

木質バイオマスの二段階燃焼法に関する基礎的研究

阿部 文明

目次

第1章 序章	1
1-1 はじめに	1
1-2 木質バイオマスの二段階燃焼法とは	3
1-3 本研究の目的と構成	4
参考文献	6
第2章 固体燃料の燃焼形態	8
2-1 従来の燃焼法の燃焼形態	8
2-2 二段階燃焼法の燃焼形態	9
2-3 二段階燃焼法の燃焼メカニズム	14
参考文献	16
第3章 二段階燃焼法の基礎燃焼特性	17
3-1 緒言	17
3-2 実験方法	17
3-2-1 木質チップ試料	17
3-2-2 実験装置および方法	18
3-3 実験結果および考察	20
3-3-1 分解燃焼過程の燃焼特性	20
3-3-2 表面燃焼過程の燃焼特性	27
3-4 結言	29
参考文献	30
第4章 二段階燃焼の可視化	31
4-1 緒言	31
4-2 実験方法	31

4-3	実験結果および考察	32
4-4	結言	37
第5章	海水を含む木質廃棄物の焼却	38
5-1	緒言	38
5-2	実験方法	39
5-2-1	試料	39
5-2-2	実験装置および方法	41
5-3	実験結果および考察	42
5-3-1	分解燃焼過程の燃焼特性	42
5-3-2	表面燃焼過程の燃焼特性	49
5-3-3	燃焼灰	51
5-3-4	塩化水素	55
5-4	結言	57
	参考文献	57
第6章	低温燃焼促進法	59
6-1	緒言	59
6-2	実験方法	62
6-2-1	試料	62
6-2-2	実験装置および方法	63
6-3	実験結果および考察	64
6-3-1	分解燃焼過程の燃焼特性	64
6-3-2	炭化物	67
6-3-3	表面燃焼過程の燃焼特性	70
6-4	結言	72

参考文献	73
第7章 低温燃焼促進法を用いた燃焼システム	74
7-1 緒言	74
7-2 実験装置および方法	74
7-3 実験結果および考察	75
7-3-1 分解生成ガスの燃焼	75
7-3-2 低温燃焼促進法を用いた燃焼システム	77
7-4 結言	81
参考文献	81
第8章 総括	82
謝辞	85

記号

本論文で用いた主な記号を以下に示す.

A : 火格子面積 m^2

G : 燃焼率 $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$

m : 質量 kg

T : 温度 K

t : 時間

U : 火移り速度, (着火点(面)の移動速度) mm/s

V_a : 空気量 m^3/s

V_{da} : 窒素希釈空気量 m^3/s

Z : 含水率, (水分の質量 / 試料の湿潤質量) $\times 100$ %

δ : 厚さ mm

ε : 火格子開口比 —

ζ : 炭化物生成率, ((表面燃焼開始時の総炭化物質量 - 初期塩分含有量) / (総充填絶乾質量 - 初期塩分含有量)) $\times 100$ %

A : 空気比, (供給空気量 / 理論空気量) —

ξ : 灰分, (燃焼主灰質量 / 総充填絶乾質量) $\times 100$ %

ψ : 希釈度, ($= \text{N}_2 / (\text{N}_2 + \text{O}_2)$) —

添字

P : 分解燃焼過程

S : 表面燃焼過程

sw : 人工海水

d : 乾留層

o : 酸化層

第 1 章 序章

1-1 はじめに

2016 年 11 月 4 日、地球温暖化対策の新しい国際ルールとなる「パリ協定」(United Nations, 2016)が発効した。そして、この締約国は協定を実行するための詳しいルールを決める交渉を経て、CO₂など温室効果ガスの排出を今世紀後半に実質ゼロにすることを目指す。一方、締約国であるわが国では、2011 年 3 月に発生した東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故によって、温室効果ガスの排出削減への貢献が期待された原子力発電所の全てが停止した。そして、わが国のエネルギー政策は、原子力発電の安全性や経済性に対する懸念が高まる中で一新され、2014 年 4 月の新たな「エネルギー基本計画」(経済産業省 資源エネルギー庁, 2014)では、エネルギー需給構造の改革と、太陽光や風力、バイオマス、地熱、水力など再生可能エネルギーの導入に積極的に取り組む方針が示された。さらに、2015 年 7 月に決定した「長期エネルギー需給見通し」(経済産業省 資源エネルギー庁, 2015)では、徹底した省エネルギーの推進と、原子力発電への依存度を低減し、その代替電源としてバイオマス発電や地熱ならびに水力発電を推進することが明記された。

それらの中でも木質バイオマス発電は、①既存の燃焼技術が適用できる。②ライフサイクルにおいてカーボンニュートラルな燃料の使用により温室効果ガスの発生を削減できる。③国土面積の 27 % 余りを人工林が占めるわが国では、自立・分散型の資源として地域や林業を活性化できる(林野庁, 2012)。④エネルギーセキュリティに寄与できる。等のメリットが期待できることから、全国的に木質バイオマス発電所の導入が進んでいる(日刊木材新聞社, 2015)。

また、わが国の平均的な人工林は植栽後 50~70 年で伐採されるが、その間に除伐や間伐などによって大量の木質バイオマスが発生する。これらは一般に利用価値が低く、また木材価格の低迷から商品としての採算が合わないために、その大半が利用されずに林地に放置されたままとなる(エネルギー・資源学会, 2016)。木質バイオマス

を燃料とする発電所の導入推進は、これら林地未利用材の燃料化を促進して林業の健全化と森林保全への寄与も期待できる。

周知のとおり、木質バイオマスは古くから熱エネルギーを得るための燃料として盛んに利用されてきた。しかしながら、木質バイオマスは、「燃えやすく、熱を伝え難い」ために燃焼形態が複雑で、燃料性状が多様なことから、気体や液体燃料に比べて燃焼の制御が困難である。また、一般的に化石燃料に対する経済的な競争力が劣ることから、従来の燃焼技術による燃料化の推進には多くの課題が想定される。

さらに、近年の木質バイオマス発電所の急激な拡大は、木質バイオマスの生産量に対する過大な燃料需要を引き起こし、本来、マテリアル利用すべき良質な木質バイオマスまでも燃料化することが懸念される。このことから、木質バイオマスエネルギーの利用推進には、未利用木質バイオマスの燃料化とそのための燃焼技術の開発が必要不可欠であると考えられる。

現在、木質バイオマスの利用における最大の課題の一つに、海水を含む木質廃棄物のリサイクル問題がある。四方を海に囲まれたわが国では、自然災害のたびに大量の木質廃棄物が発生し、その多くが海洋に流出して沿岸や沿海に漂着・堆積する。これらの木質廃棄物は、塩分を含むためにリユース・リサイクルが難しく、従来の処理技術では、塩素含有量が約 0.4%（塩分含有量 0.7 wt%程度）以下を焼却可能な目安として(斎藤他, 2010)、降雨にさらすなどの方法によって減塩処理をしながら焼却とサーマルリサイクルが行われている(廃棄物資源循環学会, 2011)。一方、長期にわたり海水に浸漬した木質廃棄物の大半は、塩分や塩化水素を要因とする燃焼炉の腐食・損傷への懸念から、広大な処分場を必要とする埋め立てによって廃棄処理が行われている(廃棄物資源循環学会, 2012)。このことから、海水を含む木質廃棄物の安全で効率的に焼却と燃料化による利用が可能な燃焼技術の開発が急がれる。

しかしながら、現在の所、新たな木質バイオマスの直接燃焼方式の研究論文は見当たらず(永橋他, 2009)、木質バイオマスの燃料化において、既設の石炭火力発電所での石炭との混焼や、ペレットやブリケットに加工して従来の燃焼技術による利用、半

炭化（低温炭化）固体バイオマス燃料の研究開発などが行われている程度である（新エネルギー・産業技術総合開発機構，2014）。そして，燃料化を推進するための課題として，既存の燃焼技術を前提に，エネルギー利用効率の改善や燃焼機器の高性能化，燃焼灰の有効利用技術の促進などが掲げられている（農林水産省，2012）。

本論文では，東日本大震災および原子力発電所の事故で大量に発生した海水や放射性物質を含む木質廃棄物の焼却と燃料化を視野に考案した，新しい独創的な燃焼技術である木質バイオマスの二段階燃焼法を提案するために，まず二段階燃焼法の燃焼メカニズムと基礎燃焼特性を明らかにする。

次いで，東日本大震災の津波によって海洋に流出し，現在も被災地付近の海底に堆積する 250 万トンと推計される（環境省，2011）海水を飽和した木質廃棄物を対象に，海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却とサーマルリサイクルの可能性についての検討を行う。

さらに研究では，二段階燃焼法の有用性，信頼性を高めて実炉への展開を図る観点から，ここでは，1960 年代から 40 年余りにわたり木材の防腐や防蟻のために使用され，今後，住宅の建て替えに伴い大量発生が予測される，環境汚染を引き起こす懸念から焼却も埋め立て処理も困難なヒ素を含む薬剤処理建築廃材（岩崎，2003）の焼却と燃料化が期待できる二段階燃焼法を応用した低温燃焼促進法についても提案する。

1-2 木質バイオマスの二段階燃焼法とは

木質バイオマスの元素組成は，樹種の差異によらずおおそ炭素 50 wt%，水素 6 wt%，酸素 44 wt% 程度である（農林省林業試験場，1973）。また，化学的な主成分は，セルロース，ヘミセルロース，リグニンで，三者ではほぼ 99 wt% 余りを占める（日本エネルギー学会，2009）。

そして，木質バイオマスは，加熱するとヘミセルロースが約 473～533 K，セルロースが約 513～613 K，リグニンが約 553～773 K で熱分解し（日本エネルギー学会，2009），530 K 付近で着火して（農林省林業試験場，1973），空気を遮断または制限した状態でも燃焼を保持する，燃えやすく，自燃性の高い物質である。一方，熱伝導率（293 K）

は約 $0.1\sim 0.2\text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$ 程度で、この値は、石炭 ($0.18\sim 0.34\text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$) の半分程度、断熱材として利用されるグラスウール (約 $0.06\text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$) やケイ酸カルシウム (約 $0.1\text{ W}/(\text{m}\cdot\text{K})$) とほぼ同等で(日本機械学会, 1986), 非常に熱を伝え難い物質である。また一般的に燃料性状が多様なこと, 燃焼反応が緩慢であることから, 燃焼形態が複雑である。

本論文で提案する木質バイオマスの二段階燃焼法は, この木質バイオマスの「燃えやすく, 熱を伝え難い」性質を利用する。そして, 木質バイオマス燃料は小片にしてバッチ方式で用い, さらに低空気比で燃焼させる手法によって, 形状や性状が不揃いな燃料が群燃焼する複雑な実炉における燃焼形態を, 分解燃焼過程と表面燃焼過程に分離して前者から後者で連続的に燃焼させる新しい独創的な直接燃焼技術である。本燃焼法は, 燃焼用空気の操作によって燃焼温度および燃焼速度が広範囲で制御可能で, 860 K 程度の低温から安定した燃焼が保持できる(阿部他, 2014), (Abe *et al.*, 2017), 従来の燃焼技術にはない特徴を有する。

1-3 本研究の目的と構成

本研究は, 新しい燃焼技術である木質バイオマスの二段階燃焼法を構築し, 提案することを目的とする。まず始めに, 二段階燃焼法を構築するための燃焼メカニズムと基礎燃焼特性の解明が本論文の第2章~第4章で行われている。次いで, 二段階燃焼法の利用の一例として, 木質バイオマスのリサイクルにおける最大の課題の一つである, 海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却と, そのサーマルリサイクルの可能性についての検討が第5章で行われている。次いで, 環境汚染が懸念される放射性物質やヒ素を含む木質廃棄物を対象に, 二段階燃焼法を応用した新たな低温燃焼促進法と, 低温燃焼促進法を用いた燃焼システムの提案が第6章および第7章で行われている。

以下に, 各章での具体的な内容を示す。

第2章では、二段階燃焼法の燃焼形態を明らかにするために、小型燃焼器を開発した。そして、含水率が20 wt%の木質チップ試料による燃焼実験を行い、二段階燃焼法における燃焼の概観と燃焼メカニズムについて検討を行った。

第3章では、二段階燃焼法の基礎燃焼特性を明らかにするために、第2章で用いた小型燃焼器を利用して、含水率が異なる4種類の木質チップ試料による燃焼実験を行った。そして、二段階燃焼法の基礎燃焼特性と有用性について考察を行った。

第4章では、二段階燃焼法における燃焼の全貌を捉える観点から、燃焼状態を直接観察できる透明な石英ガラス製の燃焼室を有する小型燃焼器を開発した。そして、第3章で用いた試料を利用して燃焼の可視化実験を行い、デジタルカメラを用いた観測と燃焼器内の温度履歴の結果から、燃焼の様子について考察を行った。

第5章では、木質バイオマスのリサイクルにおける最大の課題である、海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却とサーマルリサイクルの可能性を明らかにするために、木質チップに人工海水を飽和させ、含水率が異なる3種類の模擬廃棄物試料による燃焼実験を行った。さらに、塩分を含まない場合の同一木質チップによる対照実験も行い、塩分が燃焼に及ぼす影響の解明と、本燃焼法による海水を含む木質廃棄物の焼却と燃料化の可能性について検討を行った。

第6章では、放射性物質を含む木質廃棄物や、今後、大量発生が予測されるヒ素を含む薬剤処理建築廃材の焼却技術の開発と燃料化を視野に、二段階燃焼法の分解燃焼過程における火炎の発生を抑制して、更なる低温燃焼の実現と燃焼の安定性の向上を目指した、新たな低温燃焼促進法について実験的に検討を行った。

第7章では、低温燃焼促進法の燃焼効率の向上と実炉への展開を目標として、分解燃焼過程における分解生成ガスの燃焼の可能性について検討を行い、低温燃焼促進法を用いた燃焼システムについて提案を行った。

第8章では、これまで行った研究の成果を総括している。

参考文献

- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 日本機械学会論文集, Vol.80, No.820(2014), pp.1-10.
- 岩崎克己, 我が国における CCA 木材保存剤の開発とその処理木材市場の盛衰の技術的背景, 日本木材保存協会, 木材保存 Vol.29, No.5 (2003), pp.192-216.
- エネルギー・資源学会, 再生可能エネルギー有効利用の最前線, 通産資料出版会(2016), p.108.
- Fumiaki ABE, Masaya NAKAHARA, Kenichi TOKUNAGA, Study on a new-concept combustion method of woody biomass, 1st Asian Conference on Thermal Sciences (2017), P00223, pp.1-5.
- 環境省, 水・大気環境局報道発表, 東日本大震災により海洋に流出した災害廃棄物の総量推計結果の公表について (お知らせ), available from <<https://www.env.go.jp/press/14948-print.html>>, (参照日 2014年12月25日).
- 経済産業省, 資源エネルギー庁, エネルギー基本計画 2014, 経済産業調査会(2014).
- 経済産業省, 資源エネルギー庁, 長期エネルギー需給見通し(2015).
- 斎藤直人, 清野新一, 石川佳生, 古俣寛隆, 加藤幸浩, 佐藤創 菅野正人, 鳥田宏行, 真坂一彦, 長坂有, 福地稔, 阿部友幸, 南野一博, 長坂晶子, 山田健四, 海岸流木のリサイクルに向けたシステム提案 (漂着ごみ問題解決に関する研究), 循環型社会形成推進科学研究費補助金総合研究報告書(K1922, K2053, K2172), 環境省 (2010), pp.1-11.
- 新エネルギー・産業技術総合開発機構, 再生可能エネルギー技術白書第2版(2011), pp.206-270.
- 永橋優純, 村上和彦, 雑賀高, 木質系バイオ燃料の利用形態と燃焼特性—研究・開発動向—, 日本燃焼学会誌, Vol.51, No.158 (2009), pp.310-317.
- 日刊木材新聞社, 木材建材ウイクリー, 稼働済みバイオマス発電所の今, No.2040 (2015).
- 日本エネルギー学会, バイオマスハンドブック(2009), pp.12-16, p.109.

日本機械学会，伝熱工学試料第4版(1986), pp.321-322.

農林省林業試験場，木材工業ハンドブック(1973), p.181, p.232, p.917.

農林水産省，バイオマス事業化戦略(2012), p.17.

廃棄物資源循環学会，災害廃棄物分別・処理実務マニュアル(2012), p.96, p.101.

廃棄物資源循環学会災害廃棄物対策・復興タスクチーム，災害廃棄物の燃焼試験に関する報告書(2011), pp.1-45.

右田伸彦，米沢保正，近藤民雄，木材化学（上），共立出版(1968), p.65.

United Nations, Framework Convention on Climate Change, the Paris Agreement (2015), pp.1-16.

林野庁，森林・林業白書平成24年版(2012).

第2章 固体燃料の燃焼形態

2-1 従来の燃焼法の燃焼形態

木質バイオマスや石炭など固体燃料の単一粒子の燃焼は、粒子の温度上昇に対応して、水分の蒸発、揮発分の放出、揮発分の燃焼（分解燃焼）、残存揮発分と固定炭素分の燃焼（分解および表面燃焼との複合燃焼）へと進み、固定炭素分の燃焼（表面燃焼）で完結することが広く知られている(日本機械学会, 2002). さらに, 木質バイオマスの場合には, 主成分であるヘミセルロースが 473 K, セルロースは 513 K, リグニンは 553 K 付近から熱分解発熱反応を始め(日本エネルギー学会, 2009), 揮発分の着火温度 (730 K 程度) よりも低い 530 K 付近で着火して(農林省林業試験場, 1973), 木質バイオマス特有の無炎燃焼 (いぶり燃焼) を開始する (図 2-1 参照). そして木質バイオマスは, 自ら多量の酸素を有することから, 空気 (酸素) の供給を遮断あるいは制限しても燃焼を保持する, 非常に自燃性の高い物質である.

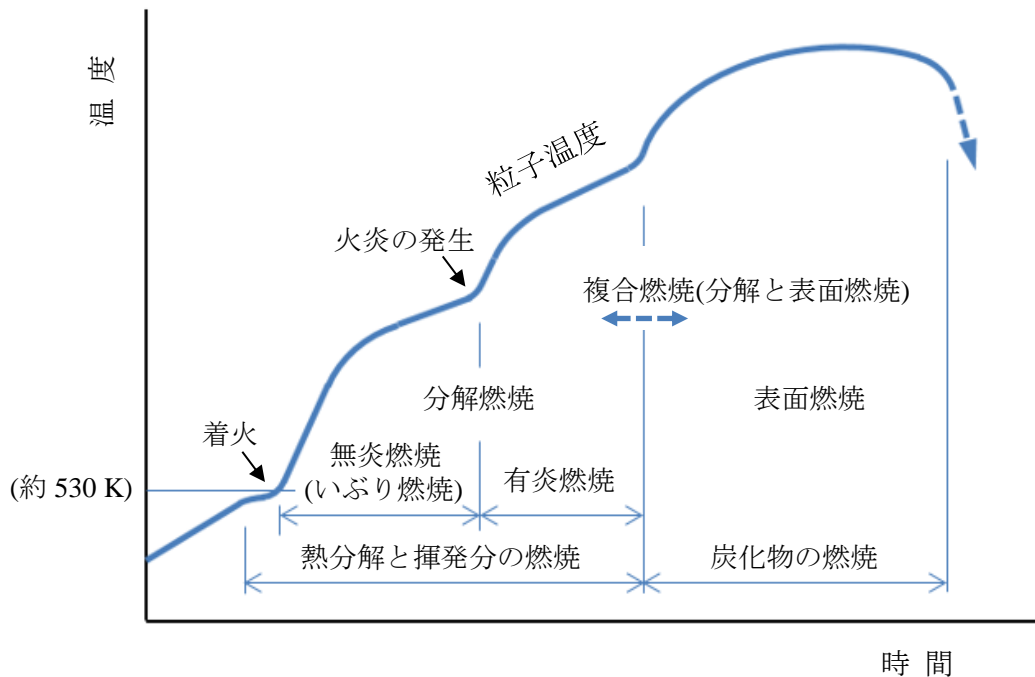


図 2-1 木質バイオマス単一粒子の燃焼過程の概念図

一方、固体燃料の実炉での燃焼は、多数の燃料を、高温で、十分に酸素がある状態で群燃焼させることから、前述の全ての燃焼形態がほぼ同時進行で行われる極めて複雑な燃焼場を呈する。そして、燃焼に伴う蒸発や拡散、対流、熱伝導、放射などの現象が非常に早い速度で複合的に進行する。このことから、固体燃料は気体や液体燃料に比べて燃焼の制御が困難である。

さらに、本研究が対象とする木質バイオマスの火格子燃焼（固定床燃焼）では、サイズや形状が不揃いなバイオマス燃料を火格子上に積み重ね、不完全燃焼を防止するために理論空気量より多めの空気比が 1.25～1.4 程度で燃焼させる(日本エネルギー学会, 2008)。そして、木質バイオマスは「熱を伝え難い」ために燃焼反応が緩慢で、一般的に燃料性状が多様であることから、燃焼の制御が更に困難である。

2-2 二段階燃焼法の燃焼形態

本論文で提案する木質バイオマスの二段階燃焼法は、木質バイオマスの「燃えやすく、熱を伝え難い」性質を利用する。そして、木質バイオマスが群燃焼する炉内における複雑な燃焼形態を、分解燃焼過程と表面燃焼過程とに分離して連続的に前者から後者で燃焼させる、新しい独創的な直接燃焼技術である。

そこで、二段階燃焼法における燃焼形態の概観を捉える観点から、図 2-2 に示す小型燃焼装置を開発した。そして、二段階燃焼法により含水率 $Z=20\%$ の木質チップ試料を空気量 V_a が $1.76 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ の条件で燃焼させた結果の一例を、図 2-3 および図 2-4 に各々示す。図 2-3 は熱電対 II～V の位置における温度履歴を実験開始からの時系列で示し、図 2-4 は木質チップの初期充填量 m_0 に対する質量の減少割合を実験開始からの時系列で示している。

ここで、図 2-3 中の D が乾留層、E は酸化層、 $F_{II} \sim F_V$ はそれぞれの位置における試料（ヒノキ）の着火点 526 K(農林省林業試験場, 1973)、 U_P は火移り速度（着火点の伝ば速度）である。また、H は図 2-4 の燃焼量から求めた表面燃焼過程のおおよその開始位置である。

図 2-3 より、酸化層（E 域）が、上部から下方に向かって約 $8 \times 10^{-2} \text{ mm/s}$ の火移り速

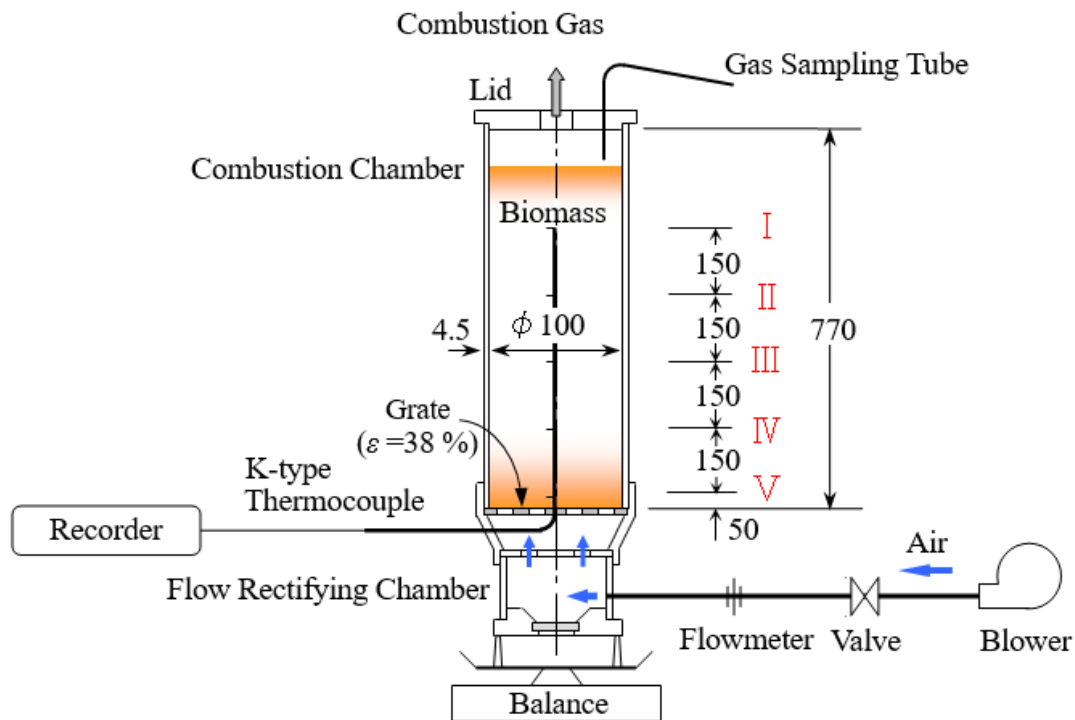


図 2-2 実験装置概略

度で移動（A 域）した後、火格子上で保持された（B, C 域）ことを確認できる。

さらに図 2-3 における IV の温度履歴より、高温の酸化層からの加熱が開始されると木質チップの温度 T が上昇を始め（D 域）、着火点 F_{IV} に到達して着火すると、 T が急上昇して燃焼が保持される。また、燃焼の終了にともない T は高温の燃焼ガスの影響を受けながら緩やかに下降する。A 域では、この一連の酸化層が前方に乾留層を形成しながら移動する燃焼形態が上部から下方に順々に行われることがわかる。このことから、A 域での乾留層厚さ δ_p および酸化層厚さ δ_o は、D および E 域の所要時間を計測して U_p を乗じることで其々求めることができる。

次いで図 2-4 より、A および B 域と C 域では、単位時間当たりの燃焼量（勾配）に大きな差異がみられること、また C 域の燃焼が初期充填量の約 16 wt% の量によって開始され、なおかつ前燃焼過程から連続して保持されたことがわかる。この約 16

