

粒子間付着力を利用した連続再生式 PM2.5 除去装置の開発

Development of Continuously Regenerating Type PM2.5 Removal Device Using Adhesion Force Between Particles

研究代表者 九州大学大学院工学研究院化学工学部門 准教授 山本 剛

1. 緒言

粒子状物質 (Particulate Matter; PM)とは、様々な種類や性状、大きさを持つ個体や液体の粒の総称であり、人体や地球環境に悪影響を及ぼす環境汚染物質である。その発生源は火山噴煙、土壌粒子、海塩粒子などの自然起源、黄砂などの越境移流、発電施設、分散型動力源などの固定発生源や自動車、船舶、航空機などの移動発生源からなる人為起源と多岐にわたる。この中でも人為起源による排出が最も多く、化石燃料の燃焼に伴い生成・排出される微小径の煤塵が PM の主な構成成分である。このような煤塵を主とした PM の粒径は、近年の燃焼技術の向上により、およそ 0.1 - 2.5 μm と微小化しているが[1]、PM の粒径が小さいほど大気中に留まり、呼吸時に気管を通り抜けて気管支や肺などの深部に達しやすい[2]。そのため、微小径の PM は呼吸器系疾患、肺ガン、循環器系疾患の原因物質とされている。このような背景から、微小径の PM ほど深刻な健康被害をもたらすとして、粒径 2.5 μm 以下の極めて微小な PM (PM2.5)に係る環境基準が設定されている。

現在、PM の除去に用いられている装置として、バグフィルター、電気集塵機、多孔体構造の DPF (Diesel Particulate Filter)などがある。しかしながら、PM2.5 はバグフィルターや DPF の気孔径よりも小さく、気孔をすり抜けることが指摘されている[3-5]、また、電気集塵機では PM が小さいために、帯電性能が悪くなり集塵率が低下している[6]。したがって、従来法により PM2.5 を効率的に捕集するためには、何らかの改善策が必要となるが、今のところ有効な改善方法はなく、人類の健康の観点から新たな PM 捕集法の開発が望まれている。

微小粒子の集合体として定義される粉体では、その力学的特性から、一般に、粒子-粒子間が接近した状態にあるとき、粒子間に Van der Waals 力、静電気力、液架橋力などの付着力が働き、粒子径が小さいほどこれらの付着力が支配的になることが知られている。一方、流動層は気体を上向きに噴出させることにより、固体粒子を流体中に懸濁浮遊させた状態であるが、このときの固体粒子は流動抵抗、浮力、重力と粒子間に働く付着力に支配されながら運動している。この流動層を PM 除去装置として適用すると、気体中の PM が浮遊流動化している固体粒子に接近したとき、粒子間に働く付着力により PM が固体粒子に付着・捕集される。そして、この付着力は粒径が小さいほど支配的になることから、流動層は PM2.5 に対して有効な捕集手段となり得る。

そこで本研究では、高効率の連続再生式 PM 除去装置を開発するため、流動層を PM 除去装置として適用し、PM の捕集特性について実験的に検討する。具体的には、PM の粒径、流動層の温度、酸化促進物質の添加の有無をパラメーターとして実験・解析を行い、流動層式 PM 除去装置内における PM の付着・燃焼挙動について検討する。

2. 実験装置および方法

Fig. 1 (a)に本実験で用いた流動層式 PM 除去装置の概略図を、Fig. 1 (b)に流動層式 PM 除去装置の詳細図を、Table 1 に実験条件を示す。流動層式 PM 除去装置は、高さ 400 mm、直径 80.7 mm の円筒容器、分散板、ベッド粒子部、フリーボード部から構成される。分散板は均一な流動を生成する目的で設置し、

直径 0.3 mm の小孔を 2.1 mm のピッチで加工した開口率 1.60 %，厚さ 1 mm のステンレス板を用いる。ベッド粒子は，耐熱性に優れた密度 3700 kg/m³ の球状焼結アルミナを使用し，その粒径の範囲は 0.3 - 0.5 mm，平均粒径は 0.42 mm である。本研究では，流動層式 PM 除去装置の捕集特性を調べるため，PM としてシリカ粒子および工業的に製造されたカーボンブラック（密度 1900 kg/m³）を使用する。シリカ粒子は市販されている 0.50 μm および 2.25 μm の粒径を用い，カーボンブラックはふるいによって 20 μm 以下，53 μm 以下，63 - 74 μm，100 - 125 μm の粒径に分類する。それぞれの粒径の粒子のみを常温および流動層温度 250 - 400°C において，100 mg/m³ の濃度で装置内に投入して実験を行う。本実験では，静止状態におけるベッド粒子層の高さを 100 mm，ガス流速（流動層の温度，圧力におけるガス流量を総断面積で除した空塔基準速度）を 0.3 - 0.5 m/s とする。なお，本装置の最小流動化速度は 0.26 m/s，静止状態におけるベッド粒子層の空隙率は 0.453 である。PM の捕集効率は，空塔速度が 0.3 - 0.5 m/s となるように流量調整した空気と 100 mg/m³ に濃度調整された PM 粒子を流動層式 PM 除去装置に導入し，式 (1) に示すように投入 PM 濃度と排出ガス中の PM 濃度から求める。

$$\text{PM 捕集効率} = 1 - \frac{\text{PM 出口濃度}}{\text{PM 投入濃度}} \quad (1)$$

ここで，PM 投入濃度は流動層内のベッド粒子がない，分散板のみの状態において，実験装置の出口で測定された排出ガス中の PM 濃度を用いる。また黒煙濃度は，光透過式スモークメーター（堀場製作所製，MEXA-600s）により測定する。粒子濃度は，サンプリングプローブにより排気管から排気ガスの一部を希釈管へ等速吸引し，ガラスファイバー製のフィルター（ADVANTEC 製，φ47 mm，濾過径 0.5 μm）により粒子を捕集後，吸引した排ガス量と捕集した粒子重量からその濃度を求める。なお，実験は PM 粒子の供給開始時をスタート時間として，180 分間継続的に行う。

