

# バイオマス専焼ボイラの付着灰影響の解明と対策

## Effects and Countermeasures on Deposit Ash of Biomass Fired Power Plant

佐藤直樹	技術開発本部技術基盤センター物理・化学グループ 博士(工学)
奥原洋人	技術開発本部技術基盤センター物理・化学グループ
和田知歌子	技術開発本部技術基盤センター物理・化学グループ
松永康夫	技術開発本部技術基盤センター生産プロセスグループ 主査
大野恵美	資源・エネルギー・環境事業領域カーボンソリューション SBU 技術センター開発部 部長

再生可能エネルギーの一つであるバイオマス燃料は、二酸化炭素(CO<sub>2</sub>)排出を抑制するため、石炭焚き火力発電ボイラの燃料として使用され、石炭との混合燃焼が行われている。さらに、2050年のカーボンニュートラルを目指して、バイオマス専焼に向けた取組みが進められている。バイオマス中の灰分は石炭と比べて少ないにもかかわらず、塩素(Cl)分の含有に加えて、高アルカリ分である灰組成から、バイオマス専焼の場合は燃焼灰のボイラ伝熱管への低融点灰の付着による伝熱阻害とCl分の付着に伴う管材の腐食が懸念される。そこで、実機の温度雰囲気模擬した横型燃焼炉と縦型電気炉を用いた灰付着試験および電気炉を用いた腐食試験を実施して、各種バイオマス燃料の灰付着性と腐食性の特性を把握し、その影響を調査するとともにそれらの対策を明らかにした。

Biomass fuel, a renewable energy source, is practically co-fired with coal in coal-fired thermal power plants in order to reduce CO<sub>2</sub> emissions. In Japan, various actions toward biomass single fuel firing are currently promoted for the achievement of the 2050 carbon neutrality target. As for a biomass fired boiler, however, the ash deposition on boiler tubes may accelerate the reduction of thermal efficiency and the corrosion of the tubes because the biomass ash has chlorine and high alkali content despite its low ash content. In order to develop countermeasures against ash deposition and corrosion, we conducted an ash deposition test with a horizontal furnace and a drop tube furnace, and a corrosion test with an electrical furnace and obtained a better understanding about their characteristics.

## 1. 緒言

地球温暖化対策として、日本では、「2050年までに温室効果ガスの排出を全体としてゼロにする」というカーボン排出ネットゼロの目標が掲げられている。また、非効率石炭火力のフェードアウトが進められており、高効率石炭火力においてもCO<sub>2</sub>排出削減は大きな課題となっている。このようななか、既存設備の有効活用とあいまって、石炭火力発電の代替燃料として利用でき、かつカーボンニュートラルな燃料であるバイオマス燃料の導入が図られている。

IHIでも、今までバイオマス混焼比率25%以上のボイラ納入に加え、発電用ボイラの木質バイオマス専焼化工事を受注し、現在取り組んでいるところである<sup>(1)</sup>。

カーボンニュートラル燃料であるバイオマスを有効に活用することで、カーボン排出ネットゼロに貢献でき、さらに排ガスからのCO<sub>2</sub>の回収・利用・貯留を組み合わせることで、カーボンネガティブを実現することも可能となる。近年では、木質ペレットから農業残渣ペレットへとバイオ

マス燃料の利用範囲が拡大されて実用化が進んでいる。

バイオマスボイラについて、今まで高比率混焼への取組み<sup>(2)</sup>、<sup>(3)</sup>を紹介してきたが、本稿ではバイオマス専焼化に向けた課題、特にボイラ伝熱管への付着灰の影響の解明とその対策について紹介する。

## 2. バイオマス専焼に向けた課題

石炭火力のうち微粉炭燃焼ボイラで使用される木質バイオマスについては、その形状や性状の安定性などから、木質ペレットが主に使用されている。しかし、国内の既存の微粉炭燃焼ボイラで専焼化への改造を検討する場合、設備はさまざまな石炭性状を考慮した設計となっているものの、バイオマス燃料の性状までを考慮した設備となっていないという課題がある。

**第1表**に燃料性状を示す。現在日本で主に使用されている<sup>れき</sup>瀝青炭と木質ペレット、農業残渣ペレットの性状を比較している。将来的には、木質系だけでなく、草本系、農業残渣系ペレットの利用が想定されることから、本検討においては、木質系と農業残渣系について、瀝青炭と比較し

第1表 燃料性状  
Table 1 Fuel properties

項目	単位	瀝青炭	木質ペレット A	木質ペレット B	農業残渣ペレット	
発熱量	MJ/kg (到着ベース)	23.8	19.1	17.8	17.7	
全水分	% (到着ベース)	18.0	4.3	8.4	9.3	
工業分析	固有水分	% (恒湿ベース)	6.9	3.7	10.5	7.5
	灰分	% (無水ベース)	10.8	0.4	1.6	2.4
	揮発分	% (無水ベース)	33.0	80.8	81.6	81.2
	固定炭素	% (無水ベース)	56.2	15.1	17.2	16.4
元素分析	炭素(C)	% (無水ベース)	71.1	51.3	49.3	49.3
	水素(H)	% (無水ベース)	4.6	6.2	5.5	5.6
	窒素(N)	% (無水ベース)	1.4	0.2	0.9	0.6
	酸素(O)	% (無水ベース)	11.7	41.8	42.8	42.1
	硫黄(S)	% (無水ベース)	0.40	0.02	0.04	0.06
	塩素(Cl)	mg/kg (無水ベース)	230	<100	460	230
酸化性灰融点	軟化点	℃	1 435	1 420	1 355	1 030
	溶融点	℃	1 500	1 480	> 1 600	1 130
	溶流点	℃	1 530	> 1 500	> 1 600	1 180
還元性灰融点	軟化点	℃	1 325	1 450	> 1 600	950
	溶融点	℃	1 430	1 490	> 1 600	1 075
	溶流点	℃	1 455	1 500	> 1 600	1 140
主な灰組成 (酸化物換算)	二酸化けい素(SiO <sub>2</sub> )	%	55.2	11.1	19.6	56.2
	酸化アルミニウム(Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	%	23.8	1.7	3.8	2.0
	酸化チタン(TiO <sub>2</sub> )	%	1.5	0.1	0.9	0.2
	酸化鉄(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	%	6.7	1.4	2.8	4.1
	酸化カルシウム(CaO)	%	1.4	29.1	35.4	9.4
	酸化マグネシウム(MgO)	%	0.8	7.2	10.5	4.1
	酸化ナトリウム(Na <sub>2</sub> O)	%	0.5	2.4	5.5	1.0
	酸化カリウム(K <sub>2</sub> O)	%	1.1	12.4	11.5	14.4
	五酸化二リン(P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	%	0.6	3.8	4.3	3.3
	三酸化硫黄(SO <sub>3</sub> )	%	0.5	3.7	4.1	0.1
石炭スラッキング指標	塩基性成分(Base)	-	10.4	52.6	65.8	32.9
	塩基性成分/酸性成分比 (Base/Acid)	-	0.13	4.10	2.70	0.57

(注) 農業残渣ペレットは洗浄処理したものを使用

ながら検討を進めた。

## 2.1 燃料性状

第1表の性状から、バイオマス燃料の特徴を以下にまとめる。

### (1) 発熱量

一般的にバイオマスペレットの発熱量は2～3割程度低くなる。このことから、貯蔵設備などにおける容量への考慮が必要となる。

### (2) 工業分析

揮発分が80%程度と高く、灰分が数%程度以下であり、燃焼性は大きく違うものとなる。この燃焼性の違いから、空気供給のバランスなどを調整する必要がある。また、石炭に比べ灰量が減ることは、ボイラ管材への灰付着量、灰回収量が、相対的に減少傾向にあるといえる。

### (3) 元素分析

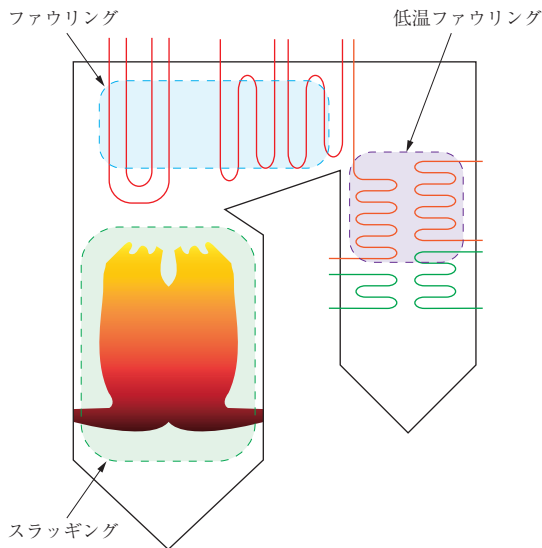
酸素(O)分が多く燃焼に寄与する。また、窒素(N)分、硫黄(S)分が少なく、N分が酸化して生成される窒素酸化物(Fuel-NO<sub>x</sub>)の発生は抑えられ、また、硫黄酸化物(SO<sub>x</sub>)も大幅に減ることとなる。

