燃烧科学与技术
Journal of Combustion Science and Technology
2026,32(4):423-435
DOI 10.11715/rskxjs.R202508001

低温等离子体辅助燃烧降低烟气中 NO_x 和二噁英排放的研究进展

甘秋娟[1,2]，洪　鎏[1,2]，陈德珍[1,2]
（1. 同济大学汽车与能源学院，上海 201804；
2. 上海多源固废协同处理和能源化工程技术研究中心，上海 201804）

摘　要：本文归纳了多种 NTP 辅助燃烧方式对燃烧进程、污染物排放影响方面的研究进展，重点关注其对 NO_x 和二噁英排放的影响. 首先介绍了 NTP 形成的自由基对燃烧进程的影响机制；其次，分析了 NTP 的应用及其电压、功率等参数对气、固、液相燃料燃烧 NO_x 排放的影响及反应动力学机理；第三，总结了 NTP 产生的 OH、H、O 等自由基对固废燃烧过程中特有污染物二噁英及其前驱体的降解机理；最后，讨论了 NTP 对点火燃烧过程中点火延迟时间和燃烧效率的影响. 总体上，NTP 辅助燃烧作为一种极具前途的技术，将在提高固废燃烧效率、有效降低 NO_x 和二噁英等污染物排放方面发挥重要作用.

关键词：低温等离子体(NTP)；辅助燃烧；自由基；NO_x；二噁英
中图分类号：X511　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：1006-8740(2026)04-0423-13

Research Advances in NO_x and Dioxins' Mitigation in Flue Gas by Non-Thermal Plasma Assisted Combustion

Gan Qiujuan[1,2], Hong Liu[1,2], Chen Dezhen[1,2]
(1. Collage of Automotive and Energy Engineering, Tongji University, Shanghai 201804, China;
2. Shanghai Engineering Research Center of Multi-Source Solid Wastes Co-Processing and Energy Utilization, Shanghai 201804, China)

Abstract: This paper reviews research advances in pollutant emissions control via various NTP-assisted approaches during combustion, with a particular focus on their impacts on NO_x and dioxin mitigation. Firstly, the mechanism by which radicals(e.g., O, H, OH)generated by NTP influence the combustion process is introduced. Secondly, the application of NTP technology in gaseous, solid, and liquid fuel combustion is analyzed, along with the effects of parameters such as voltage and power on NO_x emissions and the associated reaction kinetics mechanisms. Thirdly, the degradation mechanisms of dioxins and their precursors during solid waste combustion, mediated by radicals such as OH, H, and O generated by NTP, are summarized. Finally, the effects of NTP on ignition delay time and combustion efficiency during ignition and combustion are discussed. In general, NTP-assisted combustion is a highly promising technology, and it will play a significant role in enhancing the solid wastes' combustion efficiency and reducing emissions of pollutants such as NO_x and dioxins.

收稿日期：2025-08-03.
基金项目：上海市科学技术委员会碳达峰碳中和专项资助项目(22dz1208200)；上海市固体废物处理与回收工程研究中心开放基金资助项目(2021GFZX008).
作者简介：甘秋娟(2002—)，女，硕士研究生，2962903049@qq.com.
通信作者：洪　鎏，男，博士，工程师，96hongliu@tongji.edu.cn.

Keywords：non-thermal plasma (NTP)；assisted combustion；free radicals；NO_x；dioxins

燃料燃烧是能源转化利用的重要方式. 生物质、化石燃料及固体废弃物等各种燃料在燃烧过程中均可能产生 NO_x 和 CO 等污染物，其中 NO_x 在燃烧过程中尤为常见，可导致酸雨、水体富营养化及光化学烟雾等环境问题，严重时甚至危害人类呼吸系统. 二噁英主要源自生活垃圾等固废的焚烧处理过程，其毒性强，具有诱变、免疫抑制和致癌效应，同时在环境中难以被降解. 目前燃烧污染物的减排主要依赖于对烟气/尾气中污染物的末端治理. 尽管末端治理技术能有效去除污染物，但通常面临设备复杂、占地面积大、运行维护成本高及存在二次污染风险等挑战[1]. “3T”燃烧技术是实现完全燃烧、降低污染物排放的重要手段，然而现有的“3T”燃烧技术仍无法从源头将污染物浓度控制在理想水平.

等离子体是区别于气、固、液三态的物质第四态，主要由电子、离子、中性原子、激发态原子及自由基等组成[2]，整体呈电中性. 等离子体按温度特征可分为高温和低温两大类. 高温等离子体 (thermal plasma) 也称平衡等离子体，其电子、中性粒子与离子温度几乎一致. 低温等离子体 (non-thermal plasma，NTP) 又称非平衡等离子体，通常由气体放电形成，其电子温度远高于气体的温度. NTP 的另一重要特征是能有效产生自由基、激发态物质和自由电子. 相比高温等离子体，NTP 放电区域的气体温度更低、电子密度则更高[3]，且更节能. NTP 技术在垃圾焚烧污染物减排领域的作用备受关注，然而其当前应用主要集中于烟气的末端净化[4]. NTP 设备占地面积小，布置灵活，且能在常温下实现烟气中多种污染物的高效脱除，因此获得广泛关注. 但在烟气净化过程中，会受到如 NTP 设备处理能力偏小、烟气中颗粒物污染电极、酸性气体对设备的腐蚀等限制，制约了 NTP 技术在烟气净化领域的大规模应用，而通过辅助燃烧工艺，从源头上控制污染物生成则更为经济和有效.

NTP 辅助燃烧技术已被证实能够增强点火性能并提高燃烧效率. 此外，NTP 技术通过放电产生活性基元，有望在燃烧过程中调控 NO_x 生成脱除路径的同时降解二噁英前驱物，进而实现 NO_x 和二噁英的源头减排. 有研究表明，NTP 技术同样有助于减少燃烧过程中 CO 等污染物的排放.

目前 NTP 辅助燃烧技术的研究主要集中于碳氢化合物及氨燃料，而在固废燃烧领域方面的研究则很有限，主要方式是采用 NTP 预活化空气后作为垃圾焚烧的助燃风[5]. 因此，关于固废燃烧过程中 NTP 对 NO_x 排放的调控规律尚不明确，能否通过 NTP 辅助燃烧实现 NO_x 的有效减排仍需深入探讨；同时，目前 NTP 辅助燃烧时对二噁英生成的影响及其脱除机理方面仍缺乏系统的研究与共识. 本文旨在系统梳理 NTP 辅助燃烧的研究现状，重点探讨该技术对普遍存在的 NO_x 排放以及固废燃烧中备受关注的二噁英排放的调控机制及效果，以期为 NTP 技术在燃烧过程中的深化应用与技术发展方向提供参考，特别是为 NTP 辅助固废燃烧从源头实现 NO_x 和二噁英减排的机理探索与应用提供理论指导.

1 NTP 辅助燃烧原理

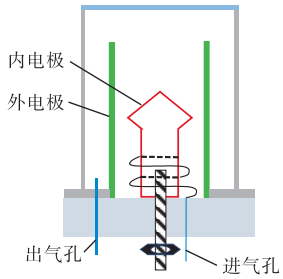
产生 NTP 的方法有很多，在辅助燃烧方面，滑动弧放电 (gliding arc discharge plasma，GAP)、介质阻挡放电 (dielectric barrier discharge，DBD)、纳秒脉冲放电 (nanosecond pulse discharge，NSD) 等报道较多.

GAP 放电原理如下：当高压电源在电极间提供足够高的电压时，电极间隙内的气体被击穿并形成电弧. 随后，电弧在气流驱动下向下游移动，并沿电极表面滑动直至熄灭. 放电衰减后，电极最小间隙处会再次发生击穿，形成周期性循环[6]. DBD 通过在两平行电极中至少一侧的电极表面覆盖绝缘介质 (如陶瓷、玻璃等)，或通过悬浮介质板、填充颗粒介质等方式实现放电过程. 当电极间施加高压交流或脉冲电场时，阻挡介质表面形成微放电，从而使间隙内的气体被电离击穿产生放电[7]. NSD 由重复的纳秒高压脉冲产生，具有较高的还原电场 (E/N)，其值高达 1 000 Td，在较高压力下进行高效的电子碰撞解离[3]. 常见放电装置如图 1 所示.

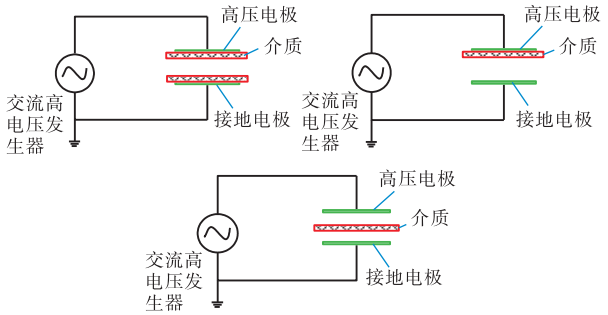
在助燃机制方面，当前研究认为等离子体主要从热效应、动力学效应和传输效应三方面影响燃烧过程[3]，如图 2 所示.

