

## 胺法碳捕集过程中VOCs的排放控制研究进展

王英博<sup>1,2</sup>, 任美慧<sup>2</sup>, 王锦龙<sup>2</sup>, 田颖<sup>1</sup>, 蒋吉春<sup>2</sup>, 花磊<sup>2</sup>

(1. 大连交通大学 交通工程学院, 辽宁 大连 116028; 2. 中国科学院 大连化学物理研究所, 辽宁 大连 116023)

**摘要:**为协调碳减排与环境污染防控,综述了胺法碳捕集过程中挥发性有机化合物(VOCs)排放控制的研究进展。系统分析了VOCs来源(胺逃逸、氧化降解和热降解)及VOCs排放关键影响因素(温度和CO<sub>2</sub>负载量、氧气与金属离子协同作用、酸性气体),总结了VOCs离线和在线监测技术以及“抑制剂-预处理-净化-吸收剂优化”综合控制策略,并指出相关措施仍面临抑制剂性能有限、末端治理针对性不足等问题。未来研究需填补关键工况区胺液蒸气压数据,研发新型吸收剂和智能调控系统,并构建在线监测预警平台,以实现提高碳捕集效率与控制VOCs排放的双重目标。

**关键词:**碳捕集;有机胺;VOCs;排放特征;影响因素;控制策略

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:2097-2547(XXXX)XX-001-11

### Research progress on VOCs emission control during amine-based carbon capture

WANG Yingbo<sup>1,2</sup>, REN Meihui<sup>2</sup>, WANG Jinlong<sup>2</sup>, TIAN Ying<sup>1</sup>, JIANG Jichun<sup>2</sup>, HUA Lei<sup>2</sup>

(1. School of Transportation Engineering, Dalian Jiaotong University, Dalian 116028, Liaoning, China; 2. Dalian Institute of Chemical Physics, Chinese Academy of Sciences, Dalian 116023, Liaoning, China)

**Abstract:** To coordinate carbon emission reduction and environmental pollution control, the research progress on volatile organic compound (VOCs) emission control during amine-based carbon capture was summarized. The sources of VOCs (amine escape, oxidation degradation and thermal degradation) and the key influencing factors of VOCs emissions (temperature and CO<sub>2</sub> loading, synergistic effects of oxygen and metal ions, and acidic gases) were systematically analyzed. The offline and online monitoring technologies, as well as the integrated control strategy of “inhibitor-pretreatment-purification-absorbent optimization”, were summarized. It was pointed out that these measures still face problems such as limited inhibitor performance and insufficient targeting of end-of-pipe treatment. Future research needs to fill the data gap of amine solution vapor pressure under key operating conditions, develop new absorbents and intelligent regulation systems, and establish an online monitoring and early-warning platform to achieve the dual objectives of improving carbon capture efficiency and controlling VOCs emissions.

**Keywords:** carbon capture; organic amine; VOCs; emission characteristics; influencing factors; control strategies

2024年,哥白尼气候变化服务局与世界气象组织等国际机构确认,全球平均气温升温幅度首次突破了《巴黎协定》设定的1.5 °C长期升温阈值,依据多源数据测算的年度均值已达1.55 °C<sup>[1]</sup>。这一里程碑事件凸显了加速推进碳减排行动的紧迫性。以二氧化碳(CO<sub>2</sub>)为主的温室气体排放是全球气候变暖的主要驱动因素<sup>[2-3]</sup>。发展高效、可靠的碳捕集、利用与封存(CCUS)技术已成为应对气候变化的核心路径之一。其中,基于有机胺溶液的化学吸收法

因技术成熟度高、适用性广,在电力、化工和钢铁等行业得到了规模化应用,是碳捕集技术的典型代表<sup>[4]</sup>。然而,胺法工艺在运行过程中,溶剂会因氧化降解、热降解等生成多种含氮/含氧挥发性有机化合物(VOCs),导致吸收剂损耗、系统效率下降及潜在的二次污染<sup>[5]</sup>。因此,在确保CO<sub>2</sub>捕集效率的同时,有效控制由胺降解衍生的VOCs排放,对于提升碳捕集技术的环境友好性和可持续性具有重要意义。

胺法碳捕集过程中VOCs排放控制的研究脉

收稿日期:2025-11-19; 修回日期:2025-12-18。

基金项目:国家自然科学基金(22306182);大连市科技人才创新支持计划(2023RQ016)。

第一作者:王英博(2001—),硕士研究生,研究方向为环境分析化学,E-mail:wangyingbo@dicp.ac.cn。

通信作者:任美慧(1992—),博士,助理研究员,研究方向为环境分析化学,E-mail:mhren@dicp.ac.cn。

络,经历了从“被动处理”到“主动防控”、从“单一目标”到“协同治理”的演变。早期研究集中于单乙醇胺(MEA)、二乙醇胺(DEA)等传统溶剂CO<sub>2</sub>吸收性能的优化,对降解产物的控制仅作为辅助环节,通常采用水洗或酸洗等末端手段进行简易处理<sup>[6]</sup>。随着人们对碳捕集系统环境副效应认识的深化及环保标准的提高,VOCs排放控制被逐渐纳入技术体系的整体设计,形成了涵盖吸收剂改良、过程优化和末端治理的多维度技术路径。在源头防控方面,通过开发新型吸收剂或添加抗氧剂(如亚硫酸钠)来抑制胺的氧化降解,已成为减少VOCs生成的有效策略<sup>[7-8]</sup>。在末端治理方面,离子交换树脂法和蒸馏法被用于脱除胺液中的热稳态盐(HSS)及部分降解产物,以恢复溶剂活性,延长其使用寿命<sup>[9-10]</sup>。然而,现有技术体系仍存在显著局限:抗氧剂在复杂烟气条件下的长期稳定性和普适性不足;末端治理技术则各有短板,例如蒸馏法能耗高且可能引发二次热降解,离子交换树脂法对非离子型HSS的选择性有限。这些不足凸显了对发展高效、精准、低能耗的VOCs协同控制技术的迫切需求。

本文将综述有机胺法碳捕集过程中VOCs(主要指胺溶剂及其降解产生的挥发性含氮/含氧有机物)的排放特征、形成机制和关键影响因素,并对现有控制技术的原理、效能及局限性进行评析。本文旨在填补碳捕集环境副效应评估方面的研究空白,通过梳理该领域的研究现状和挑战,可为发展碳捕集与污染物协同控制一体化技术提供理论参考,助力“双碳”目标实现。

## 1 VOCs排放特征与形成机制

在有机胺法碳捕集系统的吸收-解吸循环过程中,胺溶剂会通过物理逃逸与化学降解两种主要途径向环境释放VOCs。物理逃逸是指胺类物质以气

态、被夹带液滴和气溶胶的形式直接进入大气<sup>[11-13]</sup>;化学降解则指胺类物质在运行条件下经氧化、热解等反应,生成一系列挥发性衍生物<sup>[5]</sup>。这些VOCs主要包括挥发性胺类本体(如MEA、DEA),以及降解产生的醛类(如甲醛、乙醛)、酸类(如甲酸、乙酸)、酰胺类和亚硝胺类等痕量组分。其排放特征主要表现为:(1)浓度跨度大,虽总体处于痕量至低浓度水平,但气溶胶形式的胺逃逸浓度可比气态排放浓度高3个数量级;(2)组分复杂且动态变化,组分受胺液类型(如伯、仲和叔胺)、烟气组分(如O<sub>2</sub>、SO<sub>x</sub>和NO<sub>x</sub>)以及工艺参数(如温度、压力)的多重影响;(3)累积效应明显,降解产物在系统中持续积累,会导致VOCs排放随运行时间延长而加剧。