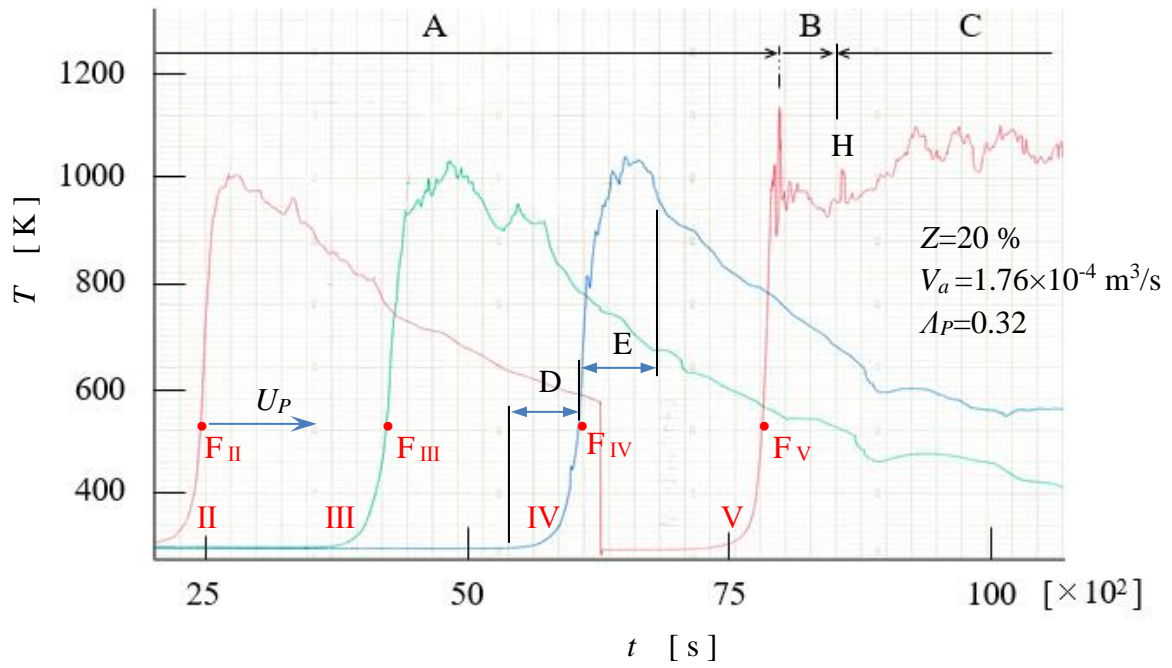


図 2 - 3 二段階燃焼法による燃焼室内の温度測定結果の一例

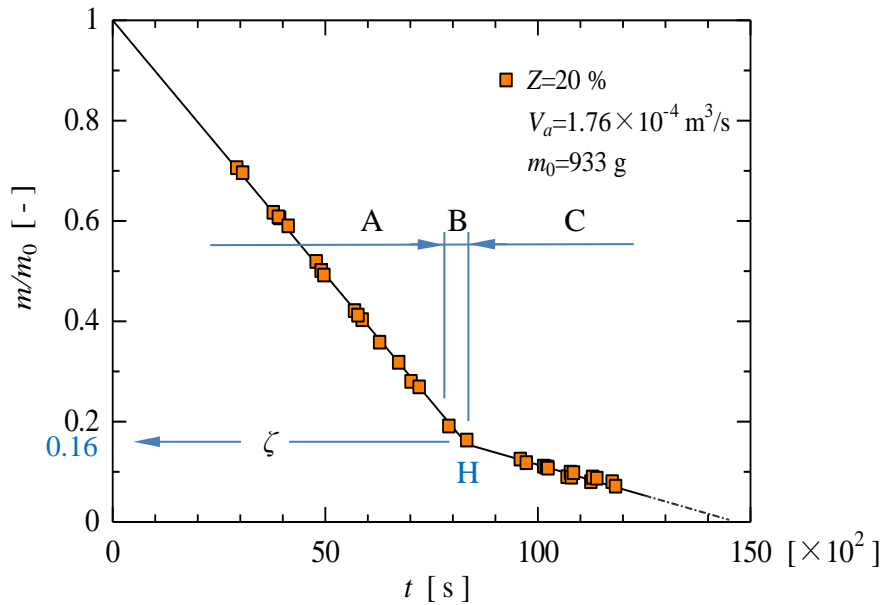


図 2 - 4 燃焼量の測定結果の一例

wt%の値は、含水率および昇温（加熱）速度がほぼ同じ条件での不活性ガス（ N_2 ）気流中のカラマツの急速熱分解（ $Z=17\%$ ，加熱速度 4.2 K/s ，加熱温度 923 K ）での炭化物残渣量（炭化物生成率）約 18% （日本エネルギー学会，2009）とほぼ同等である。このことから，A 域では，カラマツの急速熱分解と同様の熱分解支配の燃焼によって保持されたこと，C 域では，前燃焼過程で生成・蓄積した炭化物の燃焼によって保持されたことが考察できる。

なお，分解燃焼が火格子に到達した直後には，ごく短時間の分解燃焼と表面燃焼とが同時進行する複合燃焼状態（B 域）となり，外観上も分解燃焼時とは異なり大量の発煙が観察される。しかしながら，本燃焼法のような小片の木質バイオマスが低空気で燃焼する場合には，複合燃焼時間が短く（図 2-3 参照），また図 2-4 が示すとおり m/m_0 の勾配は A 域とほぼ等しいことから，分解燃焼として取り扱うことができる。

また，図 2-3 における B 域の開始時刻には，急激な温度上昇と大量の発煙が始まるおおよその位置を示す。そして，C 域では，燃焼率の違いを利用して燃焼量 1 g 当たりの所要時間を B 域から連続的に測定し，図 2-4 のように m/m_0 の勾配が変化したときの時刻を C 域（表面燃焼）の開始時刻とした。さらに，表面燃焼開始時刻の質量から，分解燃焼過程で生成された総炭化物質量を求めることができる。

これらの結果を基に，図 2-5 に，二段階燃焼法における火層構造の概念図を示す。本燃焼法では木質チップの燃焼が，層状の酸化層および乾留層を形成し，熱分解支配の燃焼が炭化物を生成しながら上部から下方に移動する分解燃焼過程（図 2-5(a)）と，分解燃焼過程で生成・蓄積した炭化物を燃料として，火格子上で燃焼が保持される表面燃焼過程（図 2-5(b)）との二段階で行われる。以後の議論では，本燃焼法による一段階目の燃焼を分解燃焼過程，二段階目の燃焼を表面燃焼過程と称す。

そして，分解燃焼過程では，木質チップは高温の酸化層からの熱伝導と放射伝熱によって乾留層を形成し，しだいに温度が上昇して燃焼を開始する。一方，燃焼用空気による対流伝熱は，乾留層への伝熱量を抑制し，なおかつ木質チップを予熱して燃焼を促進する。さらに，酸化層の上方に形成される炭化物層は，燃焼ガスにさらされて

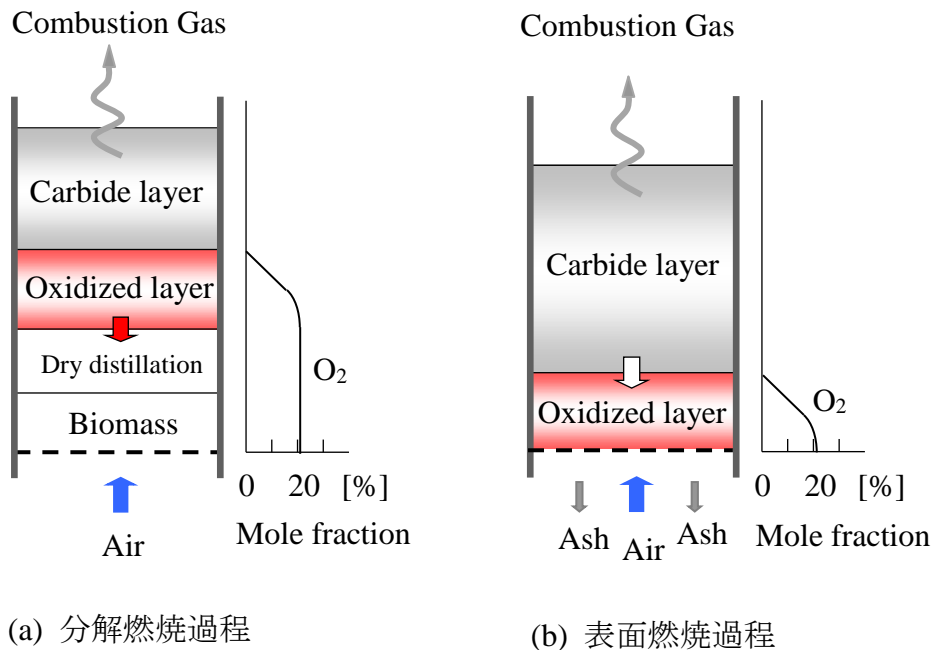


図 2 - 5 二段階燃焼法の火層構造の概念図

高温となり、酸化層から上方への熱損失を低減させる。これらのことから、二段階燃焼法では、酸化層での発生熱量が燃焼保持に効果的に利用でき、含水率が高く、有効熱量が小さい場合でも燃焼の保持が容易である。

なお、本燃焼法における分解燃焼過程の火層構造ならびに燃焼メカニズムは、従来の火格子燃焼技術における下込め燃焼の場合と同じである。しかしながら、本燃焼法の場合には、空気比 $A_p=0.3$ 程度の低空気比で燃焼させることから、ほぼ熱分解支配の燃焼となる。そして、酸化層は、定常的な厚さで層状を成し、燃焼率に対応した火移り速度で炭化物を生成しながら移動する。このことから、燃焼率の差異によらず燃焼は安定的で、火移り速度が燃焼率を決定づける。

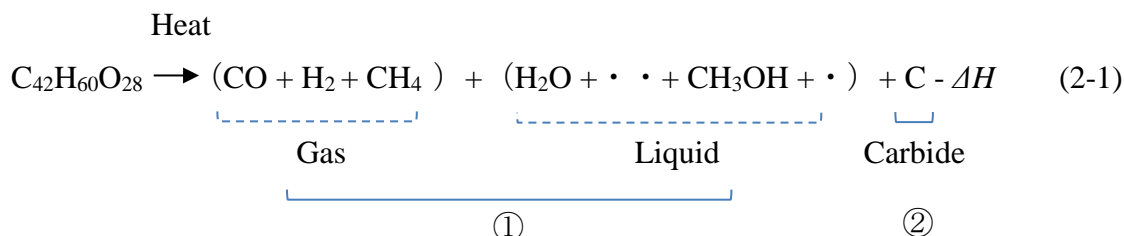
一方、従来の燃焼技術の場合には、不完全燃焼を防止する観点から、空気比 $A > 1$ で、十分に空気（酸素）が存在する状態で燃焼させる。さらに、燃焼温度が炭化物の着火温度よりも遥かに高いことから、分解燃焼と表面燃焼とが同時進行する燃焼場を

呈する。このことから、酸化層は、火移り速度と燃焼速度（燃焼率）との差により厚さが変化し、その差が負になると酸化層は消滅する(水谷，2008)。そして、酸化層を定常的に保持するためには、燃焼率と燃料の供給率（=単位時間当たりの供給量）とが同一であることが求められる。

2-3 二段階燃焼法の燃焼メカニズム

木質バイオマスは、多数の成分が不均一に分布した複雑な物質である。元素組成は、樹種のいかんを問わずほぼ炭素 50 wt%，水素 6 wt%，酸素 43 wt%程度である(右田他，1973)。そして、概ね $C_{1.5}H_{2.1}O_{1.0}$ の実験式に相当する。

そこで、上述の実験式を基にして木質バイオマス 1 kg を $C_{42}H_{60}O_{28}$ と表し、バイオマスの熱分解式（日本エネルギー学会，2008）を参考にして、式(2-1)に、木質バイオマスの燃焼を熱分解の視点から簡略的に表した化学式を示す。



木質バイオマスを加熱すると、473 K 程度から熱分解を始め、530 K 近傍で着火して（1-2 節参照）燃焼が保持される。そして、従来の燃焼技術による木質バイオマスの燃焼は、不完全燃焼を防止する観点から、一般的に空気比が 1.25~1.4 程度(日本エネルギー学会，2008)で十分に空気（酸素）が存在する状態で群燃焼させる。また、炭化物の燃焼温度よりも高いために、式(2-1)の揮発分（ガスおよび液体）の分解燃焼①と炭化物の表面燃焼②とが同時進行的に行われる燃焼場を呈する。

一方、二段階燃焼法では、空気比が 0.3~0.5 程度の低空気比で燃焼させる。そして、供給した酸素は分解燃焼①でほぼ消費させることで、炭化物の表面燃焼②を抑制して

炭化物の状態での燃焼させる。そして、分解燃焼①が完結し終えてから、分解燃焼で生成・蓄積した炭化物が表面燃焼②を行う。

これらの結果から、本論文で提案する木質バイオマスの二段階燃焼法は、以下の手法と燃焼メカニズムによって実施できる。

- (1) 縦型の火格子燃焼器を使用する。
- (2) 木質バイオマス燃料は小片にしてバッチ方式で用いる。小片化によって燃料個々の熱容量を小さくし、温度応答性を向上させて、層状の酸化層が形成できる。
- (3) 燃焼用空気は燃焼器の下方から供給する。一方、木質チップの燃焼は燃料層の上部から空気の流れに対向させて行う。このことにより、酸化層の移動（燃焼の伝ば）が可能となる。そして、燃焼方向を空気の流れと対向させることで、酸化層での有効熱量が燃焼保持のために効果的に利用できる。
- (4) 燃焼用空気量は理論空気量よりも遥かに少なくし、空気比が 0.3~0.5 程度とする。低空気比燃焼により熱分解支配の燃焼が可能となり、燃焼を分解燃焼と表面燃焼とに分離できる。そして、燃焼を分離したことにより燃焼の制御が容易となり、なおかつ低温燃焼が可能となる。
- (5) 分解燃焼の経過にともない、酸化層の上方に炭化物層を形成し、その厚さが増加する。また、炭化物層は、高温の燃焼ガスが通過することにより温度が高まり、酸化層から上方への熱損失を低減する。これにより、燃焼の保持が容易となる。
- (6) 酸化層が火格子上に到達して分解燃焼が完結すると、蓄積した炭化物が燃焼を始め、火格子上で酸化層を形成する。
- (7) 燃焼後の灰は火格子の隙間を通過して下方に落下する。そして、燃焼後の空洞には蓄積した上方の炭化物が自重で沈下し、酸化層を保持する。
- (8) (7) を繰り返す、蓄積した最後の炭化物まで燃焼が持続する。

参考文献

- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 日本機械学会論文集, Vol.80, No.820(2014), pp. 1-10.
- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 日本機械学会論文集, Vol.83, No.846(2017), pp. 1-11.
- 日本エネルギー学会, アジアバイオマスハンドブック(2008), p.84, p.102.
- 日本エネルギー学会, バイオマスハンドブック(2009), p.89, p.109.
- 日本機械学会, 燃焼工学ハンドブック(2002), pp.59-62, pp.71-72.
- 日本機械学会, 伝熱工学資料(第5版)(2009), p.322.
- 右田伸彦, 米沢保正, 近藤民雄, 木材科学(上), 共立出版(1968), pp.65-80.
- 水谷幸夫, 燃焼工学, 森北出版(2008), pp.179-180..
- 農林省林業試験場編, 木材工業ハンドブック(1973), p.232.

第3章 二段階燃焼法の基礎燃焼特性

3-1 緒言

二段階燃焼法は、サイズや形状が不揃いな木質バイオマスが群燃焼する実炉における複雑な燃焼形態を、分解燃焼過程と表面燃焼過程とに分離して連続的に燃焼させる、新しい木質バイオマスの直接燃焼技術である。そして、第2章において、その手法と燃焼メカニズムについて明らかにした。

本章では、第2章で用いた小型燃焼器を使用し、含水率 Z が異なる4種類の木質チップ試料による燃焼実験を行い、二段階燃焼法の基礎燃焼特性を明らかにする。

3-2 実験方法

3-2-1 木質チップ試料

木質チップ試料は、製材工程で副産物として発生したヒノキの樹皮なし端材をチップ化し（図3-1(a)）、粗大なものは目視により、また微細なものは5メッシュの篩を用いて取り除き、絶乾嵩密度が 180 kg/m^3 程度に選り分ける（図3-1(b)）。そして、選別後の試料は、屋内において自然乾燥により含水率 Z が11および17, 20, 35 wt%の4種類に調節する。ここで、試料のおおよその大きさは、縦×横の面積が $1.6 \times 10^2 \text{ mm}^2$ 、厚さは3 mm程度である。



(a) 製材チップ



(b) 試料

図3-1 木質チップの選別前・後の外観

3-2-2 実験装置および方法

実験装置は、燃焼器および空気供給部、各種計測部で構成する（図 2-2 参照）。

燃焼器は、内径 100 mm、厚さ 4.5 mm、高さ 770 mm の円筒形のセラミック製である。燃焼器上端には、外気の影響を避ける観点から、直径 25 mm の排気口を持つアルミニウム製の蓋を設置した。火格子は、燃焼器と同面積の銅製で、火格子開口比は約 38 % である。

燃焼用空気の供給には送風機を用いる。空気は、流量調節弁により所定の空気量に調節した後、燃焼室下方の整流室および火格子を経て燃焼室にほぼ一様に供給する。

また、燃焼室中央の I ~ V の位置にシース外径 1 mm の K 熱電対を設け、燃焼中の各位置における温度をレコーダに収録する。燃焼器は電子天秤（新光電子 CJ-15K、秤量 15 kg、分解能 1 g）上に設置する。

実験は、燃焼室上部の蓋を取り外し、試料を燃焼室容積の 90 % 程度まで充填する。ここで、充填量は含水率 Z によって異なり、 $Z=11\%$ で 1050 g、 $Z=17\%$ で 1080 g、 $Z=20\%$ で 1100 g、 $Z=35\%$ で 1330 g 程度である。そして、充填後の試料のさらに上層には着火補助材（絶乾状態の木質チップ試料約 30 g、総充填量の 2 wt% 程度）を均等に配置する。次いで、所定の空気量を供給し、着火補助材に点火して開始する。なお、各種測定は、着火補助材の影響を避ける観点から、単位時間当たりの燃焼量を測定し、その値がほぼ一定になるのを確認してから始める。

本研究では、分解および表面燃焼過程における最高温度を分解燃焼温度 T_p ならびに表面燃焼温度 T_s と定義する。また、燃焼率 G は、燃焼器下部に設置した電子天秤により燃焼量 m とその所要時間 t を計測して、次式により算出する。

$$G = \frac{m}{A \cdot t} \quad (3-1)$$

ここで、 A は火格子面積である。

次に、式(3-2)に木材の元素組成(農林省林業試験場, 1973)に基づく実験式 $C_{1.5}H_{2.1}O_{1.0}$ を用いて、木質バイオマス 1 kg にほぼ相当する $C_{42}H_{60}O_{28}$ による完全燃焼時の化学反応式を示す。



式(3-2)より、木質バイオマス 1 kg を完全燃焼させるのに必要な酸素量は 43 mol、必要空気量は約 4.6 m^3_N となる。これより本研究では、分解燃焼過程における単位時間当たりの燃焼量 (m/t) が完全燃焼するのに必要な空気量を理論空気量 V_{a0} とする。そして、供給空気量 V_a に対する比を分解燃焼過程の空気比 $A_P (=V_a/V_{a0})$ と定義する。

また、分解燃焼過程における炭化物生成率 ζ は、分解燃焼過程と表面燃焼過程との燃焼率の違い (図 2-4 参照) を利用して測定し、総充填絶乾質量と表面燃焼過程開始時の質量とから算出する。なお、燃焼温度で区別した分解および表面燃焼過程の計測値や算出値には添字 P と S をそれぞれ付ける。

火移り速度 U_P の測定には熱電対 II および IV を用いる。そして U_P は、熱電対間距離 300 mm を着火点 (面) が移動する時間 t で除して求める。なお、着火点はヒノキの着火温度の 526 K (農林省林業試験場, 1973) とした。

本研究では、含水率 Z には生材基準 (湿重量基準) を用いる。そして、 Z は、木質ペレット品質規格 (日本木質ペレット協会, 2011) に則して計測し、次式により求める。

$$Z = \frac{m_w}{m_{wet}} \times 100 \quad (3-3)$$

ここで、 m は質量である。また添字 w および wet は水分と湿潤状態を各々表す。

また、木質チップサイズを決定づける絶乾嵩密度は、木質チップの選別毎に測定する。その測定は、選別後の木質チップを定温乾燥器 (ヤマト科学・DVS402) により

378±1 K の雰囲気中で絶乾状態まで乾燥した後、シリカゲル乾燥剤を入れた密封容器にて常温まで冷却する。そして、前述の木質ペレット品質規格に則して速やかに計測する。

3-3 実験結果および考察

3-3-1 分解燃焼過程の燃焼特性

図 3-2 および図 3-3 に、含水率 Z が異なる ($Z=11$ および 17, 20, 35 %) 場合の分解燃焼温度 T_P および分解燃焼過程における燃焼率 G_P を空気量 V_a に対して示す。

図 3-2 より、 T_P は、いずれの Z においても V_a の増加にともない上昇することが観察される。そして、本実験範囲での T_P は、 V_a の操作により 860~1300 K 程度の範囲で変化することが認められる。さらに、 $V_a < \text{約 } 2.5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ では、 Z の差異によらず同一 V_a ではほぼ同等で、 V_a が T_P を決定づけることがわかる。一方、 $V_a > \text{約 } 3 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ では、 Z により差が見られ、特に、 $Z=35\%$ には急激な温度の上昇と高温化の傾向が認められる。

図 3-3 より、 G_P は、 Z の差異によらず V_a の増加にともないほぼ線型的に増大することがわかる。さらに、 $V_a < \text{約 } 3.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ では、 $Z=11$ および 17, 20 % の G_P の値はほぼ同等で、 $Z=17$ および 20 % には含水率の増加による有効熱量の低下の影響がみられない。一方、 $Z=35\%$ の場合には、有効熱量の低下の影響が顕著にみられ、 G_P の値は大きく減少し、なおかつ G_P の T_P への依存性が小さくなることが観察される。

また、本実験範囲での G_P の値は、 $3 \times 10^{-3} < G_P < 37 \times 10^{-3} \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 程度であり、従来の火格子燃焼における G_P の値 ($33 \times 10^{-3} \sim 56 \times 10^{-3} \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) (日本機械学会, 2002) に比べて小さい。しかしながら、本燃焼法では、極めて低い燃焼率ながら燃焼が保持できることがわかる。

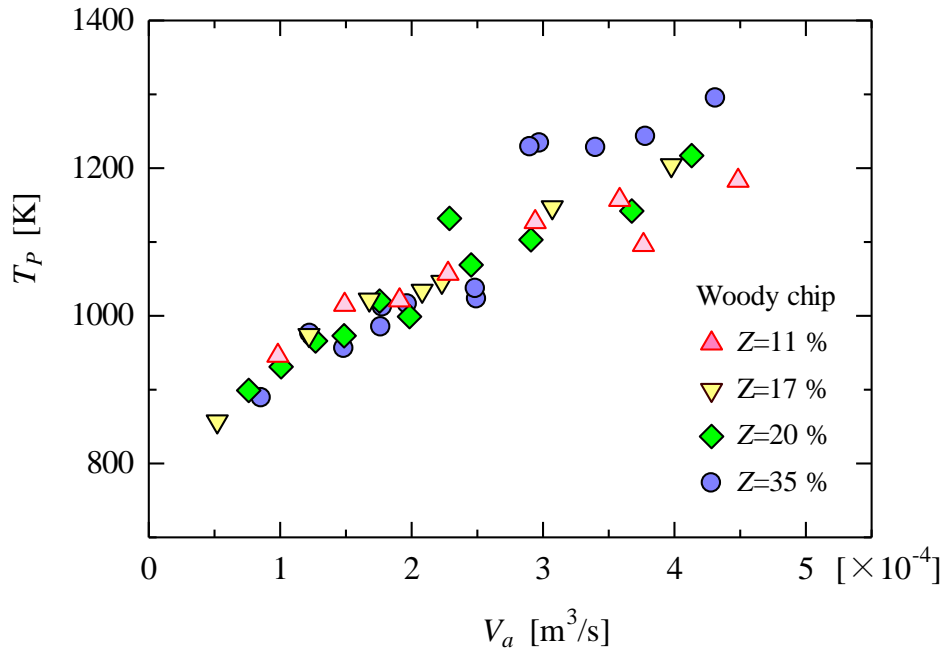


図 3 - 2 分解燃焼温度と空気量の関係

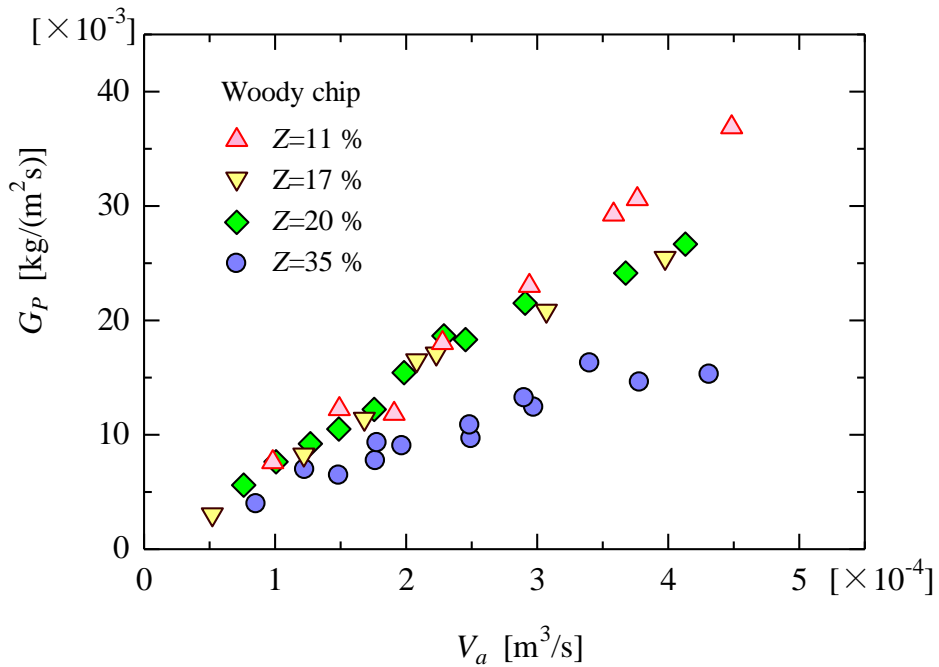


図 3 - 3 分解燃焼過程の燃焼率と空気量の関係

以上の結果および本燃焼過程の燃焼特性を詳しく検討するために、図 3-4 から図 3-8 に、分解燃焼過程における空気比 A_P および炭化物生成率 ζ 、酸化層の燃焼時間 t_P 、乾留層厚さ δ_{Pd} 、火移り速度 U_P を分解燃焼温度 T_P に対して各々示す。また、図 3-9 には、酸化層厚さ δ_{Po} と U_P の関係を示している。

図 3-4 より、分解燃焼過程の燃焼が、概ね空気比 $A_P=0.3\sim 0.5$ 程度で行われたことが観察できる。そして、含水率 Z が 11~20 % の場合には、 Z の差異によらず、 T_P が異なる場合でも空気比の値はほぼ一定で、 $A_P=0.3$ 程度で燃焼したことがわかる。一方、 $Z=35\%$ の場合には、前者よりも A_P は大きく、なおかつ $T_P > \text{約 } 1230\text{ K}$ では、 T_P の上昇にともない空気比が増加する傾向が認められる。

図 3-5 より、炭化物生成率 ζ は、いずれの含水率 Z においても T_P の上昇にともない減少し、徐々に減少の割合が緩慢となり、高温域ではほぼ一定となる傾向が観察される。この傾向は、不活性ガス (N_2) 中におけるナラ材の炭化実験の結果(福山, 里中, 1954) や、 N_2 気流中におけるカラマツの急速熱分解の結果(日本エネルギー学会, 2009) と一致する。さらに、 Z が 11~17 % で ζ が一定となる 15~17 wt% の値は、上述の福山らの $Z=14\%$ での木炭収量 (炭化物生成率) 約 25 wt% よりも低く、また $Z=17\%$ で、昇温速度 (加熱速度) が同程度 (5~10 K/s) の急速熱分解における炭化物残渣量 (炭化物生成率) 約 16~18 wt% とほぼ同等である。このことから、本燃焼過程の燃焼が、木質バイオマスの急速熱分解と同様の熱分解支配の燃焼によって保持され、炭化物が生成されたと考えられる。なお、 $Z=35\%$ の $T_P > \text{約 } 1230\text{ K}$ において ζ の値が大きく低下する原因については後述する。

図 3-6 より、層状の酸化層を形成し、かつ上方から下方に移動する本燃焼過程の (図 2-3 参照) 酸化層における燃焼時間 t_{Po} は、 Z の差異によらず同一 T_P ではほぼ同程度であり、 T_P の上昇にともない直線的に減少することが観察される。一方、 $Z=35\%$ の $T_P > \text{約 } 1230\text{ K}$ では、それらに比べて t_{Po} は上方にシフトし、燃焼時間が増す様子が認められる。

