

木質系バイオマス燃焼灰の元素組成に着目した 有効利用ポテンシャルの推計

池美乃里

2025 年

目次

第1章 序論

1.1 研究の背景	1
1.2 研究の目的	7
1.3 本論文の構成	7
参考文献	8

第2章 木質系バイオマス燃焼灰の発生量推計

2.1 はじめに	13
2.2 方法	14
2.2.1 推計対象	14
2.2.2 アンケート調査	15
2.2.3 推計方法	15
2.2.4 統計解析	17
2.3 結果と考察	18
2.3.1 燃料性状	18
2.3.2 燃焼炉形式と燃焼温度	20
2.3.3 灰発生量と有効利用用途	23
2.3.4 燃焼灰発生量計算式	23
2.3.5 全国の木質系バイオマス燃料使用量推計	30
2.3.6 全国の木質系バイオマス燃焼灰発生量推計	32
2.4 おわりに	36
参考文献	37

第3章 木質系バイオマス燃焼灰の元素組成

3.1 はじめに	41
3.2 方法	46
3.2.1 試料	46
3.2.2 前処理および測定	47
3.2.2.1 TC および UC	47
3.2.2.2 Na、Mg、Al、Si、P、S、Cl、K、Ca、Fe	48
3.2.2.3 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb	48
3.2.3 統計解析	49
3.3 結果と考察	49
3.3.1 木質系バイオマス燃焼灰中の各元素含有量	49
3.3.2 各元素含有量の単相関	53
3.3.3 主成分分析 (PCA)	57

3.3.4 クラスター分析	60
3.3.5 重回帰分析	63
3.4 おわりに	74
参考文献	74
第4章 木質系バイオマス燃焼灰の有効利用ポテンシャル	80
4.1 はじめに	80
4.2 有効利用可能な資源賦存量の推計	82
4.2.1 決定木分析による有効利用要件の検討	83
4.2.2 2026 年における有効利用可能な燃焼灰発生量	86
4.2.3 有効利用可能な資源の地理的分布	88
4.3 資源賦存量の将来予測	89
4.3.1 発電容量の変化による燃焼灰発生量予測	93
4.3.2 燃料供給可能量の検討	95
4.3.3 燃料構成の変化による燃焼灰発生量予測	96
4.3.4 炉形式の変化による燃焼灰発生量予測	97
4.3.5 2050 年における有効利用可能な燃焼灰発生量	98
4.4 おわりに	99
参考文献	100
第5章 結論	104
5.1 総括	104
5.2 今後の展望	106
謝辞	
付録	
付録 2.1 木質系バイオマス発電施設の詳細	
付録 2.2 アンケート調査表	
付録 2.3 木質チップの枝葉の有無と灰分分布	
付録 3.1 分析対象試料一覧	
付録 3.2 都道府県別試料収集施設数	
付録 3.3 各元素含有量	
付録 3.4 回帰式による予測値と BA 中の実際の含有量	
付録 3.5 回帰式による予測値と FA 中の実際の含有量	
付録 4.1 アメリカにおける石炭灰のセメント原料利用の基準 (ASTM C618-23e1)	
付録 4.2 欧州における石炭灰のセメント原料利用の基準 (EN 450-1:2012)	
付録 4.3 発電端出力の分布	

1 章 序論

1.1 研究の背景

気候変動抑制の要求に伴い、再生可能エネルギーの一つであるバイオマス発電の需要はますます高まっている。世界の電力生産量は増加の一途をたどり、2020 年に 26,833TWh に達したが、このうち再生可能エネルギーが占める割合も増加傾向にあり、2020 年には 29%の 7,669TWh を占めた。バイオエネルギーはさらにこのうち 9%にあたる 685TWh で、471TWh が木材等の固形バイオマス由来である (World Bioenergy Association, 2022)。木質系バイオマスのエネルギー利用に関する研究論文の掲載数をみると、上位 10 位の国や地域のうち 9 地域を北米や欧州など北半球の国や地域が占めている。研究の志向としては環境負荷の低減（二酸化炭素排出量の抑制や森林保全といったテーマ）が最も多く、次いで木質バイオマスエネルギーの費用対効果に関するものが多い (Pandey and Erbaugh, 2024)。木質系バイオマスエネルギーは温室効果ガス排出量の削減に寄与し、気候変動の抑制に効果的であると論じられる一方で (Kunttu, 2020)、次世代の樹木が育つまでの期間は炭素負債を生じ (Kim *et al.*, 2018)、また含水率が高く体積の大きい木質系バイオマスは運搬の過程でむしろ環境負荷を増大させるという否定的な議論もある (Guo *et al.*, 2013)。日本では 2012 年に固定価格買い取り制度 (FIT) が導入され、以降バイオマス燃料の使用量は急速に増加している (池ら, 2021)。さらに第 6 次エネルギー計画では再生可能エネルギーの主要電力化を計画しており、2030 年度のエネルギーミックスに占めるバイオマス発電の割合は 5%とする方針である (経済産業省, 2021)。その結果、2030 年にバイオマス発電の総容量は 8GW に達する見込みである。バイオマス発電における燃料にはメタン発酵ガス、木質系バイオマス、バイオマス液体燃料、一般廃棄物等があるが、中でも木質系バイオマスの割合が大きい。図 1.1 に、FIT バイオマス発電導入容量の推移を示す。全国の FIT 導入バイオマス発電施設は近年、急速に増加している。2024 年 3 月時点で移行認定・新規認定合計 877 件、6,454MW に達しており、このうち木質系バイオマスに該当する施設（未利用木質区分、一般木質・農作物残渣区分）は 288 件、5,142MW である。さらに未稼働の施設も含むと認定施設は 1,294 件、9,657MW 中でうち木質系バイオマスは 567 件、8,121MW である (経済産業省, 2024)。つまり近い将来、未稼働の 279 件が稼働すれば木質系バイオマス発電は現在の 1.6 倍にまで増加が見込まれる。

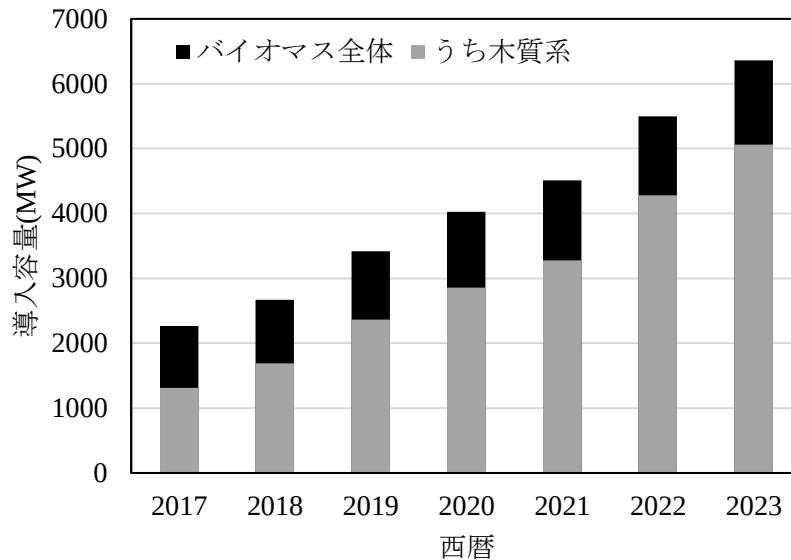


図 1.1 FIT 制度におけるバイオマス発電導入容量

木材や農作物残渣といった固形バイオマスの直接燃焼による発電は、廃棄物として木質系バイオマス燃焼灰を発生させる。木質系バイオマス燃焼灰は有効利用されなければ処理の必要な産業廃棄物である一方、建設資材 (Kazi *et al.*, 2020) や肥料等 (Lama and Sain, 2020) へのリサイクルが期待される資源としての側面も持つ。しかし現状、木質バイオマスをエネルギー目的で利用する事業所 (発電事業以外も含む) 1,342 件のうち、その燃焼灰を有効利用できている事業所は 413 件にとどまっており (農林水産省, 2023a)、過半数は産業廃棄物として処理している。最終処分場逼迫の回避や廃棄費用の削減による事業性改善といった目的から、木質系バイオマス燃焼灰の有効利用促進は重要なテーマである。木質系バイオマス燃焼灰には植物体に必要な無機成分が含有されている筈であり、それらは肥料や土壌改良材として土壌に還元されることで新たなバイオマスの生育を促す。日本は肥料原料の多くを輸入に頼っており (農林水産省, 2023b)、循環経済や資源の安定供給の観点からも、副生成物を有効利用することが推奨される。効果的な有効利用を計画するためにその「量的」「質的」ポテンシャル、つまり発生量と特性を知る必要がある。

木質系バイオマス燃焼灰の有効利用に関する既往研究を表 1.1 に挙げる (Tonnayopas and Ritawirun 2005; Obernberger and Supancic, 2009 ; Berra *et al.*, 2011; Rajamma *et al.*, 2011; Maschio *et al.*, 2011; Eberhardt and Pan, 2013; Kilpimaa *et al.*, 2013; Modolo *et al.*, 2013; Ramos *et al.*, 2013; Garcia and Sousa-Coutinho 2013; Cuenca *et al.* 2013; James *et al.*, 2014; Rey-Salgueiro *et al.*, 2016; Ukrainczyk *et al.* 2016; Cruz *et al.*, 2017; Vakalis *et al.*, 2017; Skilvanti *et al.* 2017; 前田, 2018; Asquer *et al.*, 2019; Carevic *et al.*, 2019; Sigvardsen *et al.* 2019; Maschowski *et al.*, 2019; da Costa *et al.*, 2019; Fontes *et al.*, 2019; 田島ら, 2020; Juric *et al.*, 2020; Albuquerque *et al.*, 2021; Guo *et al.*, 2015; Juárez *et al.*, 2014; Hansen *et al.*, 2015; Trinh *et al.*, 2017; Baldoni *et al.*, 2023)。表 1.1 に挙げた研究は全て、実験室内で作成された灰ではなくエネルギー等を得る目的で実際に稼働中の燃焼炉より採取された燃焼灰を対象とするものである。有効利用用途としては建築資材、セメント原料、肥料原料、二酸化炭

素固定材、バイオ炭等が挙げられ、国内外で様々な研究が行われている。木質系バイオマスエネルギー利用に関する研究と同じく、燃焼灰利用に関する論文も多くは北半球、特に欧州より発表されている。表 1.1 に挙げた 32 文献のうち 24 文献は欧州における研究である。しかし灰の種類、炉形式、燃料種と燃焼灰の有効利用可能性について網羅的に調べた研究は無く、炉形式についての言及の無い試料も多い。

セメント原料として利用する場合、ポゾラン活性を促進し、構造物の強度を高めるために SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 といった成分が豊富に含まれることが望まれる (Sigvardsen *et al.*, 2019)。一方で K を多量に含む灰は、アルカリシリカ反応によるコンクリートの異常膨張やひび割れを引き起こすリスクが高くなるため、この用途には適さない可能性がある (Rajamma *et al.*, 2011)。木質系バイオマス燃焼は、P、K、Ca といった栄養素を供給する肥料材料としての利用も期待されている (da Costa *et al.*, 2020; Rolka *et al.*, 2024)。ただし、一部の燃焼灰、特に飛灰には規定値を上回る有害重金属元素が含有されるものがあり、その場合は肥料原料として利用できない (Obernberger and Supancic, 2009)。木質バイオマスのガス化発電で生成される固形残渣は炭素を多く含んでおり、土壌改良材、燃料として利用することも考えられる (Zhang *et al.*, 2020)。ガス化はバイオ炭 (biochar) を製造する方法の一つであり (Kim *et al.*, 2021)、ガス化後の固形残渣は土壌中の炭素貯蔵 (Cheng *et al.*, 2008)、作物の養分利用効率の向上 (Schulz and Glaser, 2012)、水中の重金属除去 (Shaheen *et al.*, 2019) といった用途に有効利用できる可能性がある。気候変動に関する政府間パネル (IPCC) はガス化由来の木質バイオ炭の平均有機炭素含有率を 52% と推定し、バイオ炭が鉱物性土壌に施用されることによってその有機炭素の 89% が 100 年後までストックされると推定している (IPCC, 2019)。

しかしながら、既往研究ではそれぞれの研究者が手に入れられる特定の種類・炉形式の燃焼灰試料を用いているものがほとんどで、幅広い特性を持つ木質系バイオマス燃焼灰について包括的な調査を行った例は限られている。特に、主灰・飛灰の比較と炉形式間の比較が可能である先行研究は非常に少ない。木質系バイオマス燃焼灰の元素組成には燃料種、燃焼炉形式、燃焼温度、灰の種類 (主灰／飛灰) 等が大きく関わっているとされる (Carević *et al.*, 2019)。しかしそれらの影響に関する議論は定性的であり、上に挙げた因子により燃焼灰中の各元素の含有量がいかなる値になるか予想するには至っていない。木質系バイオマス燃焼灰の有効利用可能性について議論する上で、これらの因子によって燃焼灰の元素組成がどう変化するかを定量的に明らかにすることが必要である。また、燃焼灰のリサイクルにおいては需要先と安定した供給量の確保が不可欠であり (折橋ら, 2024)、効果的に有効利用用途を割り当てるためには、用途ごとに適した燃焼灰の発生量や発生場所を把握する必要がある。

表 1.1 木質系バイオマス燃焼灰の有効利用に関する既往研究

文献	地域	試料数	灰の種類			燃料	炉形式					用途
			BA	FA	MA		BFB	CFB	G	ストーカ	他/不明	
Tonnayopas and Ritawirun 2005	アジア	1	-	✓	-	木質バイオマス	-	-	-	-	✓	建築資材
Obernberger and Supancic, 2009	欧州	6	✓	✓	-	WC, B	-	-	-	-	✓	肥料
Berra <i>et al.</i> , 2011	欧州	3	-	✓	-	WC, WW	-	-	-	-	✓	建築資材
Rajamma <i>et al.</i> , 2011	欧州	2	-	✓	-	木質バイオマス	✓	-	-	✓	-	建築資材
Maschio <i>et al.</i> , 2011	欧州	2	✓	✓	-	WC	-	-	-	-	✓	建築資材
Eberhardt and Pan, 2013	北米	1	-	✓	-	WC	-	-	✓	-	-	肥料
Kilpimaa <i>et al.</i> , 2013	欧州	4	-	-	✓	BR	✓	-	✓	-	-	土壌改良材, 燃料
Modolo <i>et al.</i> 2013	欧州	1	✓	-	-	B	✓	-	-	-	-	建築資材
Ramos <i>et al.</i> , 2013	欧州	1	-	✓	-	WW	-	-	-	-	✓	建築資材
Garcia and Sousa-Coutinho 2013	欧州	1	✓	-	-	木質バイオマス	-	-	-	-	✓	建築資材
Cuenca <i>et al.</i> , 2013	欧州	1	-	✓	-	WP	-	-	-	-	✓	建築資材
James <i>et al.</i> , 2014	北米	3	✓	-	-	木質バイオマス	-	-	✓	-	✓	土壌改良材
Juárez <i>et al.</i> , 2014	欧州	1	✓	-	-	WC, B	-	-	-	✓	-	CO2 固定
Guo <i>et al.</i> , 2015	アジア	1	✓	-	-	BR	-	-	-	-	✓	CO2 固定
Hansen <i>et al.</i> , 2015	欧州	1	-	-	✓	WC	-	-	✓	-	-	バイオ炭
Rey-Salgueiro <i>et al.</i> , 2016	欧州	36	-	✓	✓	BR, WW	-	✓	-	✓	✓	土壌改良材
Ukrainczyk <i>et al.</i> , 2016	欧州	1	-	✓	-	木質バイオマス	-	-	-	✓	-	建築資材
Cruz <i>et al.</i> , 2017	欧州	2	✓	✓	-	BR, B	✓	-	-	-	-	肥料
Vakalis <i>et al.</i> , 2017	欧州	4	✓	-	-	WP	-	-	-	-	✓	肥料
Skilvanti <i>et al.</i> , 2017	欧州	1	✓	-	-	BR	-	-	-	✓	-	セメント原料
Trinh <i>et al.</i> , 2017	欧州	1	-	-	✓	WC	-	-	✓	-	-	バイオ炭
前田, 2018	日本	8	-	-	✓	WC, PKS, B, WW	✓	-	-	✓	-	肥料

Asquer <i>et al.</i> , 2019	欧州	3	✓	✓	-	WC, 農作物残渣	-	-	-	✓	-	コンポスト
Carević <i>et al.</i> , 2019	欧州	21	✓	✓	✓	木質バイオマス	✓	-	-	✓	-	セメント原料
Sigvardsen <i>et al.</i> , 2019	欧州	11	✓	✓	✓	WC, WP	-	✓	-	✓	-	セメント原料
Maschowski <i>et al.</i> , 2019	欧州	8	✓	✓	-	WC	-	-	-	-	✓	セメント原料
da Costa <i>et al.</i> , 2019	欧州	4	✓	✓	-	木質バイオマス	✓	-	-	✓	-	建築資材
Fontes <i>et al.</i> , 2019	南米	2	✓	✓	-	WC, 農作物残渣	-	-	-	-	✓	建築資材
田島ら, 2020	日本	3	-	✓	-	WC, PKS	-	✓	-	-	-	肥料ほか
Juric <i>et al.</i> , 2020	欧州	3	-	✓	-	木質バイオマス	-	-	-	✓	✓	建築資材
Albuquerque <i>et al.</i> , 2021	南米	2	✓	-	-	WC, 農作物残渣	-	-	-	-	✓	肥料
Baldoni <i>et al.</i> , 2023	欧州	1	-	-	✓	WC	-	-	✓	-	-	バイオ炭

BA：主灰, FA：飛灰, MA：混合灰, WC：木質チップ, WP：木質ペレット, PKS：パーム椰子殻, BR：枝葉材, B：樹皮材, WW：廃木材, BFB：気泡流動層ボイラ, CFB：循環流動層ボイラ, G：ガス化発電設備

木質系バイオマス燃焼灰の発生量について、全国的に調査を行った例は未だ限られている。2018 年に行われた調査によると、燃焼灰の発生量は 3,550kW の発電所において最大で 5,000t であった（森のエネルギー研究所, 2018）。しかし、当該調査は対象が 12 施設と非常に限られており、全国の趨勢を示すうえでは十分でない。全国の電気事業及び一般産業において発生する石炭フライアッシュに関してはカーボンフロンティア機構による年次調査が行われており、2022 年度の石炭使用量は 1 億 726 万 t、石炭フライアッシュ発生量は 1,204 万 t であった（一般財団法人カーボンフロンティア機構, 2024）。また、都市ごみ焼却灰については環境省による年次調査が行われ、2022 年度には一般廃棄物 3,114 万 t の焼却処理により 396 万 t の焼却灰が発生している（環境省, 2024）。2023 年度に、全国 191 か所の発電施設で使用された木質系バイオマス燃料は 3000 万 t と推計され、灰分を考慮すると 17 万～81 万 t の燃焼灰が発生する計算になる（池ら、2021）。しかしながら、この推計において炉形式と灰の種類は考慮されておらず、発生する燃焼灰に関して有効利用ポテンシャルを推測することはできない。

また、発生する燃焼灰の元素組成予測についても、現時点ではかなり限界がある。木質系バイオマス燃焼灰の元素組成には、バイオマス燃料の無機部分の多様性（Vassilev *et al.*, 2013）のみならず、その燃焼方法や回収方法による影響も受ける。Etiegni and Campbella（1991）は、電気炉を用いて木材を燃焼する際、燃焼温度が高いほど炉内に残る残渣中の Na、K、炭酸塩の含有量が低くなることを示した。Liodakis *et al.*（2005）は、木材を実験室内で燃焼させる際、燃焼温度が高いと炉内に残る残渣中の K 含有量が低くなり、Ca と Mg の含有量が高くなると結論づけた。実際の発電施設では実験室で用いられる電気炉等とは構造や規模の大きく異なる燃焼炉を用いることから、排出される燃焼灰の元素組成も実験室で作成されるものとは異なる可能性が高い。Sigvardsen *et al.*（2019）は、多変量解析を用いて 11 種類の木質系バイオマス燃焼灰を分析し、燃焼方法と灰の種類が灰の物理化学的特性に最も大きな影響を及ぼすことを示した。彼らは飛灰や混合灰と比べ主灰が、また他の炉形式の灰と比べ循環流動層ボイラー（CFB）由来の灰が、Si や Al を多く含むと結論づけた。Carević *et al.*,（2019）も、流動層由来の灰は流動砂の影響を受け、他と比べてかなりの量の SiO₂ を含むことを報告した。また、飛灰は主灰や混合灰と比較して K₂O や P₂O₅ を多く含み、SiO₂ や CaO は少ないと指摘した（Carević *et al.*, 2019）。さらに、燃料木材中に砂礫が混入する場合があるため、燃料を収集する地域の土壌の特性からも影響を受ける可能性を指摘した（Carević *et al.*, 2019）。

多様な燃料種、炉形式、燃焼条件の違いから、「木質系バイオマス燃焼灰」と一口に言っても木質系バイオマス燃焼灰の特性は幅広い。また、その発生量についても様々なファクターが存在し、単純な燃料特性評価では予想が難しいと考えられる。流動層炉とストーカ炉両方の燃焼灰試料を扱う研究は表 1.1 に挙げた 32 文献のうち 5 文献であった。さらにこのうち主灰と飛灰の両方を扱う研究は僅か 3 文献であった。試料数は最大で 36（Rey-Salgueiro *et al.*, 2016）であり、当該文献は燃料種や炉形式が燃焼灰の性状に及ぼす影響を統計的に評価するものではなかった。既往研究の知見ではある地点で発生する燃焼灰がどの用途に適した特性を有し、年間にどの程度発生するのか予測することができず、効果

的な有効利用の達成を困難にしている。また国内のバイオマス発電が過渡期にある以上、使用される燃料や炉形式といったトレンドも変化していく可能性があり、その都度燃焼灰の特性も変化するはずである。有効利用用途を計画的に決定できるよう、燃料種や燃焼炉形式といった情報から燃焼灰発生量とその特性を予想する方法が望まれるが、この方法を獲得するには燃焼灰特性に影響を及ぼす因子を明らかにする必要がある。

1.2 研究の目的

以上のような背景のもとで、本研究では、木質バイオマス発電施設から発生する燃焼灰を有効利用資源として位置づけ、その用途によって異なる資源としてのポテンシャルを明らかにする目的で、木質系バイオマス燃焼灰の発生量と性状を調査した。具体的には、国内の木質系バイオマス発電施設に対しアンケート調査を行い、使用される燃料種と炉形式を考慮し発生する燃焼灰を推計した。また、全国の発電設備より収集した木質系バイオマス燃焼灰試料の主要元素組成と重金属含有量を分析し、様々な炉形式、燃料種由来の燃焼灰を網羅的に調べた。これらの結果から、セメント原料、肥料原料、バイオ炭、二酸化炭素固定材としての有効利用ポテンシャルを評価し、また複数の将来シナリオを設定して、燃焼灰の資源量を予測した。

1.3 本論文の構成

本論文の構成を図 1.2 に示す。本論文は 5 章から成り、各章の内容は以下のとおりである。

第 1 章では研究の背景を説明し、本研究の目的を明らかにした。木質系バイオマス発電を取り巻く状況を説明するとともに、木質系バイオマス燃焼灰の有効利用に関して国内外の既往研究を紹介した。

第 2 章では木質系バイオマス燃焼灰の発生量を、アンケート調査と統計解析に基づき推計した。燃料種、燃焼炉形式を考慮し、炉形式ごと、主灰／飛灰ごとに分けて全国の FIT 認定施設における燃焼灰発生量を推計した。

第 3 章では木質系バイオマス燃焼灰の元素組成分析を行い、統計解析を通じ元素組成に影響を与える因子について考察した。主灰試料 36 点、飛灰試料 62 点について主要元素および重金属元素の含有量を測定し、その結果について主成分分析、階層型クラスター分析、重回帰分析を行った。

第 4 章では木質系バイオマス燃焼灰の有効利用要件を調べ、各利用用途に適した燃焼灰の発生量について将来予測を行った。第 3 章で行った元素組成分析の結果を基に、肥料原料、セメント原料として利用可能な燃焼灰の要件を決定木分析により調べた。また、第 2 章で決定した燃焼灰発生量の計算式を用い、2050 年までの将来にわたって燃焼灰の発生量を予測した。木質系バイオマス発電の成長シナリオだけでなく、燃料や炉形式の構成変化についても考慮し、2050 年に国内で発生する有効利用可能な資源の量を計算した。

第 5 章では以上の内容を簡潔にまとめ、木質系バイオマス燃焼灰の効率的な利用方法を提案するとともに、今後の展望を示した。

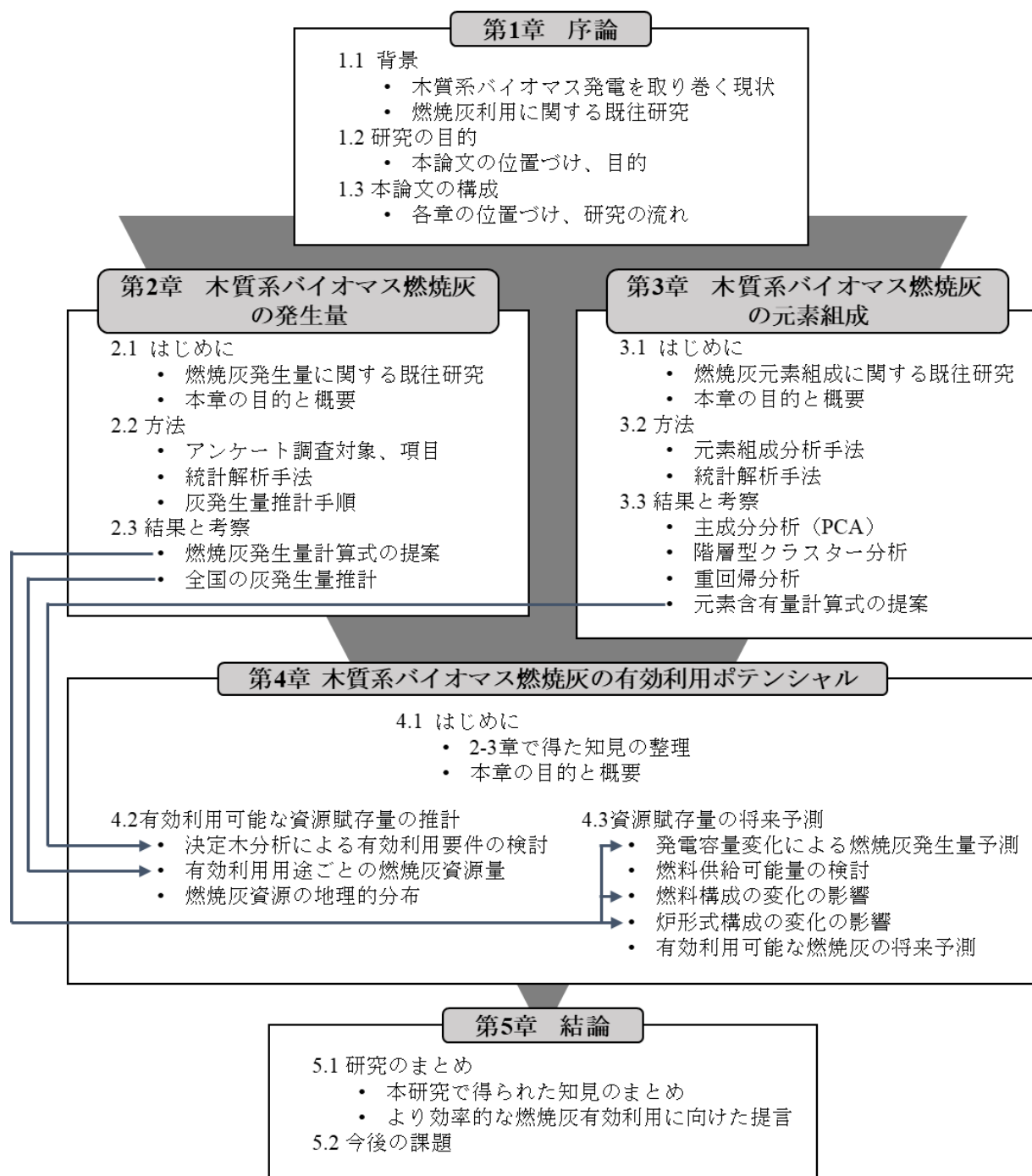


図 1.2 本論文の構成

参考文献

池美乃里, 大下和徹, 高岡昌輝, 2020. 国内の FIT 認定木質バイオマス発電施設における燃焼灰発生量推計.

廃棄物資源循環学会論文誌 31, 169-178.

一般財団法人カーボンフロンティア機構, 2024. 石炭灰全国実態調査報告書 (2022 年度実績).

<https://www.jcoal.or.jp/ashdb/ashstatistics/>. (2024.10.29 accessed)

折橋健, 原田陽, 西宮耕栄, 2024. 北海道における木質バイオマス燃焼灰のリサイクルの可能性. 北海道立

- 総合研究機構森林研究本部林産試験場報551, 5-8.
- 環境省, 2024. 一般廃棄物処理実態調査結果 令和4年度調査結果.
https://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/r4/data/shori/total/02.xlsx. (2024.10.29 accessed)
- 経済産業省, 2021. 第6次エネルギー基本計画.
<https://www.meti.go.jp/press/2021/10/20211022005/20211022005-1.pdf>. (2022.01.30 accessed)
- 経済産業省 資源エネルギー庁：固定価格買取制度情報公表用ウェブサイト 再生可能エネルギー事業計画認定情報 <https://www.fit-portal.go.jp/PublicInfoSummary> (2024.10.25 accessed)
- 田島孝敏, 甚野智子, 大島義徳, 2020. 木質バイオマス発電燃焼灰の有効利用に関する研究. *大林組技術研究所報* 84, 1-6.
- 農林水産省, 2023a. 令和4年木質バイオマスエネルギー利用動向調査. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&lid=000001425982&toukei=00501008&tstat=000001095155&tclass1=0000101095156&tclass2=000001208300&cycle=7&year=20220&month=0&tclass3val=0&stat_infid=000040129563. (2024. 10.29 accessed)
- 農 林 水 産 省, 2023b. 肥 料 を め ぐ る 情 勢.
https://www.maff.go.jp/j/seisan/sien/sizai/s_hiryo/attach/pdf/HiryouMegujiR5-5.pdf (2024. 12.9 accessed)
- 前田典生, 2018. 木質バイオマスボイラ燃焼灰の有効利用法の開発. 広島大学博士論文.
<https://ir.lib.hiroshima-u.ac.jp/00046184>
- Albuquerque, A.R.L., Angélica, R.S., Merino, A., Paz, S.P.A., 2021. Chemical and mineralogical characterization and potential use of ash from Amazonian biomasses as an agricultural fertilizer and for soil amendment, *Journal of Cleaner Production* 295, 126472. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126472>
- Asquer, C., Cappai, G., Carucci, A., De Gioannis, G., Muntoni, A., Piredda, M., Spiga, D., 2019. Biomass ash characterisation for reuse as additive in composting process. *Biomass and Bioenergy* 123, 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.03.001>.
- Baldoni, N., Francion, M., Trozzo, L., Toderi, M., Fornasier, F., D'Ottavio, P., Corti, G., Cocco, S., 2023. Effect of wood gasification biochar on soil physicochemical properties and enzyme activities, and on crop yield in a wheat-production system with sub-alkaline soil. *Biomass and Bioenergy* 176, 106914. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.106914>
- Berra, M., Mangialardi, T., Paolini, A.E., 2011. Reuse of woody biomass fly ash in cement-based materials. *Construction and Building Materials* 76, 286-296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.11.052>
- Carević, I., Serdar, M., Štirmer, N., Ukrainczyk, N., 2019. Preliminary screening of wood biomass ashes for partial resources replacements in cementitious materials. *Journal of Cleaner Production* 229, 1045-1064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.321>.
- Cruz, N.C., Rodrigues, S.M., Carvalho, L., Duarte, A.C., Pereira, E., Römkens, P.F.A.M., Tarelho, L.A.C., 2017. Ashes from fluidized bed combustion of residual forest biomass: Recycling to soil as a viable management option. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 14770-14781, <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9013-6>
- Cuenca, J., Rodríguez, J., Morales, M.M., Roldán, S.Z., Zamorano, M., 2013. Effects of olive residue biomass fly ash

- as filler in self compacting concrete. *Construction and Building Materials* 40, 702-709.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.09.101>
- da Costa, T.P., Quinteiro, P., Tarelho, L.A.C., Arroja, L., Dias, A.C., 2019. Environmental assessment of valorisation alternatives for woody biomass ash in construction materials. *Resources, Conservation and Recycling* 148, 67-79.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.022>.
- Eberhardt, T.L., Pan, H., 2013. Analysis of the fly ash from the processing of wood chips in a pilot-scale downdraft gasifier: Comparison of inorganic constituents determined by PIXE and ICP-AES. *Biomass and Bioenergy* 51, 163-168. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.020>.
- Etiegni, L., Campbella, A., 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology* 37(2):173-178. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(91\)90207-Z](https://doi.org/10.1016/0960-8524(91)90207-Z).
- Fontes, C.M.A., Silva, R.B., Lima, P.R.L., 2019. Characterization and Effect of Using Bottom and Fly Ashes from Co-combustion of Cocoa Waste as Mineral Addition in Concrete. *Waste and Biomass Valorization* 10, 223-233.
<https://doi.org/10.1007/s12649-017-0031-x>
- Garcia, M.dL., Coutinho, S.J., 2013. Strength and durability of cement with forest waste bottom ash. *Construction and Building Materials* 41, 897-910. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.11.081>
- Guo, Y., Zhao, C., Chen, X., Li, C., 2015. CO₂ capture and sorbent regeneration performances of some wood ash materials. *Applied Energy* 137, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.086>
- Guo, Z., Hodges, D.G., Young, T.M., 2013. Woody biomass policies and location decisions of the woody bioenergy industry in the southern United States. *Biomass and Bioenergy* 56, 268-273.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.016>.
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J.K., Henriksen, J.B., Hauggaard-Nielsen, H., 2015. Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy* 72, 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.013>.
- James, A.K., Helle, S.S., Thring, R.W., Sarohia, G.S., Rutherford, P.M., 2014. Characterization of Inorganic Elements in Woody Biomass Bottom Ash from a Fixed-bed Combustion System, a Downdraft Gasifier and a Wood Pellet Burner by Fractionation. *Energy and Environment Research* 4(1), 85-94. <https://doi.org/10.5539/eer.v4n1p85>
- Juárez, M.F.-D., Mostbauer, P., Knapp, A., Müller, W., Tertsch, S., Bockreis, A., Insam, H., 2018. Biogas purification with biomass ash, *Waste Management* 71, 224-232. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.043>.
- Jurić, K.K., Carević, I., Serdar, M., Štirmer, N., 2020. Feasibility of using pozzolanicity tests to assess reactivity of wood biomass fly ashes. *Gradevinar* 72(12), 1145-1153. <https://doi.org/10.14256/JCE.2950.2020>
- Kazi, R., Sudharshan, N.R., Maslina, J., Roszilah, H., 2020. Utilization of wood waste ash in construction technology: A review. *Construction and Building Materials* 237. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117654>.
- Kilpimaa, S., Kuokkanen, T., Lassi, U., 2013. Characterization and utilization potential of wood ash from combustion process and carbon residue from gasification process. *Bioresources* 8(1), 1011-1027.
- Kim, S.J., Baker, J.S., Sohngen, B.L., Shell, M., 2018. Cumulative global forest carbon implications of regional bioenergy expansion policies. *Resource and Energy Economics* 53, 198-219. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2018.04.003>.
- Kunttu, J., 2020. Preferable utilisation patterns of wood product industries' by-products in Finland. *Forest Policy and Economics* 110, 101946. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.101946>.

- Liodakis, S., Katsigiannis, G., Kakali, G., 2005. Ash properties of some dominant Greek forest species. *Thermochimica Acta*. 437(1-2), 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.tca.2005.06.041>
- Maschio, S., Tonello, G., Piani, L., Furlani, E., 2011. Fly and bottom ashes from biomass combustion as cement replacing components in mortars production: Rheological behaviour of the pastes and materials compression strength. *Chemosphere* 85, 666-671. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.070>
- Maschowski, C., Kruspan, P., Garra, P., Arif, A.T., Trouve, G., Giere, R., 2019. Physicochemical and mineralogical characterization of biomass ash from different power plants in the upper Rhine region. *Fuel (Guildford)*. 258, 116020. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116020>.
- Modolo, R.C.E., Ferreira, V.M., Tarelho, L.A., Labrincha, J.A., Senff, L., Silva, L., 2013. Mortar formulations with bottom ash from biomass combustion. *Construction and Building Materials* 45, 275-281. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.03.093>
- Obernberger, I., Supancic, K., 2009. Possibilities of ash utilisation from biomass combustion plants. *Proceedings of the 17th European biomass conference & exhibition* 29. Germany: Hamburg.
- Pandey, S., Erbaugh, J.T., 2024. Driving sustainable uptake: a systematic review of global literature on policies governing woody biomass for energy. *Discover Sustainability* 5(28). <https://doi.org/10.1007/s43621-024-00205-6>
- Rajamma, R., Soare, D., Esteves, T.C., Silva, A.S., Labrinch, J.A., Ferreira, V.M., 2011. Investigation of Alkali-Silica Reaction in Concretes with Biomass Fly Ash. *International Congress on the Chemistry of Cement* 2011 – XIII
- Ramos, T., Matos, A.M., Sousa, C.J., 2013. Mortar with wood waste ash: Mechanical strength carbonation resistance and ASR expansion. *Construction and Building Material* 49, 343-351. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.08.026>.
- Rey-Salgueiro, L., Omil, B., Merino, A., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., 2016. Organic pollutants profiling of wood ashes from biomass power plants linked to the ash characteristics. *International Journal of Environmental Science and Technology* 544, 535-543. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.134>
- Sigvardsen, N.M., Kirkelund, G.M., Jensen, P.E., Geiker, M.R., Ottosen, L.M., 2019. Impact of production parameters on physiochemical characteristics of wood ash for possible utilisation in cement based materials. *Resources, Conservation and Recycling* 145, 230-240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.034>.
- Sklivaniti, V., Tsakiridis, P.E., Katsiotis, N.S., Velissarioua, D., Pistofidisc, N., Papageorgioud, D., Beazia, M., 2017. Valorisation of woody biomass bottom ash in portland cement: A characterization and hydration study. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5(1), 205-213. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2016.11.042>.
- Tonnayopas, D., Ritawirun, C., 2005. Influence of fly ash and rubber sawdust ash on mortar. *PSUUNS International Conference on Engineering and Environment*, 1-5.
- Trinh, B.S., Werner, D., Reid, B.J., 2017. Application of a full-scale wood gasification biochar as a soil improver to reduce organic pollutant leaching risks. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 92(8). <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.5219>.
- Ukrainczyk, N., Vrbos, N., Koenders, E., 2016. Reuse of woody biomass ash waste in cementitious materials. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly* 30(2), 137-148. <http://dx.doi.org/10.15255/CABEQ.2015.2231>.
- Vakalis, S., Boschiero, M., Moustakas, K., Sotiropoulos, A., Malamis, D., Zerbe, S., Baratieri, M., 2017. Assessing the Suitability of Biomass Ashes from Combustion in Boilers as Soil Fertilizers: Statistical Entropy Analysis and

Introduction of the Potassium Utilization Potential Factor, *Waste and Biomass Valorization* 8, 1569-1576.
<http://dx.doi.org/10.1007/s12649-017-9852-x>

Vassilev, S.V., Baxter, D., Andersen, L.K., Vassileva, C.G., 2013. An overview of the composition and application of biomass ash. *Fuel (Guildford)* 105, 19-39. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.10.001>.