VOCs的核心形成机制可以归结为三类:(1)物理传质驱动的胺逃逸;(2)氧化还原反应主导的氧化降解;(3)热能与CO<sub>2</sub>协同作用下的热降解。以上机制共同作用,构成了胺法碳捕集系统“减碳增污”的环境影响特征,是制约其绿色化、规模化应用的关键瓶颈之一。

### 1.1 母体胺逃逸

胺法碳捕集系统中的胺逃逸主要体现为吸收塔出口的胺类物质排放,具体包括3种形式:以气态形式挥发<sup>[13]</sup>、以微小液滴形式被烟气物理夹带<sup>[14]</sup>,以及通过均相成核与非均相成核过程形成气溶胶颗粒后排放<sup>[15-16]</sup>,相关细节见表1<sup>[17]</sup>。在上述几种排放形式中,气溶胶排放不仅排放量较大,且其形成机制也更为复杂。该排放过程主要与工厂烟气中液滴颗粒的特殊作用相关——部分胺类物质会被液滴携带并吸附于液滴表面,最终以气溶胶形态排出,其排放量(体积分数,下同)最高可达 $1.0 \times 10^{-3}$ 数量级。已有测算表明,在配备良好水洗段的燃烧后CO<sub>2</sub>捕集工厂中,每捕集 $1 \times 10^3$  kg CO<sub>2</sub>,估计会排放0.03 kg 乙醇胺<sup>[18]</sup>。

表1 胺法碳捕集系统中的胺逃逸方式<sup>[17]</sup>

Table 1 Amine escape modes in amine-based CO<sub>2</sub> capture systems<sup>[17]</sup>

| 排放方式 | 逃逸形式  | 产生原因                   | 胺排放量 / $\times 10^{-6}$ |
|------|-------|------------------------|-------------------------|
| 气态排放 | 气体    | 吸收剂及其降解产物挥发            | 0~100                   |
| 物理夹带 | 液滴    | 气流接触时部分吸收剂被气流夹带        | < 1                     |
| 气溶胶  | 气溶胶颗粒 | 吸收塔内非均相成核、均相成核或气泡破裂等现象 | 0~1000                  |

不同类型有机胺分子的结构存在区别,直接导致其挥发性呈现显著差异。这种挥发性的差异主要由分子间作用力的强弱所决定,其中氢键和范德华力是影响分子间作用力的关键因素。常见胺类

物质的挥发性由低到高排序为:甲基二乙醇胺(MDEA)、哌嗪(PZ)、2-氨基-2-甲基-1-丙醇(AMP)、乙二胺(EDA)和MEA<sup>[19]</sup>。同时,温度、压力等外界环境因素对胺的挥发行为也有显著影响。升高温

度会增强有机胺分子的热运动,使其更易克服液相分子间作用力进入气相,从而促进挥发;与之类似,降低体系压力会使有机胺的气相分压升高,从而打破气液两相平衡,导致其挥发量增大<sup>[20-21]</sup>。

## 1.2 氧化降解

工业焚烧系统运行过程中,未参与燃烧的氧气会残留于烟气中,从而导致烟气携带一定浓度的氧气。受工艺条件限制,吸收塔难以实现完全隔绝空气,这使得吸收塔内必然维持着一定的O<sub>2</sub>浓度。实际运行数据显示,燃煤烟气中的O<sub>2</sub>浓度(体积分数)通常维持在4%~6%。在此环境下,胺液容易与氧气发生氧化反应。以工业常用的乙醇胺为例,其氧化降解主要有两种路径。其一,乙醇胺首先会氧化降解为乙烯醇和氨气,乙烯醇由于不稳定会继续降解为乙醛,乙醛在O<sub>2</sub>作用下会生成乙酸;其二,乙醇胺氧化为氨基乙醛,氨基乙醛既可以水解为甲胺和甲酸,又可以进一步氧化为氨基乙酸(甘氨酸),而甘氨酸可以氧化为乙醛酸和草酸<sup>[9,22-23]</sup>,具体氧化降解路径见图1。胺降解形成的羧酸类产物会与其他化合物进一步反应,生成难以再生的HSS。

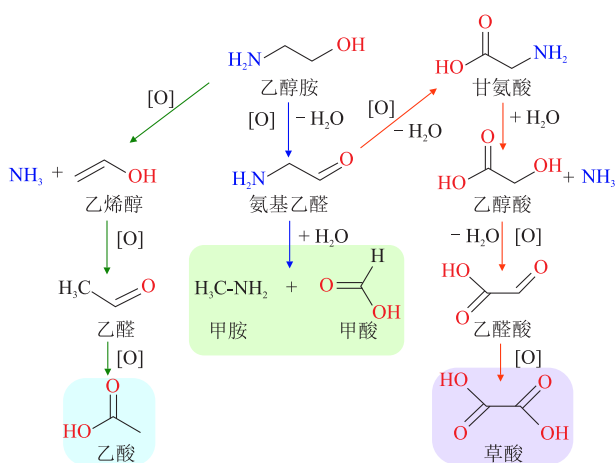


图1 乙醇胺氧化降解路径

Fig. 1 Oxidative degradation pathways of ethanolamine

胺类物质在氧化降解过程中会释放多种挥发性有机物,主要包括胺类、醛类、醇类及羧酸类化合物。SEXTON等<sup>[24]</sup>通过实验室模拟实验发现每损失 $5.8 \times 10^{-3}$  mol/h的乙醇胺,将对应形成 $0.09 \times 10^{-3}$  mol/h的甲醛。ZHU等<sup>[25]</sup>采用质子转移反应飞行时间质谱技术(PTR-TOF-MS)开展研究,结合实验室模拟和工业现场监测,确定氨和乙醛为MEA降解产生的主要挥发性产物,同时也检测到丙酮、甲酸、乙酸等,但其排放量相对较少。此外,该研究还首次在工业排放物中检测到吡嗪( $m/z = 81.044$ )和硝基甲

烷/亚硝酸甲酯( $m/z = 62.024$ )等。值得注意的是,部分胺类物质会吸收氮氧化物,并与之反应生成亚硝胺等强致癌物。氮氧化物可直接或经转化作为亚硝基供体,在适宜条件下与胺类物质(以二级胺为主)结合,使—NO基团连接于胺氮原子上,从而生成亚硝胺<sup>[26-27]</sup>,具体反应过程见图2。