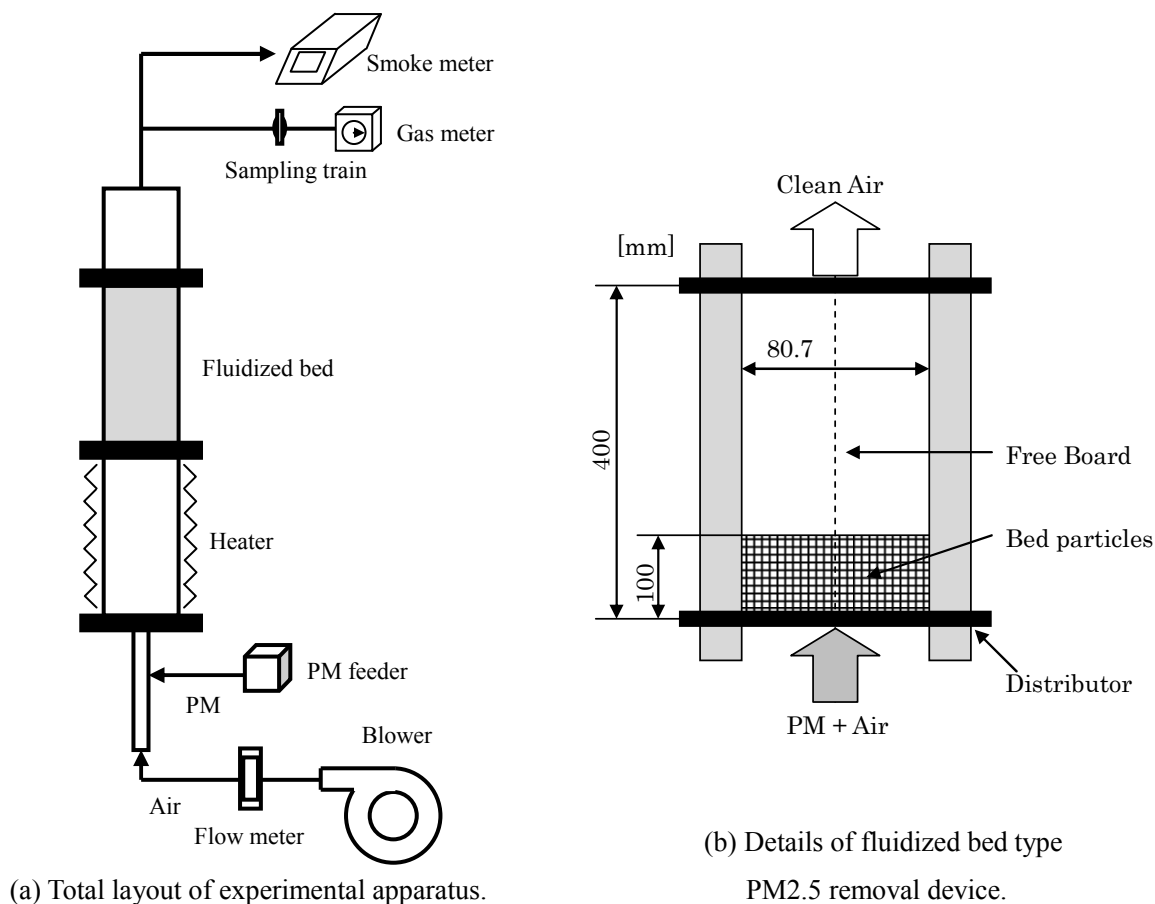


Fig. 1 Schematic diagram of experimental apparatus.

Table 1 Experimental conditions

Environmental temperature, °C	Atmospheric temperature, 250 - 400
Superficial gas velocity, m/s	0.3, 0.4, 0.5
Bed height at quiescent, cm	10
Minimum fluidization velocity, m/s	0.26
Void fraction at quiescent, –	0.453
Bed particle	Alumina
Bed particle diameter, mm	0.3 – 0.5 (average 0.42)
Bed particle density, kg/m ³	3700
PM	Silica, Carbon black
PM diameter, μm	Silica: 0.50, 2.25 Carbon black: <20, <53, 63 - 74, 100 - 125
PM density, kg/m ³	Silica: 2200, Carbon black: 1900
PM concentration, mg/m ³	100
Experimental time, min	180

3. 数値解析

解析対象は Fig.1 に示す流動層実験装置，解析条件は Table 1 に示す実験条件とし，二次元円筒座標系において軸対称場を仮定して解析を行う．本解析では，流動層の気相，固相ともに連続体と仮定した Eulerian-Eulerian 2 流体モデルを適用し，流動層式 PM 除去装置の二次元非定常解析を行う．

