

深度调峰下燃煤电站副产物中砷的赋存形态分析

乔冠铭, 李远鹏, 杨森, 解姣姣, 苑春刚*

(河北省新能源环境安全与资源化重点实验室, 华北电力大学环境科学与工程系, 河北 保定 071003)

摘要: 在新能源并网的背景下, 燃煤电站深度调峰导致污染物在多介质中的分配呈现新的特征。该文以某600 MW高砷燃煤电站为研究对象, 揭示了负荷变化对炉渣、飞灰及脱硫石膏等燃煤副产物中砷赋存形态的影响。结果表明, 高负荷条件下炉渣中砷以稳定的残渣态为主(约72%~77%), 易迁移态比例较低, 表明经高温熔融与玻璃化后残渣态砷被稳定封存。飞灰中砷形态对负荷变化的响应显著, 高负荷飞灰中易迁移态(F1~F3)比例较高, 而低负荷飞灰则更易向残渣态(F5)富集, 这与飞灰中的Ca、Fe反应位点密切相关。脱硫石膏中砷的总量及形态分布随负荷变化基本保持稳定, 其赋存特征主要受湿法脱硫体系化学条件控制。研究结果可为深度调峰背景下燃煤副产物的资源化利用及环境风险管控提供参考。

关键词: 燃煤电站; 深度调峰; 砷; 顺序提取; 赋存形态分析

中图分类号: O613.63; TM621 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)10-0001-07

Arsenic Fractions in Byproducts from Coal-fired Power Plant Under Deep Peak-load Regulation

QIAO Guan-ming, LI Yuan-peng, YANG Sen, XIE Jiao-jiao, YUAN Chun-gang*

(Hebei Key Laboratory of New Energy Environmental Safety and Resource Utilization, Department of Environmental Science and Engineering, North China Electric Power University, Baoding 071003, China)

Abstract: Owing to the widespread grid integration of renewable energy, deep peak-load regulation in coal-fired power plants has introduced novel multimedia pollutant partitioning behaviors. This study investigates a 600 MW coal-fired power plant burning high-arsenic coal to examine the effects of load variation on the speciation of arsenic in slag, fly ash, and desulfurization gypsum. Under high-load conditions, arsenic in slag is dominated by the stable residual fraction (72%–77%), whereas the proportion of labile fractions remains low, indicating that high-temperature melting and vitrification favor the stable sequestration of residual arsenic in slag. In fly ash, arsenic fractionation is highly sensitive to load variations. Under high-load conditions, the proportion of labile fractions (F1–F3) is relatively high, whereas under low-load conditions, arsenic accumulates in the residual fraction (F5). This pattern is closely associated with the availability of reactive Ca- and Fe-bearing sites in fly ash. In desulfurization gypsum, total arsenic content and fraction distribution remain stable across loads, showing that occurrence characteristics are primarily governed by the wet flue gas desulfurization system's chemical conditions. These findings establish a basis for coal combustion byproduct utilization and environmental risk management under deep peak-load regulation.

Key words: coal-fired power plant; deep peak-load regulation; arsenic; sequential extraction; speciation analysis

构建新型电力系统是落实能源安全战略和“双碳”目标的关键举措^[1]。随着风电、光伏等装机与发电占比的持续提升, 其间歇性与随机性问题对电力系统的调峰、调频与保供能力提出更高要求^[2]。2024年我国煤炭消费占能源消费总量的53.1%^[3], 煤电发电量占总发电量比重降至63.2%^[4], 煤电仍承担电力系统基础保障与调节的功能。深度峰值负荷调节技术是保障新型电力系统安全稳定运行的重要手段, 机组需在低负荷工况(20%~50%)下实现平稳运行, 并将成为未来煤电运行主要形式^[5-6], 而低负荷运行对燃烧过程和减排装置与污染物迁移转化造成的影响亟待研究^[7]。

收稿日期: 2026-03-13; 修回日期: 2026-06-28

基金项目: 国家自然科学基金项目(22176056)

* 通讯作者: 苑春刚, 博士, 教授, 研究方向: 重金属污染防治、污染物形态分析, E-mail: cgyuan@ncepu.edu.cn

针对常规污染物的排放控制,我国已成为全球煤电超低排放标准最严格的国家。而燃煤过程中排放的非常规污染物(砷、汞和铅等)亦会对环境与健康构成较大威胁^[8]。砷(As)具有生物累积性和环境可迁移性,同时具有致癌性^[9]。砷的环境风险不仅与排放总量相关,更与其在介质中的赋存形态密切相关。燃煤副产物(如飞灰、炉渣及脱硫副产物)中砷若主要以易迁移态存在,在一定条件下将发生浸出与迁移,间接进入地表水体,造成二次污染^[10]。