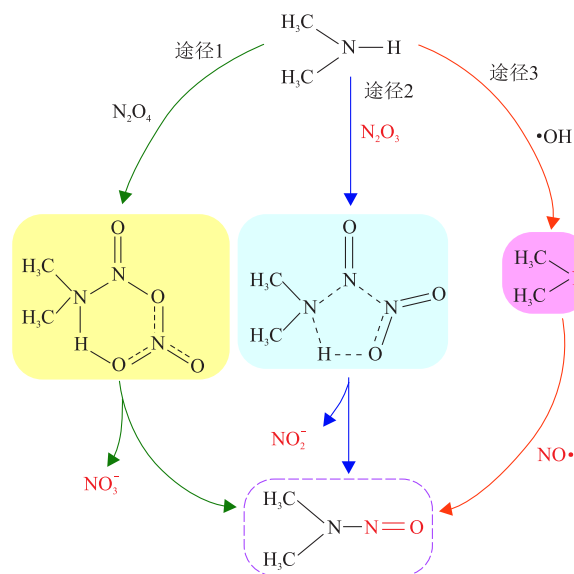


图2 亚硝胺生成路径

Fig. 2 Formation pathways of nitrosamines

## 1.3 热降解

热降解主要发生在解吸塔和贫富液换热器等温度较高、CO<sub>2</sub>分压较高的区域<sup>[28]</sup>。伯胺和仲胺的热稳定性较差,易发生分子内脱水和氨基甲酸酯分解反应。例如,MEA在高温下可通过C—N键断裂生成氨、乙醇和甲胺等低沸点产物,以上产物易从解吸塔尾气中逃逸,直接构成VOCs排放,同时增加胺液损耗<sup>[25]</sup>。其次,在生成氨基甲酸酯过程中,还会发生环化反应,生成脲类化合物、噁唑烷酮和咪唑烷酮等难挥发产物。此类产物不可再生,还会增大胺液黏度,导致设备填料堵塞,进一步加剧系统运行故障风险。例如,MEA(伯胺)和EDA(仲胺)吸收CO<sub>2</sub>生成氨基甲酸酯过程中,MEA和EDA第二个杂原子(分别为O和N)可以通过环化反应失去一分子H<sub>2</sub>O,分别生成噁唑烷酮和咪唑烷酮<sup>[29]</sup>。噁唑烷酮还可以进一步与乙醇胺反应,生成N-(2-羟乙基)乙二胺(HEEDA),HEEDA进一步与CO<sub>2</sub>反应环化为N-(2-羟基乙基)-2-咪唑烷酮(HEIA)<sup>[30]</sup>。噁唑烷酮和咪唑烷酮生成路径见图3。GUPTA等<sup>[31]</sup>研究验证了2-噁唑烷酮为CO<sub>2</sub>存在条件下乙醇胺的主要热降解产物,而且CO<sub>2</sub>可以促进乙醇胺的热降解。有机

胺的热降解途径还包括烷基化反应,聚合反应(生成二聚体、三聚体等)和环化反应<sup>[29-30]</sup>。以哌嗪为例,两分子乙醇胺首先经二聚反应,脱去一分子水,

生成二聚体产物;随后该二聚体进一步发生环化反应再脱去一分子水,最终生成哌嗪<sup>[32]</sup>。乙醇胺热降解路径见图4。

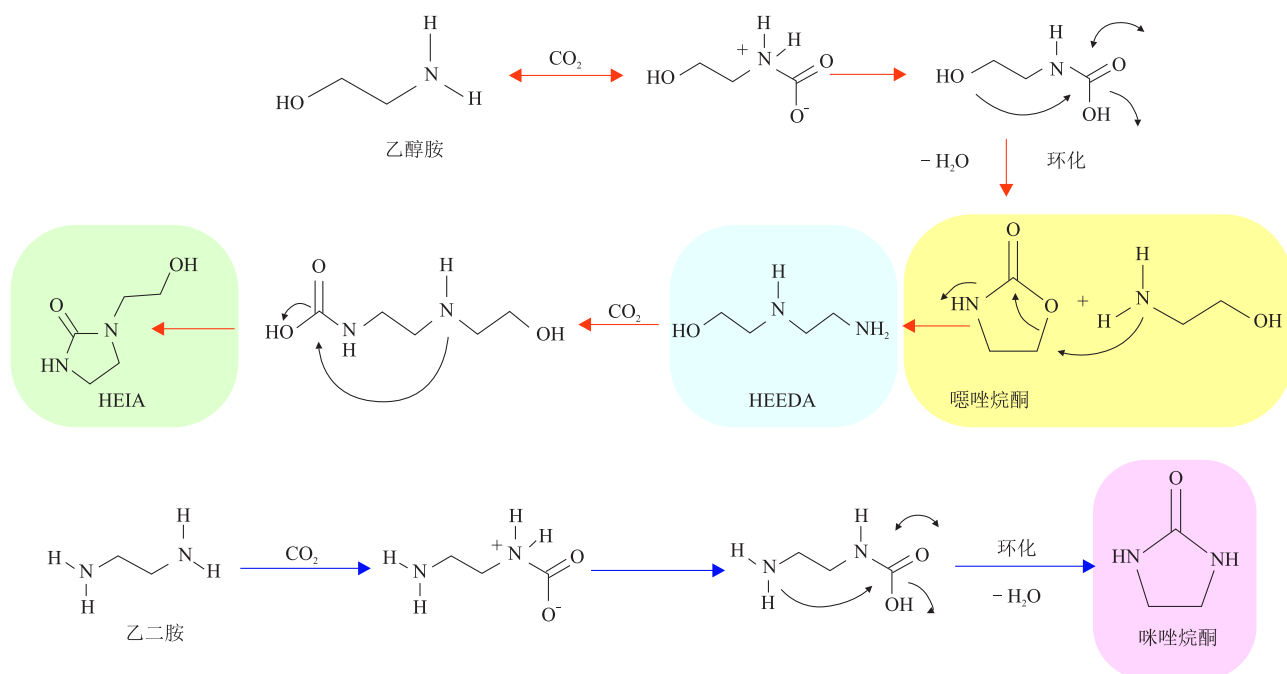


图3 噁唑烷酮和咪唑烷酮生成路径<sup>[29-30]</sup>

Fig. 3 Formation pathways of oxazolidinones and imidazolidinones<sup>[29-30]</sup>

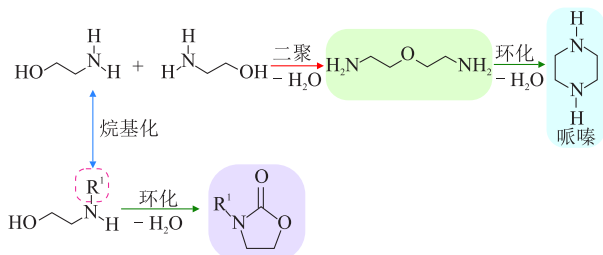


图4 乙醇胺热降解路径

Fig. 4 Thermal degradation pathways of ethanolamine

综上所述,胺法碳捕集过程释放的VOCs是一种多来源、多组分的复杂体系,其生成基于物理逃逸、氧化降解和热降解三大机制。物理逃逸是母体胺的直接损失,受到其物化性质与操作条件影响;氧化降解由烟气中的O<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>驱动,生成醛、酸等小分子VOCs及危险的亚硝胺;热降解则在高温和高CO<sub>2</sub>负载条件下发生,生成从低分子气体到复杂环状化合物一系列产物。这三大机制相互关联、彼此促进(如逃逸至气相的胺更易被氧化,热降解产物可能进一步被氧化),共同构成了一个动态的、累积性的VOCs生成与排放网络。深刻理解上述特征和机制网络,是开发针对性控制策略,破解“减碳增污”困境,推动实现环境友好胺法技术的先决条件。

## 2 VOCs排放的影响因素

在有机胺碳捕集过程中,VOCs排放并非由单一因素决定,而是由温度、CO<sub>2</sub>负载量、氧气、金属离子和酸性气体等因素多重作用的结果。这些因素之间存在协同、耦合或竞争关系,共同构成了复杂的“降解-排放”网络。深入剖析各种因素的影响机制及其交互作用,是精准预测VOCs生成通量,设计高效控制策略的科学基础。本节将从核心内在驱动力(温度和CO<sub>2</sub>负载量)、关键催化网络(氧气与金属离子)以及外部协同强化因素(酸性气体)3个方面系统阐释其对VOCs排放的影响。

### 2.1 温度和CO<sub>2</sub>负载量

温度和CO<sub>2</sub>负载量是驱动胺溶剂发生热降解、影响其物理挥发的核心内在因素,二者协同调控了降解反应的路径与速率。温度的升高从动力学和热力学两个层面促进VOCs的生成与排放。一方面,温度升高显著提高了分子动能,使C—N键、N—H键等关键化学键更易断裂,遵循阿伦尼乌斯定律,降解反应速率常数呈指数增大。研究表明,温度每升高10℃,胺类物质的热降解速率常数提高约2~3倍<sup>[33-34]</sup>。例如,2-氨基-1-丁醇(AMB)在135℃下处理672h的