解くべき支配方程式は，以下のように表される．

気相における連続の式：

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon_g \rho_g) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\varepsilon_g \rho_g u_{gi}) = 0 \quad (2)$$

固相における連続の式：

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon_s \rho_s) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\varepsilon_s \rho_s u_{si}) = 0 \quad (3)$$

気相における運動量保存式：

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon_g \rho_g u_{gi}) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\varepsilon_g \rho_g u_{gj} u_{gi}) \\ & = -\varepsilon_g \frac{\partial P_g}{\partial x_i} + \frac{\partial \tau_{gij}}{\partial x_j} - I_{gsi} + f_{gi} + \varepsilon_g \rho_g g_i \end{aligned} \quad (4)$$

固相における運動量保存式：

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon_s \rho_s u_{si}) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\varepsilon_s \rho_s u_{sj} u_{si}) \\ & = -\varepsilon_s \frac{\partial P_g}{\partial x_i} + \frac{\partial \tau_{sij}}{\partial x_j} + I_{gsi} + \varepsilon_s \rho_s g_i \end{aligned} \quad (5)$$

ここで， ε は各相の体積分率， ρ は各相の密度， u は各相の速度， P_g は圧力， g は重力を表す．式(5)における気相－固相間の相関相互作用力 I_{gsi} は，気相－固相間の交換係数 β と気相－固相間の相対速度か

ら次式で表される.

$$I_{gs_i} = \beta_{gs}(u_{g_i} - u_{s_i}) \quad (6)$$

ここで, 気相-固相間の交換係数 β には Gidaspow のモデル[7]を適用し, $\varepsilon_g \geq 0.8$ の場合は式(7)を[8], $\varepsilon_g < 0.8$ の場合は Ergun の式(8)を用いる.

$$\beta_{gs} = \frac{3}{4} C_D \frac{\rho_g \varepsilon_g \varepsilon_s |u_{g_i} - u_{s_i}|}{d_p} \varepsilon_g^{-2.65} \quad (\varepsilon_g \geq 0.8) \quad (7)$$

$$\beta_{gs} = \frac{150 \varepsilon_s (1 - \varepsilon_g) \mu_g}{\varepsilon_g d_p^2} + \frac{1.75 \rho_g \varepsilon_s |u_{g_i} - u_{s_i}|}{d_p} \quad (\varepsilon_g < 0.8) \quad (8)$$

式(7)における抵抗係数 C_D は式(9)および(10)で表される. また, Re_p は式(11)で定義される粒子レイノルズ数である.

$$C_D = \frac{24}{Re_p} (1 + 0.15 Re_p^{0.687}) \quad (Re_p < 1000) \quad (9)$$

$$C_D = \frac{24}{Re_p} (1 + 0.15 Re_p^{0.687}) \quad (Re_p < 1000) \quad (10)$$

$$Re_p = \frac{\rho_g \varepsilon_g |u_{g_i} - u_{s_i}| d_p}{\mu_g} \quad (11)$$

式(5)における固相の応力ひずみ $\tau_{s_{ij}}$ は式(12)で表される.

$$\tau_{s_{ij}} = \left(-P_s + \eta \mu_b \frac{\partial u_{s_i}}{\partial x_i} \right) \delta_{ij} + 2 \mu_s S_{s_{ij}} \quad (12)$$

ここで

$$S_{s_{ij}} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial u_{s_i}}{\partial x_j} + \frac{\partial u_{s_j}}{\partial x_i} \right) - \frac{1}{3} \frac{\partial u_{s_i}}{\partial x_i} \quad (13)$$

固相の圧力は式(14)で表される.

$$P_s = \varepsilon_s \rho_s \theta_s (1 + 4 \eta \varepsilon_s g_0) \quad (14)$$

固相の粘性係数は式(15)で表される.

$$\begin{aligned} \mu_s = & \left(\frac{2 + \alpha}{3} \right) \left[\frac{\mu_s^*}{g_0 \eta (2 - \eta)} \left(1 + \frac{8}{5} \eta \varepsilon_s g_0 \right) \right. \\ & \left. \times \left(1 + \frac{8}{5} \eta (3\eta - 2) \varepsilon_s g_0 \right) + \frac{3}{5} \eta \mu_b \right] \quad (15) \end{aligned}$$

ここで, μ_s^* および μ_b は式(16)および(17)であり, 式(16)中の μ' は式(18)となる.

$$\mu_s^* = \frac{\varepsilon_s \rho_s g_0 \theta_s \mu'}{\varepsilon_s \rho_s g_0 \theta_s + \left(\frac{2\beta\mu'}{\varepsilon_s \rho_s} \right)} \quad (16)$$

$$\mu_b = \frac{256}{5\pi} \mu' \varepsilon_s^2 g_0 \quad (17)$$

$$\mu' = \frac{5}{96} \rho_s d_s \sqrt{\pi \theta_s} \quad (18)$$

また, g_0 は動径分布関数, θ_s はグラニュラー温度である. 固相におけるグラニュラー温度は, 粒子のランダム運動に伴う運動エネルギーに比例し, その輸送方程式は運動理論から得られ, 式(19)で表される.

$$\frac{3}{2} \varepsilon_s \rho_s \left[\frac{\partial \theta_s}{\partial t} + u_{sj} \frac{\partial \theta_s}{\partial x_j} \right] = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\kappa_s \frac{\partial \theta_s}{\partial x_i} \right) + \tau_{sij} \frac{\partial u_{si}}{\partial x_j} + \Pi_s - \varepsilon_s \rho_s J_s \quad (19)$$