### (4) 灰融点および灰組成

石炭は一般的に二酸化けい素(SiO<sub>2</sub>)、酸化アルミニウム(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)を多く含むが、バイオマスペレットは、酸化ナトリウム(Na<sub>2</sub>O)、酸化カリウム(K<sub>2</sub>O)、酸化カルシウム(CaO)を石炭と比べて1桁多く含んでいることが確認できる。灰融点は石炭と比べて低くなる傾向にあるものの、バイオマスの種類によってその値に幅があることが確認できる。

## 2.2 スラッキング性について

ボイラにおける灰トラブルを第1図に示す。ボイラに



第1図 ボイラにおける灰トラブル  
Fig. 1 Typical ash troubles in boiler

において、灰性状によってはスラッシングとファウリングが発生し、ボイラ運転に影響を与えることが知られている<sup>(4)~(6)</sup>。灰が伝熱管に付着して成長すると、除去することが困難になる。そして、伝熱阻害を引き起こし、ボイラ内の熱バランスが大きく変わることにより、所定の性能を得られなくなることもある。さらに、灰の付着が成長すると、ボイラ内の排ガス圧力損失が増大し、運転負荷を下げざるを得なくなる。そこで、ボイラの安定運転には、灰を付着または成長させないこと、そして付着しても容易に除去できることが重要となる。このなかで火炉壁などへのスラッシング性を評価することは、大きな課題であり、石炭火力用ボイラでの長年の運転経験からその知見を蓄積してきた。第2表に、石炭におけるスラッシング予測指標を示す。石炭については、本指標と膠着度を用いた指標を構築してきており、運用しているところである<sup>(7)</sup>。

一方、第1表に合わせて示したバイオマス性状の石炭スラッシング指標においては、塩基性成分 (Base) の合計値は30%を大きく超え、塩基性成分/酸性成分 (Base/Acid) も大きく逸脱していることから、石炭での指標では評価できず、予測することが難しいことが分かる。また、

第2表 石炭におけるスラッシング予測指標<sup>(7)</sup>  
Table 2 Slagging indexes of coal<sup>(7)</sup>

指標	単位	スラッシング予測指標		
		小	中	大
灰の融点	℃	1280 以上	1280 以下	
Base	%	10 以下	10 ~ 20	20 以上
Base/Acid	-	0.1 以下	0.1 ~ 0.3	0.3 以上

(注) Base が 30% 以下の炭種について使用

バイオマス中 Cl 濃度は石炭とほぼ同じ濃度範囲といえるが、高アルカリ成分によって塩化物を形成しやすく、発生する灰に Cl 分が取り込まれやすくなることが予測され、灰の付着や腐食に与える影響については未知の領域である。そこで、バイオマス燃料灰にかかわるスラッシング性やファウリング性、腐食特性において、試験装置を用い、その燃料性状と灰付着や腐食にかかわる新たな関係性を見だし、評価することとした。

### 3. 灰付着メカニズムの解明

#### 3.1 目的

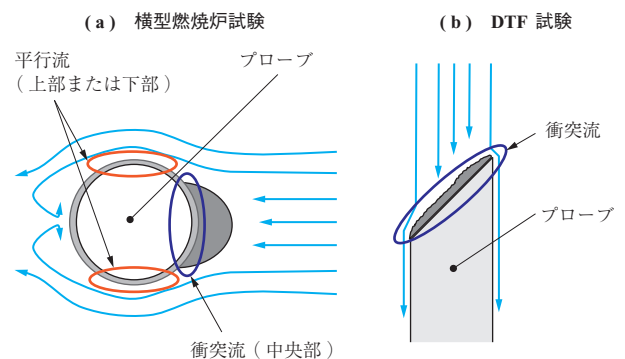
バイオマス燃料は、前述のとおり石炭と比べてカリウム (K) やカルシウム (Ca) の含有量が多く<sup>(8)</sup>、低灰融点の付着灰を生成し、バイオマス専焼では伝熱管に付着した灰の脱落を困難にする可能性がある。また、K や Ca は Cl との化学反応によって Cl 分の付着挙動に寄与することも知られており、伝熱管に付着した Cl 分によって腐食の増加も考えられる<sup>(8), (9)</sup>。そこで、ボイラの炉内温度および伝熱管のメタル温度を模擬した灰付着試験により、灰の付着・脱落の挙動および Cl 分の付着挙動の解明を行った。

#### 3.2 試験設備

試験は横型燃焼炉と縦型電気炉 (Drop Tube Furnace : DTF) を用いて、ボイラ内の流れ場の違いによる灰付着の挙動を評価した。灰付着試験で使用した試験設備の特徴を第3表に、各試験設備による流れ場の違いを第2図に示

第3表 灰付着試験で使用した試験設備の特徴  
Table 3 Features of test facilities for ash deposition test

試験設備	単位	横型燃焼炉	DTF
燃焼量	kg/h	4 ~ 8	0.12
流れ方向	-	水平流れ	ダウンフロー
流速 (炉内温度換算)	m/s	4 ~ 6	0.1 ~ 0.2



第2図 各試験設備における流れ場の違い  
Fig. 2 Difference of flow field around the ash deposition probe between the two types of test facilities

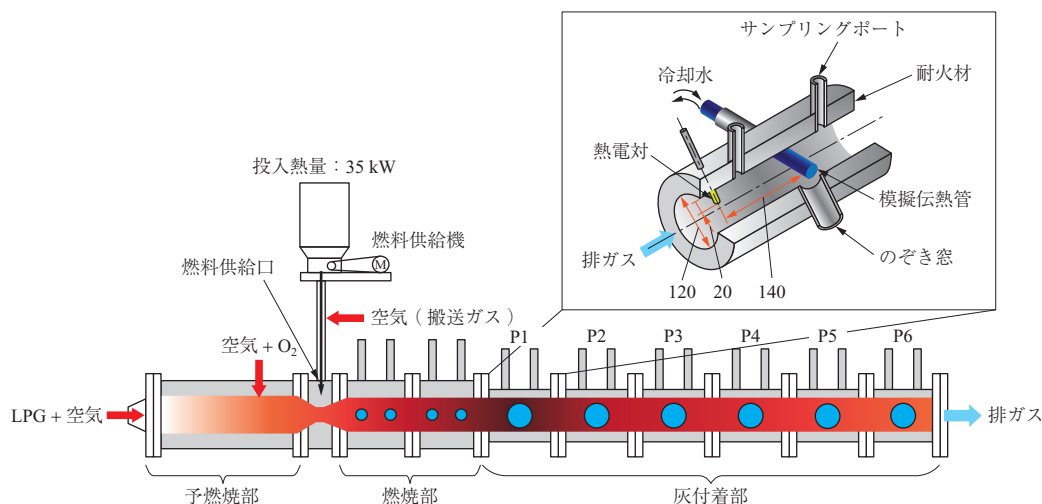
す。横型燃焼炉は燃焼量が多く水平の流れ場であり、主に火炉内の条件を対象とした灰付着試験で使用した。それに対し、DTFは燃焼量が小さく、上から下のダウンフローであり、主に後伝熱部の条件を対象とした灰付着試験で使用した。なお、本試験では、第1表に示す燃料を用いた。