NTP 辅助燃烧的热力学增强机制遵循 Arrhenius 定律，等离子体将能量从电子转移到中性分子，提升温度以加速化学反应速率和燃料氧化进程. 动力学增强途径是通过 NTP 产生的高能电子与离子的碰撞解离作用产生活性自由基 (O、OH、H 等)，协同等离子体生成的 N_2^*、$O_2(^1\Delta_g)$ 等激发态粒子和 O_3 等长寿命活性物质，可加速反应的进行. 在传输增强途径中，等离子体对燃料分子进行碎片化处理，提升扩散

系数，同时产生的离子风和带电粒子会受到洛伦兹力从而增强湍流作用.



（a）典型 GAP 装置[8]



（b）典型 DBD 装置[9]

图 1　典型放电装置

Fig.1　Typical discharge devices

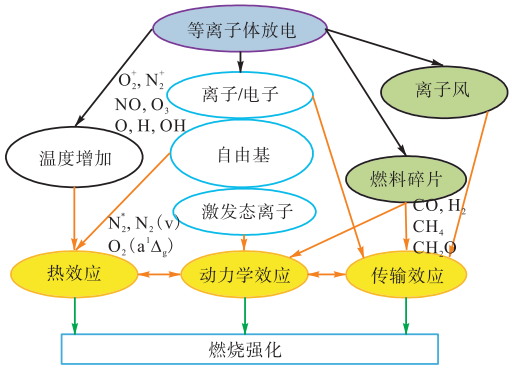


图 2　等离子体辅助燃烧的主要增强途径[3]

Fig.2　Main enhancement pathways of plasma-assisted-combustion[3]

热-动-传输 3 种机制的耦合作用，使得等离子体辅助燃烧机制复杂，也因此催生了多种不同的助燃方式.

2　NTP 辅助燃烧过程中污染物的减排机理

2.1　对 NO_x 排放的影响

燃烧过程中生成的 NO_x 通常分为如下三类：燃料型、热力型和快速型 NO_x. 不同的 NTP 助燃技术在气态、固态及液态燃料的燃烧过程中均会对 NO_x 排放产生影响.

2.1.1　气态燃料

NH_3（氨）燃料被认为是一种极具前景的碳减排燃料. NH_3 的燃烧模式主要包括：①纯氨直接燃烧，由于不含碳元素，可实现真正的零碳排放；②与传统化石燃料进行掺混燃烧，通过部分替代化石能源有效降低碳排放量. 然而 NH_3 直接燃烧会面临如火焰温度低、燃烧特性差及高 NO_x 排放等诸多挑战，这对现有的低氮燃烧技术提出了更高要求[10]. 与常规碳氢燃料相比，NH_3 在燃烧过程中除产生热力型 NO_x 外，还产生一定量的燃料型 NO_x. 为应对 NH_3 燃烧过程中高 NO_x 排放问题，多种 NTP 技术（如 DBD、NSD 与 GAP）已被广泛研究用于辅助 NH_3 的洁净燃烧，以实现 NO_x 等污染物的高效减排. 表 1 列出了 NTP 技术的辅助燃烧方式以及对 NO_x 排放的影响效果.

由表 1 可知，多种 NTP 技术已被用于辅助纯氨及掺氨燃料在不同燃烧器中的燃烧，辅助方式多为作用于燃料或者燃料/空气混合流，其中空燃当量比、功率、电压、频率、掺氨比例、放电作用对象等因素均会对 NO_x 的排放产生影响.

表 1 中研究成果表明，使用 NTP 放电辅助 NH_3 燃烧能够有效降低 NO_x 的排放. 其原因在于 NTP 放电引发的电子碰撞及生成的自由基有效促进了 NH_3 的解离，生成大量 NH_2 等还原性自由基，且其数量随放电电压的上升而增加. 自由基可通过与 NO 反应生成 N_2、NNH 等减少 NO 的排放.

文献[19]显示：使用 NTP 处理 NH_3/空气掺 H_2 的混合流时，NO_x 排放随 H_2/NH_3 掺混比例的上升而升高，同时，NTP 放电电压的升高也显著促进 NO_x 排放；Ju 等[20]的研究同样显示，应用 DBD 辅助 NH_3/H_2 混合燃烧导致 NO_x 排放增加. 这可能归因于 NH_3 和 H_2 火焰中 NO 的生成路径不同，导致 NTP 对 NH_3/H_2 预混火焰中 NO_x 排放的影响也和 NH_3 燃烧有所差异. 随着 H_2 掺混量的增加，NTP 放电生成的 H 和 OH 自由基随之增加，从而加速 NH 和 NH_2 的氧化，经 HNO 中间体进而氧化成 NO_x. 此外，随着 H_2 掺混比例增加，NH_2 产率相对减少，OH、H 自由基增加从而导致 NO_x 大量生成. 而升高放电电压虽可产生更多 NH_2 自由基加速 NO 还原，但同时急剧增长的 OH、H 自由基促进 NO 大量生成、最终导致 NO_x 总产率呈增长趋势.

在 NH_3 燃烧过程中，其化学反应路径可大体分为 NH_3 解离路径、NO_x 生成路径及 $DeNO_x$ 相关路径[23]，涉及的基元反应如图 3 所示. NTP 可有效解离 NH_3 分子，生成 NH_2、NH 等自由基以及高活性 N、H 原子. 其中 NH_2 自由基生成量较多，主要通过 NH_3

与 OH 自由基及高能电子反应生成[24].

表 1　NTP 辅助纯氨及掺氨燃料燃烧的方式及降低 NO_x 排放效果

Tab.1　Effects of NTP-assisted combustion of pure ammonia and ammonia-doped fuels on reducing NO_x emissions

放电方式	燃料/氧化剂	辅助燃烧方式	影响因素	主要结论	参考文献
GAP[1)]	NH_3/空气	涡流燃烧器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	燃料/空气当量比(以下简称当量比)	在电压为 125 V,当量比为 0.75 和 0.8 的条件下,NO_x 分别减少约 21% 和 50%	[11]
NSD[1)]	NH_3/空气	模拟研究,绝热恒容反应器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比、压力	使用 NTP 比在 H_2 辅助的 NH_3 火焰中产生的 NO_x 排放量降低 27%	[12]
DBD[1)]	NH_3/空气	涡流燃烧器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比、电压[2)]、频率[2)]、燃料流速(以下简称流速)	当量比为 0.9 时 NO_x 可减少 30%. NO_x 的减少量与电压、频率呈正相关,与流速呈负相关. 可用高功率的 NTP 来降低燃烧室中流动的停留时间	[13]
NSD	NH_3/空气	涡流燃烧器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比、电压	功率为 59 W 时 NO_x 浓度下降约 35%	[14]
DBD	NH_3/空气	旋流燃烧器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比、功率[2)]	贫燃时 NO 较高,随着功率增加而减少;在当量比为 1.3 时几乎为 0	[15]
GAP[1)]	NH_3/空气	船用双燃料发动机,NTP 预先活化 NH_3 气流	功率	发动机性能较优的工况下 NO_x 排放均低于排放标准(14.4 g/(kW・h))	[16]
GAP	NH_3/空气	旋流燃烧器,NTP 作用于空气或 NH_3 气流	当量比、NTP 活化对象	活化空气,当量比<1 时 NO 排放可降低至约 100×10^{-6};活化 NH_3,不同当量比下 NO 排放始终低于 100×10^{-6}. 当当量比>1.6 时,两种条件下 NO 排放均接近 0	[17]
NSD	NH_3/空气	模拟研究,绝热恒容反应器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比	NO_x 排放量均随当量比的增加而减少	[18]
DBD	NH_3/H_2/空气	旋流燃烧器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	电压、掺氢比	当掺氢比增加,NO_x 增加 8.3%~12.3%. 随着电压的增加,NO_x 明显增加	[19]
DBD	NH_3/H_2/空气	涡流燃烧室,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比	DBD 导致整个当量比范围内层流 NH_3/H_2/空气火焰的 NO 和 NO_2 排放水平显著增加. 对于当量比为 1.0,NTP 的存在导致 NO 和 NO_2 的发射分别增加约 32% 和 65%	[20]
GAP	NH_3/煤	氨煤混燃燃烧器,NTP 作用于 NH_3 气流	当量比、掺氨比	掺氨比为 15% 时,用 GAP 助燃后 NO_x 减排达 16.7%;掺氨比为 20% 时,NO_x 增加 25.48%	[21]
GAP	CH_4/NH_3 空气	旋流燃烧器,NTP 作用于燃料/空气预混气流	当量比、掺氨比、流速	甲烷燃料中掺入 0~40%的氨燃烧后,GAP 引起的热效应会使尾气中 NO_x 增加 5%~10%;掺氨比例在 40%~60% 时应用 GAP 使得 NO_x 含量降低 14%~16%	[22]

注:1)GAP、DBD 与 NSD 分别是滑动弧放电、介质阻挡放电和纳秒脉冲放电;2)电压、频率、功率均指 NTP 的放电电压、频率、功率.