ここで、グラニューラーのエネルギー拡散係数 κ_s は式(20)となり、式(20)における κ_s^* は式(21)、式(21)における κ は式(22)となる。

$$\kappa_s = \left(\frac{\kappa_s^*}{g_0} \right) \left[\left(1 + \frac{12}{5} \eta \varepsilon_s g_0 \right) \left(1 + \frac{12}{5} \eta^2 (4\eta - 3) \varepsilon_s g_0 \right) + \frac{64}{25\pi} (41 - 33\eta) \eta^2 (\varepsilon_s g_0)^2 \right] \quad (20)$$

$$\kappa_s^* = \frac{\varepsilon_s \rho_s g_0 \theta_s \kappa}{\varepsilon_s \rho_s g_0 \theta_s + \left(\frac{6\beta\kappa}{5\varepsilon_s \rho_s} \right)} \quad (21)$$

$$\kappa = \frac{75\rho_s d_s \sqrt{\pi\theta_s}}{48\eta(41 - 33\eta)} \quad (22)$$

エネルギーの衝突損失 J_s は式(23)となり、式(23)における η は式(24)となる。

$$J_s = \frac{48}{\sqrt{\pi}} \eta (1 - \eta) \frac{\varepsilon_s g_0}{d_s} \theta_s^{3/2} \quad (23)$$

$$\eta = \frac{1 + e}{2} \quad (24)$$

気相－固相間のエネルギー交換は式(25)で表される。

$$\Pi_s = -3\beta\theta_s + \frac{81\varepsilon_s \mu_g^2 |u_g - u_s|^2}{g_0 d_s^3 \rho_s \sqrt{\pi\theta_s}} \quad (25)$$

4. 結果と考察

常温かつ空塔速度 0.4 m/s における各粒径の捕集効率の経時変化を Fig. 2 に、各粒径の 180 分経過後の捕集効率を Table 2 に示す。なお、シリカ粒子については、バスやトラック等の排ガスに含まれる PM 程度である PM 投入濃度 30 - 40 mg/m³ の結果についても併せて示す。各粒径の捕集効率を比較すると、PM の粒径が大きくなるとともに捕集効率が低下していることがわかる。流動層内において、PM は流動抵抗、重力、浮力、付着力などの力を受けるが、粒径が小さければ小さいほど PM の流動は付着力に支配され、PM がベッド粒子に近づいた際にベッド粒子に付着しやすくなることが原因である。これらのことから、流動層式 PM 除去装置は PM の粒径が小さいほど捕集効率が高くなることが示された。実際に、粒径 0.50 μm 、2.25 μm の PM においては、バスやトラック等の排ガスに含まれる PM 程度の濃度であれば、180 分間連続的に PM を供給しても捕集効率は 100%を維持した。また、PM 投入濃度が 100 mg/m³ と非常に高濃度の場合においても、粒径 0.50 μm 、2.25 μm および 20 μm 以下の PM の捕集効率は、それぞれ 98.2%、98.2%、97.2%と高い捕集効率を示しており、本装置が粒径の小さい PM2.5 に対して有効な捕集手段となり得ることが明らかとなった。しかし一方で、いずれの粒径においても時間経過とともに PM の捕集効率が低下する傾向が見られる。本装置は、流動層内に流入した PM が流動層のベッド粒子に付着することで PM が捕集されるが、時間経過とともにベッド粒子上に PM が付着・堆積していくと、ベッド粒子の捕集性能が低下すること、ベッド粒子上で凝集した PM が流動抵抗により剥がれやすくなることから、時間経過とともに PM の捕集効率が低下したと考えられる。