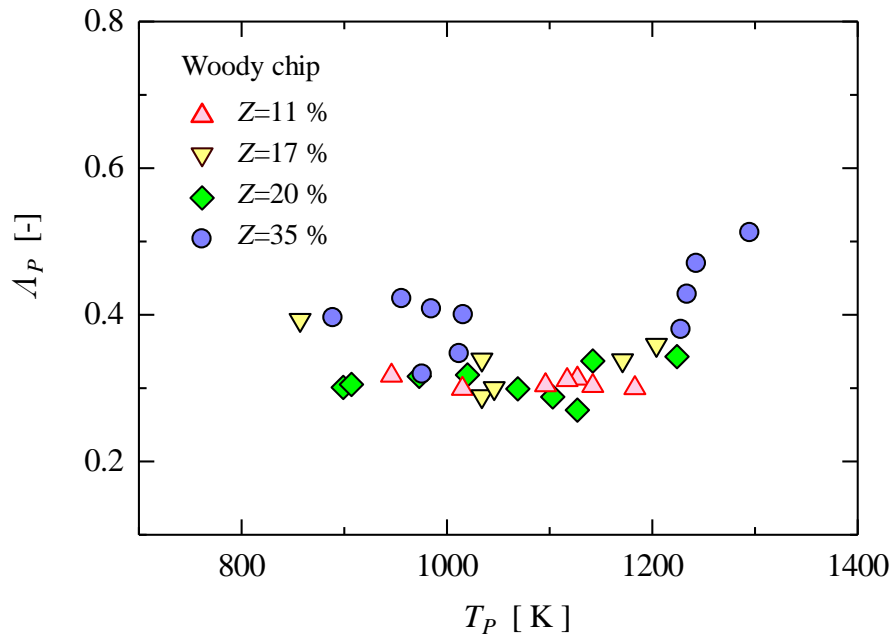


図 3 - 4 分解燃焼過程の空気比と分解燃焼温度の関係

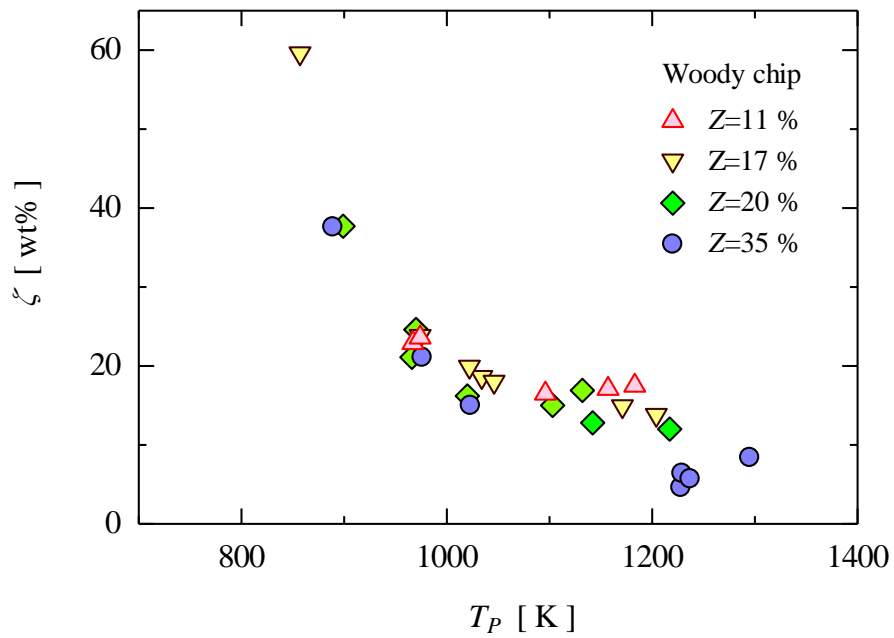


図 3 - 5 炭化物生成率と分解燃焼温度の関係

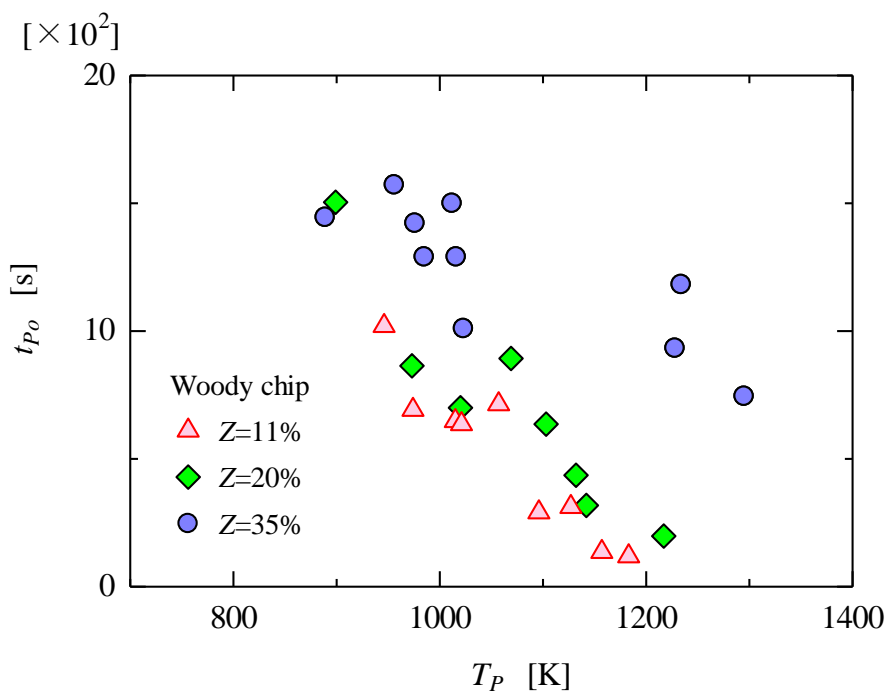


図 3-6 酸化層における燃焼時間と分解燃焼温度の関係

このことおよび図 3-4 から、図 3-2 における $Z=35\%$ 、 $V_a > \text{約 } 3 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ すなわち $T_P > \text{約 } 1230 \text{ K}$ での T_P の急激な上昇と高温化の原因は、燃焼温度が炭化物（黒炭）の着火温度 $593 \sim 673 \text{ K}$ (農林省林業試験場, 1973) よりも十分高く、なおかつ Z の増加による有効熱量の減少で、 G_P が低下して空気比が上昇すなわち酸素量が増加したこと、さらに燃焼時間が増したことから、生成された炭化物が表面燃焼を起こしたためと推測される。このことにより、図 3-5 における $Z=35\%$ 、 $T_P > \text{約 } 1230 \text{ K}$ において ζ の値が大きく低下したと考えられる。

次いで図 3-7 より、乾留層厚さ δ_{Pd} は、いずれの含水率においても T_P の上昇にともない減少し、徐々に δ_{Pd} の T_P への依存性が小さくなる傾向を認められる。さらに、同一 T_P における δ_{Pd} の値は、 Z が高まるにつれて一旦増加し、再び減少することが観察される。

本燃焼過程における乾留層は、高温の酸化層からの熱伝導と放射伝熱によって形成

される。一方、燃焼用空気による対流伝熱は、乾留層への伝熱量を減少させてその成長を抑制する。また含水率 Z は、有効熱量ならびに試料の熱伝導率に影響を及ぼし、乾留層の厚さと火移り速度（燃焼の伝ば速度）に影響を及ぼす重要な因子である。

ここで、木質チップ試料の熱伝導率は、杉の物性値(日本機械学会, 1986)を参考にすれば、本実験範囲では、 Z が増すにつれてほぼ線型的に熱伝導率の値が増加すると推測できる。

これらのことから、図3-7において δ_{Pd} が T_P の上昇にともない減少する主な原因は、 T_P の上昇すなわち空気量の増加にともない対流伝熱量が増すためと考えられる。また、前述の同一 T_P における δ_{Pd} の挙動は、 Z の影響による試料の熱伝導率と有効熱量との相互作用によるためと推察される。

図3-8より、火移り速度 U_P は、いずれの含水率 Z においても T_P の上昇にともない増加することがわかる。また、同一 T_P での U_P の値は、 $Z=11$ および $17, 20\%$ の場合はほぼ同等である。一方、 $Z=35\%$ の場合には、前者に比べて U_P の値が低く、なおかつ U_P の T_P への依存性が小さくなり、 T_P の上昇にともない両者の差が拡大する傾向が観察される。このことから、 δ_{Pd} および Z が T_P とともに U_P に影響を及ぼす重要な因子であることがわかる。なお、火格子燃焼における石炭の火移り速度が 0.06 mm/s 程度(水谷幸夫, 1977)であることから、二段階燃焼法で木質チップが燃焼する場合には、 U_P の値は、 T_P により $0.02\sim 0.27\text{ mm/s}$ 程度と大きく変化することがわかる。

さらに図3-9より、酸化層厚さ δ_{Po} は、 U_P の差異によらず、また含水率 Z が同一の場合にはほぼ同等であることがわかる。さらに、 δ_{Po} は、 $Z=11$ および $17, 20\%$ の場合にはほぼ同程度であり、 $Z=35\%$ の場合には、前者に比べて δ_{Po} が厚くなることが観察できる。このことおよび図3-2から、層状の酸化層がほぼ定常的に下方に進行する本燃焼過程では、火移り速度 U_P が燃焼率 G_P を決定づける。

以上の結果から、本燃焼過程の燃焼が、概ね木質バイオマスの急速熱分解とほぼ同等の熱分解支配の燃焼によって行われたことがわかる。さらに、 V_a の操作によって T_P および G_P が広範囲で制御可能で、 $T_P=860\text{ K}$ 程度からの低温燃焼と、 $G_P=3\times 10^{-3}$

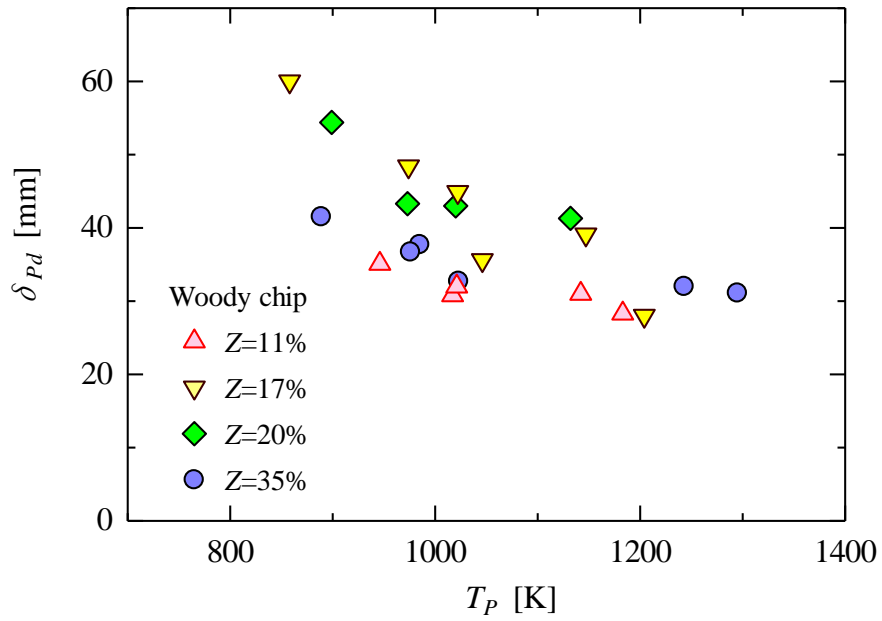


図 3 - 7 乾留層厚さと分解燃焼温度の関係

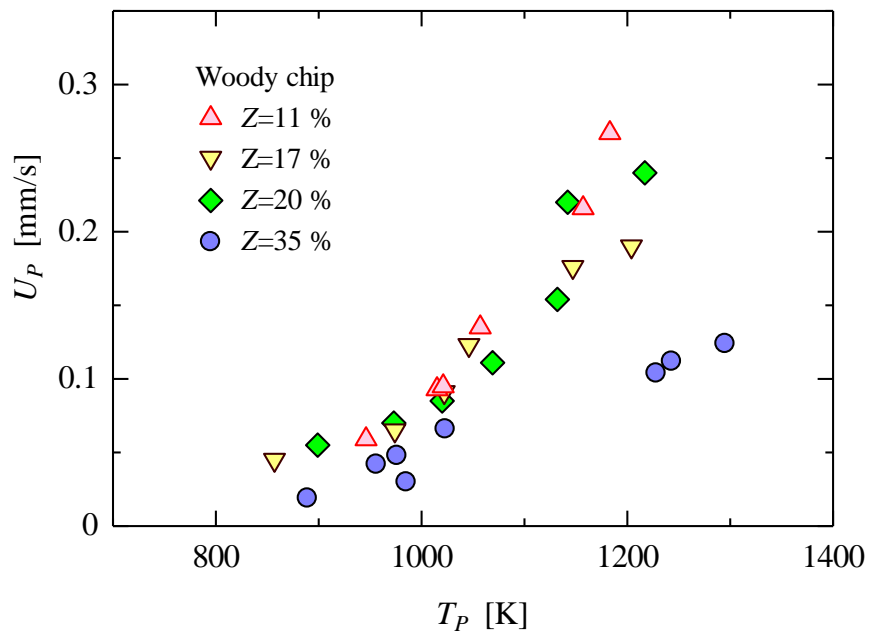


図 3 - 8 火移り速度と分解燃焼温度の関係

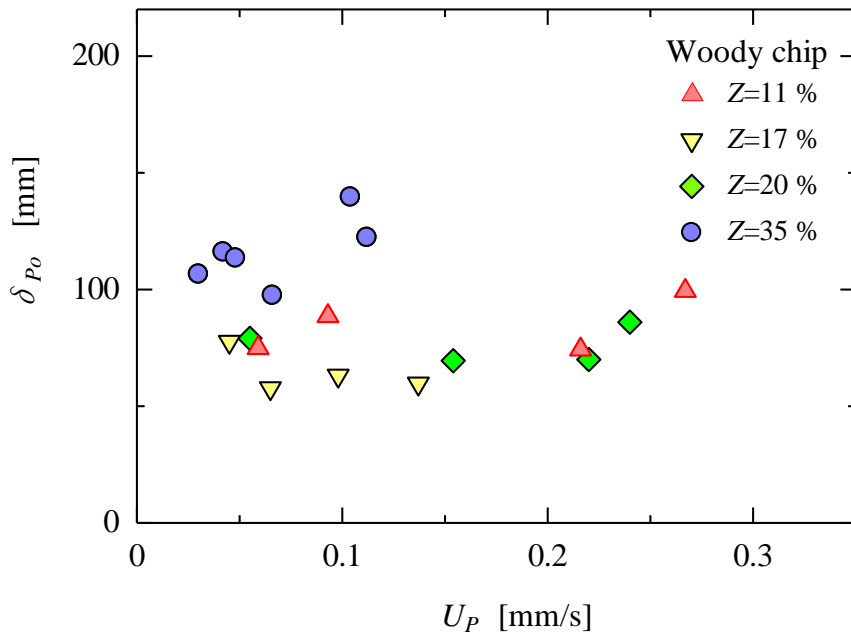


図 3-9 分解燃焼過程の酸化層厚さと火移り速度の関係

kg/(m²·s)程度からの低燃焼率でも安定した燃焼が保持できる，従来の燃焼技術にはない特徴が認められる。

3-3-2 表面燃焼過程の燃焼特性

図 3-10 および図 3-11 に，表面燃焼温度 T_s および表面燃焼過程における燃焼率 G_s を空気量 V_a に対して示す。なお，図中の含水率 Z の値は，分解燃焼過程で生成された炭化物の燃料性状の差異を把握する観点から，充填時における木質チップ試料の含水率を示している。

図 3-10 より， T_s は， Z の差異によらず V_a の増加にともない上昇し，徐々に上昇の割合が緩慢となる傾向が観察される。そして，本実験範囲では， T_s は V_a の操作により $860 < T_p < 1500$ K の範囲で変化することが認められる。

図 3-11 より， G_s は， Z の影響はみられず V_a の増加にともないほぼ線型的に増大し，空気量の操作によって容易に制御できることがわかる。

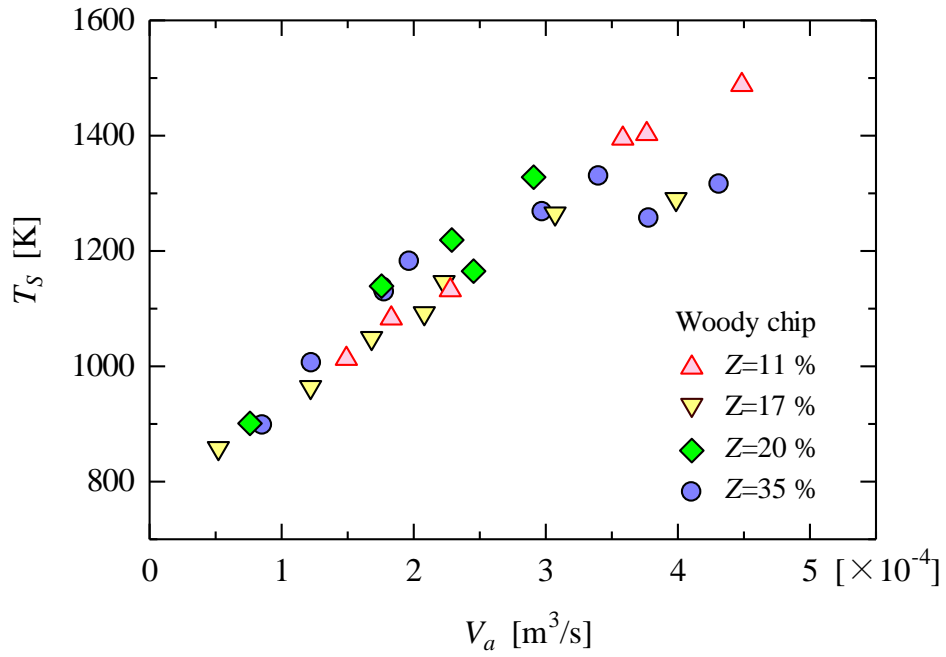


図 3 - 10 表面燃焼温度と空気量の関係

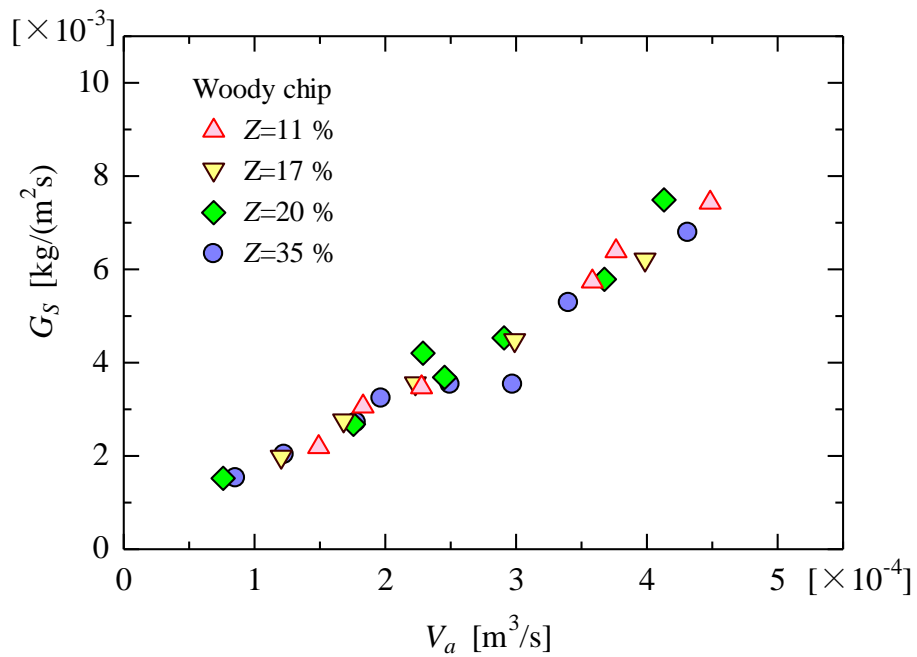


図 3 - 11 表面燃焼過程の燃焼率と空気量の関係

さらに、図 3-10 および図 3-11 から、 G_S は、 T_S の上昇にともない増加し、高温域ほど増加の割合（勾配）が大きくなる傾向にあることを読み取ることができる。この傾向は、湿り空気中における固体炭素の燃焼実験の結果(辻他, 1981)や、加熱されたグラファイト表面に空気を吹きつけた場合の実験結果(水谷, 2008)での高温域($T_S > \text{約 } 1200 \text{ K}$, 炭化物表面への酸素の拡散速度に支配される領域)で、 G_S の増加の勾配が緩慢となる傾向とは矛盾する。この原因としては、 V_a によって酸化層厚さが変化する本燃焼法との実験条件の違いによるためと考えられる。

これらの結果から、二段階燃焼法による分解燃焼過程で生成された炭化物は、ほぼ同一の燃料として取り扱うことができる。また、本燃焼過程では、分解燃焼過程と同様に V_a の操作によって容易に燃焼温度および燃焼率が広範囲で制御可能であることがわかる。

3-4 結言

本章では、含水率が異なる木質チップ試料を用いて小型燃焼器による燃焼実験を行い、基礎燃焼特性について検討した。その結果、以下の知見を得た。

- (1) 木質チップ試料の燃焼が、分解燃焼過程と表面燃焼過程に分離して二段階で行われることを確認した。そして、分解燃焼過程では、木質バイオマスの炭化や急速熱分解とほぼ同様の熱分解支配の燃焼によって保持され、燃焼の進行とともに炭化物が生成されること、表面燃焼過程では、前燃焼過程で生成・蓄積した炭化物が燃料になり、火格子上で燃焼が保持されることがわかった。
- (2) 本実験範囲では、空気量の操作により燃焼温度および燃焼率は、分解燃焼過程では $900 < T_P < 1300 \text{ K}$, $5 \times 10^{-3} < G_P < 37 \times 10^{-3} \text{ Kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 程度、表面燃焼過程では約 $900 < T_S < 1500 \text{ K}$, $1.5 \times 10^{-3} < G_S < 7.5 \times 10^{-3} \text{ Kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 程度の範囲で制御できることを明らかにした。
- (3) 分解燃焼過程における炭化物生成プロセスは、一般的な木質バイオマスの炭化や急速熱分解とほぼ同様であることを明らかにした。しかしながら、本燃焼過

程の炭化物生成率 ζ の値は、低空気比燃焼の影響によって一般的なそれらの値よりも減少する領域があることがわかった。

参考文献

- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 木質バイオマスの二段階燃焼法に関する研究, 日本機械学会論文集, Vol.80, No. 820 (2014), pp.1-10.
- 辻廣, 松井潔, 牧野敦, 湿り空気中での固体炭素の燃焼, 東京大学宇宙航空研究所報告, Vol. 17, No. 1(B) (1981), pp.241-25.
- 日本エネルギー学会, バイオマスハンドブック(2009), pp.108-109.
- 日本機械学会, 伝熱工学資料 (第4版) (1986), p.322.
- 日本機械学会, 燃焼工学ハンドブック(2002), p.177.
- 日本木質ペレット協会, 木質ペレット品質規格(2011), pp.3-7.
- 農林省林業試験場, 木材工業ハンドブック, 丸善(1973), p.232, p.917.
- 福山伍郎, 里中聖一, 木材炭化温度と生成物, 北海道大学農学部演習林研究報告(1954), pp.127-149.
- 右田伸彦, 米沢保正, 近藤民雄 編, 木材科学 (上) 共立出版(1968), p.65.
- 水谷幸夫, 燃焼工学, 森北出版(2008), pp.173-175, p.178.

第4章 二段階燃焼の可視化

4-1 緒言

第2章および第3章において、二段階燃焼法の手法と燃焼メカニズムならびに基礎燃焼特性を明らかにした。本章では、二段階燃焼法における燃焼の全貌を捉えるために、まず燃焼の様子が観測できる透明な石英ガラス製の燃焼室を有する小型燃焼器を開発した。次いで、第3章で用いた含水率 Z が 11 および 35 % の 2 種類の木質チップ試料を利用して本燃焼器による燃焼実験を行い、目視ならびにデジタルカメラにより二段階燃焼法での燃焼の様子を観察した。そして、燃焼器内の温度履歴と可視化の結果を基に、二段階燃焼法の燃焼形態について明らかにする。

4-2 実験方法

実験装置の概略を図 4-1 に示す。燃焼室は、内径 64 mm、厚さ 2.5 mm、高さ 200 mm の透明な石英ガラス製である。燃焼器上端には外気の影響を避ける観点から、図 2-2 の燃焼器とほぼ同等の絞り比の排気口（直径 16 mm）を持つ黄銅製の蓋を設置した。火格子は、5 メッシュのステンレス鋼（SUS304）製の金網で、半球状に加工して用いた。また、燃焼用空気の供給には、第2章で用いた既存の装置を活用した。また、燃焼室中央の I ~ III の位置にシース外径 1 mm の K 熱電対を設け、燃焼中の各位置における温度をレコーダに収録する。

実験は、燃焼室上部の蓋を取り外し、木質チップ試料を燃焼室容積の 95 % 程度まで充填する。ここで、試料の充填量は含水率により異なり、 $Z=11\%$ で 90 g、 $Z=35\%$ で 130 g 程度である。

次いで、所定の空気量を供給し、試料上部を着火させて開始する。また、デジタルカメラによる観察は、照明によって燃焼室外面からの外観を撮影し、暗中で内部の燃焼の様子を撮影した。

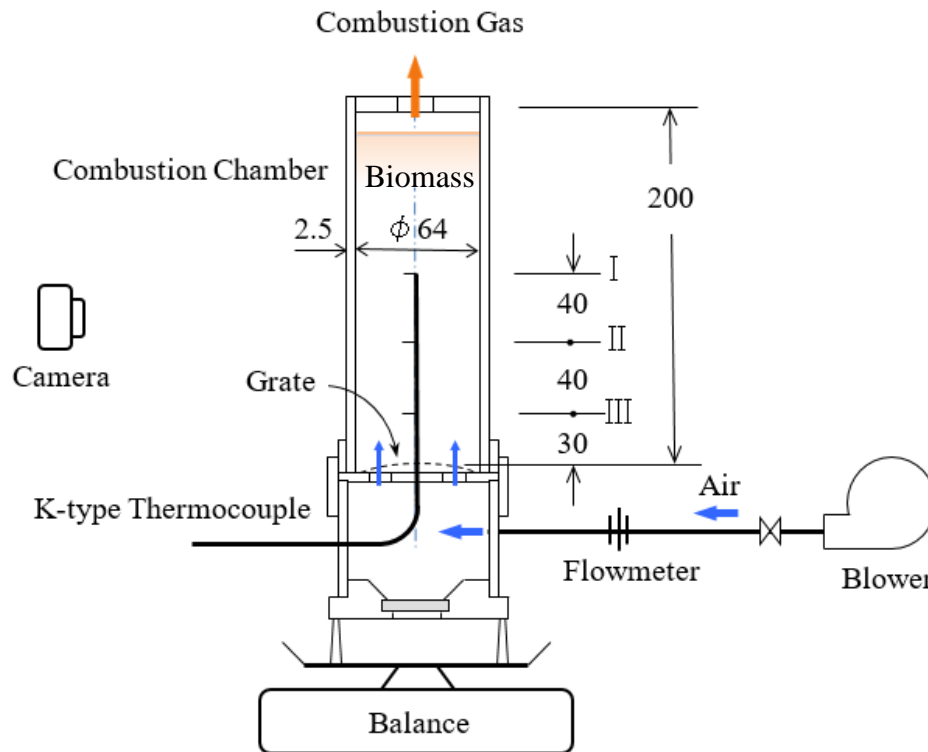


図 4 - 1 実験装置概略

4-3 実験結果および考察

図 4-2 に、含水率 $Z=35\%$ の木質チップ試料を分解燃焼温度 $T_P=$ 約 1015 K の条件で燃焼させた場合の熱電対 I ~ III の位置における温度履歴を燃焼開始からの時系列で示す。ここで、図 4-2 中の A が分解燃焼過程、B は分解と表面燃焼が同時進行する複合燃焼域である。また D が乾留層、E は酸化層、F は着火点、 t は燃焼開始からの時間を各々示している。

図 4-2 の I ~ III より、燃焼が上方から下方に向かって移動する様子がわかる。また、図 4-2 の II の温度履歴より、酸化層からの加熱が開始されると木質チップ試料の温度 T が上昇を始め（乾留層）、着火点 F_{III} に到達して着火すると、 T が急上昇して燃焼が保持される。また燃焼の終了にともない T は高温の燃焼ガスの影響を受けながら緩や

