

中国未来潜在造林土地的碳去除潜力

韩梦杰¹, 李伟^{1,*}, 冷懿¹, 周嘉馨¹, 赵青²

1. 清华大学 地球系统科学系, 北京 100084;

2. 广东省科学院 生态环境与土壤研究所, 广州 510650



摘要 : 合理规划中国未来潜在造林土地的使用, 以最大化其碳去除潜力对实现碳中和目标具有重要意义。本文基于中国未来潜在造林土地面积, 在生物炭生命周期核算体系下, 分析了传统植树造林、植树造林结合凋落物生物炭制备技术、生物能源作物(以草本作物柳枝稷为例)种植结合生物炭技术3种措施的碳去除潜力。结果表明, 随着未来潜在造林面积的增加, 2020—2060年中国造林结合凋落物生物炭、柳枝稷种植结合生物炭的累计碳去除潜力分别达到61.7亿吨CO₂和110.9亿吨CO₂, 分别约为同期植树造林碳去除潜力的1.3倍和2.4倍。其中, 柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力明显高于造林结合凋落物生物炭。柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力主要由生物炭本身固碳量(45.9%)和可再生能源替代化石燃料的减排量(53.9%)贡献, 而造林结合凋落物生物炭的碳去除潜力大部分来自植被活体生物量的增加(74.7%)。东北地区造林结合凋落物生物炭碳去除潜力在3种措施中最高, 而在西南、华东和华南地区, 柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力较大。本研究结果为优化未来潜在造林土地利用、挖掘其最大碳去除潜力提供了科学依据。

关键词 : 生物炭; 植树造林; 二氧化碳去除; 生命周期分析

中图分类号 : X382.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-4981(2025)06-0777-12

DOI: 10.3724/j.issn.2097-4981.JECC-2025-0034

Carbon Dioxide Removal Potential of Future Afforestation Land in China

HAN Mengjie¹, LI Wei^{1,*}, LENG Yi¹, ZHOU Jiaxin¹, ZHAO Qing²

1. Department of Earth System Science, Tsinghua University, Beijing 100084, China;

2. Institute of Eco-environmental and Soil Sciences, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China

Abstract : Planning of China's future potential afforestation land to maximize the carbon removal potential is of great significance for achieving the carbon neutrality goal. Based on the area of potential afforestation land, this study evaluates the carbon dioxide removal potential of three technologies under the biochar life cycle analysis system: conventional afforestation, afforestation combined with litter biochar production, and bioenergy crop cultivation (represented by the herbaceous species of switchgrass) combined with biochar production technology. The results show that during the period of 2020—2060, with the increase of potential afforestation area, the cumulative carbon removal potential of afforestation combined with litter biochar and switchgrass cultivation combined with biochar reaches 6.17 billion and 11.09 billion tonnes of carbon dioxide, respectively—

收稿日期: 2025-07-25; **接受日期:** 2025-09-18

基金项目: 国家自然科学基金项目(42407643, 42175169, 72348001); 云南省西南联合研究生院科技专项(202302AO370001)

作者介绍: 韩梦杰(1995—), 女, 博士, 研究方向为生物炭潜力评估。E-mail: hanmengjie1234@163.com

通讯作者: 李伟(1987—), 男, 副教授, 研究方向为生态系统碳循环、动态植被模型和基于陆地的负排放技术评估等。

E-mail: wli2019@tsinghua.edu.cn

approximately 1.3 and 2.4 times that of traditional afforestation over the same period, respectively. Among them, the carbon removal potential of switchgrass cultivation combined with biochar significantly exceeds that of afforestation combined with litter biochar. The carbon removal from switchgrass cultivation combined with biochar is mainly contributed by the stable carbon sequestration in biochar itself (45.9%) and the emission reductions from renewable energy substitution for fossil fuels (53.9%), while afforestation combined with litter biochar mainly comes from increased biomass (74.7%). Among three technologies, afforestation combined with litter biochar has the largest carbon removal potential in Northeast China. In contrast, switchgrass cultivation combined with biochar shows greater potential in Southwest, East, and South China. This study provides theoretical support for optimizing the use of future afforestation land and maximizing its carbon removal potential.

Key Words : biochar; afforestation; carbon dioxide removal; life cycle analysis

0 引言

为应对全球气候变化,《巴黎协定》将21世纪末的全球升温目标控制在较工业革命前2℃以内,并尽力争取控制在1.5℃以内。为实现这一温控目标,中国也相应地提出了碳中和目标。森林通过光合作用吸收大气中的CO₂,并将其储存在生物量和土壤中,发挥了重要的生态碳汇功能。在过去几十年中,中国实施了植树造林、森林抚育等生态工程,提升了生态系统的碳去除潜力^[1]。然而,未来可供造林的土地面积是有限的,且生态碳汇能力会随着森林的成熟而逐渐减弱^[2],同时存在火灾等潜在的扰动风险。因此,合理利用潜在造林土地,结合基于生物质的碳去除技术,以发挥造林土地的最大碳去除潜力,对于实现碳中和目标具有重要作用。

生物炭是由生物质在高温限氧条件下热解产生的富碳产物,具有原料来源广泛、稳定性强等优势,被视为碳去除潜力大且能快速实施的气候变化缓解方案之一^[3]。生物炭固碳原理为将植物通过光合作用固定的碳转化为不易降解的惰性碳,进而减少大气中的CO₂,实现碳的长期封存^[4]。在自然状态下,植被凋落物会进入土壤,其生命周期中所固定的碳大部分会被土壤微生物降解而重新释放到大气中。若将植树造林凋落物予以收集并通过热解转化为稳定的生物炭,可显著延长碳的留存时间,实现更持久的碳封存。同时,生物炭施加到土壤后可改善土壤理化性质,提升作物产量,兼具固碳和增产等多重效益。因此,植树造林和生物炭技术的结合有望充分发挥潜在造林土地的碳去除潜力和生态协同效益。

第二代生物能源作物通常指能够快速生长的草类或树木,大面积种植可在短时间内固定较多的大气CO₂,并能够在收获后转化为能源,结合碳捕获与封存技术之后,具有巨大的大气CO₂去除潜力,因此被广泛应用于未来气候变化减缓情景。代表性的第二代生物能源作物包括柳枝稷、芒草、杨树、柳树和桉树等^[5]。生物能源作物对土地条件的要求相对较低,可以在边际土地上生长^[6],且产量较高。改变潜在造林土地用途,种植生物能源作物并结合生物炭技术可以将生物能源所固定的碳封存起来,从而去除大量的CO₂,为开发潜在造林土地的碳去除潜力提供了可行的选择方案。因此,为最大程度发挥造林土地的碳去除潜力,需要基于相同的造林面积,权衡传统植树造林、生物能源作物种植与生物炭技术之间的协同与替代关系。同时,这将为未来潜在造林土地的合理规划提供科学依据,助力实现碳中和目标。

