

No. 7-3-3 オゾン吹込による湿式脱硫装置での気相水銀除去特性

(岐阜大学) ○神原信志, 武山明宏, 塚本茂基, 隅部和弘, 守富 寛

Mercury removal in a wet scrubber by ozone injection

(Gifu University)○Shinji KAMBARA, Akihiro TAKEYAMA, Shigeki TSUKAMOTO,
Kazuhiro KUMABE, Hiroshi MORITOMI

SYNOPSIS

The most popular method for mercury removal is powdered activated carbon injection (PAC) into flue gases. However, it is recognized that the PAC has some drawbacks such as high cost, narrow working temperature window, and releasing mercury into soil. The objective of this study is to investigate characteristics of mercury oxidation by ozone injection generated by atmospheric pulsed plasma and its water-solubility in a wet scrubber. Hg^0 , NO (nitric oxide), and Hg^0+NO gas mixture were used as simulation gas. Above 95% Hg^0 and NO removal was attained by ozone injection.

1 緒言

石炭には 0.01–0.15 mg/kg 程度の微量の水銀が含まれており、微粉炭火力発電プロセス内において次のような挙動を示す。すなわち、石炭中水銀はボイラ内の燃焼場で気相に放出され、高温場では元素水銀 (Hg^0) として存在する。その後、脱硝装置、熱交換器、電気集塵機を通過する間、脱硝触媒や粒子表面あるいは気相中で Hg^0 の一部が二価水銀 (Hg^{2+}) に酸化されたり、または粒子に吸着し粒子水銀 (Hg^p) となる^{1, 2)}。ここで、 Hg^{2+} は主に水溶性の $HgCl_2$ であり、湿式脱硫装置内で吸収液に溶解するため、排煙として大気に放出される水銀の形態は主に Hg^0 である。 Hg^0 は難溶性であり、そのままでは処理が難しく、安価かつ高効率に水銀を除去できる方法が求められている。

本研究では、 Hg^0 を強力な酸化剤であるオゾン(O_3)と反応させ、水溶性の Hg^{2+} (HgO) に転換し、湿式脱硫装置内で吸収液に溶解、石膏で捕集するシステムを検証することを目的とする。

2 実験装置・方法

Fig.1 に実験装置の概要を示す。装置は、モデル排ガス($Hg^0/NO/O_2/N_2$)供給部、オゾン原料ガス (O_2/Ar) 供給部、高電圧パルス電源 (ハイデン研究所製 PHF-2K) と DBD 反応器、インピッジナー、 Hg^0 測定装置 (日本インスツルメンツ NIC DM-5)、 N_2O 分析計 (HORIBA, VIA510) および NO_x ($NO+NO_2$) 分析計 (HORIBA, VIA510)、 O_2 分析計 (SHIMAZU NOA-7000) で構成されている。

常温のモデル排ガスに、大気圧プラズマで生成した O_3 を吹き込んで混合・反応させ、それらをバブリングさせ、 Hg^0 の濃度変化を測定した。モデル排ガス組成は Hg^0 、NO、 Hg^0+NO 混合ガスの 3 種類を準備した。プラズマの印加電圧を変化させることでオゾン濃度を変化させ、 Hg^0 、NO 除去率を調べた (Table 1)。

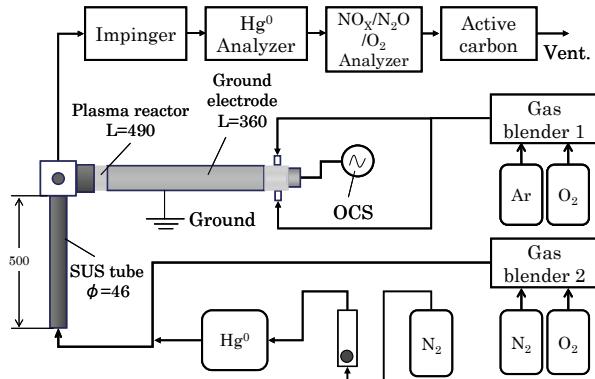


Fig. 1 Schematic diagrams of experimental apparatus.

Table 1 Experimental conditions.

	unit		
Oxidized gas	Flow rate O_2 conc.	L/min %	1.0 3.75–19.5
Model gas	Flow rate O_2 conc.	L/min %	14.0 8.0
	NO conc.	ppm	0, 540
	Hg conc.	$\mu g/m^3$	0, 320

3 実験結果

(3.1) Hg⁰酸化挙動

Fig. 2 にモデルガス流量 14.0 L/min, オゾン原料ガス流量 1.0 L/min($F = 15.0 \text{ L/min}$)とした時の、印加電圧に対する Hg⁰除去率の変化をプラズマに供給した O₂濃度をパラメータとして示す。O₂ = 1.95%および3.75%の条件においては、印加電圧の増加とともに Hg⁰除去率は増加し、それぞれ 96–100%, 99.5–100%となった。ここで、印加電圧の増加は O₃濃度を増加させることができていている。O₃を吹き込まない時(印加電圧=0 kV)は Hg⁰は全く除去されなかつことから、Hg⁰は O₃と反応して水溶性の HgO に転換し、水に吸収除去されたと考えられる。

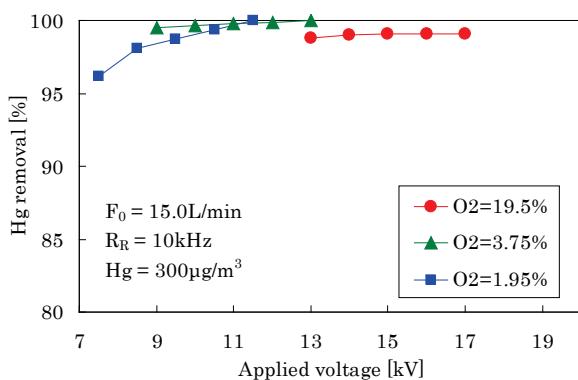


Fig.2 Hg removal characteristics by Hg⁰ oxidation.