如图 3 所示,NH_3 燃烧生成的 NO_x 主要来源于 HNO 中间体,一般由 NH、NH_2 与 O、OH、HO_2、O_2 等反应生成[19]. 上述反应生成的 NO_x 占比超 70%,其中 O 和 OH 等自由基对 NO_x 的形成起关键作用[25]. 当 NTP 放电功率较低时,NO 主要通过基元反应 $HNO+NH_2 \rightleftharpoons NH_3+NO$ 生成. 随着放电功率的上升,NH_3 解离过程被加速,并通过 $HNO+H \rightleftharpoons NO+H_2$[12] 等基元反应大量生成燃料型 NO_x. 当放电功率进一步增加时,伴随火焰温度升高,热力型 NO_x 占比显著增加[11].

图 3 下半部分展示了以 NO 为主的 NO_x 脱除反应路径. 由图可知,NO_x 主要通过与 NH_2 及 NH 反应被还原. Tang 等[26]在燃气轮机模型燃烧室中分别在有、无 NTP 活化的稀薄预混 NH_3/空气火焰中进行 NH 的平面激光诱导荧光(PLIF)测量. 结果显示,NH 自由基首先通过 $NH+NO\rightarrow N_2O+H$ 反应还原 NO,随后,N_2O 经基元反应 $N_2O+H \rightleftharpoons N_2+OH$ 被还原为 N_2[27]. Choe 等[28]采用 NH_2^* 化学发光及 OH 的 PLIF 测量研究了 NTP 对燃气轮机燃烧室中 NH_3 燃烧特性的影响. 结果表明,放电区的 NH_2^* 和 OH 信号在 NTP

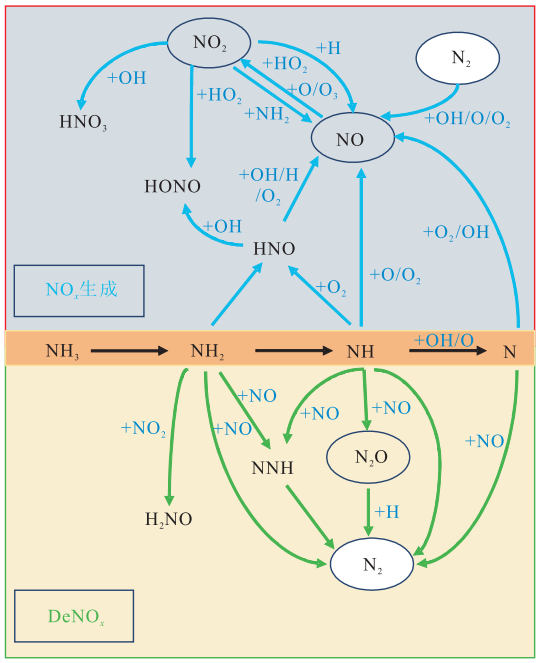


图 3　NTP 辅助 NH_3 燃烧中 NO_x 形成和 $DeNO_x$ 路径[23]

Fig.3　NO_x formation and $DeNO_x$ pathways in NTP-assisted NH_3 combustion[23]

活化下显著增强，且电压与功率越高，其信号越强，因此 NTP 可有效促进 NH_2^* 和 OH 自由基的生成，同时，OH 与 NH_3 可进一步反应生成 NH_2 促进脱硝进程[18]. 经上述分析可知，在脱硝阶段，NO_x 与 NH_2 主要通过“热脱硝”反应生成中间产物 NNH 和 N_2O，最终生成 N_2，上述基元反应在 $DeNO_x$ 途径中至关重要[19,27]. 因此，NO_x 主要通过与 NTP 放电生成的 O、O_3、HO_2、OH 等活性组分发生反应而被脱除，其主要反应式如下：

$$NH_2+NO \rightleftharpoons N_2+H_2O \quad (1)$$

$$NH_2+NO \rightleftharpoons NNH+OH \quad (2)$$

$$NH+NO \rightleftharpoons N_2+OH \quad (3)$$

$$NH+NO \rightleftharpoons NNH+O \quad (4)$$

$$NO+HO_2 \rightleftharpoons OH+NO_2 \quad (5)$$

$$NO_2+HO_2 \rightleftharpoons HONO+O_2 \quad (6)$$

$$NO+O \rightleftharpoons NO_2 \quad (7)$$

$$NO+O_3 \rightleftharpoons NO_2+O_2 \quad (8)$$

$$NO_2+OH \rightleftharpoons HNO_3 \quad (9)$$

如图 3 所示，NO_x 的生成路径与脱除路径所涉及的基元反应存在竞争关系. 当纯氨燃料燃烧时，应用 NTP 技术均能降低 NO_x 排放，这归因于 NTP 放电促进了 NH_3 的快速消耗与 N_2 的生成，降低了 NH_3 和 NH_2 自由基在点火燃烧阶段大量生成 NO_x 的可能性.

无论是否应用 NTP，富氧燃烧条件下的 NO_x 生成量始终高于贫氧燃烧[12,21]. 因此，为降低 NO_x 生成，NH_3 燃烧较多在贫氧工况下运行. NTP 辅助富氧燃烧生成 NO 多于贫氧燃烧，主要归因于富氧环境下 O_2 浓度增加，导致放电生成更多的 O、OH 等氧化性自由基，促进了基元反应 $NH+OH \rightarrow H_2NO$ 和 $H_2NO+O \rightarrow H_2O+NO$ 的进程. 此外，当量比过高会导致 NTP 放电解离 NH_3 生成的 NH_2、NH 自由基被 O_2 和氧化性自由基大量消耗，从而削弱了对 NO_x 的还原能力[21]. 在贫氧燃烧工况下，NTP 放电解离 NH_3，生成大量 NH_2、NH 等自由基与 NO 发生还原反应，主要基元反应为 $NO+N \rightarrow N_2+O$、$H_2+NO \rightarrow H+HNO$ 和 $H_2+NO \rightarrow NH+OH$ 等[29].

随着 NTP 功率及电压的升高，生成更多 NH_2 和 OH 等活性自由基，使得 NO_x 浓度进一步降低[28]. 当功率固定时，NO_x 排放浓度随 NTP 电压的升高而下降，其原因在于电压越高，放电生成的高能电子能级越高，电子撞击气体分子生成的高活性自由基数量也越多，且放电解离 NH_3 生成大量 NH_2、NH 等自由基，加速了反应 (1) ~ (4) 的进程，因此更加有助于 NO_x 的转化和脱除. 当电压不变时，NO_x 浓度一般随功率的上升（通过提高频率）而下降.

掺氨燃料的燃烧机理则更为复杂，因不同燃料生成 NO_x 路径均有所不同，NTP 放电作用于不同燃料时生成的自由基也可能不同，因此掺氨燃料与纯氨燃料燃烧的 NO_x 排放情况存在显著差异. Deng 等[19]通过研究 DBD 对 NH_3/H_2/空气预混火焰 NO_x 排放的影响发现，在不同 NH_3/H_2 混合比例下，放电效应对 NO_x 生成的敏感性皆有所不同，较高的掺氢比会导致 NTP 助燃生成更多 NO_x. Ju 等[20]使用 DBD 对未燃烧的 NH_3/H_2/空气混合物进行预处理后送入旋流燃烧室燃烧，结果显示，在不同当量比下应用 DBD 后 NO_x 排放均有所增加，且随着 NTP 功率的上升，NO_x 增加愈发显著.

由于 H_2 掺混比例增加会直接导致 H、OH、HO_2 等自由基浓度上升，上述自由基使 NO_x 生成相关路径比脱除路径更具竞争力，因此导致 NO_x 生成量增加[23]. 具体表现为放电生成更多的 H、OH 自由基，且 NH_3 比例降低导致 $NH_3 \rightarrow NH_2 \rightarrow NH \rightarrow NNH \rightarrow N_2$ 等链式反应消耗的 H、OH 自由基减少，相对促进了基元反应 $HNO+H \rightarrow OH+NH$，$HNO+OH \rightarrow NO+H_2O$ 的进程，导致 NO_x 生成量上升[19]. 此外，高比例 H_2 燃烧导致火焰温度升高，促进了热力型 NO_x 的生成[21].