World Bioenergy Association, 2022. GLOBAL BIOENERGY STATISTICS 2022. <https://www.worldbioenergy.org/uploads/221223%20WBA%20GBS%202022.pdf>. (2024.10.27 accessed)

Zhang, Y., Wan, L., Guan, J., Xiong, Q., Zhang, S., Jin, X., 2020. A Review on Biomass Gasification: Effect of Main Parameters on Char Generation and Reaction. *Energy and Fuels* 34, 13438-13455.
<https://dx.doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c02900>

2 章 木質系バイオマス燃焼灰の発生量推計

2.1 はじめに

木質系バイオマス発電において、燃料の燃焼やガス化は燃焼灰を排出し、それらは適切に有効利用がなされるか、もしくは埋立処分されなければならない。なお、ガス化残渣についてはここでは燃焼灰として表記する。産業廃棄物最終処分場の残余年数は増加傾向にあるものの、未だ 19.7 年（2021 年度）と逼迫した状況である（環境省, 2024）。木質系バイオマス燃焼灰の処分費用は 1t あたり平均 2 万円程度（株式会社森のエネルギー研究所, 2018）で、最終処分場のひっ迫や事業の経済性を鑑みても、燃焼灰の有効利用は喫緊の課題である。

燃焼灰の発生量を予測することは、燃焼灰の適正処分と有効利用の双方の面から重要な課題であるが、これは様々な因子の影響を受ける。木質系バイオマス燃料の灰分はその燃料種によって異なる（池ら, 2020）。発電所から発生する木質系バイオマス燃焼灰の量は、燃料の 0.5% から 12% と幅が広い（森のエネルギー研究所, 2017）。木材では樹幹部よりも樹皮や枝葉の灰分が高く（武田, 2009; Tsuchiya *et al.*, 2009）、また建築廃材等の廃木材も未利用材や一般木材チップに比べ灰分が高い（池ら, 2020）。IEA Bioenergy（2018）による報告書では、灰発生量の重要な決定要因として、木材の種類、樹皮、葉、枝、燃焼技術を挙げている。また、筆者らによるアンケート調査の結果、実際の灰の発生量は燃料の種類だけでなく、燃焼炉の種類によっても異なることが示された（Ike *et al.*, 2021）。

木質系バイオマス燃焼灰の発生量を推計する試みは既に複数件行われているが、有効利用可能な資源量を見積もる上でこれらの推計はいずれも不十分である。折橋ら（2024）は、北海道内で木質系バイオマスによる発電または熱利用を行う 149 業者に対するアンケート調査に基づいて、道内で発生する木質系バイオマス燃焼灰の量を年間 3.28×10^4 t と推定した。Štirmer *et al.*（2018）は、稼働中の発電所の調査に基づき、燃料使用率を 5t/h、発生灰量を燃料量の 3.1% と仮定して、2018 年にクロアチアで 20,890 t の木質系バイオマス燃焼灰が発生したと推定した。Dufossé *et al.*（2022）は、2017 年にフランスのブルターニュで 2,800-8,900 t-dry の木質系バイオマス燃焼灰が発生し、主灰（BA）が 80% を占めると推定したが、彼らは各施設の炉形式を具体的に特定せず、この地域の全てのバイオマス発電所がストーカ炉を採用していると仮定した。燃焼灰の特性は灰の種類と燃料種、炉形式に左右され（Cruz *et al.*, 2019）、したがって有効利用可能性もこれらの因子の影響を受ける。有効利用可能な資源のポテンシャルを評価するためには、これらの影響因子を考慮したうえで木質系バイオマス燃焼灰の発生量を推計する必要がある。

本章では、日本国内で発生する木質系バイオマス燃焼灰の発生量を正確かつ詳細に推計することを目的として、灰発生量に関するアンケート調査を実施した。各発電所で使用される燃料、炉形式、発生する燃焼灰について調査し、燃料種や炉形式が灰発生量に及ぼす影響を調べた。燃料種による灰分の違いをまとめるとともに、炉形式によって異なる燃焼灰発生量の予測式を求め、灰の種類ごとに

2026 年に日本国内の発電所で発生すると予想される燃焼灰の量を推計した。灰の量を計算するために使用された計算式は、燃料の種類、灰の種類、炉形式を考慮したものであり、燃料の種類や炉形式の動向の変化にも対応できるものである。

2.2 方法

2.2.1 推計対象

2022 年 3 月時点で FIT 認定を受けるバイオマス発電施設（経済産業省, 2022a）のうち、木材もしくはパーム椰子殻（PKS）を主燃料（重量比で全燃料の 50%以上）とする施設 220 件を調査・推計対象とした。アンケート調査に先立ち、FIT 認定施設リスト（経済産業省, 2022a）に記載されている施設についてウェブサイト等で予備調査を行った。予備調査において各施設の燃焼灰発生量を知ることはできなかったが、使用燃料種、年間燃料使用量、炉形式、運転開始時期といった情報を収集した。都道府県別の推計対象施設数を図 2.1 に示す。北海道が最も多く、18 施設が立地していた。推計対象施設の詳細を付録 2.1 に示す。これらの発電施設の総発電容量は発電端で 5,096MW である。PKS はインドネシアおよびマレーシアから輸入される農作物残渣であるが、近年日本の木質バイオマス発電施設において多用されており、その使用量は急速に増加し続けている（Sasatani, 2020）。石炭火力発電所における木質バイオマスの混焼事例は、石炭灰として計上されていると推計されることから本研究では推計対象外とした。220 発電施設のうち、調査開始時点で稼働中の施設は 144 施設であり、計画中（発電開始前）の施設が 76 施設あった。

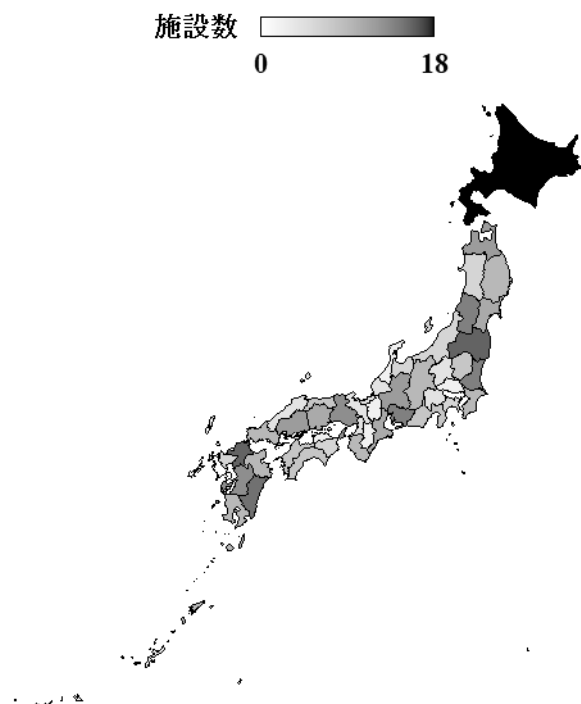


図 2.1 都道府県別発電施設数

2.2.2 アンケート調査

2020 年から 2022 年にかけて、220 発電施設を対象としたアンケート調査を行った。このうち回答が得られた施設は 105 施設であった。アンケートに回答した 105 施設の合計 S は 1,984MW で、220 件全体 (5,509MW) のおよそ 36%にあたる。アンケート調査票を付録 2.2 に付す。設問は発電所の運転開始時期、燃焼炉形式、年間燃料使用量、燃料種と燃料性状（含水率、灰分、低位発熱量）、年間灰発生量とその有効利用の有無に関して尋ねるものである。一部施設では炭化物がガス化残渣として発生していたが、本論文では便宜上これらのガス化残渣も「灰」として発生量を調査した。各質問項目への回答数を表 2.1 に示す。年間灰発生量を回答したのは稼働中の 144 施設中 74 施設で、残りの 70 施設と計画中施設 76 施設については灰発生量を回答した施設のデータを用い灰発生量を推計した。推計にあたり、アンケートを回答しなかった 115 施設の燃料種、年間燃料使用量、炉形式、運転開始時期等の情報はウェブサイト等により情報を補完した。

表 2.1 アンケート回答数

質問項目		稼働中施設回答数	計画中施設回答数	合計
アンケート回収		81	24	105
発電開始時期		80	24	104
年間稼働日数		79	23	102
送電端出力		73	23	96
発電端出力		80	24	104
発電方式・炉形式		81	22	103
年間燃料使用量		78	24	102
年間平均燃焼温度		52	14	66
燃料内容	樹種	58	13	71
	形状	73	20	93
	原産地	58	17	75
	投入割合	57	22	79
	燃料性状	64	-	64
灰発生量		74	-	74
灰処理・有効利用費用		50	-	50
排ガス処理		70	-	70

2.2.3 推計方法

アンケートに回答した稼働中の施設 81 施設のうち、年間灰発生量（t-wet）を回答したのは 74 施設であった。全国の 220 施設より発生する合計灰発生量を推計するため、灰発生量を回答しなかった 7 施設

および計画中の施設 24 施設、アンケートに回答しなかった 115 施設（合計 146 施設）について、燃料使用量と燃料性状、炉形式（気泡流動層ボイラ; BFB、循環流動層ボイラ; CFB、ガス化発電設備; G、階段式ストーカ炉; SS、トラベリングストーカ炉; TS）から灰発生量を計算した。

図 2.2 は、灰発生量の推計フローチャートである。第一に、74 施設のうちアンケートにおいて灰発生量、年間燃料使用量 F (t-wet) と灰分 a (%-wet) の全てを回答した 46 施設について、 F に a を乗じて灰発生量計算値 aF を求め、主灰、飛灰の実際の発生量 BA (t-wet)、 FA (t-wet) と aF との関係を線形近似式として求めた。線形近似式は炉形式ごとに求め、この式に各施設の aF をあてはめ、年間灰発生量を計算した。146 施設のうち、アンケートにより F を回答した施設は 31 施設あり、さらにウェブサイト等による調査で 47 施設の F が判明した。 F が不明な 68 施設については既報（池ら, 2020）に従い、発電端出力規模 S (MW)、年間稼働日数 D (日)、使用する燃料の低位発熱量より式 2.1 を用いて計算した。この時、発電効率 E (-) は S を変数とする有賀ら（2006）による式 2.2 を用いて決定した。

$$F = \frac{P}{E \times \sum_i h_i \cdot m_i \times 1000} = \frac{86.4 \times S \times D}{E \times \sum_i h_i \cdot m_i} \quad \text{式 2.1}$$

$$E = 0.0535 \times \ln(S) + 0.1237 \quad (\text{for BFB, CFB, SS, TS}) \quad \text{式 2.2}$$

$$E = 0.0314 \times \ln(S) + 0.2679 \quad (\text{for G}) \quad \text{式 2.3}$$

F : 年間燃料使用量 (t-wet) , P : 年間発電量 (MJ) , E : 発電効率 (-) ,

S : 発電端出力 (MW) , D : 年間稼働日数 (日) ,

h_i : 燃料 i の低位発熱量 (MJ/kg-wet) , m_i : 燃料 i の混焼率 (-)

S は FIT 認定施設リスト（経済産業省, 2022a）に記載された値を参照した。 F が不明であった 68 施設はいずれも、年間稼働日数 D および燃料の低位発熱量についても情報が得られなかった。それらの D は、 D について回答のあった 102 施設の平均値（330 日）を用いた。低位発熱量については、使用される燃料種ごとに平均値を当てはめて求めた。燃料種は木質チップ (WC)、木質ペレット (WP)、PKS、枝条材 (BR)、樹皮材 (B)、廃木材 (WW) の 6 種類とし、いずれの燃料種を使用しているか不明な 16 施設については調査においてもっとも使用量が多かった WC を用いると仮定した。146 施設中複数の燃料種を混焼している施設は 54 施設あったが、そのうち 33 施設は混焼比率が不明であった。これらの 33 施設については、各燃料種が等量ずつ混焼されると仮定したが、PKS の混焼率については輸入量との釣り合いを考慮し後段で改めて推定を行った。PKS は海外から輸入される農作物残渣であるので、年間の輸入量を PKS の総使用量が超過しないように混焼率を設定した。ごく少数の施設で補助燃料として石炭が用いられており、この低位発熱量については 29MJ/kg とした（財団法人電力中央研究所, 2002）。燃料の灰分 a (%-wet) の回答の無かった施設については、木質系バイオマス燃料の灰分が対数正規分布に倣うことから（池ら, 2020）、使用される燃料種ごとに対数平均値 (%-dry) を含水率平均値により湿潤ベースに直して求めた。石炭の灰分は 11%-wet とした（財団法人電力中央研究所, 2002）。146 施設中炉形式を回答した施設は 30 施設、ウェブサイト等により炉形式の情報が得られた施設が 87

施設あった。炉形式が不明な施設 29 施設については炉形式を問わず全データについて求めた線形近似式を用いて BA、FA 発生量を求めた。G の残渣については BA、FA として分類すべき性状ではないので、2 種類に分けず残渣発生量全体として近似式を求めた。

推計は各施設が運転開始以降毎年一定量の燃料を消費し、同一施設からは毎年一定量の燃焼灰が発生するという仮定の下行った。運転開始時期についての情報の得られなかった 57 施設については、当該情報が得られた 163 施設の FIT 認定時期から運転開始時期までの期間の平均値（2 年 8 月）を基に、運転開始時期を想定した。

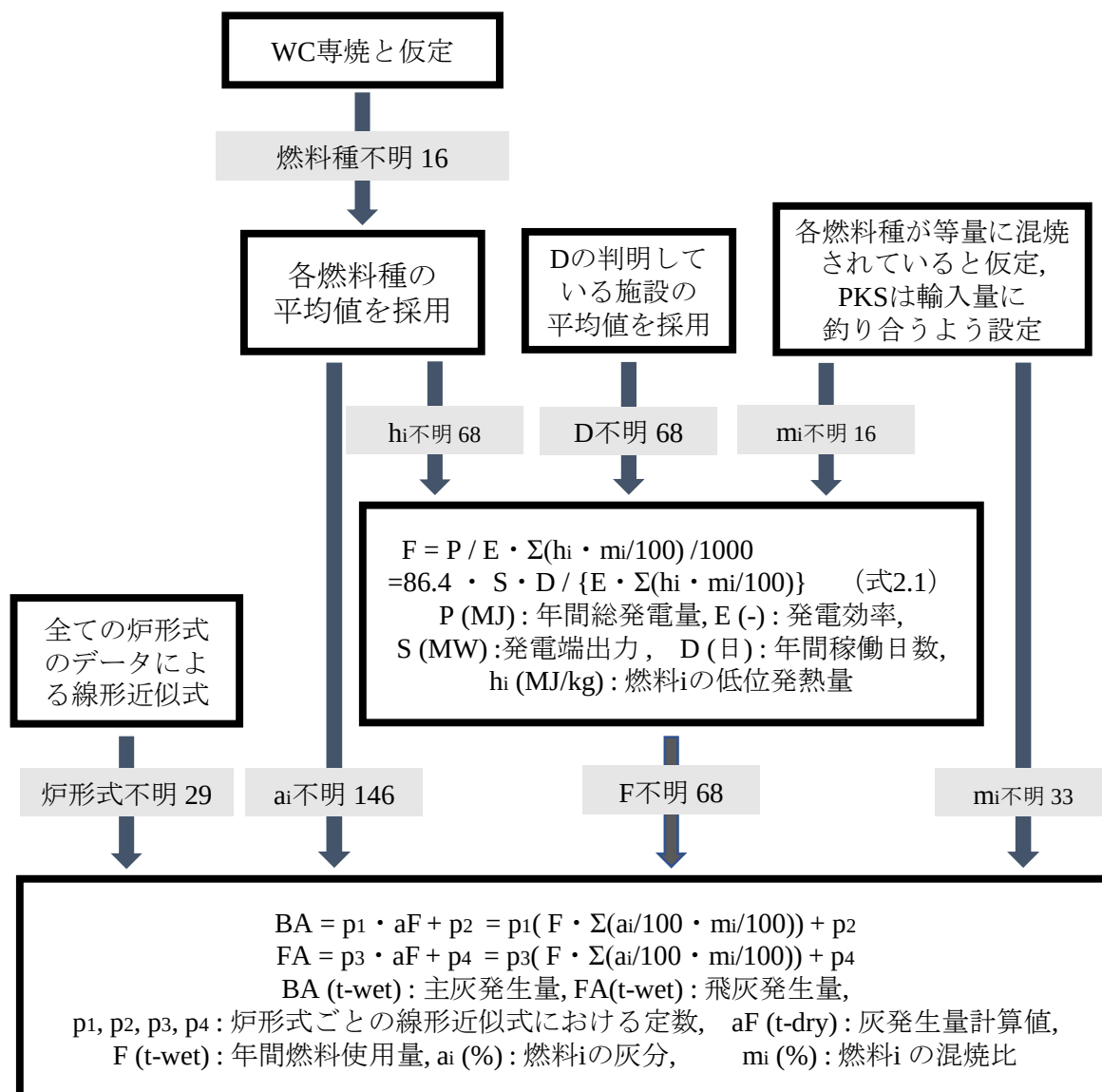


図 2.2 146 施設に対する燃焼灰発生量の推計フロー

2.2.4 統計解析

本研究の統計解析には JMP®17 を用いた。WC の灰分に及ぼす影響因子の評価のため、WC の灰分と

樹種、枝葉の有無について分散分析（ANOVA）を行った。樹皮含有割合、発電所の立地する緯度についても、WC の灰分との単相関を調べた。樹種についてはアンケートの結果から、スギ、ナラ、マツ、広葉樹混合、針葉樹混合、区別なし（MIX）の 6 種類に分類した。海外由来の WC は除外した。

灰分に加えて、炉形式や燃焼温度等の影響によっても燃焼灰発生量が増減する可能性がある。それらの燃焼灰発生量に影響を与える因子を調べるため、燃料使用量当たりの燃焼灰発生量についても、数量化 I 類を伴う最小二乗法による重回帰分析を行った。パラメータとして発電端出力規模、FIT 制度における区分（一般木質・農作物残渣または未利用木質）、炉形式（BFB、CFB、SS、TS）、燃焼温度 T 、燃料の灰分 a （%-wet）、各燃料種の混焼率を考慮した。炉形式のうち G は、その残渣が特殊であり飛灰、主灰いずれとも特性が大きく異なる（Kilpimaa *et al.*, 2013）ことを理由に、この重回帰分析からは除外した。ステップワイズ・変数減少法により、自由度調整済み決定係数が最大となるよう最終的なパラメータと重回帰式を決定した。発電端出力規模と区分については FIT 認定施設リスト（経済産業省, 2022a）の記載を参照した。未利用木質とは、林野庁「発電利用に供する木質バイオマスの証明のためのガイドライン」において「森林における立木竹の伐採又は間伐により発生する未利用の木質バイオマス（輸入されたものを除く。）」とされるもので、「間伐材等由来の木質バイオマス」とも呼ばれる。一般木質バイオマスは、前述した未利用木質及び建設資材廃棄物以外の木質バイオマスであると定義され、製材残材やその他由来の証明が可能な木材を指す（農林水産省, 2024a）。

2.3 結果と考察

2.3.1 燃料性状

6 種類の燃料について燃料性状の集計結果を表 2.2 に示す。一部の施設は複数種類の燃料を混焼しており、複数の燃料性状を回答したため、データ数 N は施設数とは一致しない。表 2.2 には各項目の平均値と標準偏差（SD）を示した。灰分は正規分布よりも対数正規分布に倣うため（池ら, 2020）、灰分については対数平均値を示した。下水汚泥の固形分に関する先行研究でも、灰分が対数正規分布に倣う傾向が報告されている（Chang *et al.*, 2023）。本研究のデータについても、WC、WP、B、PKS、WW の 5 燃料種については正規分布よりも対数正規分布に近い分布を示した。BR と WP はデータ数が小さく、必ずしも対数正規分布に近いとは判断できなかった。

表 2.2 には Phyllis 2 データベース（ECN and TNO, 2020）と他 29 文献から収集した木質バイオマス燃料性状の文献データ（池ら, 2020）も併せて示している。含水率の平均値は、いずれの燃料種でも本研究のアンケート調査結果が文献値を上回っていた。Phyllis 2 データベース（ECN and TNO, 2020）はオランダの機関によるデータベースであり、欧州をはじめとする海外の文献値も多く対象としている。アンケート調査との差異を鑑みるに、日本国内で使用される木質系バイオマス燃料は海外で用いられるものよりも含水率が高いものが多い傾向にあると推察される。発電事業においては本来含水率の低い燃料が好まれるが、近年では燃料価格や供給量の不足から、計画分の燃料を調達できていない事業所もある（日本木質バイオマスエネルギー協会, 2024）。燃料性状についても、本来要求していた品質で調

達することが難しくなっている可能性が高い。また、文献値については、実際の発電施設で一般的に用いられる燃料とは異なる状態の試料を分析した結果を掲載している可能性もある。つまり、論文に記載された燃料性状は実験室での分析用に調達された試料であり、発電施設で燃焼されるものよりも意図的に乾燥処理がなされた、もしくは非意図的に乾燥が進んだ状態であった可能性がある。低位発熱量は全ての燃料種についてアンケート集計結果の平均値が文献調査における平均値より 1-3MJ/kg 低かった。含水率が高い分、水分の蒸発潜熱が差し引かれるため、低位発熱量は低くなる。アンケート調査結果と文献調査結果の灰分対数平均値の間には、含水率や低位発熱量に見られるような一貫した傾向は見られなかった。

表 2.2 木質系バイオマス燃料性状

燃料種		含水率(%-wet)		低位発熱量(MJ/kg)		灰分(%-dry)		
		平均値	データ数	平均値	データ数	対数平均値	データ数	標準偏差
WC	アンケート	41	202	12	182	1	127	$e^{1.2}=3.3$
	文献調査	25	70	14	50	0.94	70	$e^{0.79}=2.2$
WP	アンケート	11	16	15	16	0.86	10	$e^{0.41}=1.5$
	文献調査	7.5	90	17	84	0.45	88	$e^{0.69}=2$
PKS	アンケート	22	42	15	38	2.8	26	$e^{0.26}=1.3$
	文献調査	13	14	16	11	3.2	13	$e^{0.64}=1.9$
BR	アンケート	46	6	12	5	1	2	$e^{0.98}=2.7$
	文献調査	28	28	14	19	3.3	37	$e^{0.69}=2$
B	アンケート	48	15	13	14	3	12	$e^{0.8}=2.2$
	文献調査	26	35	14	24	4.2	43	$e^{0.92}=2.5$
WW	アンケート	30	24	12	26	3.4	17	$e^{0.72}=2.1$
	文献調査	18	42	15	38	2	42	$e^{0.47}=1.6$

灰分の対数平均値は WP (0.86%-dry) < WC (1.0%-dry) < PKS (2.8%-dry) < B (3.0%-dry) < WW (3.4%-dry) であった。BR (平均 1.3%-dry) についてはデータ数が非常に小さいため、平均値の議論からは除外する。ANOVA の結果、灰分対数平均値の 95%信頼区間は WC : 0.85-1.2%-dry、WP : 0.46-1.6%-dry、PKS : 1.9-4.2%-dry、B : 1.7-5.3%-dry、BR : 0.24-4.1%-dry、WW : 2.1-5.5%-dry であった。Turkey の HSD 検定で多重比較すると、B と WC ($p=0.0100$)、PKS と WC ($p=0.0001$)、PKS と WP ($p=0.0343$)、WW と WC ($p=0.0002$)、WW と WP ($p=0.0160$) の灰分対数平均値にはそれぞれ有意な差があるといえる。樹皮材の灰分が多いことは Tsuchiya *et al.* (2010) においても指摘されている。

このうち、最もデータ数が多く広い範囲に値が分布している WC について、樹種、枝葉の有無、樹皮含有割合、生産地域が灰分に及ぼす影響を調べた。スギ、ナラ、マツ、針葉樹混合、広葉樹混合、MIX の灰分データ数はそれぞれ 23、7、8、58、4、14 で、広葉樹より針葉樹の方が多く利用されていた。各樹種の灰分対数平均値 (95%信頼区間) は 0.86%-dry (0.53-1.4%-dry)、1%-dry (0.42-2.4%-dry)、0.35%-dry (0.15-0.79%-dry)、1.0%-dry (0.77-1.4%-dry)、1.7%-dry (0.54-5.5%-dry)、2.0%-dry (1.1-3.7%-dry) で、Turkey の HSD 検定の結果マツと MIX の間にのみ有意な差が見られた。先行研究では針

葉樹が広葉樹と比べて灰分が少ないと報告されているが（武田, 2009）、その差は大きくないと考えられる。Zhai らも、針葉樹と広葉樹の灰分平均値がそれぞれ 1.0%と 1.6%であるとした上で、統計的解析の結果両者に有意な差は無いと結論づけている（Zhai *et al.*, 2021）。中川と松村（2004）の報告では、針葉樹と広葉樹の灰分は心材ではほぼ同じ 1%前後、葉については針葉樹の方がやや小さい値であった。

発電施設で用いられる WC は主として樹幹部に由来するものであるが、枝葉や樹皮を部分的に含む場合があり、それらの灰分は比較的灰分の高い枝葉や樹皮の影響を受ける（表 2.2 の文献値参照）。樹皮含有割合と灰分の間には有意な正の単相関がみられた（ $p=0.0477$ ）。また Turkey の HSD 検定の結果枝葉を含む WC と枝葉を含まない WC の灰分対数平均値の間には有意な差があることが分かった（ $p<0.0001$ ）。枝葉有・枝葉無の WC の灰分累積分布を付録に示す。ANOVA の結果、枝葉有の灰分対数平均値は 2.6%-dry（95%信頼区間で 1.8-3.7%-dry）、枝葉無の灰分対数平均値は 0.83%-dry（95%信頼区間で 0.59-1.2%-dry）であった。先行研究においても、樹幹部に比べ葉は著しく灰分が多いことが指摘されている（中川と松村, 2004; Ialam *et al.*, 2019）。澤井ら（2006）によると果樹剪定枝の灰分は枝の平均直径の累乗関数で表すことができ、細い枝であるほど樹幹部に比べ樹皮含有割合が増大するため灰分が多くなる。本研究における BR の灰分対数平均値が 1.0%-dry と少なかったのは、データ数が 2 と小さかったためであると考えられる。

WC の生産地域もまた灰分に影響を与える可能性がある。植物中の灰分は水分の吸い上げ量の影響を大きく受けることが知られており、寒冷地域の植物はより多くの水分を吸い上げるため灰分が多くなることが予想される（Bakker and Elbersen, 2005）。北部の地域ほど WC の灰分が多くなる傾向があるので、緯度（ N° ）とは正の相関を成すと考えられたが、相関係数は正の値であったものの有意な値ではなかった（ $p=0.666$ ）。

2.3.2 燃焼炉形式と燃焼温度

アンケートに回答した 105 施設の採用していた炉形式を図 2.3(a)に、ウェブサイト等により情報を補完した 220 施設の炉形式を図 2.3(b)に示す。平均燃焼温度の回答（稼働中 52 データ、計画 14 データ）を図 2.4 に示す。日本の木質バイオマス発電施設で採用される炉形式は流動層炉が多く、ストーカ炉が主流である欧州（Štirmer *et al.*, 2018; Dufossé *et al.*, 2022）とは対照的な構成である。燃焼灰発生量は燃焼温度の影響を受けると考えられており（Jenkins *et al.*, 1996; Du *et al.*, 2014）、流動層炉は固定床やストーカ炉よりも低い燃焼温度で運用される（Girón *et al.*, 2013; Munawar *et al.*, 2021）。しかしながら、本研究におけるアンケート調査では炉形式による燃焼温度の差異は認められなかった。燃焼温度は 680～1250°C で、平均値は 842°C（SD: 89°C）であった。既往研究においても、Dahl *et al.*（2010）が流動層炉の、de la Grée *et al.*（2016）が固定床炉の燃焼温度をいずれも 850°C と報告している。Carević *et al.*（2019）の報告した木質系バイオマスを燃焼する BFB の燃焼温度は 850°C（ $N=1$ ）、ストーカ炉の燃焼温度は 550°C 以下～1000°C（ $N=9$ ）であり、ストーカ炉の値についてはやや本研究の結果より低いものがある。Sigvardsen *et al.*（2019）によると CFB で 760-930°C、ストーカ炉で 800-1100°C のものがある。Miles *et al.*

(1996) は BFB、CFB、ストーカ炉の廃ガス温度をそれぞれ 960℃ (N=1) 、882 -900℃ (N=3) 、640-850℃ (N=2) と報告しており、概ね本研究で回答を得た温度帯と一致する。以上の既往研究は欧州および北米の燃焼炉に関する報告であるが、運用される燃焼温度は日本国内の燃焼炉と大きく異なるものではないと言える。都市ごみ焼却施設における燃焼温度は、924℃ と 932℃ (ストーカ炉; 富山ら, 2008) と報告されており、本研究の平均値はこれよりやや低い結果であった。炉形式間で燃焼温度に差異は無いにもかかわらず、流動層炉の燃焼灰に比べ、固定床炉やストーカ炉から発生する燃焼灰は高い炭素含有量を示し (de la Grée *et al.*, 2016; 前田, 2018) 、後者の方が高い未燃損失を有すると考えられている (国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構, 2022) 。 炉形式間で燃焼温度に差異が無かったことから、炉形式による燃焼灰発生量の違いは、燃焼温度による燃焼灰発生量の変化とは別の要因を有すると考えるべきである。

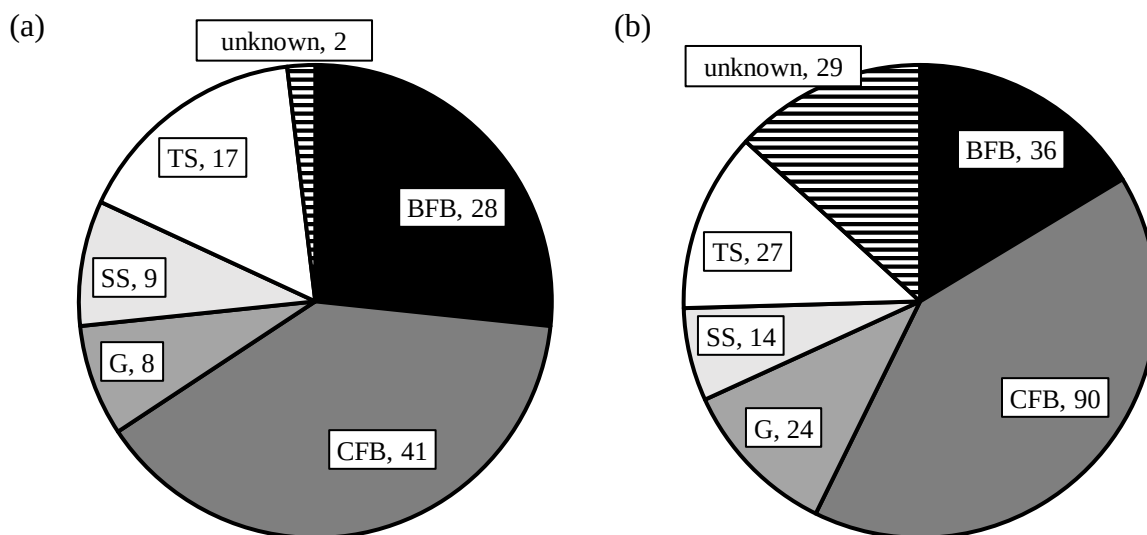


図 2.3 (a)アンケート回答施設の炉形式内訳; (b)推計対象施設の炉形式内訳

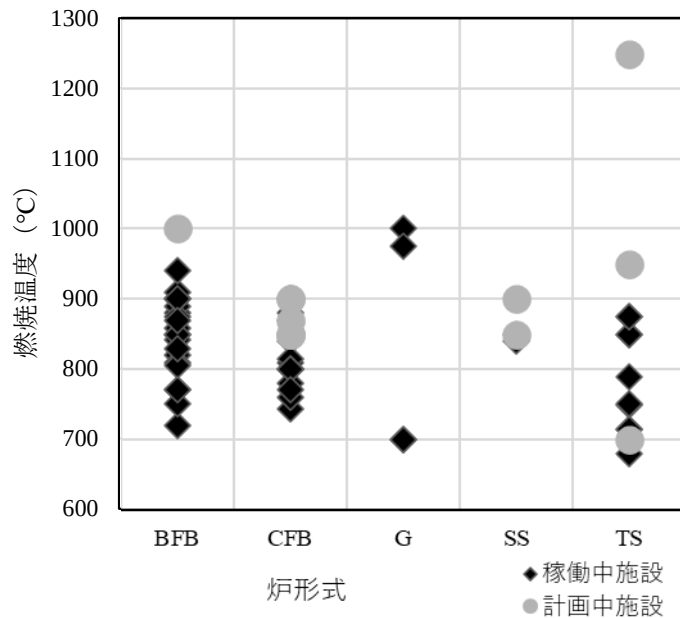


図 2.4 各発電施設の燃焼温度

2.3.3 灰発生量と有効利用用途

燃焼灰を有効利用していると回答した施設は 42 件で、廃棄物として処理している施設は 50 件であった。このうち 17 件は燃焼灰の有効利用と廃棄物としての処理を併用していた。有効利用を行っている施設の割合は併用も含め 56%であり、北海道における先行研究の結果（80%）（折橋ら, 2024）と比較し低い。複数回答可能で木質系バイオマス燃焼灰の有効利用用途を尋ねたところ、燃焼灰はセメント原料・コンクリート骨材（14 件）、路盤材（8 件）、肥料原料・土壌改良材（8 件）、再生土・埋め戻し材（5 件）、燃料（1 件）、製鉄原料（1 件）として有効利用されていた。燃料、製鉄原料として利用されていたのはいずれもガス化発電施設の残渣であり、それらは他の炉形式の燃焼灰と比較して圧倒的に多量の未燃炭素を含有するため、発熱量が高い（Kilpimaa *et al.*, 2013）。ジオポリマー、CO₂ 固定材等、その他の用途への有効利用は確認できなかった。林野庁による令和 4 年の調査において、木質バイオマスエネルギー利用事業所 1,342 件中、燃焼灰を産業廃棄物として処理をしている事業所は 732 件であった。農業（肥料等）利用を行っている事業所は 326 件、農業用以外への利用が 87 件、保管中が 130 件、その他が 67 件である（農林水産省, 2023）。これらの事業所には FIT による発電業だけでなく製造業、農業、宿泊業等の業種が含まれている。本研究のアンケート結果から、発電事業においては、比較的農業分野への有効利用の割合が他業種より小さいことが分かる。林野庁による調査においても、電気・ガス・熱供給・水道業の 154 事業所中農業利用は 6 件、それ以外への利用が 11 件であった（農林水産省, 2023）。

燃焼灰の有効利用・廃棄にかかる費用について回答した施設は 50 件あり、合計年間燃焼灰発生量 15.9 万 t-wet に対しその総額は 26.4 億円であった。燃焼灰の処理を廃棄物処理業者に委託している施設

は43件あり、その委託費用は燃焼灰 1t 当たり平均 21,000 円であった。また、燃焼灰を廃棄物として埋め立て処理している施設は15件あり、その処理費用は1tあたり平均 20,500 円と、業者委託する場合と同程度であった。森のエネルギー研究所（2018）による調査においても、木質バイオマス発電施設より発生する燃焼灰の処理費用は約 2 万円と報告されており、燃焼灰の廃棄にかかるコストは 2017 年から大きく変化していないといえる。燃焼灰を有効利用している施設について、その加工や業者への委託費用は燃焼灰 1t あたり平均 15,800 円であった。用途ごとの灰 1t 当たりの有効利用コストを図 2.5 に示す。灰の有効利用に係るコストは、灰を廃棄物として処分する費用と比較すると低い。さらに、燃焼灰（ガス化残渣）を製鉄原料として有効利用している発電施設では、1t あたり 4,000 円で有価販売している例もあった。有効利用を行う施設数が廃棄物として処理する施設数を下回った理由は、経済的負担ではない可能性がある。木質系バイオマス燃焼灰のさらなる有効利用促進には、灰を原料として受け入れるリサイクル施設の能力や立地など、費用以外の要因の影響を明らかにすることも不可欠である。

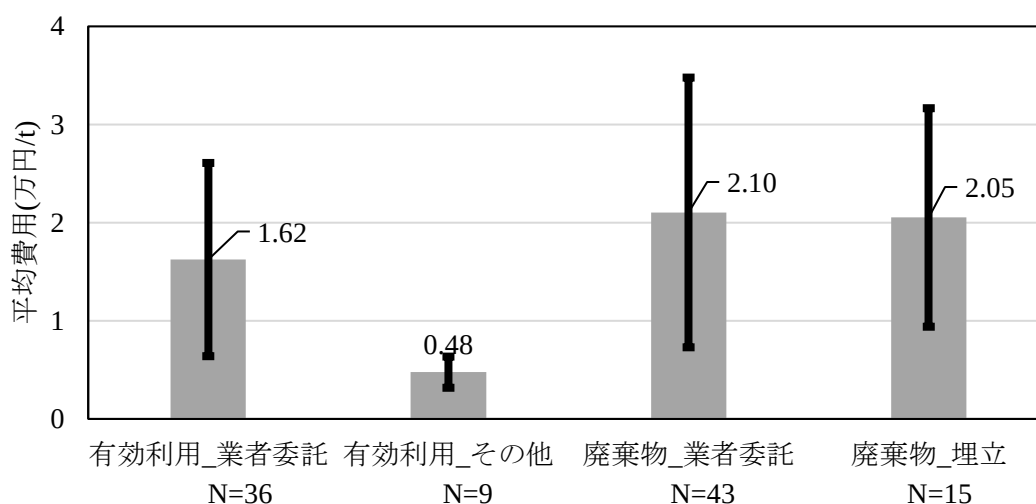


図 2.5 木質系バイオマス燃焼灰の有効利用・処理費用
有効利用: 燃焼灰を有効利用している, 廃棄物: 燃焼灰を廃棄物として処理している,
棒グラフ: 平均値, エラーバー: SD

2.3.4 燃焼灰発生量計算式

アンケートの回答より、燃料使用量と灰分の値から灰発生量 aF を求め、実際の主灰発生量 BA 、飛灰発生量 FA および G 残渣との関係を図 2.6、図 2.7 に示した。線形近似式の切片が負の値となったものについては、切片を 0 として改めて計算を行っている。 BA についての線形近似式は傾きが 0.10~1.2 で、 BFB が最小、 SS が最大であった。 BFB は他の炉形式に比べ BA が少ない傾向にある。灰発生量に示す主灰の割合はストーカ炉>流動層炉であり（CEDEN, 2019）、Ohenoja *et al.* (2020) によると流動層炉の主灰割合は 20~25%である。 BFB によるバイオマス燃焼の例では灰発生量全体に対する主灰の割合が 17%と報告されている（Dahl *et al.*, 2010）。これは TS の例での主灰割合 75%（永野, 2021）と比べ非常に小さい。流動層炉は炉内の流動媒体を押込空気により攪拌し、燃料を浮遊燃焼させるため飛灰が

多くなる。一方で炉の下部で不燃物が分離されるが、不燃物の一部は流動媒体に取り込まれ炉内に戻されるため主灰が少なくなる（タクマ環境技術研究会, 2017）。また BFB は CFB と比べても主灰発生量が少なく、これは流動砂投入量の違いによるものであると考えられる。図 2.8 に示すように、BFB での燃料当たりの流動砂投入量は CFB と比べて圧倒的に少ない。炉形式に関わらず全てのデータを考慮すると、aF に対する BA の近似直線は $y=0.64x+200$ ($R^2=0.68$) であった。FA についての線形近似式は傾きが 0.68~4.0 と幅広く、CFB が最小、G が最大であった。G より出る残渣は、燃料を燃焼した後に残る灰分とは異なり、炭化物である場合が多い。残渣のうち 50%以上 (Modolo *et al.*, 2013)、多いもので 90% (Eberhardt and Pan, 2013) を炭素が占めるものもあり、aF に対する G から実際に発生する残渣の量は他の炉形式に比べて非常に大きい値となる。図 2.6 および図 2.7 から読み取れる範囲では、FA 発生量はストーカ炉よりも流動層炉の方が FA 発生量が多くなると考えられる。Girón *et al.* (2013) の例でも、林地残材を燃料とするストーカ炉の飛灰発生量は燃料の 1.4%、流動層炉の飛灰発生量は燃料の 4.2% であった。炉形式に関わらず全てのデータを考慮すると、aF に対する FA・G 残渣の近似直線は $y=0.94x+560$ ($R^2=0.73$) であった。切片は CFB が BA で 890、FA で 1800 と最も大きい。CFB では図 2.8 のように大量の流動砂を使用する必要があり、灰は燃料に含まれる灰分だけに由来するわけではなく、おおいに流動砂の影響を受けると考えられる。流動砂投入量は aF に比例するものではないため、CFB の線形近似式の切片が他の炉形式よりも大きくなったと考えられる。いずれの炉形式も、BA と FA の線形近似式の傾きの和は 1.2 以上となり、BA と FA を合わせた実際の灰発生量は aF の値よりも大きくなると推察される。折橋ら (2024) によるアンケート調査でも、実際の木質系バイオマス燃焼灰の発生量が計算上の推計の約 1.5 倍であったと報告されている。都市ごみ焼却灰の例でも、灰発生量は灰分と都市ごみ投入量から計算した値の 1.8~1.9 倍であった (高岡と池, 2021)。理由として、aF の値は乾量ベースであるのに対し実際の灰発生量は多少の水分を含み、湿潤ベースの重量であることが挙げられる。特に湿式プロセスで回収される灰は乾式で回収されるものと比較して 1.4 倍の重量になるとされる (Maugard, 2015)。また、土壌由来の砂礫や建築廃材中の金具など、燃料とともに夾雑物が炉内に混入することも理由として考えられる。

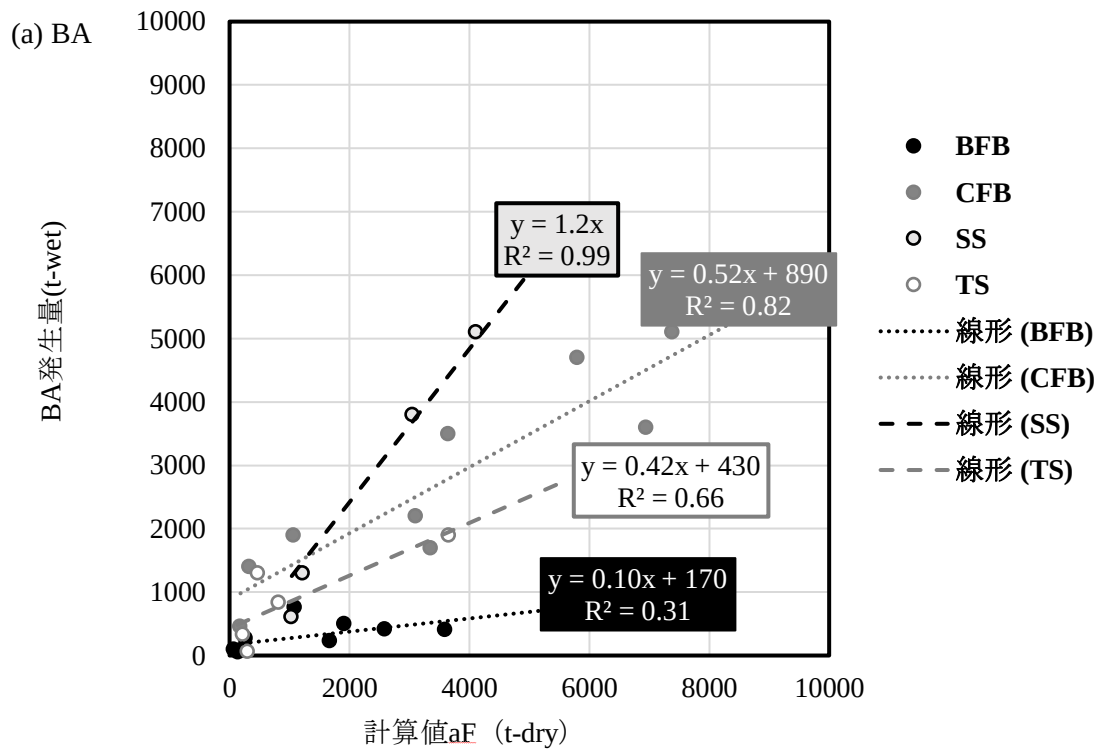


図 2.6 灰発生量計算値と実際の BA 発生量の関係

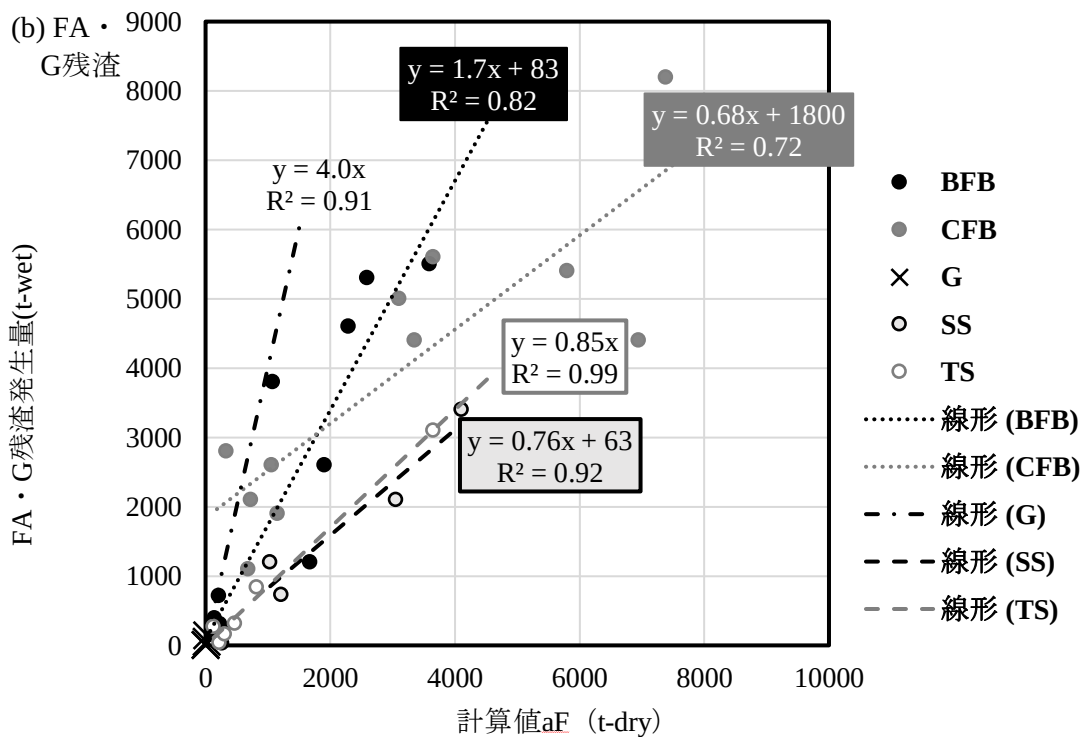


図 2.7 灰発生量計算値と実際の FA・G 残渣発生量の関係

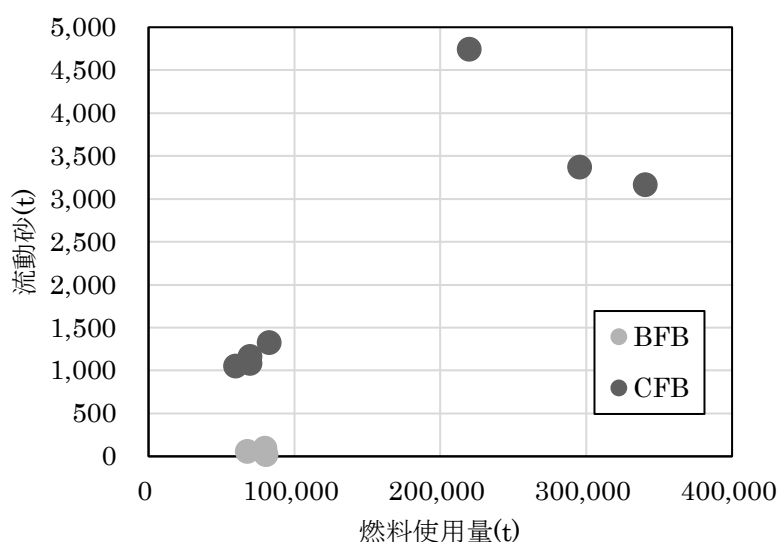


図 2.8 BFB および CFB における流動砂投入量

ここで求めた推計式によって算出される BA、FA の値と実際の発生量を比較した結果が図 2.9(a)及び (b)である。BA、FA とともに推計された値は実際の発生量と良好な正の相関（相関の p 値 <0.0001 ）を示している。ほとんどの施設が 45 度線（実際の発生量と推計の値が一致する直線）付近にプロットされ、BA、FA データの近似直線はそれぞれ $y=0.87$ 、 $y=0.90$ であった。全体としては推計は実際よりも 10%程度小さく見積もられる可能性があるが、ある程度正確に発生量を予測できると考えられる。しかしながら、推計値が実際の値の 0.5 倍未満となるデータも BA で 9 データ（51 データ中）、FA・G 残渣で 15 データ（63 データ中）あった。推計値が実際の値の 2 倍を超えるデータは BA で 7 データ、FA・G 残渣で 6 データであった。全体として燃焼灰発生量を推計する上ではある程度の正確性が期待できるものの、個々の施設については燃焼灰発生量を過小評価・過大評価してしまう可能性は依然として残る。

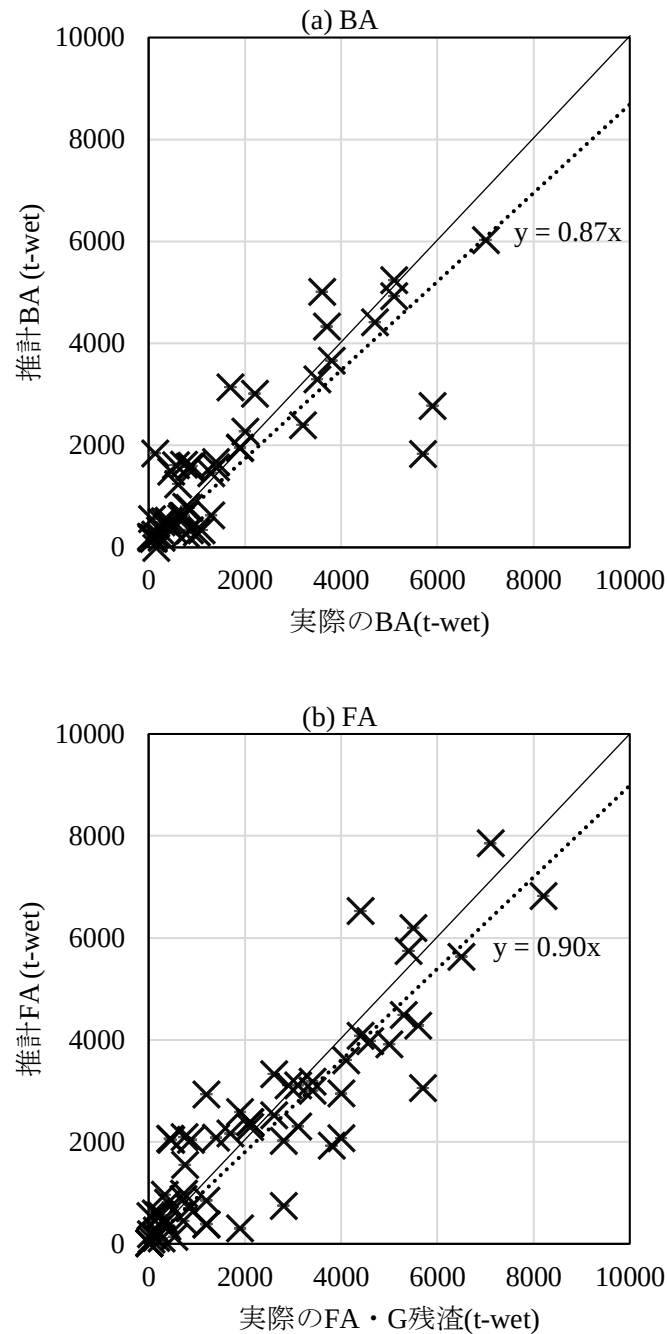


図 2.9 推計値と実際の灰発生量の比較

燃焼灰発生量に影響を及ぼす因子を検討するにあたり、FあたりのBA、FA発生量（それぞれBA/F、FA/F とする）を目的変数として重回帰分析を行った。BA/F についての結果を表 2.3 に示す。推定値は平均値で中心化し、範囲の2分の1で尺度化した値である。ステップワイズ・変数減少法でもとめた重回帰式の R^2 は 0.97、自由度調整済み R^2 は 0.93 であり、帰無仮説の p 値は 0.0002 であった。得られた重回帰式 2.4 は非常に正確にアンケート結果に基づく主灰発生量を再現するモデルである。

$$\begin{aligned}
BA = F \times 10^{-3} \times & \left\{ 11.0 + (-13.4 \quad 13.4) \begin{pmatrix} \text{一般木質・農作物残渣区分} \\ \text{未利用木質区分} \end{pmatrix} \right. \\
& + (-9.81 \quad -5.60 \quad 6.58 \quad 8.83) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} - 2.31T + 2.71a \\
& \left. + (8.89 \quad 8.77 \quad 25.7 \quad 14.2) \begin{pmatrix} P_{WC} \\ P_{WP} \\ P_{PKS} \\ P_B \end{pmatrix} \right\} \quad (式 2.4)
\end{aligned}$$

