

直接空气碳捕集技术生命周期评价的研究进展及挑战

王珺瑶¹, 何 松², 严家辉¹, 曾雪兰², 邓 帅³, 雷励斌¹, 田志鹏¹

(1. 广东工业大学 材料与能源学院, 广东广州 510006; 2. 广东工业大学 环境生态工程研究院, 广东广州 510006; 3. 天津大学 中低温热能高效利用教育部重点实验室, 天津 300035)

摘要: 直接空气碳捕集技术(DAC)能够从空气中直接移除二氧化碳, 在全球净零排放路径中具有重要作用。但该技术的可行性始终受高能耗及其伴生环境影响的质疑, 其实际碳移除效率需通过生命周期评价(LCA)方法评估。概述了现有代表性直接空气碳捕集技术, 其中基于高温再生的溶液吸收法(L-DAC)和固体吸附的变温吸附法(S-DAC)DAC系统技术成熟度较高, 目前在商业化推广阶段。依据生命周期评价框架, 从目标和范围、清单分析、影响评价结果及解释3个方面对DAC生命周期评价研究现状进行分析和评述。L-DAC和S-DAC技术均能够实现净碳移除, 但DAC系统的生命周期碳移除效率区间较大, 为10%~95%, 且极大程度上取决于系统的能耗及能量来源。在DAC生命周期碳排放过程中, 系统的热力和电力消耗所造成的温室气体排放占比超过80%, DAC运行过程中所需吸附剂、吸收剂消耗以及工厂建设产生的温室气体排放占比均小于10%。此外, DAC系统的生命周期水耗、材料消耗及土地利用等伴生环境影响也受到关注, 初步估算DAC技术的水耗范围在0~50 Gt/Gt CO₂, 利用光伏、风电等可再生能源驱动DAC系统会导致其生命周期土地利用面积大幅增加。最后, 对DAC生命周期评价发展趋势与挑战进行了梳理并展望了未来研究方向。目前, 针对DAC系统的生命周期环境影响评估研究仍处于起步阶段, 缺乏标准化的分析框架及实际项目数据支撑, 且亟需扩展针对新型DAC技术的生命周期评价, DAC动态生命周期评价以及DAC与其他负排放技术的对比分析研究。

关键词: 空气碳捕集; 生命周期评价; 碳移除; 负排放; 环境影响

中图分类号:X701 文献标志码:A 文章编号:0253-9993(2023)07-2748-12

Research progress and challenges of life cycle assessment on direct air carbon capture technology

WANG Junyao¹, HE Song², YAN Jiahui¹, ZENG Xuelan², DENG Shuai³, LEI Libin¹, TIAN Zhipeng¹

(1. College of Materials and Energy, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China; 2. Institute of Environmental and Ecological Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China; 3. Key Laboratory of Efficient Utilization of Low and Medium Grade Energy, Ministry of Education, Tianjin University, Tianjin 300035, China)

Abstract: Direct air carbon capture (DAC) is a technology enabling CO₂ capture directly from the atmosphere, which plays an important role in the global net-zero emissions pathway. However, the feasibility of the technology has always been questioned due to its high energy consumption and its association environmental impacts. In addition, the real carbon removal efficiency of DAC technology needs to be carefully assessed though the methodology of life cycle assessment (LCA). The representative DAC technologies are summarized, among which the absorption method based on high temper-

收稿日期: 2022-12-29 修回日期: 2023-03-13 责任编辑: 张晓宁 DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.CN22.1878

基金项目: 国家自然科学基金青年基金资助项目(72104257)

作者简介: 王珺瑶(1990—), 女, 山西太原人, 特聘副教授, 博士。E-mail: wangjunyao_hkust@126.com

引用格式: 王珺瑶, 何松, 严家辉, 等. 直接空气碳捕集技术生命周期评价的研究进展及挑战[J]. 煤炭学报, 2023, 48(7): 2748-2759.

WANG Junyao, HE Song, YAN Jiahui, et al. Research progress and challenges of life cycle assessment on direct air carbon capture technology[J]. Journal of China Coal Society, 2023, 48(7): 2748-2759.



移动阅读

ature regeneration (L-DAC) and the adsorption method (S-DAC) DAC systems have high technology readiness level and are currently in the stage of commercial promotion. The research state of DAC LCA was then examined using the LCA framework, detailly from three aspects, including goals and scope, inventory analysis, impact assessment results and interpretation. Available studies show that both L-DAC and S-DAC technologies are capable of achieving net carbon removal, but the life cycle carbon removal efficiency of DAC technology ranges from about 10% to 95%, which is highly dependent on the system energy conditions. In the DAC life cycle carbon emissions process, the heat and power consumption of the system accounts for more than 80% of the GHG emissions, while the sorbent and absorber consumption in the DAC process and the plant construction account for less than 10% of the GHG emissions. In addition, the associated environmental impacts of DAC systems, such as life cycle water consumption, material consumption and land use, have also received attention. The initial estimate for the water consumption range of DAC technologies is 0~50 Gt/Gt CO₂, and the utilization of renewable energy sources like solar and wind power to drive DAC systems would result in a large expansion of the land area used over its life cycle. Finally, the development trends and challenges of DAC life cycle assessment are sorted out, and the future research direction is prospected. At present, the research on life cycle environmental impact assessment for DAC systems is still in its infancy, lacking standardized analysis framework and data support from actual projects. It is also urgent to expand the life cycle assessment to the emerging DAC technologies and carry out dynamic life cycle assessment on DAC technologies as well as comparative analysis of DAC and other negative emission technologies.

Key words: direct air capture; life cycle assessment; carbon removal; negative emissions; environmental impact

联合国政府间气候变化委员会 (IPCC) 发布的《全球升温 1.5 ℃ 特别报告》指出,为实现温升控制在 1.5 ℃ 以内的目标,必须在一定程度上依赖 CO₂ 移除 (Carbon Dioxide Removal, CDR) 或负排放技术 (Negative Emissions Technology, NET)^[1]。在 IEA 最新发布的近零排放情景中,2050 年需要通过生物质碳捕集与封存 (Bioenergy with Carbon Capture and Storage, BECCS) 和直接空气碳捕集与封存 (Direct Air Capture and Carbon Storage, DACCS) 移除约 1.9 Gt CO₂, 以抵消交通运输和工业部门一些难减排领域的剩余排放^[2]。预计到 2030、2050 年,直接空气碳捕集 (DAC) 的捕集规模需分别达 8 500 万 t/a 和 98 000 万 t/a^[3-4]。

直接空气碳捕集技术通过捕集装置直接从空气中移除 CO₂, 被捕获的 CO₂ 可被永久转化或封存, 从而实现碳移除^[3, 5]。与传统火电厂或工业碳捕集装置相比, DAC 无须考虑 NO_x 和 SO_x 等气体杂质的影响, 装置的规模较小且可实现模块化建设, 其选址不受排放源位置及类型的限制, 因而具有较强的灵活性, 更易于广泛部署^[6]。DAC 部署所需的土地面积远低于 BECCS, 强化风化 (Enhanced weathering) 等碳移除技术对土地改变和粮食安全造成的潜在影响较小^[6-7]。此外, DAC 装置可与低碳能源, 如太阳能、工业余热、地热利用等相结合, 如就近部署可再生能源和 CO₂ 封存或利用场地, 能够最大限度实现碳移除, 降低 CO₂ 的运输成本^[8]。DAC 捕集的 CO₂ 可作为碳源, 通过生物转化 (微藻、气体肥料)、化学转化 (合成甲醇、汽油等)、能源开发及矿化等方式实现资源化利用。