NTP 助燃技术也会对 NO_x 排放产生影响. Lin 等[17]将新型 GAP 发生器与旋流燃烧器相结合，采用 GAP 技术分别对空气及 NH_3 进行预处理后开始燃烧实验. 实验结果表明，GAP 放电对空气或 NH_3 进行

预处理均能有效降低燃烧中的 NO_x 排放. 当空气和 NH_3 作为 NTP 放电对象时，当量比小于 1 时 NO 排放均可降低至 100×10^{-6} 以下；而当量比大于 1.6 时，上述两种条件下 NO 排放均趋近于零. 其机理为：空气-GAP 中产生的高活性自由基加速了 NH_2-NO 还原反应；氨-GAP 中，NH_3 被解离成 H_2 及 NH_2 等基元促进了 NO 的还原. 因此，将 NTP 直接作用于助燃空气，也是一种可行的 NO_x 减排思路.

综上所述，对于纯氨及掺氨燃料，NTP 将 NH_3 解离为 NH_2、NH、N 等活性基元，这些基元与 O、OH 等自由基反应生成的 HNO 中间体是生成 NO 的主要来源. 同时 NO_x 也被 NH_2、NH 所还原. 其中 NTP 辅助 NH_3 燃烧对 NO_x 的减排主要通过 $NH_2+NO\rightarrow N_2+H_2O$ 和 $NH_2+NO\rightarrow NNH+OH$ 反应路径实现，NO_x 的生成与脱除路径存在竞争. 在富氧工况下进行 NTP 辅助燃烧时，O_2 浓度上升会导致 NO_x 浓度上升，而放电功率、电压及频率的上升对 NO_x 的转化脱除更为有利. NTP 辅助纯氨燃料燃烧时可有效降低 NO_x 排放；对于掺氨燃料，因不同燃料组分与 NTP 相互作用机理复杂，可导致 NO_x 浓度不降反升，需研究多参数协同优化以实现 NO_x 减排.

相关研究表明，将 NTP 技术应用于 CH_4、H_2 等燃料的燃烧时，NO_x 的排放往往有所上升，且受到多种因素的影响，如 NTP 功率、电压、频率、脉冲模式、当量比等.

Kim 等[30]采用 DBD 技术应用于 CH_4/空气预混气在燃气轮机燃烧室和涡流燃烧器中的燃烧火焰，实验结果表明 NO_x 排放小幅增加，增幅未超过 10×10^{-6}. 同时，Varella 等[31]将 GAP 技术用于天然气/空气的预混燃烧，Paulauskas 等[32]在沼气/空气的燃烧过程中引入 DBD 放电技术，研究均表明 NO_x 浓度随 NTP 功率的增加而大幅升高. Ghabi 等[33]应用微秒脉冲等离子体技术辅助沼气/空气在模拟工业炉的不锈钢燃烧室中燃烧，得出结论：应用 NTP 技术辅助碳氢燃料燃烧时，NO_x 排放量增加，且随着放电频率升高，NO_x 生成量而呈上升趋势.

占空比（duty-cycle）为脉冲电源通电时间在一个周期内所占的比例，可直接影响电场的能量密度和带电粒子状态. Perrin 等[34]采用 NSD 进行了 H_2/空气在 SICCA-H_2 燃烧器中的燃烧实验，NTP 由喷射器和放置在中央回流区的电极放电产生，并直接作用于火焰区域. 实验结果显示，开启 NTP 后，在所有测试的当量比下 NO_x 的排放均增加 0.5 ~ 1.5 g/kg（H_2）. 为降低放电功耗，NSD 放电采用 0.45 的占空比，此时 NO_x 的排放增量为 0.2 ~ 0.9 g/kg（H_2），相比全时放电下减少约 60%. 由此可见，脉冲放电模式（如占空比等）也会对 NO_x 排放产生显著影响.

NTP 辅助碳氢燃料燃烧导致 NO_x 排放升高的主要原因可归纳如下：第一，应用 NTP 辅助燃烧后，火焰区中的活性粒子浓度显著升高，高能活性粒子与燃料分子碰撞加剧，强化了燃烧并使局部火焰温度升高，导致热力型 NO_x 大量生成；第二，NTP 放电加剧了电子碰撞及离子重组过程，生成更多 N 原子，并通过相关反应路径促使 NO 大量生成.

综上所述，当前 NTP 辅助气体燃料控制 NO_x 排放的研究较多，主要研究对象为 NH_3 和碳氢燃料等. 其作用方式大致分为两类：一是 NTP 预先对燃料/空气流之一或混合物进行放电预处理；二是在燃烧过程中实施放电. 需要指出，NTP 应用于碳氢及其他燃料燃烧时并非总是降低 NO_x. 相反，在大多数碳氢燃料的燃烧过程中，因 NTP 的加入使局部温度升高与 N 原子浓度增加，可能导致 NO_x 排放大幅上升，这种现象也揭示了 NTP 所涉及的物理放电与燃烧化学的复杂交互作用. 放电方式、NTP 参数及燃料种类等因素均会影响最终的 NO_x 排放，因此在实际应用中需准确把握各参数的影响规律并进行协同优化，以实现 NO_x 减排目标.

2.1.2　固态及液态燃料

相较于气体燃料，NTP 用于辅助固体和液体燃料燃烧以控制 NO_x 排放的研究较少，目前其应用仍多集中于尾气污染物处理. 现有研究中采用 NTP 辅助燃烧降低 NO_x 排放的固态及液态燃料主要包括煤油、煤粉以及固体废弃物（如生活垃圾）.

Liu 等[35]实验研究了在 NTP 辅助下航空煤油-空气喷雾燃烧的排放特性，实验结果表明，应用 NTP 后 NO_x 排放高于传统燃烧系统，且随占空比的降低而增加；燃料流速的降低和电压的增加也会促进 NO_x 排放，在上述实验条件下 NTP 辅助燃烧并未实现 NO_x 减排的预期目标. Liu 等[36]开展了 DBD 放电辅助航空煤油在航空发动机环形燃烧室中的燃烧实验，结果表明，仅在富燃工况下 NO_x 排放有减少现象，且效果甚微. Lin 等[37]将 NTP 放电活化后的空气应用于汽油在汽车发动机的燃烧，发现当电压为 3 200 V 时 NO_x 排放量降低 70.7%.

Chen 等[38]实验研究了 GAP 辅助甲醇/水混合物的喷雾燃烧，结果显示，应用 NTP 后 NO 排放增加；进一步分析表明，大部分 NO_x 直接来源于 GAP 放电过程，而非源于火焰区的燃烧反应.

贺靖龙[39]利用 NTP 对助燃空气进行预活化处理，并将空气分级活化技术应用于垃圾焚烧系统，从

源头上减少 NO_x 的生成. 结果显示，使用 NTP 活化助燃风后参与燃烧可从源头上对 NO_x 排放进行控制，促进 NO 及其前驱物的还原和分解，最高可实现 85% 的 NO_x 减排率. 此外，不同的布风方式也会影响 NO_x 排放. 其中，仅活化一次风的工况减排效果最优，其原因在于 NTP 助燃和减排效果与活性自由基的浓度和停留时间呈正比，自由基浓度越高，炉内停留时间越长，更有利于 NO_x 减排和脱除反应的进行. 此外，与 NTP 净化燃烧尾气相比，将 NTP 放电用于活化洁净的助燃空气时，可避免由于放电环境恶劣造成的电极结晶、积灰及其导致的放电击穿、放电效率下降等问题.

综上所述，目前关于 NTP 辅助液体/固体燃料燃烧控制 NO_x 排放的研究主要集中于燃油、煤粉以及垃圾燃烧等领域，相关研究基础仍较为薄弱，尚存大量空白. NTP 辅助航空煤油燃烧时，仅在富燃工况下 NO_x 略有减少，其余工况下通常会导致 NO_x 排放增加，且受电压、当量比影响较为显著. NTP 辅助汽油/固废燃烧时，使用 NTP 活化助燃空气不仅能有效降低 NO_x 排放，还可避免因放电环境恶劣引发的一系列问题. 总之，NTP 对固/液燃料燃烧 NO_x 排放的影响机制与控制潜力仍需开展深入研究，未来工作需结合精细实验与反应动力学理论，深入揭示其内在的物理化学机理，以评估其实际应用潜力.

2.2　对二噁英排放的影响

目前，关于 NTP 助燃对二噁英排放影响的研究尚不充分，现有研究多聚焦于 O、OH、H 等自由基对二噁英及其前驱物的降解机理，相关实验研究则更为匮乏，仅有贺靖龙[39]将 NTP 活化助燃空气技术用于垃圾焚烧中二噁英的减排. 实验结果表明，为有效抑制活化空气燃烧工况下二噁英的生成，应优先采取一次风活化方法，并提高主燃烧区域的温度，以确保可燃物充分燃尽，从而大幅降低二噁英排放. 同时避免在燃烧区域尾部通入活化空气，以防止活性粒子进入烟气冷却段后诱发二噁英“从头合成”. 尽管应用案例较少，但自由基降解二噁英及其前驱物的机理研究已积累了较多成果.