### 3.2.1 横型燃焼炉

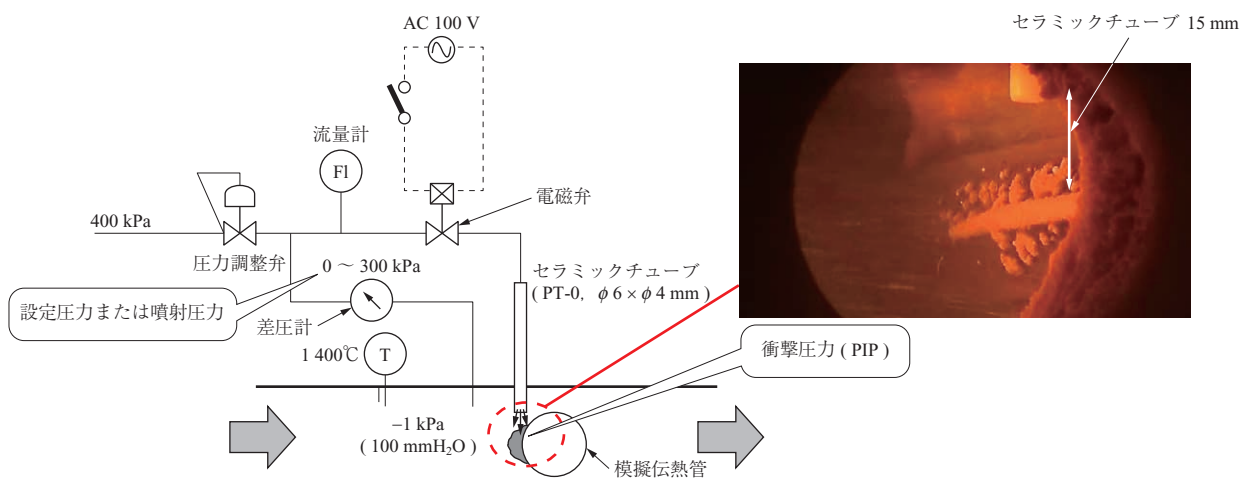
横型燃焼炉の概略図を第3図に示す。装置は全長約3000mm、内径120mmで、予燃焼部、燃焼部（全長約800mm）、灰付着部で構成される。放熱を最小限にするため、内壁は耐火材を施工している。予燃焼部では、液化石油ガス（Liquefied Petroleum Gas：LPG）を燃焼させ、空気や酸素を注入することで、温度1000℃、酸素濃度21 vol%の燃焼空気を生成する。その後、燃料供給機により燃料供給口から燃料が供給され、燃焼部で燃焼する。灰付着部は第3図に示すP1～P6の六つのブロックで構成

され、炉内温度はP1～P6の間で800～1400℃の温度分布となる。試験では、計測したい温度域のブロックに模擬伝熱管を挿入して灰を付着させる。

ボイラの灰除去装置の一つであるスートブロウによる灰脱落性を定量的に評価するため、空気噴射によって灰が脱落するときの衝撃圧力（Peak Impact Pressure：PIP）を測定するエアブロー装置を使用した。エアブロー装置の概略図を第4図に示す。装置は圧力調整弁、差圧計、流量計、電磁弁、セラミックチューブで構成される。セラミックチューブは横型燃焼炉のサンプリングポート（第3図）から挿入し、圧力調整弁にて噴射する空気の圧力を炉内との差圧により調整する。電磁弁を開にすると模擬伝熱管の垂直上方に設置したセラミックチューブから乾燥空気が噴射する。その際に流量計にて噴射したガス流量および噴射圧力は逐次ロガーで記録し、灰が脱落したときの圧



第3図 横型燃焼炉の概略図（単位：mm）  
Fig. 3 Schematic of horizontal furnace (unit : mm)



第4図 エアブロー装置の概略図  
Fig. 4 Schematic of air blowing system

力条件を測定した。PIP はノズル出口から離れるにつれて減少して直接測定することは困難である。本試験ではあらかじめ大気圧下で噴射圧、PIP およびノズル出口からの距離の関係を測定し、噴射圧と PIP の関係式から炉内での PIP の値を推算した。

### 3.2.2 D T F

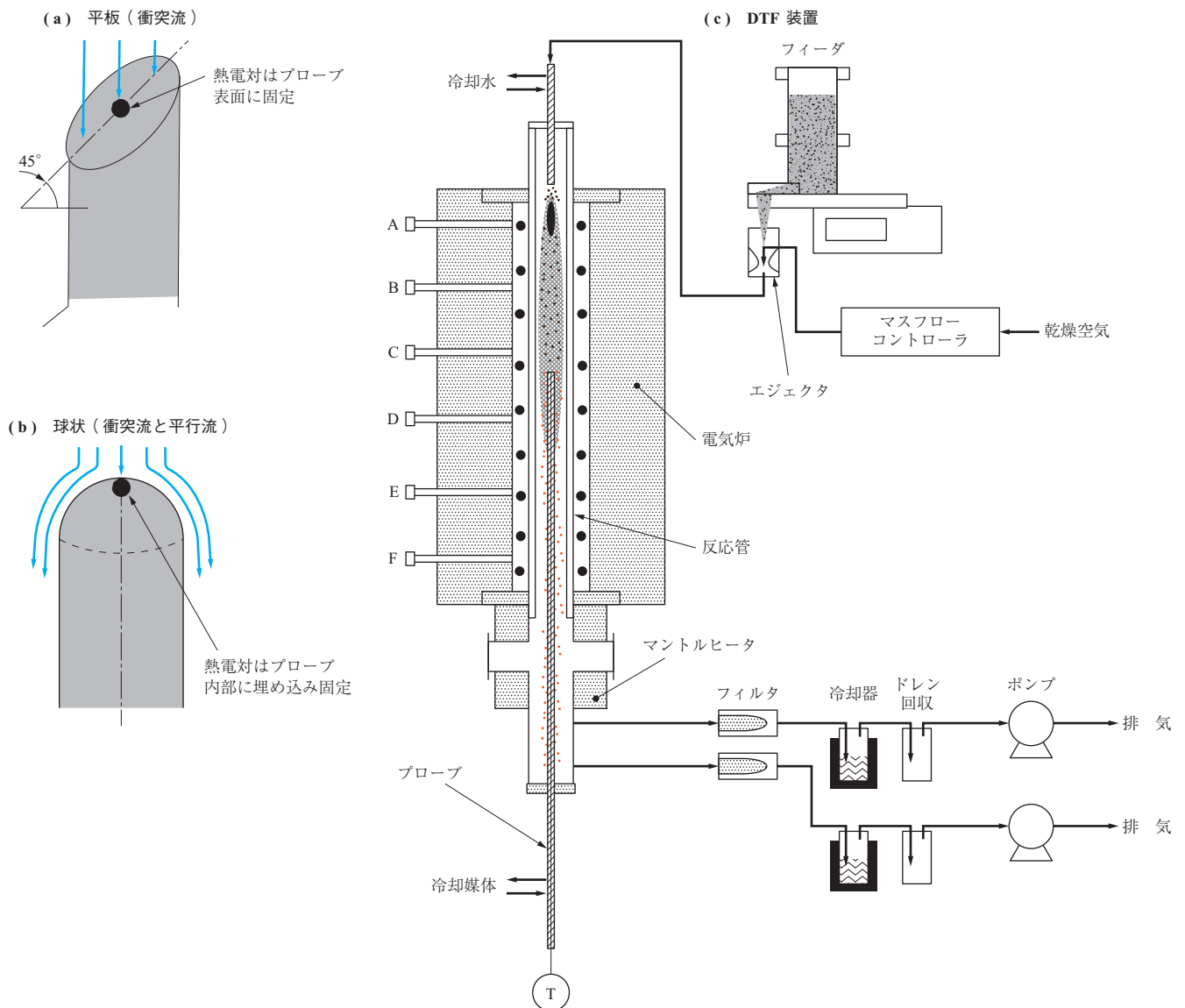
DTF の装置概略図を第 5 図に示す。装置は、フィーダ、反応管を設置した電気炉、マントルヒータ、プローブで構成される。微粉碎した燃料はフィーダで定量排出され、エジェクタで大気と一緒に吸込みながら反応管（全長 2 000 mm、温度計測座：A ～ F）に供給される。反応管はバーナ部から後伝部までの温度分布となるように電気炉およびマントルヒータの加熱温度を制御した。プローブは所定の炉内温度となる位置まで底部から挿入し、表面温度

はプローブ内部に供給する空気の流量によって制御した。流れ場の影響を評価するため、プローブは先端部が平板と球状の 2 種類のものを使用した。本試験では燃焼雰囲気下でプローブを 5 時間暴露してプローブ先端に灰を付着させて回収し、炉内から取り出して冷却したのちにブラシで回収した。プローブに堆積した灰の厚さは 1 mm 以下であり、DTF で得られた付着は初期付着灰に相当するものと考えられる。

### 3.3 試験結果および考察


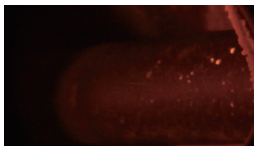
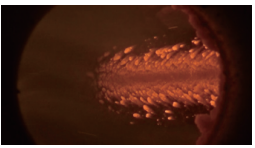
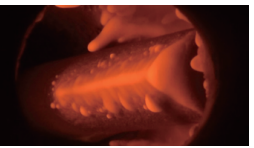

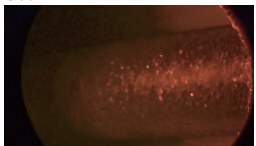
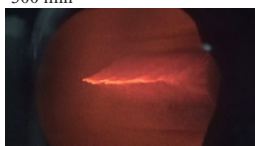