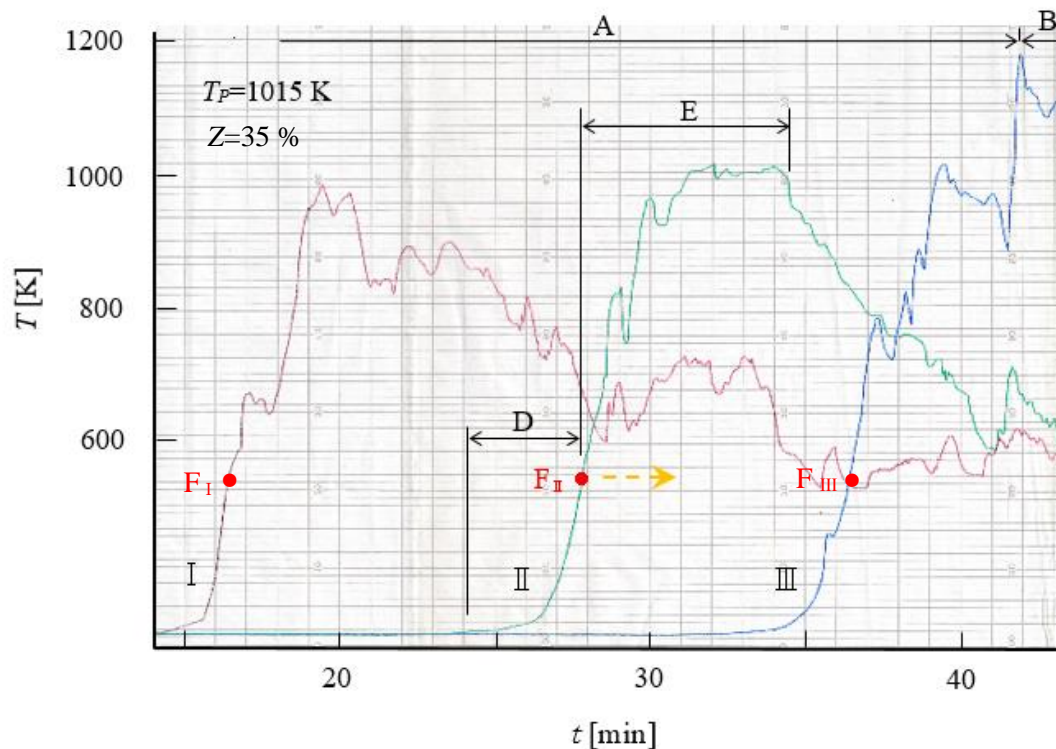


図 4 - 2 燃焼室内の温度履歴

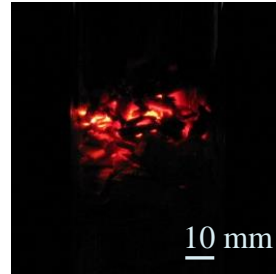
かに下降する．A 域では，この一連の酸化層が前方に乾留層を形成しながら移動する燃焼形態が上方から下方に順々に行われている様子が観察できる．この燃焼が上方から下方に移動する燃焼形態は，第 2 章の小型燃焼器による場合と同様である（図 2-3 参照）．

また，図 4-3 および図 4-4 に，デジタルカメラで撮影した燃焼の様子の一例を示す．ここで，図 4-3(a₂), (b₂), (c₂) および図 4-4(a₂), (a₃), (a₄) は燃焼層近傍の拡大写真を示している．

図 4-3 より，分解燃焼過程における燃焼が(a₁)から(b₁), (c₁)へと，上方から下方へ移動する様子がわかる．また，図 4-3(a₂) および(b₂) から，Z=35 % の木質チップ試料の $T_P=1015$ K 近傍での燃焼形態が概ね無炎燃焼であること，局所的に火炎（白っぽく見える部分）が発生し始めている様子が観察できる．さらに，燃焼が火格子に到達した



(a₁)

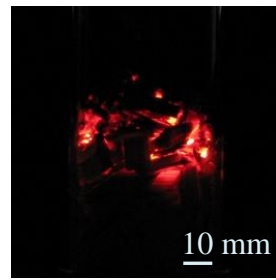


(a₂)

Grate side



(b₁)

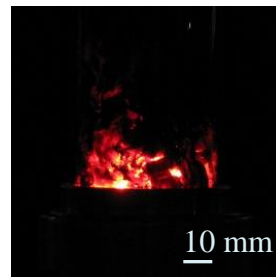


(b₂)

Grate side



(c₁)



(c₂)

Grate side

図 4 - 3 分解燃焼過程の燃焼の様子 ($Z=35\%$, $T_p=1015\text{ K}$,
(a₁), (a₂) : $t=25\text{ min}$, (b₁), (b₂) : $t=30\text{ min}$, (c₁), (c₂) : $t=40\text{ min}$)

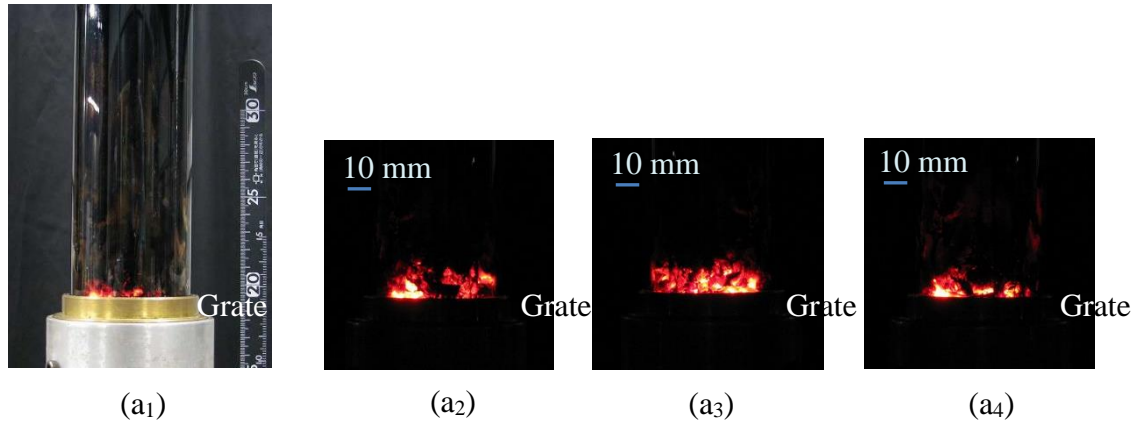


図 4-4 表面燃焼過程の燃焼の様子 ($Z=35\%$, $T_P=1015\text{ K}$,
 (a₁), (a₂) : $t=42\text{ min}$, (a₃) : $t=44\text{ min}$, (a₄) : $t=46\text{ min}$)

と考えられる図 4-3(c₂)では、僅かに火炎が勢いを増すようにも見える。

また図 4-4 より、表面燃焼過程では、前燃焼過程で生成・蓄積した炭化物によって火格子上で燃焼が保持される様子がわかる。

次いで図 4-5 と図 4-6 に、含水率 Z が 11 および 35 % の木質チップ試料による燃焼温度を変化させた場合の分解燃焼過程および表面燃焼過程における燃焼の様子の一例を、燃焼温度とともに各々示す。

図 4-5 より、分解燃焼過程では、いずれの含水率においても T_P の上昇にともない赤熱部のみの無炎燃焼 ((a₁), (b₁)) から火炎の発生 ((a₂), (b₂)), 火炎帯の形成・成長 ((a₃), (b₃)) へと燃焼形態が変化する様子がわかる。さらに図 4-5(b₃)では、炭化物層が非常に薄く (他の条件 (a₁ ~ a₃, b₁, b₂) では燃焼量の 6~7 割程度の嵩の炭化物層が観察された), 炭化物層の上方に二次火炎の発生が確認できる。このことから、第 3 章の図 3-2 における $Z=35\%$, $V_a > 3 \times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ での燃焼温度の急激な上昇と高温化の原因は、前述の炭化物の表面燃焼の影響に、二次火炎からの放射伝熱の影響が加わったことが考えられる。

また図 4-6 より, 表面燃焼過程では T_S の上昇とともに酸化層厚さが増す様子がわかる. このことから, 3-3-2 項において, 燃焼率 G_S が T_S の上昇とともに増加し, 高温域ほど増加の割合 (勾配) が大きくなるのは, T_S の上昇とともに酸化層の厚さが増すためと考えられる.

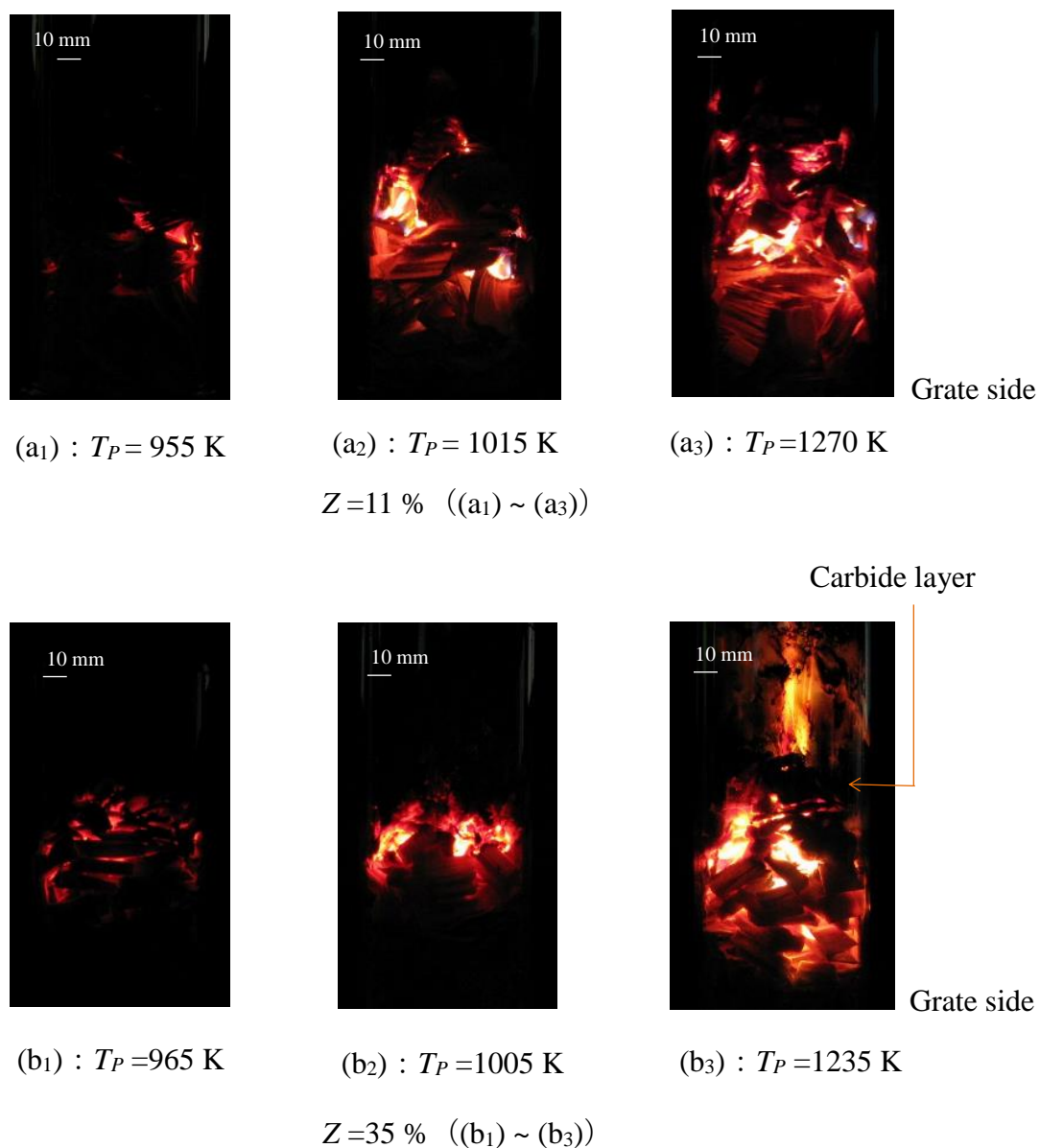


図 4 - 5 分解燃焼過程の燃焼の様子

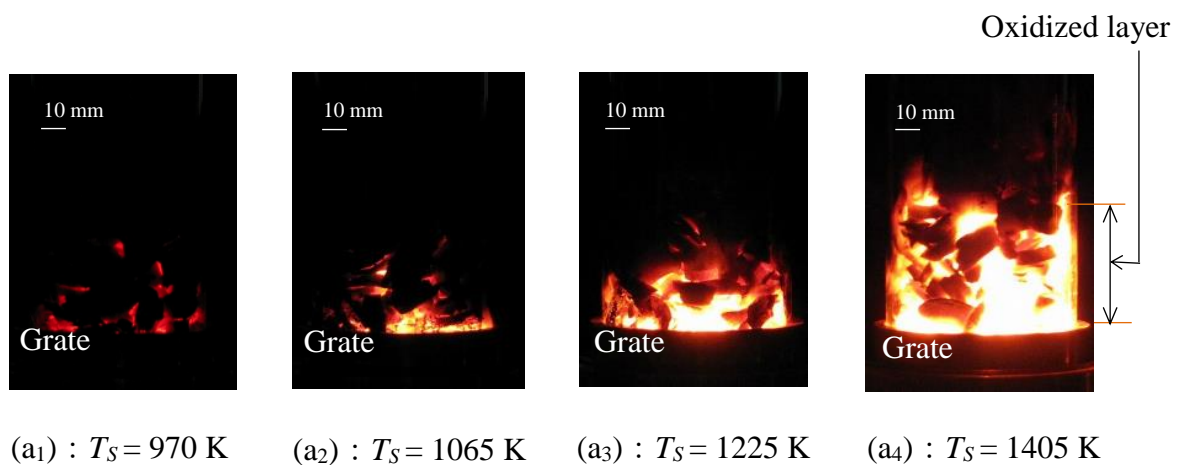


図 4 - 6 表面燃焼過程の燃焼の様子

4-4 結言

二段階燃焼における燃焼器内の温度履歴と燃焼の可視化の結果から、以下の知見を得た。

- (1) 木質チップ試料が、分解燃焼過程と表面燃焼過程とに分離して連続的に燃焼する様子を確認した。
- (2) 分解燃焼過程では、層状の酸化層（酸化層と炭化物層との界面は可視化では判別できない）を形成し、酸化層は上方から下方に炭化物を生成しながら移動する。表面燃焼過程では、火格子上に酸化層を形成し、燃焼の進行にともない炭化物層が順々に沈下して酸化層を保持し、最後の炭化物まで燃焼する様子を確認した。
- (3) 分解燃焼過程では、 T_P の上昇とともに無炎燃焼から有炎燃焼へと燃焼形態が変化する。表面燃焼過程では、 T_S の上昇とともに酸化層厚さが増すことがわかった。

第5章 海水を含む木質廃棄物の焼却

5-1 緒言

周知のとおり、2011年3月に発生した東日本大震災とそれに伴う東京電力・福島第一原子力発電所の事故は、東北地方太平洋沿岸部を中心に広範囲で甚大な被害をもたらした。大量の災害廃棄物を生じさせた。その中でも特に津波によって海洋に流出し、被災地沿岸に堆積する約320万トンと推計される海底がれきや、その内の約8割を占めると想定される海水を飽和した木質廃棄物(環境省, 2014)の処理は、今後の被災地の復旧における最大の課題の一つである。また、2016年9月の台風16号によって鹿児島湾に流入した流木問題など、四方を海に囲まれたわが国では、自然災害のたびに大量の木質廃棄物が発生し、その多くが海洋に流出して沿岸や海底に漂着・堆積する。これらの木質廃棄物は、塩分を多量に含むためにリユース・リサイクルが難しく、焼却・減量化ならびに資源の有効利用の観点からも、安全で効率的な燃焼技術の開発が求められている。

しかしながら、従来の燃焼技術による焼却では、高濃度の塩化水素の発生と、塩分や塩化水素を要因とする焼却炉の腐食・損傷の懸念(吉葉, 2002)から、現在の所、塩素含有量が0.4 wt% (塩分含有量約0.7 wt%) 以下を指針に、海水を含む木質廃棄物の焼却とサーマルリサイクルが行われている(斎藤他14名, 2010)。(廃棄物資源循環学会, 2011)。このことから、前述の海水を飽和した木質廃棄物の場合には、その大半が活用されずに埋め立てによって処理されると考えられる。

そこで本章では、塩分の主成分であるNaClやMgCl₂の融点(前者が1074 K, 後者は987 K)(日本化学会, 2001)よりも更に低い低温燃焼が可能で、酸化層の上方には活性炭としての機能を有する(日本エネルギー学会, 2009)炭化物層を形成する二段階燃焼法を応用し、海水を含む木質廃棄物の本燃焼法による焼却とサーマルリサイクルの可能性について明らかにする。

ここでは、木質チップに人工海水を飽和させた模擬木質廃棄物試料を使用する。そして、含水率Zを13および22, 38%に設定した3種類の試料を用いて小型燃焼器に

よる燃焼実験を行った。また、第3章において、塩分を含まない場合のほぼ中間的な値として選定した $Z=17\%$ の木質チップ試料との比較を行い、塩分が燃焼に及ぼす影響について検討する。そして、海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却の可能性と有用性について明らかにする。

なお、本章では、人工海水を飽和した木質チップ試料を今後は模擬廃棄物と称し、塩分を含まない木質チップ試料を今後は木質チップと称す。

5-2 実験方法

5-2-1 試料

木質チップには、製材工程で副産物として発生したヒノキの樹皮なし端材をチップ化し、粗大なものは目視により、また微細なものは5メッシュの篩で取り除き、絶乾嵩密度が 180 kg/m^3 程度に選り分けて用いる。ここで、選別後の木質チップのおおよその大きさは、第3章で用いた試料と同程度である（図3-1(b)参照）。

次いで、海水を含む模擬廃棄物の作製は、以下の手順で行う。

- 1) 選別後の木質チップは、定温乾燥器（ヤマト科学・DVS402）により $378\pm 1\text{ K}$ の雰囲気中で絶乾状態まで乾燥する。そして、密封容器にて常温まで冷却する。
- 2) 精製水約 50 kg と海水の素（ジェックス社製・ドライタイプ）約 1.8 kg で調製した密度が 1.022 kg/m^3 の人工海水に、常温の絶乾木質チップ約 3.5 kg を浸漬して海水を飽和させる。ここで、飽和の判断は、木質チップ全量が沈下するのを目安とした。
- 3) 海水を飽和した木質チップは、海水中から取り出し、屋内において自然乾燥により含水率 $Z=13$ および $22, 38\%$ の3種類に調節する。

図5-1に、模擬廃棄物の浸漬前の絶乾質量 m_0 に対する浸漬後の絶乾質量 m の比 m/m_0 を浸漬時間 t に対して示す。なお、塩分含有量の測定には、浸漬前の絶乾木質チップ 3.5 kg のうちの約 500 g ($=m_0$) を試料とした。

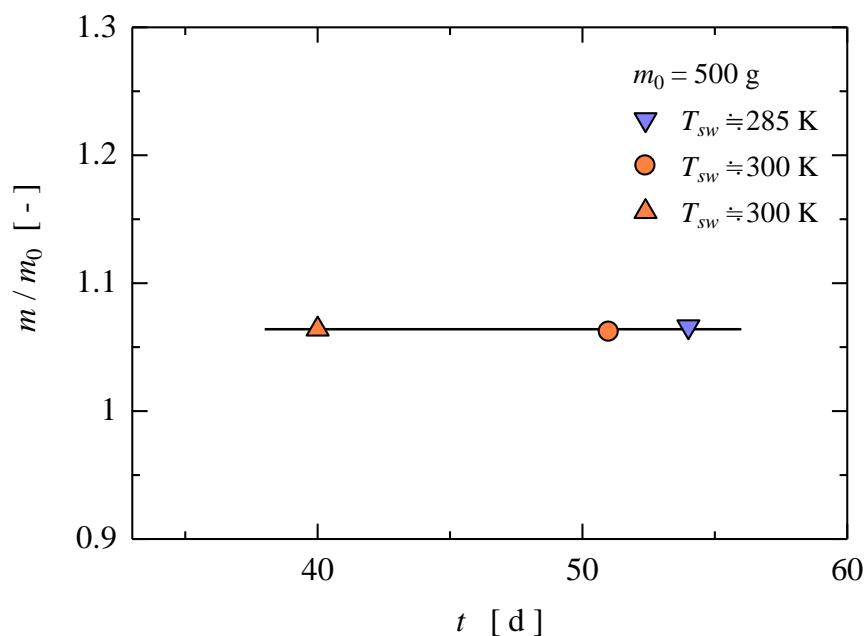


図 5 - 1 模擬廃棄物の塩分含有量と浸漬時間の関係

図 5-1 より、 m/m_0 は、 t および海水温度 T_{sw} の差異によらず約 1.064 で平衡し、模擬廃棄物の飽和塩分含有量が 6.4 wt% 程度であることがわかる。この結果から、海中に長期堆積した実際の木質廃棄物も同程度の塩分含有量であると推測される。そして、この値は、燃料として利用が可能とされる塩素量 0.4 % (塩分量約 0.7 wt%) (齊藤他, 2010) よりも遥かに大きいことから、従来の燃焼技術による焼却と燃料化はほぼ不可能と考えられる。

なお、塩分含有量の測定では、分析天秤 (秤量 180 g, 分解能 0.1 mg) を用い、シャーレに溶質 (海水の素) 量が明らかな人工海水約 20 g を調製し、定温乾燥器にて 378 ± 1 K の雰囲気中で水分を蒸発させて残渣量を測定する実験を 5 回行い、溶質量と残渣量との差が 0.5 % 未満であることを確認した。このことから、 378 ± 1 K での乾燥が塩分量に影響を及ぼさないと判断した。

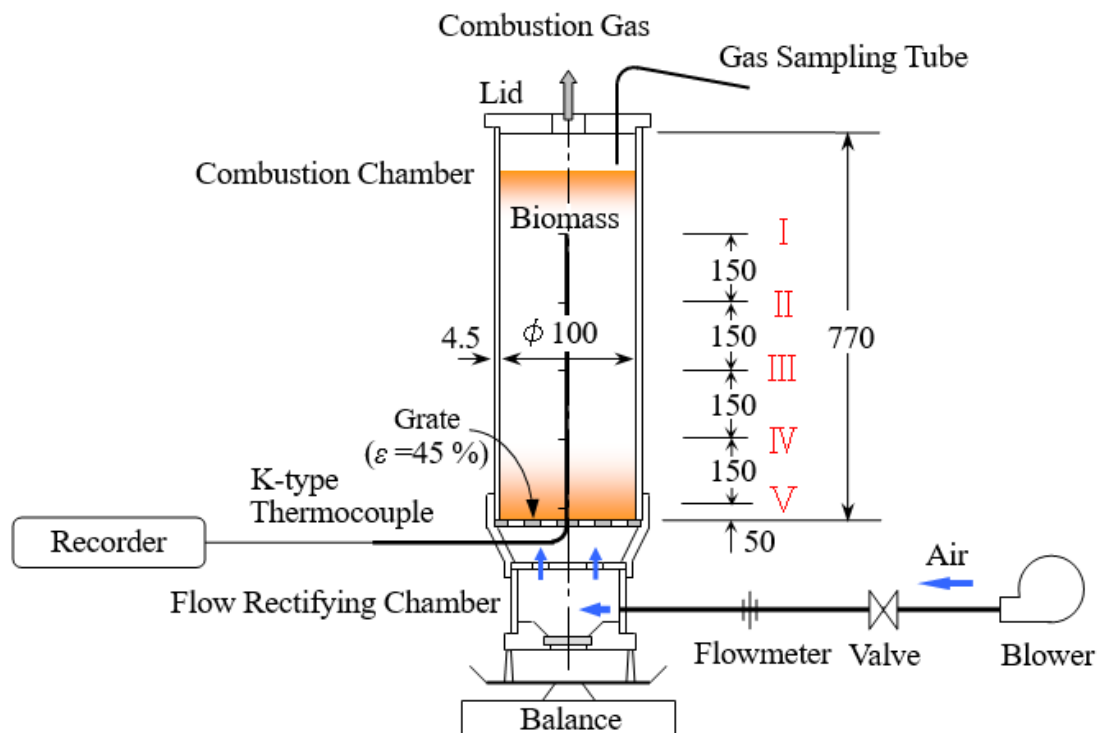


図 5-2 実験装置概略

5-2-2 実験装置および方法

実験装置の概略を図 5-2 に示す。

燃焼器は、内径 100 mm、厚さ 4.5 mm、高さ 770 mm の円筒状のセラミック製である。また火格子は燃焼器と同面積の銅製で、火格子開口比は、塩分含有による燃焼灰の増加を想定して約 45 %とした。燃焼用空気の供給には送風機を用い、流量調節弁により所定の空気量 V_a に調節して燃焼室に供給する。さらに、燃焼室中央の I ~ V の位置にシース (SUS316) 外径 1 mm の K 熱電対を設け、燃焼中の温度をレコーダに収録する。燃焼器は電子天秤 (秤量 15 kg、分解能 1 g) 上に設置する。

実験は、燃焼室上部の蓋を取り外し、模擬廃棄物を燃焼室容積の 90 %程度まで充填する。さらに、充填後の試料の上層には着火補助材として絶乾木質チップ約 30 g (総充填量の約 3 wt%) を均等に配置する。ここで、総充填量は含水率 Z により異なり、 $Z=13\%$ で 1050 g、 $Z=22\%$ で 1160 g、 $Z=38\%$ で 1390 g 程度である。

次いで、所定の空気量を供給し、着火補助材に点火して開始する。なお、各種測定は着火補助材の影響を避ける観点から、燃焼量を測定し、その値がほぼ一定になるのを確認してから始める。

本研究では、分解および表面燃焼過程におけるそれぞれの最高温度を分解燃焼温度 T_P ならびに表面燃焼温度 T_S と定義する。また、燃焼率 G は、第 3 章と同様にして燃焼器下部に設置した電子天秤により単位時間当たりの燃焼量 (m/t) を計測して、式 (3-1) により算出する。

さらに、分解燃焼過程における空気比は、第 3 章と同様に、木質バイオマス 1 kg を完全燃焼させるのに必要な空気量を約 $4.6 \text{ m}^3_{\text{N}}$ とする。そして、分解燃焼過程における単位時間当たりの燃焼量 (m/t) が完全燃焼するのに必要な空気量を理論空気量 V_{a0} とし、 V_{a0} に対する供給空気量 V_a の比を分解燃焼過程の空気比 A_P と定義する。

また、分解燃焼過程における炭化物生成率 ζ の測定は、分解燃焼過程と表面燃焼過程の燃焼率 (図 2-2 の勾配) の違いを利用して表面燃焼開始時の総炭化物質量を計測し、総充填絶乾質量と総炭化物質量とから初期塩分含有量を除いて算出する。

本章では、含水率 Z には塩分を除いた生材基準 (湿重量基準) の含水率を用いる。そして含水率および絶乾嵩密度の測定は、木質ペレット品質規格 (日本木質ペレット協会, 2011) に則して行う。

5-3 実験結果および考察

5-3-1 分解燃焼過程の燃焼特性

図 5-3 に、模擬廃棄物および木質チップの分解燃焼温度 T_P と供給空気量 V_a の関係を示す。

図 5-3 より、 T_P は、 $V_a < \text{約 } 2.5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ では塩分含有の有無によらず、また含水率 Z が異なる場合でも同一 V_a ではほぼ同等である。そして、 V_a の増加にともない同様の傾向で上昇し、 V_a が $2.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ 近傍で一旦上昇の割合が緩慢となることがわかる。

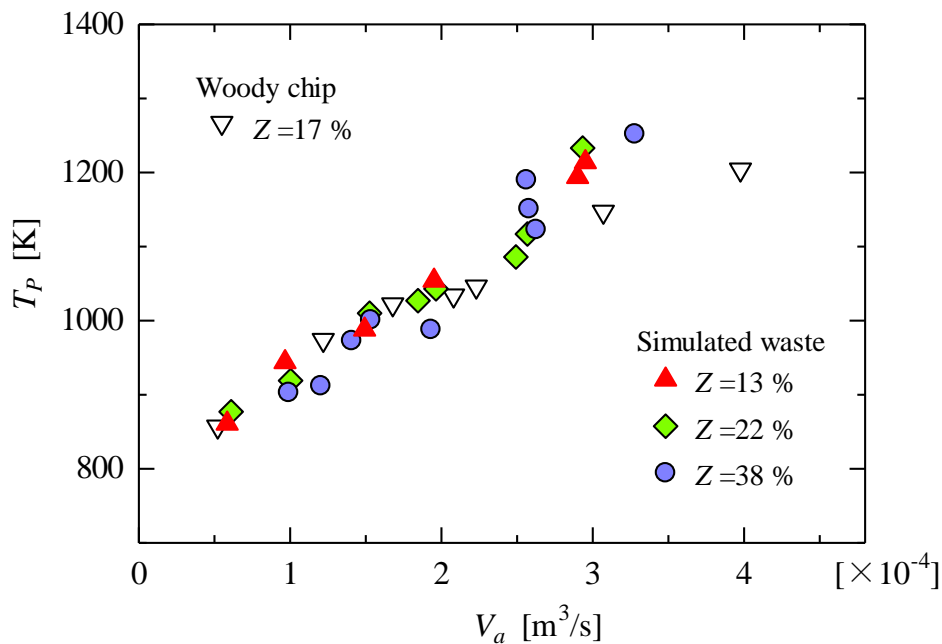


図 5 - 3 分解燃焼温度と空気量の関係

この傾向は、塩分を含まない木質チップの場合とほぼ同様である。一方、 $V_a > 約 2.5 \times 10^{-4} m^3/s$ では模擬廃棄物の燃焼温度は、 Z の差異によらず塩分を含まない場合に比べて急激に上昇する傾向が観察されることから、塩分の影響により高温化したことが推察できる。

