Ce 掺杂低钒 **V₂ O₅ -WO₃ / TiO₂** 催化剂脱除烟气元素 示的研究

万奇,段雷*,贺克斌,陈亮,李俊华

(清华大学环境学院,环境模拟与污染控制国家重点联合实验室,北京 100084)

摘要:制备了 Ce 掺杂的低矾 V₂O₅-WO₃/TiO₂ 催化剂,在模拟燃煤烟气条件下开展 Hg⁰ 的脱除实验.结果表明该催化剂具有很好的 Hg⁰ 脱除能力,在 200 ~ 500℃ 的温度范围内能脱除烟气中 95% 的 Hg⁰.催化剂表征结果表明,比表面积、孔容和孔径与汞脱除能力没有显著相关性. XPS 的结果表明,催化剂表面的 Ce 是以 Ce⁴⁺ 的形式存在,有利于 Hg⁰ 的脱除反应.抗硫抗水实验表明,H₂O 会轻微抑制 Hg⁰ 的脱除反应,主要原因是 H₂O 和 Hg⁰ 在样品表面的竞争吸附;SO₂ 会促进 Hg⁰ 的脱除反应,原因是 SO, 能增加样品表面的酸吸附位且增加表面 Hg⁰ 的吸附量.

关键词:汞脱除;铈掺杂;低矾;烟气;吸附

中图分类号:X701 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)09-2800-05

Removal of Gaseous Elemental Mercury over Cerium Doped Low Vanadium Loading V_2O_5 -WO₃/TiO₂ in Simulated Coal-Fired Flue Gas

WAN Qi, DUAN Lei, HE Ke-bin, CHEN Liang, LI Jun-hua

(State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: This paper discussed a recent study of mercury removal by gaseous hydrogen chloride over novel Ce doped low vanadium V_2O_5 -WO₃/TiO₂ catalysts under a bench scale condition. The performances on Hg⁰ removal over the catalyst were tested in simulated flue gas with 80-100 µg · m⁻³ Hg⁰, 8% O₂, 10×10⁻⁶ HCl, 8% H₂O, 800×10⁻⁶ SO₂ and balanced with N₂. Results showed that about 95% of Hg⁰ could be removed. According to the characterization results, BET surface areas had not significant influence on catalytic performance. XPS results indicated that Ce⁴⁺ oxide was a mainly form in the catalysts surface, which was beneficial for Hg⁰ removal reactions. Water vapor slightly inhibited Hg⁰ removal efficiency, due to the competitive adsorption, however, SO₂ promoted the oxidation reactions, resulting in higher removal efficiencies.

Key words: mercury removal; cerium doped; low vanadium; flue gas; adsorption

燃煤电厂是大气中元素汞(Hg⁰)主要的人为 排放源之一[1],燃煤排放导致环境大气汞浓度的 持续上升已经引起关注^[2,3].我国是世界上最大的 燃煤国家,未来对大气汞污染实施控制将不可回 避.由于我国烟气污染物控制起步较晚,没有为脱 汞预留足够的空间,利用现有的烟气控制装置除 汞是最经济的措施之一,特别是在脱硝装置中同 时脱汞具有重要的现实意义[4].国内外学者对一 些 SCR 催化剂的脱汞性能进行了研究,如 V,O,- WO_3/TiO_2 , Mn/alpha-Al₂O₃和 Cu_xCo_{3-x}O₄等^[5-7], 然而过渡金属成本较高,活性组分 V,O,的前驱体 毒性非常大,易对人体和环境产生危害.本研究在 工业脱硝催化剂 V,O₅-WO₃/TiO, 的基础上,降低 V的用量,添加第二助剂 Ce 以制备脱汞催化剂, 具有成本低、毒性小、抗水抗硫性能以及 Hg[°] 脱 除性能优良等优点.

