

DOI: 10.3724/j.1007-6336.2026-0013

海水碱化负排放技术现状及其发展瓶颈性问题

郑力文¹, 揭晓蒙², 金鑫², 刘纪化¹, 王文涛²

(1.山东大学 海洋研究院, 山东 青岛 266237; 2.国家自然科学基金委 中国 21 世纪议程管理中心, 北京 100038)

摘要:在全球气候变化挑战背景下,海水碱化(OAE)负排放技术因其巨大的碳封存潜力而备受关注。本文系统分析了OAE的技术原理、分类与实施方案,并深入剖析其发展瓶颈。研究指出,OAE从“概念可行”走向“规模部署”,核心约束在于净碳效益、碳汇可核算性、生态安全性与可监管性的多重满足。基于此,本文提出分阶段发展路径。近期,优先发展基础设施耦合的“点源-可计量”技术,如污水碱化和岸基碱化装备,以构建可复制的碳核算体系;中期,向近岸受控释放扩展;长期,聚焦电化学OAE与矿物自然投放的规模化突破。本文强调,治理框架与社会接受度须与技术研发同步推进,明确合规边界,方能使OAE进入“可核算、可交易、可推广”的发展通道。

关键词:海水碱化; 气候变化; 海洋负排放; 碳封存; 技术挑战

中图分类号:X142

文献标识码:A

文章编号:1007-6336(2026)04-0631-14

Ocean alkalinity enhancement as a technology of ocean negative carbon emission: status, potential, and challenges

Zheng Liwen¹, Jie Xiaomeng², Jin Xin², Liu Jihua¹, Wang Wentao²

(1.Institute of Marine Science and Technology, Shandong University, Qingdao 266237, China; 2.The Administrative Center for China's Agenda 21, National Natural Science Foundation of China, Beijing 100038, China)

Abstract: In the context of global climate change, ocean alkalinity enhancement (OAE) is receiving increasing attention as a negative emission technology owing to its substantial carbon sequestration potential. This paper systematically analyzes the major technical principles, classification and implementation options of OAE, and critically examines its development bottlenecks. It argues that the transition of OAE from conceptual feasibility to scalable deployment is subject to multiple constraints, including net carbon benefit, carbon accountability, ecological safety, and regulatory feasibility. Accordingly, a phased development roadmap is proposed: near-term efforts should prioritize infrastructure-coupled, point-source and measurable pathways (e.g., wastewater alkalinity addition and shore-based alkalization facilities) to establish replicable carbon accounting; mid-term strategies should expand toward controlled multi-scenario coastal releases; and long-term development should focus on scaling breakthroughs in electrochemical OAE and enhanced mineral weathering. This paper emphasizes that governance frameworks and social acceptance must advance in parallel with technological research and development, and that clear compliance boundaries are essential for OAE to become accountable, tradable, and scalable.

收稿日期:2026-01-15, 修订日期:2026-03-20

基金项目:国家重点研发计划项目(2024YFF0507000): 典型海上养殖环境微生物碳汇过程机制与增汇工程原理

作者简介:郑力文(1985—), 男, 四川资阳人, 博士, 主要研究方向为海洋碳汇与负排放工程, E-mail: zhengliwen516@sdu.edu.cn

通信作者:王文涛(1982—), 男, 河南焦作人, 研究员, 博士, 主要研究方向为海洋和基地科技创新、气候变化与可持续发展, E-mail: wangwt@acca21.org.cn

Key words: ocean alkalinity enhancement; climate change; ocean negative carbon emission; carbon sequestration; technological challenges

在全球气候变化日益严峻的背景下,海水碱化(ocean alkalinity enhancement, OAE)作为一种创新的气候缓解策略备受关注。该策略的核心在于通过工程技术手段,加快碱性矿物的风化溶解或直接向海洋系统注入碱性物质,人为提升表层海水的碱度,进而增强其对二氧化碳(CO_2)的溶解能力,实现大气 CO_2 在海洋系统的吸收、固定和封存。自 1995 年由 Kheshgi^[1] 首次提出以来, OAE 如今已被包括美欧及我国在内的多个国家、地区和国际组织视为利用海洋实现碳中和的关键策略之一。政府间气候变化专门委员会(IPCC)的第六次报告明确指出,为了将 21 世纪末全球气温上升控制在 $1.5\text{ }^\circ\text{C}$ 或 $2\text{ }^\circ\text{C}$ 以内,大规模实施负排放技术势在必行。然而,诸如生物能源、植树造林等陆地负排放技术,尽管具有碳捕集和封存的功能,但在实施过程中往往与生产性农业和自然用地产生竞争,对粮食安全和生物多样性构成压力^[2-4],其发展潜力存在明显上限。相较之下,海洋负排放(ocean negative carbon emissions, ONCE)是通过海洋系统固定封存大气中的 CO_2 的技术,尽管当前技术成本较高^[5],但其巨大的增汇潜力使其成为可持续的气候缓解策略之一。海洋碳库作为地球上最大的碳储存库之一,其储量是大气碳库的 50 倍、陆地碳库的 20 倍,对地球气候系统具有深远的影响^[6]。在海洋系统中,超过九成的碳素以碳酸氢根为主要形态,储存在溶解无机碳库中,并在地质时间尺度上对于气候调节具有不可替代的作用^[7]。OAE 是通过人为手段迅速增加海水系统中无机碳库储量的一种技术,为实现海洋负排放提供了强有力的途径,有望成为人类社会应对全球气候变化的重要缓解策略之一。

与海水施肥、人工上升流以及海水养殖增汇等复杂的海洋生物过程固碳封存技术不同, OAE 是通过非生物过程改变海水碳酸盐化学性质,增强 CO_2 的海气通量,进而实现碳封存的技术。相较于前者, OAE 的储碳机制清晰且潜力巨大^[7-8]。OAE 的核心在于通过人为提高海水碱度来消耗

水体中的氢离子,促使碳酸和碳酸氢根解离以缓冲 pH 升高,从而降低海水 CO_2 分压。当这一过程发生在表层海洋时,形成的海-气 CO_2 分压差将驱使大气 CO_2 向海洋净迁移并固定。如图 1 所示, OAE 负排放机制主要包括两个核心环节:一是通过人为手段消耗海水中的氢离子,增加其碱度;二是利用碱化后的海水从大气中溶解并固定 CO_2 。碱度,作为氢离子受体超过供体的化学量度,刻画了海水对溶解 CO_2 的缓冲能力,是决定海水无机碳封存能力的重要因素。然而, OAE 的实施效果受到多种因素制约。例如,向海水中添加碳酸氢钠(NaHCO_3)虽然能提升其碱度,但因未实质消耗海水中的氢离子(未降低海水游离 CO_2 水平),故无法有效促进 CO_2 的溶解。另外,当碱性矿物在温跃层以下发生溶解,即便消耗氢离子并提升了海水碱度,受温跃层对海-气交换的阻隔作用,表层海水也无法从大气中吸收并补充 CO_2 以形成净增汇^[9]。与此同时,海水自然碳循环过程中的生物过程(如有机质合成与分解)同样可以改变海水碱度^[10],干扰 OAE 实施过程中人为提升碱度的信号^[11]。因此,在实际操作中,需要综合考虑各种因素,选择合适的碱性物质和注入方式,以实现最佳的碳封存效果,并有效区分实施海域人为化学过程导致的碱度提升和自然生物过程导致的碱度变化,以合理核算 OAE 的碳封存效应。

OAE 负排放技术作为一种前沿的气候缓解策略,具有巨大的应用潜力和广阔的发展前景。根据数值模型估算,该技术全球实施的理论碳封存潜力高达每年 $3\sim 30\text{ Gt CO}_2$ ^[9, 12-13],这一数值与全球每年人为排放的 CO_2 总量处于同一量级^[14]。然而,要实现这一巨大的碳封存潜力并非易事, OAE 负排放技术领域需要克服一系列技术和经济上的挑战。在技术层面,如何高效、稳定地将二氧化碳从大气中捕集并溶解到海水中,同时确保这一过程不会对海洋生态系统造成负面影响,是亟待解决的问题。在经济层面,如何在大规模应用中实现有效利用能源和降低运营成本,也是