2.2.1　自由基对二噁英前驱体的影响

二噁英可由氯苯(CB)、氯酚、多环芳烃(PAH)等前驱体通过复杂化学反应生成. 大量研究表明，OH、O 等自由基可与二噁英前驱体发生一系列氧化、开环反应，从而有效阻断二噁英的生成. Liang 等[40]通过实验研究了气体温湿度、氧含量及 SO_2、NO 等因素对 DBD 反应器中 CB 去除的影响. 研究表明，DBD 可有效降解 CB，去除率随气体温度的增加呈先增后降的趋势；相对湿度 20% 时去除率最佳，氧含量增加会促进 O_3 形成，导致 CB 去除率下降；SO_2 可促进 CB 的降解，NO 则会显著抑制降解过程. Zhu 等[41]采用 NTP 技术降解 1，2，4-三氯苯(TCB)，结果显示，在 15 kV、1 000 Hz 的最佳降解条件下，TCB 降解率可达 92%. 通过对降解副产物的分析推断其可能降解路径为 OH 自由基与 TCB 的氧化及脱氯反应. 徐飞等[42]使用脉冲放电技术降解 PAH，实验结果显示 PAH 降解率可达 80%.

另有研究表明氯苯氧基自由基(CPR)是形成二噁英的关键中间体[43]. Xu 等[44]采用 Gaussian 软件研究了 19 种氯苯酚同系物与 OH 自由基形成 CPR 的微观反应过程. 结果表明，氯酚中邻位的氯取代对氯酚、预反应性中间体、过渡态和氯苯氧基自由基的结构有显著影响.

此外，NTP 耦合其他技术(如催化)对二噁英控制的相关研究也表明自由基可能促使前驱体生成二噁英. Yu 等[45]采用 DBD 与 Co/γ-Al_2O_3 耦合对 CB 进行降解，研究发现，在 10 h 放电条件下，即使温度低于常规热催化生成二噁英的阈值，仍在气体中检测到二噁英. 该工作首次在 NTP-催化剂协同降解氯苯体系中揭示了二噁英的生成机制. 如图 4 所示，高能电子撞击 O_2 和 N_2 分子，生成的活性氧和活性氮物质攻击氯苯分子的 C—Cl 和 C—H 键形成 CPR 和苯基，后者进一步被活性自由基氧化成小分子链物质，最终被氧化成 CO_2、H_2O、HCl 和 Cl_2. 氯苯酚通过脱氯和催化反应生成二噁英中间体，后经多级环化、氯化等反应最终生成二噁英.

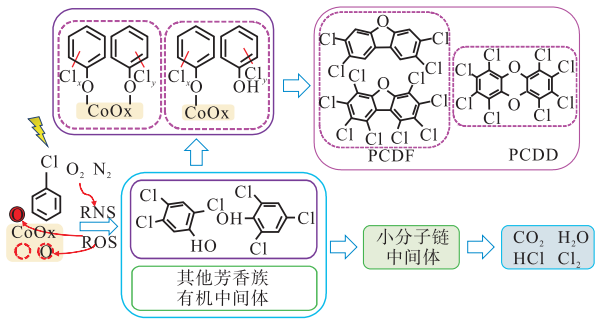


图 4　氯苯的降解与二噁英的形成[45]

Fig.4　Degradation of chlorobenzene and dioxins' formation[45]

上述研究表明，NTP 技术可有效降解二噁英前驱物，从而在源头上抑制二噁英的生成. 然而，自由基的存在也可能促使前驱体合成二噁英. 总之，自由基对二噁英前驱体呈现双重影响，两种机制共存且相互竞争. 因此要实现对燃烧过程中二噁英的有效

控制，需深入研究这两种竞争机制之间的动态平衡关系，并明确关键运行参数与反应工况，通过有效调控实现最佳的阻断效果.

2.2.2　自由基降解二噁英的量子化学模拟

在垃圾焚烧和煤炭等燃烧过程中，二噁英的生成是一个备受关注的问题. 研究表明，OH、O、H 等自由基对已生成的二噁英具有降解作用，但二噁英与自由基之间的反应机制极为复杂，需对其微观过程展开深入探索. 通过量子化学计算，可从理论上揭示自由基攻击二噁英的位点选择和断键模式，通过计算反应能垒和反应速率常数比较不同路径的难易与反应趋势，并以此推断最有可能生成的中间产物及其反应路径. 表 2 中列出了自由基降解 OCDD（八氯代二苯并对二噁英）、TCDD（四氯二苯并对-二噁英）、TCDF（四氯二苯并呋喃）等二噁英同系物的量子化学计算结果.

表 2　自由基降解二噁英的量子化学计算结果

Tab.2　Quantum chemical calculation results of dioxin degradation by free radicals

降解对象	自由基类型	计算基组	最可能降解路径/主要结论	参考文献
OCDD	OH	B3LYP	OH 进攻 C—Cl 键进行氯取代	[46]
OCDD	O(^{3}P)	MPWB1K	O(^{3}P) 与 OCDD 反应发生加成反应后进行氯取代	[47]
2,3,7,8-TCDD	OH/O_3	UB3LYP	OH 自由基通过氯取代降解 TCDD，O_3 破坏 C=C 键和芳香环. OH 自由基降解 TCDD 的能力远强于 O_3	[48]
1,3,6,8-TCDD	H	B3LYP	H 进攻 C—O 键导致开环降解	[49]
2,3,7,8-TCDD	OH	MPWB1K	OH 攻击与 O 相连的 C 形成加合物后在大气中与 O_2、NO、H_2O 反应进一步氧化	[50]
2,3,7,8-TCDF	H_2/OH	B3LYP	断键难度 C—Cl 键>C—O 键>C—C 键	[51]
2,3,7,8-TCDF	OH	B3LYP	OH 加成反应容易发生，而加成产物的氢迁移和异构化反应在低温下难进行	[52]
2,3,7,8-TCDF	OH	MPWB1K	TCDF 的化学反应主要由 OH 加成引发，H 提取只占很小的比例	[53]
2,3,7,8-TCDF	OH	B3LYP	OH 自由基容易加成到 2,3,7,8-TCDF 上，但后续的降解反应的能垒过高，因此 2,3,7,8-TCDF 降解反应需在高温下进行	[54]

OCDD 作为二噁英中氯代程度最高的同系物，虽毒性当量较低，但其环境持久性及可能成为其他二噁英前驱体的潜在风险不容忽视. 杜蒙蒙等[46]通过量子化学计算方法研究了 OH 自由基对 OCDD 的氯取代降解机理，结果表明，存在 α（1，4，6，9 位氯取代）和 β（2，3，7，8 位氯取代）两条降解路径，如图 5 所示. β 氯取代反应能垒较低，且仅有 β 氯取代才能有效消除 OCDD 的毒性. Gong 等[47]采用 Gaussian 程序详细研究了激发态原子 O(^{3}P) 与 OCDD 的反应路径与微观机制，研究表明，O(^{3}P) 自由基首先与 OCDD 发生加成反应生成特定中间体，该中间体与 O(^{3}P) 再次反应会释放 Cl 原子，对环境造成危害.

在二噁英同系物中，TCDDs 毒性最强，因此深入研究其毒性消除机制至关重要. Wen 等[48]借助

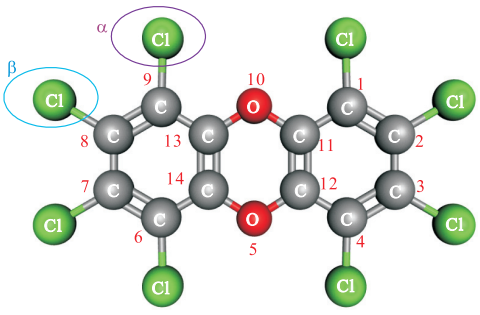


图 5　OCDD 的α 取代和 β 取代[46]

Fig.5　α-substitution and β-substitution of OCDD[46]

Gaussian 软件研究了 O_3 和 OH 自由基对 2，3，7，8-TCDD 的降解机制，结果表明，OH 自由基通过在 2，3，7，8 位取代氯降解 2，3，7，8-TCDD，而 O_3 通过破坏 C=C 键和芳香环降解 2，3，7，8-TCDD. OH 破坏 2，3，7，8-TCDD 的速率常数远高于 O_3，表明 OH 自由基降解 2，3，7，8-TCDD 的能力远强于 O_3. 实验研究方面，贺靖龙[39]采用 NTP 活化一次风辅助垃圾焚烧，实验结果显示烟气中 TCDDs 总毒性当量较常规燃烧减少约 40%. 将实验结果与上述量子化学计算结果进行对照，证实了 NTP 生成的活性自由基可通过氯取代和开环等方式降低 TCDDs 毒性当量.