BA : 主灰発生量 (t-wet) , F : 燃料使用量 (t-wet) , T : 燃焼温度 (°C) ,

a : 燃料の灰分 (%-wet) , $P_{fuel\ type}$: 燃料に占める fuel type の割合 (-)

BA/F に対する影響の帰無仮説の p 値が 0.05 を下回り、統計的に有意に影響を与えと考えられる項目は、区分、炉形式 BFB、CFB、SS および TS、使用燃料に占める WP、PKS および B の割合であった。未利用木質区分は主灰発生量に対し有意な正の影響、一般木質・農作物残渣区分は有意な負の影響を示した。未利用木質資源は間伐材等由来の木質バイオマスであり、枝条や樹皮など林業・製材事業活動に伴い発生し従来有効活用されていなかった資源が含まれている。枝条や樹皮などは砂や石などの異物が混入し易く、また樹幹部に比べ灰分が多くなることから燃焼灰の発生量も多くなる（永野, 2021）。これは燃料種 B の混焼比が BA/F に対し有意な正の影響を与えた理由でもありと考えられる。一方、一般木質・農作物残渣区分の施設では燃料として間伐材等由来のものではなく、樹幹部の多い丸太や PKS、輸入 WP 等が用いられる。

炉形式 BFB は他の炉形式に比べ主灰発生量が有意に少なく、SS は主灰発生量が有意に多い。炉形式 BFB と CFB は BA/F に対し有意な負の影響が、SS と TS は有意な正の影響が見られた。先述のようにストーカ炉の燃焼灰発生量に占める主灰の割合は流動層炉と比較して大きく（CEDEN, 2019）、都市ごみ焼却施設の例では焼却残渣発生量の 69.1～92.6%を占める（肴倉, 2021）。バイオマス燃焼の例でも TS における灰発生量全体に対する主灰の割合（75%、永野, 2021）と比べ BFB における主灰割合（17%、Dahl *et al.*, 2010）は小さい。また、BFB と CFB の推定値を比較すると、流動砂投入量の違いにより BFB の主灰発生量がより少ないことが統計的にも確認された。WP、PKS および B の混焼割合は全て BA/F に対し有意な正の影響を示した。WP、PKS の影響の理由については、現時点では定かではない。

表 2.3 燃料使用量当たり主灰（BA/F）に対する重回帰分析

項	尺度化した推定値	標準誤差	t 値	p 値
切片	1.10×10^{-2}	1.12×10^{-2}	9.88	<0.0001
区分[一般木質・農作物残渣]	-1.34×10^{-2}	2.04×10^{-3}	-6.55	0.0003
区分[未利用木質]	1.34×10^{-2}	2.04×10^{-3}	6.55	0.0003
炉形式[BFB]	-9.81×10^{-3}	1.69×10^{-3}	-5.8	0.0007
炉形式[CFB]	-5.60×10^{-3}	1.73×10^{-3}	-3.24	0.0143
炉形式[SS]	6.58×10^{-3}	2.70×10^{-3}	2.44	0.0447
炉形式[TS]	8.83×10^{-3}	2.56×10^{-3}	3.46	0.0106
燃焼温度	-2.31×10^{-3}	1.70×10^{-3}	-1.35	0.218
灰分(%-wet)	2.71×10^{-3}	1.52×10^{-3}	1.78	0.118
燃料種[WC]	8.89×10^{-3}	5.61×10^{-3}	1.59	0.157
燃料種[WP]	8.77×10^{-3}	2.79×10^{-3}	3.14	0.0163
燃料種[PKS]	2.57×10^{-2}	7.02×10^{-3}	3.66	0.0081
燃料種[B]	1.42×10^{-2}	2.85×10^{-3}	5	0.0016

燃料使用量あたりの飛灰発生量 FA/F を目的変数とした重回帰分析の結果を表 2.4 に示す。ステップワイズ・変数減少法で求めた重回帰式の R^2 は 0.93、自由度調整済み R^2 は 0.82 であり、帰無仮説の p 値は 0.0022 であった。得られた重回帰式 2.5 は非常に正確にアンケート結果に基づく飛灰発生量を再現するモデルである。

$$\begin{aligned}
 FA = F \times 10^{-3} \times & \left\{ 16.2 + (-5.01 \quad 5.01) \begin{pmatrix} \text{一般木質・農作物残渣区分} \\ \text{未利用木質区分} \end{pmatrix} \right. \\
 & + (19.2 \quad 12.4 \quad -2.57 \quad -29.0) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} - 25.0T + 33.5a \\
 & \left. + (103 \quad 33.7 \quad 105 \quad 60.7 \quad 37.8) \begin{pmatrix} P_{WC} \\ P_{WP} \\ P_{PKS} \\ P_B \\ P_{WW} \end{pmatrix} \right\} \quad (式 2.5)
 \end{aligned}$$

BA : 主灰発生量 (t-wet) , F : 燃料使用量 (t-wet) , T : 燃焼温度 (°C) ,
 a : 燃料の灰分 (%-wet) , $P_{fuel\ type}$: 燃料に占める fuel type の割合 (-)

FA/F に対する影響の帰無仮説の p 値が 0.05 を下回り、統計的に有意に影響を与えと考えられる項目は、炉形式 BFB、CFB および TS、燃焼温度、燃料の灰分、燃料種 WC、WP、PKS、B および WW で

あった。BA/F とは逆に炉形式 BFB、CFB は FA/F に対し有意な正の影響を、TS は有意な負の影響を示した。流動層炉は飛灰が多く、主灰が少ないこと（タクマ環境技術研究会, 2017）が、ここでも確認された。燃焼温度は FA/F に対し有意な負の影響を示した。バイオマス燃料を燃焼し灰を生成する場合、燃焼温度が高くなるほど残留する主灰の量が減少すると考えられている（Etiégni and Campbell, 1991; Jenkins *et al.*, 1996; Du *et al.*, 2014）。燃焼温度が高くなるに従い、燃料中の KCl 等が揮発するため、残る主灰は減少すると考えられている（Etiégni and Campbell, 1991; Du *et al.*, 2014）。揮発した元素は排ガス中で冷却され飛灰に移行するので、燃焼温度が高いほど飛灰の発生量は多くなると思われるが、重回帰分析は逆に、FA が少なくなる傾向を示唆した。KCl の揮発は 800℃～1100℃で起こるが（Wei *et al.*, 2005）、本研究で対象となった日本の木質系バイオマス発電施設における燃焼温度は範囲が狭く、KCl の飛灰への移行量の差異が小さかったと考えられる。燃料種 WC、WP、PKS、B および WW の混焼率は全て FA/F に対し有意な正の影響を示した。この理由については現時点では不明である。

表 2.4 燃料使用量当たり飛灰（FA/F）に対する重回帰分析

項	尺度化した推定値	標準誤差	t 値	p 値
切片	1.62×10^{-2}	2.93×10^{-3}	5.53	0.0006
区分[一般木質・農作物残渣]	-5.01×10^{-3}	2.71×10^{-3}	-1.85	0.102
区分[未利用木質]	5.01×10^{-3}	2.71×10^{-3}	1.85	0.102
炉形式[BFB]	1.92×10^{-2}	6.84×10^{-3}	2.81	0.0228
炉形式[CFB]	1.24×10^{-2}	3.71×10^{-3}	3.34	0.0103
炉形式[SS]	-2.57×10^{-3}	7.54×10^{-3}	-0.34	0.742
炉形式[TS]	-2.90×10^{-2}	7.27×10^{-3}	-3.99	0.004
燃焼温度	-2.50×10^{-2}	7.44×10^{-3}	-3.37	0.0098
灰分(%-wet)	3.35×10^{-2}	3.98×10^{-3}	8.43	<0.0001
燃料種[WC]	1.03×10^{-1}	2.49×10^{-2}	4.14	0.0033
燃料種[WP]	3.37×10^{-2}	1.06×10^{-2}	3.19	0.0129
燃料種[PKS]	1.05×10^{-1}	2.71×10^{-2}	3.86	0.0048
燃料種[B]	6.07×10^{-2}	1.58×10^{-2}	3.85	0.0049
燃料種[WW]	3.78×10^{-2}	1.10×10^{-2}	3.43	0.009

2.3.5 全国の木質系バイオマス燃料使用量推計

2.2.4 に示したフローに従って国内にある 220 発電施設より発生する木質系バイオマス燃料使用量を推計した。FIT 制度導入直後の 2013 年から 220 施設すべてが稼働する 2026 年までの燃料使用量の推移を図 2.10 に示す。燃料使用量を回答した施設は 103 件ありその総量は年間 1,184 万 t-wet であった。ウェブサイト等で追加的に情報を収集したところ、47 施設の燃料使用量が判明しそれらの合計は 678 万 t-

wet であった。残り 70 施設の燃料使用量は年間 1,483 万 t-wet と推計された。FIT 制度開始直後の 2013 年時点での全国の燃料使用量は 200 万 t-wet であったが、2023 年までの 10 年間で約 15 倍の 3,100 万 t-wet まで使用量が急増している。木質系バイオマス発電施設 220 件が全て稼働すると、年間 3,300 万 t-wet の燃料が燃焼されることになり、このうち WC が 1,200 万 t-wet、WP が 1,100 万 t-wet、PKS が 690 万 t-wet、BR が 12 万 t-wet、B が 1 万 t-wet、WW が 170 万 t-wet、補助燃料としての石炭が 53 万 t-wet と推計された。燃料使用量は 2018 年（1,000 万 t-wet）から 2019 年（2,200 万 t-wet）の 1 年間で 2 倍以上に増加している。これは 2017 年 3 月に新規認定を受けた発電施設の多くが運転を開始したと想定されるためである。2017 年 4 月の改正 FIT 法施行により、接続契約の締結が必要になるなど認定条件が強化されること、半年後の 2017 年 10 月より一般木質バイオマス発電の買取価格が引き下げられることなどを懸念した多数の事業者により、2017 年 3 月に「駆け込み認定」が生じたとされる（NPO 法人バイオマス産業社会ネットワーク, 2018）。発電施設の運転開始時期は認定時期から平均 2 年 8 か月後であり、2019 年 11 月に運転を開始したと想定される発電施設は 15 施設、合計発電容量は 760MW に上る。2019 年にこれらの施設の運転開始したことにより、燃料使用量が急激に増加したと考えられる。

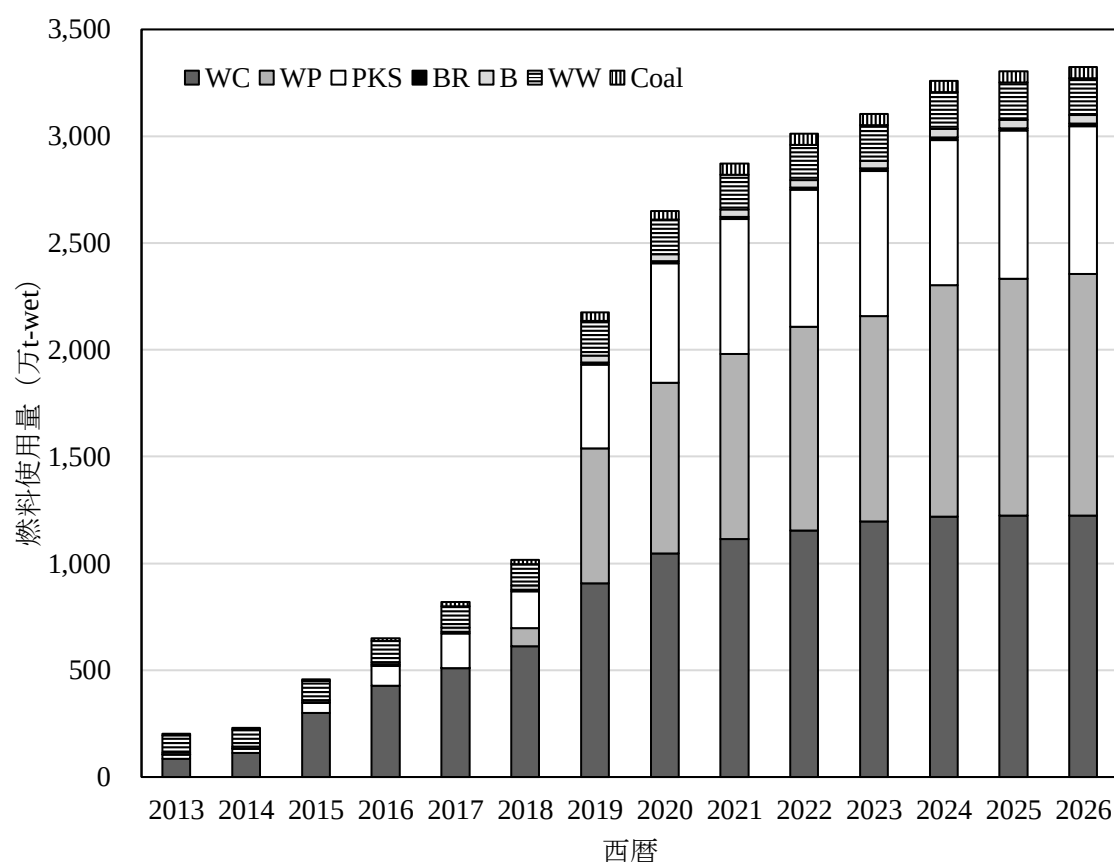


図 2.10 燃料使用量の推移

燃料使用量のうち、各燃料種の混焼率が不明な施設については各燃料が等分に混焼されていると仮定して計算を行った。ただしこのうち PKS については輸入農作物残渣であるため、年間の使用量がそ

の輸入量と釣り合うよう混焼比を定めた。2023年にはおよそ 590 万 t-wet の PKS が輸入されていた（経済産業省, 2024）。2022 年末までに稼働している 201 施設の合計年間 PKS 使用量がこの値を超過しないと仮定すると、PKS 混焼比が不明な施設については 3%と想定できる。PKS の需要量は急速に増加し、消費量が輸入量を超過しかねない状況である。また、燃料の長距離輸送は木質バイオマス発電事業のライフサイクル CO₂ 排出量に対し最も影響力を持つプロセスであり（Elisa *et al.*, 2020）、バイオマス燃料を PKS の輸入に頼る日本の事業形態にはカーボンニュートラルや持続可能性について議論の余地がある。この点に対処するため現在、経済産業省は FIT 認定施設に対し、PKS 等の燃料調達の持続可能性について第三者による認証を求めている（経済産業省, 2022b）。

2023 年の国内の WP 生産量は 15.9 万 t-wet、輸入量は 580 万 t-wet であった（農林水産省, 2024b）。推計された 2023 年の WP 使用量はこれを 500 万 t-wet 程超過しており、実際には燃料使用量に占める WP の割合は推計結果よりも低いと考えられる。WP を燃料に使用する施設は 220 施設中 48 施設あり、このうち 32 施設がアンケート調査実施時点で未稼働（計画中）であった。計画段階で想定していた量の WP が実際には調達できず、WC 等他の燃料で補った可能性がある。また、WP を使用する 48 施設のうち 18 施設は WP と他の燃料種を混焼しており、その混焼比が明らかでない施設であった。特に 14 施設は WP と PKS を混焼していた。前述したように PKS の混焼比は輸入量との釣り合いから 3%と仮定され、その結果 WP の混焼比は 97%と高い値が想定されたため、WP の使用量が多く推計されたと考えられる。WP の輸入量と使用量が釣り合うよう混焼比を調整するべきであるが、その結果 PKS の輸入量-使用量の釣り合いが担保できなくなるため、ここでは引き続き元の仮定を用いて推計を行う。

2.3.6 全国の木質系バイオマス燃焼灰発生量推計

2.3.4 項で決定した線形近似式を用い、国内にある 220 発電施設より発生する木質系バイオマス燃焼灰を推計した。アンケート調査及びウェブサイト等による追加的調査の結果、220 施設のうち 36 施設は BFB、90 施設は CFB、24 施設は G、14 施設は SS、27 施設は TS を採用していた。29 施設の炉形式は不明であった（図 2.3(b)参照）。使用される燃料中の灰分 aF の推移を図 2.11 に示す。220 施設で年間に燃焼される 3,300 万-wet の燃料による aF は 42 万（SD: 28 万～72 万）t-dry で、そのうち 35%にあたる 15 万 t-dry は比較的灰分の高い PKS 由来であると推計された。WC 由来、WP 由来の aF はそれぞれ 7.3 万 t-dry、8.6 万 t-dry であった。

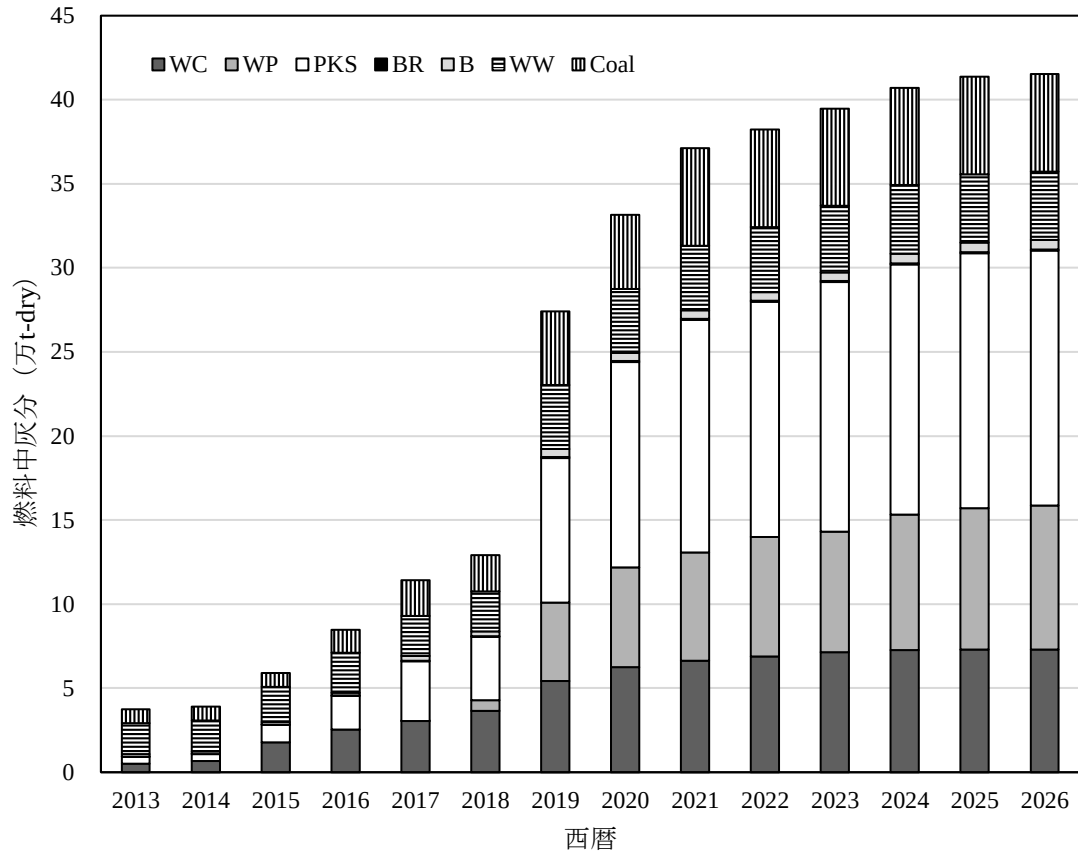


図 2.11 使用される燃料中の灰分の推移

稼働中の 81 施設のうち、燃焼灰発生量を回答した施設は 74 施設で、年間灰発生量は合計 23.6 万 t-wet であった。このうち BA は 8.2 万 t-wet、GA 及び G 残渣は 15.4 万 t-wet であった。飛灰の集じん方式（バグフィルター、電気集じん機、その他）については 74 施設が回答し、そのうち 68 施設はバグフィルターを採用していた。電気集じん機とその他を回答した施設はそれぞれ 3 施設であった。灰発生量の不明な 146 施設について 2.3.4 項における BA、FA および G 残渣発生量の推計式を当てはめると、146 施設の燃焼灰発生量は合計 66 万（SD: 45 万～95 万）t-wet と推計された。全国の木質系バイオマス燃焼灰発生量推計の推移は図 2.12 に示す結果となった。エラーバーは SD を示す。また、2026 年における BA、FA と G 残渣発生量の内訳を図 2.13 に示す。2026 年に国内で発生する木質系バイオマス燃焼灰は、計画中施設の情報を含むためある程度の不確実性を有するものの、BA が 36 万（SD: 24 万～47 万）t-wet、FA および G 残渣が 54 万（SD: 45 万～72 万）t-wet であった。G 残渣は 0.76 万（0.30 万～2.2 万）t-wet と全体のうち 1%未満の少量であった。CFB 由来の灰が BA の 73%、FA の 66%を占める。BA では SS 由来の灰が、FA では BFB 由来の灰が CFB 由来の灰に次いで多い。Dufossé *et al.* (2022) による推計において、燃焼灰発生量に対する BA の比率は 0.8 に固定されていたが、本研究の結果からは BA は全体の 40%であり、日本国内においては実態にそぐわない想定であった。Štirmer *et al.* (2018) はクロアチアにおいて木質バイオマス燃焼灰発生量を調査し、燃料のおよそ 3.1%であると結論付けており、この結果を用い

れば 3,300 万 t-wet の燃料に対し約 100 万 t-wet の燃焼灰発生が見込まれる。90 万 t-wet (SD: 69 万～120 万 t-wet) の燃焼灰が発生すると推計した本研究の結果はこれと一致する。折橋ら (2024) の調査では、北海道内で木質バイオマスの燃焼により熱供給・発電を行う 85 事業者の年間木質バイオマス燃料使用量は 70 万 t-wet で、灰発生量は 3.28 万 t-wet と推計された。本研究の推計より高い比率で燃焼灰が発生しているが、灰発生量が多い理由として折橋らは枝条・伐根類や建築解体材の使用が多かったことを挙げている (折橋ら, 2024)。

国内の木質系バイオマス燃焼灰は近年急増しており、数年以内に都市ごみ焼却残渣発生量 (396 万 t-wet; 環境省, 2024) の約 23%に匹敵する発生量が見込まれる。燃焼灰の有効利用は喫緊の課題であり、様々な燃料種・炉形式に由来する燃焼灰の効率的な有効利用方法を確立することが重要である。

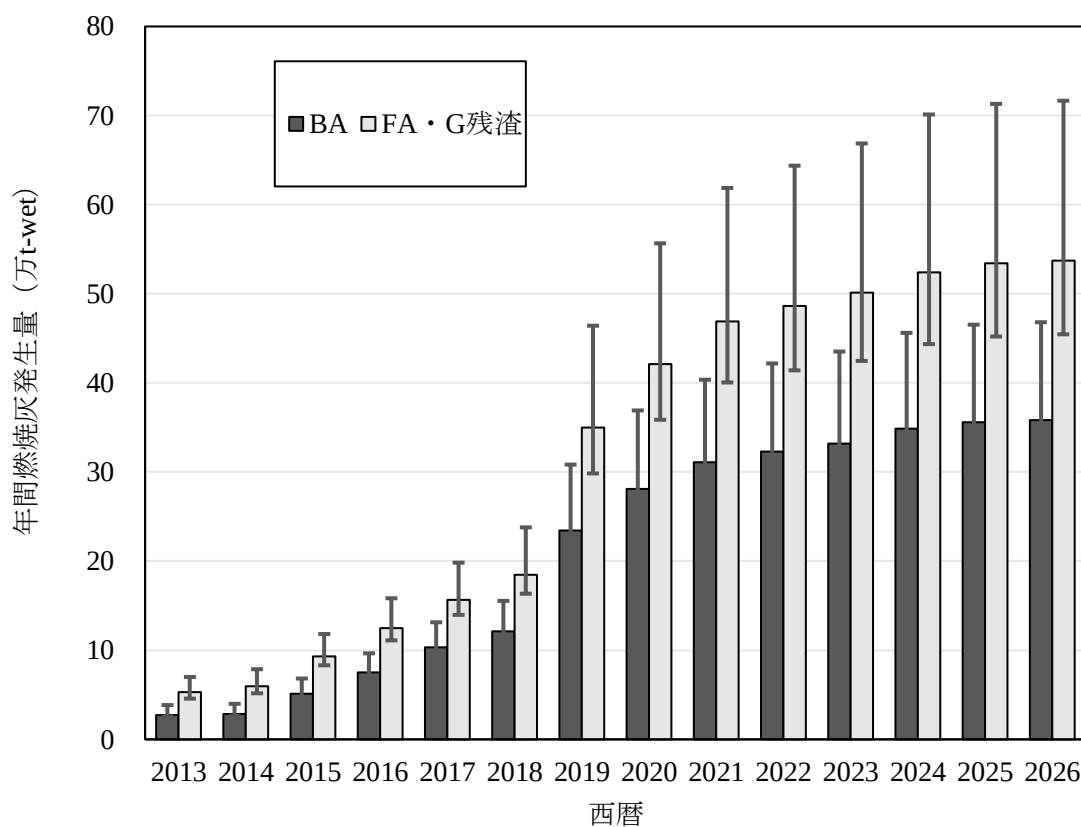


図 2.12 国内の木質系バイオマス燃焼灰推計

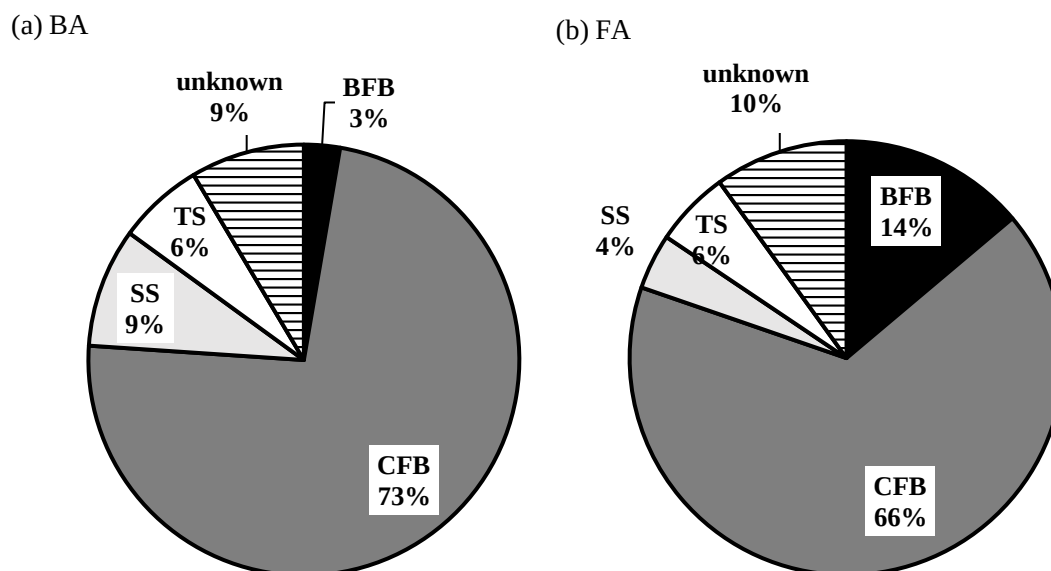


図 2.13 2026 年の燃焼灰発生量内訳

BA、FA・G 残渣発生量を都道府県別に推計した結果を図 2.14(a)、(b)に示す。BA では愛知県、FA・G 残渣では北海道が全国最大であった。愛知県は発電施設が 9 施設立地するが、BA の少ない BFB を採用する施設は無い。特に 50MW 以上の大規模な発電施設が 7 施設立地しており、県内合計で 2.9 万 t-wet の BA が見込まれる。北海道は国内最多の 18 発電施設を有し、その合計規模も 424MW と、全国（5,509MW）の約 8%にあたる。北海道の FA・G 残渣発生量は年間 3.4 万 t-wet と推計される。全国の産業廃棄物の管理型最終処分場数は 2016 年時点で 1,803 であるが、このうち北海道には 291 処分場がある（環境省, 2018）。北海道で発生する FA の埋立処理については著しい困難は無いものと考えられる。一方、奈良県、和歌山県、高知県は管理型最終処分場が 1 件のみ、栃木県は 0 件である（環境省, 2018）。これらの都道府県においては、燃焼灰の有効利用がより重大な課題となる。

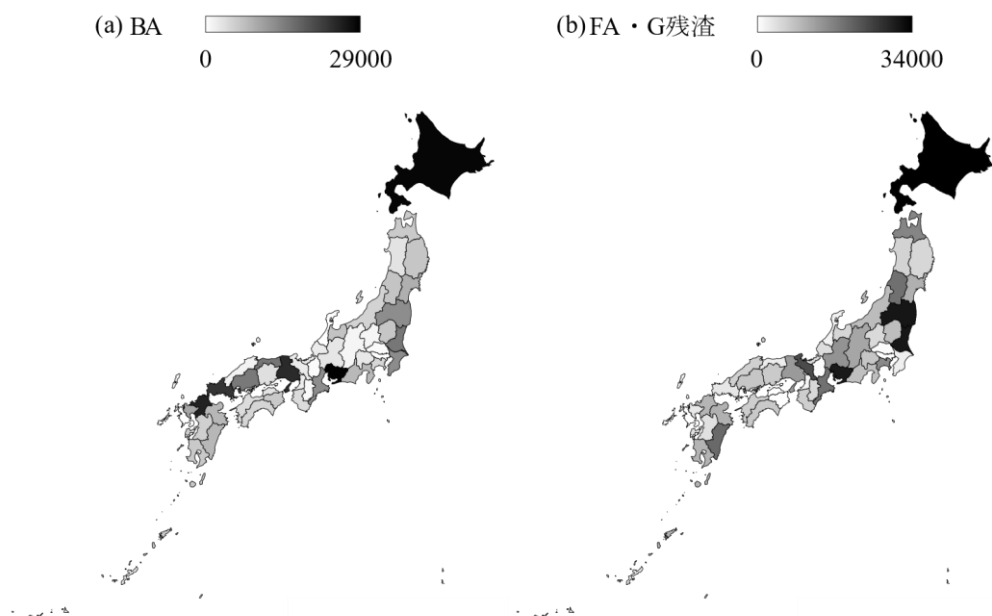


図 2.14 都道府県ごとの 2026 年における燃焼灰発生量 (t-wet)

2.4. おわりに

本章では、アンケート調査に基づき全国の木質系バイオマス燃焼灰の推計を行った。その結果、以下のような知見が得られた。

- 木質系バイオマス燃料の灰分は正規分布よりも対数正規分布に似、樹皮含有割合と灰分の間には有意な正の単相関がみられた。また枝葉を含む WC は枝葉を含まない WC と比較して有意に灰分対数平均値が高い。
- アンケート調査の結果、燃焼灰を有効利用している施設は 42 施設で、廃棄物としての処理との併用も含め 56%であった。有効利用用途としてはセメント原料・コンクリート骨材が最も多く、次いで路盤材、肥料原料・土壌改良材として有効利用されていた。燃焼灰の処理を廃棄物処理業者に委託する際の費用、埋め立て処理する際の費用と比べて、燃焼灰を有効利用する際の加工や業者委託費用は平均 15,800 円/t と、低価となる傾向にある。燃焼灰の有効利用を妨げる理由は、必ずしも経済的負担ではない可能性がある。
- 燃料使用量と灰分の値から計算した灰発生量 aF に対し実際の主灰発生量 BA をプロットしたところ、BFB は主灰が少ない傾向にあり、同じ流動層炉でも流動砂投入量の違いから CFB は比較的多く主灰が発生する。いずれの炉形式も、 BA と FA を合わせた実際の灰発生量は aF の値よりも大きくなると推察され、燃料使用量に灰分を乗じて計算する従来の考え方では、燃焼灰発生量を正確に推計することが困難であると考えられる。
- 重回帰分析の結果、燃料と共に砂や石などの異物が炉内に混入し易い未利用木質区分は BA/F に対し有意な正の影響を示した。ストーカ炉は主灰の割合が流動層炉と比較して大きく、炉形式 BFB

と CFB は BA/F に対し有意な負の影響が、SS と TS は有意な正の影響が見られた。FA/F についての重回帰分析では、BA とは逆に炉形式 BFB、CFB が有意な正の影響を、TS は有意な負の影響を示した。

- 推計対象となった発電施設 220 件が全て稼働する 2026 年には 3,300 万 t-wet の燃料が燃焼されることになり、42 万 t-dry の aF のうち 35%は PKS 由来であると推計された。2026 年に国内で発生する BA は 36 万 (SD: 24 万～47 万) t-wet、FA は 54 万 (SD: 45 万～72 万) t-wet で、CFB 由来の灰が 6 割以上を占める。

90 万 t-wet の燃焼灰は都市ごみ焼却灰発生量の約 23%に匹敵し、燃焼灰の効率的な有効利用を確立することは喫緊の課題である。本章で用いた推定式は、地域ごとに異なる燃料種や炉形式に応じて変化する燃焼灰の推定に適用することができる。また、燃料と炉形式の変化を考慮することにより、燃焼灰の特性を考慮した燃焼灰ポテンシャルを評価するうえで有用である。燃料種や炉形式といったパラメータと燃焼灰特性の関係を明らかにすることで、燃焼灰の最適な有効利用に関してより優れた洞察が可能になる。ただし、本章で行った推計は大きく 2 種類の不確実性を含む。すなわち、(1) アンケート調査等で得たデータセットのうち一部の推計対象施設について燃料種、炉形式等の情報が不完全であった点と、(2) 調査実施時点で計画中の施設を含み、計画の変更が生じる可能性がある点である。これらの不確実性を改善するためには、今後より確実に詳細なデータを収集することが必要である。

参考文献

- 池美乃里, 大下和徹, 高岡昌輝, 2020. 国内の FIT 認定木質バイオマス発電施設における燃焼灰発生量推計. 廃棄物資源巡回学会論文誌 31, 169-178. <https://doi.org/10.3985/jjsmcwm.31.169>
- 折橋健, 原田陽, 西宮耕栄, 2024. 北海道における木質バイオマス燃焼灰の発生量と利用量の推計, 林産試験場報 551, 1-4.
- 環境省, 2024. 令和 6 年版環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書. p.175 https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/r06/pdf/2_3.pdf (2024.10.29 accessed)
- 株式会社森のエネルギー研究所, 2018. 平成 29 年度木質バイオマス利用支援体制構築事業のうち発電・熱電併給等推進のための調査報告書. p.39-41 https://www.mori-energy.jp/wp2/wp-content/uploads/2018/07/2017maff_chp_report.pdf. (2024.07.14 accessed)
- 環境省, 2018. 産業廃棄物行政組織等調査報告書 平成 27 年度実績. <https://www.env.go.jp/press/files/jp/108899.pdf> (2025.02.22 accessed)
- 環境省, 2024. 一般廃棄物処理実態調査結果 令和 4 年度調査結果. https://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/r4/data/shori/total/02.xlsx. (2024.10.29 accessed)
- 経済産業省, 2022a. FIT 事業計画認定情報公表用ウェブサイト. <https://www.fit-portal.go.jp/PublicInfo> (2022.05.15 accessed)

- 経済産業省, 2022b. FIT/FIP 制度が求める持続可能性を確認できる第三者認証について.
https://www.meti.go.jp/shingikai/enecho/shoene_shinene/shin_energy/biomass_sus_wg/pdf/019_01_00.pdf
(2022.06.13 accessed)
- 経済産業省, 2024. 輸入貿易統計. <https://www.customs.go.jp/toukei/srch/index.htm?M=29&P=0> (2024.05.15
accessed)
- 高知県, 2014. 木質バイオマス燃焼灰の自ら利用の手引き. https://www.pref.kochi.lg.jp/doc/bionensyobai-tebiki/file_contents/nensyobaitebiki20140731.pdf
- 国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構, 2022. バイオマスエネルギー地域自立システムの導入要件・技術指針 実践編 木質系バイオマス, p.487. <https://www.nedo.go.jp/content/100932088.pdf>.
(2024.11.03 accessed)
- 財団法人電力中央研究所, 2002. 微粉炭火力発電技術の高度化—環境性の向上と発電コストの低減—. 電
中研レビュー 46, pp.13. <https://criepi.denken.or.jp/koho/review/No46/No46.pdf> (2024.06.24 accessed)
- 肴倉宏史, 2021. 一般廃棄物熱処理残渣の資源化, 日本エネルギー学会機関誌えねるみくす 100(1), 48-54.
https://doi.org/10.20550/jieenermix.100.1_48
- 澤井徹, 梶本武志, 本庄孝子, 佐野寛, 難波邦彦, 井田民男, 渕端学, 左近孝憲, 2006. 和歌山県における果樹剪
定枝のエネルギー利用, 環境技術 35(12), 916-923. <https://doi.org/10.5956/jriet.35.916>
- 高岡昌輝, 池美乃里, 2021. 我が国におけるごみ焼却残渣及び木質バイオマス燃焼灰の発生量. 日本エネ
ルギー学会機関誌えねるみくす 100(1), 40-47. https://doi.org/10.20550/jieenermix.100.1_40
- 武田宏, 2009. 木質バイオマス利用のための燃料特性評価, 新潟県森林研究所研究報告 50, 63-70.
- タクマ環境技術研究会, 2017. 基礎からわかるごみ焼却技術. オーム社, pp.44-45
- 富山茂男, 古林通孝, 近藤守, 小林幸司, 2008. 次世代ストーカ炉における長期運転. 廃棄物学会研究発表会
講演論文集 19, 496-498. <https://doi.org/10.14912/jswmepac.19.0.165.0>
- 中川重年, 松村正治, 2004. 神奈川県産樹木 15 種のバイオマス燃料としての特性評価, 神奈川県自然環境
保全センター報告 1, 21-28. <https://www.pref.kanagawa.jp/uploaded/attachment/10408.pdf>
- 永野正朗, 2021. 宿毛バイオマス発電所における燃焼灰の有効利用について, 日本エネルギー学会機関誌
えねるみくす 100(1), 62-66. https://doi.org/10.20550/jieenermix.100.1_62.
- 日本木質バイオマスエネルギー協会, 2024. 木質バイオマス燃料の需給動向調査. https://jwba.or.jp/wp/wp-content/uploads/2024/06/%E3%80%9020240618%E3%80%91R5_%E5%9B%BD%E7%94%A3%E7%87%83%E6%96%99%E6%9D%90%E9%9C%80%E7%B5%A6%E5%8B%95%E5%90%91%E8%AA%BF%E6%9F%BB%E7%AC%AC4Q%EF%BC%88%E5%85%AC%E8%A1%A8%E7%89%88%EF%BC%89.pdf (2024.06.20
accessed)
- 農林水産省, 2023. 令和 4 年木質バイオマスエネルギー利用動向調査, <https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&lid=000001425982> (2024.06.13 accessed)
- 農林水産省, 2024a. 発電利用に供する木質バイオマスの証明のためのガイドライン,
https://www.rinya.maff.go.jp/j/riyou/biomass/attach/pdf/hatudenriyou_guideline-7.pdf (2024. 08.26 accessed)

- 農林水産省, 2024b. 令和 5 年における木質粒状燃料（木質ペレット）の生産量等について.
https://www.rinya.maff.go.jp/j/riyou/biomass/attach/pdf/w_pellet-9.pdf (2025.01.19 accessed)
- 前田典生, 2018. 木質バイオマスボイラ燃焼灰の有効利用法の開発. 広島大学博士論文.
<https://ir.lib.hiroshima-u.ac.jp/00046184>
- Aruga, K., Yoshioka, T., Sakurai, R., 2006. Long-term feasibility of timber and forest biomass resources at an intermediate and mountainous area-Balance of harvesting volumes using random search. *Journal of The Japan Forest Engineering Society* 21(1), 49-59. <https://doi.org/10.18945/jjfes.KJ00007485536>
- CEDEN. 2019. Valorisation des Cendres de Bois. Caractéristiques des Cendres. Available online: <https://cibe.fr/wp-content/uploads/2019/07/2.-caract%C3%A9ristique-de-la-cendre-CEDEN.pdf> (2024.05.13 accessed).
- Chang, H., Zhao, Y., Xu, A., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2023. Mini-review of sewage sludge parameters related to system modelling, *Waste Management and Research*, 41(5), 970-976. <https://doi.org/10.1177/0734242x221139171>
- Cruz, N.C., Silva, F.C., Tarelho, L.A.C., Rodrigues, S.M., 2019. Critical review of key variables affecting potential recycling applications of ash produced at large-scale biomass combustion plants. *Resources, Conservation and Recycling* 150, 104427. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104427>.
- Dahl, O., Nurmesniemi, H., Pöykiö, R., Watkins, G., 2010. Heavy metal concentrations in bottom ash and fly ash fractions from a large-sized (246 MW) fluidized bed boiler with respect to their Finnish forest fertilizer limit values. *Fuel Processing Technology* 91, 11, 1634-1639. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2010.06.012>
- Du, S., Yang, H., Qian, K., Wang, X., Chen, H., 2014. Fusion and transformation properties of the inorganic components in biomass ash, *Fuel* 117(B), 1281-1287. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.07.085>
- Dufossé, K., Marie-Charlotte, M., Augiseau, V., Henrion, T., Djelal, H., 2022. Quantification and Environmental Assessment of Wood Ash from Biomass Power Plants: Case Study of Brittany Region in France. *Sustainability* 14, 99. <https://doi.org/10.3390/su14010099>
- Eberhardt TL, Pan H., 2013. Analysis of the fly ash from the processing of wood chips in a pilot-scale downdraft gasifier: Comparison of inorganic constituents determined by PIXE and ICP-AES. *Biomass and Bioenergy* 51, 163-168. doi: 10.1016/j.biombioe.2013.01.020.
- Elisa, P., Alessandro, P., Andrea, A., Silvia, B., Mathis, P., Dominik, P., Manuela, R., Francesca, T., Voglar, G.E., Tine, G., Nike, K., Thomas, S., 2020. Environmental and climate change impacts of eighteen biomass-based plants in the alpine region: A comparative analysis. *Journal of Cleaner Production* 242, 118449. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118449>.
- Etiégni, L., Campbell, A.G., 1991. Physical and Chemical Characteristics of Wood Ash. *Bioresource Technology* 37, 173-178. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(91\)90207-Z](https://doi.org/10.1016/0960-8524(91)90207-Z)
- Girón, R.P., Ruiz, B., Fuente, E., Gil, R.R., Suárez-Ruiz, I., 2013. Properties of fly ash from forest biomass combustion, *Fuel* 114, 71–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2012.04.042>
- de la Grée, G.C.H.D., Florea, M.V.A., Keulen, A., Brouwers, H.J.H., 2016. Contaminated biomass fly ashes – Characterization and treatment optimization for reuse as building materials. *Waste Management* 49, 96–109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.023>
- IEA Bioenergy, 2018. Options for Increased Use of Ash from Biomass Combustion and Co-firing. 36-39.