提升海水的碱度可以加速自然碳汇过程, 该过程将空气中的 CO₂ 吸入海洋并将其转化为碳酸氢盐

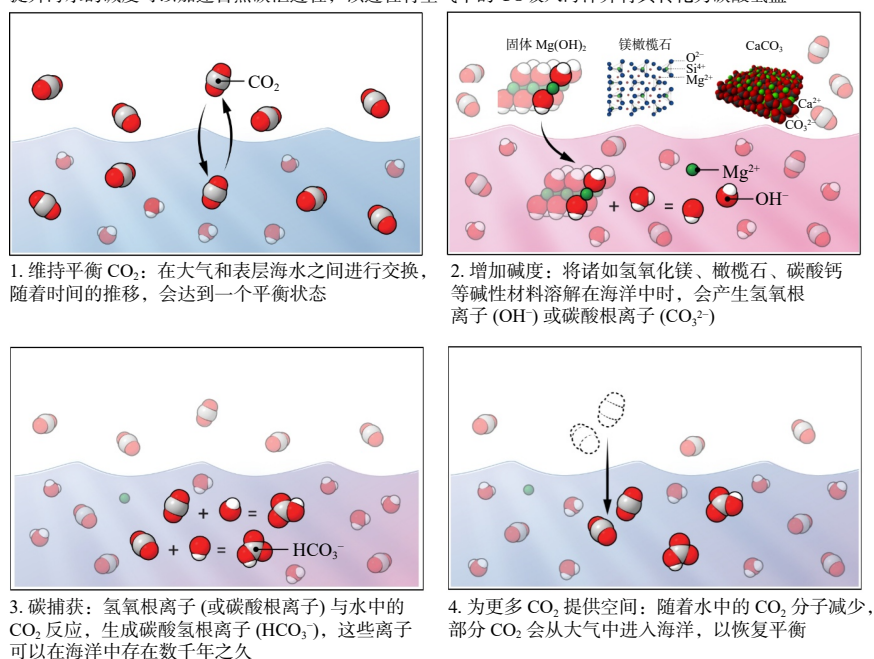


图1 海水碱化负排放技术的增汇机理^[1]

Fig. 1 Carbon sequestration mechanism of ocean alkalinity enhancement (OAE) technology^[1]

该技术推广的关键。近年来, OAE 负排放技术领域取得了显著进展, 多种新型的实施场景被提出, 一系列实验研究结果被陆续报道。深入分析 OAE 负排放技术的现状, 可揭示该技术发展面临的一系列瓶颈性科学和技术问题, 为未来的技术研发指明方向。本文系统梳理了 OAE 的主要技术路径及实施方案, 并深入剖析了其在全生命周期效率、碳汇核算及生态安全性方面面临的瓶颈问题, 最后基于净碳效益、碳汇可核算性、生态安全性与可监管性等多重约束, 提出了分阶段的优先发展技术路径建议。

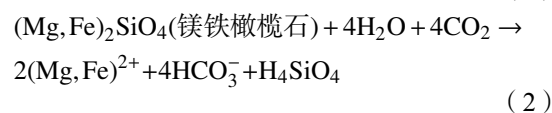
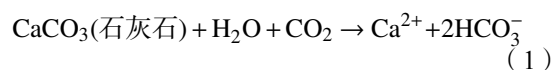
1 海水碱化技术的主要路径与实施方案

1.1 基于碱源差异的技术分类

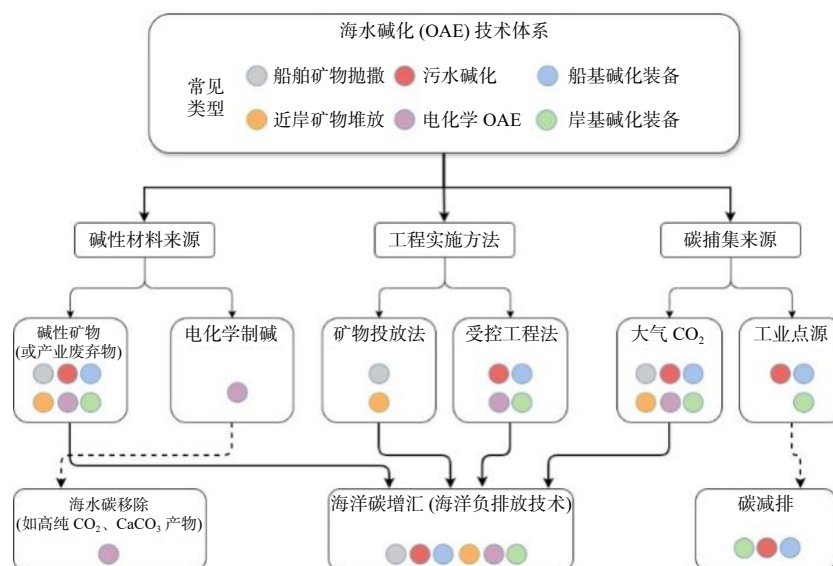
尽管 OAE 常被视为典型的海洋负排放技术, 但从广义的技术视角来看, 其内涵已延伸至碳捕集与工业碳减排等多个领域。OAE 并非单一的技术形态, 而是一个涵盖多种技术路径的复杂体系。这种技术属性的多样性, 本质上源于其在碱性材料来源 (决定理化机理)、工程实施方式 (决定应用场景) 以及碳捕集来源 (决定环境效益) 3 个核心维度上的显著差异。为了系统厘清

OAE 技术图谱, 本研究构建了一个多维分类框架 (图 2), 分别从上述 3 个维度出发, 深入解析 OAE 技术从原理到实践的内在逻辑与演化路径。

提升海水的碱度, 进而增强海洋系统对大气中 CO₂ 的缓冲能力, 可以利用多种碱性材料来实现。这些材料根据化学成分差异分为碳酸盐、硅酸盐和氢氧化物三大类别。在天然矿物中, 富含钙和镁的矿物因其分布广泛、易于获取的优点以及相对低廉的成本, 成为碱化海水的首选材料^[15]。此外, 含铁矿物多作为伴生的碱性矿物, 其增汇潜力也被纳入 OAE 负排放技术相关研究中。公式 (1) — (3) 展示了 3 种相关研究中常用碱性物质的增汇原理:



其中, 公式 (3) 主要描绘了以 CaO 和 Mg(OH)₂ 为代表的中强碱海水溶解的增汇效应。在资源易获得性上, 石灰石作为碱化材料具有明显优势, 其年产量估计超过 6.6 Gt, 来自分散在世



注: 图中颜色代表常见海水碱化技术路径, 其中岸基碱化装备包括独立运行设施和耦合电厂/海水淡化工程设施

Note: Colors indicate typical OAE technology pathways. Shore-based alkalization equipment encompasses both independent operating facilities and those integrated with power plants or seawater desalination infrastructure

图 2 海水碱化技术的多维分类框架

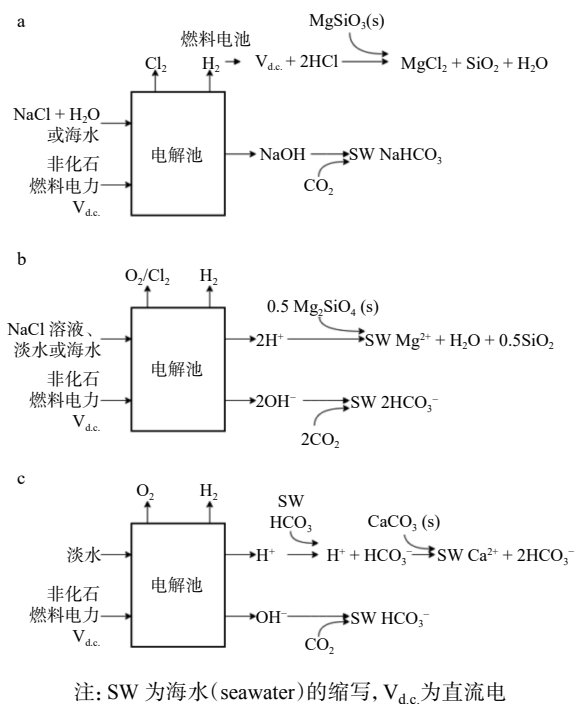
Fig. 2 Multidimensional classification of OAE technologies