TCDFs 是垃圾焚烧过程中的主要副产物之一，其生成量较高，且结构较稳定. 陈宋璇等[51]采用 Gaussian 软件研究了 H_2 和 OH 自由基降解 2，3，7，8-TCDF 的微观过程. 结果表明，两种自由基对二噁英的降解均能通过脱氯取代和开环加成实现，发生氯取代的难度低于开环加成，断键难度 C—Cl 键>C—O 键>C—C 键. 贺靖龙[39]通过实验研究发现，在垃圾焚烧体系中对一次风和二次风均采用放电预处理，最终使 TCDFs 总毒性当量降低 37%. 上述量子化学计算结果所揭示的机理，即 OH 等自由基主要通过氯取代实现 TCDFs 的毒性消除，为 NTP 大幅降低 TCDFs 总毒性当量的实验结果提供了有力的理论依据.

Lee 等[55]通过量子化学计算深入探讨了 OH 与 PCDDs（多氯二苯并对二噁英）的反应机制，揭示了

其反应过程的热力学和动力学特性. 研究表明，OH 与 PCDDs 的加成反应在热力学上是可行的，对 PCDD 的氯代模式无显著依赖性，但氯代程度更高的二噁英可形成更稳定的 OH 加合物. 此外，OH 自由基加合反应主要影响受攻击的苯环.

综上所述，O_3 和 OH 自由基活性较强，在 NTP 放电技术中生成较多，可在二噁英降解中起主导作用. 其降解路径主要包括脱氯取代与开环降解. 其中，OH 自由基对二噁英的降解主要通过氯取代路径实现，且只有实现特定位置上的氯取代方能实现二噁英毒性的去除. 模拟结果显示，尽管二噁英分子开环降解的路径理论上可行，却需要克服更高的热力学能垒和动力学障碍. 上述机理解析不仅为理解 NTP 技术中活性组分抑制二噁英生成的本质提供了理论基石，也为开发高效、靶向性的二噁英污染控制策略指明了方向.

2.3 对其他污染物的影响

CO 作为一种典型的不完全燃烧产物，会造成环境污染.

研究表明，应用 NTP 辅助燃烧后 CO 排放量明显低于传统燃烧，且随频率的增加，CO 减排效果更趋显著[33]. Varella 等[31]研究发现 GAP 辅助天然气/空气的燃烧可减少 CO 的排放，同时因 GAP 使燃烧更完全，CO 加快氧化成 CO_2，导致 CO_2 浓度升高. Ghabi 等[33]进一步证实了 OH 等自由基通过反应 $CO+OH^{*}\rightarrow CO_2+H^{*}$ 驱动 CO 氧化为 CO_2，当 NTP 放电频率升至 10 kHz 时，CO 排放量可降低 40.5%. Lin 等[37]报道称，经 NTP 活化的空气参与燃烧后多种污染物排放明显下降，在最佳电压 3 200 V 时 PAH、CO 和 PM 减排率分别达到 20.7%、60.2% 和 42.8%.

综上所述，NTP 辅助燃烧技术通过活性粒子碰撞加速热解氧化以及臭氧强化燃烧等途径，可大幅减少 CO、UHC、PM、PHA 等污染物的排放，同时有效提高燃料的利用效率.

3 NTP对点火延迟时间和燃烧效率的影响

燃烧过程中，NO_x 和二噁英等污染物的生成除与燃烧化学反应相关外，还与燃烧速度和燃烧效率密切相关. NTP 助燃对燃烧过程的影响主要包括：缩短点火延迟时间，提高燃烧效率（主要指燃尽率）.

3.1 点火延迟时间

在点火阶段，燃烧污染物 NO_x、CO 等通常会大量生成，点火延迟时间是衡量燃烧起始阶段化学反应速率的关键参数，在显著影响燃烧特性的同时，也会直接影响 NO_x、CO、碳烟等污染物的生成. 一般而言，点火延迟时间越短，燃料在点火阶段生成的污染物越少. 在传统燃烧过程中，燃料达到点火燃烧需克服较高的活化能壁垒，导致点火延迟时间较长. 在低温、贫燃等条件下还可能导致点火失败乃至熄火等问题.

研究表明，NTP 可显著降低反应活化能，加速燃料分子的解离，从而缩短点火延迟时间. Wang 等[56]采用 CHEMKIN 仿真研究了 NTP 对 CH_4/空气燃烧反应的影响. 结果表明，与常规燃烧相比，NTP 激发下 CH_4 在空气中的点火延迟时间缩短 93.12%，在氧气中的点火延迟时间缩短 58.27%. Zhang 等[57]开发了一种煤油 GAP 点火器应用于航空发动机燃烧室，可有效缩短点火延迟时间并改善点火性能.

NTP 放电生成的活性自由基在缩短点火延迟时间方面发挥了关键作用. Zhang 等[58]研究了 NTP 对硼燃烧的影响，发现点火延迟时间随放电功率的增加而缩短，当放电功率达到 40 W 时点火延迟时间缩短 53.8%. Gong 等[59]对 NTP 辅助甲醇燃烧进行了数值模拟，结果表明，降低温度、增加活性粒子浓度、降低空燃当量比均有助于缩短点火延迟时间，其中 O 起关键作用. Zhang 等[60]研究发现，NSD 辅助下的点火延迟时间比自然点火工况下降低 1～5 个数量级. 低温条件下 NSD 放电产生的电子、O 原子、激发态 $O(^1D)$ 等活性粒子通过相互碰撞促进燃料的解离，加快燃烧反应速率，加速了点火过程，但在较高温度下 NSD 的影响较小.

NTP 辅助燃烧的点火延迟时间显著短于常规燃烧，表明 NTP 的非平衡活化效应与产生的自由基可显著促进燃烧反应. 同时，较短的点火延迟时间是实现高效清洁燃烧的关键前提. 因此，应用 NTP 技术是有效提升发动机综合性能、燃料点火特性和降低污染物排放的可行途径.

3.2 燃烧效率

燃烧效率这里主要指燃尽率，直接关联燃料的能量转换水平. 燃烧效率高意味着燃烧更彻底，减少不完全燃烧产物，降低二噁英及前驱物的生成.

NTP 助燃的减排效果也可体现在燃尽率的提升上. Pastor 等[61]通过激光诱导 NTP 辅助柴油-汽油混合物在柴油发动机中的燃烧，证实加入 NTP 后该混合物的燃尽率接近纯柴油，同时还可减少烟灰的形成，拓宽了替代燃料的应用范围. Lin 等[37]研究发现 NTP 活化空气后可提高燃尽率并减少燃油消耗，在特定电压下可节省 12% 的燃油量.

贫氧燃烧因热效率高及 NO_x 排放低而备受关

注，但也存在因产热不足导致熄火或燃烧不完全的问题. Hwang 等[62]将微波辅助 NTP 点火技术应用于发动机燃烧系统，结果表明，在贫氧燃烧条件下，NTP 可显著提高燃烧稳定性，且将燃油燃尽率提高 6%. Li 等[63]通过实验研究了煤油在航空发动机环形燃烧室中的燃烧特性，煤油经旋流雾化器雾化后形成喷雾，喷雾通过 GAP 放电区时被点燃. 研究表明，在富燃条件下燃尽率可提高 10%，显著提高发动机的经济性. 同时，研究表明放电电压越高，生成活性粒子越多，燃尽率提高越明显[64].

综上研究表明，NTP 辅助燃烧通过活性自由基及动力学效应可显著提高燃料的燃尽率，且提高效果与 NTP 的电压、功率等参数呈正相关. 燃尽率的提高一方面直接提升了燃烧室的热功转换效率和燃料经济性；另一方面可实现 CO、UHC、二噁英等污染物的减排. 上述结论为进一步提高燃料利用率及优化燃烧室的设计提供新的研究思路与技术方向.

4　结论与展望

NTP 辅助燃烧在理论研究和实验方面均取得了重大进展. 尤其是 NTP 直接作用于火焰区及预处理燃料/空气流实现助燃已在燃烧器、航空发动机、环保工程等领域应用. 相关结论如下：

(1)NTP 辅助燃烧主要应用于氨、掺氨及碳氢化合物等燃料，对 NO_x 的影响较为复杂，既可能减少排放，也可能导致其排放增多，主要与燃料种类有关，也和 NTP 功率、电压、频率以及燃料/空气当量比等多个因素相关. 对于纯氨燃料，NTP 可显著减少燃料型 NO_x 的排放；对于碳氢化合物等燃料，加入 NTP 后燃烧温度升高会导致热力型 NO_x 的增加. NTP 对掺氨燃料的燃烧影响更为复杂，需开展更深入的研究.