负荷波动会导致烟气温度和烟气流速的变化^[11-13],进而影响砷的释放^[14-16]。这将显著影响副产物中砷的分配富集及其最终赋存形态,进而决定其迁移能力与环境风险水平^[17]。在燃煤机组负荷波动成为常态的背景下,尚缺乏不同负荷下燃煤副产物中砷赋存形态的研究。厘清砷在不同燃煤副产物中的赋存形态及其随负荷变化的响应规律,对其资源化利用与风险分级管控具有现实意义。本研究基于燃煤电站深度调峰实际工况,对燃煤副产物中砷的赋存形态进行详细探究,揭示了负荷波动对炉渣、飞灰及脱硫石膏中砷赋存形态的差异化影响,为深度调峰背景下燃煤副产物的资源化利用及环境风险管控提供了参考。

1 实验部分

1.1 燃煤电站和煤质基本情况

选取我国北方某 600 MW 电厂,为达到超低排放的要求,机组配备选择性脱硝系统(SCR)、静电除尘器(ESP)和湿法烟气脱硫系统(WFGD)。

该燃煤电站的 30 个入炉煤样品砷平均含量为 20.43 $\mu\text{g/g}$,符合中国煤炭行业标准(MT/T 803-1999)^[18]三级标准。

1.2 样本采集与分析

炉渣、飞灰样品在燃煤电站灰渣采样点现场采集,脱硫石膏样品在石膏传送带上采集。样品在烘箱 60 $^{\circ}\text{C}$ 烘干 6 h 后,研磨过筛,置于干燥器中保存备用。样品中砷含量的检测:首先,取(0.1 $\pm$ 0.01) g 样品,加入 6 mL 混酸微波消解($\text{HF}:\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}_2=1:4:1$),消解程序见表 1,使用原子荧光光谱仪(AFS-933)测量砷含量。

表 1 微波消解仪程序参数

Table 1 Program parameters of microwave digestion instrument

Parameter Name	Stage				
	1	2	3	4	5
压力(MPa)	1	1.5	2.0	2.5	3.0
温度($^{\circ}\text{C}$)	100	120	150	170	180
功率(W)	3 000	3 000	3 000	3 000	3 000
升温时间(s)	300	120	180	120	600
恒温时间(s)	60	60	60	60	1 200

1.3 顺序提取体系

本文参考 Wenzel 等^[19-21]的研究,应用改进的逐级顺序提取方法研究砷在燃煤副产物中的赋存形态。该方法将砷分为 5 种形态:非特异性吸附态(F1)、特异性吸附态(F2)、无定形和弱结晶铁铝氧化物结合态(F3)、全结晶铁铝氧化物结合态(F4)和残渣态(F5)。顺序提取结果常用于判断元素在固相介质中的相对活性与潜在迁移性,其中前 3 种形态是易迁移部分,对生物的危害较大。提取所用试剂与方法见表 2。

表 2 逐级顺序提取步骤

Table 2 Step-by-step extraction procedure

Occurrence forms	Reagents	Extraction Conditions
F1	25 mL(NH_4) ₂ SO ₄ (0.05 mol/L)溶液	回旋振荡 4 h、20 $^{\circ}\text{C}$
F2	25 mL $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ (0.05 mol/L)溶液	回旋振荡 16 h、20 $^{\circ}\text{C}$
F3	25 mL(NH_4) ₂ C ₂ O ₄ (0.2 mol/L, pH=3.25)溶液	避光回旋振荡 4 h、20 $^{\circ}\text{C}$
F4	25 mL(NH_4) ₂ C ₂ O ₄ (0.2 mol/L)+抗坏血酸(0.1 mol/L)	90 $^{\circ}\text{C}$ 见光水浴 0.5 h
F5	1 mL HF+4 mL HNO_3 +1 mL H_2O_2	微波消解