界各地的矿床, 约占世界矿物原料产量的 9% (约 44 Gt/a); 此外, 距海岸线 10 km 以内且裸露地面或灌木丛/灌木浅层的纯碳酸盐岩矿物, 约有 70000 km², 预计可提供约 5000 Gt 的石灰石^[15]。在碱化效率(海水溶解速率和单位质量矿物溶解的固碳当量)层面, 强碱具有更高的实施效率, 但综合评估碱化效率和资源可获取性, 橄榄石被认为在全球实施 OAE 场景下具有明显优势。因此, OAE 负排放增汇效率和生态风险的模型评估, 多选用橄榄石作为预想实施的碱性矿物。基于废旧资源再利用的目的, 建筑废弃物(石灰石是主要成分)、钢渣(硅酸钙和氧化钙为主要有效成分)以及其他碱性的产业废弃物也被考虑作为碱化海水的原料, 如废弃混凝土^[16]和钢渣^[17-18]。此外, 水合碳酸盐(如水菱镁矿)也被认为是具有潜力的碱性材料^[19]。值得注意的是, 部分 OAE 生态影响的研究采用添加 NaHCO₃ 和 CaCl₂ 的方式来模拟 OAE 实施后的海水化学环境^[20], 然而, 直接向海水中添加 NaHCO₃ 和 CaCl₂ 本身并不能产生碳增汇效应。

在电化学制碱技术方面, 部分学者鉴于海水中钠离子的高浓度特性, 提出使用 NaOH 作为海

水人为碱化的原料, 尽管目前使用 NaOH 实施 OAE 的成本较高, 但通过卤水制氢工艺, 理论上可获得相对廉价的 NaOH, 进而构建海水电解制氢-OAE 的耦合工艺体系。值得关注的是, 水电解阳极所形成的强酸性环境对碱性矿物溶解具有促进作用, 据此发展出一种电化学 OAE 负排放技术路径。该技术路径依托非化石能源电力驱动电解水过程, 在阳极区利用酸性环境加速硅酸盐/碳酸盐矿物溶解, 同时在阴极区生成氢氧根并与 CO₂ 直接反应生成碳酸氢盐(HCO₃⁻)实现封存(图 3), 从而实现产氢与负排放的双重效益。该工艺在实施 OAE 的同时可产出清洁能源氢气, 因此, 学者们推测其有望大幅降低碳捕集及封存成本^[21]。若进一步使用如风力发电、潮汐发电、波浪发电等可再生清洁能源供电, 则可显著提升该技术的碳封存潜力^[7, 21]。最新研究已进一步验证了电化学 OAE 技术的可行性, 并深入探讨了其动力学特征、效率及沉淀阈值^[22], 以及与其他技术(如废混凝土升级利用)的集成应用潜力^[16, 23]。

除上述以增加海洋碱度为核心的电化学 OAE 路径外, 另有一类电化学碳移除技术路径



Note: SW stands for seawater and $V_{d.c.}$ for direct current electricity

图3 现有3种电化学海水碱化负排放技术方案原理^[21]

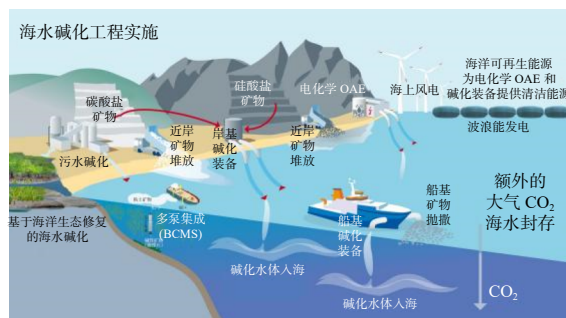
Fig. 3 Principles of three existing electrochemical OAE schemes for carbon sequestration^[21]

(图2), 通过从海水中移除碳来实现大气 CO_2 的间接捕集, 主要包括大气 CO_2 间接海洋捕集与电解海水矿化两种方式。前者从海水中提取 CO_2 气体, 后者将海水中的溶解无机碳转化为固态碳酸盐。在大气 CO_2 间接海洋捕集方面, Eisaman 等^[24-25] 提出利用阳极酸性环境促使海水溶解 CO_2 逸出并加以收集的方法, 处理后的低溶解无机碳浓度的海水经与阴极碱性流混合, 恢复海水弱碱性后, 可重新从空气中捕集 CO_2 。在电解海水矿化方面, 利用阴极电解产生的碱度促使海水形成碳酸盐沉淀, 处理后的海水排回海洋后可从大气中重新吸收 CO_2 ^[26]。然而, 各类电化学 OAE 工艺目前仍面临显著的技术瓶颈, 还处于理论框架的构建和分析阶段。其核心挑战在于如何稳定地维持水电解效率, 电化学 OAE 工艺的技术难点与其他 OAE 负排放技术具有相似性。鉴于此, 电化学 OAE 工艺的合理发展策略应遵循分步突破原则, 即先行聚焦于“电化学”和“OAE”两个核心技术的独立研发, 待各自达到技术成熟和稳定后, 再进行高效整合, 以确保

整体工艺的高效性、安全性与可持续性。这种分步发展战略有利于分散技术风险, 优化整体效率, 从而推动碳捕集与封存技术的实质性进步。

1.2 基于工程实施方式差异的技术分类

针对 OAE 策略, 多样化的工程实施设想已被提出。如图4所示, 这些 OAE 工程实施方式大致可分为开放海域的矿物投放法和封闭系统的受控工程法两大类。



注: 基于海洋生态修复的海水碱化和多泵集成方案目前仍处于理论探索阶段, 其碳汇监测特征与矿物投放法相近

Note: OAE approaches based on marine ecosystem restoration and multi-pump integration remain at the conceptual stage, sharing similar carbon sink monitoring characteristics with direct dispersal methods

图4 海水碱化增汇的工程实施设想^[14]

Fig. 4 Potential engineering implementation schemes for ocean alkalinity enhancement^[14]

矿物投放法的技术核心是将人为破碎的碱性矿物直接投入海洋系统, 并借助卫星遥感与现场采样, 结合海域历史数据和数值模型模拟结果, 核算和监测工程实施过程中的 CO_2 固定封存量。该技术的典型应用场景涵盖船舶抛撒碱性矿物和近岸矿物堆放。Caserini 等^[27] 基于全球现役船舶数量估计, 假设将海上运输能力的 15% 专用于 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的运载与大洋抛撒, 理论上可实现每年 2.8 ~ 6.5 Gt CO_2 的额外海水吸收与封存。最新的研究也评估了在船舶上直接进行石灰岩加速风化以封存发动机排放 CO_2 的潜力, 结果表明, 连续运行 10 年后, 表面碱度和溶解无机碳增加 < 1.4%, 同时减少了 50% 的海上 CO_2 排放^[28]。然而, 天然碱性矿物在海水中的溶解速率较低, 对矿石粒径有较为苛刻的要求^[9]。Renforth 等^[12] 提出, 在近岸陆架海域实施 OAE 时, 在确

保人为投放的碱性矿物在表层海洋停留足够时间的前提下,可借助洋流冲刷和生物侵蚀,进一步加速矿物风化溶解来储碳。有研究利用“海滩模拟机”来测试波浪能对橄榄石碱度形成的影响,发现波浪能虽可显著促进溶解,但也可能因加速碳酸盐二次沉淀反应而抵消增汇效益^[29]。这些工程方案虽具有一定的可行性和可操作性,但其碳汇核算边界难以确定、增汇过程难以监测(近海水体碱度时空自然变异大),因此很难满足可监测、可报告、可核查(measurable, reportable, and verifiable, MRV)的碳核算体系的要求^[30]。

此外,一些与矿物投放法 OAE 相关的新型技术概念也被提出。譬如, Gentile 等^[31]借鉴飞机用于湖泊石灰抛撒的经验,深入讨论了在不同飞机尺寸、排放高度、持续时间以及风力条件下,飞机抛撒 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 碱化海水的效果。研究发现,相比于船舶,借助飞机抛撒,矿物分散范围更广,引起的局部 pH 峰值更低,但飞行的成本和碳排放限制了该策略的实际应用。又如, Fakhraee 等^[32]基于部分自然生物过程具有提升海水碱度的效果,提出通过恢复以海草床和红树林为代表的海洋生态系统,以提高海洋碱度。此外,我国学者提出包括 OAE 在内的融合工程方案,借助海洋微生物过程实现海洋系统的多泵协同储碳,即生物碳泵(biological carbon pump, BCP)、碳酸盐反泵(carbonate counter pump, CCP)、微生物碳泵(microbial carbon pump, MCP)和碱性矿物投放调控的溶解度泵(solubility pump, SP)协同作用的 BCP-CCP-MCP-SP(BCMS)负排放地球生态工程方案^[33]。