#### 3.3.1 灰付着挙動

横型燃焼炉ののぞき窓からビデオカメラで撮影した各炉内温度におけるそれぞれの燃料の灰の付着挙動および模擬伝熱管に付着した灰の状態を第 6 図に示す。木質ペレット A はいずれの炉内温度においても暴露時間 300 分の間


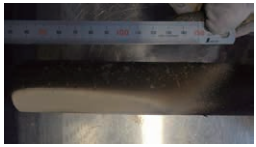

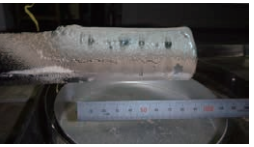
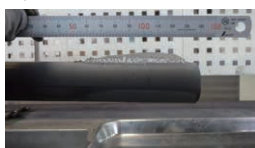





第 5 図 DTF 装置の概略図  
Fig. 5 Schematic of drop tube furnace

(a) のぞき窓から観察した付着灰挙動

炉内温度／メタル温度	瀝青炭	木質ペレット A	木質ペレット B	農業残渣
1 300℃／400℃	80 min 	300 min 	300 min 	180 min 
1 100℃／500℃	20 min 	300 min 	/	
800℃／600℃	300 min 	300 min 		

(b) 炉から取り出したときの模擬伝熱管

炉内温度／メタル温度	瀝青炭	木質ペレット A	木質ペレット B	農業残渣
1 300℃／400℃	60 min 	300 min 	300 min 	180 min 
1 100℃／500℃	20 min 	300 min 	/	
800℃／600℃	300 min 	300 min 		

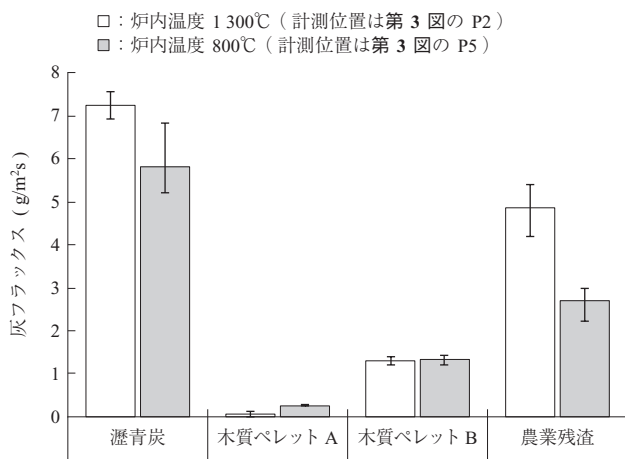
(注) 各画像の左上は暴露時間を示す。

第 6 図 各炉内温度におけるそれぞれの燃料の灰の付着挙動および模擬伝熱管に付着した灰の状態  
Fig. 6 Ash deposition behavior at different temperatures and photos of ash deposition on the tube

に付着灰が脱落することなく、外観からは付着灰が溶融している状況も見られなかった。木質ペレット B も暴露時間 300 分の間に付着灰が脱落することはなかったが、灰が溶融していることが確認された。農業残渣においては、灰が溶融して模擬伝熱管の周方向に広範囲に付着した。木質ペレット A、B および農業残渣の灰は瀝青炭と比べて模擬伝熱管の周方向に幅広く付着した。この要因について、詳細は 3.3.4 項で述べるが、バイオマスでは石炭と比べて多く含まれるアルカリ成分が形成する塩化物などの蒸気の凝縮によって、衝突角度が大きく灰粒子が付着

しにくい範囲にも付着して周方向へ広範囲に灰が付着していたと考えられる。

排ガス中のフライアッシュ濃度は、炉内に L 字に曲がった石英管を挿入して一定時間に等速吸引にて灰粒子を採取し、単位時間および投影断面積当たりを通過する灰の重量である灰のフラックスとして計測した。横型燃焼炉での灰のフラックスの測定結果を第 7 図に示す。バイオマスは瀝青炭と比べて灰分が少ないため灰フラックスも少なく、特に木質ペレットの灰フラックスは瀝青炭の 1/5 以下となる。詳細は 3.3.2 項で述べるが、木質ペレット A



第7図 横型燃焼炉での灰のフラックスの測定結果

Fig. 7 Concentration of fly-ash in exhaust gas in ash deposition test with horizontal furnace

においては灰が付着する割合はいずれの温度域でも瀝青炭と同じ挙動を示すため、灰のフラックスに応じて木質ペレット A の場合は付着灰の量も瀝青炭と比較して少なくなる。

### 3.3.2 灰付着率

灰の付着しやすさは次式で定義した灰付着率 ( $D$ ) により算出した<sup>(10)</sup>。

$$D = 100 \cdot A / C \quad \dots\dots\dots (1)$$

$$C = F \cdot T \cdot P \quad \dots\dots\dots (2)$$

$F$  : 灰のフラックス ( $\text{g/m}^2 \cdot \text{s}$ )

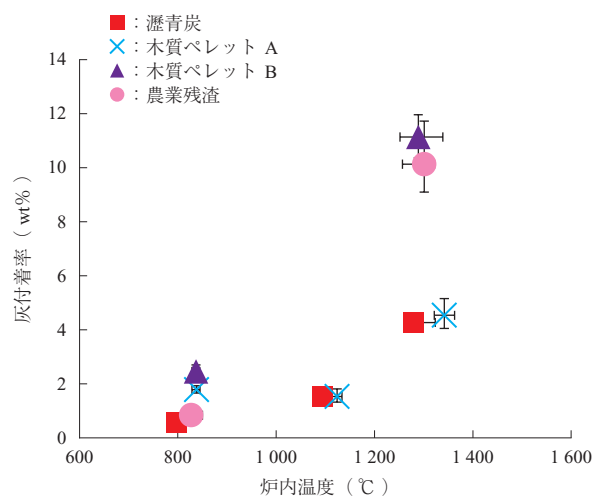
$A$  : 付着灰量 ( $\text{g}$ )

$T$  : プロブの暴露時間 ( $\text{s}$ )

$C$  : 模擬伝熱管に衝突する灰量 ( $\text{g}$ )

$P$  : 模擬伝熱管の投影断面積 ( $\text{m}^2$ )

横型燃焼炉の試験で得た灰付着率の結果を第8図に示



第8図 横型燃焼炉の試験で得た灰付着率の結果

Fig. 8 Relationship between ash deposition ratio and furnace temperature in test with horizontal furnace

す。瀝青炭と木質ペレット A の温度変化における灰付着率の傾向は同じであった。また、火炉条件 (1300°C 雰囲気) では木質ペレット B と農業残渣は瀝青炭と木質ペレット A と比べて灰付着率は高く、灰は付着しやすいことが分かった。

### 3.3.3 灰の脱落挙動

第4図に示したエアブロー試験による付着灰の脱落挙動の様子を第9図に示す。また、積算灰供給量と PIP の関係を第10図に示す。今回の試験における噴射圧と灰供給量とを比較している。図中の PIP は石炭専焼時の PIP との相対比として示した。第10図より、バイオマスは石炭と比べて灰脱落に要する PIP が高くなることが分かった。木質ペレット A は、いずれの温度域でもエアブローによって灰が脱落した。脱落の仕方はいずれの温度域でも噴射ノズル近傍に限られた。これは、木質ペレット A の付着灰は溶融せずに粉体層で形成されていたことから付着した粒子同士の結合が弱く、空気が噴射された部分だけ脱落したと考えられる。