- Ike, M., Kawagoe, H., Takaoka, M., 2021. An Estimation of the Ash Generated from Woody Biomass Power Generation in Japan Based on Types of Combustion Systems. *Proceedings of 7th International Conference of Low Carbon Asia*, ID ICLCA20.0021, 1-6.
- Jenkins, B.M., Bakker, R.R., Wei, J.B., 1996. On the properties of washed straw, *Biomass and Bioenergy* 10(4), 177-200. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00058-5](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00058-5)
- Kilpimaa, S., Kuokkanen, T., Lassi, U., 2013. Characterization and utilization potential of wood ash from combustion process and carbon residue from gasification process. *Bioresources* 8(1), 1011-1027. <http://dx.doi.org/10.15376/biores.8.1.1011-1027>
- Maugard, A., 2015. Program “Rules of Art Grenelle Environment 2012”. Guide—Wood Power Plants—New/Renovation. Professional Support Program. p.115. Available online: <https://www.programmepacte.fr/sites/default/files/pdf/gchaufferieboisneufrenodec15144.pdf> (2024.05.11 accessed).
- Miles, T.R., Baxter, L.L., Bryers, R.W., Jenkins, B.M., Oden, L.L., 1996. Boiler deposits from firing biomass fuels. *Biomass and Bioenergy* 10(2–3), 125-138. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00067-4](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00067-4).
- Modolo, R.C.E., Ferreira, V.M., Tarelho, L.A., Labrincha, J.A., Senff, L., Silva, L., 2013. Mortar formulations with bottom ash from biomass combustion. *Construction and building materials* 45, 275-281. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.03.093>.
- Munawar, M.A., Khoja, A.H., Naqvi, S.R., Mehran, M.T., Hassan, M., Liaquat R., Dawood, U.F., 2021. Challenges and opportunities in biomass ash management and its utilization in novel applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 150, 111451. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111451>
- NPO 法人バイオマス産業社会ネットワーク, 2018. バイオマス白書 2018 ウェブサイト版. 1. https://www.npobin.net/hakusho/2018/topix_01.html (2025.01.19 accessed)
- Ohenoja, K., Pesonen, J., Yliniemi, J., Illikainen, M., 2020. Utilization of Fly Ashes from Fluidized Bed Combustion: A Review, *Sustainability* 12, 2988. <https://doi.org/10.3390/su12072988>
- Sasatani, D., 2020. Clarifying Japanese Imports of Palm Kernel Residues. *Global Agricultural Information Network* JA2020-0110
- Sigvardsen, N.M., Kirkelund, G.M., Jensen, P.E., Geiker, M.R., Ottosen, L.M., 2019. Impact of production parameters on physiochemical characteristics of wood ash for possible utilisation in cement-based materials. *Resources, Conservation and Recycling*. 145, 230-240. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.034>.
- Štirmer, N., Carević, I., Milovanović, B., Baricevic, A., 2018. MARKET POTENTIAL OF WOOD BIOMASS ASH UTILISATION IN CEMENT COMPOSITES-CROATIAN CASE STUDY.
- Tsuchiya, Y., Shimogaki, H., Abe, H., Kagawa, A., 2010. Inorganic elements in typical Japanese trees for woody biomass fuel, *Journal of Wood Science* 56, 53-63. <https://doi.org/10.1007/s10163-011-0004-2>
- Wei, X., Schnell, U., Hein, K.R.G., 2005. Behaviour of gaseous chlorine and alkali metals during biomass thermal utilization. *Fuel* 84, 841–848. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2004.11.022>
- Zhai, J., Burk, I.T., Maye, W.M., Stewart, D.I., 2021. New insights into biomass combustion ash categorisation: A phylogenetic analysis, *Fuel* 287, 119469. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119469>

3 章 木質系バイオマス燃焼灰の元素組成

3.1 はじめに

木質系バイオマス燃焼灰は建設資材 (Kazi *et al.*, 2020)、肥料 (Lama and Sain, 2021) 等への有効利用が期待される材料である。木質バイオマス灰のリサイクルを促進することは、埋立地の不足を回避し、事業性を向上させるだけでなく、循環経済や事業の持続可能性の観点からも重要である。第 2 章では、燃料種と炉形式を基に木質系バイオマス燃焼灰の発生量を推計した。それらが有効利用可能な燃焼灰であるかを判断するために、燃料種や炉形式、燃焼温度といったパラメータから燃焼灰の特性を予測する必要がある。特性を踏まえた木質系バイオマス燃焼灰の発生量を推計することにより、有効利用ポテンシャルを「量」「質」の双方から評価することができる。

木質系バイオマス燃焼灰を有効利用するには、燃焼灰の元素組成を把握することが不可欠である。燃焼灰をセメント原料としてリサイクルするためには SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 が燃焼灰中に豊富に含まれている必要がある。 SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 はポズラン活性を促進し、セメント系材料として利用する際の強度を高めるために重要である (Sigvardsen *et al.*, 2019)。また、木質系バイオマス燃焼灰は Mg、P、K、Ca といった栄養素を供給する肥料材料としても利用できる可能性がある (da Costa *et al.*, 2020; Rolka *et al.*, 2024)。ただし、これらの用途への有効利用の際には環境中への有害物質の放出を防ぐため、Cr、Cd、Pb といった有害重金属含有量は規定値を下回っている必要がある (経済産業省, 2004; 農林水産省, 2024)。木質バイオマスのガス化発電施設から生成される残渣は他の炉形式から発生する燃焼灰とは異なる性質を有しており、炭素を多量に含んでいる。そのため吸着剤として土壌浄化のために再利用したり、燃焼してエネルギー生成や追加燃料削減のために利用したりすることができる (Zhang *et al.*, 2020)。ガス化はバイオ炭を製造する方法の一つであり (Kim *et al.*, 2021)、土壌への炭素貯蔵 (Cheng *et al.*, 2008)、作物による養分利用効率の向上 (Schulz and Glaser, 2012)、水中の重金属除去 (Shaheen *et al.*, 2019) 等に有用である。気候変動に関する政府間パネル (IPCC) は、ガス化由来の木質バイオ炭の平均有機炭素含有率を 52%と推定し、鉱物性の土壌に散布された場合、その有機炭素の 89%が 100 年後まで土壌中にストックされると推定している (IPCC, 2019)。植物の光合成によって大気中から取り込まれた二酸化炭素がバイオ炭として土壌中に固定されることで、気候変動の抑制に貢献する。

木質系バイオマスの無機部分に含まれる元素については、Vassilev *et al.* (2013) のレビューに詳しい。木質系バイオマスの灰分中に平均 1%以上の含有率で含まれている元素は酸素の他に Ca (31%)、Si (10%)、K (8.9%)、Mg (6.7%)、Al (2.7%)、Fe (2.4%)、Na (2.1%)、P (1.5%) S (1.1%) である。それぞれの元素の含有量に 1 オーダー以上の幅があり、木質系バイオマス燃焼灰の元素組成は多種多様である。Zhai *et al.* (2021) は、木材のデータベースよりその灰分の元素組成データ 168 セットを取得し、統計解析を行った。その結果木材の灰分に含まれる元素は樹種に依存し、針葉樹では $\text{Ca} > \text{K} > \text{P}$ 、広葉樹では $\text{Ca} > \text{Si} > \text{K}$ であることが示された。Etiegni and Campbella (1991) は電気炉を用いて木材を燃焼し、残留する

灰分の燃焼温度に対する変化を調べた。その結果、燃焼温度が高いほど灰分中の Na、K、炭酸塩の含有量が低くなることを示した。Liodakis *et al.* (2005) は、米国の基準に準じて実験的に木質バイオマス燃焼灰を作成し、その際の燃焼温度が高いと残渣中の K が低くなり、Ca と Mg が高くなると結論づけた。さらに、実際の発電所から排出される燃焼灰は純粋な燃料の無機部分とは異なる組成を持つ。一定量の未燃炭素を含む場合 (Asquer *et al.*, 2019) や、その元素組成が流動媒体の影響を受ける場合もある (Carević *et al.*, 2019)。ストーカ炉由来のバイオマス燃焼灰を対象とした研究では、主灰 (BA) に比べ飛灰 (FA) は Mg、P、S、K、Ca といった元素がより豊富であったと報告されている。一方、BA 中では Si や炭素の含有量が FA よりも高い (Asquer *et al.*, 2019)。Maschowski *et al.* (2019) によると木質系バイオマス燃焼灰中で最も多いものは CaO で、BA は FA よりも常に SiO₂ 含有量が高い。Carević *et al.* (2019) は BA や混合灰 (MA) に比べ、FA 中の P₂O₅、SO₃ および K₂O の含有量は高く、SiO₂ および CaO 含有量は低いと論じた。彼らは流動層由来の SiO₂ や土壌由来の夾雑物も BA の組成に影響を与えることを指摘し、また水冷式のストーカ炉では燃焼灰中のアルカリ金属元素含有量が低くなるなど、燃焼灰の捕集システムによってもその元素組成が変化すると考察した。Cruz *et al.* (2017) も土壌由来の砂礫の影響で BA 中の SiO₂ 含有量が高くなることを示し、一方 FA は BA に比べ CaO を多く含むと報告した。Obernberger and Supancic (2009) によると、FA 中には BA よりも Cl が多く含まれる。Sigvardsen *et al.* (2019) は、多変量解析を用いて 11 種類の木質系バイオマス燃焼灰を分析し、炉形式と灰の種類が灰の物理化学的特性に最も大きな影響を及ぼすことを示した。彼らは、循環流動層ボイラ (CFB) 由来の灰は他の炉形式の灰に比べて多量の Si、Al を含むと結論づけた。また BA は FA、MA と比べて多量の Si、Al を含むと結論づけた。燃料自体の灰分の元素組成が大きく変動することに加え、夾雑物、炉形式、灰の種類 (BA、FA、MA) のような多くの要因の影響が、排出される燃焼灰の元素組成予測を困難にしている。

図 3.1 は、32 件の先行研究で試料として使用された木質バイオマス燃焼灰 117 試料中の主要元素の含有量累積分布を示す (Tonnayopas and Ritawirun, 2005; 高橋ら, 2008; Obernberger and Supancic, 2009; Rajamma *et al.*, 2009; Berra *et al.*, 2011; Maschio *et al.*, 2011; Rajamma *et al.*, 2011; Pérez-Villarejo *et al.*, 2012; Cuenca *et al.*, 2013; Kilpimaa *et al.*, 2013; Modolo *et al.*, 2013; Ramos *et al.*, 2013; James *et al.*, 2014; Juárez *et al.*, 2014; Guo *et al.*, 2015; Ukrainczyk *et al.*, 2016; Cruz *et al.*, 2017; Sklivaniti *et al.*, 2017. 前田, 2018; Tosti *et al.*, 2018; Asquer *et al.*, 2019; Carević *et al.*, 2019; da Costa *et al.*, 2019; Fontes *et al.*, 2019; Maschowski *et al.*, 2019; Sigvardsen *et al.*, 2019; 田島ら, 2020; Jurić *et al.*, 2020; 折橋ら, 2021; Sigvardsen *et al.*, 2021a; Sigvardsen *et al.*, 2021b)。多くの元素の含有量分布は対数正規分布に倣うが、Ca のみ一様分布に近い分布を示した。木質系バイオマス燃焼灰試料として、先行研究では流動層ボイラよりも固定床燃焼やストーカ炉由来の燃焼灰試料が多く用いられる傾向にあった。32 件の研究の中で、試料数が最も多かったのは Carević *et al.* (2019) の 21 試料で、次いで Sigvardsen *et al.* (2019) の 12 試料であった。BA と FA の両方を扱う研究は 10 件あり、複数種類の炉形式由来の燃焼灰を含む研究は 8 件だった。特に流動層由来の燃焼灰試料の少ないものが多く、網羅的に燃焼灰を比較検討し統計解析を行うには、これらの先行研究は試料数が不十分である。流動層ボイラは品質が変動する低品位燃料の燃焼に適しているだけでなく (Ohenoja *et*

al., 2020)、ストーカ炉よりも高い発電効率を示す (辻, 2020)。熱の分配が速いため、NOx などの熱誘起汚染物質の問題も最小限に抑えられる (Kwong and Marek, 2021)。特に日本のバイオマス発電においては流動層炉が主流であり (2 章参照)、バイオマス発電における流動層炉の重要性はますます高まっている。ガス化残渣は流動層ボイラやストーカ炉の BA、FA とはかなり異なる特性を有しており、炭素含有量が 53~89% と高く、炭素に次いで Ca、K 含有量が高い (Eberhardt and Pan, 2013; Kilpimaa *et al.*, 2013; James *et al.*, 2014; Hansen *et al.*, 2015; Baldoni *et al.*, 2023)。

木質バイオマス燃焼灰中の未燃炭素 (UC) 含有量は全炭素 (TC) と比べると報告が少ない。木質系バイオマスのガス化残渣をバイオ炭として利用する場合、その UC 含有率が高いほど土壤中にストックできる炭素量が多くなり、大気中からの二酸化炭素削減効果が高くなる (IPCC, 2019)。一方、UC が多い燃焼灰は強熱減量が高くなり、セメント原料としての利用には向かない場合もある (経済産業省, 2004)。Bjurström *et al.* (2014) は、18 種類の木質系バイオマス燃焼灰を分析し、これらの 18 種類の灰の UC は 0.4% から 21.4% の範囲であった。折橋ら (2021) は 0.200~1.2MW の木質バイオマス専焼ボイラより発生した BA の UC (強熱減量が UC に相当すると想定) を 2.2~6.7%、FA の UC を 0.9~5.5%、MA の UC を 1.0~2.9% と報告した。Berra *et al.* (2011) の報告によると、木質バイオマスを燃料とする FA 中の UC 含有量は 0.40~0.59% であった。これに対しガス化によって生成された木質バイオ炭の平均有機炭素含有率は 52% (95% 信頼区間 25~79%) と高い (IPCC, 2019)。

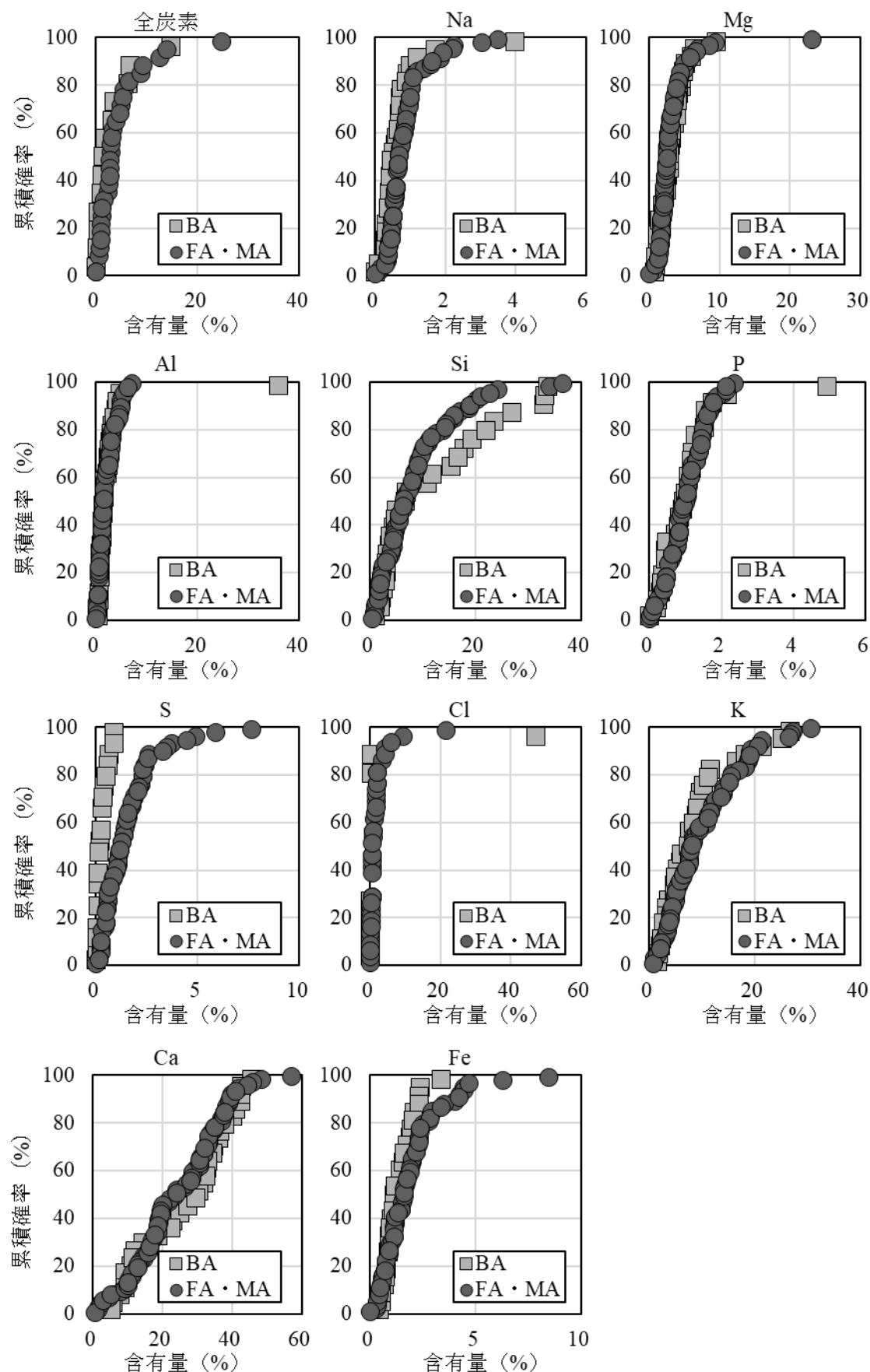


図 3.1 木質系バイオマス燃焼灰中の主要元素含有量文献値

図 3.2 は、28 件の先行研究より収集した木質バイオマス燃焼灰 83 試料の重金属含有量累積分布である。重金属含有量文献値は対数正規分布に倣う分布を示した。Asquer *et al.* (2019) によると、木質系バイオマス燃焼灰中の微量元素で最も多く含まれるのは Cu、Zn、Cr であり、図に挙げた文献値でもこの 3 元素の中央値が最も大きかった。木質系バイオマスの重金属含有量は、植物の部位（幹、樹皮、枝、葉、針、根など）ごとに大きく異なる (Dziok *et al.*, 2020)。また、廃木材を燃料として使用した場合に重金属含有量が高くなることが報告されている (前田, 2018)。Berra *et al.* (2015) もまた、工業的な加工を経た木材は重金属含有量が高いと報告している。重金属元素は FA 中に多く (Oberberger and Supancic, 2009)、FA 中には揮発しやすい Cu、Zn、Pb が、BA 中には揮発しづらい Cr、Ni が多く含有される (Asquer *et al.*, 2019)。燃焼灰の回収方式によっても重金属含有量が変化すると考えられている (Dahl *et al.*, 2010)。

木質系バイオマス燃焼灰の有効利用方法をより効率的に決定するには、灰の特性に影響する要因を明らかにすることが必要である。各発電所の燃料や炉形式といったパラメータに基づいて、発生する燃焼灰の化学分析を行う前に大まかな組成を予測することができれば、より効率的な灰のリサイクルシステムを確立することが可能になる。Cruz *et al.* (2019) は文献値を用い、様々なバイオマス燃焼灰の物理化学的特性について統計的分析を行った。それによると、FA は BA と比較して、有意に Ca、S、K、Cl が多く、Si が少なかった。さらに、ストーカ炉から得られた BA は流動層ボイラから得られた BA に比べ、Ca、K、Mg の濃度が有意に高く、Si が有意に低いことがわかった。しかし、この文献のレビュー対象は、農業残渣灰や草本系バイオマスのような非木質系バイオマス由来の灰を含むもので、木質系バイオマス燃焼灰のみに焦点を当てた詳細なパラメータを検討していない。元素組成についてもパラメータごとに比較検討を行うもので、定量的に含有量を予測できるものではなかった。

本章の目的は、木質系バイオマス燃焼灰の元素組成の統計解析を行い、炉形式や燃料種といった生産パラメータから主要元素および重金属元素の含有量を予測できるようにすることである。本章では、日本国内で収集された 98 の木質系バイオマス燃焼灰について、元素組成の分析を行った。元素組成と生産パラメータとの関係を明らかにするために、主成分分析 (PCA)、階層型クラスター分析および重回帰分析を実施した。重回帰分析により、生産パラメータを用いて木質系バイオマス燃焼灰中の元素含有量を定量的に予測する式が得られた。この章で得られた知見を用いることで、個々の燃焼灰の化学分析を行う前に、木質系バイオマス燃焼灰の大まかな元素組成と有効利用可能な用途を予測することができる。

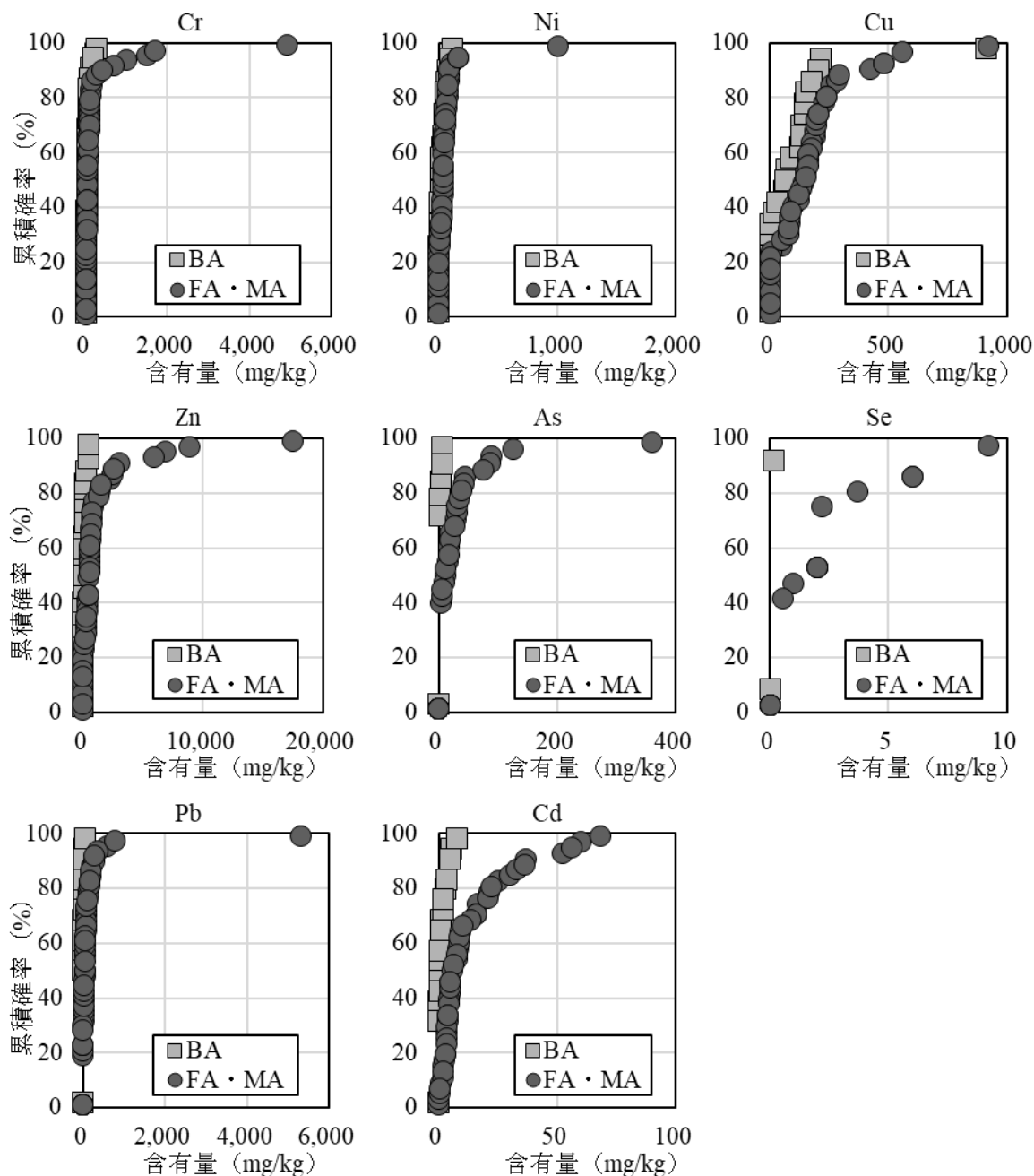


図 3.2 木質系バイオマス燃焼灰中の重金属元素含有量文献値

3.2 方法

3.2.1 試料

燃焼灰試料として、国内の 62 発電施設より 98 種類の BA および FA を収集した。試料が発生した発電所の炉形式は気泡流動層ボイラ (BFB)、循環流動層ボイラ (CFB)、ガス化発電設備 (G)、階段式ストーカ炉 (SS)、トラベリングストーカ炉 (TS) に分類された。図 3.3 に炉形式ごとの試料数を、付録 3.1 に各試料の発電所情報、およびサンプリングについて示す。62 施設のうち 61%にあたる 38 施設は流動層ボイラ (BFB または CFB) を採用しており、計画中の発電所を含む全国の 220 発電施設のうち 57%

(炉形式不明施設を除くと 66%) の 126 施設が流動層ボイラを採用している（第 2 章図 2.3(b)参照）構成をよく反映している。25 件の発電施設では複数回のサンプリングが行われ、それらについては複数試料の平均値を結果として用いた。使用された木質系バイオマス燃料は木質チップ（WC）、木質ペレット（WP）、パーム椰子殻（PKS）、枝葉材（BR）、樹皮材（B）、廃木材（WW）、またはそれらの混合であった。本研究の対象は木質系バイオマス専焼の発電施設より発生する燃焼灰であるが、1 施設は補助燃料として部分的に石炭を木質系バイオマスと混焼していた。便宜上試料は BA または FA に分類されているが、G 由来の試料にはガス化による木質バイオ炭を主成分とする残渣が複数あった。試料の名称は炉形式の頭文字、炉形式ごとの発電所の番号、灰の種類によって付けた。例えば、CFB を採用する 1 件目の発電施設より発生する BA は「C1-BA」とした。都道府県別にみると（付録 3.2）、岐阜県および宮崎県の施設より採取された試料が多く（各 4 施設）、次いで北海道、青森県、兵庫県、岡山県、鹿児島県の施設より提供された試料が多かった（各 3 施設）。

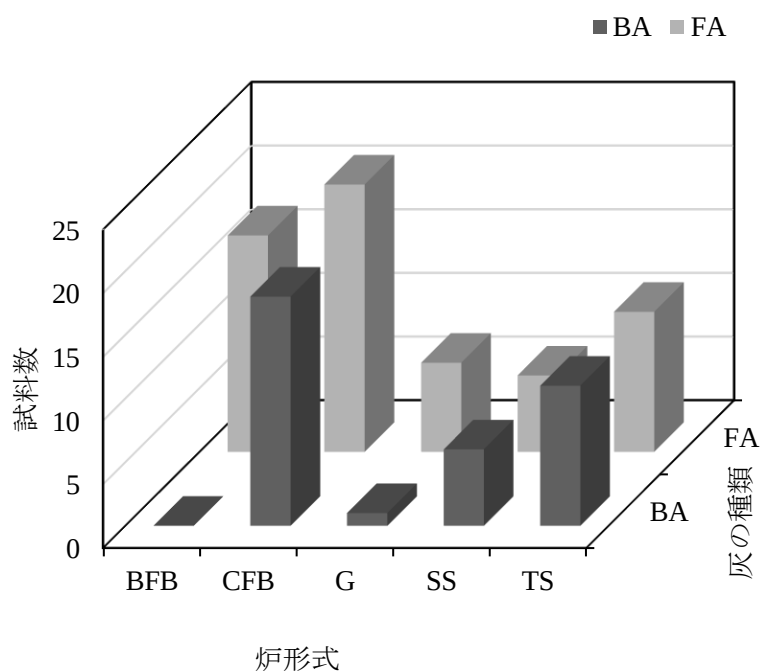


図 3.3 燃焼灰試料数

3.2.2 前処理および測定

3.2.2.1 TC および UC

燃焼灰試料は 105℃で 24 時間乾燥した後、乳鉢で粉碎し測定に供した。微量電子天秤（エー・アンド・ディー製：マイクロ天秤 BM-20）で約 2mg の試料をセラミックボートに量り取り、CHN コーダ（株式会社ジェイ・サイエンス・ラボ製：MICRO CORDER JM10 およびオートサンプラー JMA10）を用いて燃焼灰試料中および無機炭素遊離処理残渣の炭素含有量を測定した。標準物質としてアンチピリン約

2mg を試料と同様に量り取って用いた。測定は燃焼灰試料 1 試料につき 2 回ずつ、無機炭素遊離処理残渣 1 試料につき 1 回ずつ行った。UC の測定においては、塩酸による無機炭素遊離の前処理の後に炭素含有量を測定した（高岡ら,1995）。燃焼灰試料 1.00g をガラス製の容器に量り取り、2mol/L の塩酸を 10mL 添加した。2 時間静置した後、ガラス繊維ろ紙（アズワン製：055160N-SPGFA）を用いて吸引ろ過を行った。ろ過残渣を 105°C で 24 時間乾燥し、冷却して炭素含有量測定に供した。前処理後の残渣質量と炭素含有量より UC を計算した。無機炭素遊離処理残渣は 1 試料当たり 2 検体ずつ作成、測定した。

3.2.2.2 Na、Mg、Al、Si、P、S、Cl、K、Ca、Fe

波長分散型蛍光 X 線分析装置（島津製作所製：XRF-1800）を用いて、燃焼灰中の Na、Mg、Al、Si、P、S、Cl、K、Ca、Fe 含有量を測定した。灰試料をアルミキャップ（直径 39.7mm、高さ 11.3mm）に取り、ブリケットプレス機（島津製作所製：MP-35）を用いてシリンダー内圧 80 kg f/cm² で 30 秒間プレスした。Be から U までの元素を測定し、ファンダメンタルパラメーター法により各元素の含有量を算出した。1 試料につき 2 検体ずつ作成、測定し、検体調製に適さない 8 試料（G2-FA, G3-BA, G3-FA, G4-FA, G5-FA, G6-FA, G7-FA, S1-FA, T5-FA）の化学分析は、一般財団法人日本環境管理技術センター（EMATEC）に委託した。

3.2.2.3 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb

BA 中の Cr、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb 含有量を測定する機器として、誘導結合プラズマ質量分析装置（パーキンエルマーライフ&アナリティカルサイエンス社製：NexION®1000）を使用した。検体調製のため、Pei *et al.*（2024）と同様に、60%硝酸 3mL：35%塩酸 3mL：ほう酸で飽和した 46%フッ化水素酸 2mL の混酸を用い、マイクロ波酸分解を行った。燃焼灰試料約 50mg に混酸 8mL を加え密閉し、マイクロ波発生機（マイルストーンゼネラル社製：ETHOS ONE）を用いて高温で溶解させた。密閉状態のまま 60 分間以上冷却した後、分解液を孔径 0.2μm のメンブレンフィルター（アドバンテック東洋製：A020A047A）で吸引ろ過し、ろ液に超純水ベースの 1mol/L 硝酸を加え 100mL とした。燃焼灰 1 種類に対し 3 検体ずつ作成し、同時に酸分解を行うベッセル（最大 10）のうち必ず 1 つは燃焼灰試料を入れず混酸のみのブランク試料とした。酸分解レシピを表 3.1 に示す。表 3.1 の T1 は推定容器内部温度、T2 は最も温度が高い容器の外部温度を表す。各燃焼灰試料のマイクロ波酸分解液を超純水ベースの 1mol/L 硝酸で 2 倍、20 倍、400 倍に希釈し、内標準物質としてインジウム In を 1μg/L となるよう添加し測定に供した。検量線作成用の標準試料は各元素 {0、0.01、0.05、0.1、0.5、1、2} mg/L の 6 点作成した。各試料の測定結果よりブランク試料（混酸のみのマイクロ波酸分解液）の測定結果を差し引いたうえで希釈倍率を考慮し、燃焼灰中の各元素含有量を求めた。FA 中の重金属元素については既報（Pei *et al.*, 2024）の値を参照した。一部試料（C4-BA, C5-BA, T7-BA, C14-BA, C15-BA, C16-BA, C18-BA, C21-BA, S4-BA, S5-BA, T1-BA, T2-BA, T3-BA, T8-BA, T10-BA, T11-BA）の化学分析は EMATEC に委託した。

表 3.1 マイクロ波酸分解レシピ

試料量	容器 1 個あたり	45～55mg			
混酸投入量	容器 1 個あたり	8mL			
混酸内容	60%硝酸 3mL, 35%塩酸 3mL, 46%フッ化水素酸 10mL に対し 4g のほう酸を溶解した液 2mL				
マイクロ波	step	time	power(W)	T1(℃)	T2(℃)
プログラム	1	0:20:00	1000	220	120
	2	0:10:00	1000	220	120

3.2.3 統計解析

分析した元素の含有量について、JMP® 17 ソフトウェアを用いて統計解析を行った。PCA は元素含有量の標準化データについて行われた。標準化された変数の線形結合のうち、最大の分散を持つものを主成分 1、変数の線形結合で主成分 1 と相関がないもののうち最大の分散を持つものを主成分 2 とした。これにより、元素含有量行列において最も変動が大きくなるベクトルの組が抽出された。含有量が検出限界以下 (N.D.) の場合は値を 0 に設定し、データセットに欠損がないようにした。階層的クラスター分析は Ward 法を用い、98 の灰試料について行った。データはロバスト平均値により標準化して用いた。さらに、各元素の含有量について、最小二乗法に基づき数量化 I 類を伴う重回帰分析を行った。元素組成に影響を与えるパラメータ (炉形式、燃料種、燃焼温度) を特定するため、線形回帰モデルが作成された。各発電所で用いられた燃料種 (WC、WP、PKS、B、BR、WW) は、1 (使用) または 0 (不使用) で表した。ステップワイズ・変数減少法により、自由度調整済み決定係数の値が最大となるよう変数を選択した。

3.3. 結果と考察

3.3.1 木質系バイオマス燃焼灰中の各元素含有量

図 3.4 に、36 種類の BA と 62 種類の BA および FA 中に含まれる各元素の含有量を累積分布で示す。FA の Cr、Ni、Cu、As、Se、Cd、Pb については Pei *et al.* (2024) より参照した。各試料の元素組成詳細については付録 3.3 に付す。含有量の分布は元素によって傾向が異なり、TC、UC、FA 中の Na、FA 中の S、Cl、K および重金属元素 (Cr、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb) は文献値と同じく正規分布よりも対数正規分布に倣う分布であった。BA 中の Na、Mg、BA 中の Al、Si、P、Ca は正規分布に倣う分布を示し、FA 中の Al、Fe は一様分布により近かった。中央値を比較すると、最も多く含まれる元素は灰の種類によって異なっていた。BA 中の元素含有量の中央値は Si (27%)、Ca (6.3%)、Al (4.5%)、K (3.9%)、Fe (2.1%)、Mg (1.4%)、Na (1.1%)、TC (0.49%)、P (0.36%)、S (0.10%)、Cl (N.D.) であった。FA 中の元素含有量の中央値は Ca (14%)、Si (14%)、K (5.8%)、Al (3.2%)、TC (3.0%)、Fe (2.4%)、Mg

(2.1%)、S (1.7%)、Cl (1.2%)、P (0.84%)、Na (0.69%) であった。重金属含有量中央値は BA 中で Zn (100mg/kg)、Cu (67 mg/kg)、Cr (24mg/kg)、Ni (15 mg/kg)、Pb (13mg/kg)、As (3.4mg/kg)、Se (0.80mg/kg)、Cd (0.016mg/kg)、FA 中で Cu (110 mg/kg)、Cr (59 mg/kg)、Pb (43mg/kg)、Ni (28 mg/kg)、As (10 mg/kg)、Se (2.6 mg/kg)、Cd (1.9mg/kg) であった。先行研究では Ca 含有量が Si 含有量を上回っていたが (Vassilev *et al.*, 2013; Carević *et al.*, 2019)、BA の分析結果はこれらとは異なる傾向を示した。国内の木質系バイオマス発電施設では広葉樹より針葉樹が多く使用されており (2 章参照)、針葉樹の灰分中には $Ca > K > P$ の順で元素が含有されるが (Zhai *et al.*, 2021)、本研究の試料では BA、FA ともに K の含有量中央値を Si が上回っていた。土壌の混入や流動層における流動媒体の影響があったものと考えられる (Carević *et al.*, 2019)。中央値で比較すると Na、Si、Al は BA 中の含有量が FA 中よりも高く、他の主要元素及び重金属元素含有量は FA 中の方が高かった。Cruz *et al.* (2019) によるバイオマス燃焼灰性状の文献値に関する調査においても、FA 中の S、Cl、K、Ca、Zn、As、Pb、Cd 含有量は BA と比較して有意に高く、Si は BA と比較して有意に低かった。P、S、Cl、K はバイオマスの灰分中に含まれる元素の中で揮発しやすい元素に分類されており、Al、Si は揮発しにくい元素であるため (Vassilev *et al.*, 2017) BA 中に多く検出される。BA 中の SiO_2 含有量が FA よりも高いことは先行研究 (Maschowski *et al.*, 2019) においても指摘されている。Sigvardsen *et al.* (2019) も BA 中の SiO_2 、 Al_2O_3 が FA 中のそれより高く、 P_2O_5 、 SO_3 、CaO の含有量 FA 中より低いと論じた。Asquer *et al.* (2019) もまた、BA に比べ FA 中の S、K、Ca が多く、Si が低いことを報告した。本研究の結果は以上に挙げた先行研究と一致している。重金属元素が FA 中に多く含まれる点についても先行研究 (Obermberger and Supancic, 2009) の結果と共通であった。各元素の値は、最大値と最小値の間に BA で 3 倍以上、FA で 12 倍以上の差があり、木質系バイオマス燃焼灰の不均一性が FA においてより顕著であることが推察される。セメント原料としてリサイクル可能な都市ごみ焼却主灰の基準案 (経済産業省, 2004) と比較すると、FA の S、Cl、K、BA の K の中央値は基準を超えており ($SO_3 < 3.0\%$ 、 $Cl < 0.1\%$ 、 $K_2O < 2.0\%$)、このため木質系バイオマス燃焼灰のほとんどは前処理なしにセメント材料として適用できない可能性がある。欧州における石炭フライアッシュのコンクリート産業での有効利用のための基準 EN 450-1 (The European Committee for Standardization, 2012) と比較すると、FA 中の S、Cl、Ca の中央値は基準を超過した ($SO_3 < 3\%$ 、 $Cl < 0.1\%$ 、 $CaO < 10\%$)。一方、当該基準では $SiO_2 + Al_2O_3 + Fe_2O_3$ の値として 70%以上を要求しており、この値については BA、FA ともに不足している。米国規格である ASTM C618 (ASTM International, 2023) では、 $SiO_2 + Al_2O_3 + Fe_2O_3$ の値として少なくとも 50%以上を要求しており、FA の中央値はこの値を満たさない。また肥料としては、BA は K_2O 1%以上を保証するものとして、FA は K_2O 1%以上および P_2O_5 1%以上を保証するものとして利用できる可能性がある。普通肥料の公定規格における副産肥料の規定 (農林水産省, 2024) では重金属含有量 (Cr、Ni、As、Pb、Cd) について K_2O 含有量あたりの規定値が定められているが、 K_2O 含有量中央値に対し含有量中央値が規定を超過する元素は無かった。

UC 含有量は N.D.~78%に広く分布し、中央値は BA で 0.34%、FA で 1.2%であった。Bjurström *et al.* (2014) は、木質系バイオマス燃焼灰 (G 残渣を含まない) の UC を 0.4~21.4%と報告している。本研

究でも G 残渣を除く UC の値は N.D.~14%と、先行研究と概ね一致する。G 由来の試料を除くと、本研究で分析された灰の中で最も UC が高かったのは S1-BA (WC および PKS を燃料とする SS 由来の BA) であった。UC が N.D.の試料は C13-BA (CFB を燃料とする WC、B、PKS 由来の BA)、C14-BA (CFB を燃料とする WC、PKS 由来の BA)、T3-BA (TS を燃料とする WC、WP、PKS 由来の BA) であった。Girón *et al.* (2013) も、ストーカ炉由来のバイオマス燃焼灰の UC が流動層由来の灰よりも高いと結論付けている。ストーカ炉由来のバイオマス燃焼灰について、UC は G 残渣の UC の中央値は 57% (平均 49%) で、IPCC (2019) によるガス化由来の木質バイオ炭に含まれる有機炭素の推定平均値 (52%) に近い値であった。

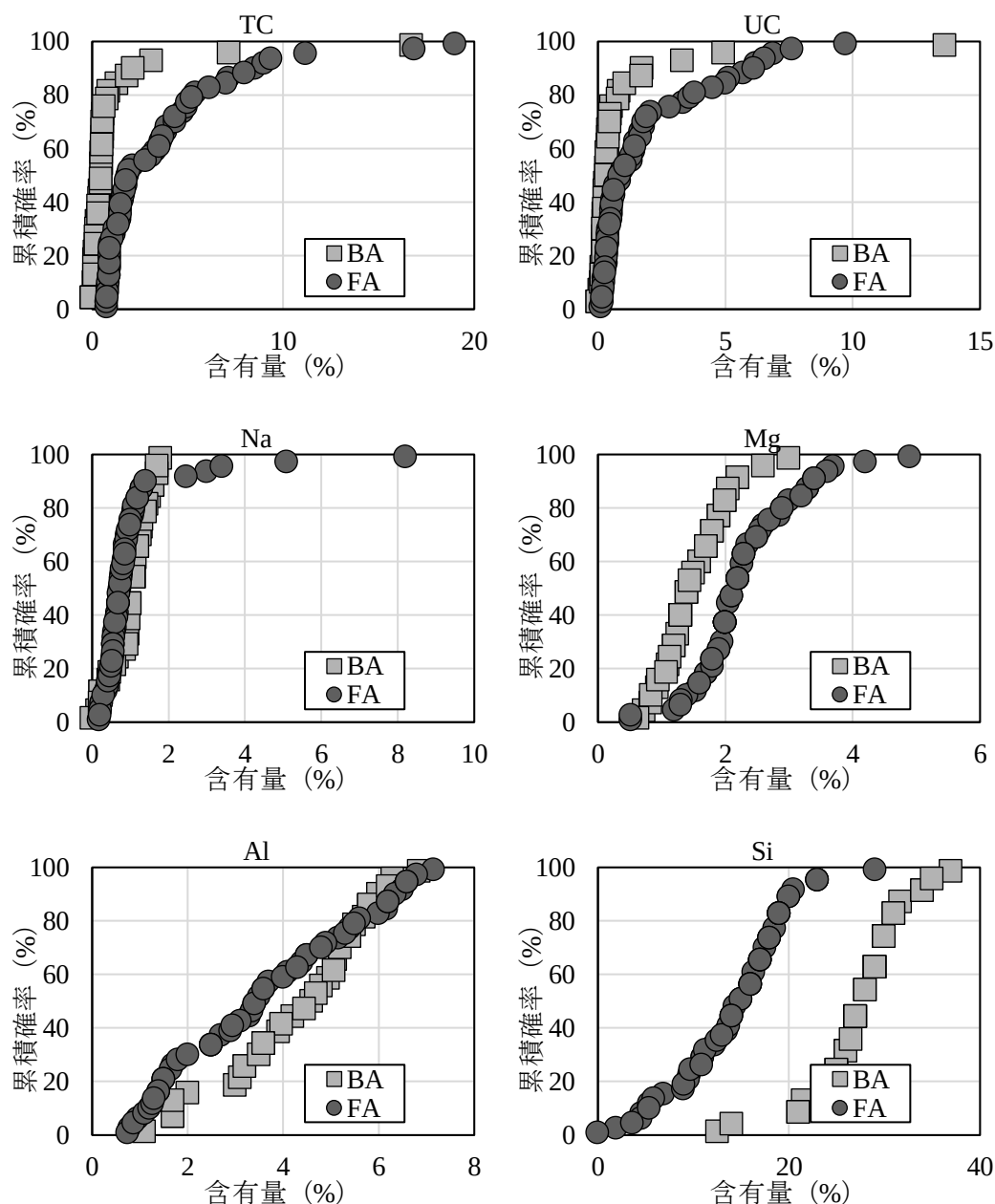


図 3.4 各元素含有量の累積分布

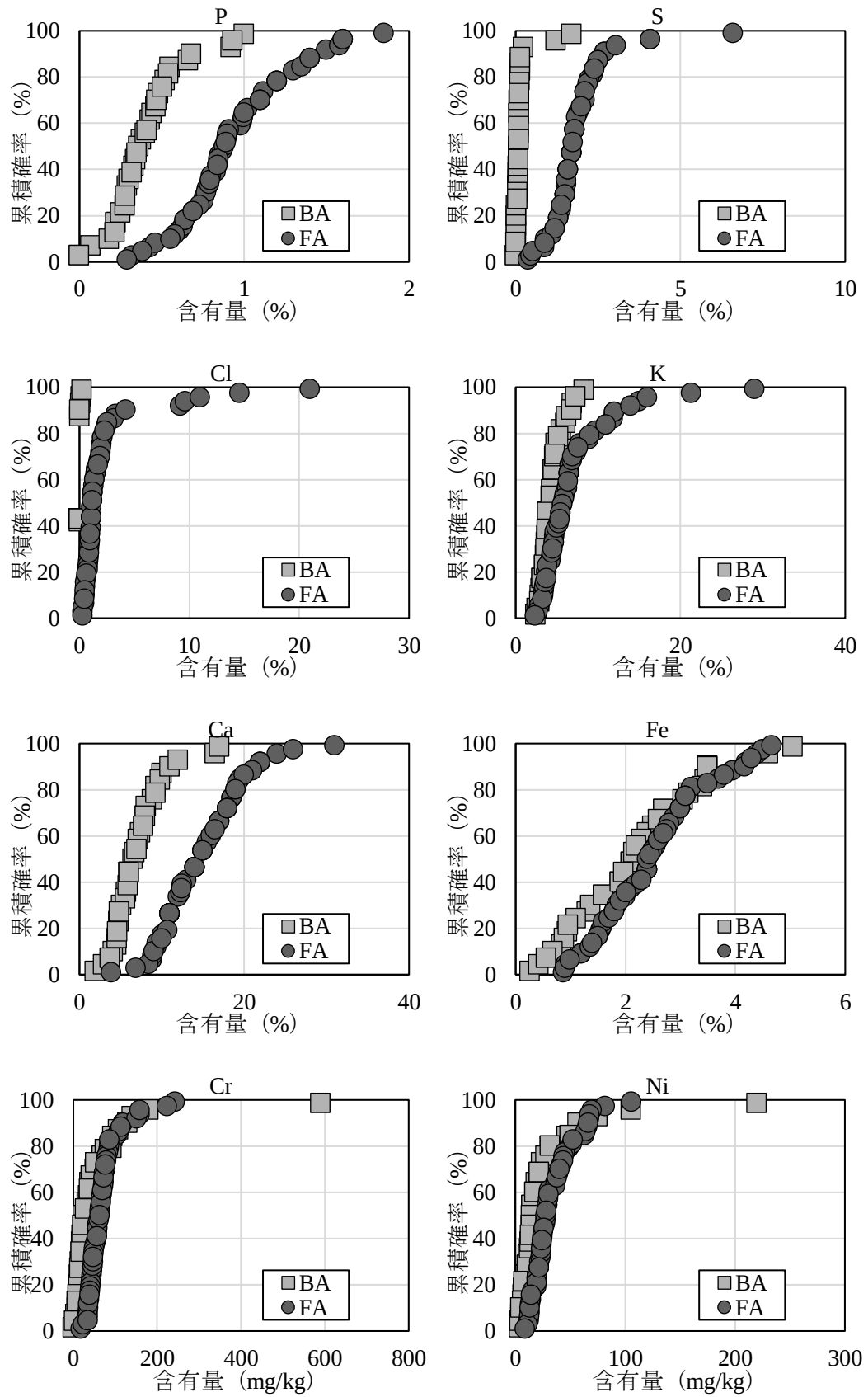


図 3.4 各元素含有量の累積分布

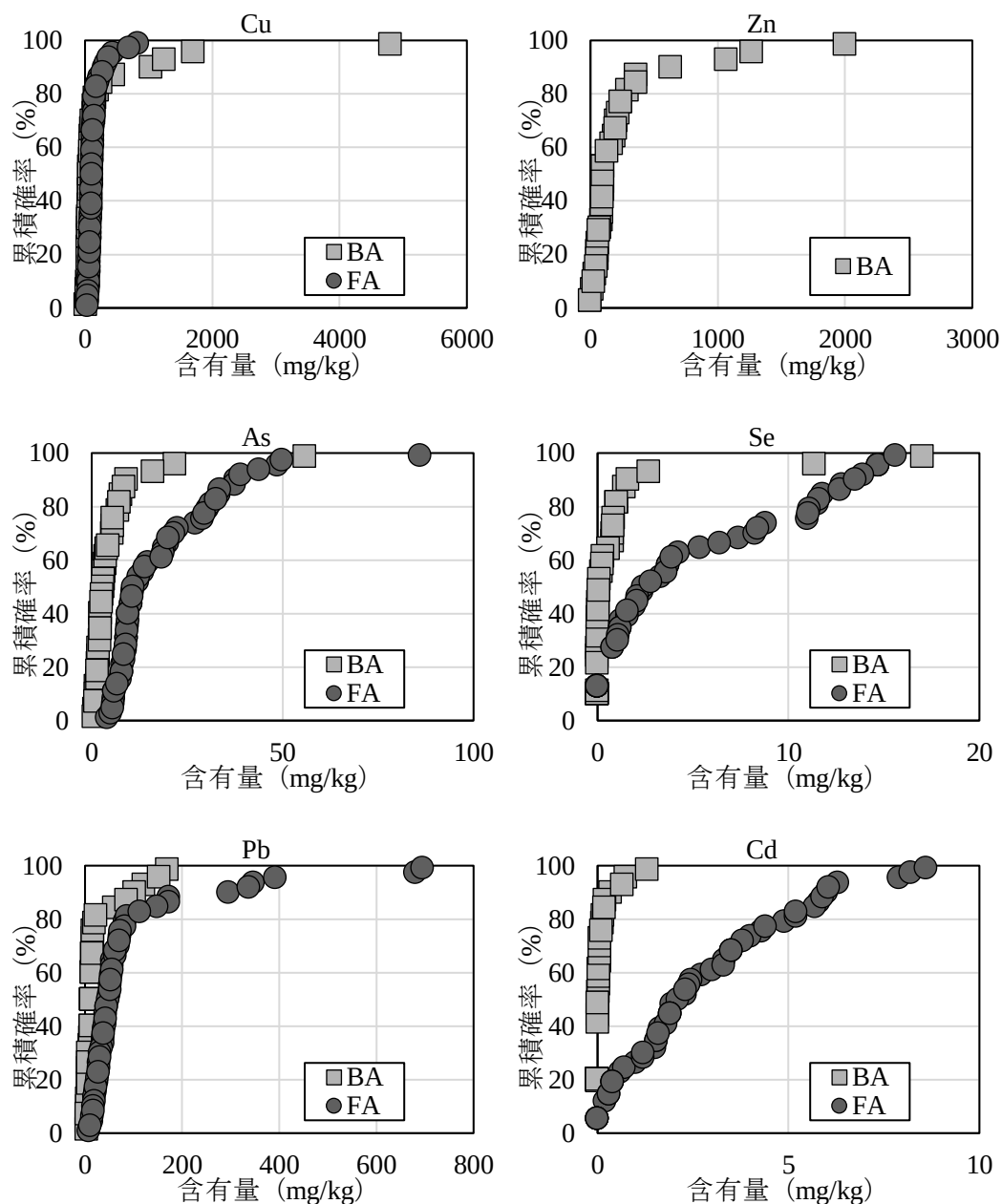


図 3.4 各元素含有量の累積分布

FA 中の Cr, Ni, Cu, As, Se, Pb, Cd 含有量は Pei *et al.* (2024) 参照 (Zn についてはデータなし)