受控工程法 OAE 的技术核心是通过特定的装备或工程设施来生成碱性水体,随后将其引入海洋系统。此技术的碳汇核算和监测依赖于对装备进出水体碱度差的实时监测,以及针对碱化水体排放海域碳循环过程的现场调查,易于形成完整的 MRV 管理机制,以确保技术实施的有效性和透明度。典型的受控工程法 OAE 包括基于水电解制氢、海水淡化、热电厂温排水处理和污水处理厂等工程设施的 OAE 技术。

污水处理厂(WWTP)是受控工程法 OAE 的

重要应用场景,即污水碱化技术路径。碱性矿物在水体中的溶解速率和次生矿物的生成是限制 OAE 策略实施效率的重要因素^[34],而污水(经净化处理后)具有 pH 低、 $p\text{CO}_2$ 高、有机酸浓度高的成分特点,能促进碱性矿物溶解,防止二次沉淀(CaCO_3)的形成,基于污水处理厂的 OAE 方案由此被提出^[34]。与此同时,污水处理后入海排放可导致沿海酸化,提高沿海海水系统的 CO_2 分压,因此处理污水排放的海域可能会成为大气 CO_2 的源^[35]。基于污水处理厂的 OAE 方案,可在污水处理过程中或处理完成后(排放前)两个阶段添加碱性物质,提升其碱度。该方案能在缓解沿海酸化问题的同时,通过河流羽流和洋流运送人为提升的碱度,增强全球表层海水碱度^[34-35]。Kitidis 等^[36]在实验室内的研究表明,向污水处理厂的尾水中加入微量的 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 能够显著增强尾水的碱度并提升其 pH 至 9.2,而同期现场监测结果也显示,经过碱化处理的尾水在排放至海水环境时,相较于未进行碱化处理的尾水,其 $p\text{CO}_2$ 浓度降低了 $27.2 \mu\text{atm}$,同时 pH 上升了 0.017 个单位,验证了基于污水处理厂的 OAE 方案的工程可行性和可操作性。Zheng 等^[37]通过研究揭示了污水处理厂在实施 OAE 方面的巨大潜力。实验表明,得益于污水的独特性质,碱性矿物在其中的溶解速率是在同等海水环境下的 20.5 倍,并且能在出水 pH 低于 8.5 的条件下,实现高达 10 mmol/kg 的碱度提升。基于这一发现,该研究在全球尺度上评估了利用沿海污水处理厂实施 OAE 的区域差异。研究以高碱度海水的稳定性(如文石饱和度)为约束条件,分析了全球海岸线 10 km 范围内的 9480 家污水处理厂,指出北半球中纬度区域(20°N — 60°N)是实施该技术的“黄金地带”,其中,欧盟、美国和中国的潜力总和占全球的 55.8%^[37]。

受控工程法 OAE 的实施设施除污水处理厂外,还包括独立运行的碱化装备以及耦合电厂温排水和海水淡化的集成设施。全球热力发电每年使用的冷却水为 500 km^3 ,其中 42.7% 为海水^[38],利用其形成高碱度海水并排放入海,理论上可实现 OAE 负排放。Kirchner 等^[39]尝试在德国燃煤热电厂安装石灰岩加速风化装置,向装置

中通入海水和烟气,试验结果表明,可有效捕集烟气中 55% 的 CO_2 ,并以碳酸氢根形式长期储存在海洋环境中。Tu 等^[40]基于反渗透法的海水淡化技术,结合资源回收技术和 CO_2 捕集工艺,在实现海水淡化、获得 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 和氢气的同时,利用多余碱盐水捕集额外 CO_2 ,每立方米的碱盐水可实现 9.90 kg CO_2 当量负排放。此外,理论上,还可通过小型化船基碱化装备,利用海上运输,将碱性物质海水预溶后释放到海洋系统^[27]。

1.3 基于碳捕集来源差异的技术分类

除碱性材料的理化性质与工程实施路径外,目标碳源的属性差异是决定技术实施难度与环境效益的第三个关键维度。工业点源的高浓度 CO_2 与大气中的低浓度 CO_2 在气液界面传质动力学上存在显著差异,直接界定了“碳减排”与“负排放”的技术范畴。尽管 OAE 通常旨在实现对大气 CO_2 的直接捕集(直接空气捕集, direct air capture, DAC)并主要涵盖负排放技术,但针对工业排放源的处理则属于碳减排这一独立技术门类。鉴于二者在海水碱度提升机理上的同源性, OAE 的研发与部署可充分借鉴相对成熟的工业碳减排工程方案。基于此,本文将 OAE 视为一种广义的海洋碳捕集与封存技术体系,其具体工程实施涵盖了以大气 CO_2 为目标的负排放路径,以及利用产业排放 CO_2 的碳减排路径。

OAE 技术发展初期,鉴于石灰石(CaCO_3)资源丰富^[15],且 CaCO_3 的生成和溶解是海洋系统自然碳循环的重要过程之一,石灰石是最早被建议经机械破碎后投入海洋系统,通过碱化海水以直接吸收封存大气 CO_2 的物质^[1]。但由于石灰石在表层海水中的溶解速率极慢,Harvey^[41]提出在上升流区投加石灰石,以提高碱化海水效率。此外,石灰岩加速风化(accelerated weathering of limestone, AWL)的工程设想也被提出,其技术核心是使用高 CO_2 烟气酸化海水,从而实现石灰石的加速溶解。高 CO_2 烟气可来源于火电厂燃煤排放^[42]、货轮柴油发动机废气排放^[28]以及其他产业排放的废气。上述两类石灰石碱化海水实施策略,分别利用了上升流区的大气碳源和工程设施的烟气碳源,正是负排放技术与碳减排技术

在 OAE 领域的典型分野。

更为特殊的是基于污水处理厂尾水碱化的 OAE 工程方案。由于经过生物处理后的尾水中含有部分未逃逸 CO_2 (来源于有机污染物的矿化再生),因此,在直接向尾水中添加碱性物质并溶解后,可将其固定封存在水环境中,并随尾水排放进入海洋系统。碱化尾水进入海洋系统后,过量的碱度又会从大气中额外吸收固定 CO_2 。这导致尾水碱化封存机制中的碳元素来源呈现双重性:既包含源于污水处理的碳减排,又包含源于后续吸收大气 CO_2 的负排放。事实上,为满足污水固废处理过程的磷去除/回收规定和碳减排需求,碱性矿物在污水固废处理工艺中的应用已有报道。例如,碱性钙盐是污水处理厂的常规化学除磷剂^[43];此外,碱性矿物橄榄石也被应用于富含重金属离子的水处理^[44]。Masindi 等^[45]使用钙盐除磷工艺的富钙尾水脱除废气中的 CO_2 (来自污水生物处理工段或其他工业废气),形成碳酸盐沉积,实现碳封存。Salek 等^[46-47]提出在污水/固废的生物处理过程中添加碱性硅酸盐矿物,以 CaCO_3 形态封存有机物降解形成的 CO_2 ,随后实验研究了硅灰石(CaSiO_3)添加对污水厌氧消解过程的碳酸盐沉积和甲烷生产的影响。Linville 等^[48]以镁铁橄榄石为外源碱性矿物,研究了在不同工艺条件下污水污泥厌氧消解过程中生产的甲烷纯度,试图回收甲烷并将其作为清洁能源。近年来,碱性矿物添加的污泥厌氧消解回收甲烷工艺取得了较大进展,并形成了多种可产业化应用的原型工艺装备^[49-50]。上述污水处理相关的碳减排工艺的技术革新,不仅为污水处理与碱化技术的深度融合奠定了坚实的科学基础,指明了发展方向,同时也为两者的有机整合提供了宝贵的实践指导。然而,值得注意的是,随着碱化工艺与污水处理过程的加深融合,在污水碱化策略所封存的碳中,来自污水污染物分解形成的无机碳比重将会提升。

综上所述, OAE 技术作为海洋碳捕集与封存的重要方案之一,多样化的实施方案展示了其在碳增汇与碳减排两个领域的巨大潜力。判断某项 OAE 技术属于负排放还是碳减排领域,主要取决于其特定的应用场景与实施细节。尽管

这些技术方案在形式上有所不同,但它们的核心技术原理与技术挑战却具有高度的相通性和相似性。因此,应当将 OAE 技术视为一个综合性的技术体系,注重跨学科、跨领域的协同研究与开发。通过深入探究其内在机制,优化实施策略,提升其技术效率与经济效益,以实现最大化的碳捕集与封存效果。