2 结果与讨论

2.1 炉渣中砷的赋存形态分析

由图1可见, 经过5步顺序提取后, 在高负荷工况(92.41%、88.39%)下, 炉渣中的砷主要赋存于残渣态(F5), 占比分别为77%与72%, 而相对易迁移态(F1~F3)的占比最低为12%~16%。结果表明, 高负荷炉渣中的砷以稳定性较高的残渣态为主, 其潜在迁移性及环境释放风险相对较低。

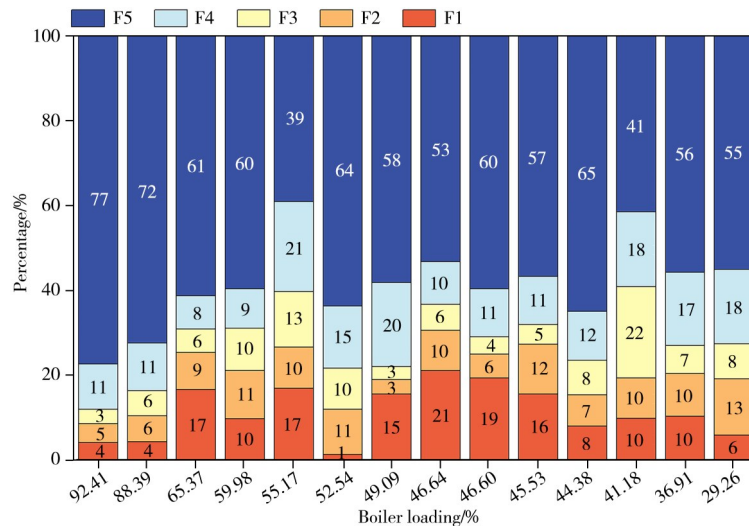


图1 不同负荷下炉渣中砷的赋存形态

Fig. 1 Speciation of arsenic in slag under different loads

从图2可以发现, 高负荷炉渣为球形玻璃态颗粒, 表面较平滑, 仅有少量孔隙, 这意味着炉渣颗粒经历高温后充分熔融, 在表面张力作用下趋于圆整, 并在冷却中快速固化成玻璃态。相反, 低负荷下炉温相对较低, 炉渣呈泡沫多孔结构, 孔洞较多, 熔融不充分。已有研究指出干式炉渣往往具有较明显孔隙结构, 而熔融态炉渣经冷却后可形成光滑玻璃态表面, 同时温度升高通常伴随灰分颗粒团聚加剧和孔隙率下降^[22]。Zhou等^[23]研究煤灰烧结行为时, 也发现炉渣的烧结与致密化程度随温度升高而增强, 当温度低时更易出现熔融不充分或多孔结构。

由图3可知, 相比低负荷炉渣, 高负荷炉渣中砷含量偏低, 可从“高温挥发迁移”与“熔融玻璃态固化”两个方面对形态差异进行解释。由于高负荷条件下炉膛温度通常更高, 促进砷以 $As_2O_3(g)$ 等挥发性气相更充分释放, 并在后续冷却与颗粒形成过程中向烟气-飞灰体系迁移富集, 最终降低炉渣中砷的固相滞留。据文献报道^[24], 砷在烟气中的释放行为对温度高度敏感, 温度升高会显著强化气相砷的释放过程。炉渣熔融并冷却后易生成玻璃体或致密矿物晶格结构, 该类结构对残留砷有更强的包裹与固化作用, 使其在顺序提取中表现为残渣态比例升高。现有研究采用

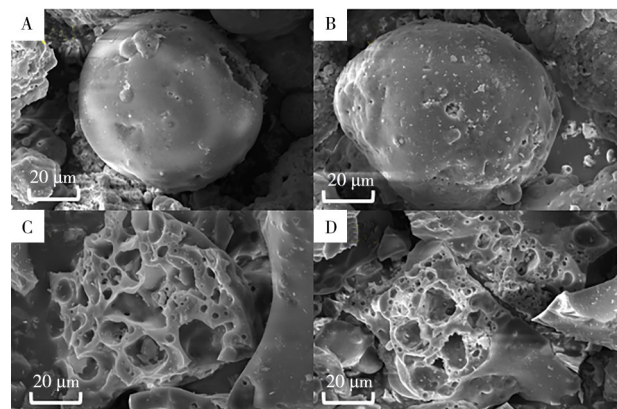


图2 高负荷炉渣(A、B)和低负荷炉渣(C、D)的SEM图

Fig. 2 SEM images of high-load slag(A, B) and low-load slag(C, D)

