃煤发电部门实现净零甚至负排放对实现《巴黎协定》目标具有重要意义。在当前能源结构短期内难以根本改变的前提下，推进存量燃煤机组的低碳化改造已成为实现减排目标的重要路径之一。利用煤与生物质混燃结合碳捕集利用与封存（Coal-Biomass Co-Firing with Carbon Capture, Utilization，and Storage，CBECCUS）技术改造现有燃煤电厂，已被认为是推动中国燃煤电力部门低碳转型的重要技术方案[8-11]。

在中国，将现有燃煤电厂改造为CBECCUS电厂具有多重优势。首先，与提前退役相比，该改造过程能够避免大规模资产搁浅并克服碳锁定效应[8,12]。其次，通过合理设计混燃比例，CBECCUS电厂可实现净零甚至负排放，其减排潜力超过单独采用碳捕集利用与封存（Carbon Capture，Utilization，and Storage，CCUS）或单独混燃生物质[13]。此外，利用生物质替代部分煤炭能显著减少SO_2和NO_x等污染物排放[14-15]，实现污染减排和碳减排的协同效益。同时，CBECCUS无需依赖储能即可保障电力系统稳定[16]，并能够减少农业和林业剩余物的环境负担，以及促进相关就业。而且，生物质混燃改造仅需相对简单的锅炉调整，资本投入较少[14,17]，且碳捕集成本近年来已明显下降[18]。因此，该方案在技术和经济方面均具有可行性。

要充分发挥CBECCUS技术在减排中的作用，有必要从全生命周期视角评估其碳排放。一方面，生物质的种植、收集、预处理以及煤炭的开采与运输均会产生额外碳排放[19-20]，但这些排放对CBECCUS系统实现净零排放能力的具体影响尚未得到明确评估[21]。另一方面，全面识别CBECCUS各组成环节的碳排放特征是构建高效供应链并提升系统整体绩效

的关键。因此，从全生命周期视角对CBECCUS的减排潜力及其伴随的额外碳排放进行定量评估，不仅能够为技术路径的优化提供科学依据，也能够为其未来的规模化部署奠定必要的决策基础。现有研究多以典型电厂为对象，评估了CBECCUS系统的全生命周期温室气体排放，但通常在生物质类型、运输距离等关键参数上进行简化[13]。例如，Sammarchi等[20]对内蒙古托克托电厂的CBECCUS系统开展了全生命周期分析，发现在25%混燃比例下，其全生命周期碳排放为−0.02kgCO_2e/kWh；Yang等[15]同样发现，25%混燃比例可实现近零排放，而在完全以生物质替代煤炭的情况下，可实现877kgCO_2e/MWh的显著负排放。

尽管上述案例为理解CBECCUS的全生命周期排放提供了基础，但仍存在若干不足。①研究多局限于单一或少数电厂，缺乏覆盖更大范围、多空间尺度的综合排放评估。②生物质资源分布与CO_2封存地条件在空间上存在显著差异，而现有研究往往假设固定的运输半径，未能反映不同电厂周边资源禀赋的真实差异。③电厂机组本身具有异质性。例如，机组规模影响所需生物质量[22]，而剩余寿命则决定未来可实现的生物质发电规模[23]。④不同CBECCUS电厂在生物质资源与封存地利用方面可能存在竞争，但相关影响在既往研究中往往被忽略。基于此，本研究在Fan等[12]提出的能够体现生物质供应和地质封存条件空间差异性的两类匹配模型基础上，进一步开展全国尺度的全生命周期排放分析，系统量化中国燃煤电厂实施CBECCUS改造的排放特征。考虑到混燃比例不仅会影响化石燃料替代效果，也会改变生物质供应链及其他上游过程的排放水平，本研究同时对不同生物质混燃比例下的全生命周期排放变化进行了深入讨论。

1 研究方法

1.1 研究框架

本研究的研究框架由5个模块构成。①生物质资源潜力预测模块：利用1km×1km高分辨率土地利用模型估算农业残余物、林业残余物和能源作物3类生物质原料在2030—2060年的产量。②燃煤电厂CCUS改造筛选模块：依据300MW装机容量和15年以上剩余服役年限筛选目标机组。③生物质−电厂匹配模块：在50km收集半径和5%、10%、15%、20%、25%、30%混燃比例约束下进行优化匹配。④静态CBECCUS CO_2源汇匹配模块：综合考虑封存潜力、注入速率和250km距离上限，优化电厂与封存地的匹配。选择250km作为距离上限的原因在于，相关研究表明，运输距离超过250km时通常需要增设中继压缩站，从而提高了单位运输成本[24-26]。⑤减排效益与全生命周期排放核算模块：基于上述CBECCUS全链条过程与全生命周期分析方法，定量评估燃煤电厂实施CBECCUS改造的减排潜力与全生命周期排放。本研究的生物质资源潜力预测结果和生物质−电厂匹配结果基于Fan等[12]的研究结果。为便于计算CO_2管道运输距离，本研究将共享管网的静态CBECCUS源汇匹配模型[12]修改为点对点的源汇匹配模型，具体方法参考文献[27]。本研究将详细介绍减排效益与全生命周期排放模块，其他模块详见文献[12]。

1.2 加装CCUS技术之前的碳排放核算

（1）生物质替代减排。生物质原料通过替代煤炭产生额外的减排效益。

$$SER_i^{\mathrm{r}} = RCO_i^{\mathrm{r}} \cdot NCV^{\mathrm{c}} \cdot C^{\mathrm{c}} \cdot O^{\mathrm{c}} \cdot 44/12 \quad (1)$$

$$RCO_i^{\mathrm{r}} = \sum_k BO_{i,k} \cdot T_k / T^{\mathrm{c}} \quad (2)$$

式中，SER_i^{r}为第i个CBECCUS电厂因生物质替代煤炭产生的减排量；RCO_i^{r}为第i个CBECCUS电厂被生物质原料替代的原煤消耗量；NCV^{c}为原煤的低位发热量；C^{c}为原煤的碳含量；O^{c}为原煤的氧化率；44/12为二氧化碳与碳的质量分数比；$BO_{i,k}$为与第i个CBECCUS电厂匹配的第k类生物质原料总量；T_k为第k类生物质到标准煤的转换系数；T^{c}为原煤与标准煤的转换系数。

（2）CBECCUS电厂燃煤产生的排放。这些CO_2排放基于CBECCUS电厂的实际燃煤消耗量计算。

$$ICE_i = \left(\sum_u CO_{i,u} - RCO_i^{\mathrm{r}}\right) \cdot NCV^{\mathrm{c}} \cdot C^{\mathrm{c}} \cdot O^{\mathrm{c}} \cdot 44/12 \quad (3)$$

式中，ICE_i为第i个CBECCUS电厂在生物质替代后实

际燃煤产生的排放；$CO_{i,u}$为第i个CBECCUS电厂中机组u的初始原煤消耗量。

（3）CO_2捕集前CBECCUS电厂的烟气排放。CBECCUS电厂烟气中用于后续CO_2捕集的直接CO_2排放包括实际燃煤和生物质燃烧产生的排放。

$$DCE_i = ICE_i + \sum_k BE_{i,k}^{\mathrm{b}} \tag{4}$$

$$BE_{i,k}^{\mathrm{b}} = BO_{i,k} \cdot NCV_k^{\mathrm{b}} \cdot C_k^{\mathrm{b}} \cdot O^{\mathrm{b}} \cdot 44/12 \tag{5}$$