2 海水碱化负排放技术发展的瓶颈性科学问题

2.1 碱化效率的限制与全生命周期碳足迹

OAE 作为应对气候变化的策略之一,其气候效应的综合考虑尤为重要。这就要求不仅要评估碱化操作现场所实现的碳吸收或减排效益,还必须将全产业链的碳足迹(全生命周期碳足迹)纳入全面评估的范畴。

矿物投放法 OAE 采用固态天然矿物作为碱源,其碱化效率主要受制于矿物的溶解动力学特性。这一动力学过程不仅深受矿物自身复杂晶体结构的影响,还显著依赖于矿物的研磨细化程度。具体而言,矿物颗粒粒径的减小直接增加了单位质量的反应表面积,从而提高了矿物的溶解速率与碱化效率。然而,在提高研磨程度的同时,机械破碎过程的能耗也会急剧增加。鉴于当前全球电力体系仍高度依赖化石燃料火力发电的现实,能耗增长不可避免地加剧了全生命周期内的碳排放负担^[51]。最新的研究也聚焦于如何通过优化矿物破碎工艺来降低能耗,例如,通过采用高压辊磨机等先进设备,可显著减少 30% 以上的粉碎能耗^[52]。同时,优化矿石开采场地的规模和位置也能将运输需求降低 60%,从而提高整体碳封存效率^[53]。此外,从碱性矿物本身的物理化学特性出发,石灰石、橄榄石及水镁石 $[\text{Mg}(\text{OH})_2]$ 等矿物在溶解速率上存在显著差异。尽管部分矿物能在极短时间内调节海水碱度^[54-55],但其高质量矿床的稀缺性导致了开采过程的高能耗^[15],这可能会限制其大规模应用的可行性。石灰石的衍生物,即石灰 (CaO) 和熟石灰 $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$,同样表现出较高的碱化海水效率^[54-55]。然而,这些衍生物从石灰石中的提取,不仅耗能,而且伴随 CO_2 一同排放,因此,原料生产阶段的碳足迹成为不容忽视的问题^[12]。Foteinis 等^[56] 通过全生命

周期评估进一步指出,石灰石煅烧过程中窑炉类型及热源选择对于石灰石衍生物碱化海水的碳汇效果具有深远影响。采用生物质燃烧、太阳能煅烧炉及可再生能源驱动的等离子体火炬等清洁能源技术,能够显著提升石灰/熟石灰碱化海水的碳封存效率与环境友好性。

受控工程法 OAE 除需关注碱料开采、制备及运输环节的环境与能耗挑战外,技术实施还不可避免地涉及装备制造过程中的环境影响以及水体资源的消耗问题。在既定的碱度提升目标下,岸基碱化装备的全生命周期评估表明,具有 50 m^3 反应罐、使用 $25 \mu\text{m}$ 橄榄石的碱化海水反应系统碳足迹回收周期为 $1.1 \sim 6.2 \text{ a}$,证实了其作为可行海洋 CDR 方案的潜力^[57]。随着碱性矿物溶解速率的提升,理论上若文石饱和度阈值维持恒定,应能减少所需装备的数量及水体消耗量,实现资源的高效利用。然而,实验室研究成果揭示了更为复杂的动态变化:当碱性矿物的溶解速率加快时,尽管初衷是加速碱化过程,但这一变化却引发了连锁反应。具体而言,大气中 CO_2 的溶解速度相对较慢,难以迅速补充因矿物溶解而大量消耗的氢离子,导致水体中的文石饱和度迅速攀升。更为关键的是,随着矿石粉末的引入,碳酸盐沉积的阈值发生下移,从通常的 8.8 降至 5 左右^[54-55]。上述变化对实现既定碱度提升目标下的装备部署规模及水体需求的具体影响,目前尚缺乏明确的认识,亟待进一步的系统研究与评估。

综上所述,在追求 OAE 技术高效性的同时,如何有效平衡溶解速率与全生命周期的碳封存效率,成为该技术优化与实际应用中亟待攻克的核心挑战。未来研究与实践应聚焦技术创新与能源结构优化,以实现 OAE 在应对气候变化中的最大化潜力,实现气候效益与经济效益的双赢。

2.2 MRV 框架下的碳汇核算

在海洋负排放技术(包括 OAE)实施过程中,对碳汇的精准核算是 MRV 原则的核心环节,也是进入碳交易市场的必要条件。在 MRV 的框架内,除对碳汇的额外性进行评估外,碳汇的稳定性(碳封存的平均时长)同样是一个至关重要的因素。OAE 通过提升海洋的缓冲能力,

显著增强了其长期储存 CO_2 的能力。相比之下, 大型海藻养殖、海水施肥等海洋负排放技术将 CO_2 固定在海洋生物体中, 其储碳稳定性易受到多种环境因素影响。碱化海水吸收固定的 CO_2 , 主要以碳酸氢盐(HCO_3^-)的形式稳定存储在海水系统中, 其作为溶解无机碳的一部分, 在海洋系统中的理论停留时间可达千年尺度^[9]。尽管 OAE 在碳储存的稳定性方面具有显著优势, 但仍需关注一些潜在的负面效应, 例如, 由其诱发的 CaCO_3 沉降可能导致的碱度降低^[58]。非生物 CaCO_3 沉降过程在自然海水条件下极为迟缓, 但其速率会随着文石饱和度的升高而显著加快; 当超过一定阈值时, 可能触发失控性沉淀, 导致碱度大量损失。近期研究通过实验确定了碱度稳定与失控的临界范围, 并揭示了文石饱和度、颗粒物表面积等因素对碱度损失过程的影响, 为预测碱度损失与评估 OAE 安全性提供了依据^[50, 59]。现场实验同样证实, 在高碱度添加下, 文石、方解石和水镁石的沉淀会在数小时至数天内发生, 且呈现“失控”模式, 进而可能导致碱度降至初始水平以下^[60]。在 OAE 工程实施的碱度释放区域, 可能观察到海水达到高饱和度状态, 从而加速 CaCO_3 化学沉降。此外, 海洋中的钙化生物, 能够通过调整生长速率或改变碳酸盐矿物的相对产量, 以应对人为的碱度增加^[59], 从而降低 OAE 增汇效应。值得注意的是, 增强海水的饱和度还能有效抑制自然碳酸盐的溶解作用^[59]。因此, 深入理解碳酸钙和碳酸镁循环在 OAE 实施背景下的反馈机制, 对于在 MRV 框架下精确核算 OAE 增汇量具有至关重要的意义。

在建立 OAE 负排放技术的碳汇核算策略、评估碳库增量及其稳定性时, 还需细致考虑 3 个不同时间维度的关键过程。首先是碳酸盐化学的自然波动, 特别是 $p\text{CO}_2$ 与碱度的动态变化, 其受海洋生物、化学及物理过程的综合影响, 展现出显著的日变化与季节性波动特征。Torres 等^[61]通过跨多海洋环境的 37 个站点的原位观测数据揭示, 公海区域的 $p\text{CO}_2$ 季节性波动平均可达 $(49 \pm 23) \mu\text{atm}$, 昼夜变化亦高达 $(47 \pm 18) \mu\text{atm}$ 。值得注意的是, 相较于公海, 沿海站点因邻近基础设施、能源及人力资源, 其时间变异更为显

著, 季节性 $p\text{CO}_2$ 波动可至 $(210 \pm 76) \mu\text{atm}$, 昼夜波动更是高达 $(178 \pm 82) \mu\text{atm}$ 。在此背景下, OAE 引发的 $p\text{CO}_2$ 变化可能会被隐没于自然变异之内, 为“额外性”碳汇核算工作带来挑战。其次是海-气 CO_2 动态平衡的时间尺度, 从碱度变化到新的海-气平衡(大气碳吸收)所需的时间通常约为 6 个月^[62]。但 Jones 等^[63]的研究指出, 这一平衡时间在不同海域差异显著, 从不足一月到数年不等, 这种差异在北大西洋北部、大西洋副热带环流及南大洋尤为明显。最新的全球 OAE 效率分布图谱也证实了这一点, 并显示海-气 CO_2 动态平衡过程存在两个特征时间尺度: 快速的表层平衡和较慢的深层再平衡^[64]。这种区域差异可归因于海水气体传输速率、混合层深度及基线碳酸盐化学条件的综合作用所导致的碱度变化和 DIC 碳库增加之间的时间差异。这种区域差异增加了碳汇核算的复杂性。最后是空间跨度, 涉及海洋物理过程对远离注入点的区域的碱度与碳迁移的影响。水平洋流(速度从每秒几厘米至几米不等)能够携带海水碱度提升信号远离初始注入点, 导致碳汇核算的地理边界不清。垂直混合能将碱度提升信号输送至混合层以下, 可能阻碍大气 CO_2 的有效吸收。因此, 针对 OAE 负排放技术建立碳汇核算策略, 评估碳汇额外性和稳定性, 必须全面考虑这些时间尺度上的动态变化及其相互作用。