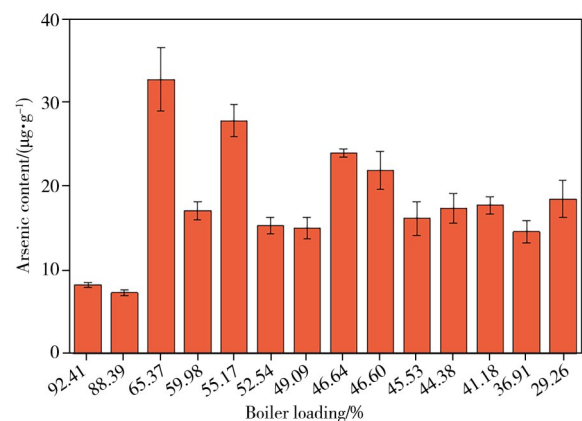


图3 不同负荷下产生的炉渣中砷的含量

Fig. 3 Arsenic content in slag produced under different loads

顺序提取方法评估玻璃态熔融渣对金属或类金属的封存能力, 普遍指出玻璃化渣体的封存能力更强、迁移性更低^[25]。

2.2 飞灰中砷的赋存形态分析

由图4可见, 飞灰中砷的形态占比随负荷发生规律性变化: 高负荷工况下产生的飞灰中残渣态(F5)占比较低, 而易迁移的组分(F1~F3)占比较高; 低负荷飞灰则呈现相反趋势(F5较高、F1~F3较低)。ICP-OES结果如图5所示, 高负荷飞灰中Ca、Fe的总量整体偏低, 而低负荷飞灰中Ca、Fe总量整体偏高。

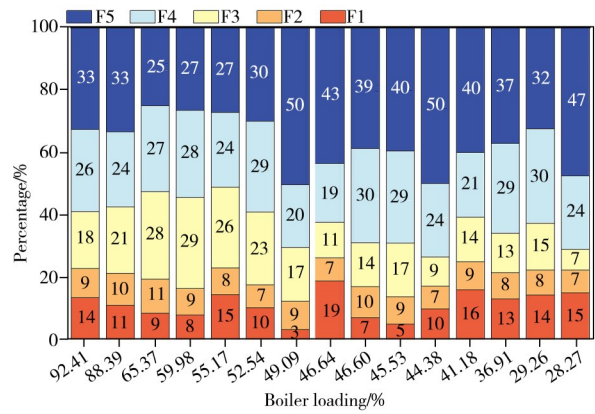


图 4 不同负荷下飞灰中砷的赋存形态

Fig. 4 Speciation of arsenic in fly ash under different loads

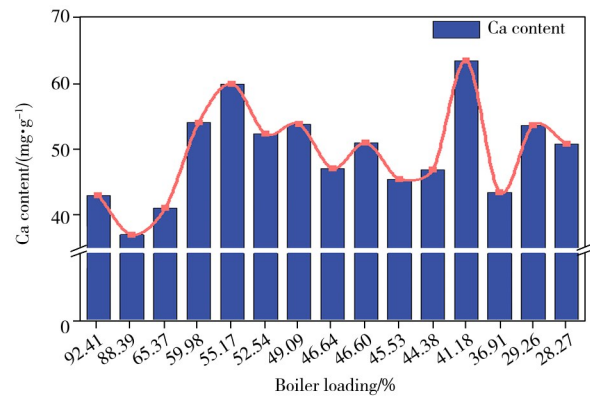
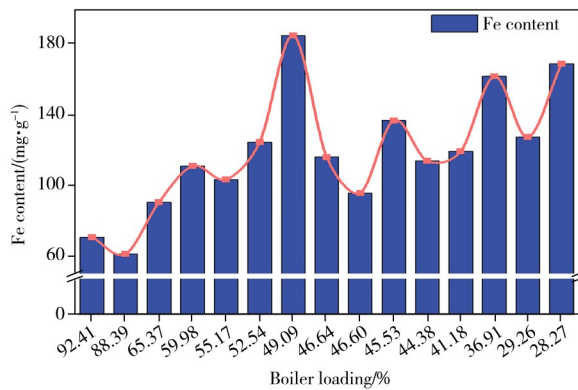