式中，DCE_i为第i个CBECCUS电厂烟气中的直接排放量；$BE_{i,k}^{\mathrm{b}}$为第i个CBECCUS电厂直接燃烧第k类生物质产生的年CO_2排放量；NCV_k^{b}为第k类生物质的低位发热量；C_k^{b}为第k类生物质的碳含量；O^{b}为生物质的氧化率。

1.3 CBECCUS额外生命周期温室气体排放核算

CBECCUS电厂的额外生命周期排放包括多个组成部分，如式（6）所示：

$$\begin{aligned} CE_i^{\mathrm{lc}} = {} & CE_i^{\mathrm{bacq}} + CE_i^{\mathrm{btra}} + CE_i^{\mathrm{bpre}} + \\ & CE_i^{\mathrm{cmw}} + CE_i^{\mathrm{ctra}} + CE_i^{\eta} + \\ & CE_i^{\mathrm{CO_2lost}} + CE_i^{\mathrm{CO_2trastr}} \end{aligned} \tag{6}$$

式中，CE_i^{lc}为第i个CBECCUS电厂额外生命周期温室气体排放；CE_i^{bacq}、CE_i^{btra}、CE_i^{bpre}分别为第i个CBECCUS电厂在生物质获取、运输、预处理环节产生的温室气体排放；CE_i^{cmw}和CE_i^{ctra}分别为第i个CBECCUS电厂在煤炭洗选与开采和运输环节产生的温室气体排放；CE_i^{η}为第i个CBECCUS电厂因发电效率损失产生的CO_2排放；$CE_i^{\mathrm{CO_2lost}}$为第i个CBECCUS电厂在运输过程（包括压缩）中因泄漏而释放到大气中的相关燃煤CO_2排放；$CE_i^{\mathrm{CO_2trastr}}$为第$i$个CBECCUS电厂因$CO_2$运输（包括压缩）和封存的额外能源消耗所产生的$CO_2$排放。

1.3.1 生物质获取环节的温室气体排放

生物质获取环节的温室气体排放通过对3种生物质类型在不同获取阶段的排放进行求和得到。具体而言，本研究考虑了种植农业残余物和能源作物所需投入品的产品供应链产生的直接和间接CO_2当量排放、所用柴油产生的CO_2当量排放、施用氮肥产生的N_2O排放（转换为CO_2当量）及由于土地利用和土地覆盖变化（在边际土地上种植能源作物）产生的CO_2当量排放。农业残余物的投入品是为补偿其从土地上移走而损失的土壤养分所需的磷肥、钾肥和氮肥，而能源作物的投入品则是在边际土地上种植能源作物所需的种子、除草剂以及磷肥、钾肥和氮肥。

生物质获取环节产生的温室气体排放如式（7）所示：

$$CE_i^{\mathrm{bacq}} = CE_i^{\mathrm{acqa}} + CE_i^{\mathrm{acqf}} + CE_i^{\mathrm{acqe}} \tag{7}$$

式中，CE_i^{bacq}为第i个CBECCUS电厂在生物质获取阶段产生的温室气体排放；CE_i^{acqa}为第i个CBECCUS电厂因农业残余物获取产生的温室气体排放；CE_i^{acqf}为第i个CBECCUS电厂因林业残余物获取产生的温室气体排放；CE_i^{acqe}为第i个CBECCUS电厂因能源作物获取产生的温室气体排放。

（1）农业残余物获取产生的温室气体排放。假设农业残余物是农产品的副产品，其全生命周期排放从田间收集开始，到CBECCUS电厂锅炉结束。农业残余物获取产生的温室气体排放如式（8）所示：

$$\begin{aligned} CE_i^{\mathrm{acqa}} = {} & BQ_i^{\mathrm{a}} \left(CF^{\mathrm{P}} \cdot R^{\mathrm{acqagrp}} + CF^{\mathrm{K}} \cdot \right. \\ & R^{\mathrm{acqagrk}} + CF^{\mathrm{N}} \cdot R^{\mathrm{acqagrn}} + \partial^{\mathrm{n}} \cdot NF \cdot \\ & \left. GWP_{\mathrm{n}} \cdot R^{\mathrm{acqagrn}} + EF^{\mathrm{diesel}} \cdot R^{\mathrm{dieselacqa}} \right) \end{aligned} \tag{8}$$

式中，BQ_i^{a}为与第i个CBECCUS电厂匹配的农业残余物总量；CF^{P}、CF^{K}和CF^{N}分别为磷肥、钾肥和氮肥产品供应链产生的直接和间接CO_2当量排放；R^{acqagrp}、R^{acqagrk}和R^{acqagrn}分别是为补偿农业残余物从土地上移走而损失的土壤养分所消耗的磷肥、钾肥和氮肥的量；∂^{n}为施氮到土壤中产生的N_2O；NF为氮肥的氮含量；GWP_{n}为N_2O相对于CO_2的全球变暖潜能值（100年基准）；EF^{diesel}为柴油的排放因子；$R^{\mathrm{dieselacqa}}$为农业残余物收集阶段消耗的柴油量。

（2）林业残余物获取产生的温室气体排放。林业残余物获取产生的温室气体排放来自收集林业残余物消耗的柴油，如式（9）所示：

$$CE_i^{\mathrm{acqf}} = BQ_i^{\mathrm{f}} \cdot EF^{\mathrm{diesel}} \cdot R^{\mathrm{dieselacqf}} \tag{9}$$

式中，BQ_i^{f}为与第i个CBECCUS电厂匹配的林业残余物总量；$R^{\mathrm{dieselacqf}}$为林业残余物获取收集阶段消耗的柴油量。

（3）能源作物获取产生的温室气体排放如式（10）所示：

$$\begin{aligned}CE_i^{\mathrm{acqe}} = BQ_i^{\mathrm{e}}\Big(&CF^{\mathrm{S}}\cdot R^{\mathrm{acqenrs}} + CF^{\mathrm{H}}\cdot \\ &R^{\mathrm{acqenrh}} + CF^{\mathrm{P}}\cdot R^{\mathrm{acqenrp}} + CF^{\mathrm{K}}\cdot R^{\mathrm{acqenrk}} + \\ &CF^{\mathrm{N}}\cdot R^{\mathrm{acqenrn}} + \partial^{\mathrm{n}}\cdot NF\cdot GWP_{\mathrm{n}}\cdot R^{\mathrm{acqenrn}} + \\ &EF^{\mathrm{diesel}}\cdot R^{\mathrm{dieselacqe}} + LUC^{\mathrm{acqe}}\Big)\end{aligned} \tag{10}$$

式中，BQ_i^{e}为与第i个CBECCUS电厂匹配的能源作物总量；CF^{S}和CF^{H}分别为种子和除草剂的碳足迹；R^{acqenrs}、R^{acqenrh}、R^{acqenrp}、R^{acqenrk}和R^{acqenrn}分别为在边际土地上种植能源作物所消耗的种子、除草剂、磷肥、钾肥和氮肥的量，能源作物所需上述投入品投入量取芒草和柳枝稷的平均值；$R^{\mathrm{dieselacqe}}$为能源作物获取阶段消耗的柴油量；LUC^{acqe}为种植1t能源作物因土地利用和土地覆盖变化产生的CO_2当量排放。

1.3.2 生物质运输环节的温室气体排放

生物质运输环节的温室气体排放来自使用柴油燃料的卡车将生物质从农田或森林运往CBECCUS电厂的过程。每个CBECCUS电厂的运输距离是根据生物质与电厂的匹配模型得出的实际距离。生物质运输环节产生的温室气体排放如式（11）所示：

$$CE_i^{\mathrm{btra}} = \sum_k BO_{i,k}\cdot DB_{i,k}\cdot EF^{\mathrm{diesel}}\cdot R^{\mathrm{dieselbtra}} \tag{11}$$