2.3 生态风险及技术安全性

除确立 OAE 负排放技术增汇效率和监测方案外, 评估该技术对海水环境的生态影响及其大规模实施的潜在生态风险, 也是亟待解决的关键问题。作为一种基于自然过程的应对气候变化解决方案, 当碱性溶质有效分散时, 该方案对海洋生态系统影响非常有限, 并具有平衡海水酸化生态负效应的潜力。然而, 不可避免的是, 在 OAE 工程实施过程中, 不论是矿物直接投放还是受控工程引入的碱性水体输入, 都会对实施区域造成高浓度溶质的局部冲击^[59]。这种冲击可能对特定实施海域产生潜在的生态影响, 但目前尚无定论, 仍需进一步研究验证。微型生物在海洋生态系统中发挥着驱动物质循环和维持生态平衡的重要作用, 其群落对海水 pH 的变化非常

敏感,而OAE的实施通常伴随着pH的升高。目前有关微生物群落对海水pH响应的研究多集中在海水酸化趋势方面,而对其在碱度提升下的响应行为尚了解有限。前人研究表明,海水酸化不仅直接影响部分生物活性,也将改变以捕食为代表的生物行为^[65]。因此可以合理推测,在碱度释放的局部高浓度区域中,海洋生物生长与活动也可能受到不同程度的影响。Gately等^[20]选择使用 NaHCO_3 调节培养基碱度,其结果表明颗石藻[如赫氏颗石藻(*Emiliania huxleyi*)]和硅藻[如角毛藻(*Chaetoceros* sp.)]在不同碱度条件下生长速率和细胞元素比未见显著差异,但在培养液中却观察到了化学碳酸盐沉积过程。针对大型生物,研究发现中等程度的OAE对大型海藻[如边花昆布(*Ecklonia radiata*)]的多个生命阶段影响极小^[66],而对海兔[如泰勒海兔(*Phyllaplysia taylori*)]等海草附生动物则可能造成较高的死亡率^[63]。此外,已有学者开始构建针对OAE的生态影响评估框架,利用已有的海洋酸化研究数据来预测钙化生物对OAE的敏感性^[67]。这要求结合室内实验与海上现场实验,构建基于机理的模型,覆盖从物种到生态系统的所有层次。特别需要收集群落和生态系统的关键生态特征数据,以全面评估OAE实施的生态影响和技术安全性。

除碳酸盐体系(pH和碱度)的改变外,OAE的实施还可能打破海水原有的离子平衡,这是评估其生态安全性的另一关键维度。天然海水具有相对稳定的常量离子比值(如Mg/Ca),外源无机物的输入不可避免地会引入非目标离子。首先,硅酸盐矿物(如橄榄石)的溶解会释放大量的硅酸盐、镁离子及铁等微量金属,这些非碳酸盐离子的输入直接驱动了浮游植物的群落演替。硅是硅藻生长的限制性营养盐,局部海域硅酸盐浓度的异常升高可能诱发硅藻的爆发性增长。Hutchins等^[68]在室内受控培养了两株硅藻[布氏双尾藻(*Ditylum brightwellii*)和点形菱形藻(*Nitzschia punctata*)]及一株颗石藻[赫氏颗石藻(*Emiliania huxleyi*)],并在培养基内加入橄榄石溶解模拟液。结果表明,橄榄石溶出物有效促进了硅藻和颗石藻的生长。Li等^[69]以橄榄石矿物颗粒

直接碱化培养水体,发现橄榄石的添加明显促进了硅藻[假微型海链藻(*Thalassiosira pseudonana*)]和三角褐指藻(*Phaeodactylum tricornutum*)]和颗石藻[大洋桥石藻(*Gephyrocapsa oceanica*)]的生长。这种促进作用与Gately等^[20]使用纯 NaHCO_3 调节碱度时的结果形成鲜明对比,后者发现单纯的碱度提升并未显著改变颗石藻和硅藻的生长速率。这种差异充分表明,橄榄石溶解液额外释放的溶解硅和痕量金属离子[如Fe(II)]是关键驱动因子^[65]。此外,Hutchins等^[68]实验证明,使用橄榄石碱化的水体对非固氮蓝细菌[如聚球藻(*Synechococcus* sp.)]的生长产生正面影响,但对固氮蓝细菌呈现中性或负面影响。Ren等^[70]的研究表明,不同生活类型(浮游型和附着型)的细菌群落对橄榄石添加的响应存在明显差异。其次,天然岩石矿物溶出还将向海水环境释放镍、铬等重金属离子,这成为OAE大规模安全性的重要考量因素^[71]。最新的研究对使用橄榄石的OAE过程中镍、铬等重金属离子的释放、迁移路径及其与沉积物中锰氧化物的相互作用进行了深入分析,并提出了相应的缓解策略,如使用碱化设备预处理来控制重金属水平^[71]。理论上,受控工程型OAE结合重金属回收技术,能有效降低OAE实施的生态风险,提高安全性。

值得指出的是,目前关于OAE生态影响的研究主要集中在碱性矿物直接投放的工程策略上,而对于基于污水处理厂、海水电解制氢以及结合生态修复和海藻养殖的新型OAE技术,其生态影响的相关研究仍较为匮乏。这些新型技术可能存在一定的附加正面环境效应,譬如,碱化污水处理厂尾水有望解决净化后污水入海引发的沿海酸化问题^[35]。融合OAE、大型海藻养殖碳汇、人工上升流多种工程方案的BCMS负排放技术,则在实现多碳泵协同储碳的同时,有望解决养殖区域海水酸化的环境问题^[33]。OAE负排放技术面临的生态风险未知和技术安全性待验证等挑战,限制了其大规模应用。

3 海水碱化负排放技术的优先发展技术路径

OAE负排放技术具备显著的增汇潜力,但要从理论上的“概念可行”走向现实中的“规

模部署”,其核心约束并非单一的碱度生成能力,而是需要同时满足净碳效益、碳汇可核算性、生态安全性与可监管性(含合规治理与社会许可)等多重约束^[24, 72-73]。因此,未来的战略路径不应仅依据技术潜力,而应建立在严格的优先级判据之上。在同等碱度投加规模下,应优先推进同时满足以下条件的技术路线:(1)碳汇核算边界清晰且可在线计量,即可通过进出水碱度差、流量与运行状态实现闭合核算;(2)全生命周期净碳封存量为正,同时可将能耗、矿料制备/运输与装备制造等环节纳入核算;(3)生态风险可控且具备工程缓释手段,即能够避免失控生态影响、控制金属释放并实现回收^[54, 71];(4)具备规模化载体与协同收益,可与既有基础设施耦合,兼具近岸酸化缓解、污染治理或资源回收等协同效益^[34-35]。

基于上述判据,近期 OAE 技术研发应聚焦基础设施耦合的“点源-可计量”技术路径,即依托污水处理厂、海水淡化厂与电厂等既有工程设施,构建可复制的碳核算框架。目前,国际上已有污水碱化的 OAE 研究与实践。具体而言,污水处理厂尾水碱化技术可利用尾水低 pH、高 $p\text{CO}_2$ 等特性提升矿物溶解速率,既能缓解近岸酸化,又能提升海洋对大气 CO_2 的吸收能力,且便于以流量-碱度差开展核算与监管^[36-37];海水淡化浓盐水/副产物耦合方案则结合资源回收[如 $\text{Mg}(\text{OH})_2$]与尾水排放管理,通过“工艺-排口”一体化模式实现可追踪的碱度增量与环境约束^[40]。该类路径的共同优势在于工程边界明确、可监测、可审计,且能把生态风险控制有限区域内,适合作为我国早期示范与标准体系建设的主领域。