1 材料与方法

1.1 催化剂样品制备

本研究中的催化剂样品均采用浸渍法制得^[8]. 将一定质量的 TiO₂ (Degussa P25)粉末添加到 200 mL 预先按比例配好的硝酸铈[Ce(NO₃)₃ · 6H₂O]、仲钨酸铵[5(NH₄)₂O · 12WO₃ · 5H₂O]和偏钒酸铵 (NH₄VO₃)的溶液中得到含沉淀的混合浆液.该混合浆液超声浸渍2h 后磁力搅拌12h,再110℃恒温烘干,接着在 550℃的空气中煅烧4h,常温冷却后过40~60 目筛.样品有 V1W9/Ti、V0.5Ce1W9/Ti、V0.1Ce1W9/Ti、V0.1Ce9W9/Ti,

收稿日期:2010-12-08;修订日期:2011-01-12

基金项目:国家自然科学基金重点项目(20937002)

作者简介:万奇(1981~),男,博士研究生,主要研究方向为燃煤电 厂污染控制技术,E-mail:wanq07@mails.tsinghua.edu.cn

^{*} 通讯联系人, E-mail:lduan@tsinghua.edu.cn

金属以氧化物形式存在,元素后面的数字表示质量 分数,载体均为 TiO₂.

1.2 Hg[°] 脱除实验

实验系统由烟气模拟、催化转化和检测系统组 成.烟气模拟系统由一根元素汞渗透管(Hg⁰ permeation tube, VICI Corp.可产生浓度稳定的Hg⁰ 蒸气)、标气如N₂、O₂、HCl、SO₂和相应的质量流 量控制器(MFC)组成;催化转化系统是一个垂直放 置的石英管反应器(长度 720 mm,外径 8 mm,内径 6 mm),反应器内嵌于一个电加热炉中,内置的温控 仪来控制反应器处于设定的温度.Hg⁰脱除效率在 不同温度下(100~500℃)测试得到.检测系统是一 台 Lumex RA915 + 汞分析仪(Lumex,Ohio Corp.), 它根据原子吸收光谱的选择性来测定 Hg⁰浓度,能 提供实时 Hg⁰浓度数据.模拟烟气通过旁路测定 Hg⁰的进口浓度,一旦达到稳定,模拟烟气就被转移 通过催化剂样品进行测试.Hg⁰的脱除效率(E_{rem}) 通过进口和出口的 Hg⁰浓度差计算:

$$E_{\rm rem}(\%) = \frac{{\rm Hg}_{\rm inlet}^0 - {\rm Hg}_{\rm outlet}^0}{{\rm Hg}_{\rm inlet}^0} \times 100\%$$

实验气体总流量 500 mL/min,催化剂质量是 0.2 g,空速为100 000 h⁻¹左右.混合气体包括 8% O_2 ,10×10⁻⁶ HCl,80~100 μ g·m⁻³ Hg⁰,N₂ 为平衡 气体.抗硫抗水性测试另含 800×10⁻⁶ SO₂,8% H,O.

1.3 催化剂表征

催化剂样品的比表面、孔径分布及孔体积使用 美国 Quantasorb NOVA 4000 高速自动比表面与孔隙 度分析仪,在温度为 77 K 时进行测定.比表面测量 范围 > 0.01 cm² · g⁻¹,孔径 0.35 ~ 200 nm.

XPS(X 射线光电子能谱)分析在美国 PHI Quantera SXMTM(ULVAC-PHI. Inc)型X射线光电 子能谱仪上进行.采用位置灵敏度检测器(PDS),选 用 Al/Mg 双阳极靶,能量分辨率 0.4 eV,灵敏度 80 kCPS,角分辨率为 45°,分析室真空度为 2.9 × 10⁻⁷ Pa. 溅射条件为:扫描型Ar+枪,面积 8 mm × 8 mm,溅射速度约为 4 nm/min,能量为 3.0 kV,发射 电流为 25 mA.分析结果均用 C1s 校正.

汞的程序升温脱附(Hg-TPD)实验在固定床石 英反应器中进行.预先吸附 24 h Hg⁰ 蒸气的样品 0.2 g,通入稳定流速的 N_2 ,使吸附在样品表面的 Hg⁰ 在程序升温过程中[10(°)/min]脱附,随着温 度升高脱附速率增加,经过一个最大值后脱附完毕 而得到 Hg-TPD 曲线. TPD 曲线的形状、峰的大小和 峰高对应的温度等,与催化剂的表面性质和反应性 能有关.