降解率(38.5%)远高于 120 °C 下的降解率(15.2%)<sup>[34]</sup>。另一方面,温度直接决定了胺液的饱和蒸气压,这是胺类物质物理逃逸的内在驱动力。WU 等<sup>[35]</sup>测定了在 30~70 °C 下质量分数为 30% 的 MEA、DEA、MDEA 和 AMP 水溶液的饱和蒸气压(表 2)。结果表明,温度升高显著提升了胺的挥发潜能,从而增大了气相胺浓度,使其更易暴露于后续的氧化和降解环境中。CO<sub>2</sub> 负载量则通过改变反应底物浓度定向影响热降解路径。胺与 CO<sub>2</sub> 反应生成的氨基甲酸酯是热降解的关键前驱体。LEPAUMIER 等<sup>[29]</sup>通过对比实验发现,在 140 °C、无氧条件下,不通 CO<sub>2</sub> 时,12 种胺的降解率普遍低于 7%,而当 CO<sub>2</sub> 负载量达到 4 mol/kg 时,降解率急剧上升(20%~98%)。这表明,高 CO<sub>2</sub> 负载量下不稳定的氨基甲酸酯不断累积,为热降解提供了丰富的反应底物,从而与高温形成显著的协同放大效应,提高了胺降解率。

表 2 30~70 °C 下单一胺水溶液饱和蒸气压<sup>[35]</sup>

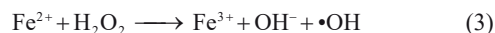
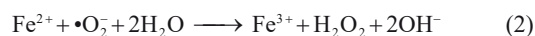
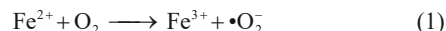
Table 2 Saturated vapor pressure of single-amine aqueous solutions at 30 °C to 70 °C<sup>[35]</sup>

| 温度 /°C | 胺液饱和蒸气压 /kPa |       |       |       |
|--------|--------------|-------|-------|-------|
|        | MEA          | DEA   | MDEA  | AMP   |
| 30     | 3.87         | 3.95  | 3.96  | 3.97  |
| 40     | 6.67         | 6.85  | 6.87  | 6.96  |
| 50     | 11.07        | 11.45 | 11.51 | 11.73 |
| 60     | 17.76        | 18.39 | 18.56 | 18.88 |
| 70     | 27.73        | 28.72 | 29.13 | 29.48 |

## 2.2 氧气与金属离子协同作用

O<sub>2</sub> 是诱导胺溶剂氧化降解,生成小分子 VOCs (如醛类、短链烷基胺)的首要外部因素。其核心机制在于引发自由基链式反应,O<sub>2</sub> 可直接与胺作用,或在金属离子(如 Fe<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup>)的催化下生成高活性超氧自由基(•O<sub>2</sub>)和羟基自由基(•OH)(式(1)~式(3))<sup>[36]</sup>。这些自由基进攻胺分子,导致 C—N 键、C—C 键断裂,生成挥发性更高的降解产物(如甲胺、甲醛),并生成难以再生的 HSS。值得注意的是,O<sub>2</sub> 的降解作用极少单独起效,而是与金属离子构成协同催化网络。痕量的 Fe<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup> 即可显著加速自由基的生成和反应进程。CHI 等<sup>[37]</sup>研究发现,Fe<sup>2+</sup> 浓度与 NH<sub>3</sub> 生成速率呈高度线性正相关( $R^2 = 0.9963$ ),表明金属离子是氧化降解过程的高效催化剂。不同金属离子的催化性能存在差异。GOFF 等<sup>[38]</sup>研究发现,Cu<sup>2+</sup> 更易与胺形成配位化合物并直接促进 •OH 生成,其催

化活性高于主要通过 Fenton 反应间接起作用的 Fe<sup>2+</sup>。当二者共存时,Cu<sup>2+</sup> 作用常占据主导地位。此外,这一催化网络还与温度紧密联系,高温既提高了 O<sub>2</sub> 在胺液中的溶解度,也提高了自由基反应速率,形成“热-氧化-金属催化”三重协同的降解路径<sup>[39]</sup>。



## 2.3 酸性气体

工业烟气中的酸性气体(如 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>)是加剧胺液降解和 VOCs 排放的重要外部因素。其不仅与胺发生不可逆反应,还通过与 O<sub>2</sub>、金属离子等协同,构建了更为复杂的降解环境。SO<sub>2</sub> 与胺的反应优先级高于 CO<sub>2</sub>,会不可逆地生成 HSS,直接消耗有效胺组分。UYANGA 等<sup>[40]</sup>研究发现,SO<sub>2</sub> 对 MEA 降解的加速作用存在显著的浓度依赖性。其影响不止于简单的酸碱中和:SO<sub>2</sub> 溶解导致体系 pH 值下降,增强了 O<sub>2</sub> 的氧化性;其引起的设备腐蚀会释放更多催化性金属离子(如 Fe<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup>),从而形成“SO<sub>2</sub> 降 pH-强化氧化-加剧腐蚀-释放金属离子”的恶性循环。NO<sub>x</sub> 的影响机制则更为多样。NO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 等可与水反应生成亚硝酸(HNO<sub>2</sub>)和硝酸(HNO<sub>3</sub>),进而转化为亚硝酸盐(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)和硝酸盐(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)积累于胺液中。NO<sub>2</sub> 在高温或金属离子作用下可均裂生成亚硝酸根自由基(•NO<sub>2</sub>),该自由基能够直接夺取胺分子上的氢,启动降解链反应,从而绕过 O<sub>2</sub> 引发步骤,大幅降低反应活化能。HUANG 等<sup>[41]</sup>研究发现 NO<sub>2</sub> 的存在使 MEA 降解的活化能从 152.0 kJ/mol 急剧降至 21.3 kJ/mol。NO<sub>3</sub> 则主要通过降低体系 pH 值产生类似 SO<sub>2</sub> 的间接促进作用。NO<sub>x</sub> 通过提供活性自由基前体、显著降低反应能垒、改变体系酸碱环境等多种途径,与 O<sub>2</sub>、温度条件产生协同,显著促进 VOCs 的生成。

综上所述,胺法碳捕集过程中的 VOCs 排放受到了多层次、网络化因素的作用。温度和 CO<sub>2</sub> 负载量作为内在驱动力,决定了胺热降解与物理挥发的基线。氧气与金属离子构筑了关键的催化氧化网络,驱动自由基链式反应。SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 等酸性气体则作为外部协同和强化因素,通过改变反应路径、降低能垒、引入催化离子等方式,与前述因素深度协同,共同增强了胺降解效应,放大了 VOCs 排放风险。理解这一复杂协同网络,是实现从“单一因素控制”向“多因素协同调控”跨越的关键。

### 3 VOCs 的监测方法、控制策略与排放风险

#### 3.1 监测方法

目前,针对碳捕集过程中 VOCs 排放的常用检测方法主要分为离线检测和在线检测。传统离线检测中,气相色谱-质谱联用法(GC-MS)虽能精准实现挥发性副产物的分离与鉴定,但样品前处理步骤繁琐,需经过衍生化、浓缩等多道工序,导致分析周期较长。离子色谱法(IC)同样属于传统离线检测方法,适用于检测极性较强或离子型副产物(如亚硝酸盐、硝酸盐),仍然存在分离耗时久、对复杂基质样品的抗干扰能力较弱等不足<sup>[42]</sup>。上述两种方法均无法满足实时监测需求,难以捕捉副产物排放过程中的动态变化,导致难以全面掌握其排放种类及排放量。