3.3.2 各元素含有量の単相関

表 3.2 に BA 中の元素含有量のうち有意な単相関（帰無仮説の p 値 <0.05 ）を示した組について、その相関係数を示す。ただし G 由来の残渣についてはその元素組成の特異性を鑑み、分析から除外した。

{TC、S、Cl、Cd}、{Na、Al、Fe、Cr}、{Mg、P、Ca} はそれぞれ互いに正の単相関を示した。Si、K は他の元素と負の単相関を示すか、有意な単相関を示さなかった。

表 3.2 BA 中の元素含有量の単相関

	TC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb
Na	-																	
Mg	-	-																
Al	-	0.82	-															
Si	-0.693	-0.526	-0.486	-0.354														
P	-	-	0.583	-	-													
S	0.806	0.34	-	-	-0.736	-												
Cl	0.62	-	-	-	-0.468	-	0.589											
K	-0.344	-0.372	-	-0.353	-	-	-	-										
Ca	-	-	0.495	-	-0.67	0.553	0.449	-	-									
Fe	-	0.526	0.41	0.641	-0.649	-	-	-	-0.352	0.409								
Cr	-	0.422	-	0.431	-	-	-	-	-0.395	-	0.376							
Ni	-	0.349	-	0.342	-	-	-	-	-0.345	-	-	-						
Cu	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
As	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.537	0.389	-	-	-	-			
Se	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.369		
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.436	-	
Cd	0.709	-	-	-	-0.675	-	0.875	0.465	-	0.567	-	-	-	-	-	0.419	-	-

有意な相関 ($p<0.05$) を示したものの相関係数を掲載

表 3.3 に FA 中の元素含有量のうち有意な単相関を示した組について、その相関係数を示す。{Al、Si、Fe}、{Cr、Ni、Cu、Pb、Cd} はそれぞれ互いに正の単相関を示した。折橋ら（2021）による分析において、 Al_2O_3 は SiO_2 および Fe_2O_3 と有意な正の相関があり、本研究の結果と一致する。一方、彼らの報告では MgO は K_2O と有意な正の相関、 P_2O_5 と有意な負の相関があり、本研究はこれとは逆の結果を示した。折橋らが対象とした試料は小規模（0.2～1.2MW）の温水や蒸気を発生する熱供給ボイラで、PKS や WW を使用しない施設より発生する燃焼灰である。本研究で対象とした広い範囲の規模の発電施設（最大 75MW、中央値 7MW）とは炉形式構成や使用燃料構成が異なり、燃焼灰の性状に差が生じた可能性がある。

表 3.3 FA 中の元素含有量の単相関

	TC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	As	Se	Pb
Na	0.039																
Mg	-0.248	-															
Al	-0.303	-0.088	-														
Si	-0.666	-0.287	0.047	-													
P	-0.28	-0.171	-	-0.03	-												
S	0.122	-	-	-	-0.356	-0.159											
Cl	-0.038	-	-	-0.259	-	-	-										
K	0.129	-	-	-	-0.479	-0.221	-	0.759									
Ca	-0.038	-	-	-0.523	-0.347	0.181	-	-0.095	-								
Fe	-0.254	-	-	-	0.341	-0.073	-	-	-	-							
Cr	-0.052	-	-	-	-	-	0.002	-	-	-	-						
Ni	0.008	-	-	-	-0.113	-	-0.177	-	-	-	-	0.774					
Cu	-0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.471				
As	0.009	-	-	-0.031	-	-	-	0.223	-	-	-	-	-	-			
Se	-0.092	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Pb	-0.137	-	-	-	0.053	-	0.08	-	-	-	-	0.523	0.447	0.738	0.53	0.059	
Cd	0.3	0.183	-	-	-	-0.366	0.386	0.134	-	0.199	-	-	0.333	0.314	0.221	-	-

有意な相関 ($p<0.05$) を示したものの相関係数を掲載

3.3.3 PCA

図 3.5 は、98 種類の BA および FA の主要元素組成 (TC、UC、Na、Mg、Al、Si、P、S、Cl、K、Ca、Fe 含有量) についての PCA の結果を示している。2 つの主成分の寄与はそれぞれデータの 29.8% と 26.7% を占めた。主成分 1 の正の方向には Mg、Al、Si、Fe が、負の方向には TC と UC がプロットされた。P、S、Cl、K、Ca は主成分 2 と正の相関を示し、Si は負の相関を示した。{TC、UC}、{Mg、P、Ca}、{Al、Si}、{S、Cl、K} は互いに近接してプロットされており、これらの間に正の相関があることを示している。これらの結果は、Sigvardsen *et al.* (2019) によるスウェーデンの木質系バイオマス燃焼灰に関する PCA で、MgO と P₂O₅ と CaO、Al₂O₃ と SiO₂、SO₃ と Cl と K₂O が、主成分 1、2 に対しそれぞれ近接してプロットされた結果と類似している。主成分 2 について正の値を有する Na、P、S、Cl、K は Vassilev *et al.* (2017) によるとバイオマス中で主にリン酸塩、硫酸塩、硝酸塩、塩化物として存在し、揮発性の高い成分である。Mg と Ca は中程度の揮発性の元素と分類され、同様に主成分 2 について正の値を示した。反対に Al、Si、Fe は主成分 2 について負の値を有するが、Vassilev *et al.* (2017) による分類では揮発性の低い元素とされている。主成分 1 の負の方向には炉形式 G 由来の試料が多くプロットされている。また FA は主成分 2 の正の方向に、BA は主成分 2 の負の方向にプロットされる傾向が見られた。したがって主成分 1 は完全燃焼の達成の程度を表し、主成分 2 は FA に含まれる元素、つまり燃焼過程で揮発し排ガスに移行しやすい成分を表す指標であると考えられる。

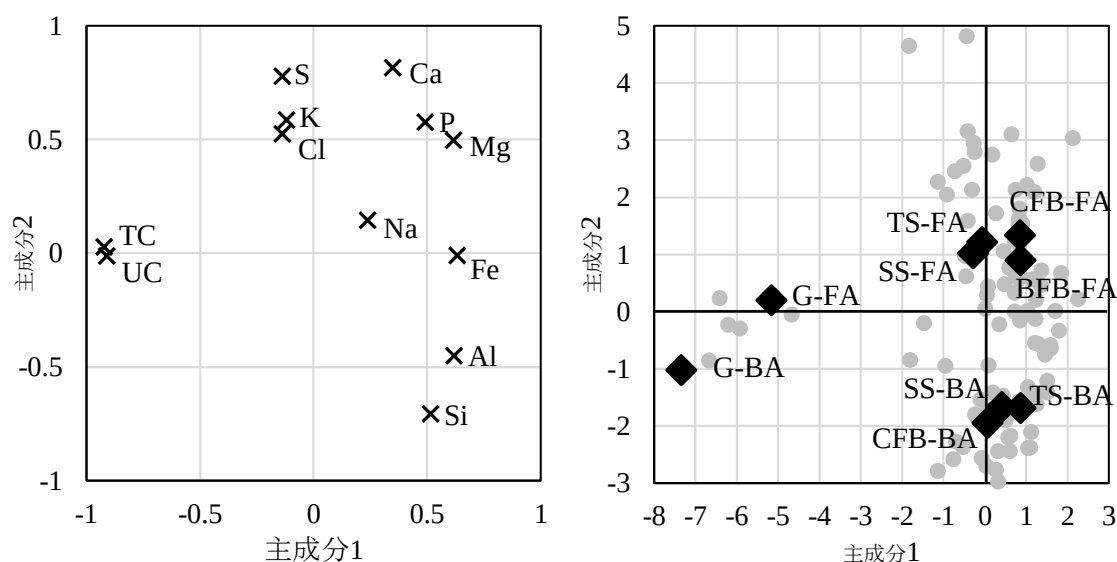


図 3.5 主要元素組成についての PCA 結果

BA のみ、FA のみを対象とした主要元素組成についての PCA 結果をそれぞれ図 3.6、図 3.7 に示す。G 由来の残渣については分析の対象外とした。BA の主要元素組成についての主成分 1 は 37.0% の寄与を示し、TC、Na、S、Cl、Ca、Fe は 0.5 以上の正の負荷量、Si は -0.5 以下の負の負荷量を示した。主成分 2 は 21.3% の寄与を示し、Mg、P、Ca が正の負荷量、Na、Al が負の負荷量を示した。CFB 由来の BA 試料は主成分 1 に対し原点から負の方向に、ストーカ炉由来の BA は原点から正の方向に多くプロット

された。BA の元素組成は炉形式の影響を強く受け、CFB の BA は特に Si 含有量が高い傾向にあると考えられる。FA の主要元素組成についての主成分 1 は 30.0%の寄与を示し、TC、S、K、Ca の負荷量は 0.5 以上、Si、Al、Fe の負荷量は-0.5 以下であった。主成分 2 の寄与は 21.8%で、Mg、P、Ca の負荷量が 0.5 以上、Cl と Fe の負荷量が-0.5 以下であった。TC、S、Ca が主成分 1 の正の負荷量、Si が負の負荷量を示す点は BA と共通であり、これらは木質系バイオマス燃焼灰の主要元素組成を特に左右する元素であると推察される。WW を燃料に含む施設（図 3.7 中白抜き○で表示）の FA は全て主成分 2 について負の値を有していた。WW を燃料に含む FA の元素組成は、木材が本来豊富に含有する Mg、Ca（Vassilev *et al.*, 2017）だけでなく WW に混入する夾雑物の影響を受けている可能性がある。

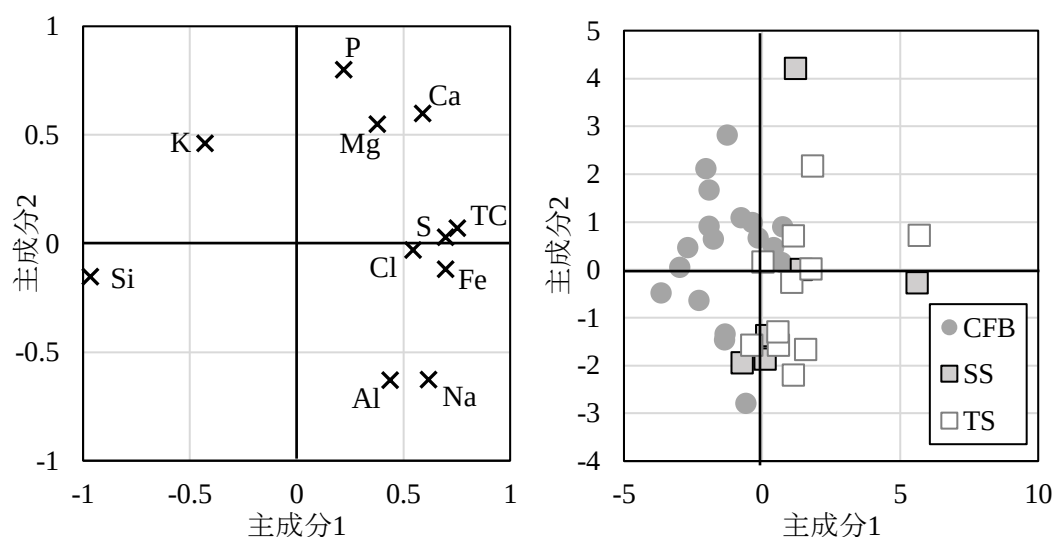


図 3.6 BA の主要元素組成についての PCA 結果

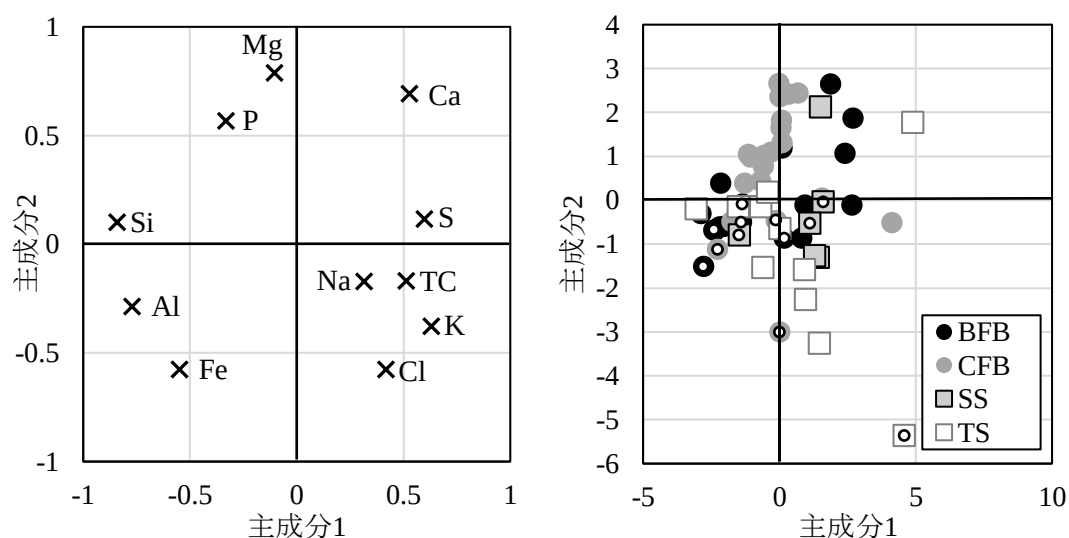


図 3.7 FA の主要元素組成についての PCA 結果

BA、FAそれぞれの重金属元素含有量についてのPCA結果を図3.8、図3.9に示す。BAの重金属元素含有量についての主成分1は27.6%の寄与を示し、As、Se、Pbは0.5以上の正の負荷量を示した。主成分2は16.4%の寄与を示し、Ni、Crが0.5以上の正の負荷量を示した。Ni、Crは互いに近い位置にプロットされ、正の相関が高い。この2元素は破砕機に用いられることの多い高クロム鑄鉄に含まれる。高クロム鑄鉄は耐衝撃摩耗性を有する材料であるが、靱性は極端に小さい(田村と尾崎,1996)。燃料をチップにする破砕の過程で破砕機由来のCrやNiが混入し、BAとして排出された可能性がある。FAの主要元素組成についての主成分1は45.5%の寄与を示し、Cr、Ni、Cu、Pb、Cdの負荷量が0.5以上であった。主成分2の寄与は17.1%で、Niの負荷量が0.5以上、Asの負荷量が-0.5以下であった。Se以外の元素は全て主成分1の正の方向にあり、主成分1は有害重金属元素全体の多少を示す指標である可能性がある。CrとNi、CuとPbはそれぞれ近接している。Cr、Niは木質系バイオマス燃焼灰中の重金属元素のうち揮発しにくい成分、Cu、Pbは揮発しやすい成分とされ(Obernberger and Supancic, 2009)、それぞれ似た挙動を示すと考えられる。WWを燃料に含む施設を図3.9中白抜き○で示す。主成分1の値が4以上のFA試料4点は全てWWを燃料に含む流動層ボイラ由来のFAであった。

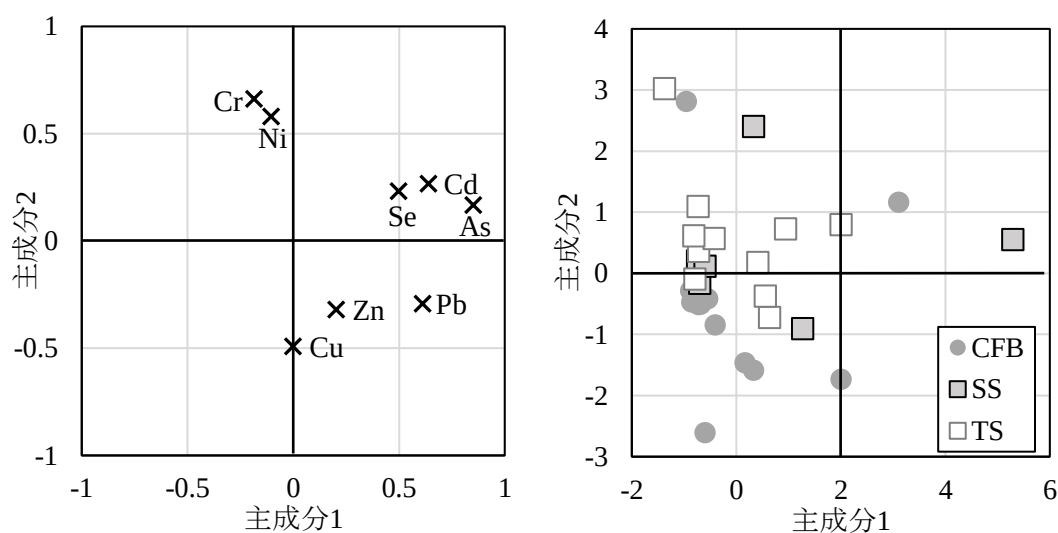


図 3.8 BA の重金属元素組成についての PCA 結果

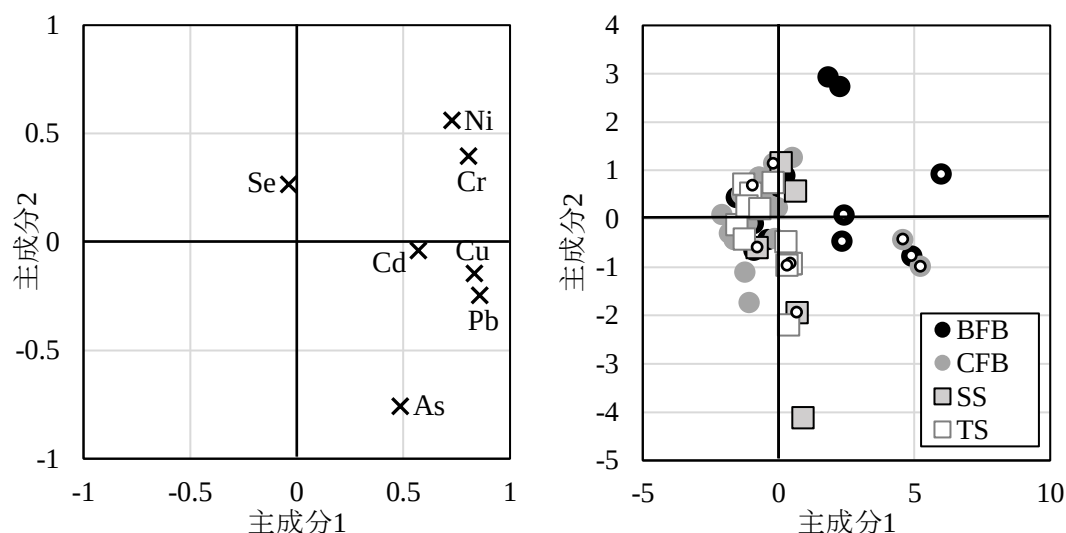


図 3.9 FA の重金属元素組成についての PCA 結果

3.3.4 クラスタ分析

図 3.10 は、G 残渣を除く BA35 試料を対象として TC、Na、Mg、Al、Si、P、S、Cl、K、Ca、Fe、Cr、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb 含有量について行った階層型クラスタ分析の結果である。最初にストーカ炉由来の 2 試料がクラスターⅣを形成し、次に CFB 由来の 9 試料がクラスターⅢを形成した。残りの試料は 18 試料と 6 試料に分かれ、それぞれクラスターⅠとⅡになった。クラスターⅠは過半数の 13 試料をストーカ炉由来の BA が占めた。クラスタ分析の結果、炉形式が BA の元素組成に多大な影響を及ぼすことが示唆された。クラスタ分析の結果について、各元素の含有量ヒートマップを図 3.11 に示す。最初に分化したクラスターⅣは TC、Na、P、S、Cl、Cd 含有量が他の試料と比較して高い試料であった。次いで分かれたクラスターⅢに含まれる試料はクラスターⅠ、Ⅱに含まれる試料より比較的 Si 含有量が高く、Al、Fe 含有量が低い。クラスターⅠ、Ⅱに含まれる試料の違いとしては、Zn、Cd、Pb といった元素の含有量がクラスターⅡの試料でより高い値を示していることが読み取れる。以上のことから、BA の元素組成としては TC、Na、P、S、Cl 含有量の高い特徴的な燃焼灰が少数あり、次いで Si 含有量の違いによって大きく分類されることが考えられる。

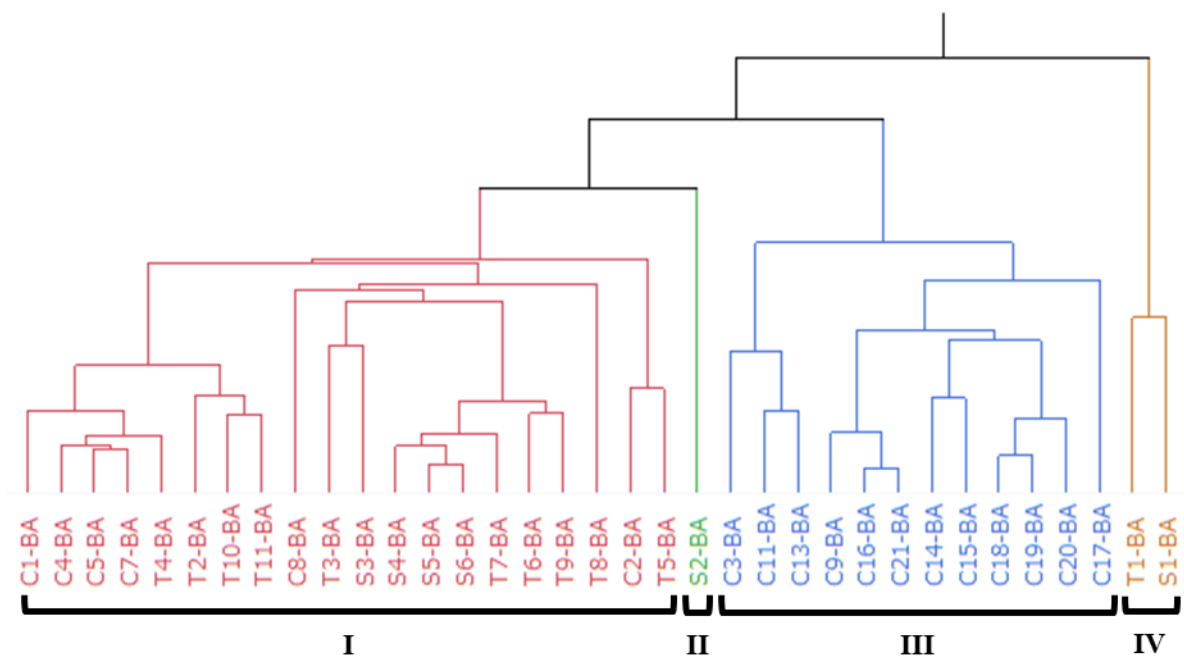


図 3.10 BA の階層クラスター分析結果

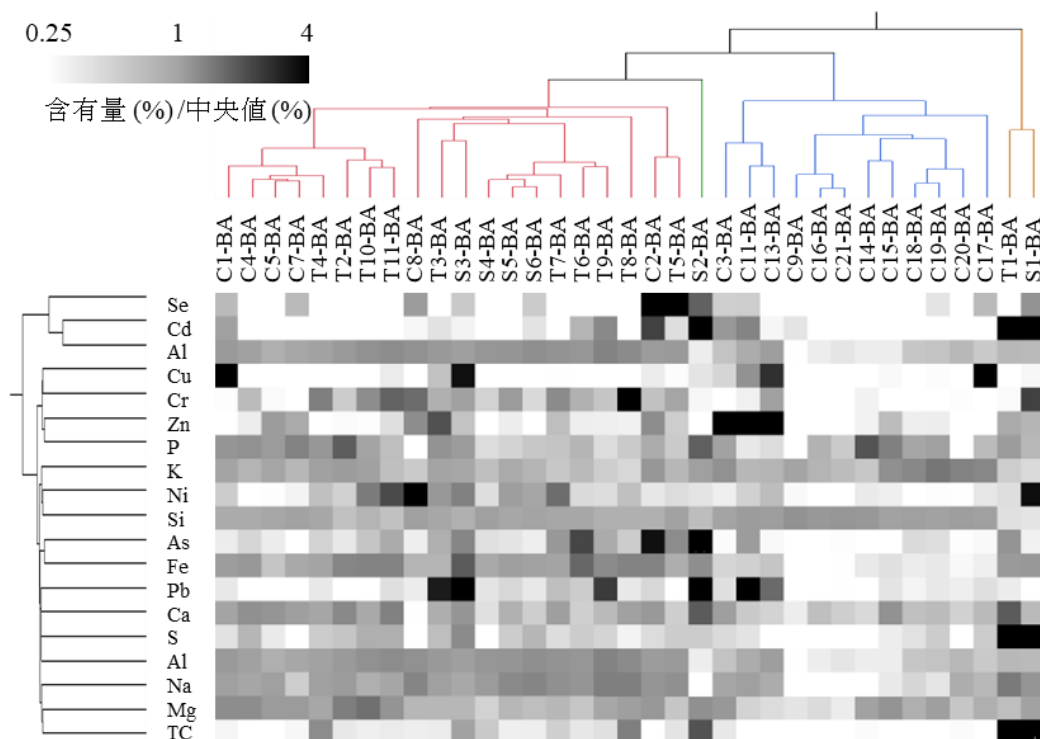


図 3.11 BA 中含量をベースとしたヒートマップ

図 3.12 は、G 残渣を除く FA55 試料を対象として TC、Na、Mg、Al、Si、P、S、Cl、K、Ca、Fe、Cr、Ni、Cu、As、Se、Cd、Pb 含有量について行った階層型クラスター分析の結果である。最初に流動層炉由来の 6 試料がクラスター VI を形成し、次に CFB 由来の 2 試料がクラスター IV を、3 試料がクラスター V を形成した。クラスター VI の FA が発生した施設はいずれも燃料に WW が含まれていた。残りの

試料からは 28 試料によるクラスターI、1 試料のみのクラスターII、15 試料のクラスターIII が形成された。炉形式は FA の元素組成にも影響を及ぼすと考えられる。FA のクラスター分析の結果について、各元素の含有量ヒートマップを図 3.13 に示す。最初に分化したクラスターVI は Cr、Ni、Cu、Pb 含有量が他の試料と比較して高い試料であった。次いで形成されたクラスターIV、V に含まれる試料はクラスターI～III に含まれる試料より比較的 Na、Cl 含有量がそれぞれ高い。クラスターI に含まれる試料は、II、III と比較すると Si 含有量が高く、TC 含有量が低い。クラスターII の 1 試料 (T1-FA) とクラスターIII の試料の違いは、Na および Ca 含有量がクラスターII でより高い値を示していることであると考えられる。以上のことから、FA の元素組成は第一に Cr、Ni、Cu、Pb 等の重金属含有量で、次いで Na、Cl、Si の含有量で特徴づけられると考えられる。

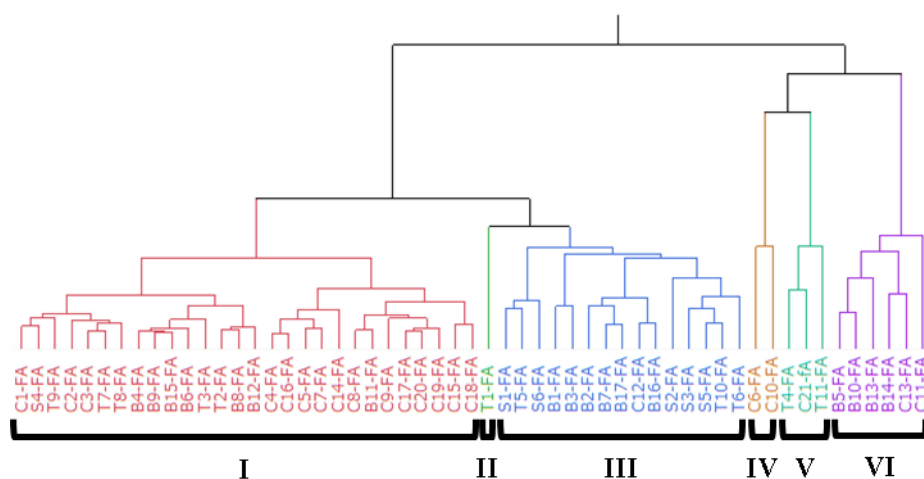


図 3.12 FA の階層クラスター分析結果

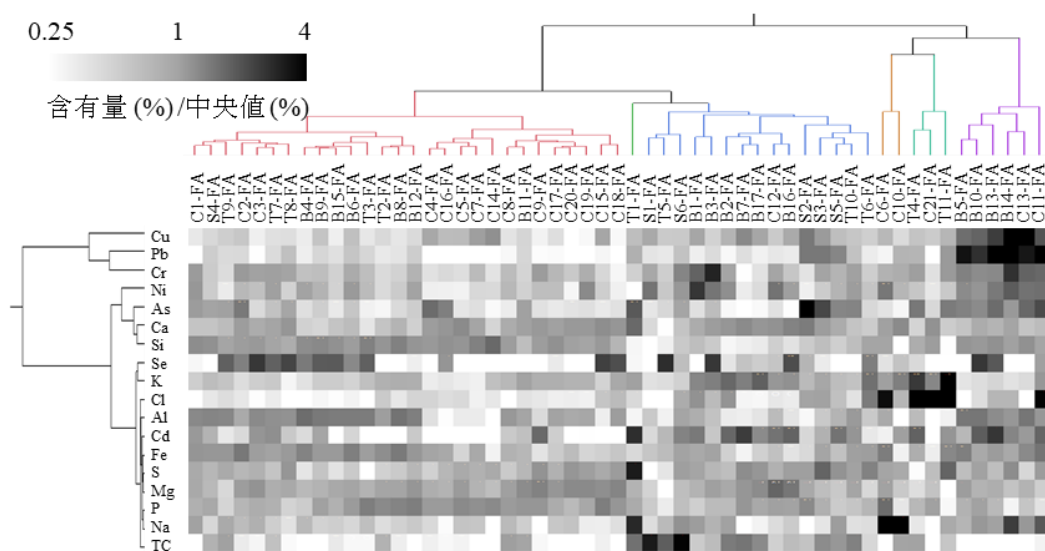


図 3.13 FA 中元素含有量をベースとしたヒートマップ

3.3.5 重回帰分析

木質バイオマス燃焼灰の元素組成は炉形式、燃料種、燃焼温度といったパラメータによって影響を受ける可能性がある。各元素の含有量を目的変数として重回帰分析を行い、ステップワイズ・変数減少法により各元素の含有量をこれらのパラメータを用いて推測する式を決定した。

BA 中の元素含有量に対する結果を表 3.4 に示す。太字の数値は有意な影響 (p 値 <0.05) を示した変数、“-”を示したものは変数減少の過程で除外された変数である。以下では BA 中の元素含有量に対し有意な影響を示した変数について論じる。ただし、影響の理由については明確でないものもあり、文献等から推察できる範囲で考察を行った。炉形式 CFB は BA 中の Si に対し有意な正の影響、TC、P、Cl、Ca、As、Sa、Pb、Cd に対し有意な負の影響を示した。流動層ボイラにおける流動媒体は SiO_2 を主成分とする砂であり (de Geyter *et al.*, 2007; Kameda *et al.*, 2021)、そのため CFB の BA は Si 含有量が高くなる (Carević *et al.*, 2019)。炉形式 SS は TC、Mg、P、Ca、Pb、Cd に対し有意な正の影響、Na、Al、Si、Se に対し有意な負の影響を示した。Mg、Ca は木質系バイオマス燃料中に多く含まれ、中程度に揮発しやすい成分に分類されている (Vassilev *et al.*, 2017)。TC の推定値が高いことから、SS は燃焼効率が他の炉形式と比べ低い可能性が考えられる。ストーカ炉は流動層ボイラと比較してやや燃焼速度が緩やかであることが知られており (新エネルギー・産業技術総合開発機構, 2022)、炉の下部で捕集される BA 中に燃え残った燃料由来の成分が高く含有されていると推察される。炉形式 TS は Na、Al、Cl、Zn、Se に対し有意な正の影響、TC、Cd に対し有意な負の影響を示した。同じストーカ炉でも TS と SS は BA 中の元素含有量に対し異なる影響を示した。Al に対する影響に加え、有意ではないものの Si、Fe に対する推定値も正の値であったことから、TS 由来の BA には土壌由来の夾雑物の成分が多く含まれていると考えられる。Albuquerque *et al.* (2021) はバイオマス燃焼灰中の SiO_2 および Al_2O_3 の含有量は土壌混入に直接的に関連していると結論付けた。Al は O、Si に次いで地殻中に 3 番目に多く含まれる元素であり、砂や砂利は燃料となる木材、特に間伐材と混ざりやすい (永野, 2021)。BA の提供元である施設について、SS を採用する 6 施設のうち 4 施設が一般木材または PKS を燃焼していたのに対し、TS を採用する 11 施設のうち 6 施設が間伐材を燃料として使用していた。つまり、好んで使用される燃料種が燃料種が炉形式によって異なり、その結果として燃焼灰の元素組成も炉形式ごとに異なる傾向が生じている可能性がある。一般木材または PKS を燃焼する「一般木質・農作物残渣区分」の 17 施設より回収された BA の平均 Al 含有量が 3.7%であったのに対し、間伐材を主燃料とする「未利用木質区分」の 15 施設より提供された BA の平均 Al 含有量は 4.6%であった。ただし、Turkey の HSD 検定において平均値の間に統計的有意差は認められなかった。WC は Si に対し有意な正の影響、Mg、Ca に対し有意な負の影響を示した。Sigvardsen *et al.* (2019) による重回帰分析でも、燃料種 WC は SiO_2 含有量に対し正の、MgO、CaO 含有量に対し負の影響を示した。木材中には Mg、Ca が多く含まれるが (Vassilev *et al.*, 2017)、間伐材チップに混入する砂礫の影響で BA 中の Si 含有量が高くなるものと考えられる。燃料に WC を含む BA 試料 27 点のうち 15 点は未利用木質区分の発電施設より採取されたものであった。一方、燃料に WC を含まない 8 点の BA 試料 (G 残渣を除く) に未利用木質区分の施設より採取された試料は無か

った。未利用木質区分の施設では砂礫の混入しやすい枝条や樹皮なども燃料に用いるため(永野,2021)、Si含有量が高くなった可能性がある。燃料種 WP は Si および Cr に対し有意な正の影響を示した。燃料種 PKS は Fe に対し有意な正の影響を、Cl、Zn、Se、Pb に対し有意な負の影響を示した。燃料種 BR は P、Ca、Fe に対し有意な正の影響、Si、As、Se に対し有意な負の影響を示した。燃料種 B は TC、Cr に対し有意な正の影響を、S、As、Se、Pb に対し有意な負の影響を示した。Vassilev *et al.* (2017) は B を Na、P、S、Cl、K が比較的多い K-type のバイオマスに分類したが、この重回帰分析の結果では S の含有量についてむしろ他の燃料種より少ない傾向を示した。燃料種 WW は Na、Al、Si、Cr、Ni に対し有意な正の影響、TC、P、Ca、As、Pb、Cd に対し有意な負の影響を示した。Vassilev *et al.* (2017) の分類によればバイオマス由来の廃棄物 (Contaminated biomass and industrial biomass wastes) は S-type (灰分に Al、Si、Fe を多く含むバイオマス) である。燃料種 Coal は Ca、Cr に対し有意な正の影響を示した。燃焼温度は Cl、Zn、As、Se、Pb に対し有意な正の影響を示し、Ca および Cr に対し有意な負の影響を示した。Liodakis *et al.* (2005) は実験室内で作成された BA 中の Ca 含有量は燃焼温度の上昇に伴い増加すると報告したが、実際に稼働中の発電施設より収集した本研究の BA においては逆の結果となった。

表 3.4 BA 中の元素含有量に対する重回帰分析結果

元素		TC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe
R ²		0.99	0.78	0.63	0.82	0.93	0.76	0.76	0.55	0.69	0.96	0.9
p 値		<.0001	0.034	0.19	0.0019	0.0006	0.019	0.046	0.21	0.052	<.0001	0.018
切片	推定値	1.8	-2.3	7.8	1.2	17	1.3	0.3	-1.4	13	34	8.7
	p 値	0.1	0.47	0.076	0.78	0.08	0.3	0.089	0.03	0.12	0.0012	0.25
炉形式 [CFB]	推定値	-1.1	-0.036	-0.52	-0.003	4.7	-0.22	-	-0.076	0.74	-4.3	-0.39
	p 値	<.0001	0.82	0.071	0.99	<.0001	0.011	-	0.029	0.23	<.0001	0.38
炉形式[SS]	推定値	1.8	-0.66	1	-2.2	-5.2	0.41	-	-0.027	1	8.8	-0.23
	p 値	<.0001	0.018	0.049	0.0039	0.0006	0.01	-	0.38	0.27	<.0001	0.68
炉形式[TS]	推定値	-0.71	0.69	-0.5	2.2	0.48	-0.2	-	0.1	-1.8	-4.5	0.62
	p 値	0.0002	0.014	0.17	0.0015	0.52	0.081	-	0.023	0.052	<.0001	0.24
燃料[WC]	推定値	-	-	-1.3	-	4.1	-0.28	0.053	-	-	-5.2	0.93
	p 値	-	-	0.041	-	0.0074	0.1	0.058	-	-	0.0004	0.23
燃料[WP]	推定値	0.24	0.31	-0.56	-	1.8	-	-0.045	-	-1.3	-	-0.91
	p 値	0.057	0.3	0.11	-	0.025	-	0.14	-	0.15	-	0.11
燃料[PKS]	推定値	-	-0.5	-	-	-	-	0.066	-0.19	-	-	3.5
	p 値	-	0.31	-	-	-	-	0.12	0.025	-	-	0.018
燃料[BR]	推定値	0.23	-	0.78	-	-4	0.37	-	-0.068	-	3.3	1.2
	p 値	0.082	-	0.059	-	0.0008	0.0068	-	0.13	-	0.0007	0.035
燃料[B]	推定値	1.4	-	-	-	-	-	-0.11	-0.13	-	-	1.1
	p 値	0.0003	-	-	-	-	-	0.04	0.057	-	-	0.15
燃料[WW]	推定値	-2.4	1.6	-1.4	3.8	6.9	-0.68	-0.039	-	-2	-11	-1.7
	p 値	<.0001	0.0098	0.077	0.0041	0.0018	0.0064	0.33	-	0.28	<.0001	0.11
燃料[Coal]	推定値	0.26	0.38	-	0.6	-	-	0.054	-	-1.7	1.6	-
	p 値	0.19	0.19	-	0.34	-	-	0.2	-	0.13	0.039	-
燃烧温度	推定値	-0.00083	0.004	-0.0057	0.0031	0.0054	-0.00058	-0.00032	0.0019	- 0.0091	-0.024	-0.011
	p 値	0.53	0.35	0.23	0.57	0.58	0.68	0.13	0.028	0.37	0.017	0.28

表 3.4 BA 中の元素含有量に対する重回帰分析結果

元素		Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb	Cd
R ²		0.99	0.69	0.19	0.71	1	0.89	0.82	0.92
p 値		<.0001	0.054	0.25	0.28	<.0001	0.01	0.016	0.0002
切片	推定値	213	149	73	-4180	-21	6.9	-638	-0.58
	p 値	0.071	0.051	0.87	0.046	0.055	0.14	0.036	0.3
炉形式[CFB]	推定値	-11	-	379	-216	-15	-0.31	-77	-0.21
	p 値	0.19	-	0.084	0.076	<.0001	0.23	0.0006	<.0001
炉形式[SS]	推定値	-8.2	-	40	-121	26	1.7	57	0.34
	p 値	0.51	-	0.88	0.39	<.0001	0.0006	0.01	0.0002
炉形式[TS]	推定値	19	-	-419	337	-11	-1.4	20	-0.13
	p 値	0.11	-	0.11	0.027	<.0001	0.0026	0.32	0.018
燃料[WC]	推定値	-	-	431	-250	13	-	-	0.11
	p 値	-	-	0.29	0.2	<.0001	-	-	0.14
燃料[WP]	推定値	19	24	-	179	3.7	-	-	-
	p 値	0.12	0.1	-	0.18	0.0056	-	-	-
燃料[PKS]	推定値	-	-18	-406	-766	5.1	0.7	-98	-
	p 値	-	0.37	0.26	0.029	0.017	0.22	0.015	-
燃料[BR]	推定値	-	-	470	-215	-1.9	0.39	-42	-
	p 値	-	-	0.31	0.097	0.015	0.24	0.054	-
燃料[B]	推定値	479	-23	-	-360	-7.4	0.95	-75	-0.082
	p 値	<.0001	0.29	-	0.072	0.0026	0.17	0.027	0.25
燃料[WW]	推定値	72	44	-	326	-49	-2.8	-95	-0.64
	p 値	0.014	0.039	-	0.19	<.0001	0.0009	0.015	<.0001
燃料[Coal]	推定値	58	24	-	-	5.4	-0.55	-	-
	p 値	0.015	0.2	-	-	0.0038	0.23	-	-
燃焼温度	推定値	-0.24	-0.17	-	6.1	0.033	-0.0077	0.94	0.00091
	p 値	0.11	0.084	-	0.032	0.027	0.2	0.023	0.17