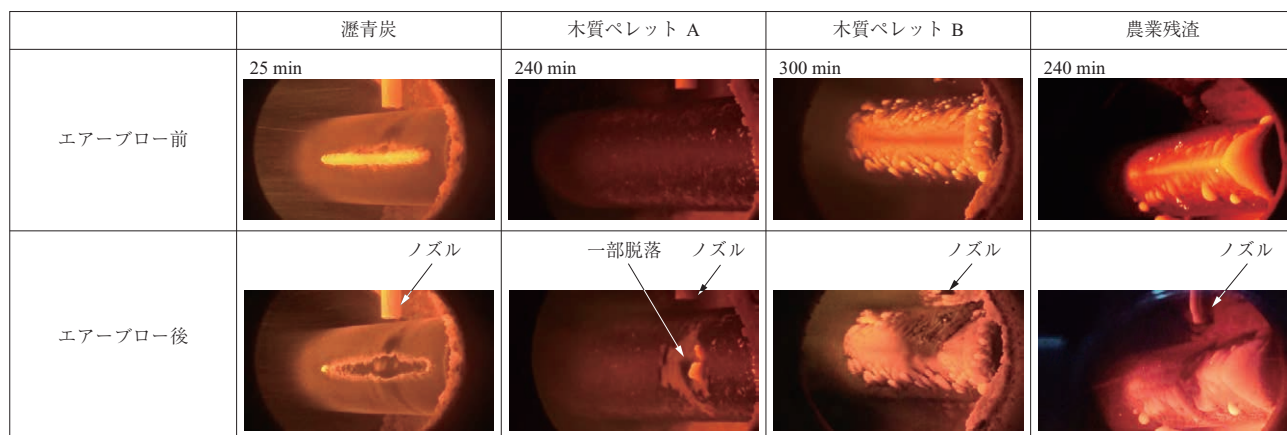
一方で、木質ペレット B や農業残渣の場合は、炉内温度 1300°C の条件では灰を脱落させることができなかった。灰の脱落に必要な要素はエアブローなどの外力によって灰に作用する応力を大きくすることであり、付着面積を小さく、かつ粒子同士の付着力を小さくすることである<sup>(11)</sup>。しかし、木質ペレット B のような Cl 分が付着しやすい燃料性状 (3.3.4 項で後述) や、農業残渣のような低灰融点であるバイオマスは、広範囲に溶融して粒子同士の付着力も大きくなるため、灰の脱落が困難となる。この場合は添加剤やほかの燃料との混焼によって Cl 分の付着を抑制しつつ灰の融点を高くすること、ボイラ伝熱管へのコーティングによって付着力を低減させること、そしてストブローの強化など複合的な対策が必要になると考えられる。

### 3.3.4 Cl 分の付着挙動

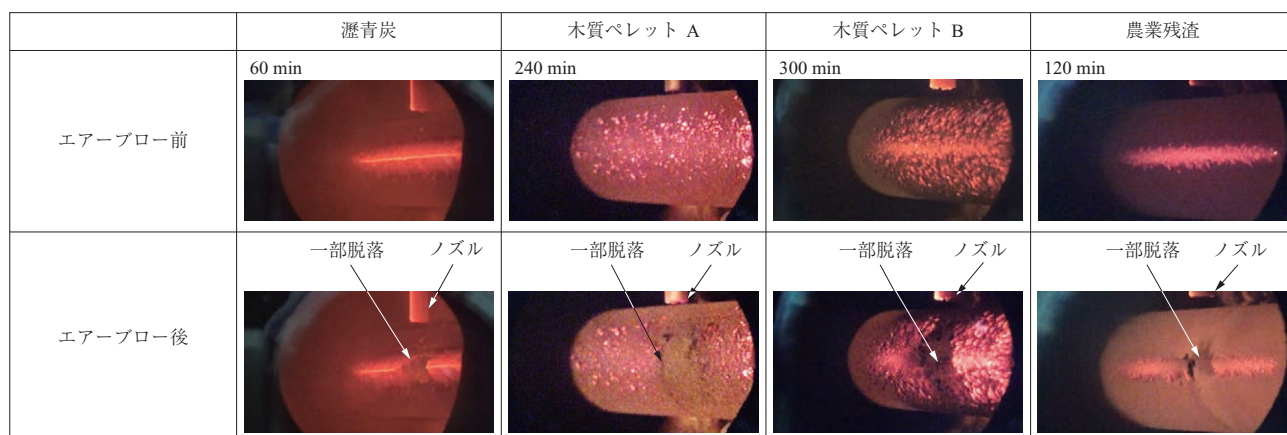
・Cl 分の付着メカニズム

横型燃焼炉の試験で回収した木質ペレット B の付着灰断面の SEM-BSE (Scanning Electron Microscope-Backscattered Electron) 画像および EDS (Energy Dispersive X-ray Spectroscopy) マッピングの結果を第11図に示す。図より、角張った形状の結晶化した塩化カリウム (KCl) が付着・堆積していることが確認された。熱力学平衡計算による K 分の挙動を第12図に示す。KCl は 600 ~ 800°C においてガスから

(a) 炉内温度 1300°C



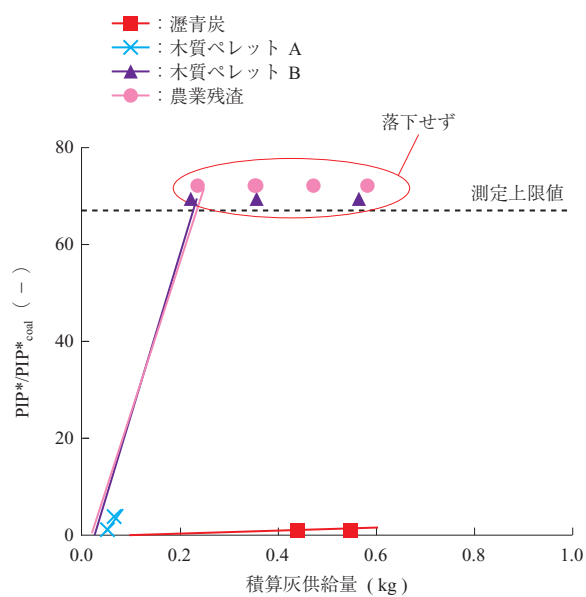
(b) 炉内温度 800°C



(注) 「エアブロー前」の各画像の左上は暴露時間を示す。

第 9 図 エアブロー試験による付着灰の脱落挙動の様子

Fig. 9 Photos of ash shedding behavior in air blowing test



(注) 火炉条件  
・炉内温度: 1300°C  
PIP\*: 灰が脱落するときの PIP

第 10 図 積算灰供給量と PIP の関係

Fig. 10 Relationship of PIP with cumulative ash quantity

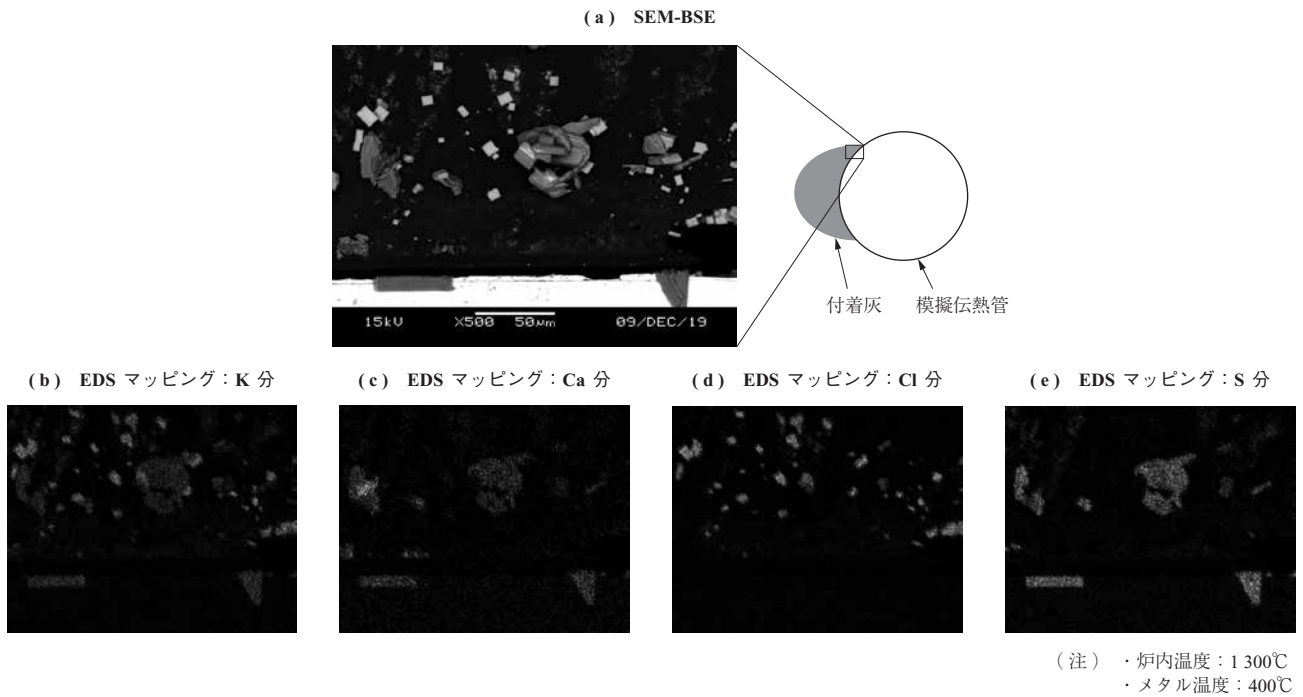
固体へ変換する。つまり、メタル温度が 650°C 以下であれば、KCl の蒸気が模擬伝熱管表面で凝縮していたと考えられる。