式中，CE_i^{btra}为将生物质运输至第i个CBECCUS电厂产生的温室气体排放；$DB_{i,k}$为第k类生物质与第i个CBECCUS电厂之间的距离；$R^{\mathrm{dieselbtra}}$为车辆（使用柴油）运输1t生物质1km消耗的柴油量。

1.3.3 生物质预处理环节的温室气体排放

生物质预处理环节的温室气体排放来自柴油和电力消耗，年度电力排放因子基于未来预测的中国发电结构计算。参考文献[21]，本研究假设可供CBECCUS电厂使用的农业残余物和能源作物的含水率可达燃料燃烧要求，而林业残余物需要干燥至15%。

生物质预处理环节的温室气体排放来自3种生物质预处理消耗的柴油和电力。本研究参考文献[28-29]，将生物质原料的损失率设定为4%。生物质预处理环节的温室气体排放如式（12）所示：

$$\begin{aligned}CE_i^{\mathrm{bpre}} = 0.96\cdot\sum_k BO_{i,k}\Big(&EF^{\mathrm{diesel}}\cdot \\ &R_k^{\mathrm{dieselbpre}} + EF^{\mathrm{ele}}\cdot R_k^{\mathrm{elebpre}}\Big)\end{aligned} \tag{12}$$

式中，CE_i^{bpre}为第i个CBECCUS电厂生物质预处理环节的温室气体排放；0.96为扣除运输和封存过程中的损失后进行预处理的生物质比例；$R_k^{\mathrm{dieselbpre}}$为第$k$类生物质预处理环节的柴油消耗；$EF^{\mathrm{ele}}$为电力排放因子，参考Fan等[12]对未来电力系统的模拟结果；$R_{\mathrm{k}}^{\mathrm{elebpre}}$为第$k$类生物质预处理过程中的电力消耗量。

1.3.4 煤炭开采与洗选环节的温室气体排放

煤炭开采与洗选环节的排放主要来自相关燃料消耗，如式（13）所示：

$$\begin{aligned}CE_i^{\mathrm{cmw}} = &\left(\sum_u CO_{i,u} - RCO_i^{\mathrm{r}}\right)\\ &\left(\sum_g EC_g\cdot NCV_g^{\mathrm{e}}\cdot C_g^{\mathrm{e}}\cdot O_g^{\mathrm{e}}\cdot 44/12 + \right.\\ &\left.EF^{\mathrm{ele}}\cdot R^{\mathrm{eleC_{mw}}} + EE^{\mathrm{heat}}\cdot R^{\mathrm{heatC_{mw}}}\right)\end{aligned} \tag{13}$$

式中，$CE_{\mathrm{i}}^{\mathrm{cmw}}$为第$i$个CBECCUS电厂在煤炭开采与洗选环节产生的温室气体排放；$CO_{i,u}$为第i个CBECCUS电厂u机组的原煤消耗量；EC_{g}代表煤炭开采与洗选环节每单位煤炭消耗的第g类燃料的数量（g=1，2，…，15；分别表示原煤、洗煤、焦炭、焦炉气、高炉气等）；NCV_g^{e}为第g类燃料的低位发热量；C_g^{e}为第g类燃料的碳含量；O_g^{e}为第g类燃料的氧化率；$R^{\mathrm{eleC_{mw}}}$为煤炭开采与洗选环节的单位煤炭耗电量；EE^{heat}为热能排放因子；$R^{\mathrm{heatC_{mw}}}$为煤炭开采与洗选环节的单位煤炭耗热量。

1.3.5 煤炭运输环节的温室气体排放

煤炭运输环节产生的温室气体排放取决于运输方式（铁路、船舶、卡车）及原煤运输量，如式（14）所示：

$$\begin{aligned}CE_i^{\mathrm{ctra}} = &\left(\sum_u CO_{i,u} - RCO_i^{\mathrm{r}}\right)\cdot\\ &\left(w^{\mathrm{R}}\cdot TCF^{\mathrm{R}} + w^{\mathrm{H}}\cdot TCF^{\mathrm{H}} + w^{\mathrm{W}}\cdot TCF^{\mathrm{W}}\right)\end{aligned} \tag{14}$$

式中，CE_i^{ctra}代表第i个CBECCUS电厂在煤炭运输环节产生的温室气体排放；w^{R}、w^{H}和w^{W}分别为煤炭运输环节中铁路、船舶和卡车的比例；TCF^{R}、TCF^{H}和TCF^{W}分别为以上3种运输方式的单位排放因子，具体计算过程如式（15）～（17）所示：

$$TCF^{\mathrm{R}} = T^{\mathrm{R}}\left(\alpha^{\mathrm{ele}} \cdot EF^{\mathrm{ele}} \cdot R^{\mathrm{eletrain}} + \left(1-\alpha^{\mathrm{ele}}\right) \cdot EF^{\mathrm{diesel}} \cdot R^{\mathrm{dieseltrain}}\right) \quad (15)$$

$$TCF^{\mathrm{H}} = T^{\mathrm{H}} \cdot EF^{\mathrm{diesel}} \cdot R^{\mathrm{dieselship}} \quad (16)$$

$$TCF^{\mathrm{W}} = T^{\mathrm{W}} \cdot EF^{\mathrm{diesel}} \cdot R^{\mathrm{dieseltruck}} \quad (17)$$

式中，T^{R}、T^{H}和T^{W}分别为火车、船舶和卡车的平均运输距离；α^{ele}为火车运输中电力机车的占比，2020年的取值为0.63，2050—2060年为1.00，其他年份的数值通过线性插值得到；R^{eletrain}为电力机车的耗电量；$R^{\mathrm{dieseltrain}}$为内燃机车的柴油消耗量；$R^{\mathrm{dieselship}}$为船舶的柴油消耗量；$R^{\mathrm{dieseltruck}}$为卡车的柴油消耗量，本研究假设仅使用柴油卡车运输煤炭。

1.3.6 CO_2运输过程泄漏排放

本研究假设在CO_2运输（包括压缩）过程中有2%的泄漏[15]，因此捕集的部分CO_2会重新排放到大气中。

1.3.7 发电效率损失排放

CBECCUS改造会导致发电效率下降，从而增加额外的电力需求并产生额外排放，如式（18）所示：

$$CE_i^{\eta} = 0.1 \cdot TBE_i \cdot \left[\left(\eta^{\mathrm{coal}}/f^{\mathrm{coal}}\right) \cdot \left(f^{\mathrm{bio\text{-}coal}}/\eta^{\mathrm{CBECCUS}}\right) - 1\right] \quad (18)$$

式中，CE_i^{η}为因燃煤电厂i在改造后出现发电效率下降而产生的额外CO_2排放，未捕集率取0.1[30]；TBE_i为第i个CBECCUS电厂的初始CO_2排放量；η^{coal}为燃煤电厂的发电效率（假定由2020年的0.40线性提升至2060年的0.50）；f^{coal}为燃煤排放因子；$f^{\mathrm{bio\text{-}coal}}$为煤–生物质混燃的排放因子；$\eta^{\mathrm{CBECCUS}}$为CBECCUS电厂的发电效率（假定由2020年的0.28线性提升至2060年的0.43）。

1.3.8 CO_2运输与封存环节排放

CO_2运输（包括压缩）和封存环节需要额外的电力消耗，从而导致排放，如式（19）所示：

$$CE_i^{\mathrm{CO_2trastr}} = 0.9 \cdot DCE_i \cdot EF^{\mathrm{ele}} \cdot \left(R^{\mathrm{eleCO_2comtra}} \cdot D_i + 0.98 \cdot R^{\mathrm{eleCO_2sto}}\right) \quad (19)$$