FA 中の元素含有量に対する重回帰分析の結果を表 3.5 に示す。太字の数値は有意な影響を示した変数、“-”を示したものは変数減少の過程で除外された変数である。炉形式 BFB は Na、Mg に対し有意な正の影響を、TC、As に対し有意な負の影響を示した。炉形式 CFB は TC、Na、As、Cd に対し有意な負の影響を示した。先行研究においても流動層ボイラ由来の FA はストーカ炉由来の FA と比較し TC もしくは UC 含有量が低いことが報告されている (Girón *et al.*, 2013; 前田, 2018)。有意な水準ではなかったものの (p 値=0.25 および 0.062) Si 含有量に対する推定値は BFB、CFB とともに正の値であり、TS、SS より高い。BA ほど顕著ではないものの、流動砂の成分は FA の元素組成にも影響を与えると考えられる。炉形式 SS は TC、Ca、As に対し有意な正の影響、Si、Fe に対し有意な負の影響を示した。Si、Fe はバイオマス中に含まれる成分の中で揮発しにくい元素であり (Vassilev *et al.*, 2017)、SS では排ガスおよび FA 中に移行する量が少ないと考えられる。炉形式 TS は Cl、Fe に対し有意な正の影響、Mg、Ca に対し有意な負の影響を示した。BA に対する影響と同様、TS で多く用いられる未利用間伐材と共に炉内に入る砂礫によって Fe 含有量が高くなったと考えられる。燃料種 WC は Na、K に対し有意な正の影響を、Si に対し有意な負の影響を示した。Vassilev *et al.* (2017) による様々なバイオマスの灰分元素組成の分類で木材は C-type (灰分に Mg、Ca、Mn を豊富に含む) のバイオマスであるが、剪定枝や葉、樹皮は CK-type に分類され、C-type と K-type (灰分に Na、P、S、Cl を豊富に含む) の両方の特徴を有する。木質系バイオマス発電施設で用いられる WC には頻繁に樹皮や枝葉が混入し (2 章参照)、そのため Na、K といった元素の含有量が高くなった可能性がある。燃料種 PKS は Cd に対し有意な負の影響を示した。燃料種 BR は Se に対し有意な負の影響を示した。燃料種 B は Cr に対し有意な正の影響を、Se に対し有意な負の影響を示した。燃料種 WW は Al、Cl、Fe、Cu、Pb に対し有意な正の影響を示し、TC、P、K に対し有意な負の影響を示した。Cu は CCA (クロム・銅・ヒ素化合物系木材防腐剤) に代わり現在多用されている ACQ (第四級アルカリ銅)、アゾール銅、クエン酸銅、エタノールアミン銅といった木材防腐剤中に含有される成分であり (Kim *et al.*, 2021)、建築廃材に多く含まれる。また建設廃木材の約 1.5%に相当する鉄釘は燃焼前に廃木材から除去され回収されるが (伊藤ら, 2017)、小さな破片は WW 中に残る。Al、Fe、Pb に対する正の影響は WW がこれらの釘等の金具を含むことによるものと考えられる。Al に対する正の影響は BA においても有意であった。燃料 Coal は Cr に対し有意な負の影響を示した。燃焼温度は Na に対し有意な正の影響を示した。Na は Vassilev *et al.* (2017) によりバイオマス中に揮発しやすい形態で存在する元素として分類されており、高温で排ガスおよび FA 中に移行する量が多くなると考えられる。

表 3.5 FA 中の元素含有量に対する重回帰分析結果

元素		TC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe
R ²		0.52	0.45	0.31	0.42	0.25	0.15	0.026	0.21	0.34	0.52	0.34
p 値		<.0001	0.015	0.069	0.022	0.011	0.041	0.24	0.02	0.021	0.03	0.0044
切片	推定値	6.1	-11	5	6.3	17	1.2	1.8	1.6	-7.4	18	1.7
	p 値	<.0001	0.012	0.0037	0.18	<.0001	<.0001	<.0001	0.01	0.33	0.12	0.0002
炉形式[BFB]	推定値	-3.4	1.4	0.37	-0.45	2.4	-	-	0.28	-	0.69	-0.014
	p 値	0.0047	0.068	0.049	0.17	0.25	-	-	0.13	-	0.96	0.65
炉形式[CFB]	推定値	-2	-0.77	0.36	0.81	1.4	-	-	-1.2	-	0.064	0.095
	p 値	<.0001	0.006	0.071	0.44	0.062	-	-	0.71	-	0.62	0.95
炉形式[SS]	推定値	5.4	-1.1	-0.096	-1.6	-4	-	-	-1.5	-	6	-0.63
	p 値	<.0001	0.13	0.77	0.12	0.033	-	-	0.2	-	0.019	0.042
炉形式[TS]	推定値	0.028	0.49	-0.63	1.2	0.15	-	-	2.4	-	-6.8	0.54
	p 値	0.97	0.4	0.021	0.12	0.92	-	-	0.012	-	0.0021	0.044
燃料[WC]	推定値	-	2.5	-	-	-5.4	-0.2	-	-	4.8	-	0.5
	p 値	-	0.014	-	-	0.014	0.1	-	-	0.026	-	0.19
燃料[WP]	推定値	-1.7	-	-	-1.1	-	-	-	-	-	5.1	-0.44
	p 値	0.15	-	-	0.24	-	-	-	-	-	0.059	0.28
燃料[PKS]	推定値	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-3.6	0.42
	p 値	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.059	0.14
燃料[BR]	推定値	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	p 値	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
燃料[B]	推定値	-	-	-	-	-	-0.3	-	-	-	4.5	-
	p 値	-	-	-	-	-	0.21	-	-	-	0.19	-
燃料[WW]	推定値	-3.3	0.67	-0.35	1.8	2	-0.23	0.37	3.3	-3.6	-3.1	1.1
	p 値	0.0016	0.29	0.22	0.035	0.29	0.037	0.24	0.0076	0.018	0.13	0.0007
燃料[Coal]	推定値	-2.8	-	-	-	-	-	-	-	-2.8	3.9	-
	p 値	0.19	-	-	-	-	-	-	-	0.24	0.28	-
燃烧温度	推定値	-	0.011	-0.0033	-0.0035	-	-	-	-	0.013	-	-
	p 値	-	0.016	0.096	0.54	-	-	-	-	0.13	-	-

表 3.5 FA 中の元素含有量に対する重回帰分析結果

元素		Fe	Cr	Ni	Cu	As	Se	Pb	Cd
R ²		0.34	0.61	0.39	0.52	0.52	0.47	0.53	0.42
p 値		0.0044	0.0001	0.041	0.015	0.0013	0.021	0.0025	0.025
切片	推定値	1.7	-73	-52	-1.8	4.7	2.6	-467	0.29
	p 値	0.0002	0.26	0.26	0.99	0.89	0.84	0.1	0.96
炉形式[BFB]	推定値	-0.014	-	-	-61	-13	-2.4	-66	-1.6
	p 値	0.65	-	-	0.16	0.014	0.18	0.83	0.13
炉形式[CFB]	推定値	0.095	-	-	36	-10	2	6.8	0.98
	p 値	0.95	-	-	0.061	0.0031	0.13	0.069	0.033
炉形式[SS]	推定値	-0.63	-	-	42	32	-1.4	18	1.5
	p 値	0.042	-	-	0.39	<.0001	0.61	0.77	0.24
炉形式[TS]	推定値	0.54	-	-	-17	-9.3	1.8	41	-0.87
	p 値	0.044	-	-	0.62	0.1	0.39	0.39	0.36
燃料[WC]	推定値	0.5	-	15	-91	-	-	-	-
	p 値	0.19	-	0.28	0.19	-	-	-	-
燃料[WP]	推定値	-0.44	-	-	65	-	-	-	-
	p 値	0.28	-	-	0.17	-	-	-	-
燃料[PKS]	推定値	0.42	-	-	-59	-	-2.8	-49	-1.9
	p 値	0.14	-	-	0.12	-	0.15	0.24	0.028
燃料[BR]	推定値	-	29	19	-	-	-5.2	-	-
	p 値	-	0.083	0.068	-	-	0.05	-	-
燃料[B]	推定値	-	140	23	-	-	7.1	-	-
	p 値	-	<.0001	0.16	-	-	0.049	-	-
燃料[WW]	推定値	1.1	24	15	112	-	-	184	1.1
	p 値	0.0007	0.11	0.11	0.0052	-	-	0.0009	0.26
燃料[Coal]	推定値	-	-71	-17	-	15	-	-	-
	p 値	-	0.0072	0.3	-	0.12	-	-	-
燃焼温度	推定値	-	0.16	0.084	0.26	0.024	0.0048	0.67	0.0035
	p 値	-	0.052	0.1	0.32	0.56	0.76	0.063	0.61

上記の重回帰分析で決定した回帰式 3.1～3.6 を用いて BA 中の TC、Si、Ca、Cr、As、Cd 含有量を推定した結果を図 3.14 に示す。回帰式による予測値は実際に測定された含有量とよく一致し、炉形式、燃料種、燃焼温度をパラメータとする回帰式はこれらの元素の BA 中の含有量をかなり正確に再現できる。この他の元素については付録 3.4 に示した。

$$TC(\%) = 1.8 + (-1.1 \quad 1.8 \quad -0.71) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (0.24 \quad 0.23 \quad 1.4 \quad -2.4 \quad 0.26) \begin{pmatrix} WP \\ BR \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 8.3 \times 10^{-4} \cdot T \quad (式 3.1)$$

$$Si(\%) = 17 + (4.7 \quad -5.2 \quad 0.48) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (4.1 \quad 1.8 \quad -4.0 \quad 6.9) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ BR \\ WW \end{pmatrix} + 5.4 \times 10^{-3} \cdot T \quad (式 3.2)$$

$$Ca(\%) = 34 + (-4.3 \quad 8.8 \quad -4.5) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-5.2 \quad 3.3 \quad -11 \quad 1.6) \begin{pmatrix} WC \\ BR \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 2.4 \times 10^{-2} \cdot T \quad (式 3.3)$$

$$Cr(mg/kg) = 213 + (-11 \quad -8.2 \quad 19) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (19 \quad 479 \quad 72 \quad 58) \begin{pmatrix} WP \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 0.24T \quad (式 3.4)$$

$$As(mg/kg) = -21 + (-15 \quad 26 \quad -11) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (13 \quad 3.7 \quad 5.1 \quad -1.9 \quad -7.4 \quad -49 \quad 5.4) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ PKS \\ BR \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} + 3.3 \times 10^{-2} \cdot T \quad (式 3.5)$$

$$Cd(mg/kg) = -0.58 + (-0.21 \quad 0.34 \quad -0.13) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (0.11 \quad -0.082 \quad -0.64) \begin{pmatrix} WC \\ B \\ WW \end{pmatrix} + 9.1 \times 10^{-4} \cdot T \quad (式 3.6)$$

T : 燃焼温度 (°C)

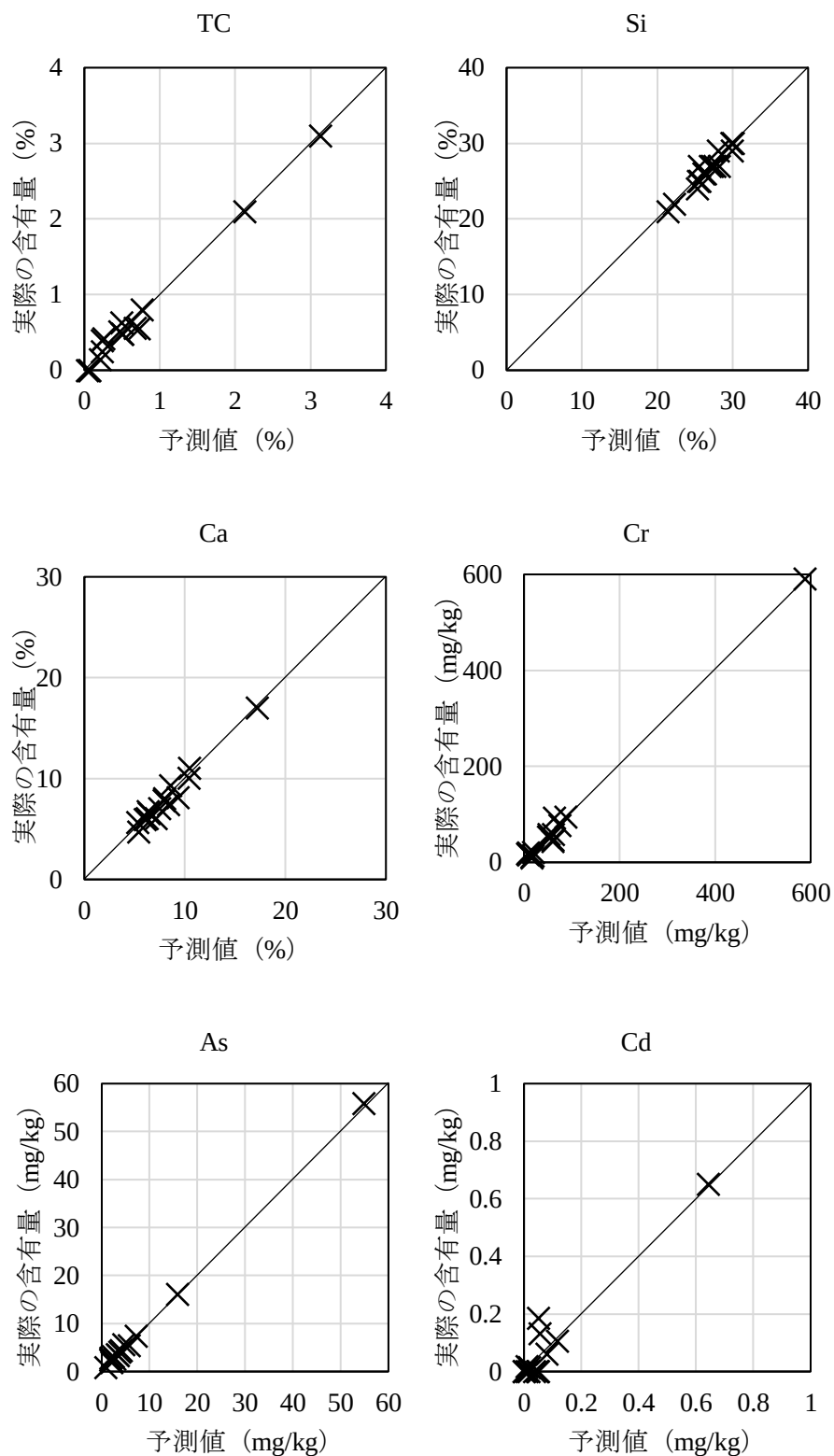


図 3.14 回帰式による予測値と BA 中の実際の含有量

TC、Na、Al、Si、P、S、Ca、Fe、Cr、As、Se、Pb、Cd に対して決定された回帰式の p 値は有意な水準 (<0.05) であった (表 3.4)。決定係数 (R^2) は $As > TC = Cr > Ca > Si > Cd > Fe > Se > Al > Pb > Na >$

P=S>Zn が 0.7 以上の値を示し、回帰式により BA 試料中の元素含有量がある程度正確に再現された。Mg、Cl、K、Ni、Cu については R^2 が 0.7 未満、p 値が 0.05 以上で、本研究で扱ったパラメータのみで BA 中の元素含有量を予測することは困難であると考えられる。燃料の樹種や生産地域の土壌といった他のパラメータが BA 中のこれらの元素含有量に影響を与えている可能性がある (Carević *et al.*, 2019; Cruz *et al.*, 2019)。

重回帰分析で決定した回帰式 3.7~3.12 を用いて FA 中の TC、Ca、Cr、Cu、As、Pb 含有量を推定した結果を図 3.14 に示す。TC、Cr、As、Pb の予測値が実際の値の半分以下となる試料もあり、決定した回帰式の正確性は十分に担保されない。TC、Ca、Cr、Cu、As、Pb 以外の元素については付録 3.5 に示した。

$$TC(\%) = 6.1 + (-3.4 \quad -2.0 \quad 5.4 \quad 0.028) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-1.7 \quad -3.3 \quad -2.8) \begin{pmatrix} WP \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} \quad (\text{式 3.7})$$

$$Ca(\%) = 18 + (0.60 \quad 0.064 \quad 6.0 \quad -6.8) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (5.1 \quad -3.6 \quad 4.5 \quad -3.1 \quad 3.9) \begin{pmatrix} WP \\ PKS \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} \quad (\text{式 3.8})$$

$$Cr(mg/kg) = -73 + (29 \quad 140 \quad 24 \quad -71) \begin{pmatrix} BR \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 0.16T \quad (\text{式 3.9})$$

$$Cu(mg/kg) = -1.8 + (-61 \quad 36 \quad 42 \quad -17) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-91 \quad 65 \quad -59 \quad 112) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ PKS \\ WW \end{pmatrix} + 0.26T \quad (\text{式 3.10})$$

$$As(mg/kg) = 4.7 + (-13 \quad -10 \quad 32 \quad -9.3) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (15)(Coal) + 0.024T \quad (\text{式 3.11})$$

$$Pb(mg/kg) = -467 + (-66 \quad 6.8 \quad 18 \quad 41) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-49 \quad 184) \begin{pmatrix} PKS \\ WW \end{pmatrix} + 0.67T \quad (\text{式 3.12})$$

T : 燃焼温度 (°C)

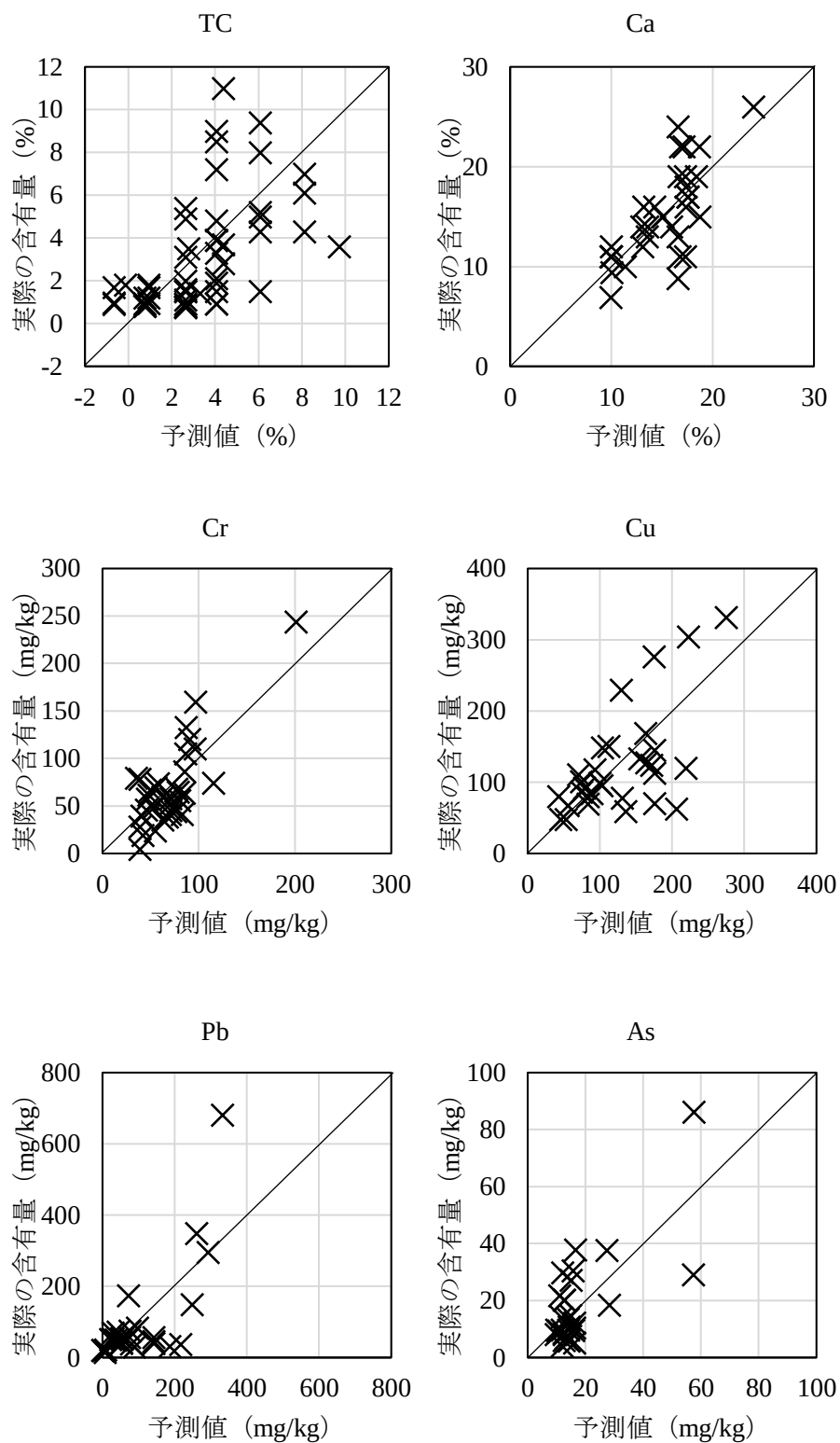


図 3.15 回帰式による予測値と FA 中の実際の含有量

TC、Na、Al、Si、P、Cl、K、Ca、Fe、Cr、Ni、Cu、As、Se、Pb、Cd に対して決定された回帰式の p 値は有意な水準 (< 0.05) であったが決定係数 (R^2) はいずれも 0.7 未満で (表 3.5)、回帰式により FA

試料中の元素含有量を再現することは BA におけるそれよりは精度に欠く。Mg、S については p 値が 0.05 以上で、本研究で扱ったパラメータのみで FA 中の元素含有量を予測することは困難であると考えられる。FA の元素組成には樹種や生産地域等他の因子が影響している可能性がある。

3.4 おわりに

本章では BA36 試料および FA62 試料について、PCA、階層クラスター分析および重回帰分析を用いて、木質バイオマス燃焼灰の元素組成に影響を及ぼす要因を検討した。その結果得られた知見を以下に挙げる。

- TC、UC、S、Cl、K および重金属元素は正規分布よりも対数正規分布に倣う分布であった。Mg、Si、P、Ca は正規分布に倣う分布を示し、Fe は一様分布に近かった。BA 中の含有量中央値が FA 中よりも高い元素は Na、Si、Al で、他の主要元素及び重金属元素含有量は FA 中の方が高かった。
- 全 98 試料の主要元素組成についての PCA の結果、主成分 1 は完全燃焼の達成の程度を表し、主成分 2 は揮発しやすく FA 中に多く含まれる成分を表す指標であると考えられた。階層クラスター分析の結果、BA35 試料から 4 つのクラスターが生成された。TC、Na、P、S、Cl 含有量の高い特徴的な BA が最初に分かれ、次いで Si 含有量の違いによって分類された。FA55 試料についてのクラスター分析の結果、6 つのクラスターが形成された。FA の元素組成は Cr、Ni、Cu、Pb 等の重金属含有量でクラスターに分かれ、次いで Na、Cl、Si 含有量で分類された。
- 重回帰分析の結果、BA 中の TC、Na、Al、Si、P、S、Ca、Fe、Cr、Zn、As、Se、Pb、Cd に対して決定された回帰式の R^2 は 0.7 以上の値を示し、BA 試料中の元素含有量がある程度正確に再現された。BA 中の Mg、Cl、K、Ni、Cu については本研究で扱ったパラメータのみで含有量を予測することは困難であると考えられる。CFB の BA は流動砂の影響で Si 含有量が高くなる。SS は BA 中の TC、Mg、P、Ca に対し有意な正の影響を示し、燃料由来の成分が BA 中に多く残留していた。同じストーカ炉でも TS は BA 中の Al 含有量に対し有意な正の影響を示し、BA 中に土壌由来の夾雑物を多く含むことを示唆した。FA 中の元素含有量に対して決定された回帰式の R^2 はいずれも 0.7 未満で、回帰式による含有量の再現は BA におけるそれよりは精度に欠いた。Mg、S については本研究で扱ったパラメータのみで FA 中の元素含有量を予測することは困難であると考えられた。

参考文献

- 伊藤正治, 隈部和弘, 守富寛, 2017. 建築廃木材からの液体燃料製造を目的とした Fischer-Tropsch 合成. 日本エネルギー学会大会講演要旨集 26, 114-115. https://doi.org/10.20550/jietaikaiyoushi.26.0_114
- 折橋健, 安久津久, 丹羽忍, 大塚英幸, 2021. 小～中型木質専焼ボイラーより採取したチップもしくは薪由来の燃焼灰の性状. 木材学会誌 67(1), 33-43. <https://doi.org/10.2488/jwrs.67.33>
- 亀田貴之, 牧野浩, 阪本淳, 桜井聡, 岩崎敏彦, 中山剛, 山本晃司, 2021. バイオマス CFB ボイラへの人工砂の適用 (第一報) ～人工砂の特性～. 日本エネルギー学会大会講演要旨集 30, 142-143.

- https://doi.org/10.20550/jietaikaiyoushi.30.0_142
- 経済産業省, 2004. 都市ごみ焼却灰の国内広域処理システム構築に関する調査報告書.
https://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/research/pdf/150711-3_jilc_7.pdf. (2024.04.19 accessed)
- 新エネルギー・産業技術総合開発機構, 2022. バイオマスエネルギー地域自立システムの導入要件・技術
指針 第6版 実践編 木質バイオマス. p.486-487 <https://www.nedo.go.jp/content/100932088.pdf>
(2024.11.11 accessed)
- 高岡昌輝, 武田信生, 岡島重伸, 1995. 飛灰等の粉粒体による排ガス中の水銀除去に関する基礎的研究.
廃棄物学会論文誌 6(6), 235-244. <https://doi.org/10.3985/jswme.6.235a>
- 高岡昌輝, 中塚大輔, 武田信生, 藤原健史, 2000. ごみ焼却飛灰中元素の定量に関する蛍光 X 線分析法の
適用性. *廃棄物学会論文誌* 11(6), 333-342. <https://doi.org/10.3985/jswme.11.333>
- 高橋徹, 富田恵一, 若杉郷臣, 山田敦, 折橋健, 古賀信也, 2008. 木質系バイオマス燃焼灰の安全性評価お
よび有効利用. *廃棄物学会研究発表会講演論文集* 19. <https://doi.org/10.14912/jswmepac.19.0.208.0>
- 田島孝敏, 甚野智子, 大島義徳, 2020. 木質バイオマス発電燃焼灰の有効利用に関する研究. *大林組技術
研究所報* 84, 1-6. https://doi.org/10.14912/jsmcwm.29.0_211
- 田村朗, 尾崎弘憲, 1996. 破碎, 粉碎機用耐衝撃摩耗材料の高性能化技術. *鑄造工学* 68(12), 1135-1140.
<https://doi.org/10.11279/jfes.68.1135>
- 辻賢司, 2020. バイオマス発電・熱利用技術と市場 2020. CMC 出版, 2020. pp.70-71
- 永野正朗, 2021. 宿毛バイオマス発電所における燃焼灰の有効利用について, *日本エネルギー学会機関
誌 えねるみくす* 100(1), 62-66. https://doi.org/10.20550/jieenermix.100.1_62.
- 農林水産省, 2024. 肥料の品質の確保等に関する法律に基づき普通肥料の公定規格を定める等の件.
<http://www.famic.go.jp/ffis/fert/kokuji/60k0284.pdf> (2024.11.12 accessed)
- 前田典生, 2018. 木質バイオマスボイラ燃焼灰の有効利用法の開発. 広島大学博士論文.
<https://ir.lib.hiroshima-u.ac.jp/00046184>
- Albuquerque, A.R.L., Angélica, R.S., Merino, A., Paz, S.P.A., 2021. Chemical and mineralogical characterization
and potential use of ash from Amazonian biomasses as an agricultural fertilizer and for soil amendment. *Journal
of Cleaner Production* 295, 126472. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126472>
- Asquer, C., Cappai, G., Carucci, A., De Gioannis, G., 2019. Biomass ash characterisation for reuse as additive in
composting process. *Biomass and Bioenergy* 123, 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.03.001>.
- ASTM International, 2023. Standard Specification for Coal Ash and Raw or Calcined Natural Pozzolan for Use in
Concrete, C618-23e1
- Baldoni, N., Francion, M., Trozzo, L., Toderi, M., Fornasier, F., D'Ottavio, P., Corti, G., Cocco, S., 2023. Effect of
wood gasification biochar on soil physicochemical properties and enzyme activities, and on crop yield in a
wheat-production system with sub-alkaline soil. *Biomass and Bioenergy* 176, 106914.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.106914>
- Berra, M., Mangialardi, T., Paolini, A.E., 2015. Reuse of woody biomass fly ash in cement-based materials.
Construction and Building Materials 76, 286-296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.11.052>

- Bjurström, H., Lind, B.B., Lagerkvist, A., 2014. Unburned carbon in combustion residues from solid biofuels. *Fuel* 117, 890–899. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.10.020>
- Carević, I., Serdar, M., Stirmer, N., Ukrainczyk, N., 2019. Preliminary screening of wood biomass ashes for partial resources replacements in cementitious materials. *Journal of Cleaner Production* 229, 1045-1064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.321>
- Cheng, C., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences* 113, G02027. <https://doi.org/10.1029/2007JG000642>
- da Costa, T.P., Quinteiro, P., Tarelho, L.A.C., Arroja, L., Dias, A.C., 2019. Environmental assessment of valorisation alternatives for woody biomass ash in construction materials. *Resources, Conservation and Recycling* 148, 67-79. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.022>
- da Costa, T.P., Quinteiro, P., Tarelho, L.A.C., Arroja, L., Dias, A.C., 2020. Life cycle assessment of woody biomass ash for soil amelioration. *Waste Management* 101, 126-140. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.006>
- Cruz, N.C., Rodrigues, S.M., Carvalho, L., Duarte, A.C., Pereira, E., Römkens, P.F.A.M., Tarelho, L.A.C., 2017. Ashes from fluidized bed combustion of residual forest biomass: Recycling to soil as a viable management option. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 14770-14781. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9013-6>
- Cruz, N.C., Silva, F.C., Tarelho, L.A.C., Rodrigues, S.M., 2019. Critical review of key variables affecting potential recycling applications of ash produced at large-scale biomass combustion plants. *Resources, Conservation and Recycling* 150, 104427. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104427>
- Cuenca, J., Rodríguez, J., Martín Morales, M., Sánchez Roldán, Z., Zamorano, M., 2013. Effects of olive residue biomass fly ash as filler in self compacting concrete. *Construction and Building Materials* 40, 702-709.
- Eberhardt, T.L., Pan, H., 2013. Analysis of the fly ash from the processing of wood chips in a pilot-scale downdraft gasifier: Comparison of inorganic constituents determined by PIXE and ICP-AES. *Biomass and Bioenergy* 51, 163-168. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.020>
- Etiegni, L., Campbella, A., 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology* 37(2):173-178. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(91\)90207-Z](https://doi.org/10.1016/0960-8524(91)90207-Z)
- Fontes, C.M.A., Silva, R.B., Lima, P.R.L., 2019. Characterization and Effect of Using Bottom and Fly Ashes from Co-combustion of Cocoa Waste as Mineral Addition in Concrete. *Waste and Biomass Valorization* 10, 223–233. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0031-x>
- Garcia, M.d.L., Sousa Coutinho, J., 2013. Strength and durability of cement with forest waste bottom ash. *Construction and Building Materials* 41, 897-910. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.11.081>
- de Geyter, S., Öhman, M., Boström, D., Eriksson, M., Nordin, A., 2007. Effects of Non-Quartz Minerals in Natural Bed Sand on Agglomeration Characteristics during Fluidized Bed Combustion of Biomass Fuels. *Energy and Fuels* 21, 5, 2663–2668. <https://doi.org/10.1021/ef070162h>
- Girón, R.P., Ruiz, B., Fuente, E., Gil, R.R., Suárez-Ruiz, I., 2013. Properties of fly ash from forest biomass combustion, *Fuel* 114, 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.04.042>
- Guo, Y., Zhao, C., Chen, X., Li, C., 2015. CO₂ capture and sorbent regeneration performances of some wood ash materials. *Applied Energy* 137, 26-36.

- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J.K., Henriksen, J.B., Hauggaard-Nielsen, H., 2015. Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy* 72, 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.013>.
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Appendix 4. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch02_Ap4_Biochar.pdf (2024.10.23 accessed)
- James, A.K., Helle, S.S., Thring, R.W., Sarohia, G.S., Rutherford, P.M., 2014. Characterization of Inorganic Elements in Woody Biomass Bottom Ash from a Fixed-bed Combustion System, a Downdraft Gasifier and a Wood Pellet Burner by Fractionation. *Energy and Environment Research* 4(1), 85-94. <https://doi.org/10.5539/eer.v4n1p85>
- Juárez, M.F.-D., Mostbauer, P., Knapp, A., Müller, W., Tertsch, S., Bockreis, A., Insam, H., 2018. Biogas purification with biomass ash. *Waste Management* 71, 224-232. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.043>
- Jurić, K.K., Carević, I., Serdar, M., Štirmer, N., 2020. Feasibility of using pozzolanicity tests to assess reactivity of wood biomass fly ashes. *Gradevinar* 72(12), 1145-1153. <https://doi.org/10.14256/JCE.2950.2020>
- Kazi, R., Sudharshan, N.R., Maslina, J., Roszilah, H., 2020. Utilization of wood waste ash in construction technology: A review. *Construction and Building Materials* 237. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117654>
- Kilpimaa, S., Kuokkanen, T., Lassi, U., 2013. Characterization and utilization potential of wood ash from combustion process and carbon residue from gasification process. *Bioresources* 8(1), 1011-1027. <https://doi.org/10.15376/biores.8.1.1011-1027>
- Kim, J., Oh, S., Park, Y., 2021. Overview of biochar production from preservative-treated wood with detailed analysis of biochar characteristics, heavy metals behaviors, and their ecotoxicity. *Journal of Hazardous Materials* 384, 121356. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121356>
- Kwong, K. Y., Marek, E. J. 2021. Combustion of Biomass in Fluidized Beds: A Review of Key Phenomena and Future Perspectives. *Energy and Fuels* 35, 16303–16334. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.1c01947>
- Lama, I., Sain, D., 2021. A case study review of wood ash land application programs in North America. *TAPPI* 20(2), 111-120. <https://doi.org/10.32964/TJ20.2.111>
- Liodakis, S., Katsigiannis, G., Kakali, G., 2005. Ash properties of some dominant Greek forest species. *Thermochimica Acta* 437(1-2), 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.tca.2005.06.041>
- Maschio, S., Tonello, G., Piani, L., Furlani, E., 2011. Fly and bottom ashes from biomass combustion as cement replacing components in mortars production: Rheological behaviour of the pastes and materials compression strength. *Chemosphere* 85, 666–671. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.070>
- Maschowski, C., Kruspan, P., Garra, P., Arif, A.T., Trouve, G., Giere, R., 2019. Physicochemical and mineralogical characterization of biomass ash from different power plants in the upper Rhine region. *Fuel* 258, 116020. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116020>
- Modolo, R.C.E., Ferreira, V.M., Tarelho, L.A., Labrincha, J.A., Senff, L., Silva, L., 2013. Mortar formulations with bottom ash from biomass combustion. *Construction and Building Materials* 45, 275-281. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.03.093>

- Obernberger, I., Supancic, K., 2009. Possibilities of ash utilisation from biomass combustion plants. *Proceedings of the 17th European Biomass Conference and Exhibition (Vol. 29)*, Germany: Hamburg. <https://best-research.eu/files/publications/pdf/Obernberger-Supancic-Hamburg-2009-ash-utilisation.pdf>
- Ohenoja, K., Pesonen, J., Yliniemi, J., Illikainen, M., 2020. Utilization of Fly Ashes from Fluidized Bed Combustion: A Review. *Sustainability* 12, 2988. <https://doi.org/10.3390/su12072988>
- Pei, Y., Ike, M., Shiota, K., Takaoka, M., 2024. The impacts of furnace and fuel types on the hazardous heavy metal contents and leaching behavior of woody biomass fly ash. *Fuel* 372, 132202. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.132202>
- Pérez-Villarejo, L., Eliche-Quesada, D., Iglesias-Godino, F.J., Martínez-García, C., Corpas-Iglesias, F.A., 2012. Recycling of ash from biomass incinerator in clay matrix to produce ceramic bricks. *Journal of Environmental Management* 95(suppl.), S349-S354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.022>
- Rajamma, R., Ball, R.J., Tarelho, L.A., Allen, G.C., Labrincha, J.A., Ferreira, V.M., 2009. Characterization and use of biomass fly ash in cement-based materials, *Journal of Hazardous Materials* 172(2), 1049-1060. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.109>
- Rajamma, R., Soares, D., Esteves, T.C., Santos, S.A., Labrincha, J.A., Ferreira, V., 2011. Investigation of alkali-silica reaction in concretes with biomass fly ash.; Conference: ICCC 2011 - XIII International Congress on the Chemistry of Cement 2011.
- Ramos, T., Matos, A.M., Sousa Coutinho, J., 2013. Mortar with wood waste ash: Mechanical strength carbonation resistance and ASR expansion. *Construction and Building Materials* 49, 343-351. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.08.026>
- Rolka, E., Żołnowski, A.C., Wyszowski, M., Skorwider-Namiołko, A., 2024. Determination of the Possibilities of Using Woody Biomass Ash from Thermal Power Plants in Corn Cultivation. *Energies* 17(11), 2783. <https://doi.org/10.3390/en17112783>
- Schulz, H., Glaser, B., 2012. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175, 410-422. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100143>
- Shaheen, S.M., Niazi, N.K., Hassan, N.E.E., Bibi, I., Wang, H., Tsang, D.C.W., Oki, Y.S., Bolan, J., Rinklebe, J., 2019. Wood-based biochar for the removal of potentially toxic elements in water and wastewater: a critical review. *International Materials Reviews* 64(4), 216-247. <https://doi.org/10.1080/09506608.2018.1473096>
- Sigvardsen, N.M., Kirkelund, G.M., Jensen, P.E., Geiker, M.R., Ottosen, L.M., 2019. Impact of production parameters on physiochemical characteristics of wood ash for possible utilisation in cement based materials. *Resources, Conservation and Recycling* 145, 230-240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.034>
- Sigvardsen, N.M., Geiker, M.R., Ottosen, L.M., 2021a. Phase Development and Mechanical Response of Low-Level Cement Replacements with Wood Ash and Washed Wood Ash. *Construction and Building Materials* 269, 121234. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.121234>
- Sigvardsen, N.M., Geiker, M.R., Ottosen, L.M., 2021b. Reaction Mechanisms of Wood Ash for Use as a Partial Cement Replacement. *Construction and Building Materials* 286, 122889. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122889>

- Sklivaniti, V., Tsakiridis, P.E., Katsiotis, N.S., Velissarioua, D., Pistofidisc, N., Papageorgiouc, D., Beazia, M., 2017. Valorisation of woody biomass bottom ash in portland cement: A characterization and hydration study. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5(1), 205-213. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.11.042>.
- The European Committee for Standardization, 2012. Fly Ash for Concrete - Part 1: Definition, Specifications and Conformity Criteria. EN 450-1:2012.
- Tonnayopas, D., Ritawirun, C., 2005. Influence of fly ash and rubber sawdust ash on mortar. *PSUUNS International Conference on Engineering and Environment* 1-5.
- Tosti, L., van Zomeren, A., Pels, J.R., Comans, R.N.J., 2018. Technical and environmental performance of lower carbon footprint cement mortars containing biomass fly ash as a secondary cementitious material. *Resources, Conservation and Recycling* 134, 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.004>
- Ukrainczyk, N., Vrbos, N., Koenders, E., 2016. Reuse of woody biomass ash waste in cementitious materials. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly* 30(2), 137-148. <https://doi.org/10.15255/CABEQ.2015.2231>.
- Vassilev, S.V., Baxter, D., Andersen, L.K., Vassileva, C.G., 2013. An overview of the composition and application of biomass ash. *Fuel* 105, 19-39. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.10.001>.
- Vassilev, S.V., Vassileva, C.G., Song, Y., Li, W., Feng, J., 2017. Ash contents and ash-forming elements of biomass and their significance for solid biofuel combustion. *Fuel* 208, 377-409. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2017.07.036>
- Zhai, J., Burke, I., Stewart, D., 2021. New insights into biomass combustion ash categorisation: A phylogenetic analysis. *Fuel* 287, 119469. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119469>.
- Zhang, Y., Wan, L., Guan, J., Xiong, Q., Zhang, S., Jin, X., 2020. A Review on Biomass Gasification: Effect of Main Parameters on Char Generation and Reaction. *Energy and Fuels* 34, 13438–13455. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c02900>

4 章 木質系バイオマス燃焼灰の有効利用ポテンシャル

4.1 はじめに

日本における木質系バイオマス燃焼灰の有効利用用途として最も多いものはセメント・コンクリート材料、次いで路盤材もしくは肥料原料である（2 章参照）。これらの有効利用用途への適性は、元素組成が様々であることから個々の燃焼灰によって異なり、その元素組成は灰の種類、燃料、炉形式によって左右される（3 章参照）。セメント原料として都市ごみ焼却灰を有効利用する際の基準例を表 4.1 に示す（経済産業省, 2004）。また、参考としてアメリカおよび欧州における石炭灰のセメント原料利用の基準（The European Committee for Standardization, 2012; ASTM International, 2023）を付録 4.1、付録 4.2 に付す。肥料原料として利用する場合は、表 4.2 に示す基準（農林水産省, 2024a）を満たす必要がある。したがって、有効利用可能な燃焼灰の資源賦存量は全国の燃焼灰発生量とは一致せず、用途によって異なる。

表 4.1 都市ごみ焼却灰のセメント原料利用に係る基準案（一部）（経済産業省, 2004）

項目	基準値
MgO	3.5%未満
Na ₂ O	5.0%未満
K ₂ O	2.0%未満
TiO ₂	2.0%未満
Cl	0.1%未満
SO ₃	3.0%未満
P ₂ O ₅	5.0%未満
Pb	1000mg/kg 未満
Cu	1300mg/kg 未満
Zn	1700mg/kg 未満
Cd	20mg/kg 未満
Cr	170mg/kg 未満

表 4.2 普通肥料の公定規格における副産肥料の規定（一部）（農林水産省, 2024）

項目	基準値
K ₂ O	1%以上
Cr	K ₂ O1%あたり 1000mg/kg 未満
Ni	K ₂ O1%あたり 100mg/kg 未満
As	K ₂ O1%あたり 40mg/kg 未満
Cd	K ₂ O1%あたり 1.5mg/kg 未満
Pb	K ₂ O1%あたり 60mg/kg 未満

バイオマスのガス化発電により発生する残渣はバイオ炭として利用できる可能性があり、土壌改良材、吸着剤といった活用方法が期待される（Kim *et al.*, 2021）。バイオマス燃焼灰はアルカリ金属元素、アルカリ土類金属元素を豊富に含有するため、大気中の二酸化炭素を吸収し気候変動抑制に貢献する効果も期待されている。二酸化炭素固定材としての利用可能性の指標としては理論二酸化炭素結合容量（TSC）が提唱され、理論上燃焼灰中に結合することが可能な二酸化炭素の量として式 4.1 を用いて計算される（López *et al.*, 2018）

$$TSC(\%) = 44 \times \left(\frac{Na(\%)}{46} + \frac{Mg(\%)}{24} + \frac{Ca(\%)}{40} + \frac{K(\%)}{78} - \frac{S(\%)}{32} \right) \quad (\text{式 4.1})$$

いずれの用途にしても、燃焼灰の有効利用を推進するためにはその特性と発生量を考慮する必要がある。資源リサイクルの成立条件は、再生品の需要があること、有用な成分が入っていること、それを再資源化できること、対象となる物量が多いこととされている（社団法人資源・素材学会資源リサイクル部門委員会, 1991）。量、質ともに有効利用のうえで重要なファクターであるため、効果的な有効利用を進めるうえで、燃焼灰の特性と発生量を併せて評価することが必要である。バイオマス利用の分野において多くの言及があるカスケード利用とは、材料を複数の目的に連続して利用・再利用することである。多くの先行研究で木材の利用の終着点はエネルギー回収であると考えられてきたが、燃焼灰の有効利用により、材料の価値をさらに付加することが出来る。カスケード利用は大きく4つの枠組みを有する。すなわち **Appropriate fit**（より高位の製品に適した材料は低位の製品に利用するのを避ける）、**Augmentation**（資源の「活用期間」を増大させ、材料の寿命を長くする）、**Consecutive relinking**（材料の元の利用目的に替わる別の目的も含め、適性があり、かつ最も価値の高い利用先を継続して追求する）、**Balancing resource metabolism**（資源の開発と消費の速度のバランスを保つ）である（Campbell-Johnston *et al.*, 2020）。燃焼灰の利用においてもこのカスケード利用の枠組みに倣うとすれば、性状及び発生量を十分に鑑み最適な利用先を追及し、材料の価値を最大限に高める利用用途を選定することが必要である。

バイオマスエネルギーの利用は今後も世界的な成長が予測されており、2050年には2020年時点の約

2.5 倍になると想定されている (Rogelj *et al.*, 2022)。日本でも温室効果ガス排出の抑制やエネルギーの多様性と安全保障の観点からさらなるバイオマス発電の導入が見込まれており、2030 年の導入目標として総発電容量 8GW が掲げられている (経済産業省, 2021)。これに伴い、木質系バイオマス燃焼灰の発生も増加することが予想され、その有効利用の重要性はますます高まっていく。固定価格買い取り制度の買取価格は随時変更され、2018 年度以降一般木質・農作物残渣区分の発電施設のうち出力規模 10MW 以上のものは入札制となっている (経済産業省, 2018)。以降、2023 年度まで 10MW 以上の大規模施設の落札は 1 年に 1 件もしくは 0 件のペースであり (経済産業省, 2024a)、今後は大規模施設 (循環流動層ボイラを採用するものが多い) の建設が減少する可能性が高い。また、バイオマス燃料はその生産量に限りがあり、需給バランスの観点から燃料種の選択傾向が変化していくと考えられる。木質系バイオマス燃焼灰の特性や発生量も刻々と変化していくと考えられる状況でその効果的な有効利用方法を論じることは、個別の燃焼灰試料を試験する、燃料使用量のみで燃焼灰発生量を推計するといった従来の評価方法では難しい。