DAC 在实现碳移除方面具有诸多优势, 近年来得到广泛关注, 逐渐由实验室研究向产业化前端发展, 基于溶液吸收和固体吸附法的 DAC 技术成熟度 (Technology Readiness Level, TRL) 已达到 6~7 级, 处于商业化运行初期。截至 2021 年, 全球范围内已有 18 个 DAC 项目投入运行, 总体捕集规模接近 8 000 t/a, IEA 在其最新的报告中总结了目前正在运行的 DAC 项目^[4]。其中 Climeworks 公司的 “Orca” 工厂已在冰岛成功运行, 每年可从空气中捕集约 4 000 t CO₂。Climeworks 公司于 2022 年 7 月开始 “Mammoth” 项目的建设, 预计每年从空气中直接捕集约 3.6 万 t CO₂。此外, Carbon Engineering 公司计划于 2026 年建成捕集规模为 50~100 万 t/a 的直接空气捕集装置。同时, 近年来 DAC 初创公司数量显著增长, 涌现出 Verdox^[9]、Mission Zero Technologies^[10]、Heirloom^[11] 等致力于发展新型 DAC 技术的初创公司。

虽然 DAC 的技术可行性已经得到验证, 但 DAC 技术的商业化推广仍受到高能耗、高成本、环境影响不确定以及缺乏政策支持等因素的挑战^[12-13]。现阶段 DAC 系统的碳捕集能耗区间为 6~10 GJ/t CO₂, 其能耗强度是传统点排放源碳捕集技术的 2 倍以上^[14]。同时, DAC 的碳捕集成本具有极大不确定性, 公开资料中 DAC 成本在 100~1 000 \$/t CO₂, 而该数值是否会随系统放大而降低仍未确定^[14-16]。此外, 由 DAC 高能耗引起的间接碳排放以及碳捕集过程中的多维资源环境影响也得到了学界和业界的广泛关注, 采用生命周期评价 (Life Cycle Assessment, LCA) 方法对

DAC系统的负排放特性及环境影响开展研究,以进一步论证其综合效益。

区别于传统能源系统,DAC仅以捕获CO₂为目的,通常情况下除捕获的CO₂外无热工或化工产品输出。因此,基于生命周期思想研究DAC系统的碳移除效率及环境影响,对于科学评估DAC系统的可行性不可或缺。笔者在介绍DAC技术的基础上,系统性梳理及分析DAC系统生命周期评价的研究现状及挑战,并展望该领域未来发展方向。

1 DAC技术发展现状

目前发展最成熟的DAC技术主要包括通过高温再生的溶液吸收法和变温吸附法,这2类技术均已实现中试规模验证,并有望实现商业化推广。此外,基于电化学再生的吸收法和吸附法、变湿吸附法、膜分离法及矿化等新型DAC技术也迅速发展。代表性DAC技术分类及技术路线对比如图1和表1所示。

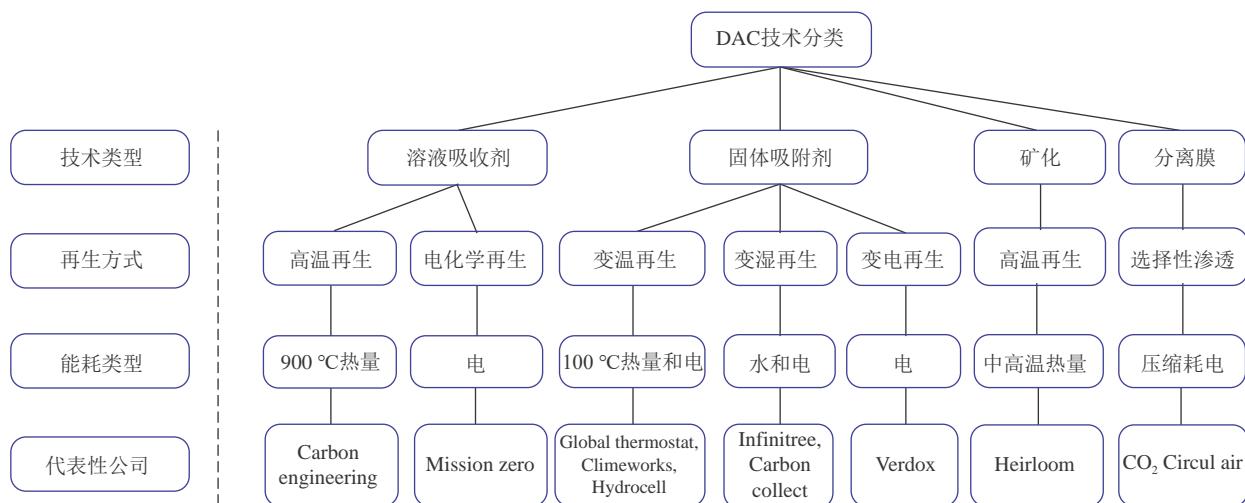


图1 代表性DAC技术分类

Fig.1 Representative DAC technology classification

表1 DAC技术路线

Table 1 DAC technical route

DAC技术路线	能耗	成本	技术成熟度	优势	劣势
溶液吸收法	热: 5~9 GJ/t CO ₂ 电: 350~770 kW·h/t CO ₂	95~230 \$/t CO ₂	TRL 6~7	技术成熟度较高, 吸收剂易获取	吸收剂再生温度高, 目前依赖天然气富氧燃烧提供高再生热
固体吸附法	热: 4~8 GJ/t CO ₂ 电: 200~700 kW·h/t CO ₂	500~600 \$/t CO ₂	TRL 7~8	技术成熟度较高, 适合模块化组装, 吸附剂再生温度可利用低品位热能	吸附剂材料稳定有待提高, 高性能吸附剂制备成本高
变电吸附法	电: 1 GJ/t CO ₂ , 约300 kW·h/t CO ₂	初投资50~100 \$/t CO ₂	TRL 4	部件简单, 适合模块化组装, 无需热源, 捕集率较高	技术成熟度低, 电化学材料循环使用寿命有待提高
电化学吸收法	电: 800 kW·h/t CO ₂	773 \$/t CO ₂	TRL 3~4	能耗较低, 无需热源, 适合模块化组装	技术成熟度低, 吸附剂材料循环寿命等参数未知, 吸附剂捕集能力对相对湿度的敏感性较高
变湿吸附法	电: 306 kW·h/t CO ₂	121.3 \$/t CO ₂	TRL 5	吸附剂再生能耗低, 无需热源, 耗水量高, 吸附材料在复杂环境下的耐受性差, 吸附剂材料的吸附动力学及吸附容量性能有待提高	
膜分离	电: 3 000 kW·h/t CO ₂	3 000~10 000 \$/t CO ₂	TRL 3~4	工艺简单, 易于操作和维护	技术成熟度低, 膜制备成本高, CO ₂ 产品纯度低, 需多级分离
矿化	热: 5.8~8.0 GJ/t CO ₂ 电: 86 kW·h/t CO ₂	46~159 \$/t CO ₂	TRL 4	成本低, 吸收剂材料来源广泛	矿化过程反应速率慢, 烧烧过程需要高温热量, 占地面价较大, 可能导致对土壤的重金属污染

1.1 溶液吸收法

溶液吸收法以强碱性溶液(如NaOH、KOH溶液)为吸收剂,通过强碱性溶液吸收空气中的低浓度CO₂并生成稳定的碳酸盐,随后碳酸盐在高温下煅烧释放CO₂,从而实现从空气中分离CO₂。典型的代表工艺为Carbon Engineering公司以KOH和Ca(OH)₂为核心构建的K-Ca循环吸收工艺,该公司已完成了CO₂捕集规模为365 t/a的K-Ca循环直接空气捕集中试示范^[17]。如图2所示,以KOH和Ca(OH)₂为吸收剂时,大气中低体积分数的CO₂在空气接触器中被KOH吸收,并转化成K₂CO₃溶液。随后K₂CO₃溶液进入颗粒反应器中与Ca(OH)₂溶液反应后生成CaCO₃固体和KOH溶液。CaCO₃固体进入煅烧炉在富氧燃烧的条件下分解为高浓度CO₂和CaO固体,CO₂经进一步提纯加压后可存于储罐中或通过管道运输至封存地点进行封存。CaO固体则进一步在生石灰消化器中与H₂O反应生成Ca(OH)₂溶液并返回颗粒反应器,开始下一循环。该工艺为满足煅烧过程对高温热量的需求,采用燃料纯氧燃烧的方式提供热量,因此捕集能耗较高。据Carbon Engineering公司测算,天然气和电的消耗量分别为5.25 GJ/t CO₂、366 kW·h/t CO₂,捕集成本为94~232 \$/t CO₂^[18]。