式中，$R^{\mathrm{eleCO_2comtra}}$为$CO_2$运输过程的耗电量；$D_i$为第$i$个CBECCUS电厂到相应封存地点的运输距离；0.98为在考虑运输过程可能的泄漏后，最终进入封存库的CO_2比例；$R^{\mathrm{eleCO_2sto}}$为CO_2封存过程的耗电量。

1.3.9 未捕集的燃煤CO_2排放

由于捕集率为90%，CBECCUS电厂仍会有10%的燃煤相关CO_2未被捕集，如式（20）所示：

$$CE_i^{\mathrm{CO_2uncap}} = 0.1 \cdot ICE_i \quad (20)$$

式中，$CE_i^{\mathrm{CO_2uncap}}$为第$i$个CBECCUS电厂在碳捕集后仍未去除的与煤炭燃烧相关的CO_2排放，未捕集率取0.1[30]。表1列出了上述CBECCUS电厂在全生命周期碳排放核算中所采用的关键参数。

2 结果与讨论

2.1 全国CBECCUS电厂的全生命周期碳排放结构

图1展示了全国范围内CBECCUS电厂的全生命周期排放构成和减排构成。总体而言，CBECCUS在减少电力行业碳排放方面表现出较高潜力。在5%混燃比例下，全国CBECCUS系统可实现1460MtCO_2e/年的减排量。其中，生物质替代减排、燃煤捕集量和生物质燃烧捕集量分别占5.1%、90.1%和4.8%。但同时仍有约80MtCO_2e/年的剩余排放。随着混燃比例的提高，来自生物质替代和生物质捕集的贡献明显增强。在15%混燃（不考虑生命周期排放）比例下，CBECCUS系统已实现70MtCO_2e/年的净负排放，3类减排贡献分别为210MtCO_2e/年（14.0%）、1090MtCO_2e/年（72.7%）和200MtCO_2e/年（13.3%）。当混燃比例提高至30%时，负排放进一步提高至230MtCO_2e/年。然而，若计入全生命周期排放（包括CBECCUS电厂剩余排放），仅在30%混燃

表 1 CBECCUS 电厂全生命周期碳排放量计算相关的主要参数

Table 1 Lifecycle carbon emission-related key parameters for CBECCUS power plant

参数	描述	数值	单位	来源
NCV^{c}	原煤的低位发热量	20.91	MJ/kg	Fan 等[12]
C^{c}	原煤的碳含量	26.59	kg/GJ	Fan 等[12]
O^{c}	原煤的氧化率	0.92	吨标准煤/吨	Fan 等[12]
T^{c}	原煤与标准煤的转换系数	0.714	吨标准煤/吨	Fan 等[12]
T_k	第 k 类生物质到标准煤的转换系数	0.51、0.57、0.52（芒草）和 0.66（柳枝稷）	kg/GJ	Fan 等[12]
NCV_k^{b}	第 k 类生物质的低位发热量	14.89、16.73、15.24（芒草）和 16.19（柳枝稷）	$kgCO_2e/kg$	Fan 等[12]
C_k^{b}	第 k 类生物质的碳含量	27.3、30.5、30.8（芒草）和 29.6（柳枝稷）	$kgCO_2e/kg$	Fan 等[12]
O^{b}	生物质的氧化率	0.9	$kgCO_2e/kg$	Fan 等[12]
CF^{P}	磷肥碳足迹	1.10	kg/t（生物质）	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
CF^{K}	钾肥碳足迹	0.64	kg/t（生物质）	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
CF^{N}	氮肥碳足迹	3.60	kg/t（生物质）	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{acq_agrp}	为补偿农业残余物从土地上移走而损失的土壤养分所消耗的磷肥	2.1	kgN_2O/kgN	Parajuli 等[31]
R^{acq_agrk}	为补偿农业残余物从土地上移走而损失的土壤养分所消耗的钾肥	18.1	kgN/kg	Parajuli 等[31]
R^{acq_agrn}	为补偿农业残余物从土地上移走而损失的土壤养分所消耗的氮肥	1.8	$kgCO_2e/L$	Parajuli 等[31]
∂^{n}	施氮到土壤中产生的 N_2O 量	0.01	L/t	Lu 等[29]
NF	氮肥的氮含量	0.03	L/t	Lu 等[29]
GWP_n	N_2O 相对于 CO_2 的全球变暖潜能值（100 年基准）	264	$kgCO_2e/kg$	Intergovernmental Panel on Climate Change[32]
EF^{diesel}	柴油的排放因子	3.4	$kgCO_2e/kg$	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{diesel_acqa}	农业残余物收集阶段消耗的柴油量	1	kg/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{diesel_acqf}	林业残余物获取收集阶段消耗的柴油量	5.2	kg/t	Dias[33]
CF^{S}	能源作物种子碳足迹	0.06	kg/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
CF^{H}	除草剂碳足迹	20.30	kg/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{acq_enrs}	在边际土地上种植能源作物所消耗的种子	0.06	kg/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{acq_enrh}	在边际土地上种植能源作物所消耗的除草剂	0.04	L/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{acq_enrp}	在边际土地上种植能源作物所消耗的磷肥	10.2	$kgCO_2e/t$	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{acq_enrk}	在边际土地上种植能源作物所消耗的钾肥	8.1	L/（t·km）	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{acq_enrn}	在边际土地上种植能源作物所消耗的氮肥	9.3	L/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
R^{diesel_acqe}	能源作物获取阶段消耗的柴油量	4.6	kWh/t	Dias[33]

续表 1
Table 1 (*continued*)

参数	描述	数值	单位	来源
LUC^{acqe}	种植 1t 能源作物因土地利用和土地覆盖变化产生的 CO_2 当量排放	1.34	kWh/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
$R^{diesel_b_tra}$	车辆（使用柴油）运输 1t 生物质 1km 消耗的柴油量	0.0125	tCO_2/GJ	Lu 等[29]
$R_k^{diesel_bpre}$	第 k 类生物质预处理环节的柴油消耗量	林业残余物和能源作物粉碎环节分别消耗 3.89 和 3.36	MJ/t	Fajardy 和 Mac Dowell[21]
$R_k^{ele_bpre}$	第 k 类生物质预处理环节的耗电量	农业残余物细磨、林业残余物磨碎与干燥以及能源作物磨碎的值分别为 75.0、257.4 和 34.4	kWh/（t·km）	Fajardy 和 Mac Dowell[21]；Lu 和 Zhang[34]
$R^{ele_C_{mw}}$	煤炭开采与洗选环节的单位煤炭耗电量	26.69	kg/（t·km）	国家统计局[35]
EE^{heat}	热能排放因子	0.125	kg/t	张贤等[36]
$R^{heat_C_{mw}}$	煤炭开采与洗选环节的单位煤炭耗热量	1.834	kWh/（t·km）	国家统计局[35]
w^{R}	煤炭运输中铁路的比例	0.80	kWh/tCO_2	Oberschelp 等[37]
w^{H}	煤炭运输中船舶的比例	0.13	MJ/kg	Oberschelp 等[37]
w^{W}	煤炭运输中卡车的比例	0.07	kg/GJ	Oberschelp 等[37]
R^{ele_train}	电力机车的耗电量	0.015	吨标准煤/吨	Xian 等[38]
R^{diesel_train}	内燃机车的柴油消耗量	0.882×10^{-3}	吨标准煤/吨	张贤等[36]
R^{diesel_ship}	船舶的柴油消耗量	2.15×10^{-3}	kg/GJ	高俊莲等[39]
$R^{ele_CO_2comtra}$	CO_2 运输环节的耗电量	1.3	$kgCO_2e/kg$	张贤等[36]
$R^{ele_CO_2sto}$	CO_2 封存环节的耗电量	7.0	$kgCO_2e/kg$	Yang 等[15]