相比之下,质子转移反应质谱(PTR-MS)和光电飞行时间质谱(PI-TOF-MS)作为胺法碳捕集过程副产物在线监测的核心技术,为突破传统检测技术局限、实现 VOCs 的快速精准监测提供了有效路径。其中,PTR-MS 基于质子转移反应原理,以  $\text{H}_3\text{O}^+$  为主要试剂离子,利用待测物与试剂离子的质子亲和势差异实现电离,无需复杂的样品前处理;同时兼具  $10^9$  量级检出限、秒级响应速率和多组分同时检测能力,可有效降低空气背景干扰<sup>[43-44]</sup>。该技术已成功应用于空气中氨及烷基胺类痕量物质(浓度低至  $10^{-12}$  量级)的监测<sup>[45]</sup>。PI-TOF-MS 则通过单光子电离(SPI)或共振增强多光子电离(REMPI),与飞行时间质量分析器联用实现检测。其软电离特性使产物以分子、离子为主,碎片少且谱图易解析,具备高分辨率( $10^{-12}$  量级)、毫秒级快速响应以及在线监测能力<sup>[46-47]</sup>。该技术已应用于垃圾焚烧等场景的 VOCs 及二噁英监测<sup>[48-50]</sup>。但在复杂样品基质中可能存在竞争电离现象,这将影响有机胺检测准确性。两类技术均能对胺法碳捕集过程的副产物进行持续动态追踪,为排放风险评估提供可靠数据支撑,是解决当前副产物排放量、种类和风险界定不明确问题的有效手段。

#### 3.2 控制策略

在胺法碳捕集过程中,VOCs 排放控制已从初期被动、单一的末端处理,发展为涵盖源头抑制、过程阻断和末端净化的多层次、系统化防控体系。当前的核心控制策略主要包括添加抑制剂、强化烟气预处理、增设净化系统和吸收剂优化。这四种策略相互协同,构成了从污染物“产生前”到“排放前”的

全流程防控体系,共同决定了胺法碳捕集系统的环境表现和经济可行性。其各自的机理、适用边界、实际效能和固有瓶颈之间存在显著差异,下文将对这些策略进行深入剖析与比较。

##### 3.2.1 添加抑制剂

添加化学抑制剂是直接干预胺降解化学路径的经典方法。以亚硫酸钠( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ )和亚硫酸氢钾( $\text{KHSO}_3$ )为代表的氧化抑制剂,其核心机理是“耗氧”与“自由基猝灭”的双重协同。该方法通过不可逆的氧化还原反应快速消耗体系中的溶解氧,从源头消除氧化降解的关键反应物(式(4)和式(5)),同时还能直接捕获羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )和超氧阴离子自由基( $\cdot\text{O}_2^-$ )等高活性中间体,有效阻断降解的链式反应<sup>[7-8]</sup>。研究表明,在优化条件下,添加此类抑制剂可将胺氧化降解速率降低 40% 以上,显著减少 HSS 和醛类等 VOCs 前驱体的生成<sup>[8]</sup>。



然而,该方法的瓶颈也极为突出,核心矛盾在于“抑制降解”与“引入新风险”之间的平衡。抑制剂反应产生的硫酸盐会在胺液中积累,当其浓度超过溶解度阈值时,会出现结晶、结垢,形成“盐积累-胺液黏度增大-垢体生长加速”的恶性循环,导致换热器和管路堵塞,严重威胁系统长期稳定运行<sup>[8]</sup>。更为严峻的是,高浓度盐分会破坏碳钢设备表面的钝化膜,导致严重的点蚀和缝隙腐蚀。因此,当前研究的关键在于开发兼具高效自由基猝灭能力与低盐生成特性的新型抑制剂,并需深入揭示在复杂烟气环境(如多酸性气体、波动工况)下,抑制剂与多种污染物(如  $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ )的作用机制,以实现抑制效果的精准、动态调控。

##### 3.2.2 强化烟气预处理

强化烟气预处理旨在从源头切断导致降解污染物进入胺液系统的路径,是实现“主动防护”的根本策略。工业上普遍采用的“燃烧优化+布袋除尘+选择性催化还原(SCR)+湿法脱硫”组合工艺,是一种技术成熟度较高的系统方法<sup>[51-54]</sup>。其作用不仅在于将  $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$  和粉尘的浓度降至  $10^{-6}$  量级,更在于协同控制  $\text{O}_2$  浓度( $< 3\%$ )并截留  $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$  等催化性金属离子,从而全方位控制引发胺氧化与热降解的外因。该策略效果显著,理论上能将胺液年损耗率控制在 2% 以下,但其在动态工况下的适应性不足。首先,燃烧优化对负荷波动的响应存在滞后,过剩空气系数( $\alpha$ )的调节难以实时匹配,可能导致瞬时

O<sub>2</sub> 浓度超标或 CO 生成过量<sup>[51]</sup>。其次,SCR 脱硝系统运行依赖预设的  $n(\text{NH}_3)/n(\text{NO}_x)$ , 难以实现对烟气 NO<sub>x</sub> 浓度快速波动的实时响应, 易造成氨逃逸(生成铵盐 HSS)或脱硝不彻底<sup>[53]</sup>。同时, 作为关键屏障的涤纶+聚四氟乙烯覆膜滤袋, 在长期高酸高湿烟气环境中疏水性会衰减, 导致其粉尘粘附、阻力上升、寿命缩短<sup>[52]</sup>。因此, 未来研究方向在于构建基于实时在线监测的智能调控系统, 通过算法预测动态优化各单元操作参数, 以应对复杂的非稳态工业运行条件。

### 3.2.3 增设净化系统

当降解不可避免时, 对循环胺液进行定期净化是恢复其吸收性能、延长其使用寿命的必要手段。蒸馏法与离子交换树脂法等主流技术的分离原理和适用场景迥异。蒸馏法基于沸点差异, 能够高效回收胺-水共沸物, 适用于非离子型降解产物(如噁唑烷酮、聚合物)占主导的胺液体系<sup>[9]</sup>。然而, 高温蒸馏可能诱发胺的二次热降解, 且产生的含高浓度聚合物的“釜残”处理成本高昂、资源化利用困难。离子交换树脂法则依赖于离子交换反应, 能够有效脱除离子型 HSS(如甲酸根、乙酸根和硫酸根)。但其存在选择性不足的瓶颈, 对分子量较大或极性较弱的有机酸根离子(如有机 HSS)的吸附容量通常仅为无机阴离子的 60%~70%<sup>[10]</sup>。此外, 树脂需要定期酸碱再生, 再生废液处理可能带来二次污染, 且多次再生后树脂结构破损, 交换容量衰减。上述两种方法均未能完美解决“选择性高效脱除所有类型降解产物”的难题。未来研究需聚焦于开发针对特征降解产物的高选择性吸附材料或膜分离技术, 以及探索蒸馏残渣的低成本资源化路径。

### 3.2.4 吸收剂优化

设计低挥发性、高稳定性的新型吸收剂, 是从

源头解决 VOCs 排放问题的根本策略。目前的研究主要集中于相变吸收剂和纳米流体吸收剂。相变吸收剂通过引入高沸点溶剂部分或全部代替水, 在吸收 CO<sub>2</sub> 后形成两相并发生液-液相分离, 仅需对富 CO<sub>2</sub> 相进行再生, 可大幅降低能耗(36%~40%), 同时因其非水或低水特性, 从源头上减少了胺的挥发和水解<sup>[55-56]</sup>。但其存在黏度较大、成本较高、潜在毒性的问题, 以及在长期循环中相行为稳定性、相分离剂回收的挑战。纳米流体吸收剂通过将纳米材料(如纳米颗粒、纳米管、纳米纤维和 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、SiO<sub>2</sub> 等纳米流体)分散于胺液中, 利用纳米效应强化传质传热, 提高吸收速率并降低再生能耗<sup>[56-58]</sup>。然而, 实现纳米颗粒在复杂流体中保持长期分散(抗团聚)是其关键挑战, 纳米颗粒团聚不仅导致吸收剂性能衰减, 还可能引发设备磨损和堵塞。值得注意的是, 某些金属氧化物纳米颗粒可能具有催化活性, 在特定条件下反而加速胺催化氧化, 从而增大 VOCs 排放风险。