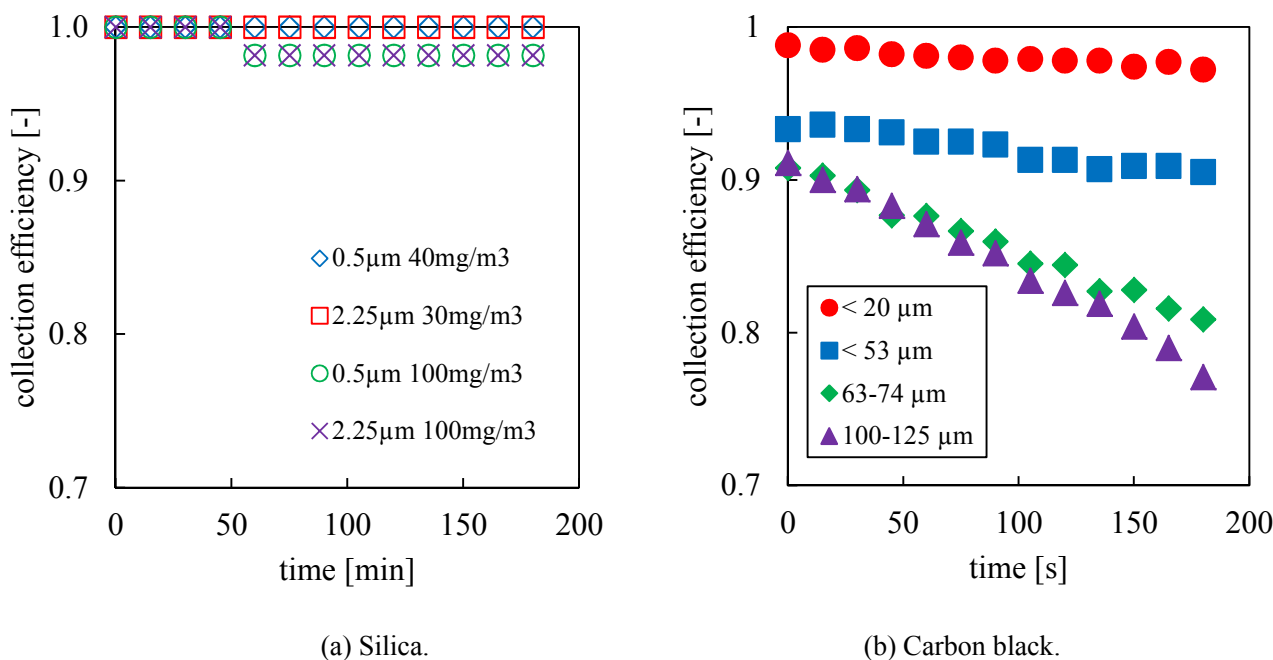


Fig. 2 Time changes of PM collection efficiency for each PM diameters at atmospheric temperature.

Table 2 PM Collection efficiencies for each PM diameters at atmospheric temperature after 180 minutes.

PM diameter [μm]	Collection efficiency [%]
0.50 ($40\text{mg}/\text{m}^3$)	100
0.50	98.2
2.25 ($30\text{mg}/\text{m}^3$)	100
2.25	98.2
less than 20	97.2
less than 53	90.5
63 - 74	80.9
100 - 125	77.1

上述の通り，流動層式 PM 除去装置の捕集効率は時間の経過とともに減少するが，これは PM が流動層のベッド粒子に付着し，その堆積量が増えることで，付着した PM が剥離しやすくなったためと考えられる．そこで，ベッド粒子上に堆積した PM の量と捕集効率の関係性を導き出す．粒径 $53 \mu\text{m}$ 以下の PM において，ベッド粒子の単位表面積あたりの PM 堆積量 $depo$ と PM 捕集効率 eff の関係を Fig.3 に示す．この結果より，粒径 $53 \mu\text{m}$ 以下の PM における PM 堆積量と PM 捕集効率の関係は次式となる．

$$eff = 59.5depo^2 - 5.65depo + 0.936 \quad (26)$$

求めた数式は，ベッド粒子に付着する PM の堆積量の増加にともないベッド粒子の付着許容能力が低下することを示す関係式であり，これにより捕集効率の低下挙動が予測可能となる．なお，他の粒径についても同様にして数式を求めた．

流動層式 PM 除去装置の数値解析を行うにあたり，Eulerian-Eulerian 2 流体モデルに PM 付着モデルを組み込む必要があるが，現状として Eulerian-Eulerian 2 流体モデルに適した付着モデルは見当たらないこ

とから、新しい PM 付着モデルを構築する必要がある。実験において PM の付着挙動を観察すると、ベッド粒子層の混合の影響もあるが、PM はベッド粒子層全体に付着していく様子が観測された。そこで、流動層に投入された PM は解析対象全域のベッド粒子層で捕集すると仮定し、単位ベッド粒子表面積あたりの付着許容能力 *ability* として式(27)を定義する。

$$ability [g/(m^2 \cdot s)] = \frac{PM \text{ 投入量 [g/s]}}{\text{全ベッド粒子の表面積 [m}^2\text{]}} \quad (27)$$

式(27)を解析モデルに組み込むと、投入された PM はベッド粒子と接触することにより、徐々にベッド粒子に付着していき、ベッド粒子層全体で捕集される。また一方で、PM が気泡内にある場合は、ベッド粒子と接触しないため、PM はベッド粒子には付着しない。本解析モデルでは、PM の付着速度 *ad* として、式(27)に式 (26)を掛けた式(28)を定義する。

$$ad [g/(m^2 \cdot s)] = ability \times eff \quad (28)$$

式(28)を本解析モデルに適用することにより、気泡の影響およびベッド粒子層への PM の堆積量を考慮した PM 付着モデルとなる。

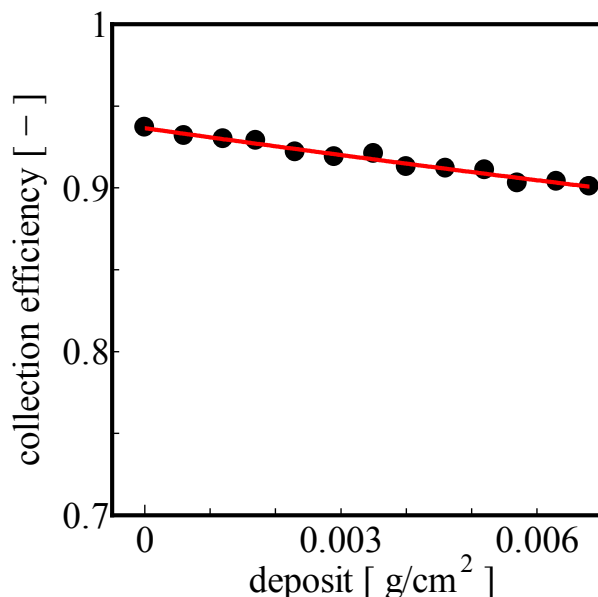


Fig. 3 Effect of PM deposit amount on bed particles for collection efficiency of PM with diameter less than 53 μm