比例下能够实现净负排放，规模约为30$MtCO_2e$/年。从减排效率和边际效益来看，分析结果表明：相较于电厂初始排放，混燃比例每提升1%所带来的减排增量呈递减趋势。即随着混燃比例不断提高，单位混燃比例提升带来的新增减排贡献逐步下降。

对全生命周期排放的分解结果表明，在低混燃比例下，电厂效率损失、CO_2运输泄漏、压缩运输、煤炭开采与洗选是主要排放来源。在5%混燃比例下，以上4部分的碳排放量（由于温室气体已转换为CO_2当量，因此将温室气体排放量统称为碳排放量，下同）分别为34.5、26.4、20.3、13.3$MtCO_2e$/年，占比分别为32.4%、24.7%、19.1%、12.4%（不考虑剩余排放）。随着混燃比例增加，与煤炭和CO_2相关的全生命周期排放量下降，而生物质相关排放量上升。在25%和30%混燃比例下，生物质相关排放量分别为10.3$MtCO_2e$/年和11.2$MtCO_2e$/年，占比分别为11.6%和14.2%。其中，生物质预处理环节贡献最大。

2.2 省级生命周期碳排放量差异

图2展示了不同混燃比例下各省级行政区（以下简称省份）CBECCUS电厂的排放表现，并对比了是否纳入全生命周期排放的两类情景。考虑到数据可得性，本研究范围不包括香港、澳门和台湾，以下分析仅限于最低生物质混燃比例达到5%的省份。从不纳入全生命周期排放的结果来看，各省份的减排幅度呈现出明显差异。5%混燃比例下，尚无省份实现净负排放。混燃比例提高至10%时，仅四川、海南、福建、广西、浙江出现净负排放，分别达到0.04、0.30、1.80、0.80、6.00$MtCO_2$。上述5个省份的普遍特征为CBECCUS电厂数量有限，基准燃煤排放水平较低，因此较早越过净零阈值。当混燃比例提升至15%时，所有省份均实现净负排放。其中，山东、

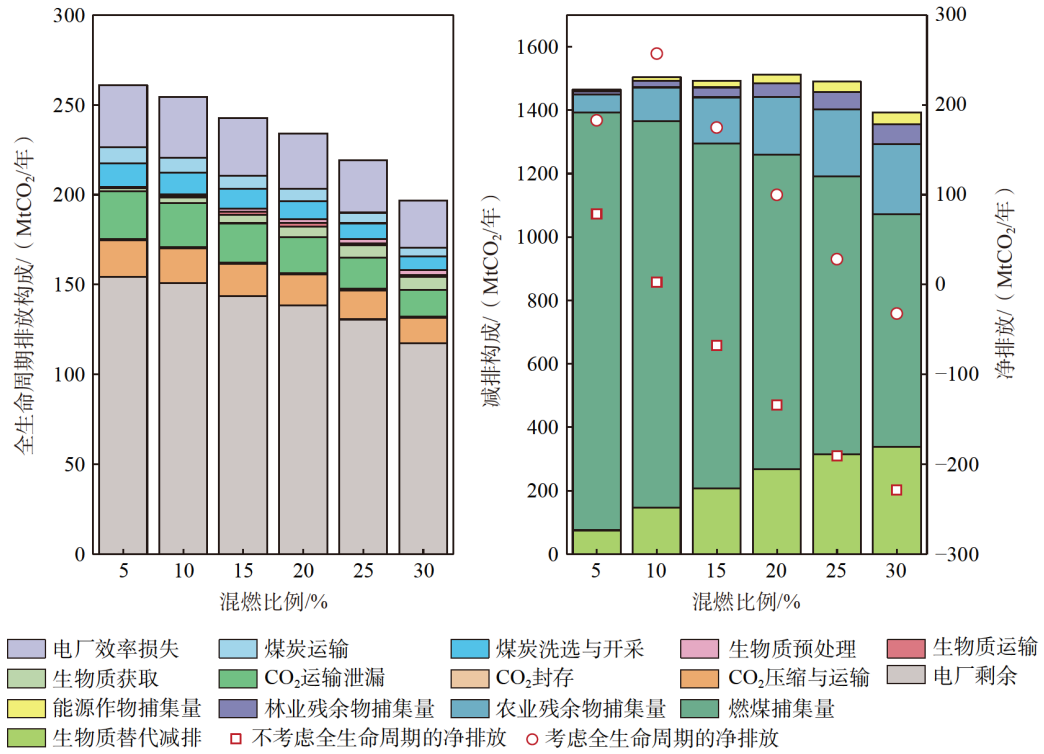


图 1　CBECCUS 电厂的全生命周期排放构成和减排构成

Fig.1　Life-cycle emission and emission reduction composition of CBECCUS power plants

江苏、安徽、广东、河南、河北、新疆、辽宁的负排放潜力最为突出，规模分别为329.6、286.0、217.7、196.7、177.1、171.4、115.1、92.3MtCO$_2$。上述8个省份普遍具有更高的年发电规模、较多的可改造燃煤电厂数量和更大的燃煤捕集潜力与生物质替代空间，因此在高混燃情景下展现出更强的净负排放能力。

随着生物质混燃比例的进一步提高，各省份的负排放规模持续扩大。在20%与25%混燃比例下，新增的负排放量分别达到1.1～312.7MtCO$_2$和1.1～294.0MtCO$_2$。但从边际效果来看，减排增量呈现明显递减趋势。值得关注的是，在30%混燃比例下，部分省份的负排放量反而有所下降，原因在于高混燃比例显著提高了对周边生物质资源的需求，导致资源供应不足。例如，相较于25%混燃比例，新疆和内蒙古在30%混燃比例下的净减排量分别减少了44.5MtCO$_2$和28.8MtCO$_2$，均与当地生物质资源匮乏直接相关。将全生命周期排放纳入核算后，各省份的净减排水平普遍下降，且仅在30%混燃比例下实现全面的净负排放，规模介于0.6～174.2MtCO$_2$。全生命周期排放对减排效果存在显著削弱作用，且这种影响在低混燃比例下尤为突出。以5%混燃比例为例，全生命周期排放使各省份的CBECCUS减排量减少了16.67%～18.89%；随着混燃比例提高，该削弱比例逐步下降至16%～18%（10%混燃比例）、5.3%～17.1%（15%混燃比例）、14.6%～16.4%（20%混燃比例）、13.8%～15.5%（25%混燃比例），最终降至13.2%～14.8%（30%混燃比例）。总体而言，全生命周期排放在低混燃比例下对减排效益的影响最为显著，而在高混燃比例阶段，其相对影响逐渐减弱。这一变化主要源于高混燃水平下生物质替代与CO$_2$捕集量快速增加，使得总减排规模扩大，而全生命周期排放的增长幅度相对较小。因此，要在更大范围内实现稳定的净负排放，不仅需要提高混燃比例与捕集效率，还需进一步优化生物质供应链与电厂运行管理，以降低全生命周期排放在总减排中的占比，从而最大程度释放CBECCUS的减排潜力。