2 结果与讨论

2.1 催化剂负载量对 Hg⁰ 脱除效率的影响

图1显示了 V1W9/Ti 和不同负载 Ce 掺杂的低 砚 V_2O_5 -WO₃/TiO₂ 催 化 剂 (V0.5Ce1W9/Ti、 V0.1Ce1W9/Ti、V0.1Ce5W9/Ti 和 V0.1Ce9W9/Ti) 随温度变化的 Hg⁰ 脱除效率曲线.总的来说,90% ~ 95%的 Hg⁰ 在 200 ~ 400°C 温度区间能被除去,且掺 杂了 Ce 的低钒 V_2O_5 -WO₃/TiO₂ 催化剂的脱汞效率 明显高于 V1W9/Ti 催化剂.其次,温度对催化活性 的影响有着相同的趋势,当温度在 100 ~ 400°C 范围 内升高时,高温更有利于 Hg⁰ 脱除.温度从 400°C 升 高到 500°C 则导致催化活性有所下降,这是由于未 及时转化成 HgCl₂ 的那部分 HgO 的热分解所造 成^[9,10].另外,Ce 的负载量对脱除效率也有一定的 影响,但没有表现出随含量升高的相关性;结果表明 5%的 Ce 负载量时有最优的汞脱除效果,可能与 Ce 在催化剂表面的分散度不同有关.



图 1 VW/Ti 和 VCeW/Ti 系列催化剂的 Hg⁰ 脱除效率 Fig. 1 Hg⁰ removal efficiencies over VW/Ti and VCeW/Ti series catalysts

2.2 SO₂ 和 H₂O 对 Hg⁰ 脱除效率的影响

 H_2O 和 SO₂ 是烟气中对催化剂的活性有重大 影响的 2 种组分,因此对样品的抗水抗硫性的评价 显得尤为重要.以 V0.1Ce1W9/Ti 为例,分别讨论了 H_2O 和 SO₂ 对活性的影响(图 2).结果显示,当 8% 的 H_2O 被引入实验后,在 100 ~ 300℃温度范围内, Hg^0 的脱除效率下降了 19% ~ 34%,仍达到 65% ~ 80%,而在 300 ~ 400℃时仅有 10% 左右的下降.该 结果表明 Ce 掺杂的低矾(V0.1Ce1W9/Ti)催化剂 有很好的抗硫抗水性. 另外,当 H₂O 移除以后, Hg[°]的脱除效率可以在短时间内恢复到 95%, 表明此水 中毒过程是可逆的.





事实上, SO₂ 对烟气汞脱除的影响是促进或抑制目前尚无定论^[11,12],从本实验结果看, SO₂ 对烟气 Hg⁰的脱除有一定的促进.在低温无水的条件下, SO₂(100×10⁻⁶~800×10⁻⁶)添加后,催化活性没有明显下降,而在高温区间甚至有利于 Hg⁰的脱除. 此外, H₂O和 SO₂ 的同时添加实验表明,较无水条件下总体表现为活性下降,主要是 H₂O 的抑制和同期 SO₂ 的促进所共同作用的结果.在高温条件下效果表现较为明显.因此可以初步解释为,低温时催化活性下降主要是由于 H₂O 覆盖了表面活性中心,引起活性下降;当温度升高时,Ce 的氧化物开始起活, 一方面减少 H₂O 的吸附^[13].