图 5 不同负荷下飞灰中Fe和Ca的含量

Fig. 5 Fe and Ca contents in fly ash under different loads

XRF结果如表3所示, 低负荷飞灰中 Fe_2O_3 含量相比高负荷提高35%, CaO 含量相比高负荷提高26%。高负荷飞灰 SiO_2 含量更高, 其硅铝酸盐与玻璃体比例可能更高。

表 3 不同负荷下飞灰的XRF表征

Table 3 XRF characterization of fly ash under different loads

Type	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	Na_2O	K_2O	MgO	TiO_2
高负荷飞灰	56.13	24.93	6.95	5.39	1.48	1.43	1.30	1.19
低负荷飞灰	53.01	24.09	9.39	6.79	1.44	1.42	1.38	1.09

不同负荷工况会影响飞灰的形貌特征与孔隙结构, 采用SEM与BET对飞灰进行表征分析, 如图6和表4所示。低负荷飞灰的比表面积与孔容显著高于高负荷飞灰。高负荷样品的平均孔径略大, 总体比表面积与孔容偏低, 说明高负荷时飞灰经历更高的温度导致颗粒表面与孔结构发生一定程度的变化, 从而减少了可用于气相砷异相凝结、表面吸附及后续矿化沉淀的有效位点供给。鉴于气相砷向灰相转化通常依赖冷却时的表面过程与反应窗口, 更高的比表面积与孔容意味着更充足的表面活性位点, 这在顺序提取上与低负荷飞灰中砷更易向难提取组分富集的趋势相一致。相反, 高负荷样品表面有效位点供给不足可能使砷更易停留于表面富集但结合强度相对较弱的组分。

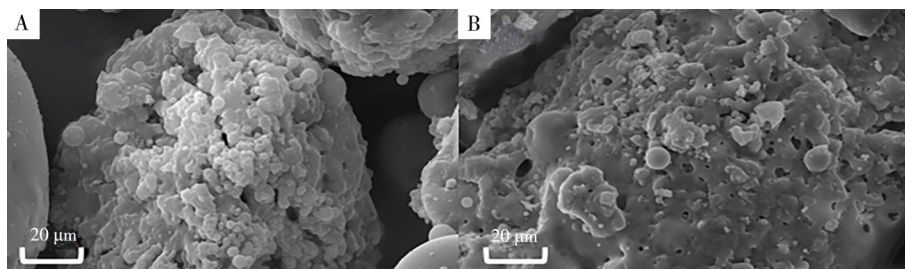


图 6 高负荷飞灰(A)和低负荷飞灰(B)SEM图

Fig. 6 SEM images of high-load fly ash(A) and low-load fly ash(B)

表 4 不同负荷下飞灰的 BET 表征

Table 4 BET characterization of fly ash under different loads

	BET 比表面积 ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	BJH 吸附累积孔体积 ($\text{cm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$)	BJH 脱附累积孔体积 ($\text{cm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$)	BJH 吸附平均孔径 /nm	BJH 脱附平均孔径 /nm
高负荷飞灰	2.21	2.06	2.04	4.19	3.53
低负荷飞灰	4.13	3.52	3.30	3.84	3.03

从过程机理看，砷在燃烧高温区易以 $\text{As}_2\text{O}_3(\text{g})$ 等挥发性砷氧化物的形式进入烟气，并在烟气冷却过程中通过均相冷凝、异相凝结和颗粒表面吸附等方式向颗粒相迁移，这是燃煤痕量元素由气相向细颗粒富集的典型过程。在烟气冷却阶段，气相砷向飞灰的转化主要依赖于“化学吸附与表面反应”，且冷却时的温度历程和动力学窗口会显著影响其最终结合形态与稳定性^[26-27]。

在此基础上，飞灰中含钙组分（如 CaO ）与 $\text{Fe}(\text{III})$ 氧化物提供了关键的反应位点，有助于将“表面沉积砷”转化为更稳定的结合形态。热力学与密度泛函理论（DFT）研究表明， CaO 与 Fe_2O_3 表面氧位对多种气相 $\text{As}(\text{III})$ 具有显著捕集能力，并可形成更稳定的结合态。 $\text{As}_2\text{O}_3(\text{g})$ 在 800°C 以下时会与含 CaO 的飞灰迅速反应形成更稳定的 $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ ，且钙组分对砷形态转化及浸出行为具有支配作用^[28]。 As_2O_3 与飞灰的动态吸附与形态分布证明： Ca 与 Fe 的协同对 As_2O_3 的吸附具有主导作用，且含 Ca 产物稳定性较强，而含 Fe 铁产物在较高温度可能发生再释放^[24]。针对 Fe_2O_3 的 DFT 计算也证实 $\text{As}_2\text{O}_3(\text{g})$ 可在其表面氧位形成强吸附并发生活化^[29]。