不同省份的CBECCUS改造在全生命周期排放方面呈现出明显的区域差异，如图3所示。安徽、河

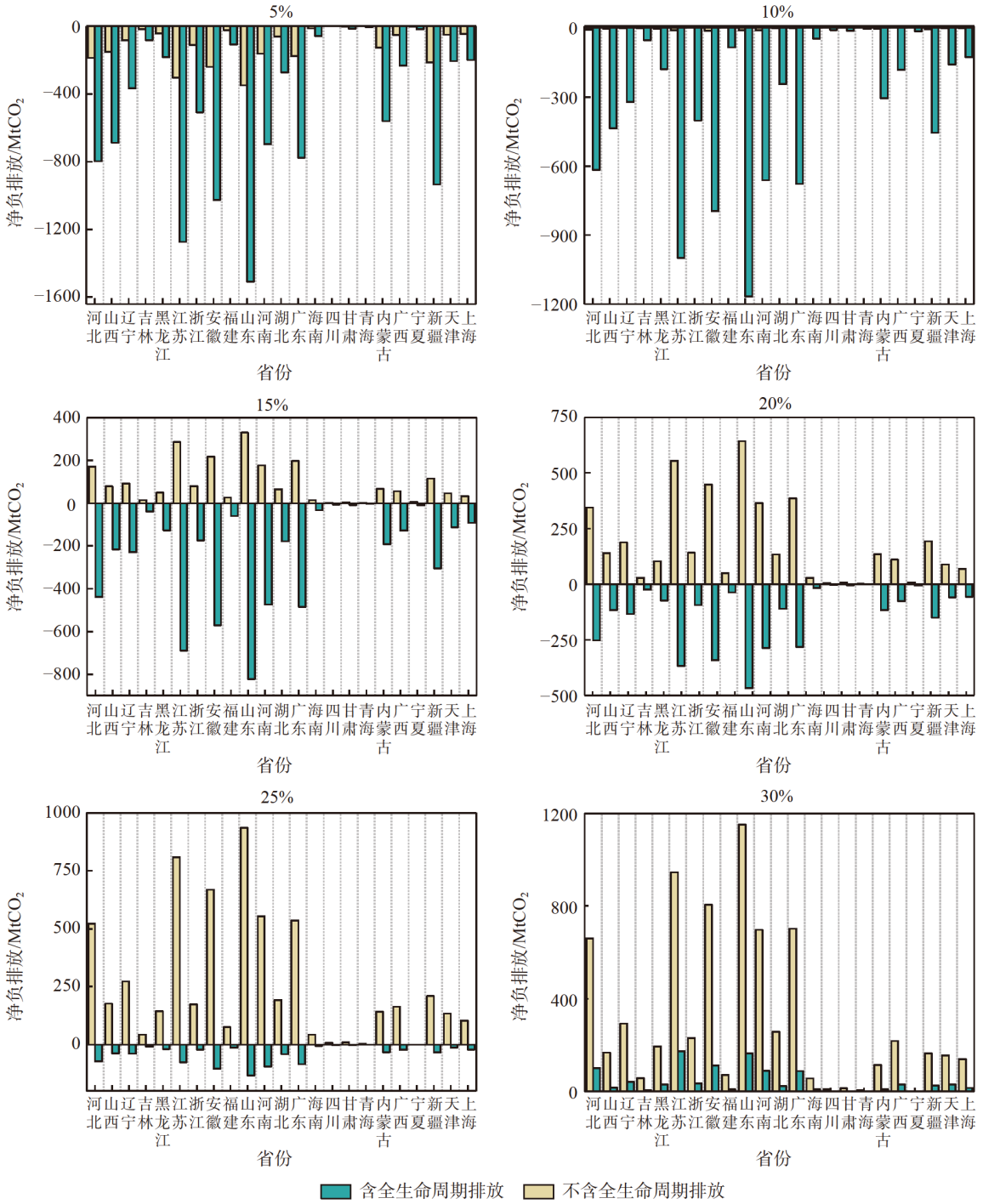


图 2　各省份含/不含全生命周期排放的净负排放

Fig.2　Provincial net negative emissions with and without life-cycle accounting

北、河南等传统能源大省的全生命周期排放主要由电厂剩余排放构成。例如，安徽在5%混燃比例下的剩余排放高达468.3MtCO$_2$，即使混燃比例提高至30%，该指标仍达到415.2MtCO$_2$，占总排放的绝大部分。该结果表明，此类省份的全生命周期排放削减更依赖于进一步提升碳捕集效率。相比之下，在福建、广东、广西等沿海省份，生物质相关排放贡献随着混燃比例的提升明显增加。以福建为例，其

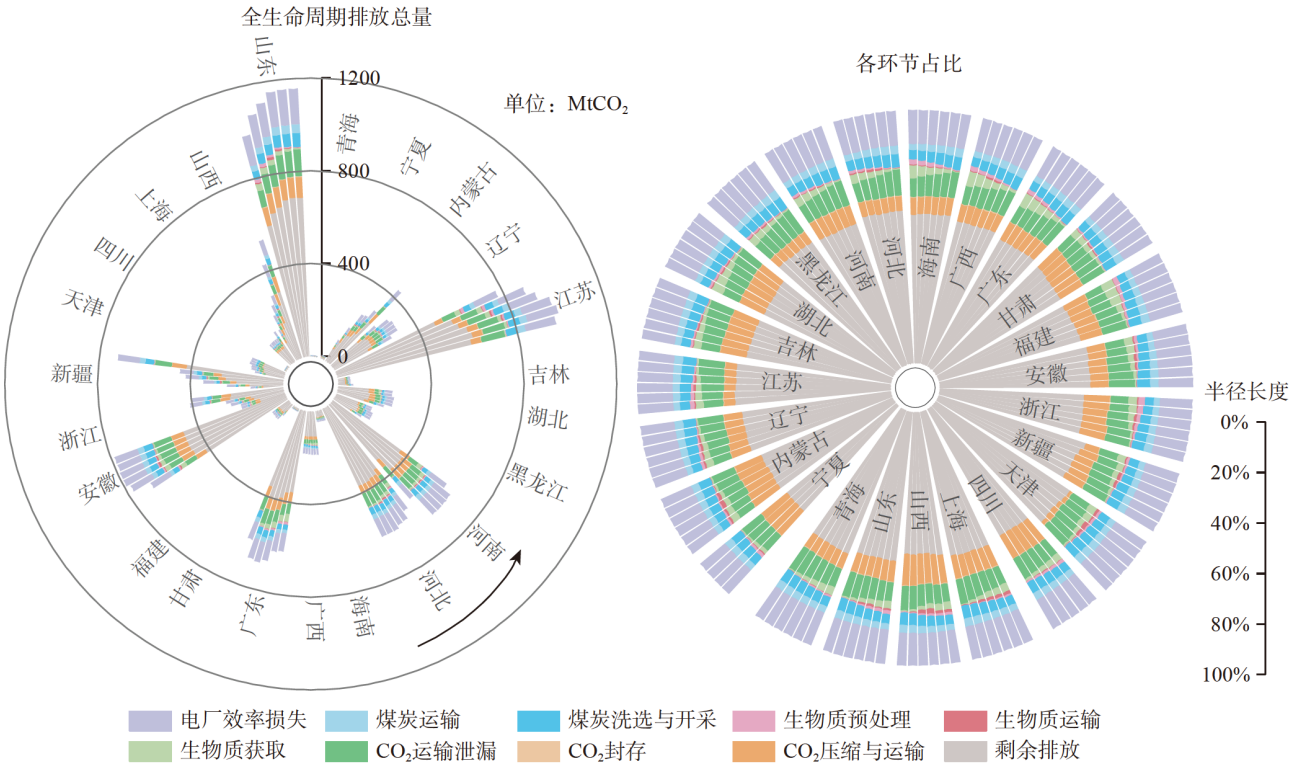


图 3　各省份 CBECCUS 电厂全生命周期的碳排放总量及各环节占比

Fig.3　Life-cycle emissions of provincial CBECCUS power plants and the share of each stage