综上所述, 四种控制策略各具优劣, 共同构成了一个多层次防控体系(表 3)。烟气预处理是成本效益较高的“前端保卫战”, 添加抑制剂是运行中的“化学干预”, 胺液净化是必要的“后勤恢复”, 而吸收剂优化则是面向未来的“装备升级”。当前研究最迫切的任务是深化对多策略协同作用机制的认识。例如, 研究需要关注高效的预处理如何延长抑制剂寿命并减轻净化系统负荷, 新型吸收剂应用中如何选择最佳抑制剂种类和改变净化周期。未来研究应致力于构建“智能感知-动态调控-多策略协同优化”的整体解决方案, 通过系统集成和智能控制, 在保障 CO<sub>2</sub> 捕集效率的同时, 以成本可控的方式实现 VOCs 排放的最小化, 推动胺法碳捕集技术商业化应用向环境友好型发展。

表 3 VOCs 控制策略对比

Table 3 Comparison of VOCs control strategies

| 控制策略    | 主要效果  | 核心优势                        | 主要局限性   |
|---------|---|-----------------------------|---|
| 添加抑制剂   | 减少有机降解副产物生成量, 提升胺液化学稳定性                       | 机理明确, 适配性强                  | 盐积累导致吸收剂黏度增大、结垢增多的“恶性循环”, 进一步导致设备堵塞, 腐蚀加剧   |
| 强化烟气预处理 | 减小入塔 O <sub>2</sub> , 减小胺液年损耗, 抑制 HSS 生成和金属催化 | 从源头切断污染路径, 工业化成熟, 可实现主动防护转型 | 负荷波动下入塔 O <sub>2</sub> 浓度难调, 滤料易失效, $n(\text{NH}_3)/n(\text{NO}_x)$ 测控响应滞后, 石膏处理成本高 |
| 增设净化系统  | 使胺液 CO <sub>2</sub> 浓度吸附性能恢复至 90%~95%, 降低系统成本 | 精准脱除胺污染物, 不同方法适配不同胺液体系      | 蒸馏法中胺易二次降解、残液处理技术不成熟, 树脂法中树脂吸附量低、需再生且容量递减   |
| 吸收剂优化   | 源头减少胺类物质挥发/降解, CO <sub>2</sub> 吸附/再生效率优于传统有机胺 | 显著降低再生能耗, 提升捕集效率            | 吸收剂黏度大、成本高, 长期循环稳定性差, 易发生相不全、颗粒团聚, 导致设备堵塞、胺催化降解                                     |

## 3.3 排放风险

为进一步明确胺法碳捕集过程中 VOCs 排放的

环境影响, 有必要对 VOCs 进入环境后可能引发的风险进行阐述。这些风险主要体现为生态毒性效

应和大气化学效应两个方面。(1)排放至大气中的胺类物质及其降解产物(如甲胺、三甲胺)可通过湿沉降进入水体和土壤。其可作为溶解有机氮的来源,过量输入可能导致水体富营养化。部分胺类物质(如三甲胺)对水生生物具有直接毒性;而部分芳香胺降解产物(如氯代苯胺)在土壤中积累后,可能抑制植物生长并干扰微生物群落活性,对土壤生态系统带来长期风险<sup>[59-60]</sup>。(2)胺类物质是大气中最强的气相有机碱之一,其质子亲和力远高于氨。胺类物质能够与硫酸、硝酸和极低挥发性有机酸发生酸碱中和,后续经分子簇生长,显著促进大气新粒子生成(NPF);同时其还能通过凝结增长机制加速现有颗粒物粒径增长,从而大幅提高大气中细颗粒物数量和质量浓度。研究表明,胺类物质是城市大气中二次有机气溶胶(SOA)形成和雾霾事件的重要贡献者<sup>[61-63]</sup>。例如,硫酸-二甲胺-水体系的成核机制已被证实与中国上海等地观测到的高频次新粒子生成事件直接相关<sup>[64]</sup>。此外,由胺类物质诱导生成的颗粒物可作为云凝结核,通过改变云微物理过程间接影响区域气候。因此,胺法碳捕集过程中的VOCs排放,不仅关系于工艺副产物控制,更关系于区域空气质量、生态系统健康和潜在气候反馈等环境现象。

#### 4 结语与展望

本文系统综述了胺法碳捕集过程中VOCs的排放特征、形成机制、关键影响因素和控制策略。VOCs主要源于胺溶剂的物理逃逸及其在氧化、热降解过程中生成的含氮/含氧衍生物,受到温度和CO<sub>2</sub>负载量、氧气与金属离子的协同作用,以及SO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>等酸性气体的综合影响。当前,VOCs防控体系已发展出涵盖添加抑制剂、烟气预处理、末端净化和吸收剂优化的多重策略,相关VOCs监测技术也从离线方法向在线动态监测(如PTR-MS、PI-TOF-MS)演进。然而,现有控制技术仍面临抑制剂性能有限、盐积累与设备腐蚀、末端治理针对性不足,以及复杂工况下多因素协同调控机制不明等问题,导致VOCs二次污染风险未得到根本解决。

为进一步推动胺法碳捕集技术的绿色化、规模化应用,未来研究应聚焦以下方向:(1)夯实基础数据,测定MEA、DEA等常用胺溶剂在80~120 °C关键工况区的饱和蒸气压,为挥发通量计算和工艺优化提供支撑;(2)构建智能调控系统,集成实时监测与AI算法,实现烟气O<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>浓度的动态优化和预

处理工艺的精准响应;(3)研发低挥发性、高稳定性的新型吸收剂(如复合胺体系、纳米改性材料、相变吸收剂),从源头抑制VOCs生成;(4)发展监测-预警一体化平台,实现VOCs组分、浓度、降解路径的全方位追踪,为风险防控与工艺调节提供数据支撑。通过多技术协同和系统集成,有望在保障CO<sub>2</sub>捕集效率的同时,实现VOCs排放的最小化,推动胺法碳捕集技术向环境友好、安全可持续发展的方向。