そして、本実験範囲では、空気量の操作により $860 < T_p < 1250 K$ 程度の範囲で燃焼温度が変化することがわかる。

また、図 5-3 から、 V_a が $2.5 \times 10^{-4} m^3/s$ 程度までは、含水率の差異や塩分の有無によらず同様な温度特性を示す。この傾向は、既報の含水率を変えた塩分を含まない場合とよく一致することから、模擬廃棄物および木質チップの燃焼形態は概ね同様であると考えられる。このことから、 $V_a < 約 2.0 \times 10^{-4} m^3/s$ ではほぼ無炎燃焼で、火炎の発生と成長を経て、 $V_a > 約 2.5 \times 10^{-4} m^3/s$ で有炎燃焼へ移行したこと、 $1030 K$ 近傍で火炎が

発生したことが推察される．なお，火炎の発生は，燃焼温度の測定において無炎燃焼では見られない温度の揺らぎ（例えば， $Z=13\%$ ， $T_P=1054\text{ K}$ では，周期が約 2 min ， $\pm 25\text{ K}$ 程度の変動が発生する）が起ることで判断した．

次いで図 5-4 に，燃焼室に設置した（図 5-4(c)）シース熱電対および熱電対保護管が，含水率 Z が 38% の模擬廃棄物を $V_a=3.3\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ ， $T_P=1252\text{ K}$ ， $T_S=1306\text{ K}$ と， $V_a=4.0\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ （熱電対の破断により燃焼温度は測定していないが，図 3-5 から前者より高温であると推定される）との 2 回の実験によって損傷した，塩分や塩化水素が原因と考えられる金属腐食の様子の一例を示す．ここで，図 5-4(a₁),(a₂)がシース熱電対（シース材質 SUS316）および図 5-4(b₁),(b₂)は熱電対保護管（材質 SUS304）の拡大写真である．また，図 5-4(c)中の(a₁),(a₂),(b₁),(b₂)は腐食後の拡大写真の各々のおおよその位置を示している．

そして，海水を含む模擬廃棄物の燃焼実験では， $T_P>$ 約 1150 K において含水率の差異によらず図 5-4 で示したような熱電対および熱電対保護管に激しい金属腐食の発生が観察できた．そして短時間で熱電対が損傷した．このことから，海水を含む木質廃棄物の実炉での高温焼却は困難との判断から， $V_a>3.5\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ での実験は行っていない．

図 5-5 に，模擬廃棄物および木質チップの分解燃焼過程における燃焼率 G_P と T_P の関係を示す．図 5-5 より， G_P は， $T_P<$ 約 1030 K では塩分含有による影響は認められず，また含水率 Z が異なる場合でも同一 T_P ではほぼ同等であり， T_P の上昇にともない増大することがわかる．一方， $T_P>$ 約 1030 K では塩分を含む場合には塩分を含まない場合と比べて G_P の値は減少し， Z が増すとともにその差が大きくなり， G_P の T_P への依存性が小さくなることがわかる．

図 5-6 に，模擬廃棄物および木質チップ試料の分解燃焼過程における炭化物生成率 ζ を T_P に対して示す．

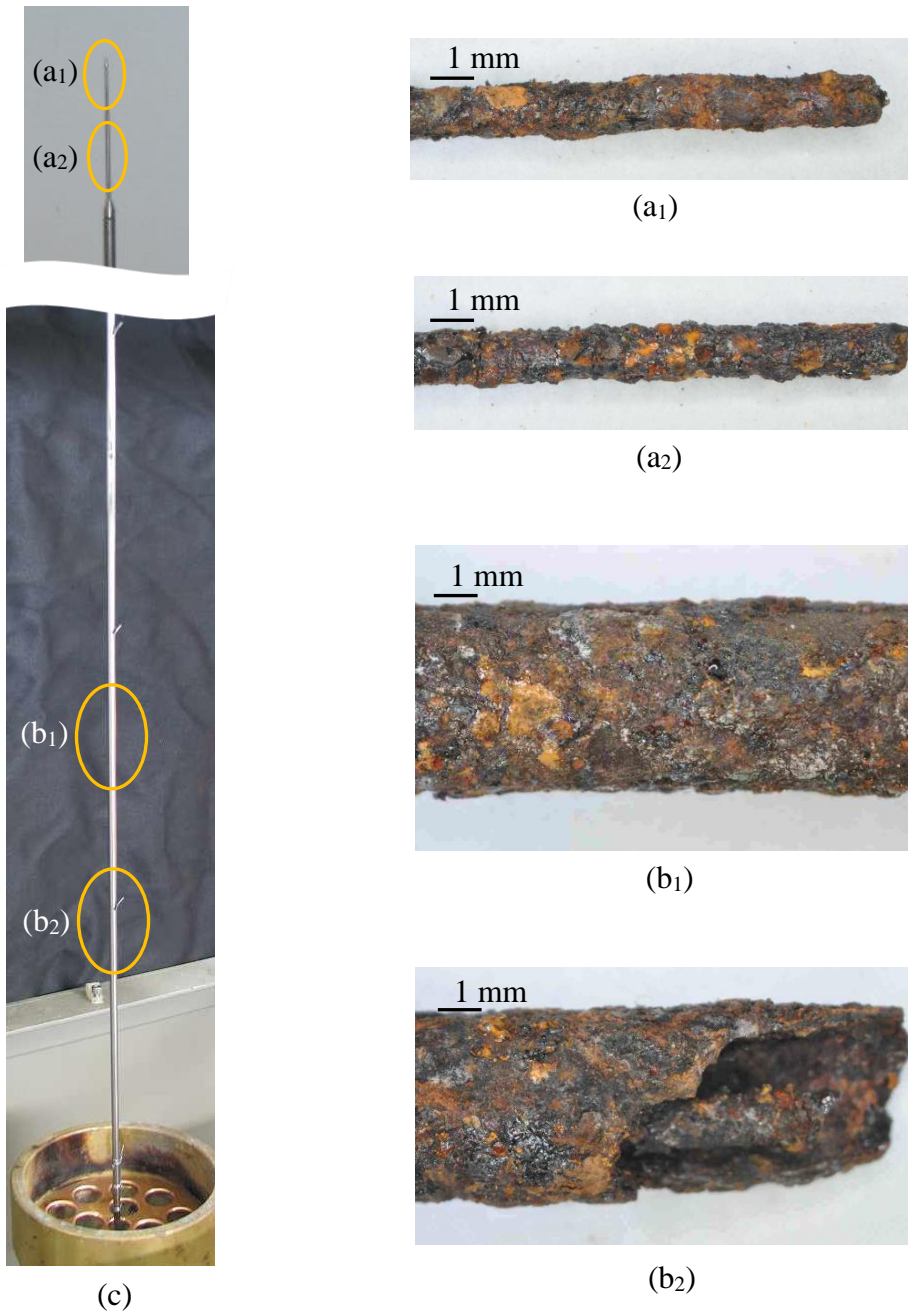


図 5 - 4 燃焼室に設置したシース熱電対および熱電対保護管の金属腐食の様子
 (熱電対 : (a₁),(a₂), 熱電対保護管 : (b₁),(b₂))

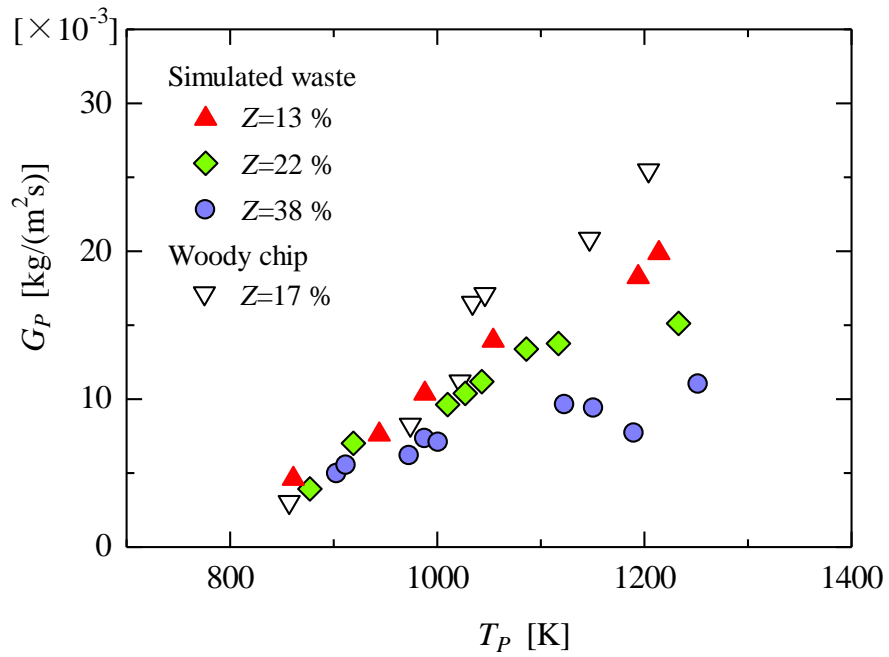


図 5 - 5 分解燃焼過程の燃焼率と分解燃焼温度の関係

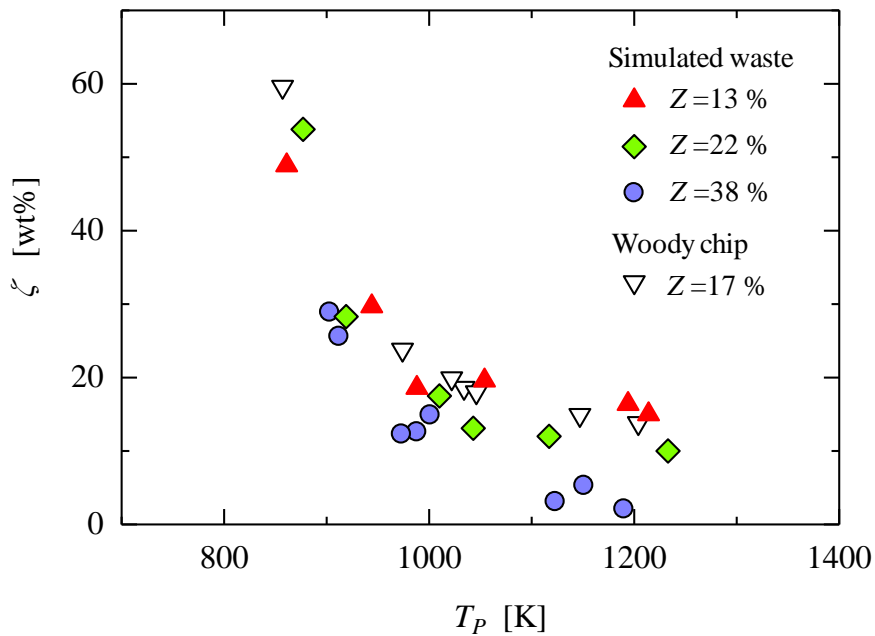


図 5 - 6 炭化物生成率と分解燃焼温度の関係

図 5-6 より、 ζ は、いずれの場合でも T_P の上昇にともない減少し、徐々に減少の割合が緩やかとなる傾向が観察される。そして、模擬廃棄物の ζ は、 Z が増すにつれて下方にシフトし、同一 T_P での ζ の値が小さくなることから、本燃焼過程における模擬廃棄物の燃焼量は、 T_P が高いほど、また、 Z が増すほど増加することがわかる。

以上の結果を考察するために、図 5-7 に、分解燃焼過程で生成された炭化物を採取して、その表面構造を顕微鏡で観察した結果の一例を示す。図 5-7(b)および(c)中の白っぽく見えるのは塩化物である。また、図 5-8 および図 5-9 には、分解燃焼過程の空気比 A_P ならびに図 2-3(a)の酸化層における燃焼時間 t を分解燃焼温度 T_P に対して各々示す。

図 5-7 より、図 5-7(a)では、炭化物表面にはほぼ塩化物が認められず、一般的な木炭（黒炭）と同様な外観を示す。一方、図 5-7(b)では、炭化物表面には大量の塩化物の付着がみられる。これは、乾溜時に模擬廃棄物内部で結晶化した NaCl や MgCl_2 などの塩化物が、燃焼温度の上昇によって融解し（融点は、 NaCl が 1074 K、 MgCl_2 は 987K）、炭化物表面にしみ出したためと考えられる。さらに、図 5-7(c)では、燃焼温度の更なる上昇によってしみ出した塩化物が融解して層状となって炭化物表面を覆い、茶褐色に変色している様子がわかる。このことから、図 5-5 で観察された $T_P > 1030$ K 程度からの塩分を含まない $Z=17\%$ の場合に比べて塩分を含む模擬廃棄物の G_P の値が大きく低下するのは、燃焼温度の上昇によって融解した塩化物が炭化物表面を覆い、燃焼反応を阻害したためと考えられる。

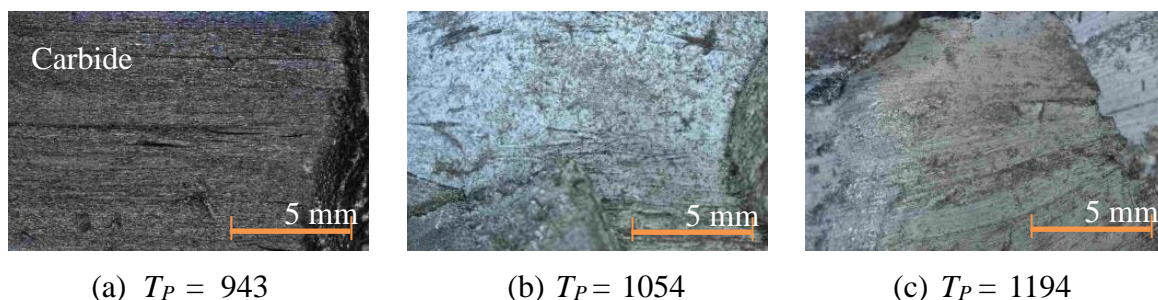


図 5-7 分解燃焼過程で生成した炭化物の様子 ($Z=13\%$)

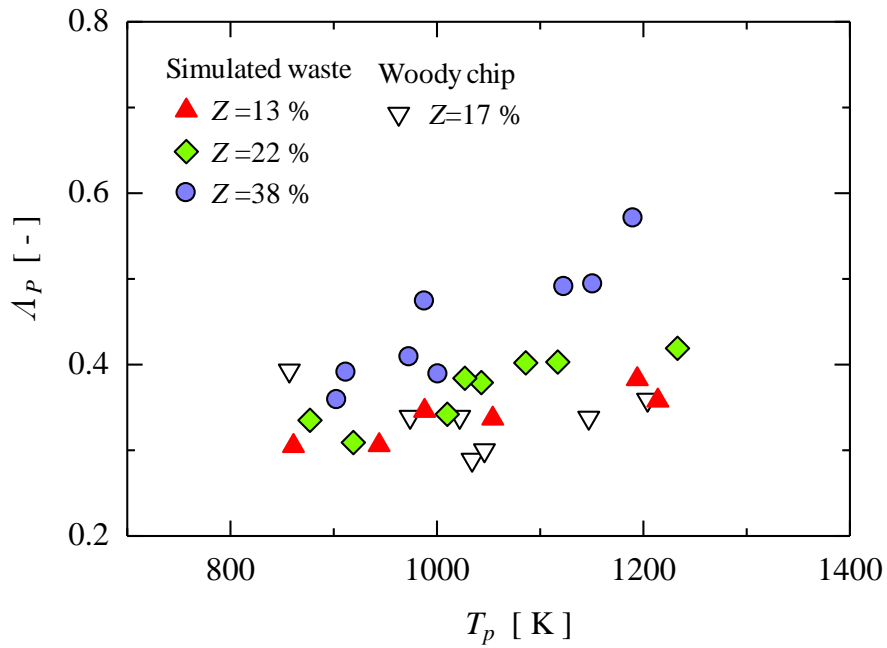


図 5 - 8 分解燃焼過程の空気比と分解燃焼温度の関係

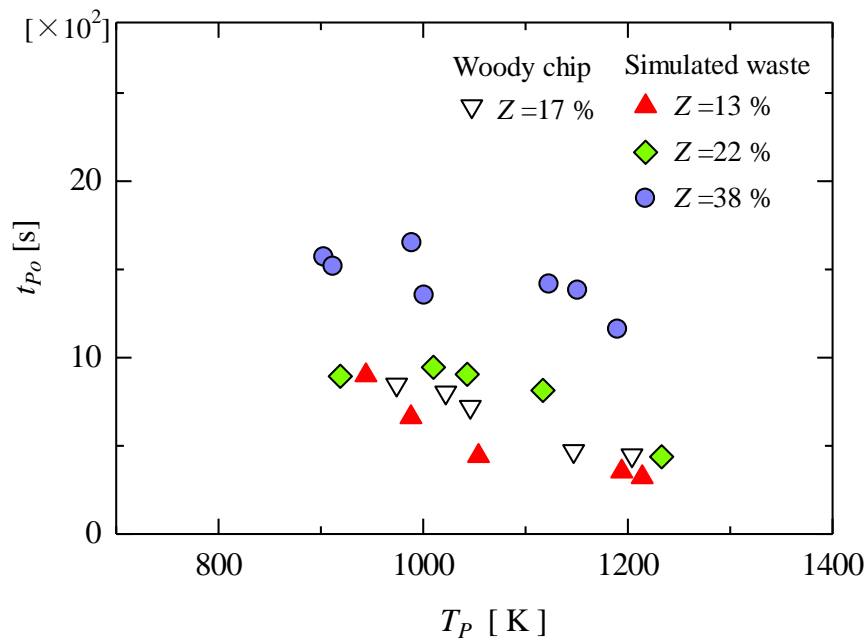


図 5 - 9 酸化層における燃焼時間と分解燃焼温度の関係

また、図 5-8 より、本燃焼過程での燃焼が概ね $0.3 < A_P < 0.5$ 程度の空気比で行われたことがわかる。そして、模擬廃棄物の空気比 A_P は、 Z が増すほど、燃焼温度が高くなるほど大きくなる傾向が観察される。また、図 5-9 より、模擬廃棄物の酸化層における燃焼時間 t_{Po} は、 Z が増すとともに長くなることが認められる。このことおよび図 5-3、図 5-5、図 5-8 から、図 5-6 において、模擬廃棄物の Z が増すにつれて ζ が下方にシフトするのは、①燃焼温度が炭化物の着火温度約 630 K(農林省林業試験場, 1973)よりも十分高く、②含水率が増すにつれて燃焼率が減少して空気比が上がり炭化物が表面燃焼を始め、③燃焼温度の上昇すなわち空気量の増加が更なる空気比を上昇させて表面燃焼を進行させたこと、さらに④含水率が増すと燃焼時間が長くなることが原因と考えられる。そして、図 5-3 でみられた $V_a > \text{約 } 2.5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ における T_P の高温化は、分解燃焼と表面燃焼とが同時進行したためと考えられる。

以上より、提案する二段階燃焼法における分解燃焼過程を利用することにより、空気量の操作で燃焼温度が広範囲で制御できることがわかる。また、模擬廃棄物の約 1030 K 以下の低温燃焼では、塩分の影響を受けず、塩分を含まない場合とほぼ同等の燃焼特性を示すことから、実際の海水を含む木質廃棄物の塩分の影響を抑制した焼却と、燃料化の可能性が期待できる。そして、1030 K 近傍における燃焼率 G_P は、含水率 13 % で 12.5×10^{-3} 、22 % で 11×10^{-3} 、38 % で $7 \times 10^{-3} \text{ kg}/(\text{m}^2\text{s})$ 程度になる。

5-3-2 表面燃焼過程の燃焼特性

図 5-10 に、模擬廃棄物および木質チップの表面燃焼温度 T_S と供給空気量 V_a の関係を示す。また、図 5-11 には、両者の表面燃焼過程における燃焼率 G_S と T_S の関係を示す。なお、図 5-10 および図 5-11 中の含水率 Z には、前燃焼過程で生成された炭化物の燃料性状を比較する観点から、充填時における初期含水率の値を用いている。

図 5-10 より、 T_S は、塩分含有の有無によらず、また Z が異なる場合でも同一 V_a ではほぼ同等であることがわかる。そして、 T_S は、 V_a の増加にともない上昇し、徐々に上昇の割合が緩やかになる傾向が観察できる。

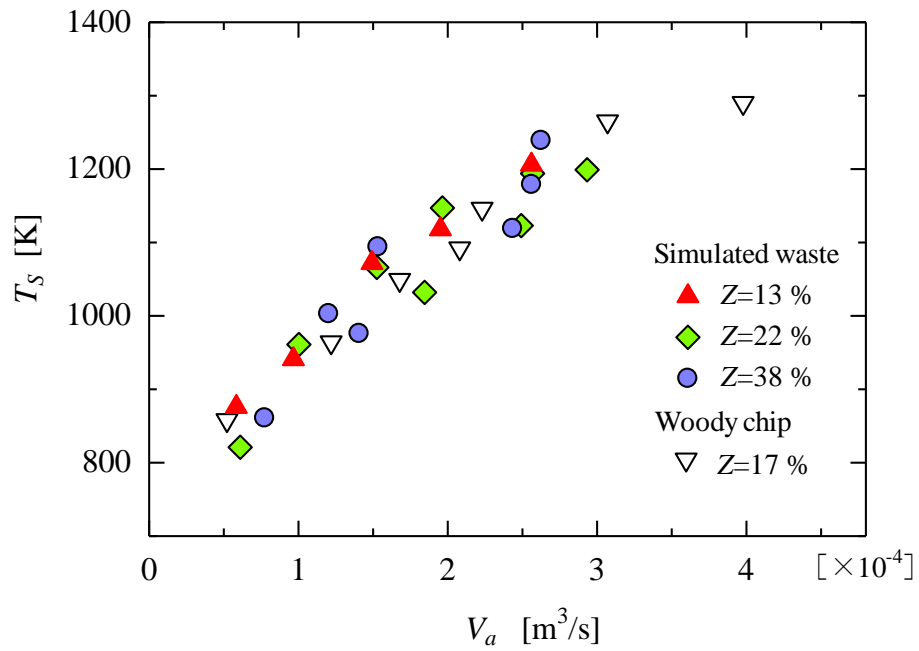


図 5 - 10 表面燃焼温度と空気量の関係

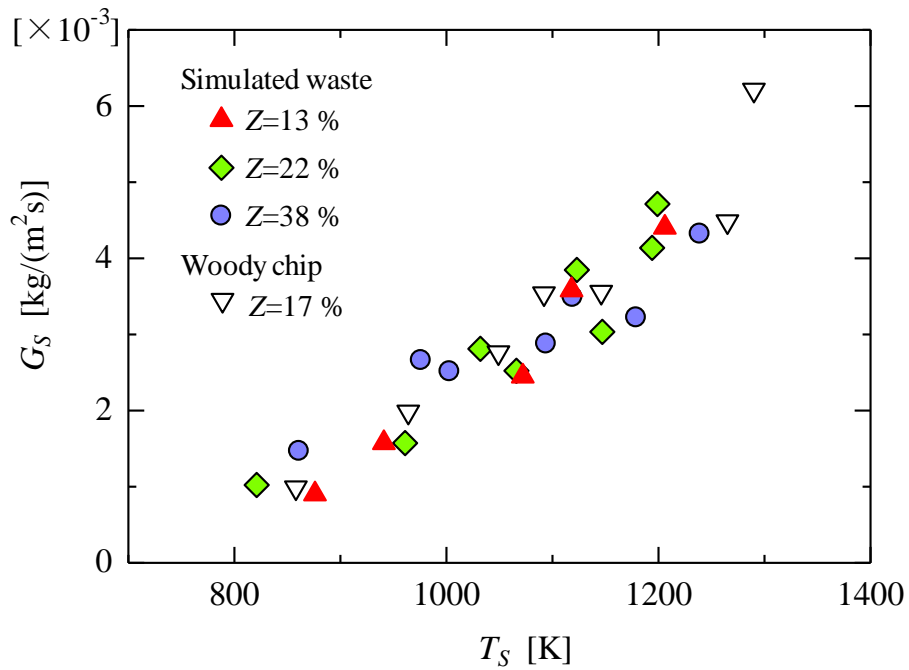


図 5 - 11 表面燃焼過程の燃焼率と表面燃焼温度の関係

また、図 5-11 より、 G_S には、塩分含有の影響はみられず、 Z が異なる場合でも同一 T_S ではほぼ同じ値になることがわかる。そして、 G_S は、 T_S の上昇とともにほぼ線形的に増大する。

これらの結果から、分解燃焼過程で生成された炭化物は、塩分含有の有無によらず、含水率が異なる場合でも燃料性状がほぼ同じであり、同一燃料として取り扱うことができることがわかる。

また、本燃焼過程では、空気量の操作により模擬廃棄物の燃焼温度が $820 < T_S < 1240$ K 程度の広範囲で制御可能で、 $G_S = 1 \times 10^{-3}$ kg/(m² s) 程度の低燃焼率からの安定した燃焼が保持できることがわかる。

5-3-3 燃焼灰

二段階燃焼法では、図 5-8 のとおり空気比 $A_p = 0.3 \sim 0.5$ 程度の低空気比で燃焼させることから、燃焼室における排ガスの平均流速は遅く、本実験範囲では $0.02 \sim 0.09$ m/s 程度である。また、図 2-3 の概念図で示すとおり、本燃焼法では燃焼開始直後および燃焼終了直前を除き、酸化層上方に炭化物層を形成して飛灰の発生を抑制する。このことから、燃焼灰はほぼ全量が燃焼主灰（ボトムアッシュ）となる、従来の火格子燃焼にはない特徴を有する。

図 5-12 に、模擬廃棄物および木材チップの灰分 ξ と表面燃焼温度 T_S の関係を示す。また、表 5-1 には、燃焼灰の蛍光 X 線分光分析（波長分散型、Rigaku 社）結果の一例として、含水率 $Z = 22\%$ の模擬廃棄物を $T_S = 1030$ K または 1240 K で燃焼させた場合を示す。

図 5-12 より、木質チップの灰分 ξ は、 T_S の差異によらず 0.4 wt% 程度で一定である。この値は、通常 0.5 wt% 以下とされる皮なし木質チップの灰分（日本エネルギー学会、2009）と同等であることから、本燃焼法ではほぼ飛灰が発生しないことがわかる。一方、模擬廃棄物の場合には、 Z の差異によらず T_S の上昇にともない減少し、徐々に減少が緩慢となり、 5 wt% 程度の値に落ち着く傾向が観察される。また、表 5-1 から、燃焼灰は大部分が NaCl や MgCl₂ などを主体とした塩化物であると推測できる。