本 PM 付着モデルを組み込み数値解析を実施した。PM 粒径 53 μm 以下の場合における空隙率の分布を Fig.4(a)に、PM 付着量の分布を Fig.4 (b)に示す。流動層のベッド粒子層は、小さい気泡を生成しながら流動しており、流動層独特の流れ場が再現されている。PM のベッド粒子への付着は、主に空隙率の低い部分、すなわちベッド粒子層の体積分率が高い部分で起こっているが、気泡内はベッド粒子層の体積分率が低いため、PM の付着はほとんど起こらない。また、ベッド粒子の存在しない領域では、PM の付着は起こらない。Fig.5 に PM 捕集効率の実験結果と解析結果の比較を示す。解析結果は、いずれの条件においても全体的に実験結果より少し高い PM 捕集効率を示している。これは、本解析モデルがベッド粒子の付着許容能力を大きく見積もっていることが一因と考えられるが、解析結果は全体として実験結果と良好に一致している。以上の結果より、本研究で構築した流動層式 PM 除去装置における付着モデルの妥当性が示された。

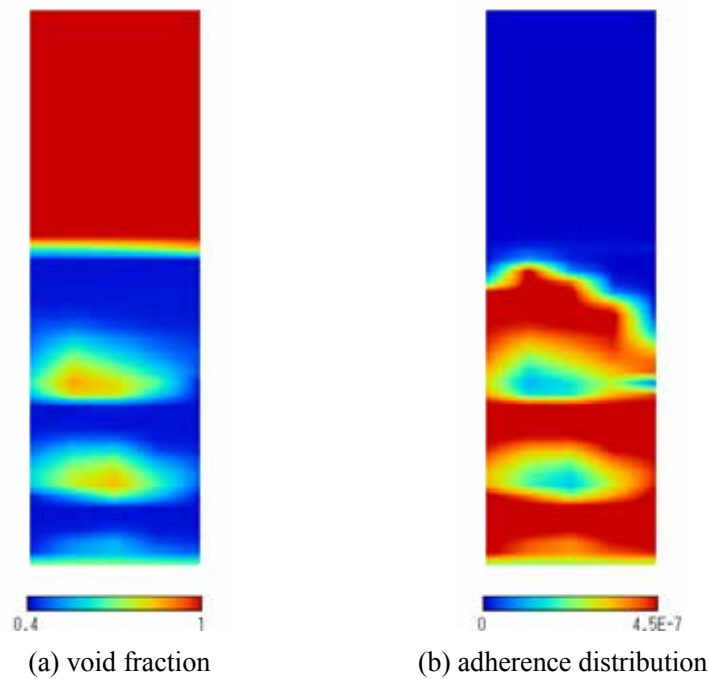


Fig. 4 Time changes of PM collection efficiency for each PM diameters at atmospheric temperature.

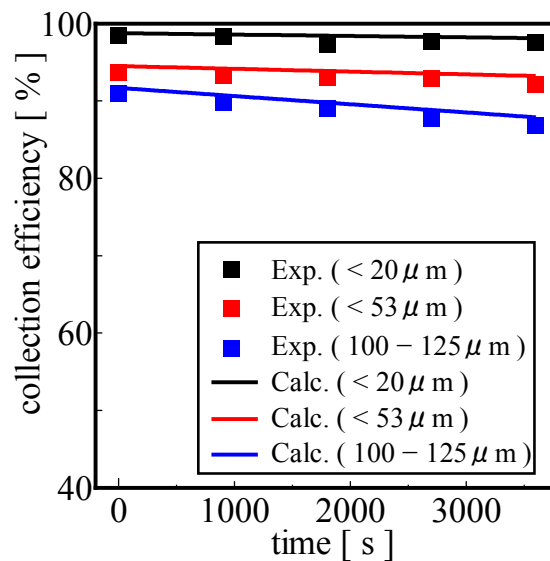


Fig. 5 Effect of PM deposit amount on bed particles for collection efficiency of PM.

時間経過にともなう捕集効率の低下を防ぐためには、ベッド粒子に付着したPMを酸化処理し、ベッド粒子表面をクリーンに保つことが必要である。そこで、ベッド粒子に付着したPMを酸化処理しながらPMを捕集する連続再生式PM除去装置を開発するため、ベッド粒子層の温度を常温から400°Cの間で変化させてPMの捕集実験を行った。粒径53μm以下のPMにおいて、空塔速度を0.4 m/sと固定し、ベッド粒子層温度を常温から400°Cに変化させた場合の捕集効率の経時変化をFig. 6に、各ベッド粒子層温度における180分経過後の捕集効率をTable 3に示す。常温と250°Cの結果を比較すると、PM捕集効率に差がなく、250°CではPMの酸化反応がほとんど起こっていないことが分かる。一方、ベッド粒子層温度が300°C以上の温度になると、温度上昇とともにPMの捕集効率が上昇する。また、ベッド粒子層温度が高いほど、0分におけるPM捕集効率と180分におけるPM捕集効率の差が小さく、PM捕集

効率が低い値を維持していることが分かる。これは、温度上昇とともにベッド粒子表面に付着した PM の燃焼反応が促進されて、ベッド粒子表面上の PM 堆積量が減少したことが原因であると考えられる。一般的にすす等の PM を燃焼させるためには 600°C 程度の熱が必要であるが、本研究で用いている流動層は低温燃焼機関として知られており、300°C においても PM の燃焼反応が起こることが示された。