高负荷飞灰中 Ca 、 Fe 总量偏低，表明可用于形成钙的砷酸盐和铁砷氧化物的有效位点不足，这时冷却沉积于飞灰表面的砷更可能停留在以弱化学吸附为主的形态。此外，高负荷工况通常具有显著更大的烟气量与冷却速度，缩短了气固接触时间并压缩冷却反应时间，可能限制了表面沉积砷的进一步固定。研究指出砷在燃烧过程中会显著汽化并在烟气中冷凝富集于飞灰表面，同时可与玻璃相、铁氧化物或钙砷酸盐等多相共存^[30]。当缺少足够的 Ca 、 Fe 反应位点时，表面富集但未充分固定的砷更容易在顺序提取前段被释放。从矿物表面化学角度，虽然砷酸根可以在赤铁矿表面形成有序的桥联双齿内配位络合物，但体系缺乏可促使其向有序内配位或沉淀态转化的条件时，如足够的反应性 Fe 位点或反应时间，弱结合的砷酸根占比更可能上升。

相反，低负荷飞灰中较高的 Ca 和 Fe 含量提供了更多反应位点且气-固反应时间更充分，有助于冷凝和吸附的砷充分固定。Sherman 等^[31]指出，砷酸根在 $\text{Fe}(\text{III})$ 氧化物和水合氧化铁上呈强吸附，通过配体交换形成的双齿络合往往需要更强的提取条件才可破坏。

负荷变化不仅影响砷的挥发与冷却沉积，还可能通过调控飞灰中 Ca 、 Fe 反应性位点供给及冷却时的反应窗口，共同决定“表面富集砷”能否进一步完成二次矿化或强络合固化，从而驱动砷在不同形态间的分配。

2.3 脱硫石膏中砷的赋存形态分析

不同负荷下脱硫石膏中砷的赋存形态分布变化很小（图 7）。其中 F3 与 F4 为主导形态，分别约占 35%~39% 与 43%~49%，F2 约为 9%~13%，F1 仅为 1%~2%；而残渣态 F5 较低（约 4%~10%）。结合图 8 数据表明：在本研究覆盖的负荷范围内，负荷变化对脱硫石膏中砷的总量与形态分布影响很小。石膏中砷的最终赋存主要由 WFGD 的浆液化学与结晶路径控制，负荷变化更多体现为烟气与副产物总量的同比变化，且最终被脱硫一体化装置运行的控制与体系缓冲所“平均化”。

砷主要以 F3 和 F4 态存在，说明石膏中的砷更倾向与 Fe/Al 氧化物态相结合，这与 Al-Abed 等^[17]关于石膏中砷与铁氧化物相关的结论相一致，其基于 XRF 等表征指出砷与铁氧化物的强结合机制通常会压低弱吸附态的相对占比。WFGD 更倾向将可溶态砷保留在液相并通过废水处理链去除，从而进一步降低 F1 的形成与滞留概率^[32]。残渣态占比较低说明砷进入 $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 晶格的固溶并非主要路径：已有研究证明，砷酸根在特定条件下可以进入石膏晶体并引起晶胞参数变化^[33]，但其进入程度受到 pH 值、离子强度及共存杂质等因素的共同影响。结合残渣态维持较低占比且对负荷波动不敏感的特征，可以推测在 WFGD 常见工况下，砷更可能优先经历表面吸附或被氧化物相捕集，从而使 F5 难以成为主导形态^[34]。