2.3 表面特征结果

V1W9/Ti 和 Ce 掺杂的低矾系列催化剂 (V0.5Ce1W9/Ti、V0.1Ce1W9/Ti、V0.1Ce5W9/Ti 和 V0.1Ce9W9/Ti)的表面物理特征,如 BET 比表面 积、孔容和平均孔径如表1所示.一般来说,颗粒的 表面特征是决定物理吸附的主要因素,而吸附性能 的提高有利于表面反应的进行.结果表明,各催化剂 样品的表面特征基本相同,仅表现出微小的变化. V1W9/Ti、 V0.5Ce1W9/Ti、 V0.1Ce1W9/Ti、 V0.1Ce5W9/Ti 和 V0.1Ce9W9/Ti 的比表面积分别 为 48.754、47.453、48.983、48.566 和 45.477 m²·g⁻¹,减少 V 含量同时添加的 Ce 并没有引起 BET 表面积的较大变化,仅引起了孔容增加和平均 孔径减小.其次,Ce 掺杂的低矾催化剂的表面物理 特征与 Hg⁰ 脱除活性也没有明显相关性,这说明比 表面积等物理特征不是影响 Hg⁰ 脱除的主要因素. 另外,随着元素 Ce 含量的增加(V0.1Ce1W9/Ti、 V0.1Ce5W9/Ti 和 V0.1Ce9W9/Ti),该系列催化剂 的 BET 表面积略有减小,但是孔容和平均孔径并没 有一致的变化.

表1 VCeW/Ti催化剂的表面性质

Table 1 Surface	characterizatio	n of VCeW/Ti s	eries catalysts
样品	比表面积	孔容	孔径
	$/m^2 \cdot g^{-1}$	$/\mathrm{cm}^3$ \cdot g $^{-1}$	/nm
V1W9/Ti	48.754	0.381	38. 590
V0. 5Ce1W9/Ti	47.453	0.402	36.457
V0. 1Ce1W9/Ti	48.983	0.391	36. 325
V0. 1Ce5W9/Ti	48.566	0.393	36.549
V0. 1Ce9W9/Ti	45.477	0.392	36.091

2.4 XPS 结果

V1W9/Ti 和掺杂了不同负载 Ce 的低矾系列催化 剂(V0.5Ce1W9/Ti、V0.1Ce1W9/Ti、V0.1Ce5W9/Ti 和V0.1Ce9W9/Ti)的表面原子浓度(V、Ce、W、Ti 和O)如表 2 所示, Ce3d、O1s、W4f 和 Ti2p 的 XPS 谱图如图 3 所示.

表 2 VW/Ti和 VCeW/Ti系列催化剂的表面原子浓度/%

Table 2 Surface atomic concentrations of VW/Ti

and VCeW/Ti series catalysts/%

			•			
样品 -	原子浓度/%					
	V	Ce	W	Ti	0	
V1W9/Ti	1.45	—	4.49	70.62	23.44	
V0. 5Ce1W9/Ti	0.85	0.39	5.96	71.15	21.65	
V0. 1Ce1W9/Ti	0.23	0.41	5.38	71.93	22.05	
V0.1Ce5W9/Ti	0.27	1.14	5.15	70.04	23.40	
V0. 1Ce9W9/Ti	0.31	1.18	4.91	71.94	21.66	

Ce3d 的 XPS 谱图[3(a)]的主要特征显示了催 化剂的表面 Ce 是由 Ce⁴⁺和 Ce³⁺的混合物组成. Benjaram 等^[14]的研究发现, Ce3d 的谱图可做以下 分解:标记为 u 的峰是 3d_{3/2}的旋转轨道状态,标记 为 v 的峰是相关的 3d_{5/2}.标记 u1 和 v1 的峰表示 Ce³⁺的 3d¹⁰4f¹ 电子起始状态,标记 u、u2、u3、v、 v2、v3 的峰表示 Ce⁴⁺的 3d¹⁰4f⁰ 电子. Ce3d 谱图中 Ce³⁺和 Ce⁴⁺共同存在于催化剂表面,说明样品没有 被充分氧化.尽管 Ce⁴⁺具有很强的氧化性, Ce³⁺ 也 会在样品表面产生一个强烈的不饱和化学键,增加 化学吸附氧的分布,因此也有利于表面氧化反应的 进行.谱图的结果还表明 Ce⁴⁺ 是催化剂的主要形态 (约占 65%~75%),有研究报道聚合态的 Ce 和单 体 Ce 对 Hg⁰ 的氧化是有帮助的^[15],因此当高氧化 性的 V 被取代后, Ce 和 O 也有利于表面氧化反应 进行,表现出等同于 V 的活性水平.