近年来,许多研究从区域到全球尺度评估了植树造林和生物炭的碳去除潜力。Leng等^[7]基于全球动态植被模型模拟了中国历史和未来植树造林的碳汇动态。Han等^[8]基于机器学习方法预测了全球农业剩余物施加生物炭对农田土壤有机碳的影响,并结合生命周期分析方法,评估了生物炭从原料收集、运输、热解到生物炭运输并施加土壤的全生命周期净碳去除潜力。对于技术间的比较,Løvenskiold等^[9]评估了未来全球可用的土地种植生物能源作物并结合生物炭生产、植被自然再生长等技术的碳去除潜力,发现生物炭潜力高于植被自然再生长。Lu等^[10]、Zheng等^[11]对中国2020—2060年多种基于自然的气候

减缓方案进行了综合评估，包括生物炭和植树造林等技术方案。

本文基于未来潜在造林土地，采用生物炭生命周期分析方法，系统评估了2020—2060年中国传统植树造林、造林结合凋落物生物炭和柳枝稷种植结合生物炭3种措施的碳去除潜力，并在时间、生命周期组分与空间层面进行了比较分析。不同于以往基于不同技术之间的宽泛比较，本文针对相同的潜在造林面积，探究植树造林、生物能源作物种植与生物炭技术之间的协同与替代关系，为碳中和目标下的潜在造林土地利用优化和减排增汇路径设计提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 植树造林土地面积及碳去除潜力计算

本文采用Leng等^[7]发表的中国未来潜在造林面积数据。根据《“十四五”林业草原保护发展规划纲要》^[12]，到2025年，全国森林覆盖率将达到24.1%；同时，《2030年前碳达峰行动方案》^[13]提出，到2030年，全国森林覆盖率将稳步提升在25%左右。在此基础上，Leng等^[7]假设，自2020年起植树造林且造林面积线性增长，森林覆盖率分别在2025年和2030年达到24.1%和25%，并在2030年后继续以2025—2030年增速增长至2060年。由于目前缺少全国尺度的长期逐年造林规划数据，该模型基于历史造林观测趋势线性外推造林面积，且保证了2020—2060年累计造林面积符合现有研究估算的适宜可用造林面积（580000~870000km²^[14-15]）。这种方法虽然存在不确定性，但线性假设较其他假设相对保守，对未来不确定的增长更具代表性。此外，模型参考国家退耕还林政策设定造林面积的上限，并在土地利用转化过程中优先将边际土地转化为林地，其次转化为天然草地和牧草地，从而严格保证政府设定的18亿亩耕地红线不被突破^[16-17]。结合陆地国土面积估算，2020—2025、2020—2030和2020—2060年，中国累计植树造林总面积分别约为80000km²、160000km²和690000km²。

本文获取了Leng等^[7]基于动态植被模型ORCHIDEE（Organising Carbon and Hydrology in

Dynamic Ecosystems）模拟的未来典型浓度路径2.6情景下中国植树造林的模拟结果，包括2020—2060年造林碳汇和凋落物生物量数据。数据以年频次输出，空间分辨率为0.5°×0.5°。该模型明确考虑了总土地利用变化、木材采伐和林龄动态等关键过程，能够较好地模拟陆地生态系统尤其是植树造林的碳循环过程。本文基于逐年造林面积和碳汇计算年累计造林碳去除潜力，造林凋落物生物量则用于后续生物炭的碳去除潜力分析。

1.2 生物炭碳去除潜力计算

1.2.1 核算边界和假设

生命周期分析法被广泛应用于产品或过程的碳足迹、成本效益及环境影响的量化分析^[18]。对于生物炭，其生命周期边界涵盖从生物质原料收集、运输、热解到生物炭运输、施加至农田实现碳封存的全过程。

本文参考Han等^[8]建立的生物炭生命周期分析框架，使用生命周期分析法评估生物炭的净碳去除潜力。为便于区域尺度上的统一估算，本文将每个0.5°×0.5°格点的中心视为代表性的资源集散与处理点，网格内的生物质集中收集并运输至该点进行热解，产生生物炭、生物气和生物油。生物炭被运输回原料所在地并施加于土壤以实现碳封存，生物气和生物油则用于替代化石燃料以实现碳减排。此外，生物炭施用还会带来土壤温室气体减排效应。总体而言，基于格点的生物炭生命周期净碳去除潜力（ P_{net} ）通过式（1）计算，相关参数与假设详见表1。

$$P_{\text{net}} = P_{\text{bc}} + P_{\text{energy}} + P_{\text{soil}} - E_{\text{feed}} - E_{\text{pyro}} - E_{\text{trans}} - E_{\text{appl}} \quad (1)$$

式中， P_{bc} 指生物炭的土壤碳封存量； P_{energy} 指生物气和生物油替代化石燃料燃烧的减排量； P_{soil} 指生物炭施加引起的土壤温室气体减排效应； E_{feed} 指原料收集过程的碳排放； E_{pyro} 指热解过程中能源消耗的碳排放； E_{trans} 指生物质和生物炭运输过程的碳排放； E_{appl} 指生物炭施加过程的碳排放。