(2)NTP 应用于燃烧过程中降低二噁英排放的实验研究相对匮乏，现有研究主要聚焦于活性自由基对二噁英及其前驱体降解的模拟与机理探索. O、OH、H、O_3 等激发态粒子既能通过氯取代或破坏芳香环结构实现二噁英的降解，也可诱导合成，即自由基的作用是复杂的、双向的.

(3)NTP 可强化点火和燃烧过程，缩短燃尽时间、提高燃尽率，该强化效果随 NTP 功率、电压等参数的上升而增强.

为促进 NTP 辅助燃烧技术的应用并达到预期效果，后续应展开的研究包括：①NTP 辅助燃烧对 NO_x 和二噁英的减排机制的理论研究与实验验证，深度揭示相关机理；②对 NTP 应用的具体场景开展经济性分析与全生命周期评估；③NTP 辅助燃烧技术对现有燃烧器和炉膛结构的调整与优化设计研究；④鉴于固体废弃物焚烧过程中对 NO_x 和二噁英源头控制的迫切需求，将 NTP 技术应用于固废燃烧系统，从源头实现多种污染物的协同控制是一个亟待突破的研究方向.

参考文献：

[1] Elkaee S，Phule A D，Yang J H. Advancements in(SCR) technologies for NO_x reduction：A comprehend-sive review of reducing agents[J]. *Process Safety and Environmental Protection*，2024，184：854-880.

[2] Gomez E，Rani D A，Cheeseman C R，et al. Thermal plasma technology for the treatment of wastes：A critical review[J]. *Journal of Hazardous Materials*，2009，161(2-3)：614-626.

[3] Ju Y，Sun W. Plasma assisted combustion：Dynamics and chemistry[J]. *Progress in Energy and Combustion Science*，2015，48：21-83.

[4] Mu Y，Khatibi M，Williams P T. Non-thermal plasma(NTP) assisted removal of dioxins and furans in municipal solid waste incineration(MSWI) fly ash over pt/ZSM-5 catalyst[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*，2025，13(3)：117121.

[5] 贺靖龙，洪　鎏，周洪权，等. NTP 活化助燃空气降低垃圾焚烧中 NO_x 排放研究[J]. 燃烧科学与技术，2023，29(1)：85-93.
He Jinglong，Hong Liu，Zhou Hongquan，et al. Investigation on De-NO_x effect in municipal solid waste incineration process by supplying NTP activated combustion air[J]. *Journal of Combustion Science and Technology*，2023，29(1)：85-93(in Chinese).

[6] Mutaf-Yardimci O，Saveliev A V，Fridman A A，et al. Thermal and nonthermal regimes of gliding arc discharge in air flow[J]. *Journal of Applied Physics*，2000，87(4)：1632-1641.

[7] 郭　彬. 介质阻挡放电低温等离子体脱硝性能研究与能耗分析[D]. 济南：山东大学，2018.
Guo Bin. Performance Research and Energy Consumption Analysis of NO-Removal by Dielectric Barrier Discharge Non-Thermal Plasma[D]. Jinan：Shandong University，2018(in Chinese).

[8] 鲁　娜，孙丹凤，王　冰，等. 交流旋转滑动弧的放电特性[J]. 高电压技术，2018，44(6)：1930-1937.
Lu Na，Sun Danfeng，Wang Bing，et al. Discharge characteristic of AC rotating gliding arc [J]. *High Volt-*

age Engineering，2018，44(6)：1930-1937(in Chinese).

[9] 孙红华. 介质阻挡放电低温等离子体脱硫脱硝研究[D]. 北京：华北电力大学(北京)，2009.
Sun Honghua. Study on the Removal of SO_2/NO with Dielectric Barrier Discharge Non-Thermal Plasma[D]. Beijing：North China Electric Power University(Beijing)，2009(in Chinese).

[10] Okafor E C，Somarathne K D K A，Hayakawa A，et al. Towards the development of an efficient low-NO_x ammonia combustor for a micro gas turbine[J]. *Proceedings of the Combustion Institute*，2019，37(4)：4597-4606

[11] Ju R，Wang J，Zhang M，et al. Stability and emission characteristics of ammonia/air premixed swirling flames with rotating gliding arc discharge plasma[J]. *Energy*，2023，277：127649.

[12] Shahsavari M，Konnov A A，Bai X S，et al. Synergistic effects of nanosecond plasma discharge and hydrogen on ammonia combustion[J]. *Fuel*，2023，348：128475.

[13] Kim G T，Park J，Chung S H，et al. Effects of non-thermal plasma on turbulent premixed flames of ammonia/air in a swirl combustor[J]. *Fuel*，2022，323：124227.

[14] Choe J，Sun W. Plasma assisted ammonia combustion：enhanced flame stability and reduced NO_x emission[C]//*AIAA Scitech 2022 Forum*. San Diego，CA：American Institute of Aeronautics and Astronautics，2022，AIAA 2022-1452.

[15] 陈 磊. 介质阻挡放电辅助氨/空气预混燃烧[D]. 合肥：安徽大学，2023.
Chen Lei. Ammonia/Air Premixed Combustion Assisted by Dielectric Barrier Discharge [D]. Hefei：Anhui University，2023(in Chinese).

[16] Fan Y，Zhu T，Li Z，et al. Non-equilibrium plasma cracking assisted ammonia marine engine for zero carbon emissions[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*，2025，112：433-445.

[17] Lin Q，Jiang Y，Liu C，et al. Controllable NO emission and high flame performance of ammonia combustion assisted by non-equilibrium plasma[J]. *Fuel*，2022，319：123818.

[18] Rekkas-Ventiris G，Sabia P，Sorrentino G，et al. Nanosecond pulsed plasma-assisted MILD combustion of ammonia[J]. *Proceedings of the Combustion Institute*，2024，40(1-4)：105384.

[19] Deng K，He A，Ye S，et al. Addressing NO_x formation mechanisms of NH_3/H_2 dual-fuel flame under DBD plasma-assisted combustion resolved by intermediate radicals analysis[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*，2024，96：938-951.

[20] Ju R，Wang J，Zhang M，et al. Experimental study on burning velocity，structure，and NO_x emission of premixed laminar and swirl NH_3/H_2/air flames assisted by non-thermal plasma[J]. *Applications in Energy and Combustion Science*，2023，14：100149.

[21] 李双龙，顾明言，位 鑫，等. 等离子体辅助氨煤混燃过程 NO_x 排放特性研究[J]. 煤炭转化，2025，48(2)：92-100.
Li Shuanglong，Gu Mingyan，Wei Xin，et al. Study on NO_x emission characteristics during plasma-assisted ammonia-coal co-combustion process[J]. *Coal Conversion*，2025，48(2)：92-100(in Chinese).

[22] 孙锦国，黄 骞，张易阳，等. 滑动弧辅助甲烷/氨旋流火焰的稳燃和排放特性[J]. 工程热物理学报，2022，43(8)：2234-2241.
Sun Jinguo，Huang Qian，Zhang Yiyang，et al. Stabilization and NO_x emission of gliding arc-assisted CH_4/NH_3 swirl flames[J]. *Journal of Engineering Thermophysics*，2022，43(8)：2234-2241(in Chinese).

[23] Zhang X，Moosakutty S P，Rajan R P，et al. Combustion chemistry of ammonia/hydrogen mixtures：Jet-stirred reactor measurements and comprehensive kinetic modeling[J]. *Combustion and Flame*，2021，234：111653.

[24] Shioyoke A，Hayashi J，Murai R，et al. Numerical investigation on effects of nonequilibrium plasmaon laminar burning velocity of ammonia flame[J]. *Energy & Fuels*，2018，32(3)：3824-3832.

[25] Valera-Medina A，Xiao H，Owen-Jones M，et al. Ammonia for power[J]. *Progress in Energy and Combustion Science*，2018，69：63-102.

[26] Tang H，Gubbi S，Sun W. Investigation of flame structure in plasma-assisted ammonia swirling flames using NH planar laser-induced fluorescence[J]. *Combustion and Flame*，2025，274：114006.

[27] Hayakawa A，Arakawa Y，Mimoto R，et al. Experimental investigation of stabilization and emission characteristics of ammonia/air premixed flames in a swirl combustor[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*，2017，42(19)：14010-14018.

[28] Choe J，Sun W. Experimental investigation of non-equilibrium plasma-assisted ammonia flames using NH_2^*

chemiluminescence and OH planar laser-induced fluorescence[J]. *Proceedings of the Combustion Institute*, 2023, 39(4): 5439-5446.

[29] Taneja T S, Johnson P N, Yang S. Nanosecond pulsed plasma assisted combustion of ammonia-air mixtures: Effects on ignition delays and NO_x emission[J]. *Combustion and Flame*, 2022, 245: 112327.

[30] Kim G T, Seo B H, Lee W J, et al. Effects of applying non-thermal plasma on combustion stability and emissions of NO_x and CO in a model gas turbine combustor[J]. *Fuel*, 2017, 194: 321-328.