注：各省份按逆时针方向依次对应 5%、10%、15%、20% 、25% 和 30% 混燃比例情景。

生物质采集与运输排放由5%混燃比例下的不足1MtCO$_2$上升至30%混燃比例下的4.5MtCO$_2$，表明在30%混燃比例下，生物质供应链逐渐成为生命周期排放的关键来源。江苏、天津和黑龙江的排放结构则呈现为另一种特征：剩余排放与CO$_2$运输泄漏占比较高。其中，剩余排放占比超过60%，运输泄漏占比达到7.7%～10.8%。造成此类特征的主要原因在于，上述3个省份的平均CO$_2$运输距离较短，但煤炭燃烧相关排放仍然较高。总体来看，华北与华东地区的主要能源消费省份应将提升碳捕集效率作为核心策略；华南地区的沿海省份则需重点降低生物质供应链的碳强度；而江苏、天津和黑龙江等应强化CO$_2$运输环节的防泄漏技术，以避免削弱整体减排效果。

2.3　厂级生命周期碳排放差异

图4展示了全国CBECCUS电厂在不同混燃比例（5%、10%、15%、20%、25%和30%）下的厂级净排放（区分了是否考虑全生命周期排放的情况）和单位发电量全生命周期排放分布。可以看出，未计入全生命周期排放的厂级净减排随混燃比例的增加而单调增强，分布中位值由5%混燃比例时接近0（多数电厂位于0～20Mt区间，最大值38.7Mt）逐步下降至30%混燃比例时的–1.13Mt，最小值可达–93.8Mt左右，极差由37.6Mt扩大至92.7Mt，表明电厂异质性在高混燃比例下被放大。计入全生命周期排放后，净减排整体下移且随混燃比例的上升而收敛：5%混燃比例时中位值为23.2Mt（多数机组位于40～80Mt），最高可达176.7Mt；至30%混燃比例时中位值才变为负值（–2.73Mt），说明上游链条与效率损失对高比例混燃的抵消作用明显。单位电量全生命周期排放强度在各混燃比例间保持高度稳定，箱线中位值为132g/kWh，主要分布区间为120～150g/kWh，跨比例差异<5g/kWh，远小于厂际差异（约≥30g/kWh）。该结果表明，单位电量全生命周期排放强度对混燃比例不敏感，决定因素更多来自机组效率与捕集性能。

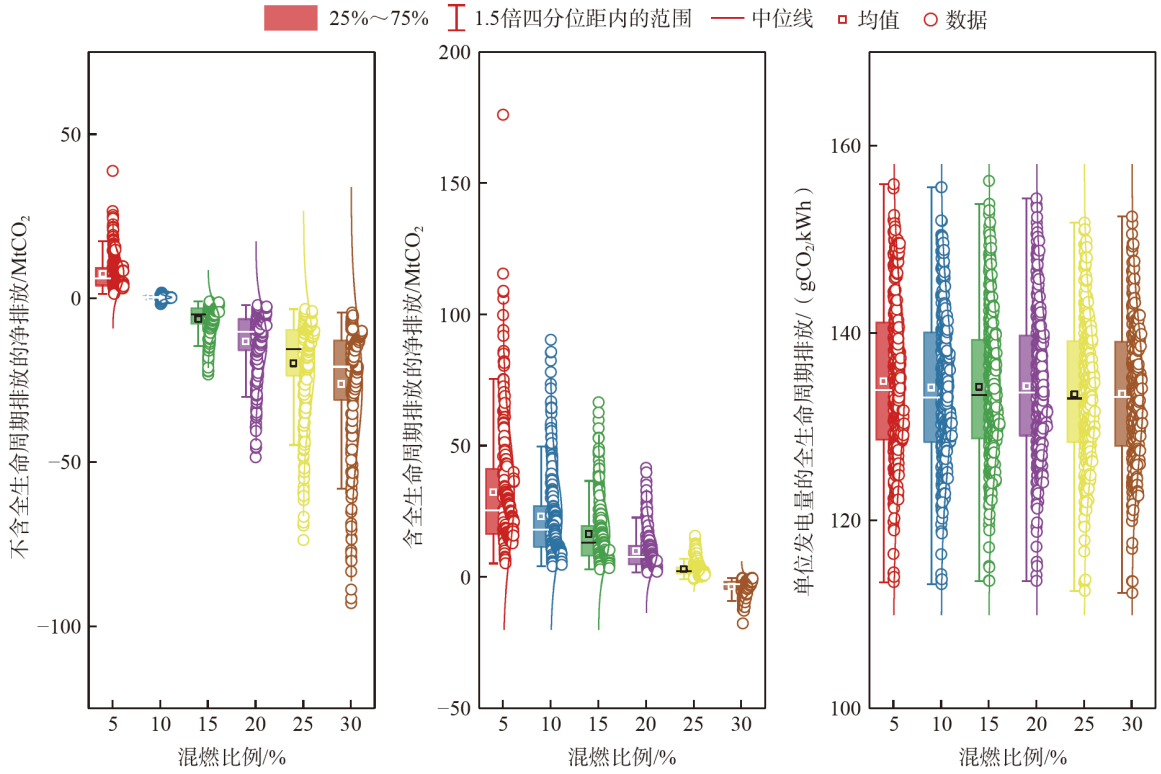


图 4　厂级净减排及单位发电量的全生命周期排放

Fig.4　Net emission reduction and life-cycle emissions per unit of power generation at plant level

3　结论和政策建议

本研究显示，随着电厂中生物质混燃比例的提升，全国范围内CBECCUS技术的减排能力显著增强，高混燃条件下多数机组能够实现净负排放。然而，全生命周期排放对CBECCUS总体减排效果具有不可忽视的影响，尤其是在混燃比例较低时，上游环节的碳足迹会明显抵消改造效果；只有在混燃比例提高后，这种削弱作用才逐步减弱。因此，CBECCUS的实际减排水平不仅受燃煤替代和碳捕集环节约束，还受到全生命周期排放管理的共同影响。

从区域和电厂尺度来看，燃煤电厂进行CBECCUS改造的减排表现呈现出显著差异。东部与中部地区的能源消费大省在高混燃比例下具有较为突出的负排放潜力，而部分西部地区省份因生物质资源有限，在高混燃条件下反而出现减排回落。这说明CBECCUS的推广需要充分考虑地区的资源禀赋，避免一刀切式的高比例混燃策略，同时需要在不同机组之间实施差异化改造方案。

在政策层面，有必要构建覆盖燃料获取、运输、预处理以及CO_2捕集、压缩、运输和封存等环节的全链条全生命周期核算体系，以减少上游排放对整体减排成效的削弱。统一的核算标准、完善的碳税与补贴机制可有效引导企业优化生物质供应链并提升运行过程的低碳化水平。同时，跨区域构建CO_2输运管网与封存中心有助于降低单厂改造成本，提高系统整体的减排效率。

需要指出的是，本研究仅考察了剩余寿命超过15年且装机容量大于300MW的燃煤电厂，未对小容量或寿命接近终点的机组进行评估。此类机组通常不适合进行高资本投入的CCUS改造，更适宜采用有序退役、加快可再生能源替代方式，或实施成本较低的轻量级减排行动，如低比例生物质混燃、锅炉效率提升和在区域内与大型机组协同运行。在确保电力与供热安全的前提下，该类机组的退出路径需纳入系统性规划，以促进整体减排目标达成。

此外，本研究尚未纳入成本约束，限制了研究结论在政策制定中的直接适用性。未来研究应进一

步考虑投资成本、运行成本与生物质价格波动等经济因素，以更全面评估CBECCUS的部署潜力和可行性。同时，本研究采用点对点源汇匹配模型计算CO_2运输距离，难以反映共享管网下的规模效应，可能导致运输路径冗余与基础设施利用不足。

综上，CBECCUS在中国能源转型中的作用亟需通过多层次政策支持和区域化部署策略实现充分发挥。通过完善全生命周期排放管理、优化生物质供应链、构建高效输运与封存网络、科学规划机组改造与退出路径，CBECCUS有望在未来能源系统中提供可持续且规模化的减排贡献。

参考文献

[1] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2023 synthesis report[R]. Geneva, 2023.