(3.2) NO 酸化挙動

実際の石炭燃焼排ガスには NO が共存する。NO も O₃により酸化され NO₂に転換することが知られており³⁾、NO 共存下での Hg⁰酸化特性を知る必要がある。そこで、まず NO の O₃による酸化挙動を調べた。

Fig.3 は、印加電圧に対する NO 除去率の変化を酸素濃度をパラメータとして示した図である。NO 除去率は条件によって 20–100%と大きく変化し、プラズマに供給する O₂濃度が高くなるほど増加する傾向が見られた。O₂=11.3%および15.0%の場合、印加電圧 13.0 kV 付近でそれぞれ NO 除去率 92.7%, 100%であった。

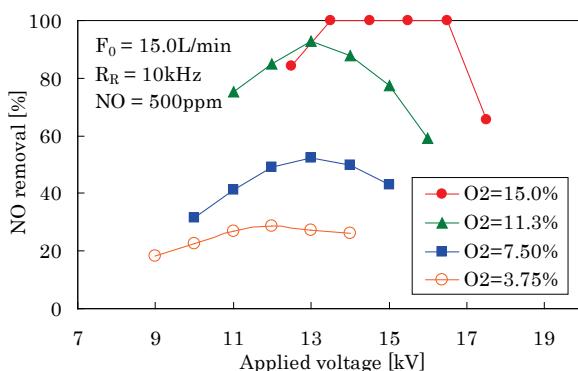


Fig.3 NO removal by ozone injection.

また、印加電圧を上昇させていくと、最大 NO 除去率に達した後、NO 除去率が減少する傾向が見られた。現在のところこの要因は明確ではないが、NO の酸化に最適な O₃濃度が存在することが予想される。

(3.3) NO 共存下の Hg⁰酸化挙動

モデル排ガスを Hg⁰/NO とした場合の Hg⁰除去特性を Fig. 4 に示す。O₂ = 15.0%の時、14.5 kV において 97.0%の Hg⁰除去率を得た。すなわち、NO 共存下でも Hg⁰除去が可能であることがわかった。

しかし、Fig. 2 と比較すると全体的な Hg⁰除去率の低下、印加電圧を増加させた際の Hg⁰除去率の特性変化が見られた。例えば O₂ = 3.75% (○) の条件では、Hg⁰除去率は 27.4–46.8%程度となり、Fig. 2 における O₂ = 3.75%の時の Hg⁰除去率より大幅に低い値を示している。これは、NO, Hg⁰それぞれの O₃との反応速度から説明できる。すなわち、模擬ガス中には Hg⁰に比べて NO が過剰に存在 (Hg⁰ 50 ppb, NO 500 ppm) しており、かつ O₃–NO 反応の反応速度定数が O₃–Hg⁰ 反応に比べて大きいことから、O₃は NO と優先的に反応していると考えられる。その結果、Hg⁰と反応する O₃が減少し、Hg⁰除去率が低下したと考えられる。

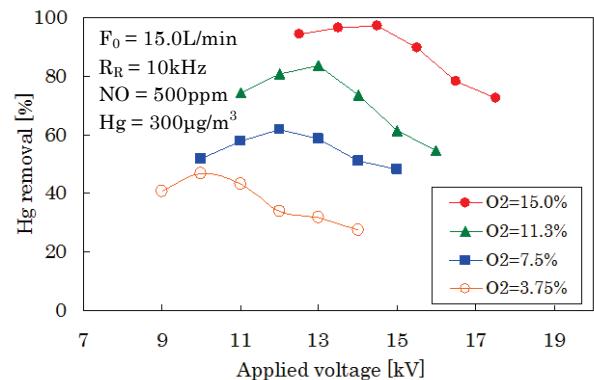
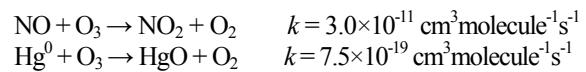


Fig.4 Simultaneous removal of Hg and NO by ozone

参考文献

- 藤原直樹, 化学工学, 70, 339 (2006).
- K. KUMABE, S. Kambara, T. Yamaguchi, R. Yoshiie, H. Moritomi, J. Jpn. Inst. Energy, 89(9), pp.903–908 (2010)
- 黒木智之, 藤島英勝, 大久保雅章, 電気学会論文誌 A, 130(10), pp. 885–891 (2010).

謝辞

本研究は、平成 24 年度 JST A-STEP (復興支援探索タイプ) により行なわれた。ここに記し、謝意を表する。