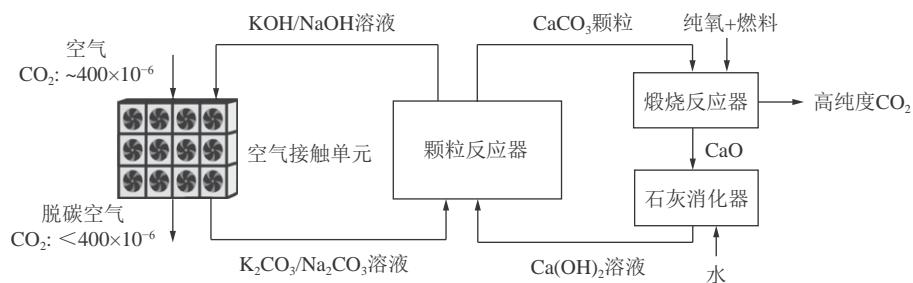


图2 高温溶液吸收法流程示意

Fig.2 Flow diagram of high temperature solution absorption method

1.2 固体吸附法

吸附法一般将吸附剂负载在多孔材料上吸附CO₂,再生温度低,通过结合低品位的工业余热或地热能可有效降低成本,相应的工艺包括变温真空吸附、变湿吸附以及变电吸附。变温真空吸附通过真空解吸和变温的方式改变吸附的平衡条件,实现CO₂脱附。图3为变温真空吸附流程,空气经鼓风机压缩后进入吸附单元,内嵌在吸附单元内部孔道的吸附剂吸附空气中的CO₂,完成吸附后使用低温蒸汽(85~100 °C)改变温度并在真空环境下进行脱附。目前Climeworks公司、Global Thermostat公司以及Hydrocell公司均开展了该工艺的中试示范^[19-21],据Climeworks公

司估计,该工艺所需的热耗以及电耗分别为5.4~11.9 GJ/t CO₂和1.8~2.6 GJ/t CO₂,相应的捕集成本为500~600 \$/t CO₂^[22]。

1.3 新型DAC技术

新型DAC的技术成熟度普遍较低($TRL < 6$),主要包括基于电化学的吸收法和吸附法、变湿吸附法、膜分离和矿化技术。

变电吸附通过将吸附材料作为电化学装置的电极,利用吸附材料在不同电压下对CO₂吸附能力的变化来实现CO₂分离。典型的工艺流程中, Hatton将醌类分子作为固体电极,当醌类被迫接受额外的电子时,可对空气中的CO₂进行吸附,当额外的电子从醌类分子中被移除时,被吸附的CO₂被释放出来,通过改变电极的极性即可实现从空气中移除CO₂^[23]。Verdoux公司正准备针对变电吸附工艺开展试点规模的示范,预计将比现有的DAC示范技术成本降低70%^[9, 24]。

电化学吸收法是利用碱性溶液吸收CO₂后,在常温常压下通过改变pH方式实现吸收剂的再生并得到高纯度的CO₂^[25]。SHU等^[26]在不同工况下测试了该技术的分离效果及能效,CO₂纯度可达95%以上,相应的解吸能耗为374 kJ/mol CO₂。近期Mission Zero公司正在开展该技术的中试验证,CO₂捕集规模为365 t/a,预计捕集能耗低于800 kW·h/t CO₂,该公司计划于2023年将捕集规模进一步扩大至1 000 t/a^[10]。

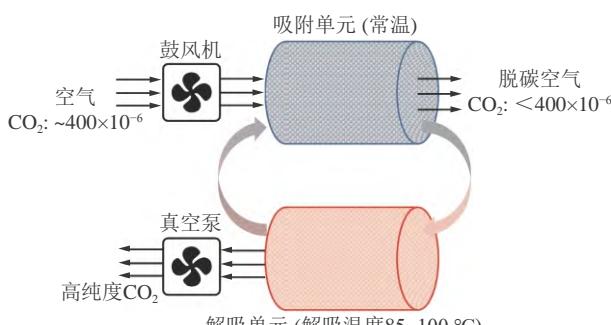


图3 变温吸附流程示意

Fig.3 Schematic diagram of temperature swing adsorption process

变湿吸附技术利用季胺基聚合物材料离子官能团的亲水性及强碱性,通过调节环境水汽分压来控制界面对CO₂化学吸附能力的捕集方法。在干燥条件下,CO₂被吸附生成碳酸氢盐;在湿润条件下,CO₂实现解吸生成碳酸盐,湿润的吸附剂进行干燥再生,并重新获得CO₂吸附能力,从而实现CO₂气体的吸附-脱附过程。目前Infinitree公司和Carbon Collect Limited公司等正在基于变湿吸附技术开展相关方面的示范研究^[27-28],据Lackner研究估计,变湿吸附技术的捕集能耗为306 kW·h/t CO₂,相应的捕集成本约为144 \$/t CO₂^[29]。

膜分离以膜两侧压力差作为推动力,根据各组分在膜中渗透率的不同而实现选择性分离,由于空气中CO₂分压过低,以现有商业膜材料进行膜分离时,仅采用单级膜分离时渗透侧CO₂体积分数最高为2%左右^[30],难以形成有效分离,故采用多级膜分离方式。目前膜分离DAC技术尚处于实验室研究阶段,仍需开发具备高渗透率和选择性的材料以提高分离后产品气中CO₂体积分数。SHIGNEORI等^[31]以商业膜材料开展了4步膜分离技术的模拟,分离后产品气中CO₂体积分数可达30%,相应的电耗为16.0 kW·h/kg CO₂。CHRISTOPHE等^[30]模拟了高性能膜材料的直接空气碳捕集分离过程,结果表明两步分离后产品气体积分数可达99%,预计相应的电耗为3 000 kW·h/t CO₂,成本为3 000~10 000 \$/t CO₂。

矿化技术以矿石为原料,利用矿石煅烧后得到的金属氧化物吸收空气中的CO₂,经碳酸化-煅烧循环后,实现CO₂从空气中分离。常用的矿石材料包括石灰石、橄榄石以及菱镁矿等,其主要成分为CaCO₃、MgCO₃。以MgO循环为例,在该流程中,菱镁矿经破碎后在600~1 200 °C下进行煅烧,分解为CO₂和MgO,随后将MgO粉末分散到多个碳酸化场地进行风化作用,MgO吸附剂的厚度为10 cm,并需每天对其进行搅拌。1 a左右将风化产物收集并重新煅烧,通过吸收材料在分散碳酸化场地的风化作用以及煅烧过程之间的循环实现CO₂从空气中分离。当吸附剂材料的厚度降至5 mm时,该矿化过程可缩短至2周。McQueen通过技术经济分析,表明该技术的减排成本为46~159 \$/t CO₂,同时大规模推广后其CO₂减排潜力可达2~3 Gt/a^[32]。目前Heirloom公司正在开展365 t/a的中试验证,并计划逐步扩大捕集规模,到2035年利用该技术从空气中移除1 Gt CO₂[11]。