1.2.2 原料收集排放

本文选取造林凋落物生物量和生物能源作物柳

表 1 生物炭生命周期过程参数
Table 1 Life cycle process parameters of biochar

过程	单位	数值	参考文献
(1) 原料收集排放 (E_{feed})			
造林面积	ha	模型输出逐年结果	Leng 等 ^[7]
造林凋落物生物量	gC/m ²	模型输出逐年结果	Leng 等 ^[7]
生物能源作物柳枝稷产量	t/ha	预测产量数据集	Li 等 ^[5]
林业凋落物/柳枝稷收集排放因子	kgCO ₂ /t (干重)	68.000/186.500	Roberts 等 ^[19] 、Gvein 等 ^[20]
(2) 原料和生物炭运输 (E_{trans})			
运输工具	—	柴油卡车 (载重 8t, 每 100km 消耗 35L 柴油)	本文假设
运输距离	km	21	Deng 等 ^[21]
原料/生物炭运输损失	%	1/3	Hammond 等 ^[22]
柴油热值	MJ/kg	42	Liu 等 ^[23]
单位运输能耗	MJ/ (t·km) (干重)	1.55	姜志翔等 ^[24]
柴油 CO ₂ 排放因子	kgCO ₂ /kg	3.570	姜志翔等 ^[24]
(3) 生物炭生产和土壤碳封存 (P_{bc})			
生物炭产率 (林业剩余物/柳枝稷)	%	37.6/28.8	姜志翔等 ^[24]
生物气产率 (林业剩余物/柳枝稷)	%	27.2/36.0	姜志翔等 ^[24]
生物油产率 (林业剩余物/柳枝稷)	%	35.2/35.2	姜志翔等 ^[24]
生物炭降解过程	—	本文中的式 (2)	Wang 等 ^[25]
生物炭碳含量	%	67.68	Roberts 等 ^[19]
(4) 可再生能源生产与替代 (P_{energy})			
生物气/生物油热值	MJ/kg	6/17.5	Laird 等 ^[26]
生物气/生物油的电能转化效率	%	0.35/0.33	Gaunt 和 Lehmann ^[27] 、Yang 等 ^[18]
燃煤发电的 CO ₂ 排放因子	kgCO ₂ /kWh	1.000	Løvenskiold 等 ^[9]
(5) 热解过程排放 (E_{pyro})			
能量输入需求	MJ/t (干重)	893	Løvenskiold 等 ^[9]
热解系统的 CO ₂ 排放因子	kgCO ₂ /MJ	0.025	Yang 等 ^[28]
(6) 生物炭施加排放 (E_{appl})			
生物炭添加量	t/ha	20	本文假设
生物炭施加的 CO ₂ 排放因子	kgCO ₂ /t	45.320	姜志翔等 ^[24]
(7) 生物炭的土壤减排效应 (P_{soil})			
氮肥 (N) / 磷肥 (P ₂ O ₅) / 钾肥 (K ₂ O) 施加量	kg/ha	154/65/94	Roberts 等 ^[19]
氮肥/磷肥/钾肥的需求减少量	%	0.1/0.05/0.05	Hammond 等 ^[22]
氮肥/磷肥/钾肥的 CO ₂ 排放量	kgCO ₂ /kg	3/0.7/1	Roberts 等 ^[19]
氮肥的 N ₂ O 排放因子	%	1.325	Roberts 等 ^[19]
N ₂ O 排放的抑制率	%	25	Hammond 等 ^[22]
N ₂ O 的全球增温潜势	—	298	Intergovernmental Panel on Climate Change ^[29]

注：ha 为公顷；gC/m² 为克碳每平方米。

枝稷两类生物炭原料。2020—2060年逐年造林凋落物生物量来自Leng等^[7]基于动态植被模型ORCHIDEE的模拟结果；柳枝稷地上生物量产量取自Li等^[5]制作的全球生物能源作物产量数据集。柳枝稷年产量通过造林面积与对应格点单位产量相乘获得。对于缺乏产量数据的造林区域（多为不适宜种植区域），采用柳枝稷的最低产量值进行填补。柳枝稷为多年生草本作物，环境适应性强，能够实现每年种植和收获，可作为持续的生物炭原料来源。

原料收集过程主要包括田间管理措施所产生的碳排放，如肥料生产与施用、田间作业和生物质收获等。林业剩余物与柳枝稷的收集排放因子见表1。

1.2.3 原料和生物炭运输

本文假设生物炭被运输回其原料所在地，因此生物炭与原料的运输距离相同。以往研究表明，运输环节碳排放在生物炭生命周期总碳排放中占比较小（运输距离为15km时的碳排放贡献<4%），且对总体结果影响不敏感^[19]。因此，本文基于文献调研结果，统一采用21km作为运输距离，以保证不同区域之间结果的可比性。运输工具采用柴油卡车，运输过程中的碳排放根据柴油热值、CO₂排放因子及单位运输能耗进行估算。车辆生产制造过程所产生的碳排放不纳入生命周期分析边界内。

1.2.4 生物炭生产和土壤碳封存

根据生物质转化生物炭的产率估算生物炭产量，然后将生物炭施加到土壤中以实现长期碳封存。然而，生物炭在土壤中仍会极为缓慢地降解。为评估其长期碳去除潜力，本文采用基于试验观测数据拟合的双一阶指数衰减曲线模拟生物炭在土壤中的降解过程^[25]。由于此观测数据最长期限为8年，本文假设在更长时间尺度上生物炭同样按该曲线持续降解，其过程见式（2）。

$$BC_{\text{remain}} = a \times e^{(-k_1 \times t)} + b \times e^{(-k_2 \times t)} \quad (2)$$

式中， BC_{remain} 指土壤中剩余生物炭的量； t 指时间； a 和 b 分别指生物炭中不稳定碳和稳定碳的比例，取值分别为3和97； k_1 和 k_2 分别指不稳定碳和稳定碳的年降解率，取值分别为3.3945和0.0018。

1.2.5 可再生能源生产与替代

生物质热解过程的产物除生物炭外，还包含生

物气和生物油两种高热值副产物，可作为能源加以利用。本文假设生物气和生物油可用于替代传统燃煤发电，从而实现温室气体减排。首先根据产率估算生物气和生物油的产量，然后结合各自热值、电能转化效率以及燃煤发电的CO₂排放因子计算替代减排量。同时，本文还考虑了热解过程中能源输入带来的碳排放，通过设定热解过程的能量输入需求及相应的CO₂排放因子估算其碳排放量。其中，生物气和生物油燃烧利用过程释放的CO₂被视为生物碳循环的一部分，通常被认为是中性的，因此未被计入排放。

1.2.6 生物炭施加排放

类似于其他土壤施加措施，生物炭在施加过程中也会产生碳排放，主要来源于施加设备运行所产生的能源消耗。基于已有研究的估算结果（表1），本文采用施加每吨生物炭排放45.32kgCO₂的排放因子进行计算。

1.2.7 生物炭的土壤减排效应

大量研究表明，生物炭施加可提高化肥利用效率，从而减少化肥施用带来的碳排放^[30]；此外，生物炭还能抑制土壤氧化亚氮（N₂O）排放^[30]。本文基于设定的平均氮、磷、钾肥施用量，结合文献报道的肥料利用效率提高比例和化肥CO₂排放因子，估算因施肥量减少带来的减排量。同时，使用氮肥的N₂O排放因子和生物炭施加对土壤N₂O排放的抑制率计算生物炭施加减少的N₂O排放量。为便于统一比较，N₂O排放量根据其全球增温潜势折算为等效的CO₂排放量，相关参数见表1。