[31] Varella R A, Sagás J C, Martins C A. Effects of plasma assisted combustion on pollutant emissions of a premixed flame of natural gas and air[J]. *Fuel*, 2016, 184: 269-276.

[32] Paulauskas R, Martuzevičius D, Patel R B, et al. Biogas combustion with various oxidizers in a nanosecond DBD microplasma burner[J]. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 2020, 118: 110166.

[33] Ghabi A, Boushaki T, Bocanegra P E, et al. Laminar burning velocity, adiabatic flame temperature, and pollutants of biogas/air mixture at various CO_2 concentrations and plasma assist[J]. *Combustion Science and Technology*, 2023, 195(7): 1599-1621.

[34] Perrin-Terrin J B, Vaysse N, Durox D, et al. Plasma-assisted combustion of hydrogen swirling flames: Extension of lean blowout limit and NO_x emissions[J]. *Proceedings of the Combustion Institute*, 2024, 40(1-4): 105546.

[35] Liu X, He L, Zeng H, et al. Emission characteristics of kerosene-air spray combustion with plasma assistance[J]. *AIP Advances*, 2015, 5(9): 097180.

[36] Liu X, He L, Yi C, et al. Emission characteristics of aviation kerosene combustion in aero-engine annular combustor with low temperature plasma assistance[J]. *Thermal Science*, 2019, 23(2A): 647-660.

[37] Lin Y C, Yang P M, Chen C B. Reducing emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and greenhouse gases from engines using a novel plasma-enhanced combustion system[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2013, 13(3): 1107-1115.

[38] Chen H H, Wu C Y. Experimental investigation of the plasma-assisted spray combustion of methanol/water mixtures[J]. *Fuel*, 2024, 363: 130972.

[39] 贺靖龙. NTP 活化空气助燃垃圾焚烧的燃烧特性和 NO_x 减排特性研究[D]. 上海: 同济大学. 2022.
He Jinglong. Study on the Combustion Characteristics and De-NO_x Behaviors by Using NTP Activated Air for Waste Incineration[D]. Shanghai: Tongji University, 2002(in Chinese).

[40] Liang W J, Yin G B, Shi X J, et al. Performance of the chlorobenzene destruction with nonthermal plasma: Effects of the gas conditions and the gas components[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2023, 149(4): 04023009.

[41] Zhu T, Zhang X, Ma M, et al. 1,2,4-trichlorobenzene decomposition using non-thermal plasma technology[J]. *Plasma Science and Technology*, 2020, 22(3): 034011.

[42] 徐 飞, 骆仲泱, 王 鹏, 等. 脉冲放电降解垃圾焚烧飞灰 PAHs 和二恶英的研究[J]. 中国电机工程学报, 2007, 27(32): 34-39.
Xu Fei, Luo Zhongyang, Wang Peng, et al. Study on simultaneous decomposition of PAHs and dioxins in municipal solid waste fly ashes by pulse corona discharge[J]. *Proceedings of the CSEE*, 2007, 27(32): 34-39(in Chinese).

[43] Sidhu S, Edwards P. Role of phenoxy radicals in PCDD/F formation[J]. *International Journal of Chemical Kinetics*, 2002, 34(9): 531-541.

[44] Xu F, Wang H, Zhang Q, et al. Kinetic properties for the complete series reactions of chlorophenols with oh radicals—relevance for dioxin formation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1399-1404.

[45] Yu X, Dang X, Li S, et al. Abatement of chlorobenzene by plasma catalysis: Parameters optimization through response surface methodology(RSM), degradation mechanism and PCDD/Fs formation[J]. *Chemosphere*, 2022, 298: 134274.

[46] 杜蒙蒙, 温正城, 李 源, 等. OH 自由基降解二噁英 OCDD 的反应机理及动力学研究[J]. 环境科学学报, 2018, 38(3): 961-967.
Du Mengmeng, Wen Zhengcheng, Li Yuan, et al. Mechanism and kinetic study on the destruction of OCDD by OH radical[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(3): 961-967(in Chinese).

[47] Gong C, Sun X, Zhang C, et al. Theoretical study on the degradation reaction of octachlorinated dibenzo-p-dioxin with atomic oxygen $O(^3P)$ in dielectric barrier discharge reactor[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(11): 2283-2289.

[48] Wen Z, Wang Z, Xu J, et al. Quantum chemistry study on the destruction mechanism of 2, 3, 7, 8-TCDD by

OH and O_3 radicals[J]. *Chemosphere*, 2013, 92(3): 293-298.

[49] 王 静. PCDD/Fs 热力学相关性质及其与 H 自由基作用机制的理论研究[D]. 曲阜：曲阜师范大学，2013.
Wang Jing. Theoretical Study on Thermodynamic Properties of PCDD/Fs and Their Interaction Mechanism with H Radicals[D]. Qufu: Qufu Normal University, 2013 (in Chinese).

[50] Zhang C, Sun T, Sun X. Mechanism for OH-initiated degradation of 2, 3, 7, 8-tetrachlorinated dibenzo-p-dioxins in the presence of O_2 and NO/H_2O[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(11): 4756-4762.

[51] 陈宋璇，王 昊，张东伟，等. 垃圾焚烧飞灰中 2, 3, 7, 8-TCDF 低温降解反应模拟研究[J]. 中国有色冶金，2025，54(4)：139-146.
Chen Songxuan, Wang Hao, Zhang Dongwei, et al. Simulation investigation on low temperature degradation reaction of 2, 3, 7, 8-TCDF in fly ash[J]. *China Nonferrous Metallurgy*, 2025, 54(4): 139-146(in Chinese).

[52] 张 坤，孙胜敏，张 辉. OH 自由基引发的 2, 3, 7, 8-四氯代二苯并呋喃降解机理的理论研究[J]. 东北师大学报(自然科学版)，2014，46(4)：103-109.
Zhang Kun, Sun Shengmin, Zhang Hui. The mechanism study of the degradation reaction of 2, 3, 7, 8-TCDF initiated by OH radical[J]. *Journal of Northeast Normal University*(*Natural Science Edition*), 2014, 46(4): 103-109(in Chinese).

[53] Sun X, Zhang C, Zhao Y, et al. Atmospheric chemical reactions of 2, 3, 7, 8-tetrachlorinated dibenzofuran initiated by an OH radical: Mechanism and kinetics study[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(15): 8148-8155.

[54] 张 辉，孙胜敏. OH 自由基引发的 2, 3, 7, 8-TCDF 环异构化的反应机理[J]. 中国科技论文，2016，11(12)：1422-1425.
Zhang Hui, Sun Shengmin. Reaction mechanism of ring isomerization of 2, 3, 7, 8-TCDF initiated by OH radical[J]. *China Sciencepaper*, 2016, 11(12): 1422-1425(in Chinese).

[55] Lee J E, Choi W, Mhin B J, et al. Theoretical study on the reaction of OH radicals with polychlorinated dibenzo- p -dioxins[J]. *The Journal of Physical Chemistry A*, 2004, 108(4): 607-614.

[56] Wang S, Yu J, Cheng W, et al. Chemical kinetic analysis of plasma excited methane combustion[J]. *Chemical Physics Letters*, 2019, 730: 399-406.

[57] Zhang L, Yu J, Cheng W, et al. Study on ignition characteristics of kerosene pre-combustion plasma jet igniter[J]. *Physics of Fluids*, 2024, 36(6): 065130.

[58] Zhang P, Zhong W, Li Q, et al. Effect of plasma on combustion characteristics of boron[J]. *Chinese Physics B*, 2017, 26(11): 110501.

[59] Gong C, Yi L, Wang K, et al. Numerical modeling of plasma-assisted combustion effects on firing and intermediates in the combustion process of methanol–air mixtures[J]. *Energy*, 2020, 192: 116598.

[60] Zhang M, Chen Q, Liu N, et al. Kinetic insights into ammonia-hydrogen doped ignition and emission assisted by nanosecond pulsed discharge[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2024, 78: 773-782.

[61] Pastor J V, García-Oliver J M, García A, et al. Combustion improvement and pollutants reduction with diesel-gasoline blends by means of a highly tunable laser plasma induced ignition system[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 271: 122499.

[62] Hwang J, Kim W, Bae C. Influence of plasma-assisted ignition on flame propagation and performance in a spark-ignition engine[J]. *Applications in Energy and Combustion Science*, 2021, 6: 100029.

[63] Fei L, Zhao B B, Chen Y, et al. Rotating gliding arc discharge plasma-assisted combustion from ignition hole[J]. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 2021, 129: 110473.

[64] Chen Y, He L M, Fei L, et al. Experimental study of dielectric barrier discharge plasma-assisted combustion in an aero-engine combustor[J]. *Aerospace Science and Technology*, 2020, 99: 105765.