随着碳汇核算与环境管理经验的积累,中期(示范扩展)战略可向区域化“可控推广”与近岸多场景耦合方向延伸。这一阶段的重点在于在典型近岸环境中开展更大尺度的示范,包括以排口/近岸扩散为边界的碱化水体受控释放,以及与港口或船舶工程结合的船基“碱化-释放”方案。为应对自然变异对额外性核算的干扰,这些示范项目需配套建立完善的示踪、现场观测与模型同化体系,以确保增汇效果的可监测性^[74-75]。

面向长期的十亿吨级负排放目标,电化学 OAE 与碱性矿物自然投放仍是潜力最大的支撑力量^[21-22]。然而,受限能效、电力来源及碳汇可核算性等因素,其研发与部署的优先级暂居后位。大规模快速加碱可能触发未知的生态后效,而碱性矿物与产业废弃物的应用也面临金属释放与环境准入的挑战^[71, 73]。因此,长期路线的研发重心应聚焦于:OAE 技术的能效提升与可再生能源耦合、生态风险评估与管理、金属释放控制/回收的一体化工程,以及与 MRV 相适配的标准化监测体系的建立。

最后,治理框架的构建与社会接受度的提升必须与技术研发同步推进。无论采用何种技术路线,早期示范都应严格遵循负责任研究原则,在项目许可、环境影响评估、数据公开与公众沟通等方面建立可复制的规范程序,并在国内法与国际法框架下明确研究与部署的合规边界^[72-73, 76]。这不仅是决定 OAE 技术能否顺利进入“可核算、可交易、可推广”发展通道的前提,更是降低社会风险的重要手段。

参考文献:

- [1] Khesghi H S. Sequestering atmospheric carbon dioxide by increasing ocean alkalinity[J]. *Energy*, 1995, 20(9): 915-922.
- [2] Fuss S, Canadell J G, Peters G P, et al. Betting on negative emissions[J]. *Nature Climate Change*, 2014, 4(10): 850-853.
- [3] Kartha S, Dooley K. Risks of relying on tomorrow's "negative emissions" to guide today's mitigation action: Working Paper 2016-08[R]. Stockholm: Stockholm Environment Institute, 2022.
- [4] Dooley K, Kartha S. Land-based negative emissions: risks for climate mitigation and impacts on sustainable development[J]. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 2018, 18(1): 79-98.
- [5] Smith P, Davis S J, Creutzig F, et al. Biophysical and economic limits to negative CO_2 emissions[J]. *Nature Climate Change*, 2016, 6(1): 42-50.
- [6] Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones M W, et al. Global carbon budget 2024[J]. *Earth System Science Data*, 2025, 17: 965-1039.
- [7] National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. A research strategy for ocean-based carbon dioxide removal and sequestration[M]. Washington, DC: The National Academies Press, 2022.

- [8] Gattuso J P, Magnan A K, Bopp L, et al. Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosystems[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2018, 5: 337.
- [9] Köhler P, Abrams J F, Völker C, et al. Geoengineering impact of open ocean dissolution of olivine on atmospheric CO₂, surface ocean pH and marine biology[J]. *Environmental Research Letters*, 2013, 8(1): 014009.
- [10] Middelburg J J, Soetaert K, Hagens M. Ocean alkalinity, buffering and biogeochemical processes[J]. *Reviews of Geophysics*, 2020, 58(3): e2019RG000681.
- [11] Cornwall W. An alkaline solution[J]. *Science*, 2023, 382(6674): 988-992.
- [12] Renforth P, Henderson G. Assessing ocean alkalinity for carbon sequestration[J]. *Reviews of Geophysics*, 2017, 55(3): 636-674.
- [13] Feng E Y, Koeve W, Keller D P, et al. Model-based assessment of the CO₂ sequestration potential of coastal ocean alkalization[J]. *Earth's Future*, 2017, 5(12): 1252-1266.
- [14] Oschlies A, Bach L T, Rickaby R E M, et al. Climate targets, carbon dioxide removal, and the potential role of ocean alkalinity enhancement[J]. *State of the Planet*, 2023, 2-oae2023: 1.
- [15] Caserini S, Storni N, Grosso M. The availability of limestone and other raw materials for ocean alkalinity enhancement[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2022, 36(5): e2021GB007246.
- [16] Jin S J, Tyka M D, Martinez C R, et al. Negative emission enabled by combining ocean alkalinity enhancement and waste concrete upcycling[J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2025, 13(4): 1532-1543.
- [17] Guo J A, Strzepek R F, Yuan Z W, et al. Effects of ocean alkalinity enhancement on plankton in the Equatorial Pacific[J]. *Communications Earth & Environment*, 2025, 6(1): 270.
- [18] Moras C A, Joannes-Boyau R, Bach L T, et al. Carbon dioxide removal efficiency of iron and steel slag in seawater via ocean alkalinity enhancement[J]. *Frontiers in Climate*, 2024, 6: 1396487.
- [19] Baltruschat S, Bastianini L, Millar R, et al. Considering hydrous carbonates for ocean alkalinity enhancement[C]//EGU General Assembly 2024. Vienna: EGU, 2024: EGU24-12695.
- [20] Gately J A, Kim S M, Jin B, et al. Coccolithophores and diatoms resilient to ocean alkalinity enhancement: a glimpse of hope?[J]. *Science Advances*, 2023, 9(24): eadg6066.
- [21] Rau G H, Willauer H D, Ren Z J. The global potential for converting renewable electricity to negative-CO₂-emissions hydrogen[J]. *Nature Climate Change*, 2018, 8(7): 621-625.
- [22] Ringham M, Hirtle N, Shaw C, et al. A assessment of ocean alkalinity enhancement using aqueous hydroxides: kinetics, efficiency, and precipitation thresholds[J]. *EGU sphere*, 2024, 21: 3551-3570.
- [23] Cong H T, Yan X Q, Yang L K, et al. Coupling electrochemical alkalization and mineral dissolution for ambient removal of both influent CO₂ and dissolved nitrite in seawater[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2024, 11(6): 546-552.
- [24] Eisaman M D. Negative emissions technologies: the tradeoffs of air-capture economics[J]. *Joule*, 2020, 4(3): 516-520.
- [25] de Lannoy C F, Eisaman M D, Jose A, et al. Indirect ocean capture of atmospheric CO₂: part I. Prototype of a negative emissions technology[J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2018, 70: 243-253.
- [26] La Plante E C, Simonetti D A, Wang J B, et al. Saline water-based mineralization pathway for gigatonne-scale CO₂ management[J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2021, 9(3): 1073-1089.
- [27] Caserini S, Pagano D, Campo F, et al. Potential of maritime transport for ocean liming and atmospheric CO₂ removal[J]. *Frontiers in Climate*, 2021, 3: 575900.
- [28] Dong S J, Berelson W M, Forin P, et al. Potential of CO₂ sequestration through accelerated weathering of limestone on ships[J]. *Science Advances*, 2025, 11(25): eadr7250.
- [29] England P I, Bach L T. Influence of wave action on applications of olivine-based ocean alkalinity enhancement on sandy beaches[J]. *Geophysical Research Letters*, 2025, 52(8): e2025GL114922.
- [30] Eisaman M D, Geilert S, Renforth P, et al. Assessing the technical aspects of ocean-alkalinity-enhancement approaches[J]. *State of the Planet*, 2023, 2-oae2023: 3.
- [31] Gentile E, Tarantola F, Lockley A, et al. Use of aircraft in ocean alkalinity enhancement[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 822: 153484.
- [32] Fakhraee M, Planavsky N J, Reinhard C T. Ocean alkalinity enhancement through restoration of blue carbon ecosystems[J]. *Nature Sustainability*, 2023, 6(9): 1087-1094.
- [33] Jiao N Z, Zhu C B, Liu J H, et al. A roadmap for Ocean Negative Carbon Emission eco-engineering in sea-farming fields[J]. *The Innovation Geoscience*, 2023, 1(2): 100029.
- [34] Cai W J, Jiao N Z. Wastewater alkalinity addition as a novel approach for ocean negative carbon emissions[J]. *The Innovation*, 2022, 3(4): 100272.
- [35] Li Y X, Xue L, Yang X F, et al. Wastewater inputs reduce the CO₂ uptake by coastal oceans[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 901: 165700.
- [36] Kitidis V, Rackley S A, Burt W J, et al. Magnesium hydroxide addition reduces aqueous carbon dioxide in wastewater discharged to the ocean[J]. *Communications Earth & Environment*, 2024, 5(1): 354.
- [37] Zheng L W, Hu Y B, Su B, et al. The potential of wastewater