1.3 基于未来潜在造林土地的碳去除技术比较

本文基于中国未来潜在造林土地，比较了2020—2060年传统植树造林、造林结合凋落物生物炭和柳枝稷种植结合生物炭3种措施的碳去除潜力。

（1）传统植树造林。基于中国植树造林目标，采用2020—2060年潜在造林面积和动态植被模型模拟新增造林的碳汇量来估算植树造林的碳去除潜力。

（2）造林结合凋落物生物炭。在传统植树造林的基础上，每年收集凋落物制备生物炭并施加到土壤中进行碳封存。本文假设至少25%的凋落物需保留在造林土地上以维持土壤养分循环和碳储量^[31]，并

使用84%的收集效率^[32]估算实际可收集的凋落物量用于生物炭生产。

(3) 柳枝稷种植结合生物炭。假设在相同造林面积上种植生物能源作物柳枝稷，每年进行收割并在84%的收集效率^[32]下将其作为原料制备生物炭，产生的生物炭每年连续施加到土壤中进行碳封存。

本文从时间、生命周期组分和空间3个维度，系统比较3种情景的碳去除潜力。首先，采用生命周期分析法计算生物炭年累计碳去除潜力并与同期造林碳汇进行比较，分析3种情景2020—2060年累计碳去除潜力的变化特征，量化其对碳中和目标的贡献。然后，评估生物炭全生命周期各环节对碳去除潜力的贡献，分析主要的碳排放和碳去除过程，探究潜在的减排增汇策略。最后，分析3种情景下碳去除潜力的空间分布特征，通过区域对比识别高潜力区域，为区域差异管理和土地规划提供依据。中国7个地理分区见表2。

表2 中国7个地理区域划分
Table 2 Division of seven geographical regions in China

分区	范围
华北	北京、天津、河北、山西、内蒙古
东北	辽宁、吉林、黑龙江
华东	上海、江苏、浙江、安徽、福建、江西、山东、台湾
华中	河南、湖北、湖南
华南	广东、广西、海南、香港、澳门
西南	重庆、四川、贵州、云南、西藏
西北	陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆

表3 不确定分析的关键参数
Table 3 Key parameters used for uncertainty analysis

参数	范围	均值	标准差	参考文献
林业凋落物/柳枝稷生物质利用率/%	10.5/50 ~ 100/100	57.3/80	36.7/20	Xia等 ^[33] 、Deng等 ^[21]
生物炭产率/%	23.2 ~ 34.8	29	3.53	Deng等 ^[21]
生物气产率/%	13 ~ 41.7	25.5	10.86	姜志翔等 ^[24]
生物炭碳含量/%	53 ~ 79	66	8.03	Deng等 ^[21]
生物炭施加量/(t·ha ⁻¹)	0.9 ~ 120	20	24	Han等 ^[8]
生物炭不稳定碳比例/%	2 ~ 30	3	0.6	Wang等 ^[25] 、Archontoulis等 ^[34]
生物炭不稳定碳年降解速率常数	0.03 ~ 10	3.3945	1.862	Wang等 ^[25] 、Archontoulis等 ^[34]
生物炭稳定碳年降解速率常数	0.00002 ~ 0.02	0.0018	0.002	Wang等 ^[25] 、Archontoulis等 ^[34]
土壤N ₂ O排放的抑制率/%	20 ~ 80	47	15.87	Wang等 ^[30]

1.4 不确定性分析

生物炭的碳去除潜力受多种因素影响，包括生物质利用率、生物炭自身性质（如原料类型和热解温度）及其施加土壤后的固碳减排效应等。这些因素具有较大的范围，导致生物炭碳去除潜力的估算存在较大的不确定性。本文通过考虑关键输入参数的可变性，采用蒙特卡罗模拟方法量化不确定性范围。根据文献报道的参数范围（表3），假设参数服从正态分布，并进行10000次迭代计算造林结合凋落物生物炭和柳枝稷种植结合生物炭碳去除潜力的平均值及95%置信区间。同时，针对柳枝稷种植结合生物炭技术，本文通过仅变动与特定因素相关的参数，量化生物质利用率、生物炭性质（生物炭产率、生物气产率和生物炭碳含量）及生物炭在土壤中的稳定性（生物炭不稳定碳比例、生物炭不稳定碳降解率和稳定碳降解率）等单一因素贡献所引起的不确定性。此外，本文设定了4个参数扰动水平（-50%、-25%、+25%和+50%），以探究生物炭碳去除潜力对生物质利用率、生物炭产率、生物炭添加量、生物炭稳定性以及运输距离变化的敏感性。

2 结果和讨论

2.1 中国未来潜在造林土地的碳去除潜力

2020—2060年，植树造林凋落物生物量和柳枝稷产量呈增长趋势，这主要归因于造林面积的扩大。其中，柳枝稷产量高于凋落物生物量，原因在于凋

落物只是植树造林地上生物量的一部分，而柳枝稷则是收获全部地上生物量（图1（a））。造林面积扩大能够增加森林碳汇和可利用生物质，进而提高生物炭的碳去除潜力。由图1（b）可知，至2060年，造林结合凋落物生物炭的碳去除潜力累计达到61.7亿吨CO₂，约是同期常规植树造林（47.0亿吨CO₂）的1.3倍。这一结果表明，合理回收并利用造林凋落物生产生物炭，可有效弥补有限的造林碳汇。相比之下，柳枝稷种植结合生物炭具有更大的碳去除潜力（110.9亿吨CO₂），约是植树造林和造林结合凋落物生物炭的2.4倍和1.8倍。这一结果表明，在潜在造林土地上开展生物能源作物种植和生物炭技术将大幅提升造林土地的碳去除潜力。因此，未来协同推进植树造林、生物能源作物种植与生物炭技术集成应用，可有效提升潜在造林土地的碳去除潜力。

尽管造林结合凋落物生物炭和柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力均高于传统植树造林，但植树造林、造林结合凋落物生物炭、柳枝稷种植结合生物炭3种措施在2020—2060年间的年均碳去除潜力分别为1.1亿、1.5亿、2.7亿吨CO₂，远低于实现碳中和所需的每年约100亿吨的CO₂减排量^[35]。因此，除了依赖潜在土地新增造林所带来的活体生物量累积，还应加强对现有森林的保护，实施科学合理的森林抚育等措施，以提升生态系统的碳汇功能。同时，未来需积极发展生态系统工程封存固碳技术，如生物能源作物碳捕获与封存，以实现更大规模的