[2] Intergovernmental Panel on Climate Change. Global warming of 1.5℃[R]. Geneva, 2018.

[3] 张文华, 闫庆友, 何钢, 等. 气候变化约束下中国电力系统低碳转型路径及策略[J]. 气候变化研究进展, 2021, 17(1): 18–26.

[4] Liu Z, Deng Z, Davis S, et al. Monitoring global carbon emissions in 2022[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2023, 4(4): 205–206.

[5] International Energy Agency. CO_2 emissions in 2022[R]. Paris, 2023.

[6] International Energy Agency. Global energy review: CO_2 emissions in 2021[R]. Paris, 2022.

[7] Statista. Installed coal power generation capacity worldwide from 2005 to 2022, with a forecast until 2050[EB/OL]. [2025-09-15]. https://www.statista.com/statistics/217256/global-installed-coal-power-generation-capacity/.

[8] Fan J L, Li Z Z, Ding Z X, et al. Investment decisions on carbon capture utilization and storage retrofit of Chinese coal-fired power plants based on real option and source-sink matching models[J]. Energy Economics, 2023, 126: 106972.

[9] Wang R, Li H, Cai W, et al. Alternative pathway to phase down coal power and achieve negative emission in China[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(22): 16082–16093.

[10] 杨卧龙, 倪煜, 雷鸿. 燃煤电站生物质直接耦合燃烧发电技术研究综述[J]. 热力发电, 2021, 50(2): 18–25.

[11] 樊静丽, 李佳, 晏水平, 等. 我国生物质能-碳捕集与封存技术应用潜力分析[J]. 热力发电, 2021, 50(1): 7–17.

[12] Fan J L, Fu J Y, Zhang X, et al. Co-firing plants with retrofitted carbon capture and storage for power-sector emissions mitigation [J]. Nature Climate Change, 2023, 13(8): 807–815.

[13] Wang R, Chang S Y, Cui X Q, et al. Retrofitting coal-fired power plants with biomass co-firing and carbon capture and storage for net zero carbon emission: A plant-by-plant assessment framework[J]. GCB Bioenergy, 2021, 13(1): 143–160.

[14] Roni M S, Chowdhury S, Mamun S, et al. Biomass co-firing technology with policies, challenges, and opportunities: A global review[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2017, 78: 1089–1101.

[15] Yang B, Wei Y M, Hou Y B, et al. Life cycle environmental impact assessment of fuel mix-based biomass co-firing plants with CO_2 capture and storage[J]. Applied Energy, 2019, 252: 113483.

[16] 杜新法. 煤电掺烧生物质的应用前景、技术对比和难题挑战[J]. 中国电力企业管理, 2024, (28): 88–89.

[17] 赵悦, 李小姗, 张立麒, 等. 适用于生物质直接耦合煤发电过程的温室气体核算方法优化[J]. 洁净煤技术, 2024, 30(8): 58–65.

[18] Bui M, Adjiman C S, Bardow A, et al. Carbon capture and storage (CCS): The way forward[J]. Energy & Environmental Science, 2018, 11(5): 1062–1176.

[19] Malladi K T, Sowlati T. Impact of carbon pricing policies on the cost and emission of the biomass supply chain: Optimization models and a case study[J]. Applied Energy, 2020, 267: 115069.

[20] Sammarchi S, Li J, Izikowitz D, et al. China's coal power decarbonization via CO_2 capture and storage and biomass co-firing: A LCA case study in Inner Mongolia[J]. Energy, 2022, 261: 125158.

[21] Fajardy M, Mac Dowell N. Can BECCS deliver sustainable and resource efficient negative emissions?[J]. Energy & Environmental Science, 2017, 10(6): 1389–1426.

[22] Zhao C H, Zhang W R, Wang Y, et al. The economics of coal power generation in China[J]. Energy Policy, 2017, 105: 1–9.

[23] Li J, Wang R, Li H R, et al. Unit-level cost-benefit analysis for coal power plants retrofitted with biomass co-firing at a national level by combined GIS and life cycle assessment[J]. Applied Energy, 2021, 285: 116494.

[24] Luo J S, Xie Y C, Hou M Z, et al. Advances in subsea carbon dioxide utilization and storage[J]. Energy Reviews, 2023, 2(1): 100016.

[25] Liu G Z, Cai B F, Li Q, et al. China's pathways of CO_2 capture, utilization and storage under carbon neutrality vision 2060[J]. Carbon Management, 2022, 13(1): 435–449.

[26] International Energy Agency. CCUS policies and business models building a commercial market[R]. Paris, 2023.

[27] Li K, Shen S, Fan J L, et al. The role of carbon capture, utilization and storage in realizing China's carbon neutrality: A source-sink matching analysis for existing coal-fired power plants[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2022, 178: 106070.

[28] Qin X Y, Mohan T, El-Halwagi M, et al. Switchgrass as an alternate feedstock for power generation: an integrated environmental, energy and economic life-cycle assessment[J]. Clean Technologies and Environmental Policy, 2006, 8(4): 233–249.

[29] Lu X, Cao L, Wang H K, et al. Gasification of coal and biomass

as a net carbon-negative power source for environment-friendly electricity generation in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2019, 116(17): 8206–8213.

[30] Fan J L, Li Z Z, Li K, et al. Modelling plant-level abatement costs and effects of incentive policies for coal-fired power generation retrofitted with CCUS[J]. Energy Policy, 2022, 165: 112959.

[31] Parajuli R, Løkke S, Østergaard P A, et al. Life cycle assessment of district heat production in a straw fired CHP plant[J]. Biomass and Bioenergy, 2014, 68: 115–134.

[32] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014 synthesis report[R]. Geneva, 2014.

[33] Dias A C. Life cycle assessment of fuel chip production from eucalypt forest residues[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014, 19(3): 705–717.

[34] Lu W, Zhang T Z. Life-cycle implications of using crop residues for various energy demands in China[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(10): 4026–4032.

[35] 国家统计局. 中国城市统计年鉴2020[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.

[36] 张贤, 许毛, 徐冬, 等. 中国煤制氢CCUS技术改造的碳足迹评估[J]. 中国人口·资源与环境, 2021, 31(12): 1–11.

[37] Oberschelp C, Pfister S, Raptis C E, et al. Global emission hotspots of coal power generation[J]. Nature Sustainability, 2019, 2 (2): 113–121.

[38] Xian Y J, Wang Q, Fan W R, et al. The impact of different incentive policies on new energy vehicle demand in China's gigantic cities[J]. Energy Policy, 2022, 168: 113137.

[39] 高俊莲, 徐向阳, 郑凤琴, 等. 基于全生命周期的煤炭碳排放清单计算与不确定性分析[J]. 中国煤炭, 2017, 43(6): 22–26.