O1s 的 XPS 谱图[3(b)]中 O1s 的峰可分为 2 个:分别是晶格氧 529.5~530.5 eV(Oβ)和化学吸 附氧 531.1~531.9 eV(Oα).随着 V 含量降低和 Ce 含量升高,Oα 和 Oβ 的浓度略有增加,这和 Ce3d 的 XPS 图谱信息有很好的相关性. W4f 的 XPS 谱图见 图 3(c). 对照 W 元素的 XPS 手册判断,所有的 W4f_{5/2}峰(约 36.2 eV)可归属为 W 的离子物种,随 着 Ce 的增加被转移到高结合能态,表明 Ce 添加后改变了 W 的化学环境,且在它们之间发生相互作用.

Ti2p 的 XPS 谱图[3(d)]显示 Ti2p 是由 Ti2p_{1/2} 和 Ti2p_{3/2} 双峰组成,结合能分别为 464.6 eV 和 459.1 eV,随着 Ce 的掺杂被转移到较高的结合能 态,在 V 和 W 混合浸渍时曾与 TiO₂ 载体强相互作 用. Ce 的加入阻碍了金属载体相互作用,3 种金属 氧化物导致竞争逐渐缓和,因此 W 和 Ce 原子的竞 争结果就被 TiO₂ 载体强酸中心吸附.



图 3 V1W9/Ti 和 VCeW/Ti 系列催化剂的 XPS 结果 Fig. 3 XPS profiles of V1W9/Ti and VCeW/Ti series catalysts

2.5 Hg-TPD 结果

Ce 掺杂的 V₂O₅-WO₃/TiO₂ 系列催化剂常温脱 附 Hg-TPD 曲线如图 4 所示.以 V1W9/Ti 和 V0.1Ce1W9/Ti 为例,该系列催化剂存在 2 个明显 的脱附峰,分别在 110℃和 260℃左右,其中低温峰 是由于 Hg 的弱吸附物种脱附,高温峰归属于 Hg 的 强吸附物种^[16].在催化剂表面,吸附物种和吸附量 起着重要作用.实验结果表明 V1W9/Ti 的脱附峰比 V0.1Ce1W9/Ti 略高,脱附量略大,但是低温时略 低.积分结果显示 V0.1Ce1W9/Ti 对 Hg⁰ 的表面脱 附量基本等同于 V1W9/Ti.从脱附的结果来看,催 化剂对 Hg⁰ 的吸附和脱除效率有一定的相关性.

图 5 显示了浓度为 800 × 10⁻⁶ SO₂ 与 Hg⁰ 混合 吸附后,同时脱附的 Hg-TPD 和 SO₂-TPD 曲线.结果 表明,SO₂ 引入后,Hg-TPD 的峰面积略有增加,在低 温区域比较明显,因此表明 SO₂ 有利 Hg⁰ 的低温吸 附.这与 SO₂ 对催化活性的积极影响一致;SO₂ 存在 时 V0.1Ce1W9/Ti 可以吸附更多的表面 Hg⁰,因此 可以解释 SO₂ 的促进影响.另外,催化剂对 SO₂ 的吸 附量较少,且低温高温区间差异性并不明显,这说明 温度不是影响 SO₂ 吸附的主要原因.图 5 还显示了 8% H₂O 与 Hg⁰ 混合吸附后,随温度脱附的 Hg-TPD



图 4 V1W9/Ti 和 V0.1Ce1W9/Ti 催化剂的 Hg-TPD 曲线 Fig. 4 Hg-TPD profiles of V1W9/Ti and V0.1Ce1W9/Ti catalysts

曲线.结果表明当 H₂O 引入吸附实验后,在低温区 和高温区 Hg⁰ 的脱附峰有明显下降,说明在低温区 间 H₂O(液态)对 Hg⁰ 脱除实验抑制主要是对催化 剂表面覆盖;而在高温区,催化剂对 Hg⁰ 的吸附有所 减少,但仍表现出良好的 Hg⁰ 吸附能力,因此活性的 下降原因是 Hg⁰ 的吸附量减少.





Fig. 5 Hg-TPD with different conditions and SO₂-TPD over V0. 1Ce1W9/Ti catalyst

3 结论

(1)本实验条件下,掺杂了 Ce 的低矾 V₂O₅-WO₃/TiO₂ 系列催化剂能脱除烟气中 95% 左右的Hg^o,同时具有良好的抗硫抗水性.