#### 参考文献

- [1] BEVACQUA E, SCHLEUSSNER C, ZSCHEISCHLER J. A year above 1.5 °C signals that Earth is most probably within the 20-year period that will reach the Paris Agreement limit [J]. *Nature Climate Change*, 2025, 15(3): 262-265.
- [2] JACKSON R B, LE QUÉRÉ C, ANDREW R M, et al. Warning signs for stabilizing global CO<sub>2</sub> emissions [J]. *Environmental Research Letters*, 2017, 12(11): 110202.
- [3] MAHJOUR S K, FAROUGHI S A. Risks and uncertainties in carbon capture, transport, and storage projects: A comprehensive review [J]. *Gas Science and Engineering*, 2023, 119: 205117.
- [4] 邱正秋, 皇甫林, 杨强, 等. 石灰回转窑真实烟气条件下有机胺法CO<sub>2</sub>捕集试验[J]. *低碳化学与化工*, 2024, 49(7): 62-68.  
QIU Z Q, HUANG F L, YANG Q, et al. Experiment of CO<sub>2</sub> capture by organic amine method under lime rotary kiln real fluegas condition [J]. *Low-Carbon Chemistry and Chemical Engineering*, 2024, 49(7): 62-68.
- [5] LUIS P. Use of monoethanolamine (MEA) for CO<sub>2</sub> capture in a global scenario: consequences and alternatives [J]. *Desalination*, 2016, 380: 93-99.
- [6] KHAKHARIA P, HUIZINGA A, JURADO LOPEZ C, et al. Acid wash scrubbing as a countermeasure for ammonia emissions from a postcombustion CO<sub>2</sub> capture plant [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2014, 53(33): 13195-13204.
- [7] EMORI W, JIANG S L, DUAN D L, et al. Corrosion behavior of carbon steel in amine-based CO<sub>2</sub> capture system: Effect of sodium sulfate and sodium sulfite contaminants [J]. *Materials and Corrosion*, 2016, 68(6): 674-682.
- [8] MORKEN A K, PEDERSEN S, NESSE S O, et al. CO<sub>2</sub> capture with monoethanolamine: Solvent management and environmental impacts during long term operation at the Technology Centre Mongstad (TCM) [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2019, 82: 175-183.
- [9] DUMÉE L, SCHOLÉS C, STEVENS G, et al. Purification of aqueous amine solvents used in post combustion CO<sub>2</sub>

- capture: A review [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2012, 10: 443-455.
- [10] WANG T L, HOVLAND J, JENS K J. Amine reclaiming technologies in post-combustion carbon dioxide capture [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 27: 276-289.
- [11] KHAKHARIA P, BRACHERT L, MERTENS J, et al. Understanding aerosol based emissions in a post combustion CO<sub>2</sub> capture process: parameter testing and mechanisms [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2015, 34: 63-74.
- [12] LI L C, CONWAY W, BURNS R, et al. Investigation of metal ion additives on the suppression of ammonia loss and CO<sub>2</sub> absorption kinetics of aqueous ammonia-based CO<sub>2</sub> capture [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2017, 56: 165-172.
- [13] ZHANG W W, DAI C Y, LUO X M, et al. Policy incentives in carbon capture utilization and storage (CCUS) investment based on real options analysis [J]. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2021, 23(4): 1311-1326.
- [14] JAYAWEERA I, JAYAWEERA P, ELMORE R, et al. Update on mixed-salt technology development for CO<sub>2</sub> capture from post-combustion power stations [J]. *Energy Procedia*, 2014, 63: 640-650.
- [15] 方梦祥, 狄闻韬, 易宁彤, 等. CO<sub>2</sub>化学吸收系统污染物排放与控制研究进展[J]. *洁净煤技术*, 2021, 27(2): 8-16.  
FANG M X, DI W T, YI N T, et al. Research progress on pollutant emission and control from CO<sub>2</sub> chemical absorption system [J]. *Clean Coal Technology*, 2021, 27(2): 8-16.
- [16] FULK S M. Measuring and modeling aerosols in carbon dioxide capture by aqueous amines [D]. Austin: The University of Texas at Austin, 2016.
- [17] 黄显著, 陈曦, 王慧珺, 等. 醇胺法捕集CO<sub>2</sub>中的胺逃逸控制研究进展[J]. *低碳化学与化工*, 2025, 50(4): 113-121.  
HUANG X Z, CHEN X, WANG H J, et al. Research progress of amine escape control in CO<sub>2</sub> capture by alcohol amine method [J]. *Low-Carbon Chemistry and Chemical Engineering*, 2025, 50(4): 113-121.
- [18] THITAKAMOL B, VEA W A B, AROONWILAS A. Environmental impacts of absorption-based CO<sub>2</sub> capture unit for post-combustion treatment of flue gas from coal-fired power plant [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2007, 1(3): 318-342.
- [19] NGUYEN T, HILLIARD M, ROCHELLE G. Volatility of aqueous amines in CO<sub>2</sub> capture [J]. *Energy Procedia*, 2011, 4: 1624-1630.
- [20] 陆诗建, 祝文举, 刘玲, 等. 胺吸收剂逃逸引发的大气气相反应进展[J]. *化工进展*, 2024, 43(11): 6397-6411.  
LU S J, ZHU W J, LIU L, et al. Advances in atmospheric gas-phase reactions initiated by amine absorbent escape [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2024, 43(11): 6397-6411.
- [21] LIANG Z W, FU K Y, IDEM R, et al. Review on current advances, future challenges and consideration issues for post-combustion CO<sub>2</sub> capture using amine-based absorbents [J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2016, 24(2): 278-288.
- [22] VEVELSTAD S J, GRIMSTVEDT A, EINBU A, et al. Oxidative degradation of amines using a closed batch system [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2013, 18: 1-14.
- [23] BAZHENOV S D. Prospects for membrane deoxygenation of alkanolamine CO<sub>2</sub> solvents to prevent their degradation (a minireview) [J]. *Petroleum Chemistry*, 2022, 62(6): 643-653.
- [24] SEXTON A J, ROCHELLE G T. Reaction products from the oxidative degradation of monoethanolamine [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2011, 50(2): 667-673.
- [25] ZHU L, SCHADE G W, NIELSEN C J. Real-time monitoring of emissions from monoethanolamine-based industrial scale carbon capture facilities [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(24): 14306-14314.
- [26] KARL M, DYE C, SCHMIDBAUER N, et al. Study of OH-initiated degradation of 2-aminoethanol [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2012, 12(4): 1881-1901.
- [27] YANG P Z, DONG J Y, WANG H Y, et al. Formation of N-nitrosodimethylamine by sunlight irradiation of dimethylamine compounds in the presence of nitrite [J]. *ACS ES&T Water*, 2023, 4(1): 208-216.
- [28] 周姗, 王淑娟, ROCHELLE G T, 等. CO<sub>2</sub>捕集过程中有机胺热降解的实验研究[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2012, 52(1): 81-86.  
ZHOU S, WANG S J, ROCHELLE G T, et al. Experimental study on thermal degradation of organic amines during CO<sub>2</sub> capture [J]. *Journal of Tsinghua University (Science and Technology)*, 2012, 52(1): 81-86.
- [29] LEPAUMIER H, PICQ D, CARRETTE P L. New amines for CO<sub>2</sub> capture. I. mechanisms of amine degradation in the Presence of CO<sub>2</sub> [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2009, 48(20): 9061-9067.
- [30] DAVIS J D. Thermal degradation of aqueous amines used for carbon dioxide capture [D]. Austin: The University of Texas at Austin, 2009.
- [31] GUPTA M, VEVELSTAD S J, SVENDSEN H F. Mechanisms and reaction pathways in MEA degradation: A computational study [J]. *Energy Procedia*, 2014, 63: 1115-1121.
- [32] 雷轩逸, 王甫, 朱先会, 等. 胺法碳捕集胺的降解与抑制方式的研究进展[J]. *高校化学工程学报*, 2021, 35(6):