碳去除目标。

2.2 生命周期组分分析

在植树造林期间，造林结合凋落物生物炭和柳枝稷种植结合生物炭的生命周期碳排放总量分别为1.1亿吨CO₂和20.82亿吨CO₂，如图2所示。两者的排放主要来自原料收集与热解过程。其中，原料收集过程产生的碳排放分别占各自总排放的61.4%和82.9%；热解过程产生的碳排放分别占各自总排放的19.9%和9.8%。相比之下，原料和生物炭的运输过程（1.6%~3.4%）以及生物炭施加过程（5.74%~15.2%）的碳排放贡献相对较小。尽管存在过程排放，但两种措施的生命周期总碳排放量低于碳去除总量，最终效果为净碳去除。

造林结合凋落物生物炭的碳去除潜力主要由造林活体生物量增加、生物炭在土壤中稳定碳封存和热解过程中产生的可再生能源替代化石燃料的减排效应构成，三者分别贡献该技术碳去除总量的74.7%、13.7%和11.5%。相比之下，柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力主要来自生物炭固碳和能源替代减排效应，分别占该技术总固碳减排量的45.9%和53.9%，而生物炭施加引起的土壤温室气体减排量最小，仅占0.2%。因此，为进一步提升碳去除潜力，应优先优化原料收集环节以降低排放强度，并提高热解系统效率与能源回收利用率减少过程碳排放。此外，推动科学合理的森林管理措施可以提升碳汇

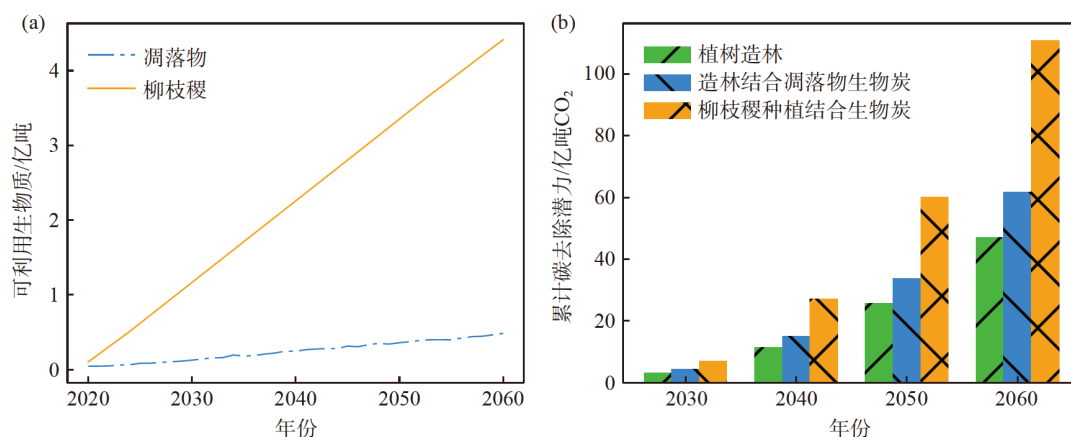


图1 可利用的生物质（a）和3种技术情景的累计碳去除潜力（b）

Fig.1 Available biomass (a) and the cumulative carbon removal potential of three scenarios (b)

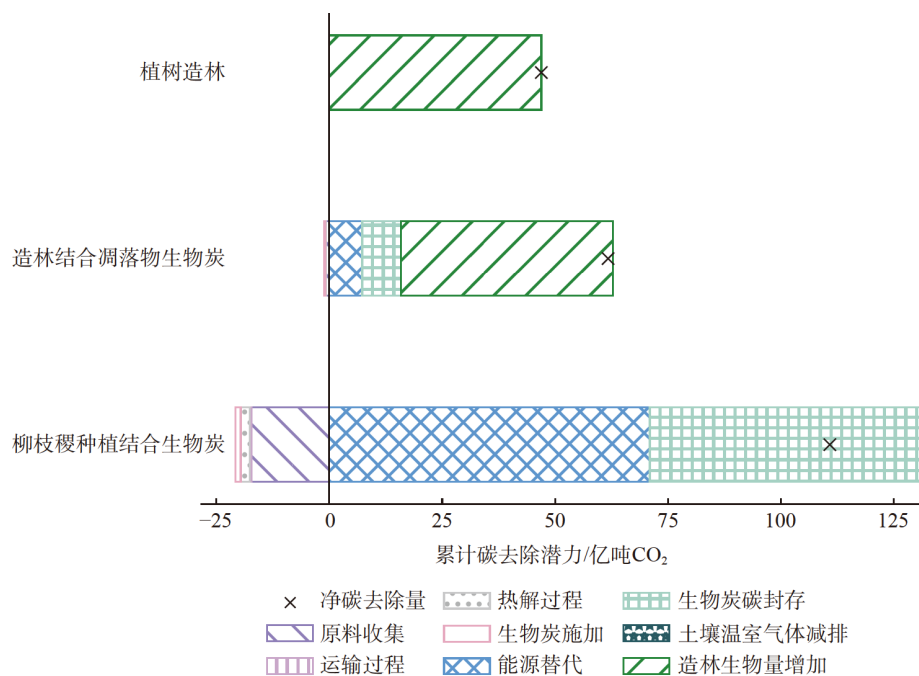


图2 3种技术情景的碳去除组分
Fig.2 Carbon removal components of three scenarios

能力，并能够通过优化生物炭特性和土壤条件增加生物炭在土壤中的稳定性。

2.3 区域分析

图3为造林期间，中国植树造林面积（图3（a））、可用于制备生物炭的原料生物量（图3（b））以及在相同造林面积上实施3种措施的碳去除潜力（图3（c））的区域统计结果。结果表明，不同区域在造林面积、生物量和碳去除潜力方面均表现出明显差异。造林碳去除潜力较高的区域集中在西南、东北、华北地区，2020—2060年的累计碳去除潜力分别为9.9亿、8.4亿、7.2亿吨CO₂，而西北地区的碳去除潜力最小（4.6亿吨CO₂）。相比常规植树造林，造林结合凋落物生物炭普遍提高了各地区的碳去除潜力，其区域间差异主要由造林面积与可利用生物质资源的空间分布决定。柳枝稷种植结合生物炭在西南、华东、华南地区的碳去除潜力较大，分别为28.6亿、17.7亿、14.6亿吨CO₂，明显高于同区域下的造林结合凋落物生物炭技术，表明在这些区域推广柳枝稷种植结合生物炭技术具有较大优势。相反，东北地区柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力最小