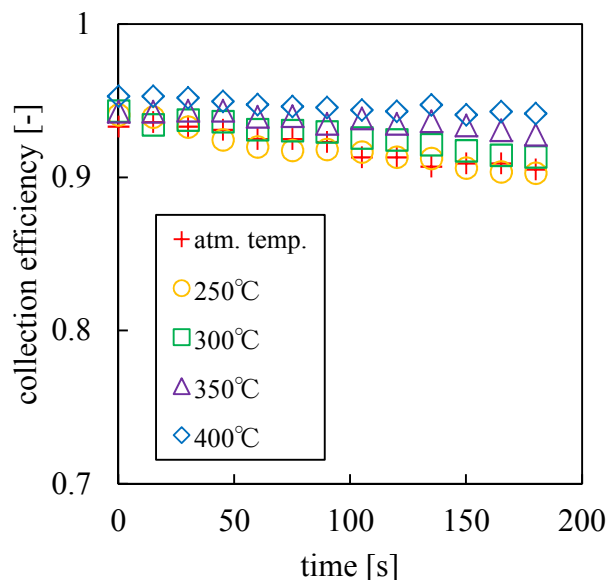


Fig. 6 Time changes of PM collection efficiency for each bed at PM diameter less than 53 μm.

Table 3 PM Collection efficiencies for each bed temperature at PM diameter less than 53 μm after 180 minutes.

Bed temperature [°C]	Collection efficiency [%]
Atmospheric temperature	90.5
250	90.3
300	91.4
350	92.8
400	94.2

PM の燃焼をさらに促進することができれば、ベッド粒子層温度をより低くすることができる。石炭科学の分野において、カリウムなどのミネラル分は燃焼を促進する物質として知られ、実際に石炭にカリウムを添加することで燃焼促進がなされることが実証されている[9]。そこで、カーボンブラックに酸化促進物質であるカリウムを添加させて実験を行った。カリウムを添加した粒径 53 μm 以下の PM において、ベッド粒子層温度を 250 - 400°C と変化させた場合の PM 捕集効率の経時変化を Fig. 7 に、各ベッド粒子層温度の 180 分経過後の PM 捕集効率を Table 4 に示す。また比較のため、カリウムを添加した PM の場合の結果とともに、カリウムを添加していない場合の結果を Fig. 7 および Table 4 に併せて示す。250°C の場合は、カリウムを PM に添加した場合としない場合でほとんど違いは見られないが、300°C および 350°C においては、燃焼促進物質であるカリウムを添加することで、PM 捕集効率が高くなっていることが分かる。これは、燃焼促進物質であるカリウムを添加することで、ベッド粒子に付着した PM の燃焼反応がさらに促進されて、ベッド粒子上の PM 堆積量が減少したことが原因であると考えられる。

また、400℃の場合もカリウムを PM に添加した場合としない場合でほとんど違いは見られないが、これは酸化促進物質を添加しなくても十分に速い酸化速度が得られていることが考えられる。