付着灰中 Cl 濃度におけるメタル温度の影響を第 13 図に示す。DTF 試験でメタル温度を変えて回収した灰中の Cl 濃度の測定結果を示している。図中の付着灰中 Cl 濃度は水溶性成分の測定値である。この結果より、Cl の付着量はメタル温度の上昇によって水管近傍の塩化物の蒸気圧が上昇して凝縮しにくくなるため、Cl 分の付着量が減少することが分かった。これらの結果はこれまでの報告されている研究とも一致する<sup>(12)</sup>。

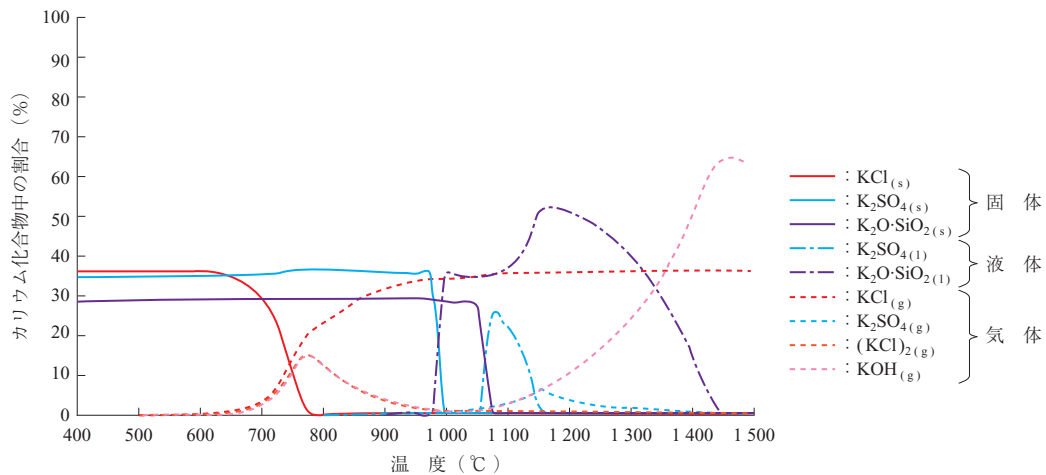
・模擬伝熱管回りの流れ場による影響

横型燃焼炉試験において、第 2 図 - (b) で示すように、ガスの流れが衝突流となる模擬伝熱管のよみ点と平行流になる上部の 2 点で灰を採取した。模擬伝熱管回りの流れ場による付着灰中 Cl 濃度を第





第 11 図 木質ペレット B の付着灰断面の SEM-BSE 画像および EDS マッピングの結果  
 Fig. 11 Cross-sectional SEM-BSE and EDS mapping images of a deposit from Wood Pellet B



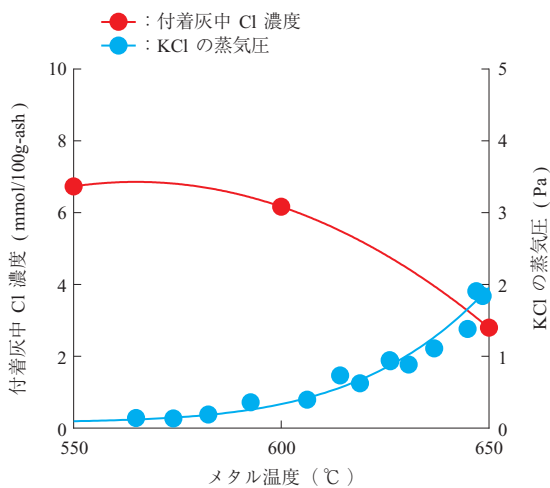
第 12 図 熱力学平衡計算による K 分の挙動<sup>(9)</sup>  
 Fig. 12 Behavior of K content by thermodynamics equilibrium calculation<sup>(9)</sup>

14 図に示す。付着灰におけるよどみ点近傍と上部での Cl 濃度の違いを示している。この結果、平行流となる上部の Cl の濃度が高い値となった。この要因としては、模擬伝熱管回りの流れ場が影響していると考えられる。Cl は塩化物蒸気が凝縮して付着するのに対して、けい素 (Si) やアルミニウム (Al) など固体の灰粒子成分は衝突によって付着することから、平行流となるプローブ上部では衝突する粒子はスリップして、蒸気の凝縮による付着が支配的になっていたと推測される。一方、模擬伝熱管のよどみ点では蒸気の凝縮と灰粒子の付着が両方発生するため、

凝縮する成分が希釈される。これにより、模擬伝熱管回りの流れによって Cl の濃度差が発生すると考えられる。これらの結果より、凝縮のメカニズムによって模擬伝熱管回りの流れ場による Cl の付着現象を説明することができることが分かった。

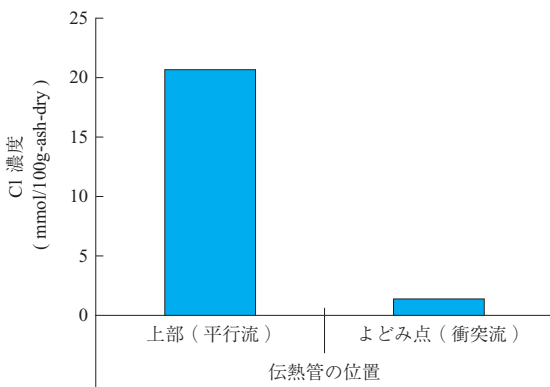
・ Cl 付着抑制の対策

Cl 分の付着を抑制するには Cl の付着メカニズムに合わせて、塩化物の蒸気の付着を抑制する方法が考えられる。燃料性状と付着灰中 Cl 濃度の関係を第 15 図に示す。図中の付着灰中 Cl 濃度は水溶性成分として測定した値を示し、燃料性状は燃料の変更ま



(注) 条件  
 ・テスト装置 : DTF  
 ・燃料 : 木質ペレット B  
 ・ガス温度 : 800°C  
 ・サンプリング間隔 : 5 h  
 KCl 蒸気圧データ  
 ・参照 : [http://www.dbst.com/en/EED/PCP/VAP\\_C4577.php](http://www.dbst.com/en/EED/PCP/VAP_C4577.php)

第 13 図 付着灰中 Cl 濃度におけるメタル温度の影響  
 Fig. 13 Effects of tube surface temperature on Cl content in a deposit

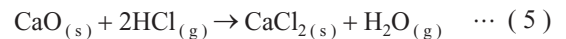
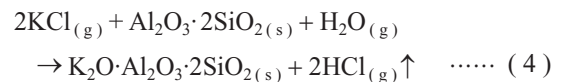
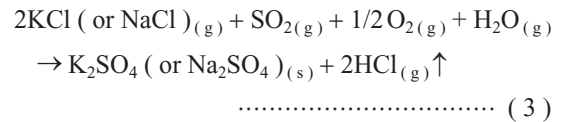


第 14 図 横型燃焼炉における模擬伝熱管回りの流れ場による付着灰中 Cl 濃度 (木質ペレット B)  
 Fig. 14 Cl content in a deposit around the tube in ash deposition test using horizontal furnace and Wood Pellet B

たは添加剤の追加によって調整した。第 15 図より、横型燃焼炉および DTF と異なる試験系のデータにおいて同じような傾向は見られたが、DTF による付着灰中 Cl 濃度は横型燃焼炉の場合と比べて小さくなっていた。Cl 分は塩化物の蒸気の凝縮によって付着するため、付着灰中 Cl 濃度は伝熱管表面に形成する境界膜内の濃度や温度の勾配に影響すると考えられる。つまり、ガス流速が横型炉で 4 ~ 5 m/s、DTF で 0.1 ~ 0.2 m/s と大きく異なるため、DTF では境界膜が厚く形成されて付着灰中 Cl 濃度は横型燃焼炉と比べて小さくなったと考えられる。

第 15 図より、Cl 分の付着は、燃料中の Cl が一定

以上で起こることが分かった。また、全硫黄 (Total-S) と  $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3$  は Cl 分の付着を抑制する因子であることが分かった。(3) 式と (4) 式より、Total-S と  $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3$  は塩化物と反応し、Cl 分を塩化水素 (HCl) としてガスへ放出する<sup>(9)</sup>という報告があり、得られた結果は文献での知見と一致する。Ca においては、(5) 式より、CaO と HCl が反応して逆に Cl の付着を増加させる因子<sup>(13)</sup>になっていることも確認された。図より、木質ペレット B は Cl, Total-S,  $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3$ , CaO のすべての成分において Cl 分が付着しやすい燃料性状であり、Cl 分の付着によって灰の付着面積が広がっていたと考えられる。これらの結果より、Cl 分の含有量が少なく、かつ S や  $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3$  が多くなるような燃料の選定、または添加剤の混合やほかのバイオマス燃料との混焼が有効になると考えられる。