（10.1亿吨CO₂），略低于造林结合凋落物生物炭的碳去除潜力（10.7亿吨CO₂），说明在东北地区更适宜实施造林结合凋落物生物炭技术。尽管东北地区的潜在造林面积并非全国首位，但受寒温带与温带季风气候的影响，东北地区夏季光照充足，有利于林木在生长季快速累积生物量；同时，冬季的低温环境减缓了有机质分解速率，促进凋落物的大量累积。柳枝稷作为多年生C4植物，生长季相对较短，更适宜在气候温暖湿润的地区生长^[5]，而东北地区的低温等环境因素限制了柳枝稷的生长（图3）。因此，相比柳枝稷种植结合生物炭技术，造林结合凋落物生物炭在东北表现出更大的碳去除潜力。西南地区拥有最大的造林面积，且温暖湿润的气候条件有利于柳枝稷产量的增加，从而形成与东北不同的碳去除潜力格局。整体而言，碳去除潜力的空间分布特征受限于土地资源、生物质可得性及气候条件等多重因素，需因地制宜选择最优路径以最大化区域碳去除效益。

2.4 不确定性分析

不确定性分析结果表明，2020—2060年中国造

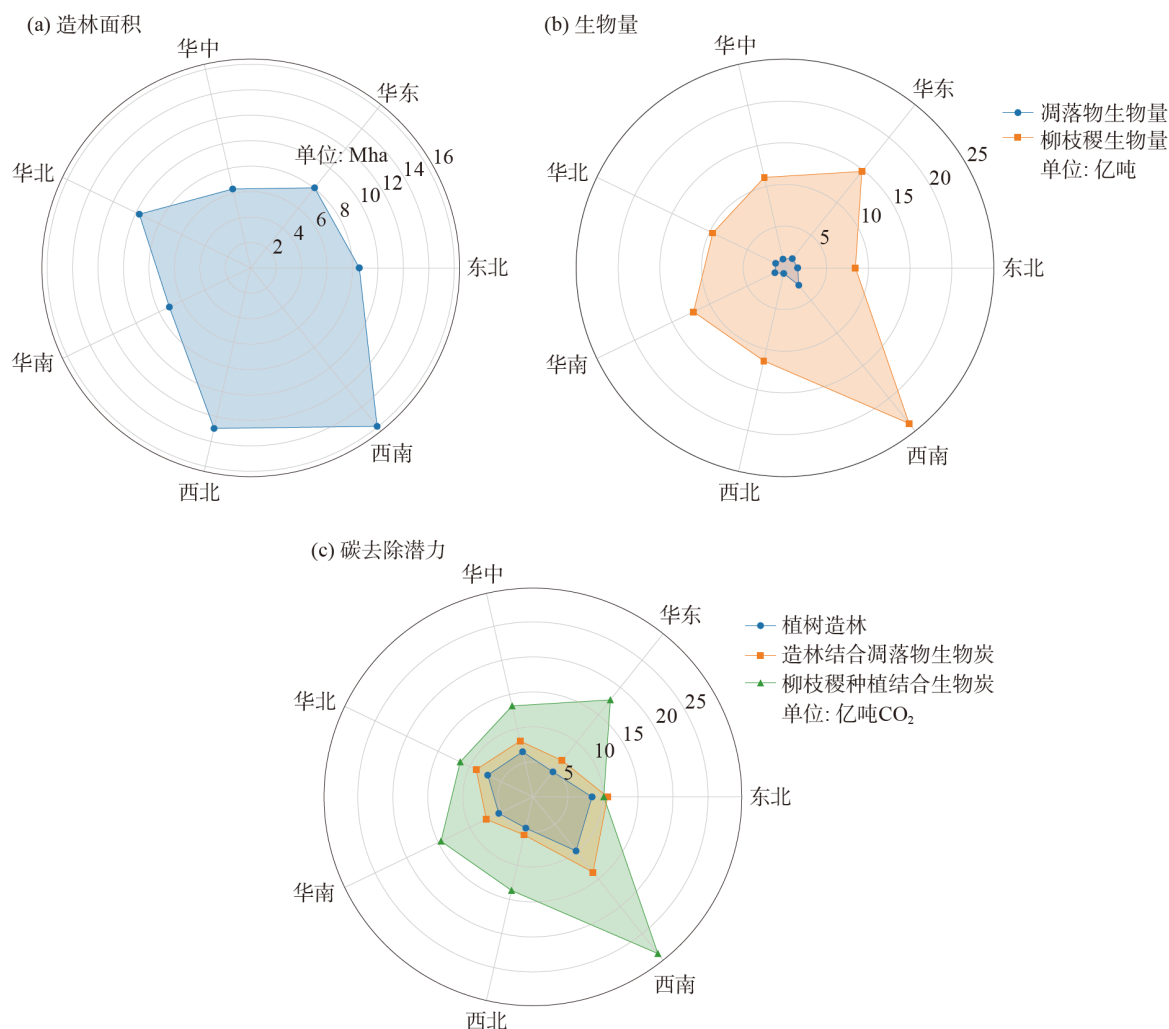


图3 中国7个地理分区的造林面积 (a)、可利用的生物量 (b) 和3种技术情景的碳去除潜力 (c)

Fig.3 Afforestation area (a), available biomass (b), and carbon removal potential of three scenarios (c) in seven geographical regions of China

林结合凋落物生物炭与柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力分别为54.3亿吨CO₂ (95%置信区间: 48.1亿~62.6亿吨CO₂) 和60.6亿吨CO₂ (30.8亿~117.1亿吨CO₂), 两者均具有较大的不确定性区间。不确定性主要来源于生物质利用率、生物质类型或热解条件多元化导致的生物炭产率和生物炭稳定性等关键参数存在较大变异。其中, 相较于生物质利用率 (29.3亿~58.5亿吨CO₂) 和生物炭性质 (39.1亿~76.2亿吨CO₂) 的不确定性, 生物炭稳定性对柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力影响范围较大 (48.4亿~135.1亿吨CO₂)。此外, 生物炭的碳去除潜力对生物质利用率、生物炭产率及生物炭在土壤中的稳定性表现出较高的敏感性, 而运输距离和生物炭添

加量的影响相对较小 (图4)。这一结果表明, 不同研究在生物质利用率设定上的假设可能会显著影响结果的量级。例如, Lu等^[10]、Zheng等^[11]分别假设0.1%和73%的农业剩余物用于生物炭生产, 在考虑不同碳价的约束下, 评估得出的中国未来同期生物炭碳去除潜力分别为0.03亿吨CO₂和31.1亿吨CO₂ (最大潜力达到207.3亿吨CO₂)。本文结果与其差异主要在于土地面积及利用方式不同, 本文所用生物炭原料来自潜在造林土地的林业剩余物或柳枝稷收获量, 而后者则基于全国农业土地的农业剩余物。