本章では、決定木分析とモンテカルロシミュレーションを用い、現在および 2050 年までの将来に発生する木質系バイオマス燃焼灰の有効利用可能性を論じた。第 3 章の特性評価の結果から肥料原料、セメント原料等、各用途に有効利用可能な燃焼灰の要件を燃料種・炉形式より決定し、第 2 章の推計結果を基に各用途に有効利用可能な燃焼灰資源の発生量を求めた。さらに、2050 年までの国内の木質系バイオマス発電の発電容量、燃料種、炉形式の変化についてシナリオを設定し、それぞれのシナリオで発生しうる将来の燃焼灰資源量を予測した。

4.2 有効利用可能な資源賦存量の推計

決定木分析によって、各有効利用用途にリサイクル可能／不可能な燃焼灰の要件を決定した。統計解析には JMP® 17 ソフトウェア (JMP Statistical Discovery LLC.) を用いた。第 3 章で分析した木質系バイオマス燃焼灰 98 試料を対象に、元素組成分析結果から肥料・セメント原料として有効利用可能 (1) もしくは不可能 (0) を割り当て、これを目的変数とした。各燃料種の使用は 1、不使用は 0 として表した。目的変数にカテゴリ変数を設定していることから、CHAID (CHi-squared Automatic Interaction Detector) 法によるデシジョンツリー分析を適用した。目的変数の値に対して、残差対数尤度カイ 2 乗が最小になるよう分岐する。また、二酸化炭素固定材としての適性の評価においては理論二酸化炭素結合容量 (TSC) を目的変数とした。目的変数に連続変数を設定していることから、CART (Classification And Regression Tree) 法によるデシジョンツリー分析を適用した。説明変数として各燃料種 (木質チップ: WC、木質ペレット: WP、パーム椰子殻: PKS、枝葉材: BR、樹皮材: B、廃木材: WW、石炭: Coal) の使用の有無、炉形式と灰の種類 (気泡流動層飛灰: BFB-FA、循環流動層主灰: CFB-BA、循環流動層飛灰: CFB-FA、ガス化発電設備残渣: G、階段式ストーカ炉主灰: SS-BA、階段式ストーカ炉飛灰: SS-FA、トラベリングストーカ炉主灰: TS-BA、トラベリングストーカ炉飛灰: TS-FA) を設定した。検証セットの割合は 0 とし、全てのデータが学習用データとして使用された。分析

は全 98 試料から 2 回の分岐が生じるまで行った。肥料原料への有効利用可否の基準としては普通肥料の公定規格における副産肥料の規定（農林水産省, 2024a）を、セメント原料への有効利用可否の基準としては都市ごみ焼却灰のセメント原料利用受け入れ基準案（経済産業省, 2004）を用いた。ただし、セメント原料としての受け入れ基準の K_2O 含有量については全ての試料が基準値を超過してしまうため（3 章参照）、 K_2O 含有量に限っては判定の対象外とした。セメント原料の受け入れ基準は個々のメーカーにより定められ、木質系バイオマス燃焼灰を実際にセメント原料として有効利用している事例があることから（第 2 章 2.3.3 項参照）、 K_2O 含有量に関する各メーカーの受け入れ基準は経済産業省（2004）による基準案より高く設定されていると考えられる。決定した要件と第 2 章の推計を基に、日本全国で発生する燃焼灰のうち各用途に適したものの年間発生量を推計した。

4.2.1 決定木分析による有効利用要件の検討

農林水産省による肥料原料の基準を基に評価した利用可能性についての決定木分析の結果を図 4.1 に示す。N は各ノードに分岐した試料数、 χ^2 は CHAID 法において目的変数対独立変数の独立性のカイ二乗検定の結果を示す。 χ^2 は指定した変数と目的変数の間に関連がないと仮定した場合の期待値と実際の観測値にどれだけ差があるかを表しており、その値が大きいほど当該変数は目的変数に対し影響があると考えられる。2 回の分岐により得られたモデルの決定係数 R^2 は 0.79 であった。肥料原料としての利用可能性について、最も重要な要因は燃料種 WW の使用の有無であることが示された（図 4.1 の分岐 1）。燃料として WW を使用しない施設より発生する燃焼灰は全て肥料原料として利用可能な元素組成を有していた。先行研究（前田, 2018）でも、WW を燃料に含むバイオマス発電施設の燃焼灰は重金属含有量が高く、肥料原料としての適性が低いことが指摘されている。Pei *et al.* (2024) の分析結果からも、WW を燃料として使用する木質系バイオマス発電施設由来の飛灰は Cr、Ni、Cu、As、Pb 含有量が有意に高いと報告されている。次に、分岐 1 で WW の使用がある条件（ $WW \geq 1$ ）に分岐すると、炉形式と灰の種類の影響があることが示された（分岐 2）。CFB-BA、SS-BA、SS-FA、TS-BA、TS-FA はいずれの試料も肥料原料に利用可能である元素組成を有していた。WW を使用する BFB-FA、CFB-FA は 8 試料中 6 試料が肥料として利用不可能と判断された。

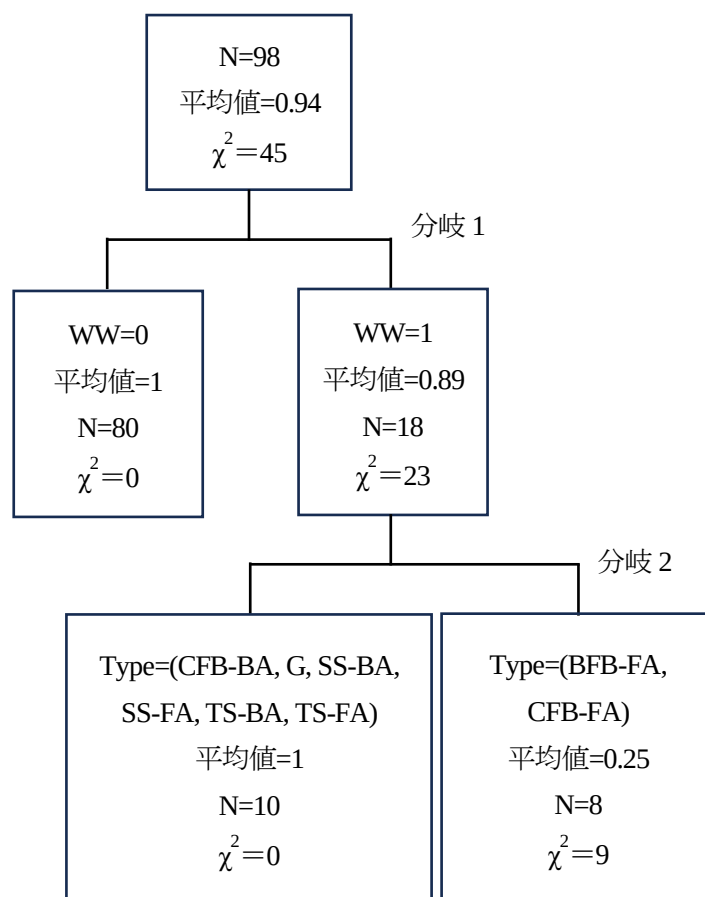


図 4.1 肥料原料利用についての決定木分析結果

都市ごみ焼却灰のセメント原料利用基準案を基に評価した利用可能性についての決定木分析の結果を図 4.2 に示す。2 回の分岐により得られたモデルの R^2 は 0.66 であった。セメント原料としての利用可能性について、最も重要な要因は灰の種類であることが示された（図 4.2 の分岐 1）。飛灰（BFB-FA、CFB-FA、SS-FA、TS-FA）および G は Cl 含有量が高く、セメント原料として利用不可能であると判断された。次に、分岐 1 で主灰（CFB-BA、SS-BA、TS-BA）に分岐すると、燃料種 WP の使用の有無で有効利用可能性が異なることが示された（分岐 2）。WP を使用する施設由来の主灰はいずれの試料もセメント原料に利用可能である元素組成を有していた。本論文第 3 章の重回帰分析結果からは燃料種 WP の Cl 含有量に対し有意な影響は確認できなかったが、Sigvardsen *et al.* (2019) は、燃料種 WP が木質系バイオマス燃焼灰中の Cl 含有量に対し負の影響を及ぼし、その結果セメント原料として使用する際にポゾラン活性を良好にする可能性がある」と指摘している。アンケート調査で燃焼灰の有効利用用途としてセメント原料利用を挙げた施設は 14 施設あったが（第 2 章 2.3.3 項）、これらは WP を混焼しておらず、11 施設は主灰と飛灰の両方を有効利用していた。都市ごみ焼却灰の受け入れ基準案（経済産業省, 2004）に倣い判断すると飛灰はセメント原料利用に向かないが、実際には製造過程の工夫により有効利用できる可能性がある。つまり、使用する飛灰が原料全体に対し少量であり、セメント製品中の Cl 含有量が日本工業規格（ $\text{Cl} \leq 0.02\%$ もしくは $\text{Cl} \leq 0.035\%$ 、日本産業標準調査会, 2019）を満足する限り受け入

れできる可能性がある。

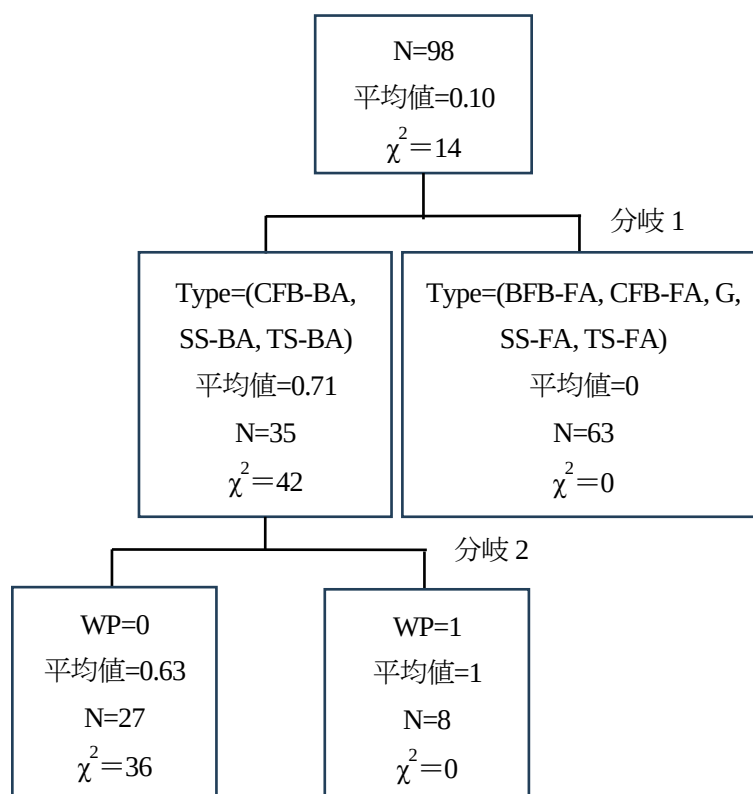


図 4.2 セメント原料利用についての決定木分析結果

二酸化炭素固定材としてのポテンシャル指標である TSC についての決定木分析の結果を図 4.3 に示す。各ノードには分岐した試料の TSC の平均値と標準偏差、試料数 N を示している。2 回の分岐により得られたモデルの R^2 は 0.40 であり、モデルによる予測値と実際の観測値の間にはある程度の相関がみられた。分析により TSC 値に対する最も重要な要因は炉形式と灰の種類であることが示された（図 4.3 の分岐 1）。CFB-BA、G、SS-BA、TS-BA は比較的 TSC が低い特性を有することが示された。次に、分岐 1 で CFB-BA、G、SS-BA、TS-BA に分岐すると、燃料種 WC の使用の有無で TSC の値が異なることが示された（分岐 2）。WC を使用する施設由来の主灰および G は WC を使用しない施設よりも平均 TSC の値が高かった。第 3 章の重回帰分析において、燃料種 WC は B 主灰中の Mg、Ca 含有量に対し有意な正の影響を示しており、平均 TSC がより高いことと矛盾する。分岐 2 における TSC の差は WC の使用の有無自体ではなく、炉形式の影響を受けた可能性がある。分岐 2 で WC=0 のノードに分岐した 12 試料のうち、7 試料は CFB-BA、4 試料は G、残りの 1 試料は SS-BA であった。第 3 章の重回帰分析において、炉形式循環流動層ボイラは主灰の Ca 含有量に対し有意な負の影響を示した。また、ガス化発電設備は炭素含有量が非常に高く、他の炉形式の灰と比べ金属元素の含有量が低い。WC を使用しない施設の試料にそのような元素組成のものが多く含まれていたため、当該ノードの平均 TSC が低くなったと考えられる。

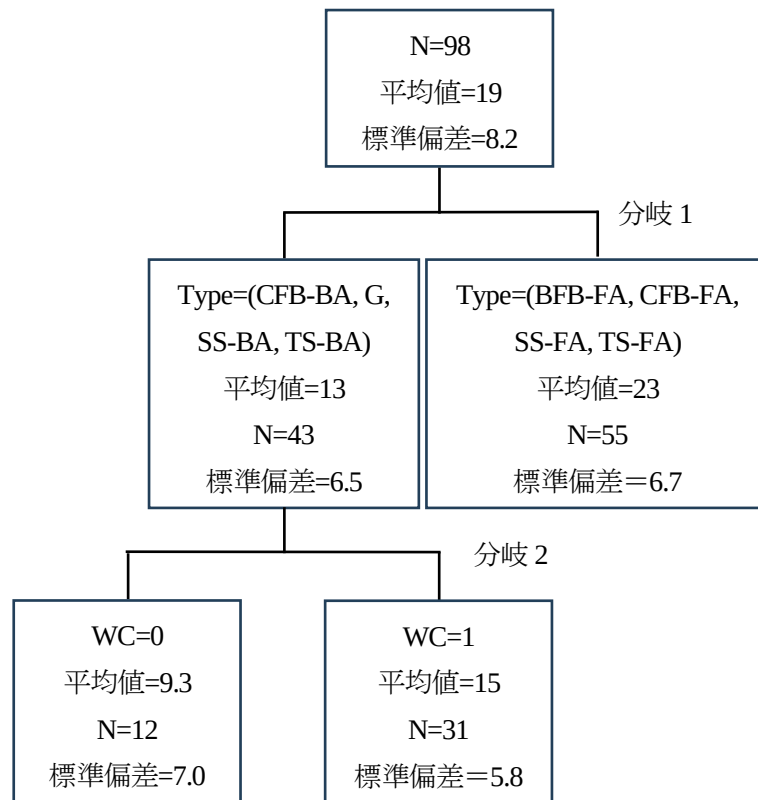


図 4.3 TSC についての決定木分析結果

以上の結果から、肥料原料として利用可能な燃焼灰は「WW を使用し流動層炉を採用する施設より発生する飛灰」を除くすべての燃焼灰であるとする。また、セメント原料として利用可能な燃焼灰は WP を使用する施設由来の主灰であるとする。二酸化炭素固定材としての適性が高い燃焼灰は流動層炉・ストーカ炉由来の飛灰であるとする。カスケード利用の「より高位の製品に適した材料は低位の製品に利用するのを避ける」とする原則を鑑みると、二酸化炭素固定材として優先的に利用されるべき燃焼灰は、肥料原料に適さない「WW を燃料として使用する流動層炉由来の飛灰」であると言える。

4.2.2 2026 年における有効利用可能な燃焼灰発生量

4.2.1 の結果に従えば、2026 年に発生する燃焼灰の推計量 90 万（69 万～120 万）t-wet（2 章参照）のうち、肥料原料として利用可能な燃焼灰は 83 万（63 万～110 万）t-wet と推計された。これらの燃焼灰中に含まれる K の量を推計する。第 3 章における重回帰分析で求めた K 含有量についての回帰式は主灰について式 4.2、飛灰について式 4.3 であった。

$$K(\%) = 13 + (0.74 \quad 1.0 \quad -1.8) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-1.3 \quad -2.0 \quad -1.7) \begin{pmatrix} WP \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 0.0091 \cdot T \quad (\text{式 4.2})$$

$$K(\%) = -7.4 + (4.8 \quad -3.6 \quad -2.8) \begin{pmatrix} WC \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} + 0.013 \cdot T \quad (\text{式 4.3})$$

T: 燃焼温度 (°C)

式 4.2 および式 4.3 に示す K 含有量は乾量ベースの燃焼灰 (t-dry) を 100%とする値である。発生する燃焼灰の含水率を仮に 10%として推計された燃焼灰発生量 (t-wet) を乾量ベースに換算すると、肥料原料として利用できる燃焼灰は BFB-FA : 3.7 万 t-dry、CFB-BA : 24 万 t-dry、CFB-FA : 28 万 t-dry、G : 0.70 万 t-dry、SS-BA : 2.9 万 t-dry、SS-FA : 2.0 万 t-dry、TS-BA : 2.1 万 t-dry、TS-FA : 2.7 万 t-dry に相当する。また、炉形式不明の施設より発生する主灰は 2.8 万 t-dry、飛灰は 4.7 万 t-dry である。式 4.2、式 4.3 を用いて発生する燃焼灰に含まれる K の量を計算したところ、年間 4.0 万 t-dry と推計された。ただし、燃焼温度を 840℃、炉形式不明の施設については炉形式の係数を 0 とした。G については第 3 章で分析した G 試料の K 含有量平均値 7.9%を仮定した。加里肥料原料である KCl、KNO₃の鉍石輸入量はそれぞれ年間 6.4 万 t-wet、0.72 万 t-wet である（経済産業省, 2024b）。鉍石の純度を 52%、45%とすると（独立行政法人 エネルギー・金属鉍物資源機構, 2023）、鉍石として輸入される K の量は年間 1.9 万 t-dry となる。したがって、肥料原料として利用可能である木質系バイオマス燃焼灰は、K の含有ポテンシャルとしては輸入量の 2.1 倍に相当する。資源リサイクリングの成立条件には再生品の需要があることが含まれており、肥料原料として利用可能な燃焼灰はこの意味で過剰である。肥料原料として利用されず残った燃焼灰の別の用途への利用が重要となる。

2026 年に発生する燃焼灰のうちセメント原料として利用可能な燃焼灰 (K 含有量は考慮しない) は 12 万 t-wet と推計された。石炭灰は年間 1,200 万 t-wet 発生し、このうち 61%の 730 万 t-wet がセメント分野で利用されており（一般財団法人カーボンフロンティア機構, 2024）、セメント原料として利用可能な木質系バイオマス燃焼灰はこの 1.6%にあたる。現在の石炭灰有効利用量と比べると、セメント原料として利用可能な木質系バイオマス燃焼灰はごく少量であると言える。ただし、実際にはセメントメーカーがより柔軟な基準において原料を受け入れていると考えられ、実際に利用可能な燃焼灰は 12 万 t-wet を上回る量となる可能性がある。

二酸化炭素固定材としての適性が高いと考えられる流動層炉・ストーカ炉由来の FA は 2026 年に 48 万 t-wet 発生すると考えられる。以下の式 4.4~4.7 式および式 4.1、式 4.3 で各施設の FA 中の Na、Mg、K、Ca 含有量と TSC を求め、含水率を 10%としてその発生量 (43 万 t-dry) に乗じると、流動層炉・ストーカ炉由来の飛灰に理論上結合可能な二酸化炭素量は 11 万 t と計算された。WW を燃料に含む流動層由来の飛灰は 6.8 万 t-wet であるが、肥料原料としては利用できないと想定される。しかし二酸化炭素固定材としては利用できる可能性があり、WW を燃料に含む流動層由来の飛灰に理論上結合可能な二酸化炭素量は 1.5 万 t と計算された。

$$Na(\%) = -11 + (1.4 - 0.77) \left(\frac{BFB}{CFB} \right) + (2.5 - 0.67) \left(\frac{WC}{WW} \right) + 0.011 \cdot T \quad (式 4.4)$$

$$Mg(\%) = 5 + (0.37 - 0.36) \left(\frac{BFB}{CFB} \right) - 0.35(WW) - 0.0033 \cdot T \quad (式 4.5)$$

$$S(\%) = 1.8 + (0.37)(WW) \quad (式 4.6)$$

$$Ca(\%) = 18 + (0.64 \quad 0.069) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \end{pmatrix} + (5.1 \quad -3.6 \quad 4.5 \quad -3.1 \quad 3.9) \begin{pmatrix} WP \\ PKS \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} \quad (\text{式 4.7})$$

T : 燃焼温度 (°C)

炭酸化後の木質系バイオマス燃焼灰はさらに、建築資材 (Ohenoja et al., 2020) や緑化資材 (繁泉ら, 2022) として利用できる可能性がある。

決定木分析においては議論をしていないが、バイオ炭として利用できる可能性のある G の発生量は 7,800t-wet と推計された。

4.2.3 有効利用可能な資源の地理的分布

図 4.4(a)に、肥料原料として利用可能な燃焼灰について、2026 年における都道府県ごとの推計を示す。また都道府県別塩化加里肥料の出荷量を図 4.4(b)に示す (全国肥料商連合, 2024)。肥料として有効利用可能な燃焼灰発生量が最も多いのは北海道で、次いで福岡県、愛知県であった。塩化加里肥料の出荷量は東北地方が多く、特に福島県が全国の出荷量の 64%を占める。福島第一原子力発電所事故以降、作物の放射性 Cs 吸収を抑制する目的で K 施肥を行う対策がとられたためである。加里肥料の需要と燃焼灰資源の発生場所は必ずしも一致しているとは言えず、燃焼灰を肥料原料として用いる場合、その集積・輸送に伴う環境負荷やコストが課題となる可能性がある。

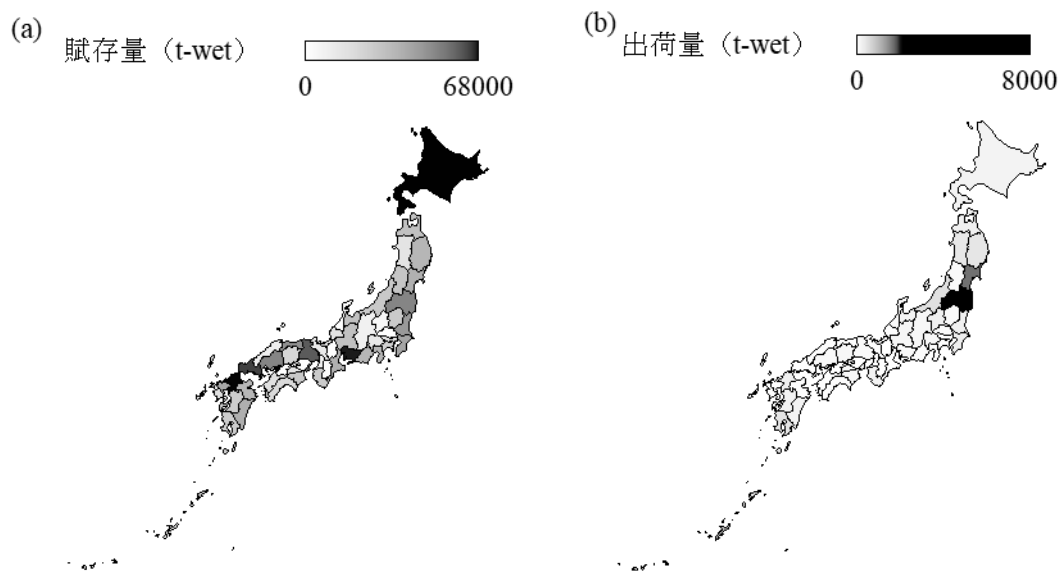


図 4.4 (a) 肥料原料として利用可能な木質系バイオマス燃焼灰の分布; (b) 塩化加里肥料出荷量
(肥料出荷量は 2016 肥料年度分)

図 4.5(a)に、セメント原料として利用可能な燃焼灰について、2026 年における都道府県ごとの推計を示す。また、各都道府県のセメント工場の立地件数を図 4.5(b)に示す (一般社団法人セメント協会,

2024)。セメント原料として有効利用可能な燃焼灰発生量が最も多いのは愛知県で、次いで宮城県、千葉県であった。国内にセメント工場は 28 工場あり、北九州・山口県・関東地方に多く立地している。愛知県、宮城県、千葉県内にセメント工場は無く、これらの県で発生する燃焼灰をセメント原料として利用する場合、越境し県外に搬出する必要がある。一方、県内に多数のセメント工場を有する山口県、福岡県は木質系バイオマス燃焼灰の発生量も比較的多く、セメント原料に利用可能な燃焼灰資源量はそれぞれ全国で 6 番目と 4 番目である。これらの県では木質系バイオマス燃焼灰の発生地点と有効利用の加工地点が近く、比較的容易に有効利用が叶う可能性がある。アンケート調査において燃焼灰のセメント原料利用を行っていると回答した 14 施設のうち（第 2 章 2.3.3 項）、11 施設は同一都道府県内にセメント工場を有する立地であった。残りの 3 施設も、セメント工場を有する都道府県と隣接する都道府県内にあった。木質系バイオマス燃焼灰のセメント原料利用可能性においては、近隣にセメント工場があるか否かが重要であるとわかる。

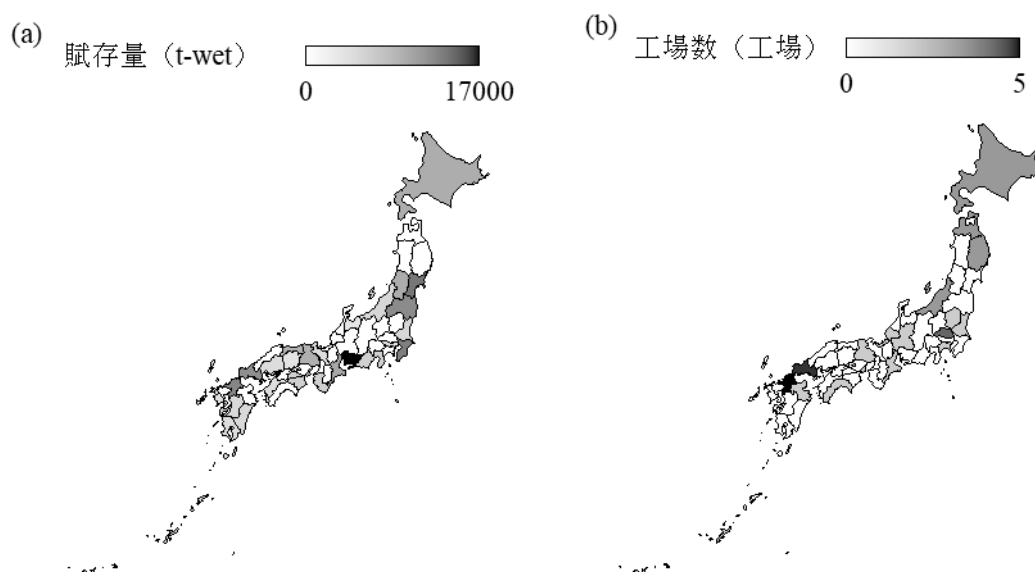


図 4.5 (a)セメント原料として利用可能な木質系バイオマス燃焼灰; (b) セメント工場の分布

4.3 資源賦存量の将来予測

国内のバイオマス発電は成長の途上にあり、今後もその導入が増大する見込みである。一方で使用される燃料種や炉形式には変化が生じる可能性がある。日本では輸入燃料を用いた大規模施設による発電よりも国内の森林資源を活用する小規模分散型のバイオマス発電事業を優先的に後押ししており、第 2 章の推計対象となった施設の多数を占める循環流動層ボイラ（CFB）の割合が将来的に減少する可能性がある。燃料についても、東南アジアからの輸入バイオマスである PKS が今後計画される事業においては好まれない可能性がある。以上のことから、国内の木質系バイオマス燃焼灰発生量は今後も増加し続ける可能性があり、炉形式や燃料種の変化によりその性状も大きく変動する可能性がある。将来、発生する木質系バイオマス燃焼灰は量および性状が現在とは大きく異なることが予想され、今後 10 年、20 年先における燃焼灰の効果的な有効利用に備えるにあたって、炉形式や燃料種を考慮した

将来予測が不可欠である。

予測には Crystal ball®ソフトウェアを用い、モンテカルロシミュレーションにより燃焼灰発生量の95%信頼区間を求めた。

最初に、バイオマス発電の導入容量の変化について複数のシナリオを設定し、2050 年までの燃焼灰発生量を予測した。表 4.3 に 2050 年の日本におけるバイオマス発電量に関する想定を挙げる。また、資源エネルギー庁による 2030 年のバイオマス発電導入目標も併せて示す。

表 4.3 2050 年に向けた日本のバイオマス発電に関する想定

主体	西暦	想定	備考	対応
自然エネルギー財団	2021	2050 年に容量 5GW, 発電量 28TWh	「バイオマスのポテンシャルに限界があり、大きく伸びない」と予測	S5
国立環境研究所	2023	2050 年に容量 1594 万 kW	2030 年で 8GW を想定し、2020~30 年の増加傾向を延長	S16
デロイト トーマツ コンサルティング	2021	2050 年に 発電量 137TWh	カーボンニュートラル社会に向け、コストが最小になるケース	S17
資源エネルギー庁	2021	2050 年に 発電量 24TWh 2030 年に容量 8GW	カーボンニュートラル社会に向け、再生可能エネルギーが 95%導入される ケース 森林・林業基本計画の改定や、燃料の持続可能性確保に向けた政策を進める	S3 S8

(経済産業省, 2021; 公益財団法人自然エネルギー財団, 2021;
デロイト トーマツ コンサルティング 合同会社, 2021; 国立環境研究所, 2023)

これらの想定に基づき、以下の 4 つのシナリオを設定した。

シナリオ S5: 2050 年にバイオマス発電容量が 5GW

シナリオ S16: 2050 年にバイオマス発電容量が 16GW

シナリオ S17: 2050 年にバイオマス発電容量が 17GW

シナリオ S3: 2050 年にバイオマス発電容量が 3GW

シナリオ S8: 2030 年にバイオマス発電容量が 8GW

2017 年～2023 年の固定価格買取制度 (FIT) 認定バイオマス発電施設の総導入容量 (経済産業省, 2024c) および 2050 年時点の想定値 (S8 については 2030 年の想定値) を基に、2050 年までの導入容量の推移を予測した。ARIMA (Auto Regressive Integrated Moving Average) モデルを用い、2 乗平均平方根誤差を最小にする方法で、1 年ごとに 2050 年までの総発電容量の最尤値を求めた。ARIMA は時系列データを分析・予測する統計モデルの一種で、電力分野の将来予測において用いられる主流のモデルである (Mahia *et al.*, 2019)。2 乗平均平方根誤差が最小となるよう最適化したところ、ARIMA モデルの自己回帰成分の次数は 2、差分を取る回数は 2、移動平均成分は 1 であった。バイオマス発電導入容量にはメタン発酵ガス、一般廃棄物その他のバイオマスによる発電も含まれている。このうち木質系バイオマス発電の占める割合については、2017 年～2023 年の未利用木質区分、一般木質・農作物残渣区分、建築資材廃棄物区分の合計導入容量 (経済産業省, 2024c) の割合を実績値として線形近似式のあてはめ

により決定した。年間燃料使用量に占める各燃料種構成比、木質系バイオマス発電導入容量に占める各炉形式の構成比は 2026 年時点の値を用い、表 4.4 に示すとおりに設定した。

表 4.4 木質系バイオマス燃焼灰発生量予測におけるベース想定

炉形式	総発電容量に占める割合 (%)	燃料種	総燃料使用量に占める割合 (%)
BFB	5.9	WC	37
CFB	84	WP	34
G	0.68	PKS	21
SS	3.9	BR	0.37
TS	5.5	B	1.2
		WW	5.2
		Coal	1.6

燃料使用量、燃焼灰発生量には個別の発電施設の規模が関係している。すなわち、同じ発電容量でも大規模の施設であるほど発電効率が高く、発電施設の件数が少なくて済むので、小規模の施設が多数あるよりも燃料使用量、燃焼灰発生量が少なくなる。本章の予測においては、2026 年時点の発電端出力規模分布（付録 4.3）を基に、炉形式ごとの 1 施設あたりの規模（MW）について、四分位範囲で一様分布を設定した。1 施設当たりの燃料使用量、燃焼灰発生量を第 2 章に倣い式 4 式.8～式 4.13 に従って求め、総発電容量を満足するよう施設数を乗じて全国の燃焼灰発生量を求めた。式 4.11～式 4.13 は、第 2 章において炉形式（気泡流動層ボイラ [BFB]、CFB、ガス化発電設備 [GP]、階段式ストーカ炉[SS]、トラベリングストーカ炉[TS]）ごとに求めた主灰発生量（BA）、飛灰発生量（FA）、ガス化残渣発生量（GR）の線形近似式である。各燃料種の灰分は対数正規分布に倣うとし、対数平均値を基準として標準偏差×1 の範囲を設定した。

$$E = 0.0535 \times \ln(S) + 0.1237 \quad (\text{for BFB, CFB, SS, TS}) \quad (\text{式 4.8})$$

$$E = 0.0314 \times \ln(S) + 0.2679 \quad (\text{for GP}) \quad (\text{式 4.9})$$

$$F = \frac{S \times 3600 \times 24 \times 330}{E \times h \times 1000} \quad (\text{式 4.10})$$

$$BA = (0.1 \quad 0.52 \quad 1.2 \quad 0.42) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \times \frac{a}{100} F + (170 \quad 890 \quad 0 \quad 430) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \quad (\text{式 4.11})$$

$$FA = (1.7 \quad 0.68 \quad 0.76 \quad 0.85) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \times \frac{a}{100} F + (83 \quad 1800 \quad 63 \quad 0) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \quad (\text{式 4.12})$$

$$GR = 4.0 \times \frac{a}{100} F \quad (\text{式 4.13})$$

BA (t-wet) : 主灰発生量, FA (t-wet) : 飛灰発生量, GR (t-wet) : ガス化残渣発生量,

E (-) : 発電効率, F (t-wet) : 年間燃料使用量, S (MW) : 施設規模,

a (%-wet) : 燃料の灰分, h (MJ/kg) : 燃料の低位発熱量

次に、5 シナリオのうち最も年間燃料使用量が多いと考えられる S17 の各燃料種構成比（重量ベース）について、国内で賄える木材の量を基準に以下のシナリオを設定した。2050 年に利用可能な国産材を WC として利用し、WP もしくは PKS の輸入量を増減させることで S17 と同じ発電量を賄うシナリオである。S17 シナリオは他のシナリオよりも多量のバイオマス燃料を必要とし、森林の成長速度を鑑みた際に国内の木質系バイオマス燃料生産量では必要量を賄えない。不足分は海外より輸入することになり、輸入 WP や PKS の使用量が国内産燃料の生産量により決定されることとなる。WP は国内でも生産がなされているが、年間 15.9 万 t-wet と、輸入量 580 万 t-wet と比較して少量であることから（2023 年実績、農林水産省, 2024b）、全量を輸入で賄うことを想定した。環境省（2022）による木質バイオマスエネルギー賦存量の推計では、燃料として供給できる国内材は年間 7,800 万 m³ である。木材の平均的な容積密度 0.45t-dry/ m³（松本, 2001）を考慮すると約 3,500 万 t-dry、含水率 40%（2 章参照）を考慮すると WC5,900 万 t-wet に相当する。しかし、この木材資源全てが現実的に燃料として利用できるとは限らない。松岡ら（2021）によると、経済的に利益が生じうる区画の森林で採取できる木材は年間 3,700 万 m³（1,700 万 t-dry、2,800 万 t-wet の WC に相当）である。特に言及の無い燃料種については、S17 シナリオと同じ使用量（t-wet）を設定した。炉形式の構成比は表 4.4 に示す値を用いた。

シナリオ S17-1 : WC が全体の 29%（国内材のうち経済的に利益の出る範囲を活用）、WP が全体の 42%（輸入材）

シナリオ S17-2 : WC が全体の 29%（国内材のうち経済的に利益の出る範囲を活用）、PKS が全体の 28%（輸入材）

シナリオ S17-3 : WC が全体の 59%（国内材の賦存量を最大限利用）、WP が全体の 14%（輸入材）

シナリオ S17-4 : WC が全体の 56%（国内材の賦存量を最大限利用）、PKS が全体の 3.8%（輸入材）

各シナリオで設定した 2050 年における各燃料種の使用量を表 4.5 に示す。炉形式の構成比はいずれのシナリオも表 4.4 に示す値を用いた

表 4.5 シナリオ S17, S17-1, S17-2, S17-3, S17-4 の 2050 年における燃料使用量（万 t-wet）

シナリオ	WC	WP	PKS	BR	B	WW	Coal
S17	3,600	3,400	2,000	36	120	500	150
S17-1	2,800	4,000	2,000	36	120	500	150
S17-2	2,800	3,400	2,700	36	120	500	150
S17-3	5,900	1,400	2,000	36	120	500	150
S17-4	5,900	3,400	400	36	120	500	150

さらに、同じく S17 シナリオの炉形式構成が変化するシナリオを検討するため、以下の S17-5～S17-

10 を仮定した。燃料使用量と各燃料種の混焼比は S17 と同じ設定を用いた。

シナリオ S17-5 : 5 炉形式全てが同じ割合 (20%)

シナリオ S17-6 : BFB が 60%、他が 10%ずつ

シナリオ S17-7 : CFB が 60%、他が 10%ずつ

シナリオ S17-8 : GP が 60%、他が 10%ずつ

シナリオ S17-9 : SS が 60%、他が 10%ずつ

シナリオ S17-10 : TS が 60%、他が 10%ずつ

4.3.1 発電容量の変化による燃焼灰発生量予測

S5、S16、S17、S3、S8 の 5 シナリオに基づき、FIT バイオマス発電導入容量 2017 年～2023 年のデータと 2050 年時点の想定値 (S8 については 2030 年の想定値) を基に Crystal ball® を用いて予測したバイオマス発電容量の推移を図 4.6 に示す。バイオマス発電の導入量は 2023 年時点で既に 6GW を超えており、シナリオ S5、S3 は 2030 年代前半に約 10GW でピークを迎え、その後減少に転じる予想となった。S8 では 2028 年までに総発電容量が 8GW に漸近し、その後は横ばいとなる。S16、S17 は 2030 年までに 10GW を超え、以降も発電容量が増加し続ける予想となった。

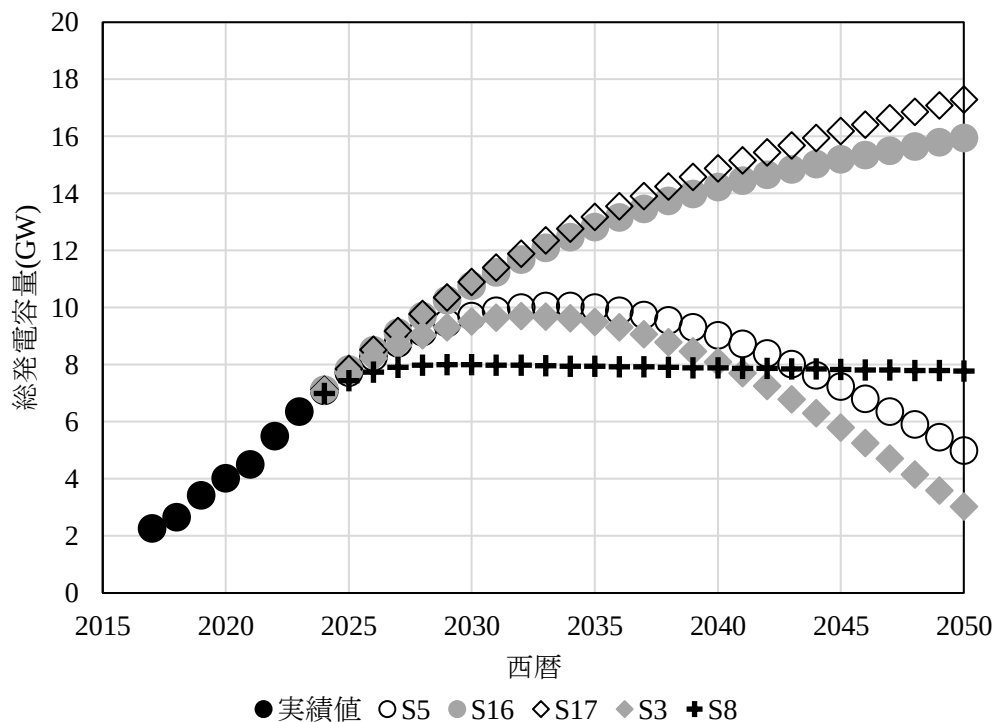


図 4.6 バイオマス発電容量の将来予測

図 4.6 の予測はバイオガス発電、廃棄物焼却におけるエネルギー回収といった木質バイオマス以外の

燃料区分を含む発電容量である。FIT 導入容量のうち未利用木質、一般木質・農作物残渣、建築廃材区分の容量の占める容量を図 4.7 に示す。2017 年から 2023 年までの 7 データは直線 $y=0.91x-0.77$ で近似でき、決定係数は 0.999 と非常に良い線形性を示した。この線形近似式を用いると、3GW、5GW、8GW、16GW、17GW のバイオマス発電容量のうち木質系バイオマス発電の容量は 2.0GW、3.8GW、6.5GW、13.8GW、14.7GW となる。残りの容量には、メタン発酵ガスや一般廃棄物等による発電が含まれる。廃棄物の焼却施設およびメタン化施設の総電量・熱供給量は 5,000～10,000GWh で推移することが想定されており（環境省,2021）、年間 330 日の運転を仮定すると 0.6-1.3GW に相当する。PKS 以外の農作物残渣や藻類由来燃料といったその他のバイオマスが新たに発電に用いられる可能性もある。

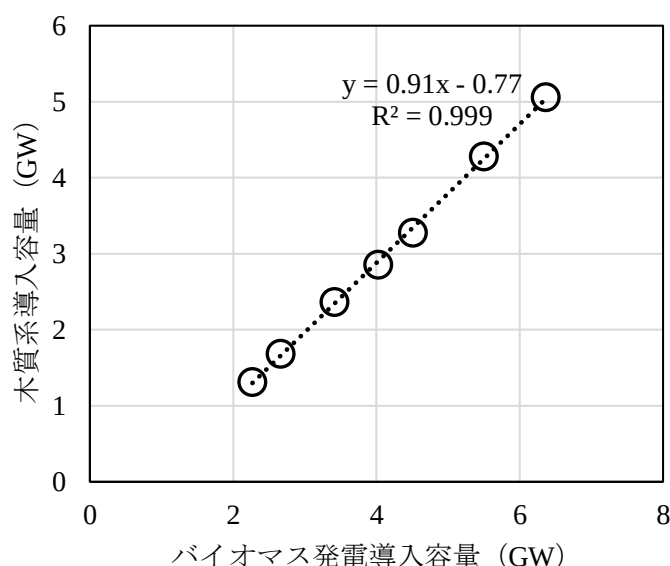


図 4.7 バイオマス発電容量に占める木質バイオマス発電の割合の将来予測

上記の発電容量を想定して計算した各シナリオの木質系バイオマス燃焼灰発生量の予測結果を図 4.8 に示す。1 施設あたりの規模について平均値、灰分について対数平均値を用いた場合の値と、それらのパラメータの分布に従いモンテカルロシミュレーションで求めた 95%信頼区間を示している。2050 年における燃焼灰発生量の予測値は、最も小さい S3 シナリオで 41 万（95%信頼区間：33 万～70 万）t-wet、最も大きい S17 シナリオで 230 万（190 万～400 万）t-wet であった。2022 年度に発生した一般廃棄物の焼却残渣は 396 万 t-wet であった（環境省, 2024）。現況の政策、制度、技術等を現況のままと仮定したシナリオにおける 2050 年の一般廃棄物焼却量は、人口減少等により現在のおよそ 0.8 倍になると予想される（環境省,2021）。したがって、2050 年の一般廃棄物焼却残渣発生量は単純計算でおよそ 317 万 t-wet であり、2050 年の木質系バイオマス燃焼灰発生量はこの 13%（S3）～73%（S17）にあたる。さらに、一般廃棄物処理施設で使用する燃料を全てバイオマス燃料に置き換え、2050 年までに実質排出ゼロを達成するシナリオにおいては、2050 年の一般廃棄物焼却量は現在のおよそ 0.4 倍に減少すると見込まれる（環境省, 2021）。このシナリオにおいては、2050 年に単純計算で 158 万 t-wet の一般廃棄物焼却残渣が発生し、木質系バイオマス燃焼灰発生量は一般廃棄物焼却残渣の 20%（S3）～150%（S17）に上ると