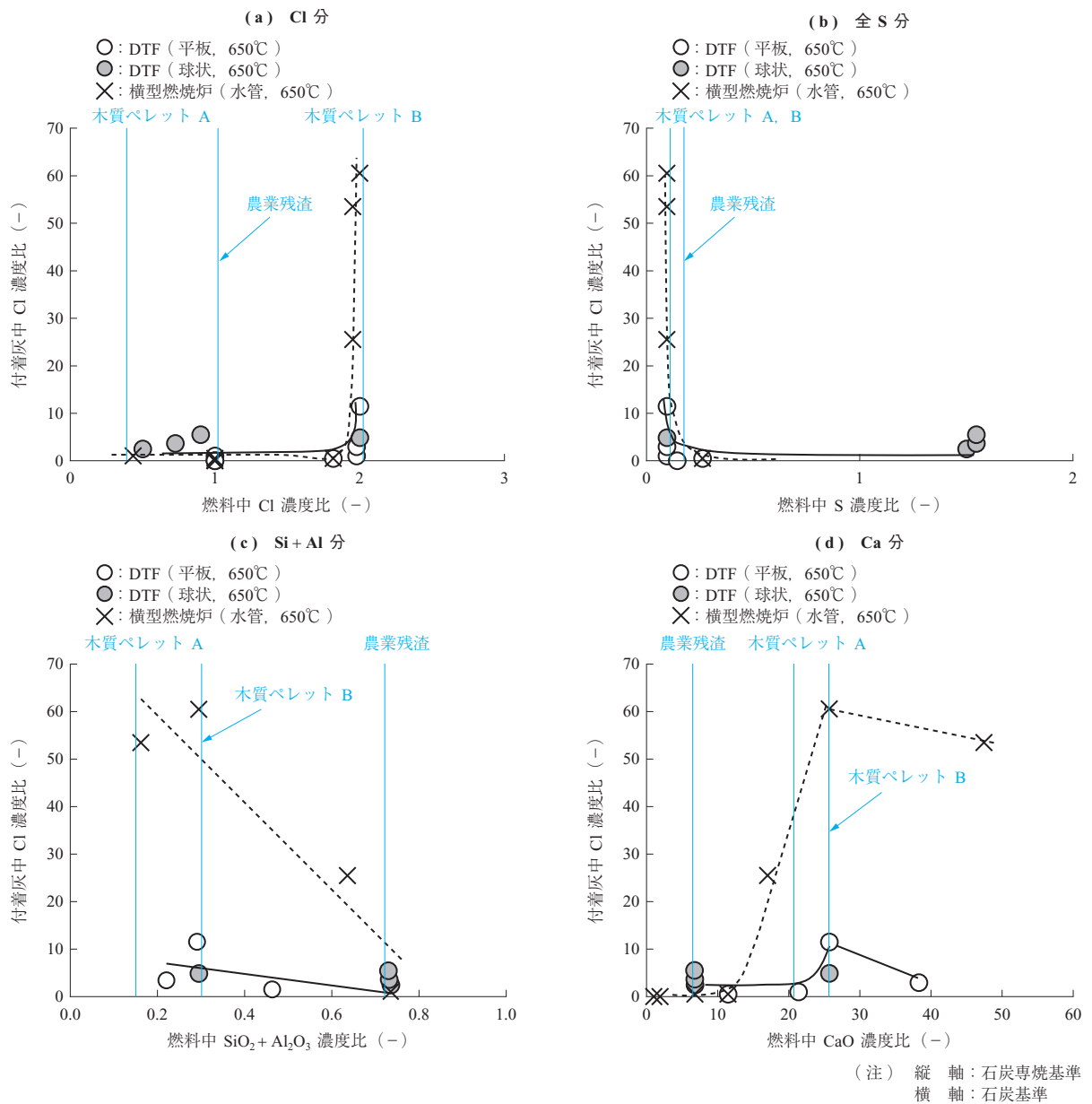
#### 4. 付着灰による管材腐食の影響

##### 4.1 目的

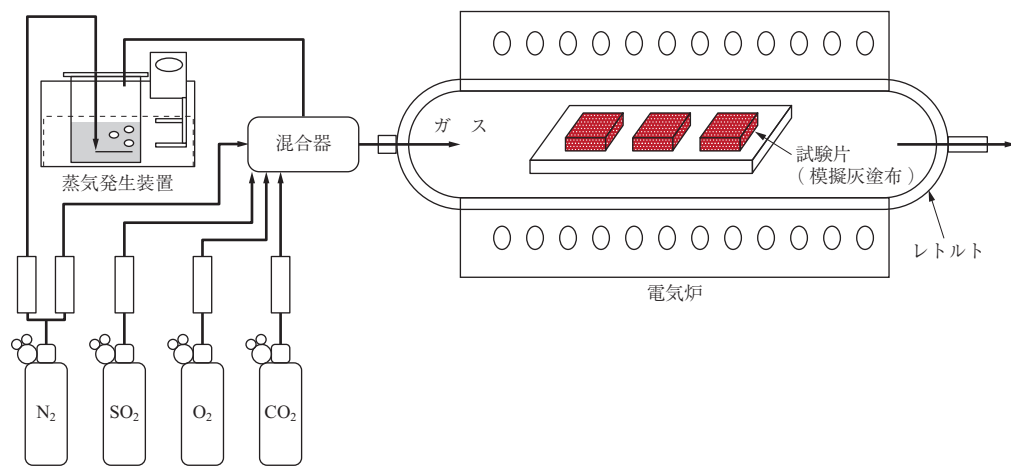
バイオマス燃焼ボイラの伝熱管の付着灰には、石炭燃焼ボイラに比べてアルカリ塩化物が多く含まれる<sup>(14)</sup>。塩化物を含む付着灰による材料の高温腐食に関しては、ごみ焼却ボイラの事例を中心に報告されている<sup>(15)</sup>。しかし、ごみ焼却ボイラよりも伝熱管温度が高いバイオマス専焼ボイラでは、腐食挙動も異なると考えられる。また、燃焼ガス組成や付着灰組成は、バイオマスの種類や伝熱管温度によっても大きく変化する。このため、バイオマス燃焼環境下での材料の高温腐食特性を評価するには、まず燃焼条件と付着灰組成の関係を明確にしておく必要がある。そこで、横型燃焼炉でバイオマスの種類や石炭との混焼比、添加剤などの条件を変えて灰付着試験を行い、その灰分析結果を基に試薬を調合した模擬灰を作製して高温腐食試験に用いることにした。

##### 4.2 試験設備

材料の腐食特性は、電気炉中で試験片を加熱して腐食させる高温腐食試験で評価した。電気炉腐食試験設備の概略を第 16 図に示す。組成を調整したガスを供給しながら電



第 15 図 燃料中の灰成分と付着灰中 Cl 濃度の関係  
 Fig. 15 Relationship of Cl content in a deposit with ash property of biomass fuel



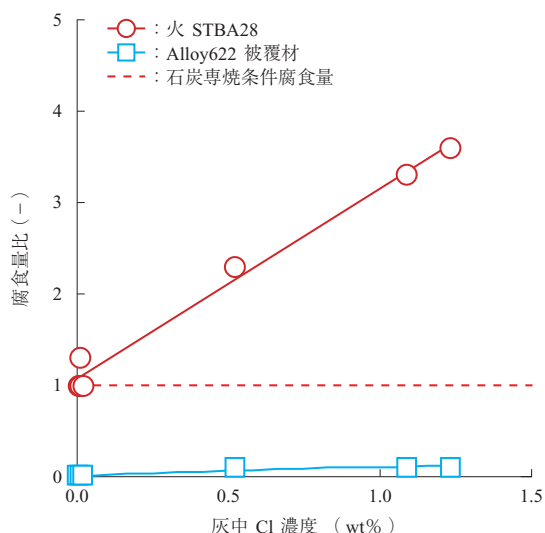
第 16 図 電気炉腐食試験設備の概略  
 Fig. 16 Schematic of electrical furnace for corrosion test

気炉により試験片を加熱する構造とした。

評価する材料試験片の表面に模擬灰を塗布したうえで電気炉内に設置し、ガスを流しながら電気炉中で加熱した高温腐食試験を行った。途中、模擬灰の再塗布を行いながら合計 500 時間の加熱を行い、その後試験片の重量減少測定および断面の顕微鏡観察から各試料の平均侵食深さを計測した。また各環境の腐食性については、石炭燃焼を模擬した条件の試験で得られた腐食量に対する腐食量の比で評価した。