(2)表征结果说明,比表面积、孔容、孔径和 Hg⁰ 脱除能力没有明显相关性. XPS 的结果表明,催 化剂中 65% ~75% 的 Ce 是以 Ce⁴⁺ 的形式存在,这 有利于脱除反应的进行.

(3) H₂O 会抑制 Hg⁰ 的脱除反应,主要原因是 H₂O 和 Hg⁰ 在样品表面的竞争吸附; SO₂ 会促进 Hg^{0} 的脱除反应,原因是 SO₂ 能增加样品表面的酸吸附位且增加表面 Hg^{0} 的吸附量.

参考文献:

- Pacyna E, Pacyna J, Sundseth K, et al. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020 [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44 (20):2487-2499.
- [2] Wang S, Zhang L, Li G, et al. Mercury emission and speciation of coal-fired power plants in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10:1183-1192.
- [3] 万奇,冯新斌,郑伟,等. 长白山地区大气气态总汞含量的季 节性特征研究[J]. 环境科学,2008,29(2):296-299.
- [4] 况敏,杨国华,胡文佳,等.燃煤电厂烟气脱汞技术现状分析与展望[J].环境科学与技术,2008,31(5):66-70.
- Li J, Yan N, Qu Z, et al. Catalytic oxidation of elemental mercury over the modified catalyst Mn/alpha-Al₂O₃ at lower temperatures
 [J]. Environmental Science and Technology, 2010, 44(1):426-431.
- [6] Kamata H, Ueno S, Naito T, et al. Mercury oxidation by hydrochloric acid over a VO_x/TiO₂ catalyst [J]. Catalysis Communications, 2008, 9(14):2441-2444.
- [7] Mei Z, Shen Z, Zhao Q, et al. Removing and recovering gas-phase elemental mercury by Cu_xCo_{3-x}O₄ in the presence of sulphur compounds [J]. Chemosphere, 2008, 70(8):1399-1404.
- [8] Xi X, Nie Z, Yang J, et al. Preparation and characterization of Ce-W composite nanopowder [J]. Materials Science and Engineering A,2005,394(1-2):360-365.
- [9] Kamata H, Ueno S, Naito T, et al. Mercury oxidation over the V₂O₅-WO₃/TiO₂ commercial SCR catalyst [J]. Industrial and Engineering Chemistry Research, 2008, 47 (21):8136-8141.
- [10] Pavlish J, Sondreal E, Mann M, et al. Status review of mercury control options for coal-fired power plants [J]. Fuel Processing Technology, 2003, 82 (2-3):89-165.
- [11] Norton G, Yang H, Brown R, et al. Heterogeneous oxidation of mercury in simulated post combustion conditions [J]. Fuel, 2003,82(2):107-116.
- [12] Laudal D, Brown T, Nott B. Effects of flue gas constituents on mercury speciation [J]. Fuel Processing Technology, 2000, 65-66:157-165.
- [13] Chen L, Li J, Ge M, et al. Enhanced activity of tungsten modified CeO₂/TiO₂ for selective catalytic reduction of NO_x with ammonia
 [J]. Catalysis Today, 2010, 153(3-4):77-83.
- [14] Benjaram M, Ataullah K, Yusuke Y, et al. Structural characterization of CeO₂-TiO₂ and V₂O₅/CeO₂-TiO₂ catalysts by Raman and XPS techniques [J]. Journal of Physical Chemistry B,2003,107:5162-5167.
- [15] He H, Dai H, Au C. Defective structure, oxygen mobility, oxygen storage capacity, and redox properties of RE-based (RE = Ce, Pr) solid solutions [J]. Catalysis Today, 2004, 90 (3-4):245-254.
- [16] Chen L, Li J, Ge M, et al. Promotional effect of Ce-doped V₂O₅-WO₃/TiO₂ with low vanadium loadings for selective catalytic reduction of NO_x by NH₃[J]. Journal of Physical Chemistry C, 2009, **113**:21177-21184.