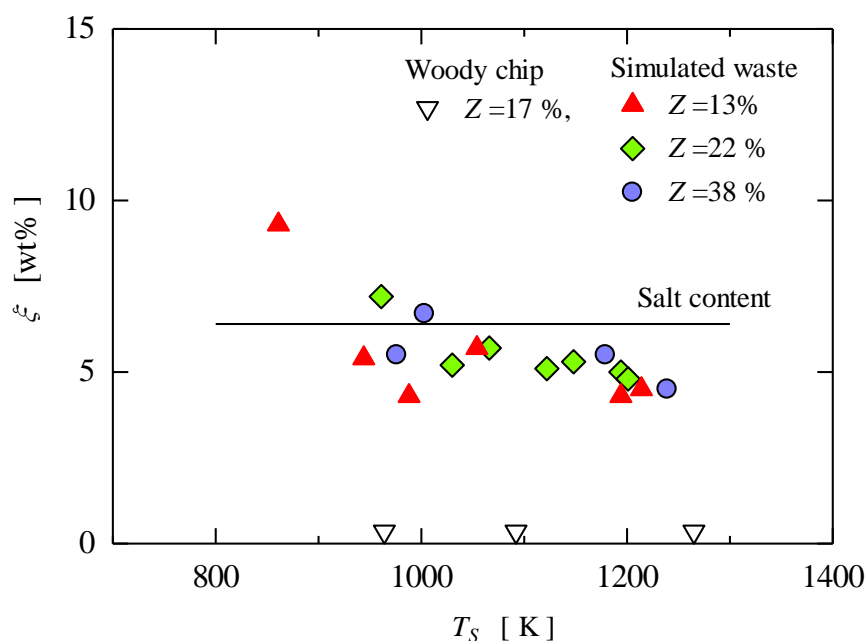


図 5 - 12 灰分と表面燃焼温度の関係

表 5 - 1 含水率 22%の模擬廃棄物の燃焼灰の元素分析組成

(wt%)

T_s [K]	Cl	Na	Mg	K	Ca	S	Fe	Cr	Br	Si	Ti
1030	59.41	24.99	5.85	2.71	2.71	1.90	1.43	0.89	0.06	0.05	—
1240	59.60	24.27	7.45	2.04	3.31	0.99	0.75	0.87	0.05	0.19	0.31

以上の結果と、図 5-1 から模擬廃棄物の塩分含有量が約 6.4 wt%であることから、 $1000 < T_s < 1200$ K 程度では模擬廃棄物が含む初期塩分含有量の 8 割程度が燃焼主灰とともに回収できたことが推測できる。そして、 $T_s < 約 1000$ K ではその割合が増加し、塩分の拡散が更に抑制できることがわかる。一方、平均塩素含有量が 0.137 wt%

(塩分量 0.25 wt%) の塩分を含む実際の災害廃棄物を一般廃棄物に 20 % だけ混合した実炉での焼却実験では、焼却主灰から塩素分が検出されなかった結果 (廃棄物資源循環学会, 2011) から、従来の燃焼技術による焼却では、塩分の大部分が拡散すると考えられる。なお、図 5-12 中での $T_S=870$ K 近傍におけるこの増大は、燃焼灰の顕微鏡観察から、熔融した塩化物が炭化物を包み込む様子がみられることから、未燃の炭化物が生じたためと考えられる。

さらに、図 5-13 には、模擬廃棄物の燃焼灰の顕微鏡による観察結果を示す。また、図 5-14 には、塩分を含まない場合の燃焼灰を同様に示している。

図 5-13 より、海水を含む場合の燃焼灰は、試料の道管に入り込んだ海水中の塩分が結晶化して木質チップの初期形状を保った状態で網目状になっている様子がわかる。そして、燃焼温度の上昇にともない塩分が熔融して燃焼灰に丸みが生じている様子が観察される。なお、図 5-13(a₁)~(a₃), (b₁)~(b₃) で白っぽく見えるのが塩分である。

また図 5-14 より、塩分を含まない場合の燃焼灰は、細かい粒子状となって嵩張らない様子が観察される。

これらの結果から、二段階燃焼法による海水を含む木質廃棄物の焼却では、塩分の拡散を抑制して、塩分含有量の大半を結晶化させて焼却主灰とともに回収できると考えられる。このことから、塩分を含まない場合に比べて焼却残渣の量が増加し、嵩が増すことに留意すべきである。



Z=13 %, $T_S= 876$ K

(a1)



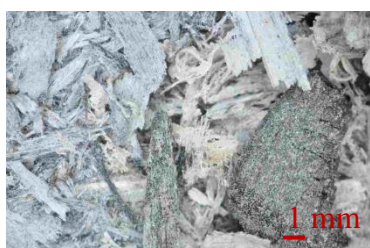
Z=13 %, $T_S= 941$ K

(a2)



Z=13 %, $T_S=1206$ K

(a3)



Z=38 %, $T_S= 861$ K

(b1)



Z=38 %, $T_S= 976$ K

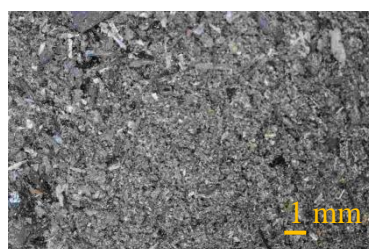
(b2)



Z=38 %, $T_S=1190$ K

(b3)

図 5 - 13 模擬廃棄物の燃焼灰の様子



Z=35 %, $T_S=1228$ K

図 5 - 14 木質チップの燃焼灰の様子

5-3-4 塩化水素

海水を飽和した木質廃棄物の焼却では、高濃度の塩化水素の発生が危惧される。そこで、実際の焼却時と同程度と思われる含水率 $Z=22\%$ の模擬廃棄物を使用した燃焼実験を行い、燃焼室出口における排ガス中の塩化水素濃度および酸素濃度を検知管（ガステック社、No.14M および No.31B）を利用して測定した。

図 5-15 に、 $Z=22\%$ の模擬廃棄物を $V_a=1.9\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ (①) および $2.5\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ (②)、 $3.5\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ (③) 程度の 3 種類の空気量で二段階燃焼させた場合の塩化水素濃度の経時変化を一例として示す。また、図 5-15 中には、各 V_a における分解燃焼温度 T_P 、表面燃焼温度 T_S も示している。ここで、 t は燃焼開始からの時間、 t_P は分解燃焼過程に要した時間である。そして、燃焼形態は、概ね $t/t_P < 1$ で分解燃焼、 $1 < t/t_P$ で分解および表面燃焼との同時進行を経て、表面燃焼状態へ移行する。

また、排ガス中の酸素濃度は、本実験範囲ではいずれの場合も検知管の測定範囲よりも低く、窒素希釈空気を用いて酸素濃度を変化させ、酸素濃度計（新コスモス電機・XP-3180E）と検知管との指示値の比較を行い、概ね $2\sim 2.5\%$ 程度であることを確認した。このことから、本研究では、塩化水素濃度の酸素濃度 12% 換算値（環境省、2016）は、酸素濃度を 2.5% と仮定して算出した。

図 5-15 より、排ガス中の塩化水素濃度は、燃焼温度の低下にともない減少する傾向が観測される。また、空気量 $V_a=1.9\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ (①)、燃焼温度が 1030 K 近傍では、分解および表面燃焼過程ともに塩化水素濃度が 25 ppm （酸素濃度 12% 換算値、酸素濃度は 2.5% ）程度であり、廃棄物焼却炉における塩化水素の排出基準値である 430 ppm （酸素濃度 12% 換算値）（環境省、2016）よりも十分に低いことがわかる。

さらに、本燃焼器を用いた従来の火格子燃焼とほぼ同様の、 $V_a=12.5\times 10^{-4}\text{ m}^3/\text{s}$ 、空気比 $A=1.0$ 、燃焼温度 1140 K 程度での対照実験では 650 ppm （酸素濃度 12% 換算値、酸素濃度は 7% ）を超える値を示し、従来の燃焼技術では塩化水素の発生が大量になることがわかった。

そして、平均塩素含有量が $0.137\text{ wt}\%$ （塩分量 $0.25\text{ wt}\%$ ）の実際の塩分を含む災害

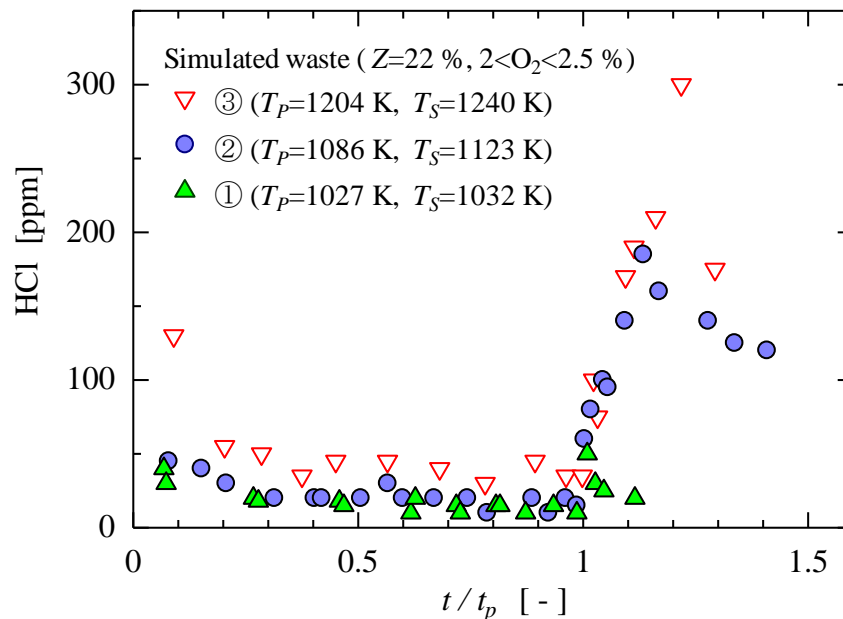


図 5 - 15 排ガス中の塩化水素濃度の経時変化

廃棄物 20 % を一般廃棄物に混合した実炉での焼却実験では約 700 ppm (酸素濃度 12 % 換算値：酸素濃度は 8.5 %) (廃棄物資源循環学会，2011)である。

このことから，二段階燃焼法による低温燃焼は，海水を含む木質廃棄物の焼却において塩化水素の発生抑制に有用であり，脱塩処理をしないで実炉での焼却と燃料化の可能性が期待できる。

なお，塩化水素の発生量が低減できる理由の一つとして，本研究より塩分が少量ではあるが，都市ごみ焼却炉を用い，焼却ごみに食塩を 2 % (塩素添加率 1.25 % : 塩分量約 2.2 %) まで添加して排ガスへの影響を調査し，食塩がほとんど塩化水素化しなかった結果(辰市他，2003)と同様に，本燃焼法の燃焼プロセスが乾留層で予め塩分を結晶化して燃焼させることから，塩分の排ガスへの拡散を抑制したためと考えられる。

さらに，1030 K 近傍での塩化水素濃度の低下は，燃焼温度が塩分の主成分である NaCl の融点よりも低いことから，塩分の拡散を更に抑止したためと推察される。

5-4 結言

人工海水を飽和した含水率が異なる3種類の模擬木質廃棄物および塩分を含まない木質チップを二段階燃焼させた場合の燃焼特性について検討した。得られた主な知見を以下に示す。

- (1) 塩分含有量約 6.4 wt%の模擬廃棄物が、二段階燃焼法で燃焼することを確認した。そして、本実験範囲では、空気量の操作により燃焼温度が分解燃焼過程で約 $860 < T_p < 1250$ K, 表面燃焼過程で約 $820 < T_s < 1240$ K 範囲で制御できることを明らかにした。
- (2) 二段階燃焼法による約 1030 K 以下の低温燃焼では、塩分や含水率の影響を受けず、海水を含まない場合とほぼ同等の燃焼温度、燃焼率を維持しながら海水を含む木質廃棄物の焼却が可能で、また、燃料化の可能性のあることを明らかにした。
- (3) 分解燃焼過程で生成される炭化物は、塩分含有の有無によらず、また含水率が異なる場合でも燃料性状がほぼ同じであることがわかった。
- (4) 二段階燃焼法では、塩分の排ガスへの拡散を抑え、塩分含有量の大半が結晶化して燃焼主灰とともに回収できることを明らかにした。
- (5) 海水を含む木質廃棄物の焼却では、燃焼温度が塩化水素の発生に影響を及ぼす重要な因子であることがわかった。また、二段階燃焼法は、塩化水素の発生を大きく抑制できることを確認した。

参考文献

- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 木質バイオマスの二段階燃焼法に関する研究, 日本機械学会論文集, Vol.80, No. 820 (2014), pp.1-10,
- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却に関する基礎的研究, 日本機械学会論文集, Vol.83, No. 846 (2017), pp.1-11,

DOI:10.1299/transjsme.16-00351tep0367.

廃棄物資源循環学会編, 災害廃棄物分別・処理実務マニュアル(2012), p.96, pp.100-101.

日本木質ペレット協会, 木質ペレット品質規格(2011), pp.5-7.

右田伸彦, 米沢保正, 近藤民雄 編, 木材化学 (上), 共立出版(1968), p.65.

環境省, 水・大気環境局報道発表, 東日本大震災により海洋に流出した災害廃棄物の
総量推計結果の公表について (お知らせ), available from <<https://www.env.go.jp/press/14948-print.html>>, (参照日 2014年12月25日).

環境省, 廃棄物処理施設生活環境影響調査指針, available from <<http://www.env.go.jp/recycle/misc/facility assess/mat02.pdf>>, (参照日 2016年7月2日).

斎藤直人, 清野新一, 石川佳生, 古俣寛隆, 加藤幸浩, 佐藤創 菅野正人, 鳥田宏行, 真坂一彦, 長坂有, 福地稔, 阿部友幸, 南野一博, 長坂晶子, 山田健四, 海岸流木のリサイクルに向けたシステム提案 (漂着ごみ問題解決に関する研究), 循環型社会形成推進科学研究費補助金総合研究報告書(K1922, K2053, K2172), 環境省 (2010) pp.1-11.

辰市祐久, 樋口雅人, 上野広行, 早福正孝, 古明地哲人, 四阿秀雄, 及川智, 占部武生, 岩崎好陽, 都市ごみ焼却炉における塩化ビニルの排ガスへの影響に関する研究, 東京都環境科学研究所年報(2003), pp.129-136.

日本化学会編, 化学便覧・基礎編 I (2001), p.169, p.180.

農林省林業試験場編, 木材工業ハンドブック(1973), p.917.

日本エネルギー学会編, バイオマスハンドブック(2009), p.91, pp.117-118.

日本機械学会編, 燃焼工学ハンドブック(2002), pp.60-62.

廃棄物資源循環学会, 災害廃棄物対策・復興タスクチーム, 災害廃棄物の燃焼試験に関する報告書(2011), pp.1-45.

吉葉正行, 廃棄物処理プラントにおける金属系高温部材の複合腐食問題と対策, 廃棄物学会誌, Vol. 13, No.1 (2002), pp.38-46.

第 6 章 低温燃焼促進法

6-1 緒言

第 5 章において、木質バイオマスのリサイクルにおける最大の課題の一つで、従来の処理技術では塩分や塩化水素を要因とする燃焼炉の腐食・損傷への懸念から、ほぼ埋め立てによって処理されている海水を含む木質廃棄物が、二段階燃焼法の約 1030 K 以下の低温燃焼により、塩分の影響を受けずに直接燃焼による焼却とサーマルリサイクルの可能性のあることを明らかにした。そして、二段階燃焼法ならびに低温燃焼技術が海水を含む木質廃棄物の焼却・減量化において有用であることがわかった。

本章では、木質バイオマスの焼却・減量化におけるもう一つの課題である放射性物質（量が多く、半減期が約 30 年と長い Cs-137 を対象とする）を含む木質災害廃棄物と、環境汚染を引き起こすことから焼却も埋め立ても困難なクロム・銅・ヒ素化合物系木材防腐剤（以後、CCA 薬剤と記す）を含む建築廃材の安全で効率的な焼却技術の構築を視野に、Cs-137 やヒ素の気化と拡散が抑制可能な二段階燃焼法を応用した低温燃焼技術について検討する。これを、今後は低温燃焼促進法と称す。

周知のとおり、2011 年 3 月 11 日の東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故は、東日本を中心に広範囲で高濃度の放射能汚染をもたらし、放射性物質を含む大量の災害廃棄物を発生させた。その後、東京電力では同年 4 月 17 日に「福島第一原子力発電所・事故の収束に向けた道筋」(東京電力, 2011)を示したものの、事故から 6 年が経過した現在も収束への目処が立たない状態にある。一方、被災地では、「避難指示」の解除に向けた除染作業が進み、放射性物質を含む災害廃棄物が増加し続けている。

また、CCA 薬剤処理木材は、わが国では 1960 年代半ばから 40 年余りにわたり木材の防腐や防蟻のために使用され(岩崎克己, 2003)、今後、住宅の建て替えに伴い大量発生が予測されるが、人体や周辺環境に悪影響を及ぼすために廃棄処理が困難である(伊東英武, 1995)。さらに現在の所、CCA 薬剤を含む建築廃材の大量発生に対応する処理技術は見当たらない。

ここで、放射性物質を含む木質系廃棄物の焼却に関する調査・研究には、放射性セシウム (Cs-134 および Cs-137) を含むバイオマスの焼却処理時の放射性物質の挙動調査(大迫, 2013)や、塩化セシウムを吸収させた植物試料による燃焼実験(崔他, 2013), 放射性セシウムを含む木質バイオマスおよび牧草を用いたガス化(炭化)試験ならびにその炭化物の燃焼試験の報告(笹内他, 2014)などが見られる。それらの報告によれば、放射性セシウムは、焼却時(燃焼温度が 1073~1173 K 程度)には塩化セシウムへと形態が変化し、その大部分が揮発して飛灰に付着し、排ガス処理過程で冷却されて装置内部や配管内に凝着すること、ガス化時(熱分解温度は 1023~1373 K)には含有セシウム量の 88.8~94.9 wt%が炭化物に付着することが示されている。なお、これらの調査・研究において、放射性セシウムの大半が焼却時に揮発、拡散した主な原因は、燃焼温度がセシウムの沸点 944 K(日本化学会, 2001)よりも遥かに高いためと考えられる。

また、CCA 薬剤を含む建築廃材の焼却では、CCA 薬剤を含む廃木材から木炭を製造することを想定した、炭化時における銅、クロム、ヒ素の挙動の調査(北村他, 2000)が見当たる程度である。それによると、窒素中での炭化では、木材に含まれる銅、クロムはほぼ木炭中に残留し、ヒ素は炭化温度の上昇とともに木炭への残留率が低下して 1273 K では 45 %程度まで低下すること、空気中での燃焼では、銅、ヒ素について燃焼温度の上昇とともに灰中の残留率が低下する傾向がみられ、ヒ素の残留率は 1273 K で 10 %であることが示されている。そして、CCA 薬剤処理木材を原料として木炭を製造する場合には、重金属対策の必要性が述べられている。また、伊東による保存処理材の焼却処分に関する報告(伊東英武, 1995)では、CCA 薬剤を含む廃材の焼却時の環境汚染を懸念して、CCA 処理材の分別収集と高性能施設での焼却の必要性を指摘している。

そこで、低温燃焼促進法の構築では、放射性物質や CCA 薬剤を含む木質廃棄物の焼却において、Cs-137 やヒ素の気化の抑制が期待できるそれらの沸点や昇華点

(Cs-137 が 944 K, ヒ素は 886 K) (日本化学会, 2001)よりも更に低い燃焼温度が可能な安定性の高い直接燃焼技術の実現を目指す。

一般に固体燃料の燃焼場における燃焼温度は, 単位時間当たりの燃焼による発熱量と, 熱伝導や対流伝熱, ふく射伝熱によって失う熱量とのバランスによってほぼ決定づけられる。また, 第 1 章で述べたとおり, 木質バイオマスの元素組成は, 樹種の差異によらずおおよそ炭素 50 wt%, 水素 6 wt%, 酸素 44 wt%程度(農林省林業試験場, 1973)で, 自ら多量の酸素を有すること, 540 K 近傍で着火して空気を遮断した状態でも燃焼を保持する, 自燃性の高い物質である。

本章で提案する低温燃焼促進法は, 上述の木質バイオマスの「自燃性が高い」性質を利用する。そして, 燃焼用空気には二段階燃焼法における通常 of 空気に替えて窒素ガスで希釈した低酸素空気を用いる。このことにより, 二段階燃焼法における分解燃焼過程の火炎の発生を抑制して燃焼温度の安定化を図る。さらに, 同一酸素量に対する空気量を増加させることで, 酸化層における対流伝熱を促進して排ガスへの放熱量を増やし, 燃焼温度の低温化を試みる。なお, 実炉の場合には, 排ガスの一部を循環させた排ガス希釈空気の使用を予定する。

また, 低温燃焼促進法の検証には, 図 6-1 に示す小型燃焼装置を用い, 含水率 $Z=17\%$ の木質チップ試料による窒素希釈空気での燃焼実験を行う。そして, 希釈度 ψ ($=N_2/(N_2+O_2)$) を変化させた場合の燃焼特性の解明と燃焼温度の低温化の可能性について検討する。なお, 窒素ガスに替えて排ガスで希釈する実炉の場合には, 排ガスの廃熱を利用した木質廃棄物の予熱が可能となり, 「低温燃焼」と「燃焼率の向上」との相反する事象の同時達成も予測できる。

6-2 実験方法

6-2-1 試料

木質チップ試料には、第3章で用いた含水率 Z が異なる4種類の木質チップ試料の中で、ほぼ平均的な温度特性を示した $Z=17\%$ の試料を使用する。

試料の作製は、製材工程で副産物として発生したヒノキの樹皮なし端材をチップ化し、第3章の場合と同様にして絶乾嵩密度が 180 kg/m^3 程度に選別する。そして、選別後の木質チップは、屋内において自然乾燥により含水率を 17% に調節する。

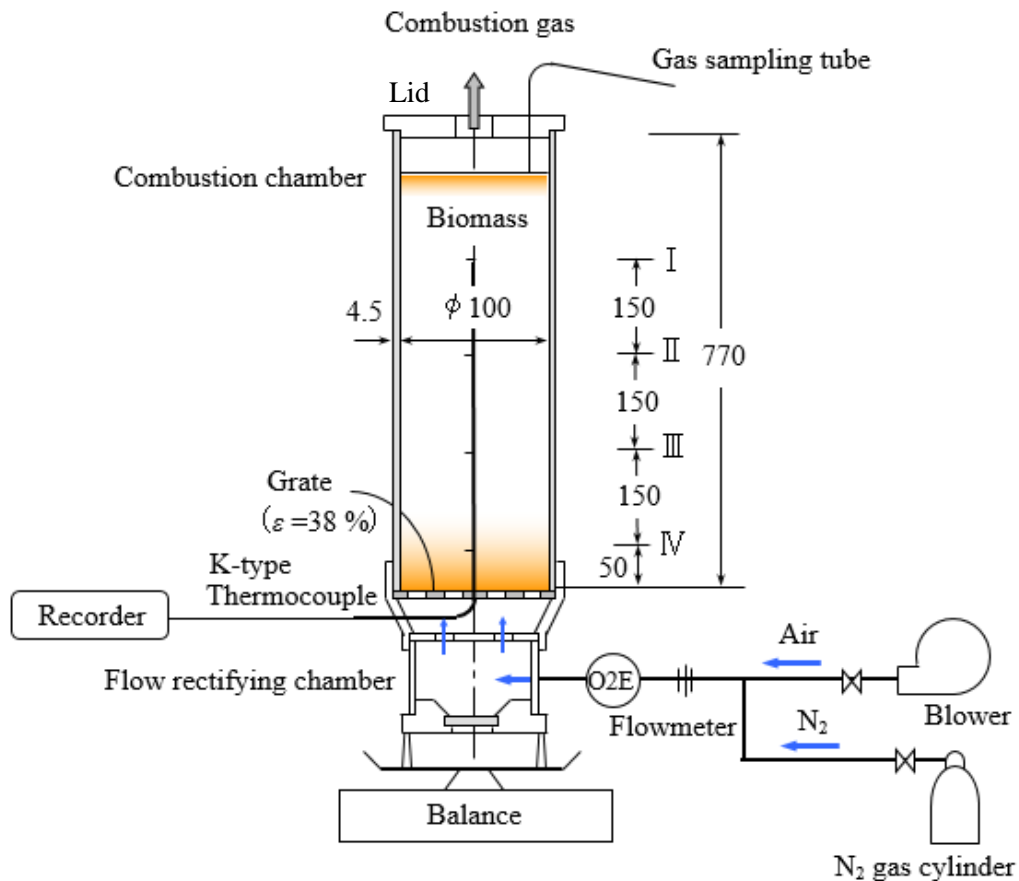


図 6 - 1 実験装置概略

6-2-2 実験装置および方法

実験装置の概略を図 6-1 に示す。燃焼室は内径 100 mm，厚さ 4.5 mm，高さ 770 mm の円筒形のセラミック製である。火格子は燃焼室と同面積の銅製で，火格子開口比は約 38 % である。燃焼用空気は，通常の空気を窒素ガスで希釈し，所定の希釈度 ψ に調節した後，整流室を経て燃焼室下部から供給する。また，燃焼器は電子天秤（秤量 15 kg，分解能 1 g）上に設置する。

燃焼温度の測定にはシース外径 1 mm の K 熱電対を使用し，図 6-1 に示した燃焼室中央の I ~ IV の位置における温度をレコーダに収録する。

実験は，燃焼室上部の蓋を取り外し，試料を燃焼室容積の約 90 % まで充填する。さらに，その上層には着火補助材として絶乾木質チップ約 30 g を均等に配置する。ここで，木質チップ試料の総充填質量は 1030 g 程度である。次いで，所定の窒素希釈空気を供給し，充填層上部を着火させて開始する。なお，供給ガス温度は常温とした。

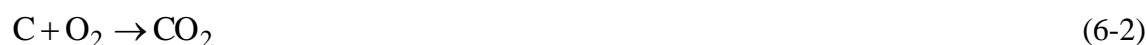
本研究では，希釈度 ψ は式(6-1)のように定義する。そして希釈度の設定は，酸素濃度計(新コスモス電機・XP-3180E)を用いて供給希釈空気の酸素濃度を測定して行う。

$$\psi = \frac{N_2}{N_2 + O_2} \quad (6-1)$$

ここで， ψ は空気と同じ 0.79 に加え，0.83 と 0.88 に設定した。

また，分解燃焼温度 T_P および表面燃焼温度 T_S には，これまでと同様に分解および表面燃焼過程における最高温度と定義する。燃焼率 G は，燃焼室下部に設置した電子天秤により燃焼量とその所要時間を測定し，既述の式(3-1) より算出する。

次に，式(6-2)に固定炭素の完全燃焼時の化学反応式を示す。



式(6-2)より, 固定炭素 1 kg を完全燃焼させるのに必要な酸素量は約 $1.87 \text{ m}^3_{\text{N}}$ となる. これより, 表面燃焼過程における単位時間当たりの燃焼量 (m/t) が完全燃焼するのに必要な酸素量を理論酸素量 O_0 とし, 供給酸素量 O に対する比を表面燃焼過程の酸素比 O/O_0 とする.

6-3 実験結果および考察

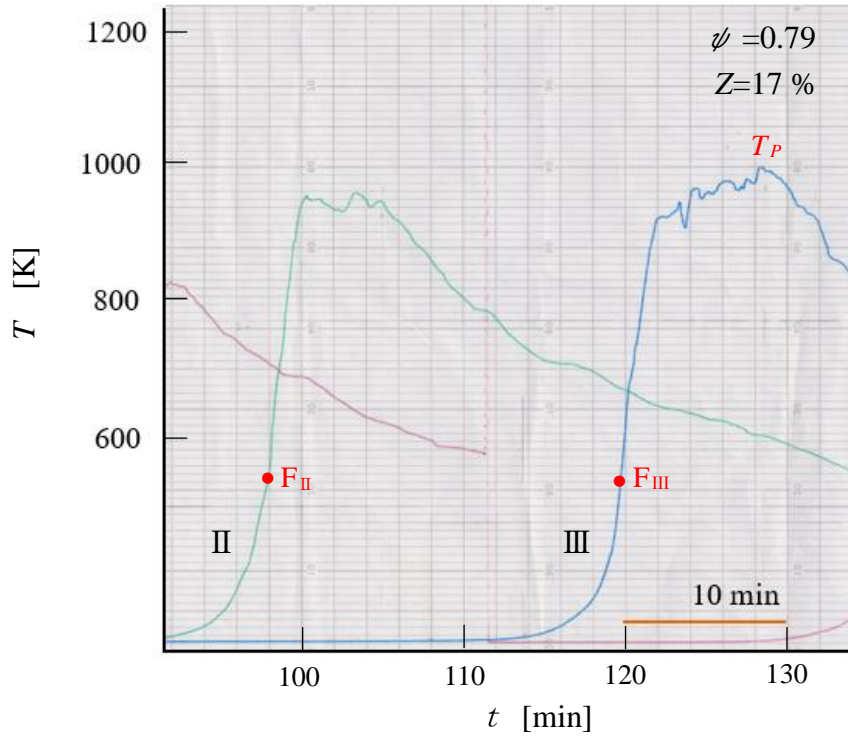
6-3-1 分解燃焼過程の燃焼特性

図 6-2 に, 空気と同じ希釈度 $\psi=0.79$ で, 希釈空気量 $V_{da}=1.22 \times 10^{-4}$ および $3.98 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ の条件で含水率 $Z=17\%$ の木質チップ試料を燃焼させた場合の熱電対 II および III の位置における温度履歴を燃焼開始からの時系列で示す. ここで, t は燃焼開始からの時間, F_{II} および F_{III} は試料 (ヒノキ) の着火点 526 K (農林省林業試験場, 1973) を示している.