- 966-978.
- LEI X M, WANG F, ZHU X H, et al. Review on degradation and inhibition of amine from amine carbon capture processes [J]. *Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities*, 2021, 35(6): 966-978.
- [33] OUYANG Y, LIU Q, LUO T, et al. Experimental and computational study of the thermal degradation of primary amines used in CO<sub>2</sub> capture [J]. *Chemical Engineering Science*, 2024, 288: 119786.
- [34] DAVIS J, ROCHELLE G. Thermal degradation of monoethanolamine at stripper conditions [J]. *Energy Procedia*, 2009, 1(1): 327-333.
- [35] WU S H, CAPARANGA A R, LERON R B, et al. Vapor pressures of aqueous blended-amine solutions containing (TEA/AMP/MDEA) + (DEA/MEA/PZ) at temperatures (303.15~343.15)K [J]. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 2013, 48: 1-7.
- [36] ZHANG C W, LI T Y, ZHANG J Y, et al. Degradation of *p*-nitrophenol using a ferrous-tripolyphosphate complex in the presence of oxygen: The key role of superoxide radicals [J]. *Applied Catalysis B-Environmental*, 2019, 259: 118030.
- [37] CHI S S, ROCHELLE G T. Oxidative degradation of monoethanolamine [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2002, 41(17): 4178-4186.
- [38] GOFF G S, ROCHELLE G T. Monoethanolamine degradation: O<sub>2</sub> mass transfer effects under CO<sub>2</sub> capture conditions [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2004, 43(20): 6400-6408.
- [39] MAZARI S A, SI ALI B, JAN B M, et al. An overview of solvent management and emissions of amine-based CO<sub>2</sub> capture technology [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2015, (34): 129-140.
- [40] UYANGA I J, IDEM R O. Studies of SO<sub>2</sub>- and O<sub>2</sub>-induced degradation of aqueous MEA during CO<sub>2</sub> capture from power plant flue gas streams [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2007, 46(8): 2558-2566.
- [41] HUANG Q Z, THOMPSON J, BHATNAGAR S, et al. Impact of flue gas contaminants on monoethanolamine thermal degradation [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2014, 53(2): 553-563.
- [42] 唐泽坤, 万慧慧, 李红, 等. 亲水相互作用色谱-静电场轨道阱高分辨质谱法测定 CO<sub>2</sub> 吸收液中 9 种有机胺类化合物[J]. *色谱*, 2023, 41(9): 799-806.
- TANG Z K, WAN H H, LI H, et al. Determination of nine organic amine compounds in CO<sub>2</sub> absorption liquid by hydrophilic interaction liquid chromatography-electrostatic field orbitrap high resolution mass spectrometry [J]. *Chinese Journal of Chromatography*, 2023, 41(9): 799-806.
- [43] WANG Y W, YANG G, LU Y Q, et al. Detection of gaseous dimethylamine using vocus proton-transfer-reaction time-of-flight mass spectrometry [J]. *Atmospheric Environment*, 2020, 243: 117875.
- [44] ZHAN X F, DUAN Y X. Proton transfer reaction-mass spectrometry for on-line analysis of trace volatile organic compounds [J]. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 2011, 39(10): 1611-1618.
- [45] HANSON D R, MCMURRY P H, JIANG J, et al. Ambient pressure proton transfer mass spectrometry: Detection of amines and ammonia [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(20): 8881-8888.
- [46] ZHANG H X, SHU J N, YANG B, et al. A rapid detection method for policy-sensitive amines real-time supervision [J]. *Talanta*, 2018, 178: 636-643.
- [47] LIU C Y, PAN Y. Principles and applications of ambient photoionization mass spectrometry [J]. *Journal of Chinese Mass Spectrometry Society*, 2021, 42(4): 514-531.
- [48] TSURUGA S, SUZUKI T, TAKATSUDO Y, et al. On-line monitoring system of P<sub>5</sub>CDF homologues in waste incineration plants using VUV-SPI-IT-TOFMS [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(10): 3684-3688.
- [49] REN M H, GONG L F, YU Y, et al. Real-time monitoring of monocyclic non-chlorinated aromatic compounds in incineration flue gas by photoionization time-of-flight mass spectrometer for dioxin prediction [J]. *Fuel*, 2025, 404: 136177.
- [50] 龚丽芳, 任美慧, 蒋吉春, 等. 垃圾焚烧烟气中芳香烃化合物在线监测和选择性催化还原脱除研究[J]. *化工学报*, 2025, 76(6): 3018-3028.
- GONG L F, REN M H, JIANG J C, et al. Study on on-line monitoring and selective catalytic reduction removal of aromatic hydrocarbon from the flue gas of waste incineration [J]. *CIESC Journal*, 2025, 76(6): 3018-3028.
- [51] 刘泽庆, 林瑜. 垃圾焚烧炉高温低氧燃烧技术可行性仿真研究[J]. *能源环境保护*, 2022, 36(2): 1-7.
- LIU Z Q, LIN Y. Simulation study on the feasibility of high temperature and low oxygen combustion technology in waste incinerator [J]. *Energy Environmental Protection*, 2022, 36(2): 1-7.
- [52] 张宁智. 布袋除尘技术在工业废气治理中的应用研究[J]. *冶金与材料*, 2025, 45(3): 121-123.
- ZHANG N Z. Application research of baghouse dust collection technology in industrial exhaust gas treatment [J]. *Metallurgy and Materials*, 2025, 45(3): 121-123.
- [53] 毛瑞, 张涛, 邵久刚. 烧结烟气脱硫脱硝技术现状及展望 [J]. *中国冶金*, 2025, 35(5): 1-9.
- MAO R, ZHANG T, SHAO J G. Present situation and prospect of sintering flue gas desulfurization and denitrification technology [J]. *China Metallurgy*, 2025, 35(5): 1-9.

- [54] 党玉华, 齐渊洪, 王海凤. 烧结烟气脱硫技术[J]. 钢铁研究学报, 2010, 22(5): 1-6.  
DANG Y H, QI Y H, WANG H F. Technology of flue gas desulfurization [J]. Journal of Iron and Steel Research, 2010, 22(5): 1-6.
- [55] 叶叙, 赵兴雷. 燃煤电厂溶液吸收法碳捕集技术研究进展[J]. 现代化工, 2022, 42(9): 55-59+65.  
YE Y, ZHAO X L. Review of solution absorption method for carbon capture in coal-fired power plants [J]. Modern Chemical Industry, 2022, 42(9): 55-59+65.
- [56] 王晋强, 刘百宽, 田晓利, 等. CO<sub>2</sub>捕集、利用与封存过程中的节能路径[J]. 石油化工高等学校学报, 2025, 38(4): 25-33.  
WANG J Q, LIU B K, TIAN X L, et al. Pathways to energy savings in carbon dioxide capture, utilization and storage processes [J]. Journal of Petrochemical Universities, 2025, 38(4): 25-33.
- [57] OCHEDI F O, YU J L, YU H, et al. Carbon dioxide capture using liquid absorption methods: A review [J]. Environmental Chemistry Letters, 2020, 19(1): 77-109.
- [58] 陆诗建, 刘苗苗, 刘玲, 等. 烟气胺法 CO<sub>2</sub>捕集技术进展与未来发展趋势[J]. 化工进展, 2023, 42(1): 435-444.  
LU S J, LIU M M, LIU L, et al. Progress and future development trends of flue gas amine-based CO<sub>2</sub> capture technology [J]. Chemical Industry Progress, 2023, 42(1): 435-444.
- [59] CORNELL S E, JICKELLS T D, CAPE J N, et al. Organic nitrogen deposition on land and coastal environments: A review of methods and data [J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(16): 2173-2191.
- [60] GE X L, WEXLER A S, CLEGG S L. Atmospheric amines—Part I. A review [J]. Atmospheric Environment, 2011, 45(3): 524-546.
- [61] QIU C, ZHANG R Y. Multiphase chemistry of atmospheric amines [J]. Physical Chemistry Chemical Physics, 2013, 15(16): 5738-5752.
- [62] BORDUAS N, ABBATT J P D, MURPHY J G. Gas phase oxidation of monoethanolamine (MEA) with OH radical and ozone: Kinetics, products, and particles [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(12): 6377-6383.
- [63] OLENIUS T, HALONEN R, KURTÉN T, et al. New particle formation from sulfuric acid and amines: comparison of monomethylamine, dimethylamine, and trimethylamine [J]. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 2017, 122(13): 7103-7118.
- [64] CHU B W, KERMINEN V M, BIANCHI F, et al. Atmospheric new particle formation in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(1): 115-138.