2 DAC系统生命周期环境影响评价

生命周期评价是一种标准化的环境管理工具,通

过定量分析某种产品或工艺流程从原材料开采、加工、运输和产品制造、运输、使用维护以及循环利用、废弃物处置的整个生命周期内物质和能源的输入输出,进而来评估该产品或工艺流程生命周期内的环境影响,并识别环境影响在不同阶段和不同种类之间的转移情况^[33]。根据ISO14040/14044定义,LCA基本结构由目的与范围定义、清单分析、影响评价和结果解释等4个有机联系的部分构成^[34]。表2为近年来针对DAC系统的生命周期评价研究,由于新型DAC技术成熟度较低,因此,目前DAC系统生命周期评价研究对象主要是基于高温再生的溶液吸收法和变温吸附法DAC系统。

2.1 目标和范围

确定研究目标和研究范围是LCA的首要步骤,在这一阶段要明确LCA的功能单位和系统边界,这也是后续分析工作的基础^[34]。由表1可知,现有针对DAC的生命周期评价包括针对单一系统的评价和多个系统的对比分析,研究对象局限于目前技术成熟度较高的溶液吸收(L-DAC)和固体吸附(S-DAC)直接空气碳捕集。美国能源部^[35]最新发布的DAC生命周期分析指南中建议的功能单位为从空气中捕集并永久封存的净CO₂当量。JACOBSON^[36]对比分析了L-DAC与基于醇胺溶液的燃烧后碳捕集系统的生命周期碳排放,其选取的功能单位为单位发电量。MADHU等^[37]和QIU等^[38]对比研究了L-DAC和S-DAC这2种技术的生命周期环境影响,并选取单位CO₂封存量(即CO₂净移除量)作为功能单位。LIU等^[39]研究了CO₂用于燃料合成的环境影响,且以单位CO₂捕集量和单位燃料热值作为功能单位。

图4为DAC生命周期分析的典型系统边界,包括上游阶段(能源开采、原材料制备、工厂建设)、DAC工厂运行阶段(CO₂捕集、压缩)、CO₂处理阶段(CO₂运输、CO₂封存或利用)以及下游阶段(工厂退役、废弃物处理及循环利用)。WANG等^[40]根据系统边界是否包含CO₂处理阶段,定义生命周期CO₂净捕集效率($\eta_{CO_2,capture}$)和CO₂净移除效率($\eta_{CO_2,removal}$)作为衡量DAC负碳性能的重要参数,计算公式如式(1)、(2)所示。当 $\eta_{CO_2,capture}$ 和 $\eta_{CO_2,removal}$ 均大于0时,分别代表CO₂净捕集量和净移除量大于生命周期过程的碳排放量。

$$\eta_{CO_2,capture} = \frac{m_{CO_2,captured} - c_{capture\ process}}{m_{CO_2,captured}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\eta_{CO_2,removal} = \frac{m_{CO_2,captured} - c_{capture\ process} - c_{storing\ process}}{m_{CO_2,captured}} \times 100\% \quad (2)$$

表2 DAC系统生命周期分析
Table 2 DAC system life cycle analysis

年份	DAC技术	CO ₂ 后端	能耗	功能单位	系统边界	环境影响	数据库	软件	文献
2016	HS-DAC MEA-PCC	封存	378 kW·h/t CO ₂	1 kW·h 电力	建设, 运行, 压缩, 运输, 封存, 退役	1~11	Ecoinvent 2.2	CMLCA	[48]
2019	L-DAC	封存	469~554 kW·h/t CO ₂ , 1 t CO ₂ (封存) 5.1~8.4 GJ/t CO ₂	建设, 运行, 压缩, 运输, 封存	—	1	Ecoinvent 3.3	—	[49]
2019	MEA-PCC L-DAC	封存	—	1 MW·h 电力	煤炭开采, 运行	—	—	—	[36]
2020	L-DAC	合成燃料	8.81 GJ/t CO ₂ 5.25 GJ/t CO ₂ + 366 kW·h/t CO ₂	1 t CO ₂ (捕集), 1 MJ 燃料	建设, 运行, 压缩, 燃料合成, 燃料燃烧, 退役	1	—	Simapro	[39]
2021	S-DAC	封存	500~700 kW·h/t CO ₂	1 kg CO ₂ (捕集)	建设, 运行, 压缩, 封存, 退役	1, 2, 4, 8~10,	Ecoinvent	Gabi	[43]
		合成燃料	5.4~11.9 GJ/t CO ₂	—	建设, 运行, 燃料合成, 生产, 燃料燃烧, 退役	12~18	—	—	
2021	S-DAC	封存	614~1 271 kW·h/t CO ₂ , 5.4 GJ/t CO ₂	1 t CO ₂ (封存)	建设, 运行, 压缩, 运输, 封存, 退役	1, 2, 4, 8, 9, 11, 13~ 15, 18~23	Ecoinvent 3.6	Python package Brightway2	[44]
2021	L-DAC	封存	345~543 kW·h/t CO ₂ , 4.05~4.5 GJ/t CO ₂	1 t CO ₂ (封存)	建设, 运行, 压缩, 运输, 封存, 退役	1, 2, 4, 6~ 14, 18, 21,	Ecoinvent 3.5	OpenLCA 1.8	[37]
	S-DAC	封存	130~350 kW·h/t CO ₂ , 2.3~6.2 GJ/t CO ₂	—	建设, 运行, 封存, 退役	24~26	—	—	
2022	L-DAC	封存	345 kW·h/t CO ₂ , 6 280 MJ/t CO ₂	1 t CO ₂ (封存)	建设, 运行, 压缩, 运输, 封存, 退役	1, 2, 4, 6, 8, 10, 16, 18	Ecoinvent 3.6	Python package Brightway2	[38]
	S-DAC	封存	500 kW·h/t CO ₂ , 5 400 MJ/t CO ₂	—	—	—	—	—	

注: 1—气候变化; 2—富营养化; 3—资源消耗; 4—酸化; 5—雾霾; 6—陆地生态毒性; 7—海洋生态毒性; 8—淡水生态毒性; 9—臭氧层消耗; 10—人体毒性; 11—水资源消耗; 12—可吸入无机物; 13—电离辐射; 14—光化学臭氧合成; 15—土地利用; 16—水资源匮乏; 17—能源消耗; 18—矿物和金属资源消耗。

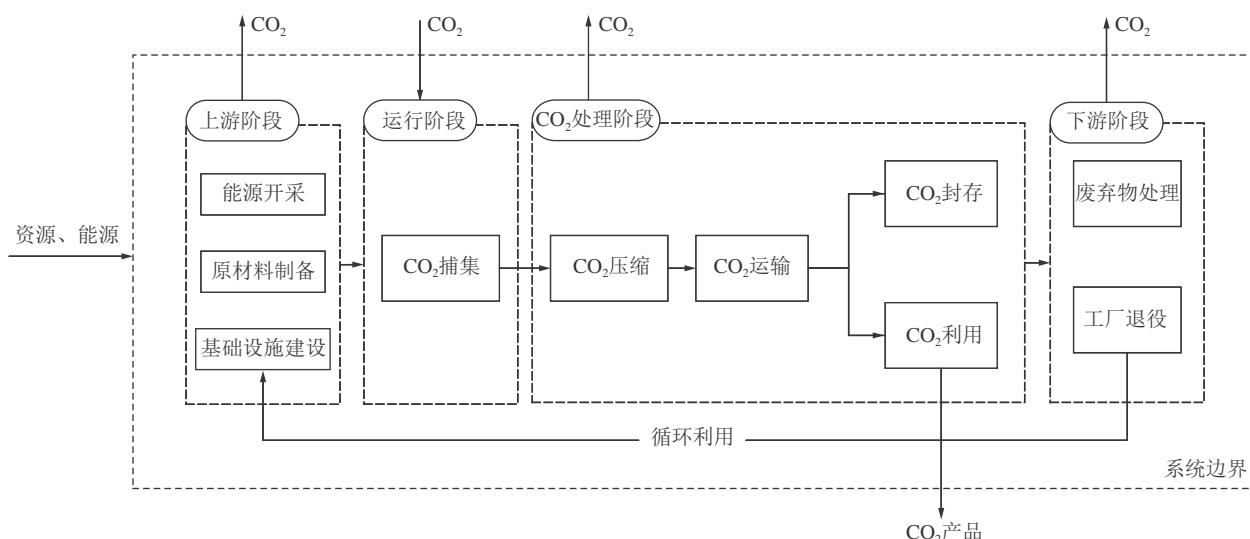


图4 典型DAC系统生命周期分析系统边界
Fig.4 Typical DAC system life cycle analysis system boundary