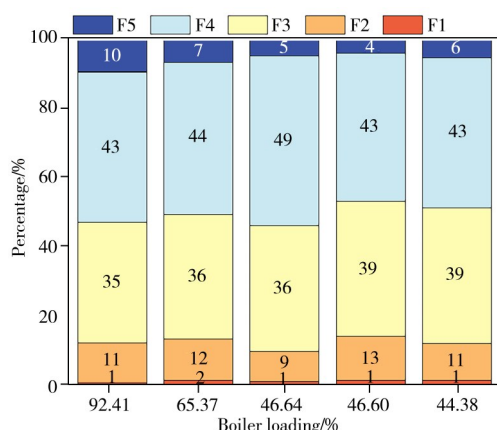


图 7 不同负荷下脱硫石膏中砷的赋存形态

Fig. 7 Speciation of arsenic in desulfurization gypsum under different loads

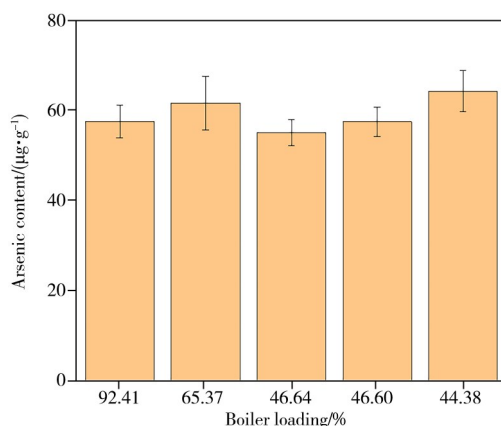


图 8 不同负荷下产生的脱硫石膏中砷含量

Fig. 8 Arsenic content in desulfurized gypsum under different loads

WFGD 系统本身的高循环量与大体积浆液特征能显著增强系统对负荷波动的化学缓冲作用。日常运行中, pH 值、液气比及氧化还原条件等参数往往由控制系统维持在相对窄的波动范围内。因此, 在本研究的深度调峰条件下, 脱硫石膏中的砷总量与形态分布未受负荷波动影响。

3 结 论

本研究对燃煤副产物中砷赋存形态的研究结果显示, 高负荷炉渣中砷以残渣态为主, 易迁移态比较低, 外观呈光滑玻璃态且表面较致密, 表明高温下熔融玻璃化更充分。结合砷总量情况, 可认为高负荷一方面强化了砷挥发并向烟气与飞灰迁移, 另一方面通过玻璃化与致密结构包裹固化残留砷, 表明其潜在迁移性与环境风险较低。飞灰中砷的赋存形态对负荷波动表现出系统差异。形态差异与其组分背景和界面特征变化相一致: 低负荷飞灰中 Ca、Fe 活性位点更多, 具备更充分的表面反应与滞留界面条件, 有利于冷却段砷的沉积、吸附和矿化转化。在研究的负荷范围内, 脱硫石膏中砷总量及赋存形态对负荷变化不敏感。其形态受 WFGD 浆液化学条件、结晶过程及废水处理回用体系的协同控制, 在关键参数维持稳定的前提下, 负荷变化的影响更易被系统的循环混合与化学缓冲所削弱。本研究基于实际工况, 揭示深度调峰对燃煤副产物中砷形态分布的动态影响, 为今后评估其环境风险及处置提供了基础依据。后续研究可针对更广泛的机组、更宽的负荷区间及更长的时间范围开展连续现场采样, 以完善不同机组深度调峰下燃煤固废的环境风险评价体系。

参考文献:

- [1] Liu J Z, Du Z M, Wang Q H, Fan H B, Liu C. *New Type Power Syst.* (刘吉臻, 杜忠明, 王庆华, 樊欢豹, 刘闯. 新型电力系统), **2024**, 2(4): 357–370.
- [2] Gao Y, Zhang X, Xu X, Liu L, Zhao Y, Zhang S. *Mol. Liq.*, **2021**, 343(31): 117554.
- [3] National Bureau of Statistics of China. *China Statistical Yearbook* (中国统计年鉴. 中国国家统计局), **2025**.
- [4] China Electricity Council. *2024 Economic Operation Report of the Electric Power Industry* (中国电力企业联合会. 2024 年电力行业经济运行报告), **2025**.
- [5] Zhang L L, Li M, Zhou X M, Li Y J, Yang J G, Zhao H, Shi H X. *Electric Power* (章良利, 李敏, 周晓蒙, 郇宜进, 杨建国, 赵虹, 施浩勋. 中国电力), **2017**, 50(7): 85–89.
- [6] Guan H, Feng Y, Yang X, Du Y, Feng D, Zhou Y. *Energy Rep.*, **2022**, 8: 112–120.
- [7] Gu Y, Jing X, Chen D, Zhong W, Li Q. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, **2016**, 54: 723–731.
- [8] Yuan C G, Bian M, Liu S, Li L Q, Liu F C, Guo Q, Guo S W, Duan X L. *J. Environ. Chem. Eng.*, **2025**, 13(2): 115376.
- [9] Ma X P, Yang G, Qiao G M, Liu S Y, Xie J J, Li Y P, Yuan C G. *J. Environ. Manage.*, **2025**, 385: 125576.
- [10] Jankowski J, Ward C R, French D. *Fuel*, **2006**, 85(2): 243–256.
- [11] Chan Z, Wang C G, Liang C, Zhang Y, Xing J Y, Edward J. *Anthony. Chem. Eng. J.*, **2019**, 392: 123648.
- [12] Liu H, Wang C, Sun X, Zhang Y, Zou C. *Energy Fuels*, **2016**, 30(4): 9.
- [13] Wang C, Liu H, Yue Z, Chan Z, Anthony E J. *Prog. Energy Combust. Sci.*, **2018**, 68(9): 1–28.
- [14] Huang Y D, Hu H Y, Gong H Y, Liu H M, Fu B, Li S, Luo G Q, Yao H. *J. Fuel Chem. Technol.* (黄永达, 胡红云, 龚泓宇, 刘慧敏, 付彪, 李帅, 罗光前, 姚洪. 燃料化学学报), **2020**, 48(11): 1281–1297.