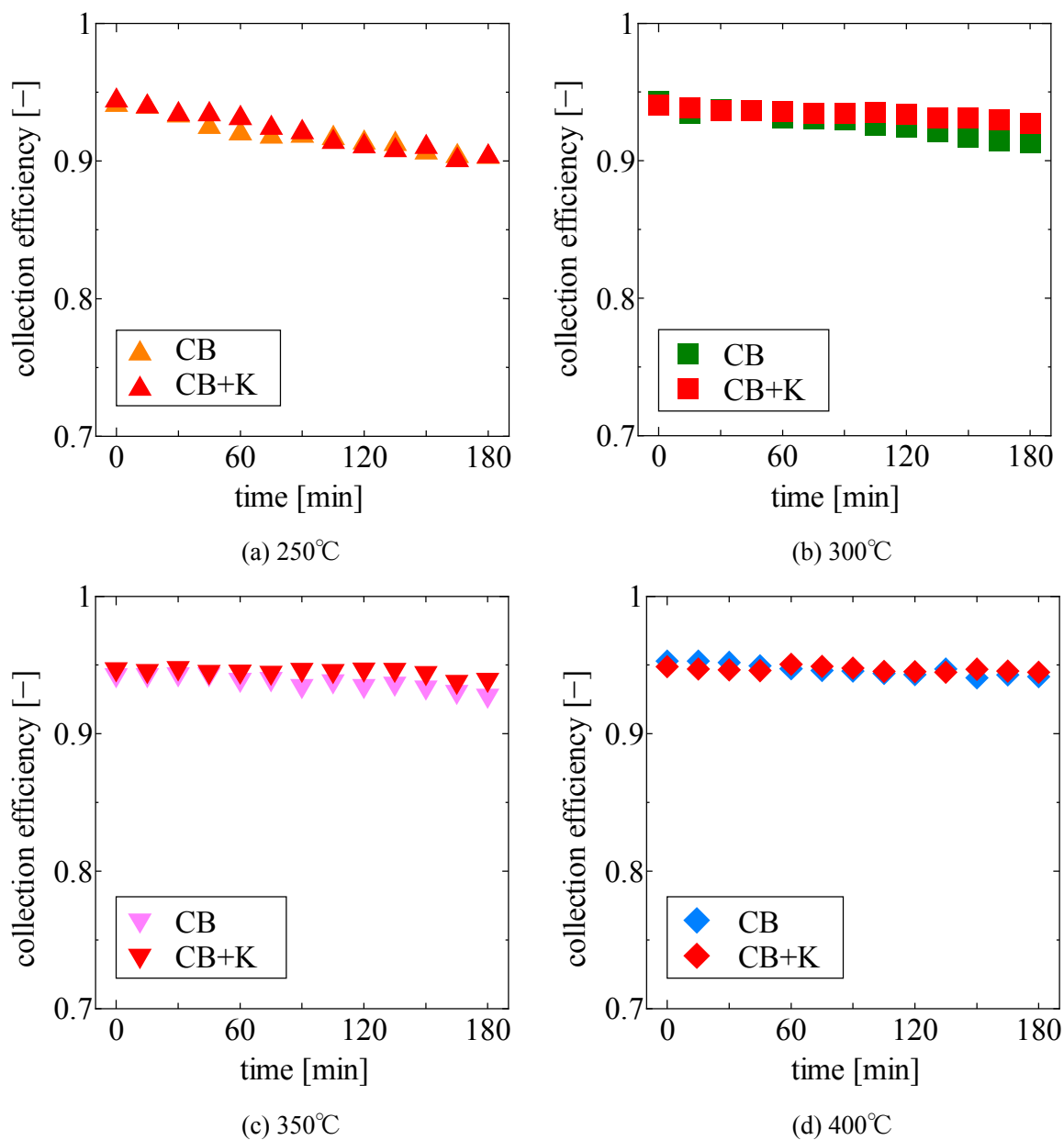


Fig. 7 Effect of Kalium on time changes of PM collection efficiency for each bed temperature at 0.4 m/s.

Table 4 Collection efficiencies of PM with Kalium for each bed temperature at 0.4 m/s after 180 minutes.

Bed temperature [°C]	Collection efficiency [%]	Collection efficiency [%]
	with Kalium	Without Kalium
250	90.3	90.2
300	92.7	91.3
350	93.9	92.7
400	94.4	94.1

4. 結言

本研究では、付着力を利用した高効率連続再生式 PM 除去装置を開発するため、流動層を PM 除去装置として適用し、実験的に PM 捕集特性について検討を行った。その結果、流動層式 PM 除去装置は PM の粒径が小さいほど付着力により支配され、PM を高効率捕集することが可能であることが示された。一方で、時間経過とともにベッド粒子上に PM が堆積するため、PM の捕集効率は低下していくことから、PM を酸化処理する必要があることが示唆された。そこで、ベッド粒子層温度、空塔速度をパラメーターとして実験を行うとともに、同様の条件において酸化促進物質であるカリウムを添加した PM を用いた実験を行った。その結果、ベッド粒子層温度 250℃では PM の燃焼反応はほとんど起こらないが、300℃以上の温度においては、温度上昇とともに PM の燃焼反応が促進されてベッド粒子上の PM 堆積量が減少するために、PM 捕集効率が上昇する。さらに、PM に燃焼促進物質であるカリウムを添加することで、いずれの空塔速度においても PM 捕集効率は上昇する。本研究では非常に高濃度である PM 投入濃度 100 mg/m³において実験をしており、一般的なバスやトラックの排ガスに含まれている PM 濃度 30 mg/m³であれば、さらにベッド粒子層温度を低下させることが可能と考えられる。

5. 謝辞

本研究は、公益財団法人 JFE21 世紀財団 2013 年度技術研究助成により遂行されました。ここに謝意を表します。

参考文献

- [1] Kakuda, M., A. Numata and R. Takaishi; “Newly Developed Diesel Engines for Generator Set (in Japanese),” *Tech. Rev. Mitsubishi Heavy Ind.*, **40**, 250–253 (2003).
- [2] Maynard, A. D.; “Estimating Aerosol Surface Area from Number and Mass Concentration Measurement,” *Ann. Occupational Hygiene*, **47**, 123–144 (2003).
- [3] Hinds, W. C.; *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*, Second Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York (1999).
- [4] Kim, S. C., M. S. Harrington and D. Y. H. Pui; “Experimental Study of Nanoparticles Penetration through Commercial Filter Media,” *J. Nanoparticle Research*, **9**, 117–125 (2007).
- [5] Myojo, T., T. Oyabu and I. Tanaka; “Risk Management for Aerosol of Engineered Nanomaterials (in Japanese),” *Erozoru Kenkyu*, **24**, 186–190 (2009).
- [6] Ylatalo, S., E. Kauppinen, J. Joutsensaari, J. Jokiniemi and J. Hautanen; “Dependence of Electrostatic Precipitator Penetration Function on the Pulverised Coal Combustion Conditions,” *J. Aerosol Science*, **24**, s587–s588 (1993).
- [7] Gidaspow, D.; *Multiphase Flow and Fluidization*, First Edition, Academic Press, New York (1994)
- [8] Wen, C. Y. and Y. H. Yu; “Mechanics of Fluidization,” *Chemical Engineering Progress Symposium Series*, **62**, 100-111 (1966)
- [9] Gu, H., L. Shen, J. Xiao, S. Zhang, T. Song, D. Chen; “Iron ore as oxygen carrier improved with potassium for chemical looping combustion of anthracite coal,” *Combustion and Flame*, **159**, 2480–2490 (2012).