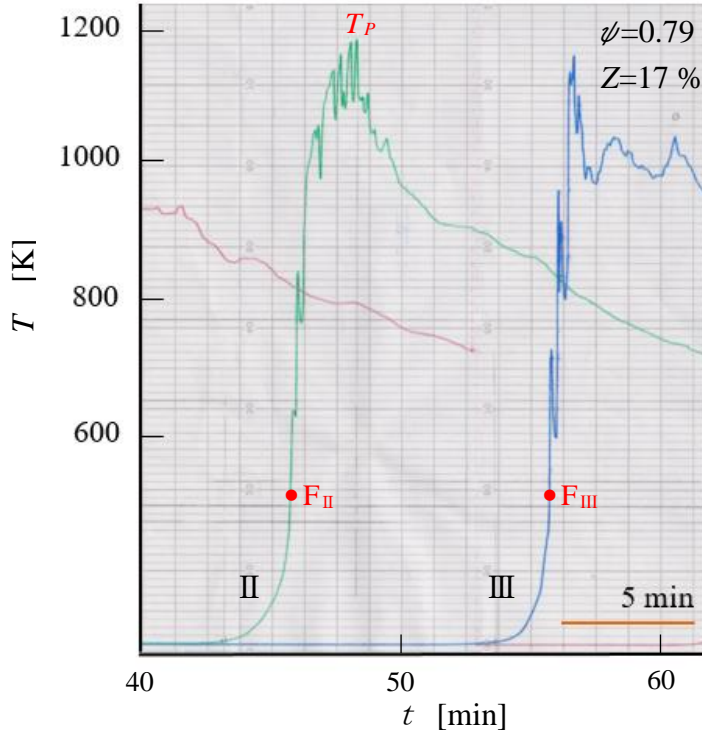
図 6-2 より, 図 6-2(a) および 図 6-2 (b) のいずれの場合も, 図 2-1 と同様に, 酸化層を形成し, 燃焼が上方から下方に移動したことが観察される. さらに, 図 6-2(a) の最高燃焼温度付近には, 有炎燃焼の特徴(阿部他, 2016) である周期の短い温度の揺らぎは見当たらず, 変動の少ない安定した温度で燃焼が保持されたことがわかる. 一方, 図 6-2(b) の最高燃焼温度付近には, 40 K 程度の周期の短い温度の揺らぎが見られ, 有炎で燃焼が保持されたことが認められる. そして, $V_{da} < 1.22 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$, すなわち $T_P < 1000 \text{ K}$ 程度では無炎燃焼であること, V_{da} が $3.98 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$, $T_P=1200 \text{ K}$ 近傍では有炎燃焼であることがわかる.

また図 6-3 に, 希釈度 ψ が異なる場合の分解燃焼温度 T_P と窒素希釈空気量 V_{da} の関係を示す. なお, 図 6-3 中の実験結果には, 前述の温度の揺らぎから判断した無炎燃焼と有炎燃焼とを区別してシンボルを変えて示している.

図 6-3 より, T_P は, ψ の差異によらず V_{da} の増加にともない上昇することがわかる. そして, $\psi=0.79$ および 0.83 の同一 V_{da} における T_P は, ほぼ同等であり, 希釈度の燃焼温度への影響が認められない. 一方, $\psi=0.88$ での T_P は, 前者に比べて大きく低下



(a) $V_{da} = 1.22 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$



(b) $V_{da} = 3.98 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

図 6-2 燃焼器内の温度履歴

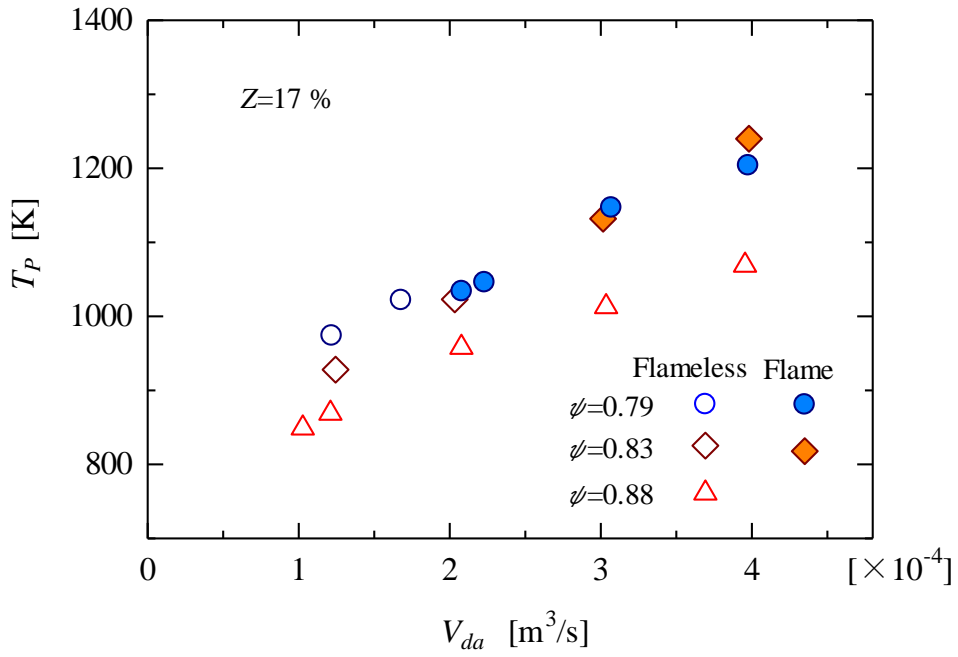


図 6 - 3 分解燃焼温度と窒素希釈空気量の関係

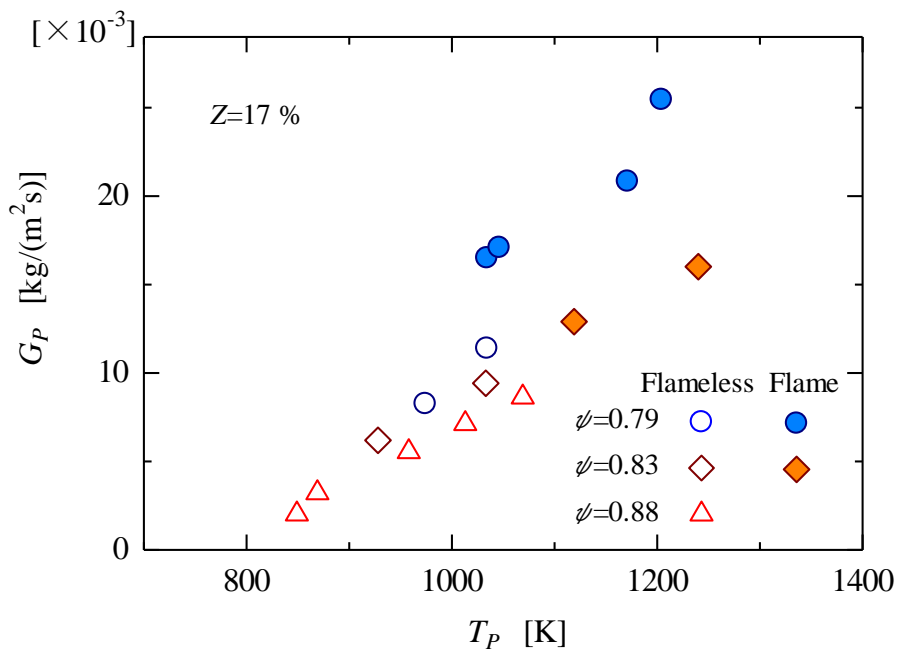


図 6 - 4 分解燃焼過程の燃焼率と分解燃焼温度の関係

し、そして本 V_{da} 域では、無炎燃焼であることが観察される。このことから、 $\psi=0.88$ では燃焼温度が低温化し、なおかつ火炎の発生を抑制した温度の揺らぎの少ない燃焼であったことがわかる。

なお、希釈度が増した $\psi=0.90$ ではしばしば立ち消えが発生し、 $\psi=0.92$ では燃焼の保持が困難となった。

図 6-4 に、分解燃焼過程の燃焼率 G_P と T_P の関係を示す。図 6-4 より、 G_P は、 ψ の差異によらず T_P の上昇にともない増大することが観察される。また、 $\psi=0.83$ の $T_P >$ 約 1100 K では、 $\psi=0.79$ よりも G_P の値が大きく低下する傾向がみられる。このことから、有炎燃焼においても希釈度が増すと火炎の成長が抑制されることが推察される。

以上の結果から、 $\psi=0.88$ において火炎の発生が抑制できたことが確認できる。そして、図 6-3 および図 6-4 から、 $\psi=0.88$ では燃焼率をほぼ維持したままで燃焼温度が低下したことがわかる。なお、本燃焼法による低温化には適切な希釈度があることがわかった。

6-3-2 炭化物

図 6-5 に、分解燃焼過程における炭化物生成率 ζ を分解燃焼温度 T_P に対して示す。

図 6-5 より、 ζ は、希釈度 ψ の差異によらず T_P の上昇にともない減少することがわかる。この傾向は、木質バイオマスの急速熱分解(日本エネルギー学会, 2009)の場合と同様である。さらに、 ζ は、 ψ の増加にともない下方にシフトし、同一 T_P での ζ の値が減少することが観察される。このことから、本燃焼過程での減量化(焼却率)は、 T_P が高いほど、また ψ が大きいほど増加することがわかる。

これは、図 6-5 において $\psi=0.88$ 、 T_P =約 900 K での ζ の値が約 20 wt% 程度であることから、放射性セシウムを含む木質廃棄物を約 900 K で燃焼させた場合には、分解燃焼過程において約 80 wt% が減量化できること、 $\psi=0.88$ 、 T_P =約 870 K での ζ の値が 30 wt% 程度であり、ヒ素を含む建築廃材を約 870 K で燃焼させた場合には、同様に 70 wt% 程度が減量化できることを示唆している。

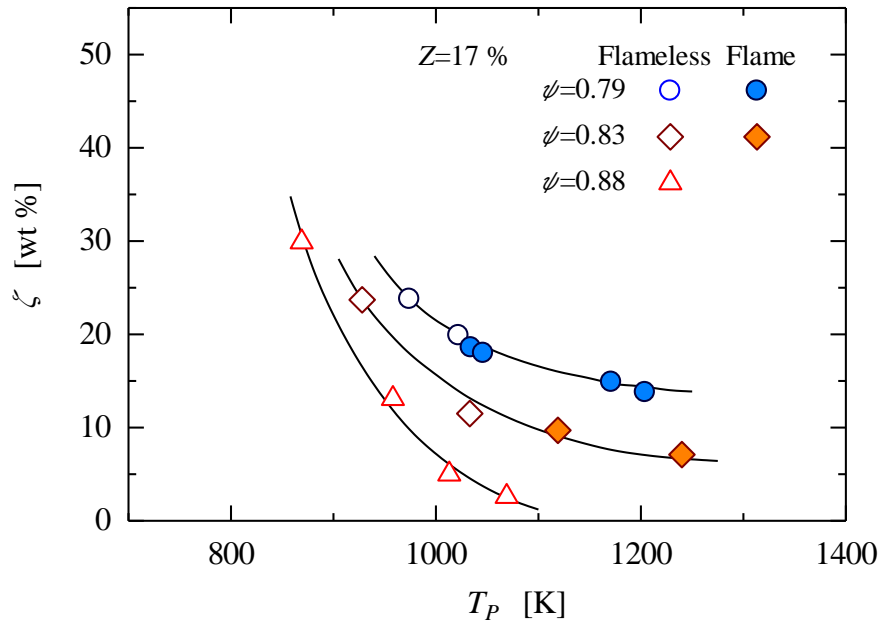


図 6 - 5 炭化物生成率と分解燃焼温度の関係

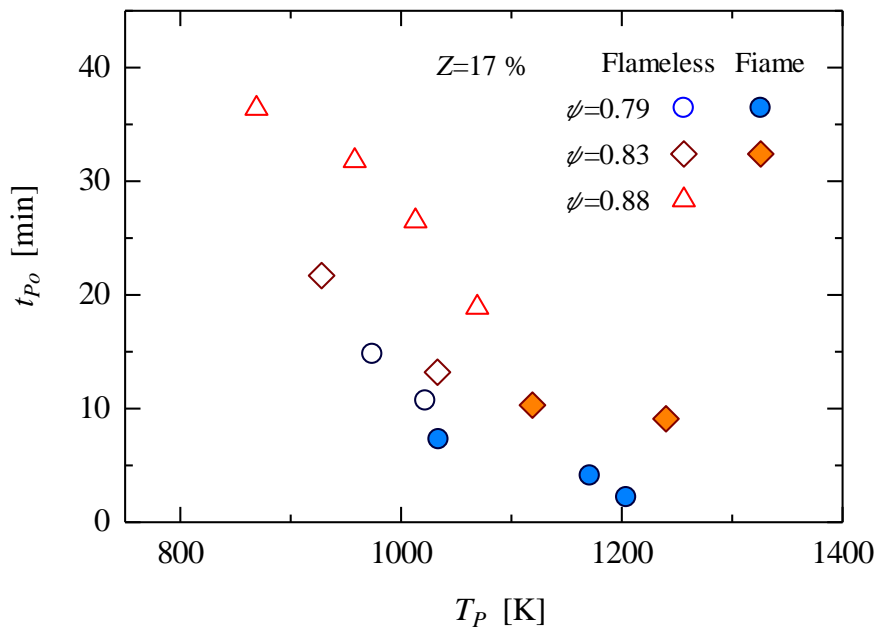


図 6 - 6 酸化層における燃焼時間と分解燃焼温度の関係

表 6-1 炭化物の元素分析組成 (wt%) [Z=17 %]

ψ	T_P [K]	C	Ca	Fe	Cr	K	Ni	S	P	Si
0.88	985	99.75	0.31	0.18	0.24	0.13	0.07	0.05	0.03	0.01
0.83	928	99.74	0.32	0.17	0.24	0.15	0.11	0.06	0.05	0.02
0.79	974	99.79	0.33	0.17	0.13	0.17	0.06	0.04	0.04	0.01

また、図 6-6 に、分解燃焼過程の層状に形成された酸化層（図 2-3(a)参照）における燃焼時間 t_{Po} と分解燃焼温度 T_P の関係を示す。

図 6-6 より、 t_{Po} は、希釈度の増加にともない、また T_P の低下とともに長くなることがわかる。このことから、図 6-5 において ζ が ψ の増加にともない下方にシフトし、同一 T_P での ζ の値が減少するのは、酸化層での燃焼時間が長くなるためと考えられる。

さらに表 6-1 には、分解燃焼過程で生成された炭化物の蛍光 X 線分光分析（波長分散型、Rigaku 社）結果の一例として、 $T_P=950$ K 近傍で希釈度 ψ を変化させた（0.79 および 0.83, 0.88）場合の炭化物の元素分析組成を示す。

表 6-1 から、分解燃焼過程で生成された炭化物は、いずれの希釈度 ψ においても炭素が 99 wt% を超える値であることがわかる。これは、分解燃焼過程の燃焼が、昇温速度（加熱速度）が 1.1~1.6 K/s 程度の急速熱分解とほぼ同等の熱分解支配の燃焼であったためと考えられる。このことから、本燃焼法で生成された炭化物は、急速熱分解法による炭化物とほぼ同様のタールの分解物による汚染が少ない機能性炭化物として（日本エネルギー学会，2009），セシウムやヒ素の飛散防止への利用(笹内他，2014)(北村他，2000)が期待できる。

6-3-3 表面燃焼過程の燃焼特性

図 6-7 に、窒素希釈空気量 V_{da} と表面燃焼温度 T_S の関係を示す。図 6-7 より、 T_S は、希釈度 ψ の差異によらず V_{da} の増加にともない上昇し、同一 V_{da} では ψ の増加とともに低下することがわかる。そして、 $\psi=0.88$ では約 $860 < T_S < 1070$ K の範囲で燃焼温度が変化し、 $\psi=0.79$ の空気の場合（約 $960 < T_S < 1290$ K）よりも大きく燃焼温度が低下することが観察できる。

図 6-8 に、 T_S と表面燃焼過程の燃焼率 G_S の関係を示す。図 6-8 より、 G_S には、 ψ の影響はみられず T_S の上昇にともないほぼ線形的に増大する。そして、分解燃焼過程で生成された炭化物は燃料性状がほぼ同じであることがわかる。

次いで図 6-9 に、表面燃焼過程における単位時間当たりの燃焼量より求めた、炭化物が完全燃焼に要する理論酸素量 O_0 と供給酸素量 O の比 O/O_0 を表面燃焼温度 T_S に対して示す。

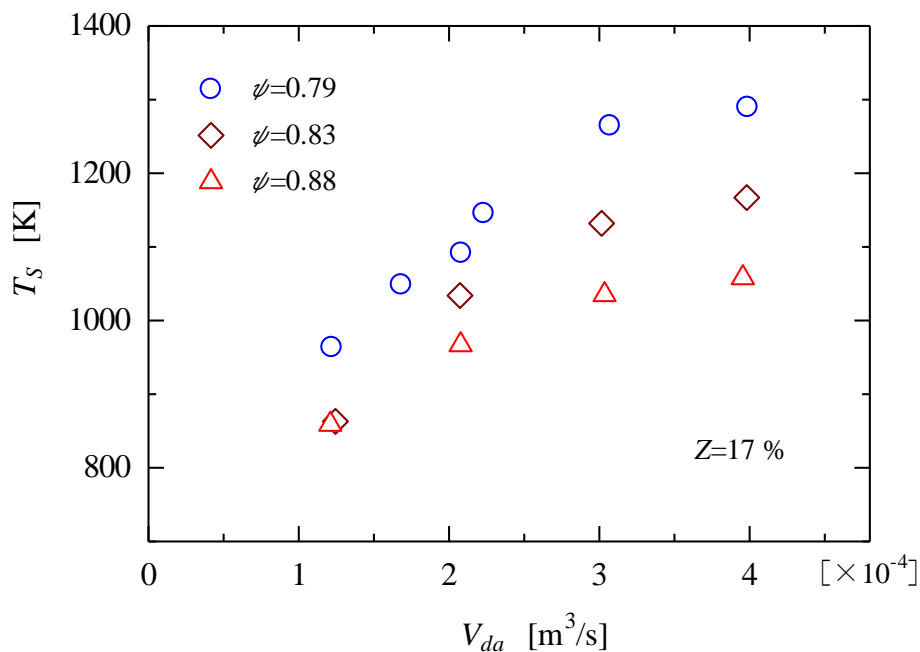


図 6-7 表面燃焼温度と窒素希釈空気量の関係

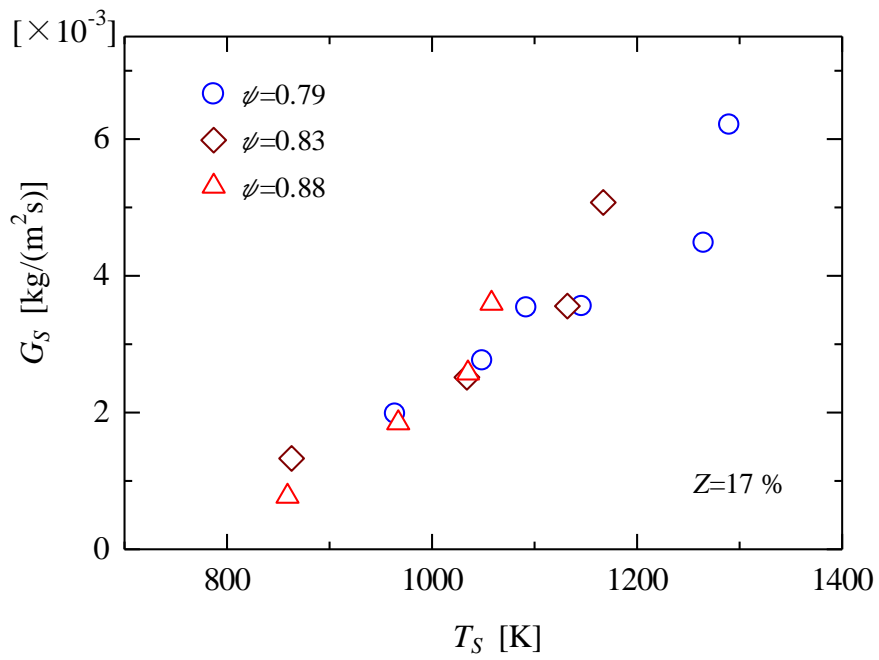


図 6-8 表面燃焼過程の燃焼率と表面燃焼温度の関係

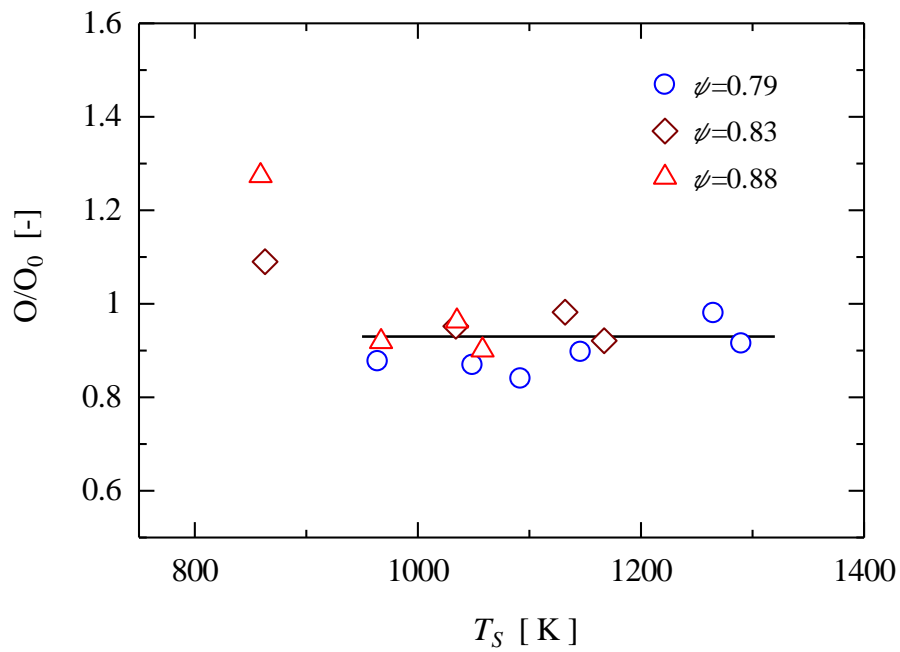


図 6-9 酸素比と表面燃焼温度の関係

図 6-9 より、 O/O_0 には、 ψ の影響はみられず炭化物の燃焼が理論酸素量の 9 割程度の酸素量で行われたことがわかる。このことから、表面燃焼過程では酸素量が燃焼率を決定づける重要な因子であることがわかる。また、 T_S が 850 K 近傍での O/O_0 の値が約 1.1~1.3 であることから、 V_a を減少させることにより更に燃焼温度を低下できる可能性が考えられる。

6-4 結言

窒素希釈空気を使用した低温燃焼促進法で含水率 Z が 17 % の木質チップ試料による燃焼実験を行った。そして、希釈度を変化させた場合の燃焼特性について検討し、以下の知見を得た。

- (1) 低温燃焼促進法では、セシウムの沸点 (944 K) やヒ素の昇華点 (886 K) よりも更に低い 850 K 程度から、燃焼温度の揺らぎを抑制した安定性の高い直接燃焼が可能であることを明らかにした。
- (2) 分解燃焼過程の低温化には、適切な希釈度が存在すること、希釈度が 0.88 程度では燃焼率を維持しながら燃焼温度の低温化が可能であることがわかった。
- (3) 分解燃焼過程で生成した炭化物は、希釈率の差異によらず炭素純度が高く、吸着材や活性炭としての機能が期待できる。
- (4) 分解燃焼過程における焼却量は、 T_P が高いほど、また、 ψ が大きいほど増加することを明らかにした。
- (5) 表面燃焼過程では、酸素量が燃焼率を決定づける重要な因子であることがわかった。

参考文献

- 阿部文明, 中原真也, 徳永賢一, 海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却に関する基礎的研究, 日本機械学会論文集, Vol.83, No. 846 (2017), pp.1-11,
DOI:10.1299/transjsme.16-00351tep0367.
- 伊東英武, 保存処理廃材の焼却処分, 林産試験場, 林産試だより, 1995年7月号(1995)
pp.8-15.
- 岩崎克己, 我が国における CCA 木材保存剤の開発とその処理木材市場の盛衰の技術的背景, 日本木材保存協会, 木材保存, Vol.29, No.5(2003), pp.192-216.
- 大迫政浩, 放射性物質を含む廃棄物の焼却処理, 日本産業機械工業会, 産業機械,
No.753 (2013), pp.24-29.
- 北村寿宏, 片山裕之, CCA 処理木材の炭化時における銅, クロム, ヒ素の挙動, 木材学会誌, 46 (6) (2000), pp.587-595.
- 崔原栄, 伊藤隆政, 熊谷安造, 須田俊之, 野瀬裕之, 焼却過程における草木系廃棄物中のセシウムの挙動, IHI 技報, Vol.53, No.1(2013), pp.29-32.
- 笹内謙一, 谷口美希, 松生隆司, 中島卓夫, 大山将, 放射性セシウムを含むバイオマスのガス化発電による減容化およびエネルギー回収, 日本伝熱学会, 伝熱 Vol. 53,
No. 224(2014), pp.21-26.
- 東京電力, 福島第一原子力発電所・事故の収束に向けた道筋(2011).
- 日本エネルギー学会, バイオマスハンドブック(2009), pp.108-118.
- 日本化学会, 化学便覧・基礎編 I (2001). p.28, p.30.
- 農林省林業試験場, 木材工業ハンドブック(1973), p.181.