式中, $m_{\text{CO}_2, \text{captured}}$ 为通过 DAC 捕获的 CO_2 质量, kg; $c_{\text{capture process}}$ 为 DAC 工厂在建造、运行和退役过程等阶段的间接温室气体排放量, kg; $c_{\text{storing process}}$ 为 CO_2 运输和封存过程中的间接温室气体排放量及 CO_2 泄露量, kg。

2.2 清单分析

清单分析是指对系统生命周期内的输入及输出数据进行收集、整理和汇总^[34]。随着 Carbon Engineering、Climeworks 等 DAC 公司对其系统运行参数的公布, DAC 生命周期分析的数据更加详实和完整^[18, 41-42]。DAC 生命周期中的主要输入清单包括 DAC 工程在建设、运行、退役以及 CO_2 处理阶段的能源、资源和原材料投入, 直接输出清单则为 CO_2 在其运输过程中的泄露, 系统在生命周期中产生的其他排放均来源于能源、资源及原材料使用造成的间接排放。

在清单分析中, DAC 系统的能效水平、驱动 DAC 运行的电源及热源种类、吸附剂和吸收剂的种类及消耗量, 以及 DAC 工厂退役时的资源循环利用情况是影响 LCA 分析结果的重要参数。由表 2 可知, LCA 分析中, L-DAC 系统的电耗为 345~554 kW·h/t CO_2 , 热耗为 4.05~8.81 GJ/t CO_2 ; S-DAC 系统的电耗为 130~1 271 kW·h/t CO_2 , 热耗为 2.3~11.9 GJ/t CO_2 , 不同研究所使用的 DAC 能效水平差异非常显著。在电源结构方面, 文献 [43-44] 研究了电网排放因子对 S-DAC 移除效率的影响, 结果表明 S-DAC 系的碳移除率与电网的排放因子呈线性关系。此外, 针对 S-DAC, 由于其吸附剂再生温度较低 (80~120 °C)^[45-46], 因此可利用地热、太阳能、工业余热等低碳能源驱动吸附再生循环以显著提高 S-DAC 系统的碳移除效率。

在吸收剂选取方面, 目前 Carbon Engineering 公司的技术采用反应速率较快的 KOH 溶液以取代之前使用的 NaOH 溶液, 但根据 Ecoinvent 数据库, 生产 KOH 所产生的间接温室气体排放远高于 NaOH, 但鲜见文献报道。在吸附剂选择方面, 由于目前多数用于 DAC 的吸附剂材料尚在开发阶段, 因此数据具有较大局限性。表 3 为针对 DAC 吸附材料的生命周期评价。目前针对新型吸附剂材料生命周期评价的文献非常有限, 且基本均基于实验室数据的初步分析, 由于功能单位、系统边界等选取的差异, 不同文献的研究结果缺乏可比性, 对于 DAC 生命周期的分析参考价值较小。此外, 吸收剂/吸附剂的循环寿命直接决定单位碳捕集的吸附剂/吸收剂消耗量, 根据 Climeworks 报道, 其 S-DAC 装置的寿命约为 4 a^[47], 但目前针对新型吸收剂/吸附剂循环寿命的实验研究及相关报道较少。

虽然工厂、设施建设以及退役阶段对 DAC 生命

周期碳排放的影响非常小 (小于 1%), 但其占比会随着未来电网排放因子的降低以及使用低碳能源而显著提高^[43]。因此, 部分研究考虑了工程退役后金属材料的循环利用情景, 并指出循环利用可降低建设阶段碳排放的 50% 以上^[37, 43-44]。

2.3 DAC 生命周期净碳移除率

生命周期净碳移除率是评价负碳技术碳减排效果的关键参数。如图 5 所示, 现有研究结果均显示 L-DAC 和 S-DAC 技术能够实现净碳移除, 即通过 DAC 捕获的 CO_2 量足以抵消系统生命周期各环节产生的额外碳排放。然而, 在不同技术参数以及电源和热源条件下, L-DAC 和 S-DAC 碳移除率范围均非常大 (10%~95%)。JONGE 等^[49] 研究了 3 种能耗和电源情景下 L-DAC 的净碳移除率, 结果表明在由天然气联合循环作为电源时, 其净碳移除率为 62%, 而当以光伏和火电为电源时, 其碳移除分别为 93% 和 10%。DEUTZ 等^[43] 研究结果表明, 在 2030、2050 年全球电网平均排放因子条件下, S-DAC 的净碳移除率分别为 39% 和 80%; 而采用风电作为电源时, 其碳移除率可提高至 95%。MADHU 等^[37] 对比研究 4 种碳捕集能耗情境下 L-DAC 和 S-DAC 的净碳移除率, 结果表明当以哥伦比亚电网为电力为电源时, L-DAC 和 S-DAC 的净碳移除率分别为 15%~54% 和 45%~70%; 当采用低碳能源时, L-DAC 和 S-DAC 净碳移除率可分别提高至 73% 和 86%。针对 S-DAC, TERLOUW 等^[44] 重点分析不同热源 (太阳能、工业余热、热泵) 和电源 (光伏、电网电力) 组合条件下系统的碳移除表现, 结果表明当同时使用余热和以可再生能源为主的电网电力时, S-DAC 的碳移除率有望达到 97%; 而当使用热泵和火电为主的电网电力时, S-DAC 的碳移除率可低至 8.6%。此外, YANG 等^[38] 展望了 2100 年实现 1.5 °C 温升目标时电网情景下 DAC 的碳移除率, 结果表明由于使用了生物甲烷作为热源, DAC 的碳移除率有望超过 100%。

在 DAC 生命周期碳排放中, 热力和电力的消费贡献了超过 80% 的温室气体排放。针对 L-DAC, 其碳捕集阶段热力消耗造成的温室气体排放占比超过 65%, 捕集、压缩、封存阶段的电力消耗造成的温室气体排放占比为 15%~30%^[37, 50]。针对 S-DAC, 因其较低的解吸温度, 其热力消耗造成的温室气体排放占比为 40%~60%, 电力消耗的间接碳排放占比为 30%~40%。吸收剂/吸附剂消耗以及工厂建设造成的温室气体排放占比均低于 10%, 且其绝对排放量也较低, 在当前能源结构下不是影响 DAC 净碳移除率的主要因素^[37, 43-44]。