此外, 一些未被纳入本研究评估范围的过程也可能影响生物炭碳去除潜力估算的不确定性。例如, 生物炭施加会影响土壤甲烷排放, 但其影响方向和

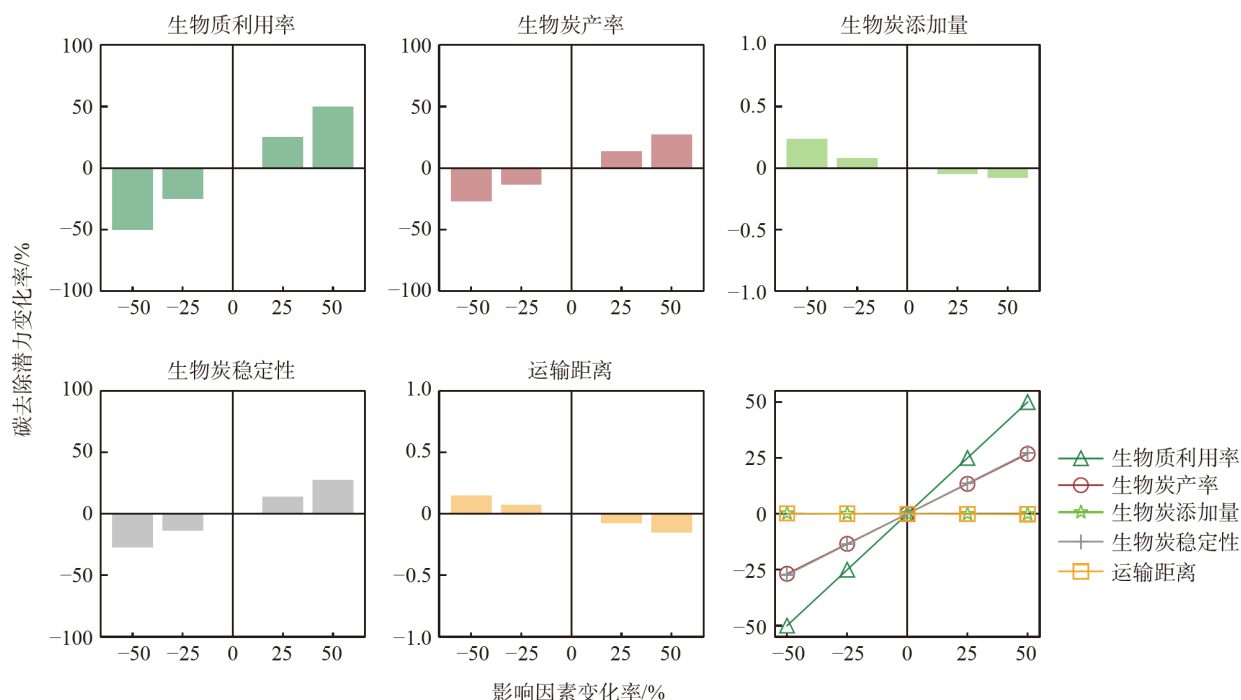


图4 生物炭生命周期过程参数敏感性分析
Fig.4 Sensitivity analysis of process parameters in life cycle of biochar

程度高度依赖于土壤类型^[36]。在酸性或水淹土壤中，生物炭施加会抑制甲烷排放；而在中性或碱性条件下，生物炭施加可能会增加甲烷排放。另外，生物炭施加可能通过激发效应促进或抑制土壤本底有机碳的矿化过程，从而影响其碳去除潜力^[37]。然而，受限于相关过程的机制尚不明确及长期实地观测数据的缺乏，本文未将上述因素纳入碳去除估算中，需在未来加强研究。

3 结论与展望

本文基于中国未来潜在造林土地面积，系统评估了植树造林、造林结合凋落物生物炭以及柳枝稷种植结合生物炭3种技术情景的碳去除潜力，并在时间、生命周期组分和空间维度上进行了比较分析。主要结论如下：

(1) 2020—2060年，造林结合凋落物生物炭的碳去除潜力随造林面积的扩大而持续增加，累计碳去除潜力约为同期常规植树造林的1.3倍，而柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力高于造林结合凋落物生物炭。这表明合理利用凋落物生产生物炭能够提

升造林的碳去除潜力，生物能源作物种植结合生物炭技术则是进一步增强造林土地碳去除潜力的重要举措。然而，大规模生物能源作物种植会消耗大量水资源，同时将改变土地利用方式，会对温度和降水产生反馈^[38-39]。因此，未来土地利用规划应结合水资源约束、生态效应等综合评估碳去除技术的可持续性和潜在权衡。

(2) 柳枝稷种植结合生物炭的碳去除潜力主要由生物炭中稳定碳组分和热解副产物的替代减排贡献，其净碳去除潜力高于常规植树造林或造林结合凋落物生物炭技术。本文将生物炭长期降解过程纳入生命周期分析框架，提高了碳去除潜力估算的准确性。但生物炭在土壤中的长期生态效应仍不明确。例如，其通过养分释放提高作物产量带来的间接碳去除效应，以及对土壤本底有机碳激发效应的调节机制等，仍需开展长期田间试验和加强机制研究。此外，本文采用的时间固定参数可能无法捕获到中国未来能源结构、物流体系和生物质转化技术改革带来的减排效益，未来仍需结合参数动态变化情景，以期更准确地评估生物炭技术在碳中和路径中的长期贡献与减排潜力。

(3) 造林结合凋落物生物炭适宜在东北地区实施, 而柳枝稷种植结合生物炭在西南、华东和华南地区具有更高的碳去除潜力。本文尚未充分考虑生命周期参数在空间上的异质性, 这也是当前研究普遍存在的不足。因此, 亟需建立高分辨率生物炭生命周期空间数据库。同时, 建议探索生物炭与其他碳去除技术(如生物能源碳捕集与封存、增强风化等)之间的协同效应, 权衡不同技术组合在区域部署中的环境与经济效益, 推动碳中和目标的实现。