- [15] Huang Y, Li A, Hu H, Li S, Zou C, Zou R, Wu X, Naruse I, Yao H. *Proc. Combust. Inst.*, **2024**, 40 (1/4) 105467.
- [16] Chen G Y, Sun Y N, Wang Q, Yan B B, Cheng Z J, Ma W C. *Fuel*, **2019**, 240: 31–39.
- [17] Al-Abed S R, Jegadeesan G, Scheckel K G, Tolaymat T. *Environ. Sci. Technol.*, **2008**, 42(5): 1693–1698.
- [18] Fu C, Bai X F, Jiang Y. *J. China Coal Soc.* (傅丛, 白向飞, 姜英. 煤炭学报), **2012**, 37(1): 96–102.
- [19] Wenzel W W, Kirchbaumer N, Prohaska T, Stingeder G, Adriano D C. *Anal. Chim. Acta*, **2001**, 436(2): 309–323.
- [20] Xu W Q, Liu Y S, Hu M, Yu H Y, Bao L J. *J. Instrum. Anal.* (徐文卿, 刘雨森, 胡敏, 于焕云, 鲍恋君. 分析测试学报), **2024**, 43(8): 1220–1226.
- [21] Yuan C G, Jin Y, Wang S. *Fresen. Environ. Bull.*, **2013**, 22(3a): 884–889.
- [22] Peng A, Lu H, Zhao W, Morvan H, Zhu M. *Processes*, **2025**, 13(1): 242.
- [23] Zhou B, Zhou H, Wang J, Cen K. *Fuel*, **2015**, 150: 526–537.
- [24] Shen F, Liu J, Zhang Z, Dai J. *Environ. Sci. Technol.*, **2015**, 49(22): 13716–13723.
- [25] Kuo Y M, Wang C T, Wang J W, Huang K L. *J. Hazard. Mater.*, **2009**, 169(1/3): 635–642.
- [26] Du X, Tang J, Gao X, Chen Y, Ran J, Zhang L. *Energy Fuels*, **2016**, 30(5): 4209–4214.
- [27] Xu W T, Song G C, Yang X, Song Q, Yao Q. *Fuel*, **2022**, 330: 125557.
- [28] Hartuti S, Kambara S, Takeyama A. *Mater. Sci. Eng. A*, **2017**, 7(4): 9.
- [29] Zhang Y, Liu J. *Energy Fuels*, **2019**, 33(2): 1414–1421.
- [30] Fu B, Hower J C, Dai S, Mardon S M, Liu G. *ACS Omega*, **2018**, 3(12): 17637–17645.
- [31] Sherman D M, Randall S R. *Cosmochim. Acta*, **2003**, 67(22): 4223–4230.
- [32] Gingerich D B, Grol E, Mauter M S. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, **2018**, 4(7): 909–925.
- [33] Fernández-Martínez A, Cuello G J, Johnson M R, Bardelli F, Román-Ross G, Charlet G, Turrillas X. *J. Phys. Chem. A*, **2008**, 112(23): 5159–5166.
- [34] Zhang D, Yuan Z, Wang S, Jia Y, Demopoulos G P. *J. Hazard. Mater.*, **2015**, 300(9): 272–280.

(责任编辑：盛文彦)