### 4.3 試験結果および考察

腐食試験結果の一例として、600℃の酸化性ガス雰囲気下で、バイオマス混焼率などを変えた付着灰条件での、9%クロム (Cr) 鋼の火 STBA28 およびニッケル (Ni) 基合金である Alloy622 被覆材の腐食量の相対比 (石炭専焼模擬条件での火 STBA28 の腐食量を 1 とした) と灰中 Cl 濃度の関係を第 17 図に示す<sup>(16)</sup>。火 STBA28 材の腐食量は、灰中 Cl 濃度が高いほど大きくなる傾向を示した。一方、Ni 基合金である Alloy622 被覆材は高い耐食性を示し、灰中の Cl 濃度が高い条件下でも石炭専焼模擬環境での火 STBA28 より腐食量が小さくなった。この試験結果から、付着灰中 Cl 濃度が高くなるようなバイオマスを燃焼する場合は腐食量が増大するものの Ni 基合金被覆などの対策で腐食を抑制できることが分かる。また本結果では、バイオマス専焼であっても付着灰中の Cl 濃度が低い場合は石炭専焼条件との腐食量の差が小さいことも示して



第 17 図 600℃における火 STBA28 および Alloy622 被覆材の腐食量への灰中 Cl 濃度の影響 (石炭専焼条件下での火 STBA28 の腐食量 = 1)

Fig. 17 Effect of Cl content in a deposit on relative corrosion depth of Ka-STBA28 and Alloy622 overlay at 600℃ (Average corrosion depth of Ka-STBA28 with coal ash = 1)

いる。

石炭燃焼ボイラで生じる石炭灰腐食は、燃焼ガス中の高い  $SO_x$  分圧に起因する伝熱管表面での溶融鉄アルカリ硫酸塩の生成によって生じる<sup>(17)</sup>。これに対してバイオマス専焼の場合は燃焼ガス中の  $SO_x$  分圧が低いため鉄アルカリ硫酸塩は生成せず、付着灰中のアルカリ塩化物と硫酸塩から成る溶融塩の生成やアルカリ塩化物の分解によって生じた Cl 分による鉄 (Fe)、Cr の酸化皮膜の破壊<sup>(18)</sup>が主な腐食加速機構となると考えられる。

## 5. 結 言

本書では、バイオマス専焼ボイラに向けた課題の一つである灰の付着および腐食に対する取組みを紹介した。塩素化合物の凝縮相を主体とした灰付着メカニズムおよびその対策を明らかにし、その腐食特性およびそのメカニズムを明らかにした。

バイオマス専焼ボイラは、カーボンニュートラル燃料のために今後も継続して使用されていくものであり、IHI では新たなバイオマス燃料などのデータを蓄積して、バイオマス専焼ボイラの安定運転に資する。また、将来的には、化学吸収<sup>(19)</sup>、<sup>(20)</sup>や酸素燃焼<sup>(21)</sup>による  $CO_2$  回収技術と組み合わせ、バイオマス燃料からの  $CO_2$  回収・利用・貯留を実現することで、カーボンネガティブの実現にも対応していく。

2030 年、そして 2050 年に向け脱  $CO_2$  への取組みが加速される社会動向のなかで、バイオマスを利用し電気の安定供給と  $CO_2$  排出削減に貢献していく。

## — 謝 辞 —

本成果のうち、バイオマス混焼率などを変えた灰付着試験および腐食試験の結果は、国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構 (NEDO) の委託業務 (JPNP16002) 「次世代火力発電等技術開発/次世代火力発電技術推進事業/石炭火力発電におけるバイオマス利用拡大技術の先導研究」の結果得られたものです。ここに記して謝意を表します。

## 参 考 文 献

- (1) 株式会社 IHI: 発電用ボイラの木質バイオマス専焼化工事を受注, [https://www.ihico.jp/ihico/all\\_news/2019/resources\\_energy\\_environment/2019-12-04/index.html](https://www.ihico.jp/ihico/all_news/2019/resources_energy_environment/2019-12-04/index.html), (参照 2021. 3. 31)

- (2) 田村雅人, 渡辺真次, 窪田悠祐, 駒場健一郎, 小竹直哉, 長谷川政裕: 木質バイオマス粉碎特性の実験的評価, 火力原子力発電, Vol. 63, No. 2, 2012年2月, pp. 109 - 113
- (3) 河西英一, 福島 仁, 田村雅人, 犬伏和之, 中田俊彦: 木質バイオマス高比率混焼システムへの挑戦, IHI 技報, Vol. 57, No. 1, 2017年3月, pp. 76 - 93
- (4) 茂田潤一, 知恵賢二郎: 石炭焚きボイラにおける燃焼灰の付着挙動, IIC REVIEW, No. 55, 2016年4月, pp. 21 - 29
- (5) E. Raask: Mineral Impurities in Coal Combustion, Hemisphere Publishing Corporation, (1985. 5)
- (6) G. Couch: Understanding Slagging and Fouling during PF Combustion, IEA Coal Research, (1994. 8)
- (7) 毛利慎也, 茂田潤一, 鈴木孝平, 福島 仁: 微粉炭焚きボイラにおけるスラッシング予測指標の構築, 石川島播磨技報, Vol. 45, No. 1, 2005年3月, pp. 36 - 41
- (8) S. V. Loo, and J. Koppejan: The Handbook of Biomass Combustion & Co-firing, Routledge, (2010. 6)
- (9) R. A. Antunes and M. C. L. Oliveira: Corrosion in biomass combustion: A materials selection analysis and its interaction with corrosion mechanisms and mitigation strategies, Corrosion Science, Vol. 76, (2013. 11), pp. 6 - 26
- (10) I. Naruse, D. Kamihashira, Khairil, Y. Miyauchi, Y. Kato, T. Yamashita and H. Tominaga: Fundamental ash deposition characteristic in pulverized coal reaction under high temperature conditions, Fuel, Vol. 84, Iss. 4, (2005. 3), pp. 405 - 410
- (11) N. Sato, S. Ueno, E. Ohno, M. Tamura, Y. Ueki, R. Yoshiie and I. Naruse: Effects of mechanical stresses around single tube on ash shedding in pulverized coal combustor, Proceedings of the Combustion Institute, Vol. 37, Iss. 3, (2019), pp. 2875 - 2882
- (12) X. Jin, J. Ye, L. Deng and D. Che: Condensation Behaviors of Potassium during Biomass Combustion, Energy Fuels, Vol. 31, No. 3, (2017. 3), pp. 2951 - 2958
- (13) Y. Zheng, P. A. Jensen, A. D. Jensen, B. Sander and H. Junker: Ash transformation during co-firing coal straw, Fuel, Vol. 86, Iss. 7 - 8, (2007. 5), pp. 1008 - 1020
- (14) P. J. Henderson, P. Ljung, T. H. Eriksson, S. B. Westberg, B. Hildenwall, T. Abyhammar: Corrosion Testing of Superheater Steels for Biomass-Fired Boilers and the Effects of Co-Firing with Coal, Advanced Materials for 21st Century Turbine and Power Plant: Proceedings of the Fifth International Charles Parsons Turbine Conference, (2000. 7), pp. 1094 - 1104
- (15) 川原雄三, 折田寛彦, 高橋和義, 中川裕二: 高効率廃棄物発電ボイラ用新耐食合金管の実証試験, 鉄と鋼, Vol. 87, No. 8, 2001年8月, pp. 544 - 551
- (16) 国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構: 次世代火力発電等技術開発/次世代火力発電技術推進事業/石炭火力発電におけるバイオマス利用拡大技術の先導研究 微粉炭焚きボイラ伝熱管へ付着する多様なバイオマス灰の挙動解明と対策 2018 ~ 2019年度成果報告書, 2020年2月
- (17) W. Nelson and C. Cain Jr.: Corrosion of Superheaters and Reheaters of Pulverized-Coal-Fired Boilers, Journal of Engineering for Gas Turbines and Power, Vol. 82, Iss. 3, (1960. 7), pp. 194 - 201
- (18) Y. Kawahara: High temperature corrosion mechanisms and effect of alloying elements for materials used in waste incineration environment, Corrosion Science, Vol. 44, Iss. 2, (2002. 2), pp. 223 - 245
- (19) 遠藤 巧, 鎌田博之, 成相健太郎: CO<sub>2</sub>回収および有効利用技術, エネルギーと動力, 2020年春季号 (No. 294), pp. 49 - 54
- (20) 富田久士: 炭素循環型社会実現に向けた CO<sub>2</sub>回収・有効利用技術の開発, 火力原子力発電, Vol. 71, No. 4, 2020年4月, pp. 926 - 930
- (21) C. Spero and T. Yamada: Callide Oxyfuel Project-Final Results, Global CCS Institute, <https://www.globalccsinstitute.com/resources/publications-reports-research/callide-oxyfuel-project-final-results/>, (参照 2021. 3. 31)