第7章 低温燃焼促進法を用いた燃焼システム

7-1 緒言

二段階燃焼法を応用した低温燃焼促進法の燃焼効率の向上ならびに実炉への展開を図る観点から、先ず本燃焼法の分解燃焼過程で発生する分解生成ガスの燃焼の可能性について検討する。

ここでは、第6章で用いた小型燃焼器の上部に設置可能で、分解生成ガスの燃焼実験が実施できる二次燃焼器を開発した。そして、実際の東日本大震災で発生した木質廃棄物の焼却において焼却炉入口での含水率 Z が 20～22 % 程度(タクマ, 2012)であったことから、第3章で用いた $Z=20$ % の木質チップ試料を利用して燃焼実験を行い、分解燃焼過程における分解生成ガスの燃焼の様子を目視およびデジタルカメラにより観測した。

次いで、本燃焼実験の結果および第6章の低温燃焼促進法の燃焼特性を参考にして、低温燃焼促進法を用いた燃焼システムを提案する。

7-2 実験装置および方法

実験装置の概略を図 7-1 に示す。燃焼装置は、第6章で用いた小型燃焼装置(図 6-1 参照)を利用する。そして、主燃焼器上部の蓋を取り除き、脱着可能な二次燃焼器を設置する。二次燃焼室は内径 95 mm, 厚さ 2.5 mm, 高さ 200 mm の透明な耐熱ガラス製の円筒である。また、二次燃焼室の下方には、二次空気の供給用ノズルおよび分解生成ガスを点火するためのカセットボンベ(ブタンガス)を利用したパイロットバーナを設けた。なお、点火時のパイロット火炎の大きさは、直径 10 mm, 高さ 30 mm 程度(図 7-2(c)参照)である。

実験は、二次燃焼器を取り外し、木質チップ試料を主燃焼室容積の 90 % 程度まで充填する。そして、所定の空気を供給し、試料の上部を着火させた後、二次燃焼器を設置して開始する。分解生成ガスの燃焼実験は、主燃焼器での燃焼がほぼ定常状態に達してから二次空気を供給し、パイロットバーナにより分解生成ガスを点火する。

ここで、燃焼用空気および二次空気の希釈率 ψ は空気と同じ 0.79 とした。

7-3 実験結果および考察

7-3-1 分解生成ガスの燃焼

図 7-2(a)および図 7-2(b)に、分解燃焼過程で発生した分解生成ガスの燃焼の様子の一例として、低温燃焼促進法で、含水率 Z が 20 % の木質チップ試料を一次空気量 V_a 約 $3.7 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ および分解燃焼温度 T_p 約 1150 K、二次空気量が約 $0.8 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ の条件での、分解生成ガスが燃焼する様子を示す。

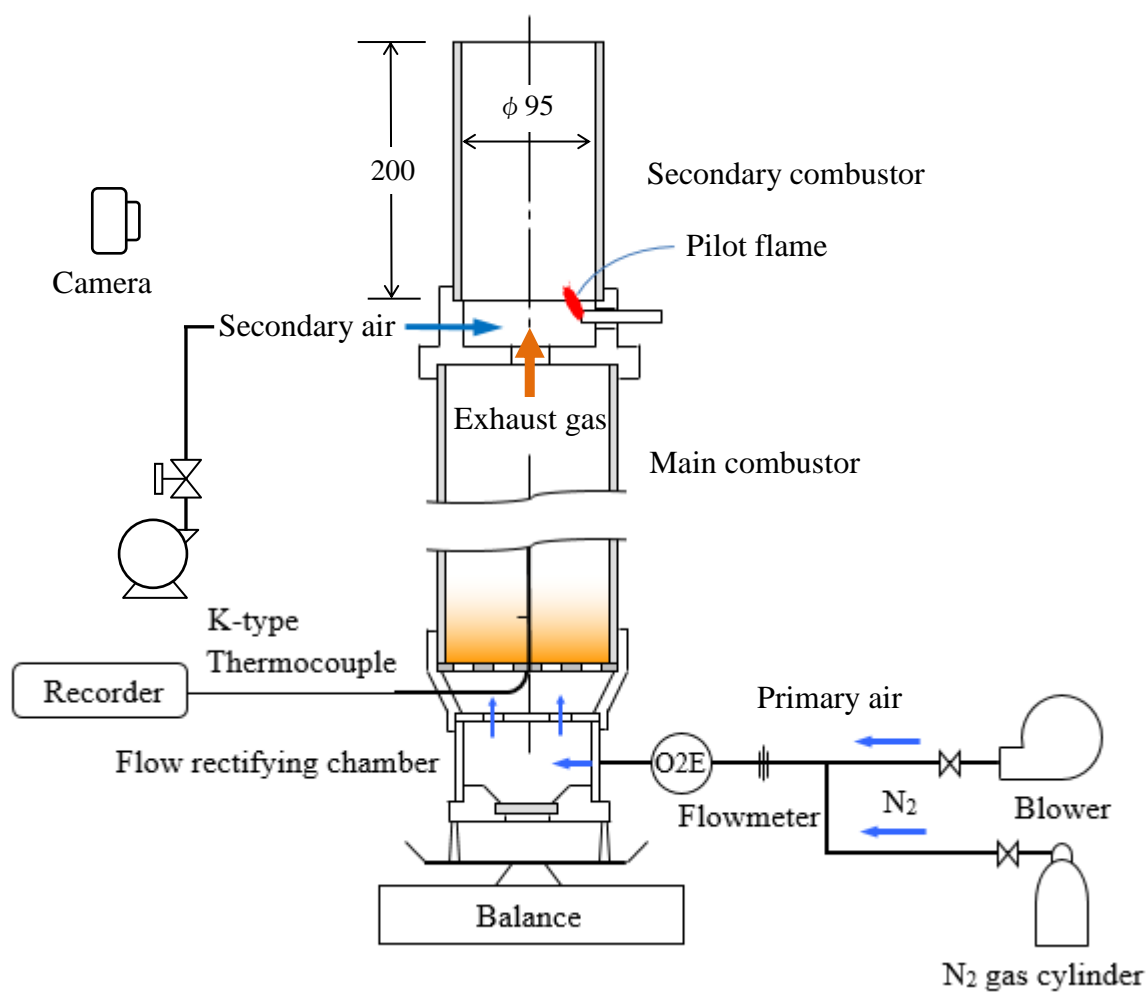


図 7-1 実験装置概略

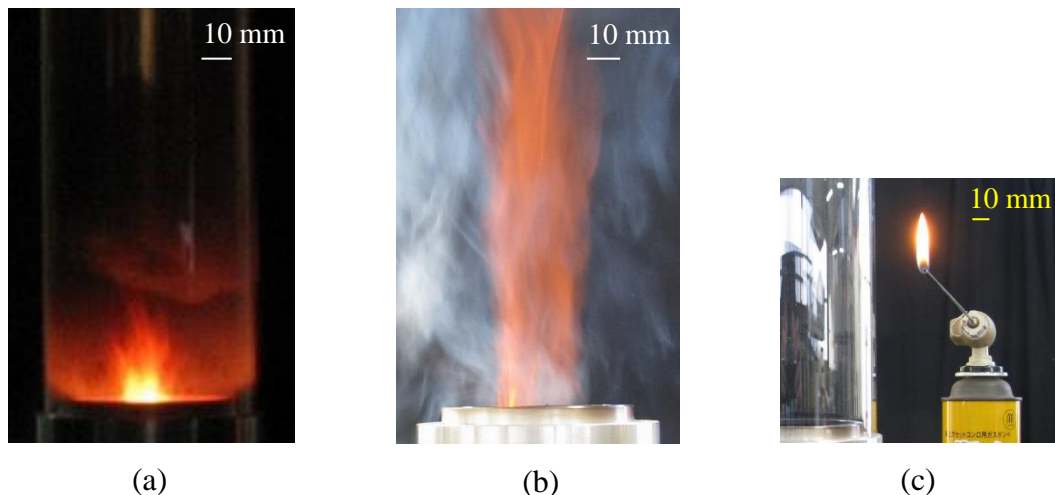


図 7-2 分解生成ガスの燃焼の様子(a),(b)および
点火用パイロットバーナとその火炎(c)

図 7-2(a)が二次燃焼室での燃焼の様子，図 7-2(b)は耐熱ガラス製の燃焼室を取り除き，なおかつ二次空気を供給して大気中で燃焼させたときの様子である．さらに図 7-2(c)には，分解生成ガスの点火に用いたパイロットバーナとその火炎の様子を示している．

ここで，分解生成ガスの燃焼に用いた二次空気量約 $0.8 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ は，本燃焼条件で発生した分解生成ガス中の O_2 および CO 濃度の測定値を基にした， CO が完全燃焼に要する理論空気量に相当する．

図 7-2(a)および図 7-2(b)より，分解生成ガスが二次空気の供給によって燃焼することがわかった．そして図 7-2(a)では，分解生成ガスが二次空気の供給部付近で激しく燃焼する様子を確認した．一方，図 7-2(b)では，火炎が旋回しながら，火柱状となって燃焼する様子が観察された．この両者の燃焼状態の違いは，図 7-2(a)では，分解生成ガス中の CH_4 など CO ガス以外の未燃ガスによって二次空気量が不足したためと考えられる．また，図 7-2(b)では，二次燃焼室を取り除いたことにより大気中の酸素が

燃焼に寄与したためと推察される。なお、図 7-2(a)における火炎内の温度は 1400 K 程度で、二次燃焼室出口における排ガスの O_2 濃度は、検知管（ガステック，No.31B）を利用した測定では 2 % 程度である。このことから、排ガスが燃焼用空気の希釈および木質廃棄物の予熱に利用できることがわかった。

7-3-2 低温燃焼促進法を用いた燃焼システム

低温燃焼促進法における分解燃焼過程の分解生成ガスが二次空気の供給によって燃焼することを確認した。また、第 6 章において低温燃焼促進法は、塩分や放射性セシウム、ヒ素の気化の抑制が期待できる 650 K 程度からの低温燃焼が可能であること、酸化層の上方に吸着剤や活性炭としての機能を有する（日本エネルギー学会，2002）炭化物層を形成し、その中を高温の燃焼ガスが通過すること、ほぼ飛灰が発生しないことから、塩分や放射性セシウム、ヒ素を含む木質廃棄物の気化と拡散を抑えた安全で効率的な直接燃焼による焼却の可能性が期待できる。そして、木質廃棄物中の塩分や放射性セシウム、ヒ素は、燃焼主灰とともに回収できると考えられる。

以上の特徴を基にして図 7-3 および図 7-4 に、低温燃焼促進法を用いた木質廃棄物の燃焼システム例を示す。

図 7-3 は、低温燃焼促進法のみを用いた燃焼システムである。本燃焼システムでは、基本的に一つの二次燃焼器に対して複数の主燃焼炉を設ける。そして、主燃焼炉のいずれかを常時稼働させることによって、燃焼効率の向上と二次燃焼器での連続的な熱回収が可能となる。さらに、バッチ方式の課題である燃焼開始時の燃焼システムの不安定性も解消できる。

また、放射性物質やヒ素を含む木質廃棄物を焼却する場合には、主燃焼炉のみが分離できる脱着式にすることで、それらの飛散による環境汚染への対策が容易となる。

さらに、低温燃焼促進法を用いた燃焼システムでは、以下のメリットも考えられる。

- 1) 従来の燃焼システムにおける燃焼管理には、一般的に燃料性状や燃焼量などに合わせて多くの操作を必要とする(日本機械学会，2002)，(日本伝熱学会，2003)。

一方、本燃焼システムでは、主燃焼器下部から供給する一次空気量のみでほぼ燃焼の管理が可能である。

- 2) 本燃焼法による 900~1000 K 程度以下の低温燃焼では、従来の燃焼炉で用いられる耐火材の使用を必要としない。これにより軽量でシンプル、かつ熱容量の小さい燃焼炉の開発が可能となり、負荷追従性の向上や廃炉を含めた廃棄物処理コストの低減が期待できる。
- 3) 実炉における低温燃焼促進法では、燃焼用空気に排ガス希釈空気を予定する。このことにより、排ガスの廃熱を利用した木質廃棄物の予熱が可能となり、含水率の高い場合でも直接燃焼による焼却の可能性が期待できる。また、低温燃焼と燃焼率の向上との相反する事象の同時達成も考えられる。
- 4) 低温燃焼促進法では、空気比 0.3~0.5 程度の低空気比で木質廃棄物を燃焼させることから、主燃焼室での空気・ガス流速は遅く、また酸化層の上方に炭化物層を形成して（図 2-4(a)参照）飛灰の発生を抑制する。このことから、本燃焼法では飛灰をほぼ発生させず、廃棄物中の塩分やヒ素、放射性セシウムは、焼却後に燃焼主灰とともに回収できる。そのため二次汚染を防止するための後処理を必要としない。
- 5) 本燃焼法では、有害物質の拡散が抑制できることから、ほぼ特別な排ガス処理を必要としない。そして、既存の排ガス処理技術や集塵技術(日本伝熱学会, 2003)などが利用できる。

次いで図 7-4 は、小規模焼却を想定した、既存の大型燃焼装置に低温燃焼促進法の小型燃焼炉を併設する燃焼システム例である。

低温燃焼促進法による焼却では、850 K 程度からの低温燃焼が可能で、塩分や放射性セシウム、ヒ素などを燃焼室に止め、また炭化物層により拡散が抑制できることから、それらの有害物は排ガスには含まれないと考えられる。また、燃焼率は分解燃焼過程で $G_p=3.2 \times 10^{-3} \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、表面燃焼過程で $G_s=0.8 \times 10^{-3} \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 程度から安定した燃焼が保持できる（図 6-4 および図 6-8 参照）ことから、図 7-4 のように既設の

大型燃焼設備に低温燃焼促進法の燃焼炉を併設させる方法で既存設備を活用することも可能であり，簡便で低コスト，効果的な低温燃焼促進法の利用も考えられる。

I : Main combustor

II : Secondary combustor

III : Exhaust-gas treatment equipment

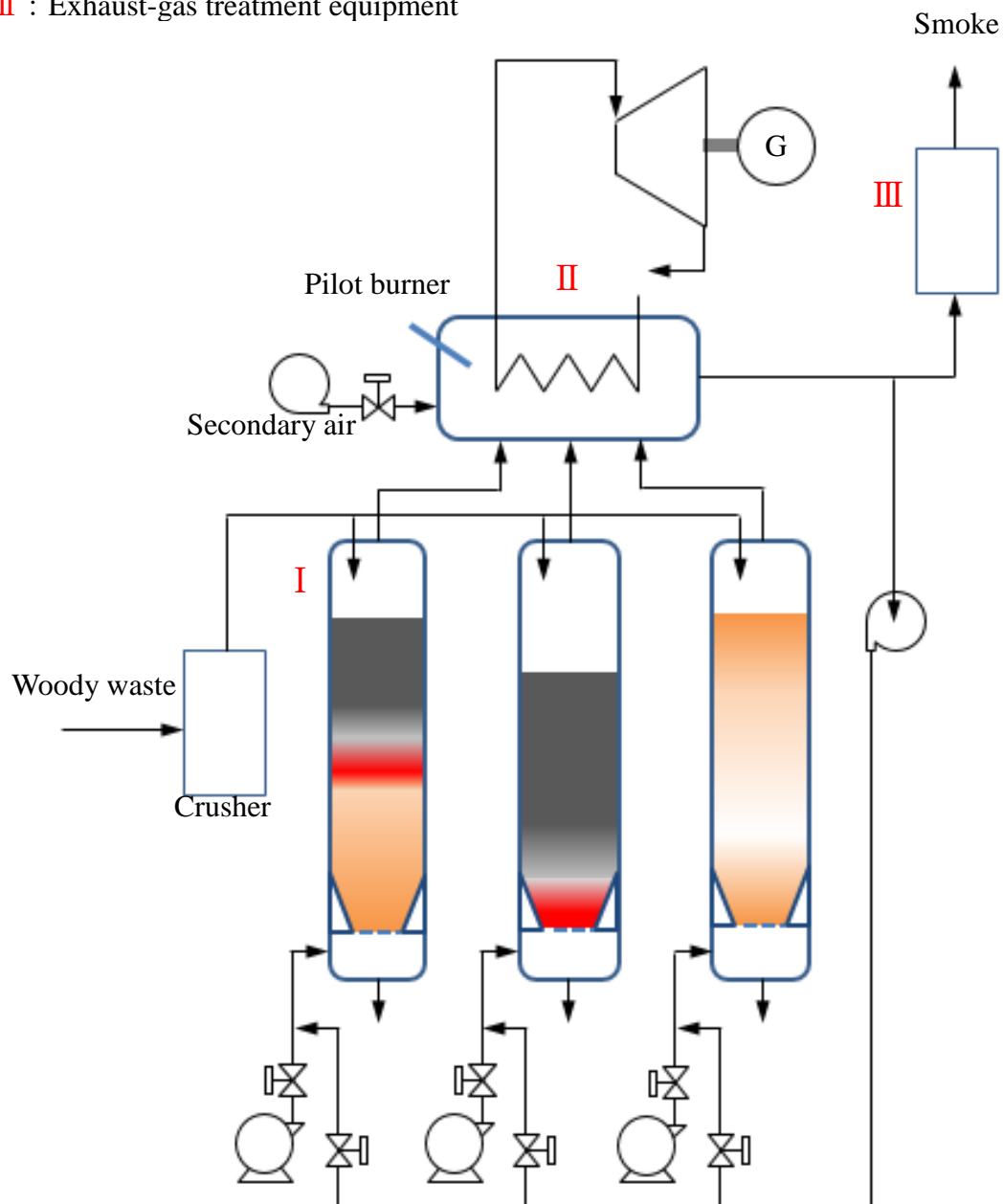


図 7 - 3 低温燃焼促進法の燃焼システムフロー図

I :Furnace for low-temperature combustion promotion method

II :Exhaust-gas treatment equipment

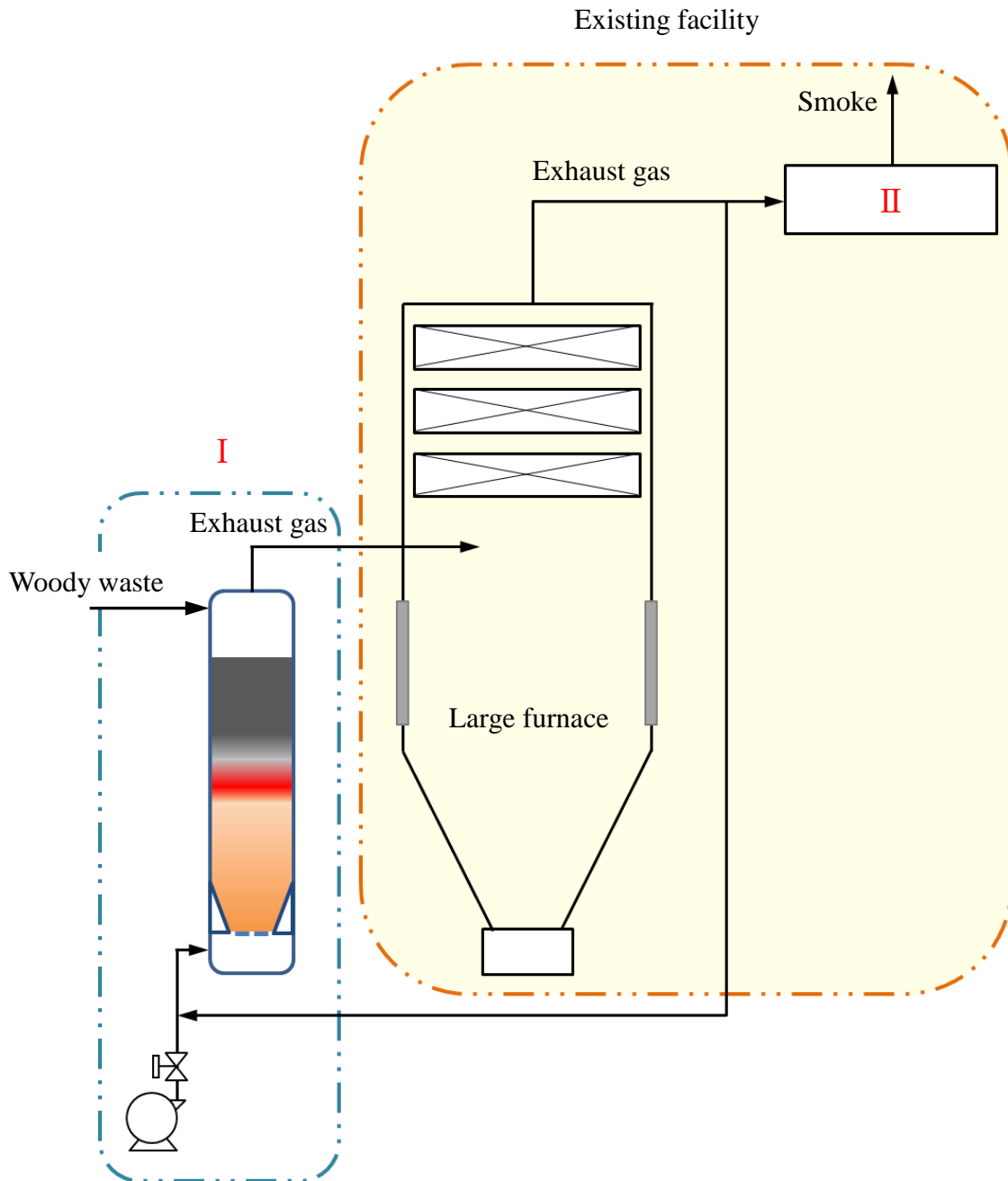


図 7 - 4 既存の燃焼設備を活用した低温燃焼促進法の燃焼システム例

7-4 結言

低温燃焼促進法における分解燃焼過程の分解生成ガスは，二次空気の供給により燃焼し，燃焼効率の向上が期待できることを明らかにした．そして，低温燃焼促進法の実炉への展開を視野に入れた本燃焼法を利用する燃焼システムを提案した．

参考文献

- タクマ，震災瓦礫の焼却処理事例（岩手県宮古地区仮設焼却炉を中心として），日本機械学会関西支部第13回秋季技術交流フォーラム(2012)，資料2，
- 日本エネルギー学会，バイオマスハンドブック，オーム社(2009)，pp.117-118.
- 日本機械学会，燃焼工学ハンドブック，丸善(2002)，pp.189-191.
- 日本伝熱学会，エネルギー新技術大系，エヌ・ティー・エス(2003)，pp.357-362，pp.416-419，pp.506-507，pp.561-565.

第 8 章 総括

木質バイオマスエネルギーの利用推進と新たな未利用木質バイオマスの燃料化を図る観点から、木質バイオマスの直接燃焼技術の開発研究を行った。そして、形状や性状が不揃いな木質バイオマスが群燃焼する複雑な実炉における燃焼形態を、分解燃焼過程と表面燃焼過程とに分離して連続的に前者から後者で燃焼させる、新しい独創的な木質バイオマスの二段階燃焼法を考案した。

本論文は、木質バイオマスの二段階燃焼法の構築と応用および実用化についての提案をまとめたものである。まず二段階燃焼法の構築では、小型燃焼器を開発し、含水率が異なる木質バイオマス試料を用いて燃焼実験を行い、二段階燃焼法の燃焼メカニズムとその基礎燃焼特性を明らかにした。そして、本燃焼法では、燃焼用空気によって燃焼温度が広範囲で制御可能で、860 K 程度の低温から直接燃焼が保持できる、従来の燃焼技術にはない特徴を有することを示した。さらに、二段階燃焼法の応用では、木質バイオマスのリサイクルにおける重要な課題の一つで、従来の処理技術では埋め立てによって処理されていた海水を含む木質廃棄物の安全で効率的な焼却とサーマルリサイクルによる利用を目標として、木質チップに人工海水を飽和させた模擬木質廃棄物を用いた二段階燃焼法による燃焼実験を行った。そして、本燃焼法による 1030 K 以下の低温燃焼では、塩分の影響を受けず、塩分を含まない場合とほぼ同等に直接燃焼による焼却と燃料化の可能性を明らかにした。そして、模擬廃棄物中の塩分の拡散を抑制し、塩分の大半は結晶化させて燃焼主灰とともに回収できること、塩化水素の発生を低減し、塩分や塩化水素を要因とした燃焼炉の腐食損傷が軽減できることを明らかにした。

さらに、実炉への展開を目指した二段階燃焼法の応用の中で、燃焼用空気に窒素で希釈した低酸素空気（実炉では排ガス希釈空気を利用）を用い、同一酸素量における空気量を増加させる方法によって、排ガスへの放熱量を増やして燃焼温度の低温化を図り、なおかつ酸素濃度を低下させて分解燃焼過程の火炎の発生を抑制して燃焼の安

定性を向上させた，新たな低温燃焼促進法を考案した．そして，低温燃焼促進法での含水率が17%の木質チップ試料による燃焼実験から，基礎燃焼特性を明らかにして，燃焼温度の更なる低温化と，温度の揺らぎを抑えた安定性の高い低温燃焼が実施できることを示した．さらに，二段階燃焼法の分解燃焼過程における燃焼効率の向上を目指した分解生成ガスの燃焼実験を行い，二次空気の供給によって分解生成ガスが燃焼することを確認した．これらの結果を基に，低温燃焼促進法を用いた燃焼システムの提案を行った．

以下に各章において得られた結果を総括しまとめる．

第1章では，東日本大震災に伴う東京電力・福島第一原子力発電所の事故によって関心が高まっている木質バイオマスエネルギーについての背景と課題および木質バイオマスの二段階燃焼法の概要，本研究の目的と意義について述べた．

第2章では，実際の燃焼場における固体燃料の従来の燃焼法と二段階燃焼法の燃焼形態について述べ，提案する二段階燃焼法の手法と燃焼メカニズムについて示した．

第3章では，含水率が異なる4種類の木質チップ試料を用いて小型燃焼器による燃焼実験を行い，二段階燃焼法の基礎燃焼特性を実験的に明らかにした．そして，本実験範囲では，空気量の操作によって燃焼温度が分解燃焼過程で約 $850 < T_P < 1300$ K，表面燃焼過程で約 $900 < T_S < 1500$ K で変化し，広範囲で燃焼温度が制御できることを明らかにした．また，分解燃焼過程における炭化物生成プロセスが，木質バイオマスの炭化や高速熱分解とほぼ同様であることを観測し，分解燃焼過程が熱分解支配の燃焼で行われたことを明らかにした．

第4章では，二段階燃焼法の分解および表面燃焼過程における燃焼の全貌を捉える観点から，透明な石英ガラス製燃焼室を有する小型燃焼器を開発した．さらに，3章で用いた木質チップ試料を利用して燃焼の可視化実験を行った．そして，デジタルカメラを用いた観測から，層状の酸化層を形成し，燃焼が上部から下方に炭化物を生成しながら移動した後，蓄積した炭化物が火格子上で燃焼を保持する，分解燃焼過程と表面燃焼過程とに分離して燃焼する様子を確認した．

第5章では、東日本大震災の復興における重要な課題の一つである、津波によって海洋に流出し、現在も被災地沿海の海底に堆積する250万トンと推計される木質廃棄物を対象に、海水を含む木質廃棄物の二段階燃焼法による焼却とサーマルリサイクルの可能性について検討した。ここでは、木質チップに人工海水を飽和させた塩分含有量が6.3 wt%の模擬廃棄物試料を用いて燃焼実験を行った。そして、ほぼ埋め立てによって処理されると考えられる場合でも、二段階燃焼法による1030 K以下の低温燃焼では、廃棄物中の塩分の拡散を抑制して焼却と燃料化の可能性を明らかにした。さらに、本燃焼法では、飛灰の発生を抑え、塩分含有量の大半を結晶化させて焼却後に燃焼主灰とともに回収できること、塩分や塩化水素を要因とする燃焼炉の腐食・損傷が軽減できることを明らかにした。

第6章では、二段階燃焼法の実炉への展開を目指して新たな低温燃焼促進法を考案した。そして、窒素希釈空気を用いた燃焼実験から、燃焼温度の低温化と温度の揺らぎを抑えた安定性の高い低温燃焼が可能であることを明らかにした。また低温燃焼促進法では、ヒ素や放射性セシウムの気化が抑制可能な低温燃焼が可能で、それらを含む木質廃棄物の安全で効率的な焼却と燃料化の可能性を明らかにした。一方、本燃焼法では、燃焼を保持するための適切な希釈度が存在することがわかった。

第7章では、実炉での利用を視野に入れた低温燃焼促進法を用いた木質廃棄物の燃焼システムについての提案を行った。

謝 辞

本論文をまとめるにあたり，終始並々ならぬ熱心なご指導とご教授を頂きました愛媛大学大学院理工学研究科・中原真也 教授に心より御礼申し上げます。

本研究の遂行にあたり，熱心なご指導とご支援を頂きました愛媛大学大学院理工学研究科・岡本慎吾 教授に心より御礼申し上げます。

さらに本研究の遂行にあたり，愛媛大学大学院理工学研究科・野村信福 教授ならびに愛媛大学大学院理工学研究科・保田和則 教授に温かいご支援を頂きました。ここに深く感謝の意を表します。

また，本研究の遂行にあたり，終始熱心なご支援と有用な助言を頂きました工学部等技術部・徳永賢一 氏に心より御礼申し上げます。

そして，本研究の計画・実施におきましては，多くの方々のご厚意とご支援を頂きました。ここに深く感謝の意を表します。とくに本研究に深く関わって頂いた学部生の吉岡亮輔，小笠原輝，森山純 の諸君には重ねて感謝し，今後の活躍を祈願しております。

最後に，本研究の着想の機会を頂きました愛媛大学大学院農学研究科・鶴見武道 教授 に深く感謝の意を表します。

なお，本研究の一部は科学研究費補助金・奨励研究（課題番号 23917005）および（課題番号 24917005），（課題番号 26917002），（課題番号 15H00318）のご支援によって行われました。ここに記して深く感謝いたします。