表3 DAC 吸附剂材料的生命周期评价
Table 3 Life cycle assessment of DAC adsorbent materials

吸附剂材料类型	载体/前驱体	功能单位	清单数据来源	全球变暖潜能值GWP/kg CO _{2eq}	文献
碱土金属基吸附剂(CaO)	牡蛎壳	1 kg 吸附剂		-4.4~0	
碱土金属基吸附剂(CaO)	石灰石	1 kg 吸附剂	实验室数据	-3.7~0.7	[50]
胺基吸附剂(PEI)	碳纳米管			209	
胺基吸附剂(PEI)	碳纳米管	1 kg 吸附剂(吸附1 kg CO ₂)	实验室数据	326	[51]
胺基吸附剂	氧化铝			12.76×10 ⁻³	
胺基吸附剂	二氧化硅			23.53×10 ⁻³	
胺基吸附剂	纤维素			46×10 ⁻³	
碱金属盐吸附剂(碳酸钾)	二氧化硅	吸附1 kg CO ₂	文献及数据库	9.38×10 ⁻³	[40]
碱金属盐吸附剂(碳酸钾)	椰子壳			11.54×10 ⁻³	
阴离子交换树脂吸附剂	树脂			36.30×10 ⁻³	
活性炭吸附剂	波斯铁木生物质			9.501	
负载氧化铜的活性炭吸附剂	波斯铁木生物质	吸附1 kg CO ₂	实验室数据及模拟	26.367	[52]
沸石	八面沸石			4.2	
碳分子筛吸附剂(CMS-330)	椰子壳	吸附1 kg CO ₂	实验室数据	7.73	[53]
生物碳材料	葡萄糖			666.26	
生物碳材料(尿素活化)	葡萄糖			679.89	
生物炭(醋酸钴活化)	葡萄糖	吸附1 kg CO ₂	实验室数据	586.41	[54]
生物碳材料	小麦粉、葡萄糖			138.93~309.43	
生物炭(双氰胺活化)	小麦粉、葡萄糖			108.36~459.11	
生物碳材料	厨余垃圾	吸附1 kg CO ₂ (1 kg 吸附剂)	实验室数据	-5.4(12.87) ^a	
生物碳材料					[55]
MOF-177	金属有机框架			530 (49.1) ^a	
MIL-101	拉瓦希尔骨架			433 (5.42) ^a	
MOF-5	金属有机框架	吸附1 kg CO ₂ (1 kg 吸附剂)	实验室数据	201 (9.14) ^a	[56]
胺基吸附剂(APDES)	纳米原纤化纤维素			-0.116 (26.2) ^a	
胺基吸附剂(AEATPMS)	二氧化硅			0.625 (4.12) ^a	

注: a表示功能单位为吸附1 kg CO₂ 对应的GWP(1 kg 吸附剂对应的GWP)。

2.4 DAC 生命周期环境影响

除 DAC 的净碳移除率, DAC 系统生命周期各阶段造成的环境影响也是决定该技术可行性的关键要素之一。目前, DAC 运行造成的水资源消耗、土地利用以及能源和材料消耗(钢铁, 水泥等)等环境问题逐渐受到关注, 但现有研究对其数值的估算结果存在极大的不确定性。

表 4 总结了 L-DAC 和 S-DAC 系统生命周期水资源消耗、土地利用及材料消耗。基于液体吸收法的 DAC 技术在其循环过程中会损耗一定溶液, 其水耗在 0~50 Gt/Gt CO₂。而吸附法碳捕集系统在其 CO₂ 吸附过程中会同时从潮湿的空气中吸收一定量的水蒸气, 因此 S-DAC 不存在水资源限制问题。在占地面积方面, 由于缺少大规模部署的经验, 文献中

给出的 DAC 占地面积范围较大, 缺乏参考价值, 但得到共识的是除 DAC 工厂自身的占地外, 利用光热、光伏、风电等可再生能源作为能量来源的 DAC 电厂, 其占地面积会大幅增加^[43]。此外, 部分研究初步估算了水泥、钢铁等材料的消耗情况, 但系统规模化部署后对相关材料供应链的影响尚不清晰^[7, 57]。

3 发展趋势及挑战

3.1 发展趋势

3.1.1 DAC 生命周期分析的标准化研究

LCA 是评估 DAC 这类负排放技术的重要工具, 生命周期碳移除率将是评估负排放技术的重要指标, 需进一步开展 DAC 生命周期分析的标准化研究。DAC 系统仅以 CO₂ 减排为目的, 除捕获的 CO₂ 外, 无

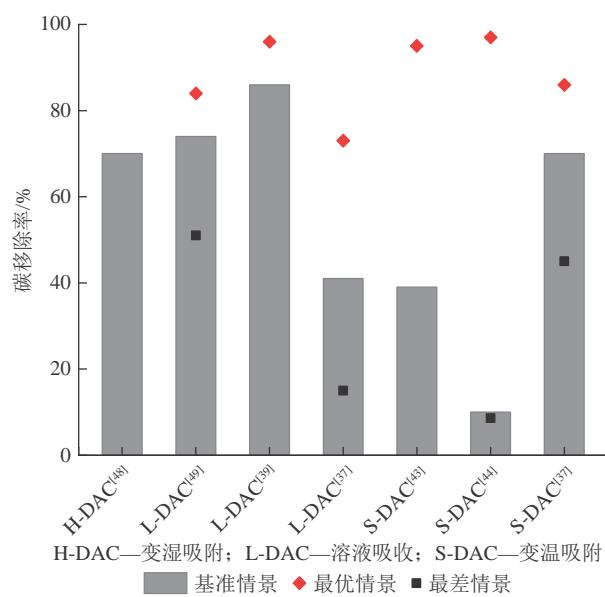


图5 不同情景下 DAC 的生命周期碳移除率

Fig.5 Life cycle carbon removal rate of DAC under different scenarios

表4 DAC技术的水资源消耗、土地利用及材料消耗
Table 4 Water consumption, floor area and material consumption evaluation of DAC technology

项目	水资源消耗/ (Gt · Gt ⁻¹)	土地利用面积/ (km ² · Gt ⁻¹)	材料消耗/ (Mt · Gt ⁻¹)	文献
L-DAC	0~50	400	—	[14]
	5	20 000	17	[37]
	3~6	20~700 ^{ac}	14~16 ^a	[57]
	—	10 ^a	—	[12]
S-DAC	-2~0 ^a	1 200~1 700	—	[14]
	3	11 500	36	[37]
	-0.4~0.8 ^b	45~3 300 ^{ac}	7.5~10.0 ^a	[57]
	—	10 ^a	—	[12]

注: a表示假设工厂生命周期为20 a; b表示吸附碳捕集装置可从空气中吸收水分; c表示电源和热源类型不同导致占地面积不同。

其他能源和产品输出,因此传统的效率、产率等评价指标难以对 DAC 系统进行科学评估。此外,除 CO₂ 封存和运输过程中的泄露外,DAC 系统的环境影响均由能源和资源消耗造成的间接排放引起,因此必须基于生命周期思想,扩大研究的系统边界才能科学评估 DAC 的碳移除效率及其他环境影响。基于此,美国能源部近期发布了针对 DAC 生命周期评价流程的指导性报告,对后续工作有较强的借鉴意义^[58],但针对耦合 CO₂ 末端利用(如 CO₂ 转化为化学品或燃料)的系统,在实操时仍存在功能单位选取、分摊方法确定等问题,需要进一步深入研究。

3.1.2 新型 DAC 技术的生命周期评价

目前,针对 DAC 生命周期评价的研究仅限于技术较为成熟的吸收法和变温吸附法。而近年来,基于变电吸附、变湿吸附、强化矿化以及膜分离的 DAC 技术也得到了快速发展。在该类技术发展初期对其进行生命周期评价,有利于识别该类技术的环境可行性,从环境影响的维度为技术的优化和发展方向提供依据。但由于该类技术均属于新兴技术,缺乏工业化放大的经验甚至缺少完整系统的实验数据。因此,如何基于有限的实验数据,利用热力学建模、化工流程建模、机器学习等方法和工具在 DAC 技术发展初期对其展开生命周期评价有待研究。