- treatment on carbon storage through ocean alkalinity enhancement[J]. *Science Advances*, 2025, 11(18): eads0313.
- [38] Lohrmann A, Farfan J, Caldera U, et al. Global scenarios for significant water use reduction in thermal power plants based on cooling water demand estimation using satellite imagery[J]. *Nature Energy*, 2019, 4(12): 1040-1048.
- [39] Kirchner J S, Berry A, Ohnemüller F, et al. Reducing CO₂ emissions of a coal-fired power plant via accelerated weathering of limestone: carbon capture efficiency and environmental safety[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(7): 4528-4535.
- [40] Tu W H, Zhao Y, Chan W P, et al. Reclaimed seawater discharge – Desalination brine treatment and resource recovery system[J]. *Water Research*, 2024, 251: 121096.
- [41] Harvey L D D. Mitigating the atmospheric CO₂ increase and ocean acidification by adding limestone powder to upwelling regions[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2008, 113(C4): C04028.
- [42] Chou W C, Gong G C, Hsieh P S, et al. Potential impacts of effluent from accelerated weathering of limestone on seawater carbon chemistry: a case study for the Hoping power plant in northeastern Taiwan[J]. *Marine Chemistry*, 2015, 168: 27-36.
- [43] Rugaika A M, Van Deun R, Njau K N, et al. Phosphorus recovery as calcium phosphate by a pellet reactor pre-treating domestic wastewater before entering a constructed wetland[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16(7): 3851-3860.
- [44] Van Genuchten C M, Hamaekers H, Fraquin D, et al. Heavy metal removal potential of olivine[J]. *Water Research*, 2023, 245: 120583.
- [45] Masindi V, Foteinis S, Renforth P, et al. Wastewater treatment for carbon dioxide removal[J]. *ACS Omega*, 2023, 8(43): 40251-40259.
- [46] Salek S S, Bozkurt O D, van Turnhout A G, et al. Kinetics of CaCO₃ precipitation in an anaerobic digestion process integrated with silicate minerals[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 86: 105-112.
- [47] Salek S S, Kleerebezem R, Jonkers H M, et al. Mineral CO₂ sequestration by environmental biotechnological processes[J]. *Trends in Biotechnology*, 2013, 31(3): 139-146.
- [48] Linville J L, Shen Y W, Urgun-Demirtas M, et al. Effect of particle size and doses of olivine addition on carbon dioxide sequestration during anaerobic digestion of sewage sludge at ambient and mesophilic temperatures[J]. *Process Biochemistry*, 2016, 51(1): 59-72.
- [49] He W Y, Zhang L H, Liu H, et al. CO₂ sequestration mediated by wollastonite in anaerobic digestion of sewage sludge: from sequence batch to semi-continuous operation[J]. *Chemosphere*, 2022, 287: 132095.
- [50] Khawer M U B, Naqvi S R, Ali I, et al. Anaerobic digestion of sewage sludge for biogas & biohydrogen production: state-of-the-art trends and prospects[J]. *Fuel*, 2022, 329: 125416.
- [51] Moosdorf N, Renforth P, Hartmann J. Carbon dioxide efficiency of terrestrial enhanced weathering[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(9): 4809-4816.
- [52] Akhmetov A, Imai S, Akimoto Y, et al. Energy consumption assessment of silicate rock comminution options for enhanced weathering[J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 393: 127073.
- [53] Madankan M, Kantzas E P, Espinosa R M E, et al. Larger rock extraction sites could improve the efficiency of enhanced rock weathering in the United Kingdom[J]. *Communications Earth & Environment*, 2025, 6(1): 666.
- [54] Moras C A, Bach L T, Cyronak T, et al. Ocean alkalinity enhancement – avoiding runaway CaCO₃ precipitation during quick and hydrated lime dissolution[J]. *Biogeosciences*, 2022, 19(15): 3537-3557.
- [55] Moras C A, Bach L T, Cyronak T, et al. Preparation and quality control of in-house reference materials for marine dissolved inorganic carbon and total alkalinity measurements[J]. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2023, 21(11): 637-644.
- [56] Foteinis S, Andresen J, Campo F, et al. Life cycle assessment of ocean liming for carbon dioxide removal from the atmosphere[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 370: 133309.
- [57] Yan Q L, Zheng L W, Zhuang W, et al. Alkalinity factory can achieve positive climate benefits within decades[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2025, 504: 145406.
- [58] Bach L T. The additionality problem of ocean alkalinity enhancement[J]. *Biogeosciences*, 2024, 21(1): 261-277.
- [59] Suitner N, Faucher G, Lim C, et al. Ocean alkalinity enhancement approaches and the predictability of runaway precipitation processes: results of an experimental study to determine critical alkalinity ranges for safe and sustainable application scenarios[J]. *Biogeosciences*, 2024, 21: 4587-4604.
- [60] Hashim M, Marx L, Klein F, et al. Mineral formation during shipboard ocean alkalinity enhancement experiments in the North Atlantic[J]. *Biogeosciences*, 2025, 22(22): 7149-7165.
- [61] Torres O, Kwiatkowski L, Sutton A J, et al. Characterizing mean and extreme diurnal variability of ocean CO₂ system variables across marine environments[J]. *Geophysical Research Letters*, 2021, 48(5): e2020GL090228.
- [62] Sarmiento J L, Gruber N. Ocean biogeochemical dynamics[M]. Princeton, NJ: Princeton University Press, 2006.
- [63] Jones K, Hemery L G, Ward N D, et al. Biological response of eelgrass epifauna, Taylor's Sea hare (*Phyllaplysia taylori*) and eelgrass isopod (*Idotea resicata*), to elevated ocean

- alkalinity[J]. *Biogeosciences*, 2025, 22(6): 1615-1630.
- [64] Zhou M Y, Tyka M D, Ho D T, et al. Mapping the global variation in the efficiency of ocean alkalinity enhancement for carbon dioxide removal[J]. *Nature Climate Change*, 2025, 15(1): 59-65.
- [65] Watson S A, Fields J B, Munday P L. Ocean acidification alters predator behaviour and reduces predation rate[J]. *Biology Letters*, 2017, 13(2): 20160797.
- [66] Britton D, Visch W, Bach L T. Moderate ocean alkalinity enhancement likely to have minimal effects on a habitat-forming kelp across multiple life stages[J]. *Limnology and Oceanography*, 2025, 70(5): 1283-1295.
- [67] Bednaršek N, van de Mortel H, Pelletier G, et al. Assessment framework to predict sensitivity of marine calcifiers to ocean alkalinity enhancement: identification of biological thresholds and importance of precautionary principle[J]. *Biogeosciences*, 2025, 22(2): 473-498.
- [68] Hutchins D A, Fu F X, Yang S C, et al. Responses of globally important phytoplankton species to olivine dissolution products and implications for carbon dioxide removal via ocean alkalinity enhancement[J]. *Biogeosciences*, 2023, 20(22): 4669-4682.
- [69] Li C R, Liu X D, Li Y, et al. The interactions between olivine dissolution and phytoplankton in seawater: potential implications for ocean alkalization[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912: 168571.
- [70] Ren H W, Hu Y B, Liu J H, et al. Response of a coastal microbial community to olivine addition in the Muping marine ranch, Yantai[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2022, 12: 805361.
- [71] Zhuang W, Zhu T, Li F, et al. Potential Environmental Impacts and Management Strategies for Metal Release during Ocean Alkalinity Enhancement Using Olivine[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59: 1091-1099.
- [72] Satterfield T, Nawaz S, Boettcher M. Social considerations and best practices to apply to engaging publics on ocean alkalinity enhancement[J]. *State of the Planet*, 2023, 2-oae2023: 11.
- [73] Steenkamp R C, Webb R. Legal considerations relevant to research on ocean alkalinity enhancement[J]. *State of the Planet*, 2023, 2-oae2023: 10.
- [74] Ho D T, Bopp L, Palter J B, et al. Monitoring, reporting, and verification for ocean alkalinity enhancement[J]. *State of the Planet*, 2023, 2-oae2023: 12.
- [75] Guo Y M, Chen K, Subhas A V, et al. Site selection for ocean alkalinity enhancement informed by passive tracer simulations[J]. *Communications Earth & Environment*, 2025, 6(1): 535.
- [76] Waller L, Cox E, Binner A, et al. Responsible research and innovation of carbon removal: strategies for field trials[J]. *Frontiers in Climate*, 2025, 7: 1658453.