参考文献

- [1] 国家林业局. 国家林业局关于印发《全国森林经营规划(2016—2050年)》的通知[EB/OL]. (2016-07-06)[2025-05-13]. https://www.gov.cn/xinwen/2016-07/28/content_5095504.htm.
- [2] 徐浩, 岳超, 朴世龙. 科学规划植树造林把握森林碳汇对“碳中和”战略的服务窗口期[J]. 中国科学: 地球科学, 2023, 53(12): 3010–3014.
- [3] Woolf D, Amonette J E, Street-Perrott F A, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change[J]. Nature Communications, 2010, 1: 56.
- [4] Lehmann J, Cowie A, Masiello C A, et al. Biochar in climate change mitigation[J]. Nature Geoscience, 2021, 14(12): 883–892.
- [5] Li W, Ciais P, Stehfest E, et al. Mapping the yields of lignocellulosic bioenergy crops from observations at the global scale[J]. Earth System Science Data, 2020, 12(2): 789–804.
- [6] Robertson G P, Hamilton S K, Barham B L, et al. Cellulosic biofuel contributions to a sustainable energy future: Choices and outcomes[J]. Science, 2017, 356(6345): eaal2324.
- [7] Leng Y, Li W, Ciais P, et al. Forest aging limits future carbon sink in China[J]. One Earth, 2024, 7(5): 822–834.
- [8] Han M J, Zhao Q, Li W, et al. Global soil organic carbon changes and economic revenues with biochar application[J]. Global Change Biology Bioenergy, 2022, 14(3): 364–377.
- [9] Lövenskiöld A C, Hu X P, Zhao W W, et al. Comparing the climate change mitigation potentials of alternative land uses: Crops for biofuels or biochar vs. natural regrowth[J]. Geography and Sustainability, 2022, 3(4): 347–357.
- [10] Lu N, Tian H Q, Fu B J, et al. Biophysical and economic constraints on China's natural climate solutions[J]. Nature Climate Change, 2022, 12(9): 847–853.
- [11] Zheng H, Guo L, He B, et al. The great climate mitigation potential of cropland ecosystem management in China[J]. Earth's Future, 2023, 11(9): e2023EF003586.
- [12] 国家林业和草原局. “十四五”林业草原保护发展规划纲要[EB/OL]. [2025-09-30]. <https://www.forestry.gov.cn/c/www/yzcw/j/15329.jhtml>.
- [13] 国务院. 国务院关于印发2030年前碳达峰行动方案的通知[EB/OL]. (2021-10-24) [2025-09-30]. https://www.gov.cn/zhengce/content/2021-10/26/content_5644984.htm.
- [14] Lu N, Tian H Q, Fu B J, et al. Biophysical and economic constraints on China's natural climate solutions[J]. Nature Climate Change, 2022, 12(9): 847–853.
- [15] Zhang D N, Zuo X X, Zang C F. Assessment of future potential carbon sequestration and water consumption in the construction area of the Three-North Shelterbelt Programme in China[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2021, 303: 108377.
- [16] 国务院. 《退耕还林条例》[EB/OL]. (2002-12-14)[2025-09-30]. https://www.gov.cn/gongbao/content/2003/content_62531.htm.
- [17] 国务院. 国务院关于印发全国国土规划纲要(2016—2030年)的通知[EB/OL] (2017-01-03)[2025-09-30]. https://www.gov.cn/zhengce/content/2017-02/04/content_5165309.htm.
- [18] Yang Q, Zhou H, Bartocci P, et al. Prospective contributions of biomass pyrolysis to China's 2050 carbon reduction and renewable energy goals[J]. Nature Communications, 2021, 12(1): 1698.
- [19] Roberts K G, Gloy B A, Joseph S, et al. Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(2): 827–833.
- [20] Gvein M H, Hu X P, Næss J S, et al. Potential of land-based climate change mitigation strategies on abandoned cropland[J]. Communications Earth & Environment, 2023, 4: 39.
- [21] Deng X, Teng F, Chen M P, et al. Exploring negative emission potential of biochar to achieve carbon neutrality goal in China[J]. Nature Communications, 2024, 15(1): 1085.
- [22] Hammond J, Shackley S, Sohi S, et al. Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK[J]. Energy Policy, 2011, 39(5): 2646–2655.
- [23] Liu X, Li Z F, Zhang Y Z, et al. Characterization of human manure-derived biochar and energy-balance analysis of slow pyrolysis process[J]. Waste Management, 2014, 34(9): 1619–1626.
- [24] 姜志翔, 郑浩, 李锋民, 等. 生物炭技术缓解我国温室效应潜力初步评估[J]. 环境科学, 2013, 34(6): 2486–2492.
- [25] Wang J Y, Xiong Z Q, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects[J]. Global Change Biology Bioenergy, 2016, 8(3): 512–523.
- [26] Laird D A, Brown R C, Amonette J E, et al. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar[J]. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 2009, 3(5): 547–562.
- [27] Gaunt J L, Lehmann J. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(11): 4152–4158.
- [28] Yang Q, Han F, Chen Y Q, et al. Greenhouse gas emissions of a biomass-based pyrolysis plant in China[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2016, 53: 1580–1590.
- [29] Intergovernmental Panel on Climate Change. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing[EB/OL]. [2025-09-

- 30]. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg1-chapter2-1.pdf>.
- [30] Wang Z, Dunn J, Han J, et al. Effects of co-produced biochar on life cycle greenhouse gas emissions of pyrolysis-derived renewable fuels[J]. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2014, 8(2): 189–204.
- [31] Gregg J S, Smith S J. Global and regional potential for bioenergy from agricultural and forestry residue biomass[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2010, 15(3): 241–262.
- [32] Yang Y L, Zhang P D, Zhang W L, et al. Quantitative appraisal and potential analysis for primary biomass resources for energy utilization in China[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2010, 14(9): 3050–3058.
- [33] Xia L L, Chen W H, Lu B F, et al. Climate mitigation potential of sustainable biochar production in China[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2023, 175: 113145.
- [34] Archontoulis S V, Huber I, Miguez F E, et al. A model for mechanistic and system assessments of biochar effects on soils and crops and trade-offs[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8(6): 1028–1045.
- [35] 于贵瑞, 郝天象, 朱剑兴. 中国碳达峰、碳中和行动方略之探讨[J]. *中国科学院院刊*, 2022, 37(4): 423–434.
- [36] Jeffery S, Verheijen F G A, Kammann C, et al. Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 101: 251–258.
- [37] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1169–1179.
- [38] Li Z, Ciais P, Wright J S, et al. Increased precipitation over land due to climate feedback of large-scale bioenergy cultivation[J]. *Nature Communications*, 2023, 14(1): 4096.
- [39] Wang J M, Ciais P, Gasser T, et al. Temperature changes induced by biogeochemical and biophysical effects of bioenergy crop cultivation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(6): 2474–2483.