3.1.3 DAC 的动态生命周期评价

传统的生命周期评价使用静态的清单数据,在时间和空间维度具有局限性。如采用动态生命周期评价,则可考虑 DAC 系统的动态行为,对随时间变化的系统参数、背景数据、环境影响等进行动态建模,可提高评价结果准确性和科学性的同时可预测 DAC 系统的发展结果。而在空间维度上,需进一步探讨 DAC 规模化部署后在不同区域及全球尺度下,其能源电力、资源、原材料供应等方面是否存在局限性及其环境影响,以确定 DAC 规模化部署的可持续性。

3.1.4 DAC 与其他碳移除技术对比

除 DAC 之外,碳移除技术还包括生物质碳捕集与封存、矿化固碳、海洋碱度增强、土壤固碳、生物碳、植树造林和再造林、海洋施肥、沿海蓝碳等。对比研究不同碳移除技术的生命周期碳移除效率、生态环境可持续性、技术经济性对于碳中和路径规划具有重要意义。CHIQUIER 等^[59] 对比研究了包括 DAC 在内的 5 种碳移除技术的碳移除效率、时间及持久性,并给出了定性的评估结果。然而,不同碳移除技术在技术原理和实施方案上具有很大差异,因此,如何构建科学的评价体系来全面评估不同碳移除技术的多维度属性具有较大挑战。

3.2 挑战

3.2.1 化工、热工模型与碳核算模型的彼此剥离

传统 LCA 分析方法依赖于大量过程数据,这对于多数处于早期开发阶段的 DAC 技术极为困难。热力学分析工具不受限具体技术类型,在碳捕集技术开发阶段即可获得系统的能效水平,可为碳捕集技术的早期评估提供“捷径”。因此,如何基于热力学理论构建面向 DAC 技术的具有普适性的能效预估模型,进而获得系统热力性能与减排性能之间的关联关系,对碳捕集技术准确且方便的早期评估具有重要意义。如何将热力学相关参量和数据与环境学、生态学领域

的评估方法进行有效转化和连接面临挑战。

3.2.2 LCA 在应用中的非一致性

区别于传统能源系统,在全生命周期视角下,碳捕集系统既是碳的“排放者”也是碳的“生产者”,这使得对其碳排放的核算变得更为复杂。虽然LCA是量化环境影响的有效工具,但LCA的应用方式非常灵活,导致现有研究的评价规模、精细程度、简易性及实用性参差不齐。尤其对于处于发展早期的DAC技术,在具体操作时可能由于功能单位、系统边界的不同而获得截然不同的结果。模糊的研究尺度和约束条件,将导致对碳中和性能的讨论失去意义。亟需完善针对单一碳捕集系统清单分析规范和多种碳捕集系统可类比的清单分析规范,以及相应的不确定性分析方法。

3.2.3 DAC 系统多维资源环境影响的全面评估

DAC系统在其全生命周期运行过程中通常伴生多维资源环境影响并在相关产业链中发生转移,单一考虑其碳捕集效率指标已无法满足决策者对其碳中和性能的广义内涵需求。在当前多维度环境政策约束条件下,现有评价方法与技术发展脱钩,无法形成有层次的分析体系,制约了碳捕集技术的发展。如何通过合理的评价体系倒逼DAC等碳捕集技术不断面向碳排放控制、资源高效利用、能量综合利用一体化方向发展,是发展新一代碳中和评价理论面临的挑战。如何将热工、化工相关参量与LCA评估方法进行有效转化和连接拓展,构建碳捕集系统碳中和性能标准化评估方法面临挑战。

4 结语

在1.5℃温升控制目标下,直接空气碳捕集技术已由实验室研究阶段逐步进入商业化发展前端。作为一项能源密集型的碳移除技术,其生命周期碳移除效率及伴生环境影响备受关注,笔者基于代表性DAC技术发展现状,对DAC生命周期评价研究现状进行了分析和总结。目前技术成熟度较高的DAC技术主要包括化学吸收法DAC和固体吸附法DAC,现有DAC的生命周期评价主要围绕这两种技术展开。DAC系统生命周期碳移除效率区间约为10%~95%,主要取决于其用能情况,针对其水耗、材料消耗、土地利用等多维资源环境影响的全面评估尚不充分。目前,针对DAC生命周期环境影响的研究处于起步阶段,仍缺乏标准化的分析框架和流程,如何将热力学相关参量和数据与环境学、生态学领域的评估方法进行有效转化和连接面临挑战。此外,亟需扩展新型DAC技术生命周期评价、DAC动态生命周期评价以

及DAC与其它负排放技术对比分析等相关领域的研究。

参考文献(References):

- [1] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Special report on global warming of 1.5 °C[R]. 2018.
- [2] International Energy Agency (IEA). Net zero by 2050: A roadmap for the global energy sector[R]. 2021.
- [3] International Energy Agency (IEA). Direct air capture a key technology for net zero[R]. 2021.
- [4] International Energy Agency (IEA). Direct air capture more efforts needed[R]. 2022.
- [5] 王涛,董昊,侯成龙,等.直接空气捕集CO₂吸附剂综述[J].浙江大学学报(工学版),2022,56(3):462~475.
WANG Tao, DONG Hao, HOU Chenglong, et al. Review of CO₂ direct air capture adsorbents[J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Edition), 2022, 56(3): 462~475.
- [6] MECKLING Jonas, BIBER Eric. A policy roadmap for negative emissions using direct air capture[J]. Nature Communications, 2021, 12(1): 2051~2061.
- [7] COOPER J, DUBEY L, HAWKES A. The life cycle environmental impacts of negative emission technologies in North America[J]. Sustainable Production and Consumption, 2022, 32: 880~894.
- [8] MCQUEEN N, PSARRAS P, PILORGÉ H, et al. Cost analysis of direct air capture and sequestration coupled to low-carbon thermal energy in the United States[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54: 7542~7551.
- [9] BRIAN Baynes. Verdox[EB/OL]. [2023-01-05]. <https://verdox.com/>.
- [10] NICHOLAS Chadwick. Mission zero technologies[EB/OL]. [2023-01-05]. <https://www.missionzero.tech/>.
- [11] SHASHANK Samala. Heirloom[EB/OL]. [2023-01-05]. <https://www.heirloomcarbon.com/>.
- [12] OZKAN Mihrimah, NAYAK Saswat Priyadarshi, RUIZ Anthony D, et al. Current status and pillars of direct air capture technologies[J]. Science, 2022, 25(4): 103990.
- [13] CHATTERJEE Sudipta, HUANG Kuo-Wei. Unrealistic energy and materials requirement for direct air capture in deep mitigation pathways[J]. Nature Communications, 2020, 11(1): 3287.
- [14] WANG Junyao, LI Shuangjun, DENG Shuai, et al. Energetic and life cycle assessment of direct air capture: A review[J]. Sustainable Production and Consumption, 2023, 36: 1~16.
- [15] GEMA Amaya-Santos, CHARI Suviti, SEBASTIANI Alex, et al. Biohydrogen: A life cycle assessment and comparison with alternative low-carbon production routes in UK[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 319: 128886.
- [16] HERZOG Howard. Chapter 6: Direct air capture[M]. United Kingdom: Royal Society of Chemistry, 2022.
- [17] MCQUEEN Noah, PSARRAS Peter, PILORGÉ Hélène, et al. Cost analysis of direct air capture and sequestration coupled to low-car-

- bon thermal energy in the United States[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(12): 7542–7551.
- [18] DAVID W Keith, GEOFFREY Holmes, DAVID St Angelo, et al. A process for capturing CO₂ from the atmosphere[J]. Joule, 2018, 2(8): 1573–1594.
- [19] CYRIL Jose E Bajamundi, JOONAS Koponen, VESA Ruuskanen, et al. Capturing CO₂ from air: Technical performance and process control improvement[J]. Journal of CO₂ Utilization, 2019, 30: 232–239.
- [20] ANTECY W D. Design study report ANTECY solar fuels development[R]. 2015.
- [21] EISENBERGER Peter. System and method for carbon dioxide capture and sequestration[R]. 2011.
- [22] BEUTTLER Christoph, CHARLES Louise, WURZBACHER Jan. The role of direct air capture in mitigation of anthropogenic greenhouse gas emissions[J]. Frontiers in Climate, 2019, 1: 10–25.
- [23] SAHAG Voskian, ALAN Hatton. Faradaic electro-swing reactive adsorption for CO₂ capture[J]. Energy & Environmental Science, 2019, 12(2): 3530–3547.
- [24] DANIEL Casabán, ELENA Tsalaporta. Direct air capture of CO₂ in the Republic of Ireland. Is it necessary?[J]. Energy Reports, 2022, 8: 10449–10463.
- [25] SHU Qingdian, LEGRAND Louis, KUNTKE Philipp, et al. Electrochemical regeneration of spent alkaline absorbent from direct air capture[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(14): 8990–8998.
- [26] SHU Qingdian, HAUG Marina, TEDESCO Michele, et al. Direct air capture using electrochemically regenerated anion exchange resins[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(16): 11559–11566.
- [27] Rob Van Straten. Skytree[EB/OL]. [2023–01–05]. <https://skytree.eu/technology/>.
- [28] PÓL Ó MÓRÁIN. Carbon collect[EB/OL]. [2023–01–05]. <https://mechanicaltrees.com/>.
- [29] LACKNER K S. Capture of carbon dioxide from ambient air[J]. The European Physical Journal Special Topics, 2009, 176(1): 93–106.
- [30] CASTEL Christophe, BOUNACEUR Roda, FAVRE Eric. Membrane processes for direct carbon dioxide capture from air: Possibilities and limitations[J]. Frontiers in Chemical Engineering, 2021, 3: 668867.
- [31] SHIGENORI Fujikawa, TOYOKI Kunitake, ROMAN Selyanchyn. A new strategy for membrane-based direct air capture[J]. Polymer Journal, 2020, 53(1): 111–119.
- [32] NOAH McQueen, PETER Keleman, GREG Dipple, et al. Ambient weathering of magnesium oxide for CO₂ removal from air[J]. Nature Communications, 2020, 11(1): 3299.
- [33] 邓南圣, 王小兵. 生命周期评价[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.
- [34] International Organization for Standardization (ISO). ISO 14040: Environmental management-Life cycle assessment - Principles and framework[S]. Switzerland: ISO, 2006.
- [35] U.S. Department of Energy, Office of Fossil Energy and Carbon Management. Best practices for life cycle assessment (LCA) of direct air capture with storage (DACS)[EB/OL]. (2022–07–11). <https://www.energy.gov/fecm/best-practices-LCA-DACS>.
- [36] MARK Z Jacobson. The health and climate impacts of carbon capture and direct air capture[J]. Energy & Environmental Science, 2019, 12(12): 3567–3574.
- [37] MADHU Kavya, PAULIUK Stefan, DHATHRI Sumukha, et al. Understanding environmental trade-offs and resource demand of direct air capture technologies through comparative life-cycle assessment[J]. Nature Energy, 2021, 6(11): 1035–1044.
- [38] YANG Qiu, PATRICK Lamers, VASSILIS Daioglou, et al. Environmental trade-offs of direct air capture technologies in climate change mitigation toward 2100[J]. Nature Communication, 2022, 13(1): 3635–3635.
- [39] CAROLINE M Liu, NAVJOT K Sandhu, SEAN T McCoy, et al. A life cycle assessment of greenhouse gas emissions from direct air capture and Fischer-Tropsch fuel production[J]. Sustainable Energy & Fuels, 2020, 4(6): 3129–3142.
- [40] WANG J, LI S, DENG S, et al. Energetic and life cycle assessment of direct air capture: A review[J]. Sustainable Production and Consumption, 2023, 36: 1–16.
- [41] WU Xiaowei, KRISHNAMOORTI Ramanan, BOLLINI Praveen. Technological options for direct air capture: A comparative process engineering review[J]. Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering, 2022, 13: 279–300.
- [42] SABATINO Francesco, GRIMM Alexa, GALLUCCI Fausto, et al. A comparative energy and costs assessment and optimization for direct air capture technologies[J]. Joule, 2021, 5(8): 2047–2076.
- [43] DEUTZ Sarah, BARDOW André. Life-cycle assessment of an industrial direct air capture process based on temperature-vacuum swing adsorption[J]. Nature Energy, 2021, 6(2): 203–213.
- [44] TERLOUW Tom, TREYER Karin, BAUER Christian, et al. Life cycle assessment of direct air carbon capture and storage with low-carbon energy sources[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(16): 11397–11411.
- [45] KATIE Lebling, HALEY Leslie-Bole, PETER Psarras, et al. Direct air capture: Assessing impacts to enable responsible scaling[R]. 2022.
- [46] MARÍA Erans, ELOY S Sanz-Pérez, DAWID P Hanak, et al. Direct air capture: Process technology, technoeconomic and socio-political challenges[J]. Energy & Environmental Science, 2022, 15: 1360.
- [47] CHRISTOPH Gebald. Climeworks[EB/OL]. [2023–01–05]. <https://climeworks.com/>.
- [48] VAN der Giesen Coen, MEINRENKEN Christoph J, KLEIJN René, et al. A life cycle assessment case study of coal-fired electricity generation with humidity swing direct air capture of CO₂ versus MEA-Based postcombustion capture[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(2): 1024–1034.

- [49] MELINDA M J, JONGE de. Life cycle carbon efficiency of direct air capture systems with strong hydroxide sorbents[J]. International Journal of Greenhouse Gas Control, 2019, 80: 25–31.
- [50] WANG Tsinghai, XIAO Dacheng, HUANG Chihhung, et al. CO₂ uptake performance and life cycle assessment of CaO-based sorbents prepared from waste oyster shells blended with PMMA nanosphere scaffolds[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 270: 92–101.
- [51] WU Fan, ZHOU Zheng, SILA Temizel-Sekeryan, et al. Assessing the environmental impact and payback of carbon nanotube supported CO₂ capture technologies using LCA methodology[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 270: 122465.
- [52] NOWROUZI Mohsen, YOUNESI Habibollah. Life cycle environmental and economic assessment of highly efficient carbon-based CO₂ adsorbents: A comparative study[J]. Journal of CO₂ Utilization, 2021, 47: 101491.
- [53] GONZALEZ-OLMOS R, SEMPERE J. Zeolite versus carbon adsorbents in carbon capture: A comparison from an operational and life cycle perspective[J]. Journal of CO₂ Utilization, 2022, 55: 101791.
- [54] ZHU Yuen, GE Xiaohua, LI Yuanyuan, et al. Life cycle assessment of different sorbents at early Stage[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2022, 31(3): 2973–2986.
- [55] YUAN Xiangzhou, DENG Shuai, PAVANI Dulanja Dissanayake, et al. Sustainable food waste management: Synthesizing engineered biochar for CO₂ capture[J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2022, 10: 13026–13036.
- [56] LEONZIO Grazia, MWABONJE Onesmus, FENNELL Paul S, et al. Environmental performance of different sorbents used for direct air capture[J]. Sustainable Production and Consumption, 2022, 32: 101–111.
- [57] KATIE Lebling, HALEY Leslie-Bole, PSARRAS Peter , et al. Direct air capture: assessing impacts to enable responsible scaling[R]. Washington, DC: World Resources Institute, 2022.
- [58] Department of Energy. U. S. best practices for life cycle assessment (LCA) of direct air capture with storage (DACS)[R]. 2022.
- [59] SOLENE Chiquier, PIERA Patrizio, MAI Bui, et al. A comparative analysis of the efficiency, timing, and permanence of CO₂ removal pathways[J]. Energy & Environmental Science, 2022, 15(10): 4389–4403.