予想される。木質系バイオマス燃焼灰の処分は最終処分場のひっ迫を加速させる可能性があり、有効利用の重要性が改めて示された。

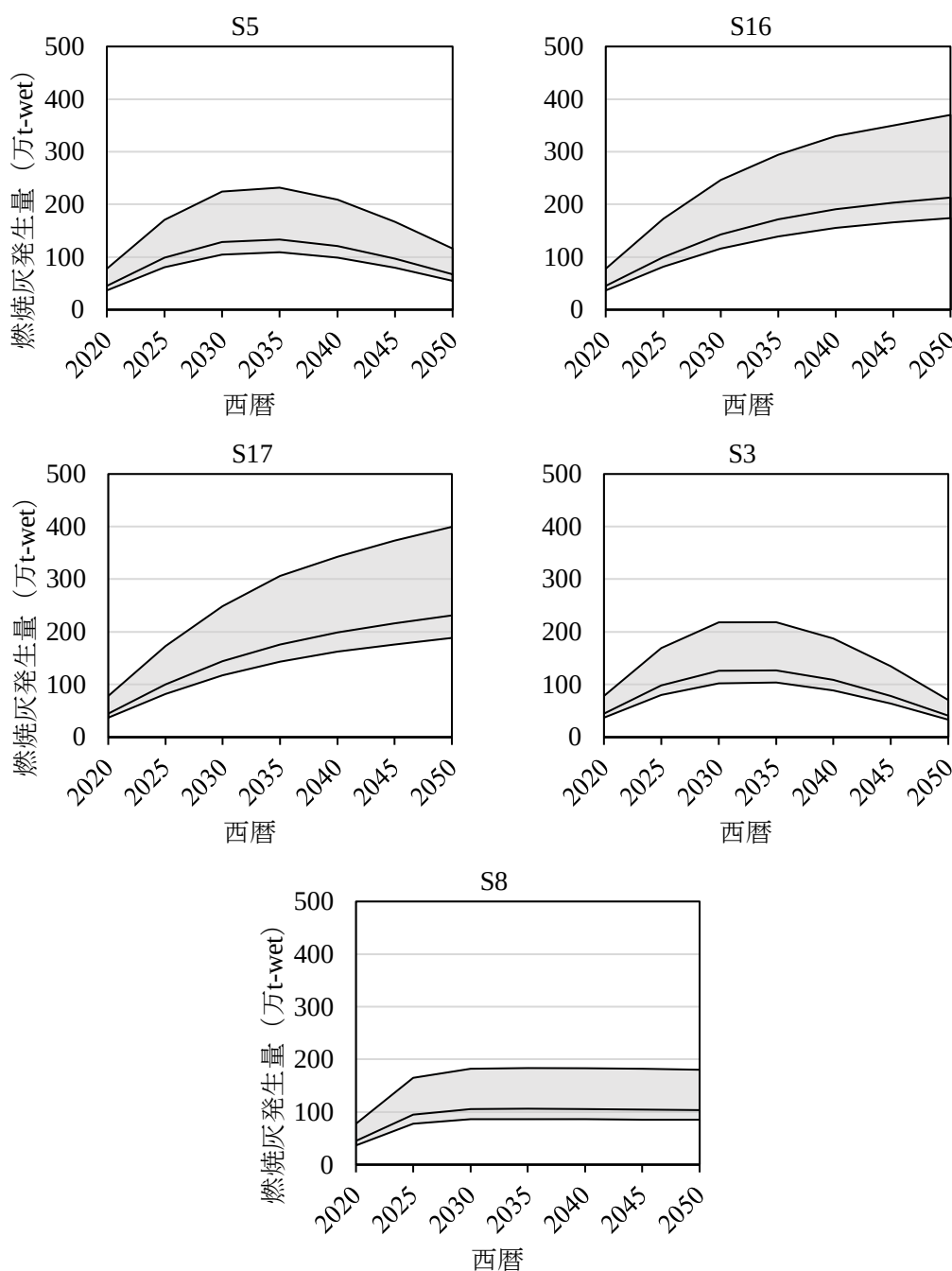


図 4.8 バイオマス発電容量の想定に基づく木質系バイオマス燃焼灰発生量の将来予測

4.3.2 燃料供給可能量の検討

年間燃料使用量に占める各燃料種の割合を2026年の推計量と同じと仮定すると、S17シナリオで2050年に必要となる木質系バイオマス燃料は9800万 t-wetに上る。内訳はWC：3,600万 t-wet、WP：3,400万 t-wet、PKS：2,000万 t-wet、BR：36万 t-wet、B：120万 t-wet、WW：500万 t-wet、Coal：150万 t-wetであ

る。

S17 シナリオの必要燃料量について、燃料供給可能量の観点から検討を行う。環境省（2022）による木質バイオマスエネルギー賦存量の推計では、燃料として供給できる国内材は年間 7,800 万 m³ である。木材の平均的な容積密度 0.45 t-dry/ m³（松本, 2001）を考慮すると約 3,500 万 t-dry に相当する。これらを全て WC として使用する場合、含水率 40%（2 章参照）を考慮して合計 5,900 万 t-wet となり、S17 の WC 需要 3,600 万 t-wet を満たすことは可能である。余剰分を全て WP として活用する場合、平均含水率 11%（2 章参照）を考慮して 1,500 万 t-wet の WP が供給可能である。したがって WP については最低 1,800 万 t-wet を海外より輸入する必要がある。ただし、国内で発生する木材資源は全てが現実的に燃料として利用できるとは限らない。松岡ら（2021）によると、生産地域の仮定を国内の森林で経済的に利益が生じうる区画に限定した場合、用材を含めた木材の利用可能量は年間 3,700 万 m³（1,700 万 t-dry に相当）である。人件費や加工・輸送にかかるコストが現状より改善しない限り、S17 の WC 需要 3,600 万 t-wet（2,100 万 t-dry に相当）を国内材で満たすことは困難であるといえる。

Afriyanti *et al.*（2016）によると、2050 年にインドネシアで森林破壊を伴わず生産できるオイルパーム（fresh fruit bunches）は 56,000 万～88,000 万 t-wet である。インドネシアが世界のオイルパームの 64%を生産している（Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022）ことを考慮すると、単純計算で 2050 年に生産可能なオイルパームは 88,000 万 t-140,000 万 t-wet となり、PKS はオイルパームの 6.4%にあたるので（Hambali and Rivai, 2017）、その PKS の発生可能量は 5,700 万～8,800 万 t-wet と計算される。したがって S17 シナリオが要する PKS 2,000 万 t-wet は理論上調達可能である。

国土交通省の建設副産物実態調査によると、建設発生木材と伐木材・除根材の合計値は過去 1995 年以降 500 万 t-wet 前後で推移しており（国土交通省, 2020）、S17 シナリオで 2050 年に消費される WW はこれとほぼ同等量である。一方木造一戸建住宅の解体による建設系廃木材を対象とする推計（全国木材資源リサイクル協会連合会, 2023）を参照すると、2016 年の建設系 WW は 630 万 t-dry である。住宅着工戸数の推移を考慮すると建築廃材発生量は徐々に減少し 2040 年に 380 万 t-dry になると推計される。含水率 30%とすると約 540 万 t-wet に相当し、2040 年までと同じペースで減少し続ければ 2050 年には 500 万 t-wet を下回る可能性がある。

4.3.3 燃料構成の変化による燃焼灰発生量予測

S17 シナリオにおいて、燃料種の構成比を変化させた場合（S17-1、S17-2、S17-3、S17-4）の 2050 年の木質系バイオマス燃焼灰発生量を図 4.9 に示す。結果にはパラメータに平均値を用いたベースの値と、各モンテカルロシミュレーションで求めた 95%信頼区間を示している。燃料種の構成比を変化させた 4 シナリオの燃焼灰発生量はいずれも S17 のそれとの差が小さく、ベースの値の 0.87-1.1 倍の範囲であった。図 4.9 に示したシナリオのうち最も大量に燃焼灰が発生すると予想されたのは S17-2 であった。S17-2 は WC の使用量が少なく PKS の使用量が多いシナリオであり、WC や WP と比較して灰分の高い燃料である PKS の比率が大きいために燃焼灰発生量がやや多くなると予想される。図 4.9 に示したシナリオ

のうち最も燃焼灰発生量が少ないと予想されたのは燃料に占める PKS の比率が小さい S17-4 であった。

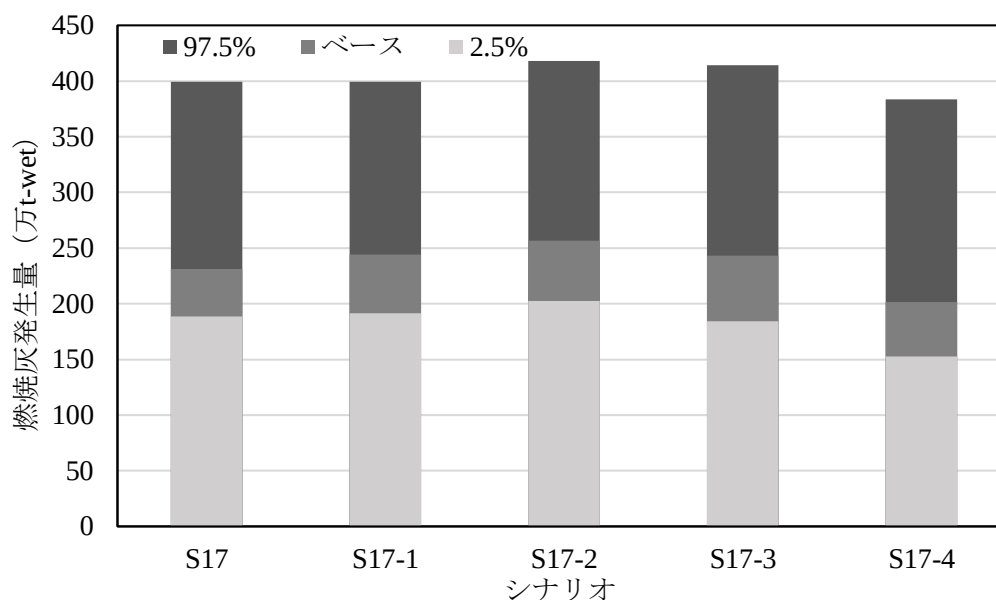


図 4.9 燃料構成変化を考慮した 2050 年における燃焼灰発生量

4.3.4 炉形式の変化による燃焼灰発生量予測

S17 シナリオにおいて、炉形式の構成比を変化させた場合 (S17-5、S17-6、S17-7、S17-8、S17-9、S17-10) の 2050 年の木質系バイオマス燃焼灰発生量 (BA、FA、GR) を図 4.10 に示す。S17 シナリオの 2050 年における燃焼灰発生量 230 万 t-wet に対し、炉形式の構成比を変化させたシナリオ S17-5、S17-6、S17-7、S17-8、S17-9、S17-10 ではいずれも S17 シナリオより多量 (280～420 万 t-wet) の燃焼灰が発生すると予想された。以上の 6 シナリオでは総発電容量に占める CFB の割合が 10～60% に仮定された。S17 シナリオ (現在の FIT 認定施設と同じ炉形式構成) では、発電容量ベースで CFB が 84% を占める。CFB は発電端出力が中央値 50MW、四分位範囲で 16～75MW と 1 施設の規模が大きい (付録 4.3)。したがって発電効率が高く、燃料使用量を抑えることができるため発電量当たりの燃焼灰発生量が少なくなると考えられる。燃焼灰発生量が最も多くなったのは S17-8 シナリオ (ガス化発電設備が 60%) であった。ガス化発電は小規模でも高い発電効率で発電できるが (有賀ら, 2006)、残渣は未燃炭素を多量に含み、燃料に含まれる灰分の 4 倍にあたる大量の残渣が発生する (式 4.13)。そのため S17-8 の燃焼灰発生量が他のシナリオよりも多くなったと考えられる。S17-8 シナリオの基準設定では発電端出力 1.8MW のガス化発電設備を有する発電施設が 2050 年には 5100 施設稼働することになる。熱利用のボイラーも含め 2023 年時点で 1350 事業所 (農林水産省, 2024c) であることを考えると、極端に速いスピードで発電施設を計画・建設しなければならない。420 万 t-wet と非常に多量の燃焼灰が発生する可能性があるものの、S17-8 シナリオの炉形式構成の実現可能性は高くない。S17-8 は GR が 310 万 t-wet (95% 信頼区間: 240 万～440 万 t-wet) と大量に発生するが、BA は 50 万 t-wet (43 万～76 万 t-wet)、FA は 68 万 (56 万～96 万) t-wet と、他のシナリオの BA (66 万～150 万 t-wet)、FA (120 万～220 万) t-wet と比較

して少ない。BA が最も多いシナリオは炉形式に占める TS の割合が大きい S17-10 で、150 万 t-wet（130 万～270 万 t-wet）であった。FA が最も多いシナリオは炉形式に占める BFB の割合が大きい S17-6 で、220 万（170 万～300 万）t-wet であった。

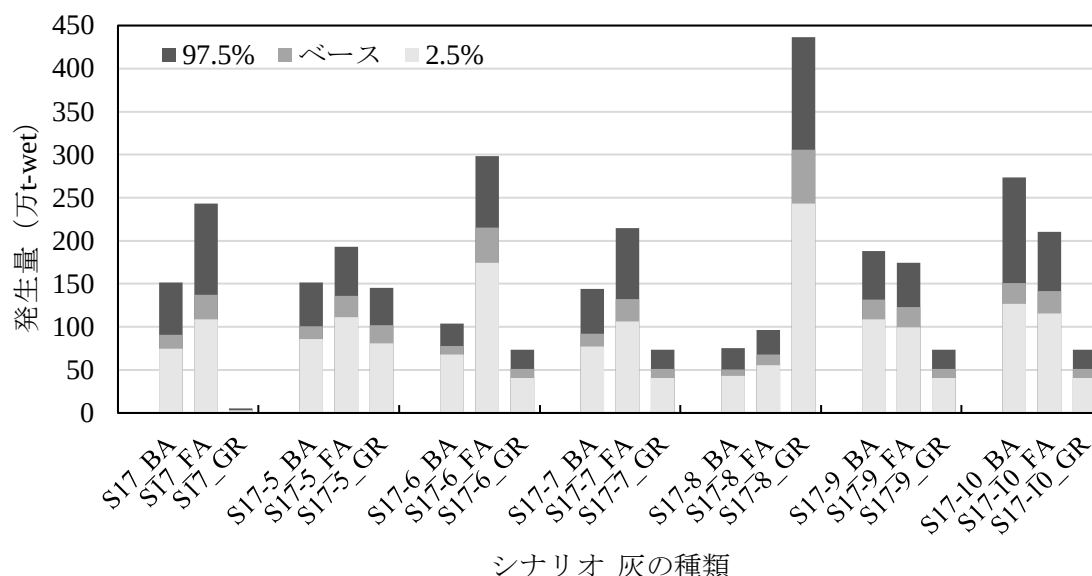


図 4.10 炉形式構成変化を考慮した 2050 年における燃焼灰発生量

4.3.5 2050 年における有効利用可能な燃焼灰発生量

第 2 章で推計対象となった 220 施設について、WW を燃料として用いる施設の割合を求めたところ、BFB のうち 28%、CFB のうち 11%の施設が WW を使用していた。WP を燃料として用いる施設の割合は CFB のうち 43%、SS のうち 7.1%、TS のうち 3.7%であった。この割合を仮定に用いると、S17、S17-1～S17-10 の 2050 年における肥料原料・セメント原料として有効利用可能な燃焼灰、バイオ炭としての利用が期待される G の発生量は図 4.11 に示す通りに予想された。肥料原料として有効利用可能な燃焼灰は 190 万～410 万 t-wet に上り、加里肥料の需要量を大きく上回る量の供給が予想される。肥料成分を分離し K 濃度を高める技術の向上とともに、肥料原料以外の用途への活用も推進する必要があると示唆された。セメント原料として有効利用可能な燃焼灰は 5.5 万～34 万 t-wet と計算された。現在と同じ炉形式構成（CFB の占める割合が高い）で、PKS を多く使用する S17-2 シナリオが最も大きな値を示した。セメント分野で利用されている石炭灰 730 万 t-wet（一般財団法人カーボンフロンティア機構, 2024）と比較すると、最大でも 4.8%と少量である。ガス化残渣発生量については、現在と同じ炉形式構成である S17、S17-1～S17-4 シナリオでは 2.8 万～4.1 万 t-wet であるのに対し、ガス化発電設備の割合が大きい S17-5～S17-10 シナリオでは 51 万～310 万 t-wet と非常に大量の発生が予想される結果であった。今後、小規模分散型のバイオマス発電事業を推進する上ではガス化発電設備は積極的に採用されと考えられ、バイオ炭の多様な利用方法を周知し推進していくことが今後ますます重要となる。

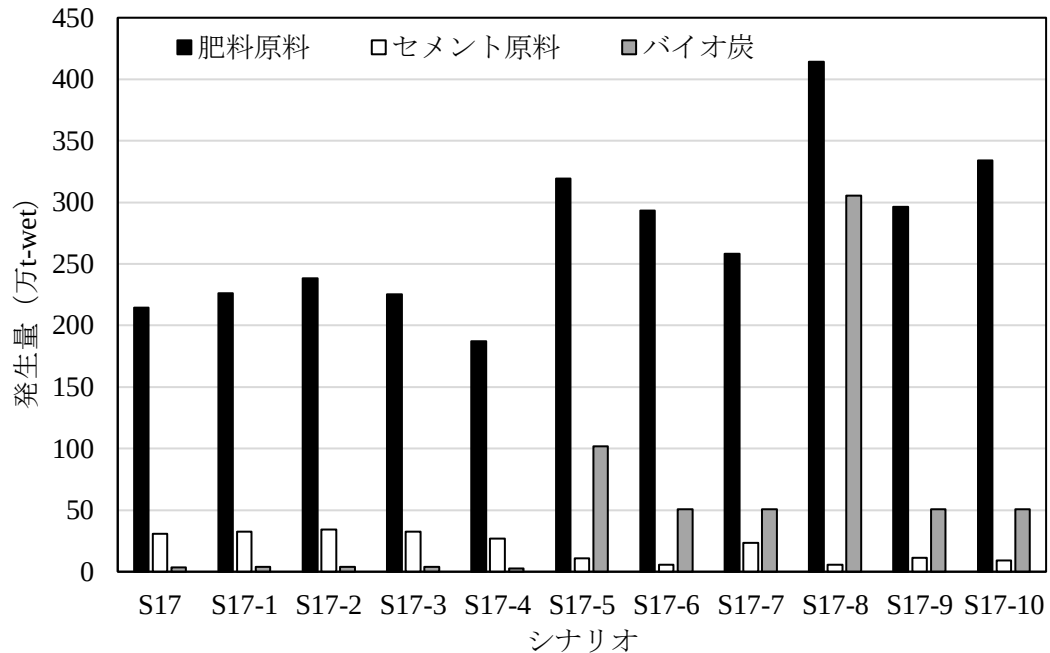


図 4.11 2050 年における有効利用可能な燃焼灰発生量

4.4 おわりに

本章では、木質系バイオマス燃焼灰の有効利用ポテンシャルを特性、発生量の両面から議論するために、元素組成分析の結果を基に各有効利用用途に適した燃焼灰の要件を決定し、その発生量を推計・予測した。現在および 2050 年までの将来に発生する木質系バイオマス燃焼灰について、肥料原料、セメント原料、二酸化炭素固定材、バイオ炭として有効利用可能な資源量を求めた。その結果、以下のような知見を得た。

- 決定木分析の結果、肥料原料として有効利用が可能な燃焼灰は、全ての主灰、G、ストーカ炉由来の飛灰、および WW を燃料に用いていない流動層炉由来の飛灰であった。K 含有量を考慮に入れない場合、WP を使用する施設由来の主灰はセメント原料として有効利用が可能な元素組成を有していた。流動層炉およびストーカ炉由来の飛灰は TSC の値が高くなる傾向にあり、二酸化炭素固定材としてのポテンシャルが高いと考えられる。
- 2026 年に発生する燃焼灰のうち肥料原料として利用可能な燃焼灰は 83 万 t-wet と推計された。発生する燃焼灰の含水率を仮に 10% とすると、有効利用可能な燃焼灰に含まれる K の量は年間 4.0 万 t-dry と推計され、加里肥料原料として年間に輸入される鉱石中の K の量の 2.1 倍に相当する。セメント原料として利用可能な燃焼灰は 12 万 t-wet と推計され、セメント分野で利用されている石炭灰の量のわずか 1.6% に相当する量であった。
- 様々な主体によるバイオマス発電容量の想定 5 種類を基に、燃焼灰発生量の将来予測を行ったところ、2050 年における予測は、最も小さい S3 シナリオで 41 万 (95%信頼区間 : 33 万～70 万) t-wet、最も大きい S17 シナリオで 230 万 (190 万～400 万) t-wet であった。

- 最も燃料使用量の多い S17 シナリオでは、WC を全て国内材で賄うと、2050 年には最低 1,800 万 t-wet の WP を海外より輸入する必要がある。さらに、人件費や加工・輸送にかかるコストを考慮すると、WC を国内材で満たすことも困難である。S17 シナリオで 2050 年に消費される WW は建設副産物として現在年間に発生している WW とほぼ同等量であり、それらが徐々に減少傾向であることを考慮すると、WW の発生量が燃料としての需要を下回る可能性がある。
- 国内材の供給量を基に燃料の構成比を変化させたシナリオは、いずれも現在の燃料構成を仮定したシナリオとの間に大きな差を示さなかった。炉形式の構成比を変化させたシナリオでは、いずれも現在の炉形式構成を仮定したシナリオより多量の燃焼灰が発生する。1 施設の規模が大きく発電効率の高い CFB の占める割合が大きいほど、燃焼灰発生量が少なくなると考えられる。燃焼灰発生量が最も多くなったのはガス化発電設備の割合を高く設定したシナリオであった。
- 2050 年のバイオマス発電容量を 17GW とするシナリオにおいて、肥料原料として有効利用可能な燃焼灰は 190 万～410 万 t-wet に上り、加里肥料の需要量を大きく上回る量が予想される。セメント原料として有効利用可能な燃焼灰は 5.5 万～34 万 t-wet と少量で、CFB の占める割合が高く PKS を多く使用するシナリオが最も大きな値を示した。ガス化残渣発生量については、現在と同じ炉形式構成を仮定すると 2.8 万～4.1 万 t-wet と予想されるが、今後、ガス化発電設備が積極的に採用される場合、ガス化残渣・バイオ炭の利用の重要性も高まっていくと考えられる。

カスケード利用の観点に立つと、木材は建設業や製造業、製紙業といった事業で優先的に利用されるべきであり、燃料としての利用の優先度は低い。また、木質系バイオマス燃料は発電だけではなく、熱利用にも分配される。燃料の供給に見通しが立たない限り、温室効果ガス削減のためにバイオマス発電導入目標をいたずらに引き上げることはできない。輸入燃料に頼ったバイオマス発電事業の拡大は、事業の持続可能性や炭素中立性が担保できなくなるおそれがある。

参考文献

- 有賀一広, 田坂聡明, 吉岡拓如, 櫻井倫, 小林洋司, 2006. 中山間地域における木材および森林バイオマス資源の長期的な利用可能性(2) —— 最適エネルギープラント規模の検討——. 森林利用学会誌 21(3), 185-192. <https://doi.org/10.18945/jjfes.KJ00007485511>
- 一般財団法人カーボンフロンティア機構, 2024. 石炭灰全国実態調査報告書 (2022 年度実績). <https://www.jcoal.or.jp/ashdb/upload/%E7%9F%B3%E7%82%AD%E7%81%B0%E5%85%A8%E5%9B%BD%E5%AE%9F%E6%85%8B%E8%AA%BF%E6%9F%BB%E5%A0%B1%E5%91%8A%E6%9B%B8%E5%88%E4%BB%A4%E5%92%8C%E5%B9%B4%E5%BA%A6%E5%AE%9F%E7%B8%BE%29.pdf> (2024.11.29 accessed) p.5
- 一般社団法人セメント協会, 2024. セメント産業の概要. <https://www.jcassoc.or.jp/cement/1jpn/jc.html> (2024.12.1 accessed)

環境省, 2021. 廃棄物・資源循環分野における 2050 年温室効果ガス排出実質ゼロに向けた中長期シナリオ(案). https://www.env.go.jp/council/content/i_03/000048390.pdf (2024.12.1 accessed)

環境省, 2022. 令和 3 年度再エネ導入ポテンシャルに係る情報活用及び提供方策検討等調査委託業務報告書. https://www.renewable-energy-potential.env.go.jp/RenewableEnergy/dat/report/r03/r03_intro.pdf (2024.11.29 accessed) p.229

環境省, 2024. 一般廃棄物処理実態調査結果. https://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/r4/index.html (2024.12.1 accessed)

経済産業省, 2004. 都市ごみ焼却灰の国内広域処理システム構築に関する調査報告書. https://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/research/pdf/150711-3_jilc_7.pdf (2024.04.19 accessed)

経済産業省, 2021. 2030 年度におけるエネルギー需給の見通し. https://www.enecho.meti.go.jp/category/others/basic_plan/pdf/20211022_03.pdf (2024.11.29 accessed)

経済産業省, 2018. 平成 30 年度以降の調達価格等に関する意見. https://www.meti.go.jp/shingikai/santeii/pdf/20180207001_1.pdf (2024.12.2 accessed) pp.43-45

経済産業省, 2024a. 令和 6 年度以降の調達価格等に関する意見. https://www.meti.go.jp/shingikai/santeii/pdf/20240207_1.pdf (2024.12.2 accessed) pp.72-77

経済産業省, 2024b. 財務省輸入貿易統計. <https://www.customs.go.jp/toukei/srch/index.htm?M=29&P=0> (2024.05.15 accessed)

経済産業省, 2024c. 再生可能エネルギー電気の利用の促進に関する特別措置法 情報公表用ウェブサイト. <https://www.fit-portal.go.jp/PublicInfoSummary> (2024.11.29 accessed)

公益財団法人自然エネルギー財団, 2021. 2050 年の脱炭素日本を支えるエネルギーミックス. https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/2021/044/044_006.pdf (2024.11.29 accessed)

国土交通省, 2020. 平成 30 年度建設副産物実態調査結果. https://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/d02status/d0201/page_020101census.htm (2024.11.29 accessed)

国立環境研究所, 2023. 2050 年脱炭素社会実現に向けた排出経路分析. https://www.env.go.jp/council/content/i_05/000143040.pdf (2024.11.29 accessed)

繁泉恒河, 久保田洋, 高地春菜, 正木祥太, 2022. CO₂を固定化した木質バイオマス燃焼灰 (BECCS 灰) の資源化技術の開発. *フジタ技術研究報告* 58, 61-66.

社団法人資源・素材学会資源リサイクリング部門委員会, 1991. 資源リサイクリング. 日刊工業新聞社. p.60

農林統計協会, 2024. ポケット肥料要覧 2023 年. 農林統計協会. p.38.

全国木材資源リサイクル協会連合会, 2023. 建設系廃木材需給調査報告. https://woodrecycle.gr.jp/wp/wp-content/uploads/2023_jukyuuchousa_houkoku.pdf (2024.11.29 accessed)

- デロイトトーマツコンサルティング合同会社, 2021. カーボンニュートラル社会に向けたシナリオ分析.
https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/2021/044/044_008.pdf
 (2024.11.29 accessed)
- 独立行政法人 エネルギー・金属鉱物資源機構, 2023. 鉱物資源マテリアルフロー2021 カリウム (K) .
https://mric.jogmec.go.jp/wp-content/uploads/2023/03/material_flow2021_K.pdf (2024.05.22 accessed)
- 日本産業標準調査会, 2019. JIS R5210 ポルトランドセメント.
- 農林水産省, 2024a. 肥料の品質の確保等に関する法律に基づき普通肥料の公定規格を定める等の件.
<http://www.famic.go.jp/ffis/fert/kokuji/60k0284.pdf> (2024.11.12 accessed)
- 農林水産省, 2024b. 令和 5 年における木質粒状燃料 (木質ペレット) の生産量等について.
https://www.rinya.maff.go.jp/j/riyou/biomass/attach/pdf/w_pellet-9.pdf (2025.01.19 accessed)
- 前田典生, 2018. 木質バイオマスボイラ燃焼灰の有効利用法の開発. 広島大学博士論文.
<https://ir.lib.hiroshima-u.ac.jp/00046184>
- 松岡佑典, 林宇一, 有賀一広, 白澤紘明, 當山啓介, 守口海, 2021. 森林 GIS を用いた木質バイオマス発電のための未利用材利用可能量推計. *日本森林学会誌* 103(6), 416-423. <https://doi.org/10.4005/jjfs.103.416>
- 松本光朗, 2001. 日本の森林による炭素蓄積量と炭素吸収量. *森林科学* 33. 30-36.
https://doi.org/10.11519/jjsk.33.0_30
- Afriyanti, D., Kroeze, C., Saad, A., 2016. Indonesia palm oil production without deforestation and peat conversion by 2050. *Science of the Total Environment* 557-558, 562-570. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.032>
- ASTM International, 2023. Standard Specification for Coal Ash and Raw or Calcined Natural Pozzolan for Use in Concrete, C618-23e1
- Campbell-Johnston, K., Vermeulen, W.J.V., Reike, D., Brullot, S., 2020. The Circular Economy and Cascading: Towards a Framework. *Resources, Conservation and Recycling: X* 7, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2020.100038>
- The European Committee for Standardization, 2012. Fly Ash for Concrete - Part 1: Definition, Specifications and Conformity Criteria. EN 450-1:2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022. FAOSTAT.
https://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity (2024.11.29 accessed)
- Hambali, E., Rivai, M., 2017. The Potential of Palm Oil Waste Biomass in Indonesia in 2020 and 2030. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science* 65(1), 012050. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/65/1/012050>
- Kim, S.J., Baker, J.S., Sohngen, B.L., Shell, M., 2018. Cumulative global forest carbon implications of regional bioenergy expansion policies. *Resource and Energy Economics* 53, 198-219. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2018.04.003>
- López, R., Díaz, M.J., González-Pérez, J.A., 2018. Extra CO₂ sequestration following reutilization of biomass ash. *Science of the Total Environment* 625, 1013-1020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.263>
- Mahia, F., Dey, A.R., Masud, M.A., Mahmud, M.S., 2019. Forecasting Electricity Consumption using ARIMA Model. *2019 International Conference on Sustainable Technologies for Industry 4.0 (STI)*, Dhaka, Bangladesh, 1-6.
<https://doi.org/10.1109/STI47673.2019.9068076>.

- Ohenoja, K., Rissanen, J., Kinnunen, P., Illikainen, M., 2020. Direct carbonation of peat-wood fly ash for carbon capture and utilization in construction application. *Journal of CO2 Utilization* 40, 101203. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2020.101203>
- Pei, Y., Ike, M., Shiota, K., Takaoka, M., 2024. The impacts of furnace and fuel types on the hazardous heavy metal contents and leaching behavior of woody biomass fly ash. *Fuel* 372, 132202. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.132202>
- Rogelj, J., Shindell, D., Jiang, K., 2022. Global Warming of 1.5°C IPCC Special Report on Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-industrial Levels in Context of Strengthening Response to Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. *Cambridge University Press*. pp.130-134. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.004>

5 章 結論

5.1 総括

木質系バイオマス燃焼灰は近年その発生量が急増中の材料であり、有効利用がなされなければ産業廃棄物として処理が必要な物質である。多様な燃料種、炉形式、燃焼条件の違いから木質系バイオマス燃焼灰の特性は幅広く、その発生量についても様々なファクターが存在する。既往研究の知見の範囲ではある地点で発生する燃焼灰がどの用途に適した特性を有し、年間にどの程度発生するのか予測することができず、効果的な有効利用の達成を困難にしている。また国内のバイオマス発電が過渡期にある以上、使用される燃料や炉形式といったトレンドも変化していく可能性があり、その都度燃焼灰の特性も変化するはずである。有効利用用途を計画的に決定するために、燃料種や燃焼炉形式といった情報から燃焼灰を「量」「質」の両面から予想できることが望まれる。本研究では、木質バイオマス発電施設から発生する燃焼灰を有効利用資源として位置づけ、その用途によって異なる資源としてのポテンシャルを明らかにする目的で、木質系バイオマス燃焼灰の発生量と性状を調査した。具体的には、全国の木質系バイオマス発電施設に対し燃焼灰発生量に関するアンケート調査を行い、炉形式と燃料種から燃焼灰発生量を推計する計算式を決定した。さらに稼働中の発電施設より燃焼灰試料を収集し、それらの元素組成を分析した。統計解析を通じ主要元素、重金属元素の含有量に炉形式、燃料種、燃焼温度が及ぼす影響について調べた。元素組成分析の結果をもとに炉形式、燃料種から有効利用の可否を判断する要件を決定し、各有効利用用途に適した元素組成を有する燃焼灰発生量を推計、予測した。

第2章では木質系バイオマス燃焼灰発生量の計算式を決定するとともに全国の施設で発生する燃焼灰を推計した。国内の木質系バイオマス発電施設に対するアンケート調査の結果、対象とした220施設のうち105施設より回答を得た。使用されている燃料の性状についての回答から、木質系バイオマス燃料の灰分は正規分布よりも対数正規分布に倣い、樹皮や枝葉を含む木質チップは樹幹部のみのチップよりも灰分が高いことが分かった。燃焼灰の有効利用に関する設問に回答した施設のうち、燃焼灰を有効利用している施設は56%であった。有効利用用途としてはセメント原料・コンクリート骨材が最も多く、次いで路盤材、肥料原料・土壌改良材として有効利用されていた。燃焼灰を廃棄物として処理する際の平均費用と比較すると、有効利用する際の平均費用は低く、費用は燃焼灰の有効利用を妨げる理由ではない可能性がある。気泡流動層ボイラは主灰が少ない傾向にあり、同じ流動層炉でも流動砂投入量の違いから循環流動層ボイラは比較的多く主灰が発生する。残差に未燃分を多く含むガス化発電設備は、燃料性状から求めた灰発生量計算値に対する実際の残渣発生量が大きい。いずれの炉形式も実際の灰発生量は燃料性状から求めた計算値よりも大きくなり、従来の方で予想される値よりも多くの燃焼灰が発生する可能性が高いと示唆された。重回帰分析の結果、主灰発生量には未利用区分の燃料中に混入する砂や石などの異物、炉形式の影響があると考えられる。流動層ボイラは飛灰の

発生割合が大きく、相対的に主灰の発生量がストーカ炉より小さくなる。推計対象となった固定価格買い取り制度認定施設 220 件が全て稼働する 2026 年には 3,300 万 t-wet の燃料が燃焼されることになり、主灰は 36 万（標準偏差: 24 万～47 万）t-wet、飛灰は 54 万（45 万～72 万）t-wet 発生すると推計された。灰分のうち 35%は PKS 由来で、主灰、飛灰ともに 6 割以上が循環流動層ボイラ由来と推計された。

第 3 章では木質系バイオマス燃焼灰の主要元素含有量と重金属元素含有量を分析し、重回帰分析によりそれらを予想する式を作成した。35 種類の主灰および 55 種類の飛灰、8 種類のガス化残渣試料について元素組成分析を行った結果、主灰の含有量中央値が飛灰よりも高い元素は Na、Si、Al で、他の主要元素及び重金属元素は飛灰中の方が高かった。主成分分析の結果、主成分 1 は完全燃焼の達成の程度を表し、主成分 2 は揮発しやすく飛灰中に多く含まれる成分を表す指標であると考えられた。クラスター分析により、主灰のうち循環流動層ボイラ由来の試料が似通った元素組成を有し、同一のクラスターに分類された。また、飛灰のうち廃木材を燃料に含む流動層由来の飛灰が同一のクラスターを形成し、元素組成に対する燃料種と炉形式両方の影響が伺えた。重回帰分析の結果、主灰中の全炭素、Na、Al、Si、P、S、Ca、Fe、Cr、Zn、As、Se、Pb、Cd に対して決定された回帰式の決定係数は 0.7 以上の値を示し、回帰式によりある程度正確に再現された。飛灰中の元素含有量に対して決定された回帰式の R^2 はいずれも 0.7 未満で、回帰式による含有量の再現は主灰におけるそれよりは精度に欠いた。

第 4 章では、元素組成分析の結果を基に各有効利用用途に適した燃焼灰の要件を決定し、炉形式ごとの燃焼灰発生量の推計式を用いて有効利用可能な燃焼灰のポテンシャルを推計・予測した。決定木分析の結果、肥料原料として有効利用が可能な燃焼灰は、全ての主灰、ガス化残渣、ストーカ炉由来の飛灰、および廃木材を燃料に用いていない流動層炉由来の飛灰であった。セメント原料として有効利用可能な燃焼灰は木質チップを使用する施設由来の主灰と推定された。二酸化炭素固定材としてのポテンシャルは、流動層炉およびストーカ炉由来の飛灰が高いと推定された。2026 年に発生する燃焼灰のうち肥料原料として利用可能な燃焼灰は 83 万 t-wet と推計され、それらに含まれる K の量は輸入される鉱石中の K の量の 2.1 倍に相当すると推計された。セメント原料として利用可能な燃焼灰は 12 万 t-wet と推計され、セメント分野で利用されている石炭灰と比して微量であった。2050 年におけるバイオマス発電容量の想定を基に燃焼灰発生量の将来予測を行ったところ、燃焼灰発生量は最も小さいシナリオで 41 万（95%信頼区間：33 万～70 万）t-wet、最も大きいシナリオで 230 万（190～400 万）t-wet と計算された。最大の発電量を想定しているシナリオにおいて 2050 年に必要となる燃料は 9,800 万 t-wet に上り、木質チップと木質ペレットの需要の全量を国内で補うのは困難であると予想される。大量の木質系バイオマス燃料を輸入する必要があるため、いたずらにバイオマス発電導入目標を引き上げることは事業の持続可能性を損なうリスクが大きいと考えられる。国内材の供給量を基に燃料構成を変化させても燃焼灰発生量に大きな差異は生じないと予想されるが、炉形式に占める循環流動層ボイラ割合が減少するシナリオでは、現在の炉形式構成のシナリオよりも多量の燃焼灰が発生すると予想された。特に今後小規模分散型のバイオマス発電においては重用されると考えられるガス化発電設備

の割合は残渣発生量の増加に直結する。2050 年のバイオマス発電容量を 17GW とすると、肥料原料として有効利用可能な木質系バイオマス燃焼灰は 190 万～410 万 t-wet と、需要量を大きく上回る発生量が予想される。セメント原料として有効利用可能な燃焼灰は 5.5 万～34 万 t-wet と少量で、バイオ炭として利用可能と考えられる残渣の発生量はガス化発電設備の増加程度に大きく左右される。

以上の知見を踏まえ、肥料原料として利用可能な燃焼灰が既に国内の需要量を超過している点を鑑みれば、肥料利用を促進するだけでは燃焼灰の有効利用率は早々に頭打ちとなる。したがって、木質系バイオマス燃焼灰の有効利用の拡大においてはセメント原料としての利用を進めることが重要となる。山口県・北九州地域は Cl 含有量の低い燃焼灰の発生量が多くセメント工場も多数立地しており、木質系バイオマス燃焼灰のセメント原料利用に着手するのに適した地域である。2026 年に発生する燃焼灰のうち、セメント原料としても利用可能な 12 万 t-wet を除くと肥料原料として利用可能な燃焼灰は 70 万 t-wet となる。これらは 3.5 万 t-dry の K を含むと推計され、尚も輸入される鉍石に含まれる K を大きく上回る。

5.2 今後の展望

以上のことから、木質系バイオマス燃焼灰から肥料の主要成分である P や K を濃縮または分離し、K や Cl の含有量が低い残渣をセメント原料として活用する技術の開発が望まれる。木質系バイオマス燃焼飛灰中に含まれる K は粒度依存性が指摘されており、サイクロン等で粗粒分を分離することで K 含有率の高い成分を得ることができると考えられている。しかしながら、飛灰の細粒分は重金属元素含有量も高くなる場合があり、肥料原料基準を超過するおそれがあるため、分離に際して細粒分と粗粒分を分ける粒径の調節が重要となる。燃焼灰から K を多く含む成分を分離することは、残渣をセメント原料として利用する上でも効果的である。肥料原料需要を上回る量の発生が予測される以上、K 含有量の高い燃焼灰の有効利用法として、ジオポリマーのようなアルカリ性建築材料への利用を模索することも必要である。燃焼灰を肥料として利用する場合、養分の含有量だけでなく当該元素の生物利用可能性が重要となる。肥料としての効果を推量するためには、木質系バイオマス燃焼灰中の K や P の存在形態を把握するとともに、形態に影響を及ぼす生産パラメータについて調べる必要がある。

木質系バイオマス燃焼灰の有効利用率を増大させるためには、地理的条件を考慮することも必要である。有効利用を行う肥料工場やセメント工場が発電施設の付近に無い場合、利用に適した性状の燃焼灰が発生しても有効利用を実現することができない可能性がある。都道府県境を超えて輸送する場合、産業廃棄物の越境にあたり事業者の負担が大きくなる場合もある。自治体によっては非常に厳しい規定を採用しており、一部の地域では現状発電所より発生した燃焼灰の有効利用自体が許可されない。廃棄物処理と資源の循環利用に関する制度において、木質系バイオマス燃焼灰の資源としての位置づけを明確にする必要がある。

本研究で行った燃焼灰発生量の推計は、二つの不確実性を含んでいる。運転開始前の発電施設については燃料種や炉形式の計画が変更される可能性のある点と、灰発生量、燃料種、炉形式に関する情

報が一部得られない施設があった点である。これらの情報を補完したり、計画中施設の実際の稼働状況を調査したりすることによって、推計の正確性や精度を向上させることができる。また、飛灰の元素組成には炉形式、燃料種以外のパラメータが影響していると考えられ、樹種や木材の生産地域といったさらなるパラメータによる影響の検討により、元素組成の予測精度を改善すべきである。

木材はカスケード利用がなされることが理想的であり、発電用燃料としての利用よりも建材や製材としての利用が優先される。将来、木材のカスケード利用がより徹底される傾向となった場合、木質系バイオマス燃料のうち一般木材の占める割合は減少し、廃木材の占める割合が大きくなると推測される。廃木材を使用する施設の割合が増加すると、肥料原料として利用できる燃焼灰は予想より少なくなる。また、バイオマス発電の発電効率向上や燃料の含水率低下（低位発熱量の向上）により、発電量に対する燃料投入量と燃焼灰発生量が現在より少なくなる可能性もある。

一方、いたずらにバイオマス発電の拡大を進めると、将来国内の木材供給量が燃料需要量を賄いきれない状況が予測される。輸入燃料を用いる場合、その輸送に大量のエネルギーを消費し、事業全体での二酸化炭素排出量やコストが増大する。それらのリスクを経費出来る適切な成長速度を保つとともに、成長速度の速いエネルギー作物や建材との競合の無い農作物残渣といった、木質以外の国産バイオマスを燃料として活用することが求められる。現在、日本における固形バイオマスの直接燃焼による発電はその燃料のほとんどを木質系バイオマスが占めるが、今後草本系バイオマスや農作物残渣の割合が増加すれば、それに伴うバイオマス燃焼灰発生量や発生する燃焼灰の特性にも変化が生じる。今後、国内の木質系以外のバイオマス資源の賦存量や発電事業での利用方法、その燃焼灰の特性や有効利用・処理方法の模索がより重要なテーマとなる。

謝辞

本論文を作成するにあたり、多大なるご指導・ご助言を賜りました、京都大学大学院 工学研究科 都市環境工学専攻 環境デザイン工学講座教授 高岡昌輝先生に深甚なる謝意を表します。また同講座 准教授大下和徹先生におかれましては、実験から論文作成まで温かくご指導いただき深く感謝しております。本研究の遂行にあたり、技術専門職員の塩田憲司様には平素の実験など、多くの場面で技術的なご助言をいただきました。深く御礼申し上げます。特に、高岡昌輝先生には直接の指導教員として、実験、論文の作成に至るまで多くのアドバイスをいただきました。本当にありがとうございました。

木質バイオマス発電所に向けたアンケートについては、日本木質バイオマスエネルギー協会、特に川越裕之様に大変お世話になり、各発電事業所にご回答いただきました。燃焼灰試料については、日本木質バイオマスエネルギー協会、バイオマス発電事業者協会、株式会社タクマの協力を得て、各発電事業所の皆様に貴重な試料を提供して頂きました。関西環境管理技術センターの門口敬子様、瀬野雅之様には高未燃炭素量の灰組成の測定で大変お世話になりました。また、本研究は環境研究総合推進費（3G-2103）「ジオポリマーコンクリートに資する木質バイオマス燃焼灰の資源化技術の実証開発」の一環として行われました。ここに記して感謝申し上げます。

研究室の皆様には、充実した研究生生活を送るにあたり多くの方面でお世話になりました。皆様方の温かなご支援とご指導のおかげをもちまして本論文を作成することができました。

最後になりますが、これまで精神的にも経済的にも常に私の支えとなり、時には得難い助言をくれた両親に深く感謝しています。ありがとうございました。

付録 2.1 木質系バイオマス発電施設の詳細

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
1	未回答	75	2015	2020	CFB	PKS	400000	-	-	-
2	未回答	50	2014	2016	CFB	WC 69%, PKS 16%, Coal 16%	320000	-	-	-
3	回答	25	2014	2015	CFB	WC 62%, PKS 38%	115280	1900	2600	0.92
4	回答	6	2015	2018	CFB	WC	72600	460	-	0.25
5	回答	6	2014	2017	BFB	WC	60000	100	720	-
6	未回答	5	2013	2013	TS	WC	-	-	-	-
7	未回答	2	2017	2019	G	WP	-	-	-	-
8	回答	2	2017	2019	SS	WC	25000	460		-
9	未回答	2	2017	2020	CFB	WC	-	-	-	-
10	未回答	1	2015	2017	G	WC	-	-	-	-
11	未回答	1	2020	2021	G	WP	-	-	-	-
12	回答	75	2016	2019	CFB	WC 67%, PKS 33%	-	3700	6500	1.2
13	回答	12	2013	2018	CFB	WC 85%, PKS 15%	130000	-	-	-
14	回答	6	2014	2015	BFB	WC 96%, PKS 3%, BR 1%	76800	270	30	0.35
15	回答	75	2016	2020	CFB	PKS 100%, Coal 1%	341018	5100	8200	2.2
16	回答	14	2015	2016	BFB	WC 50%, PKS 29%, BR 14%, B 7%	155475	1100	3400	-
17	未回答	6	2014	2016	BFB	WC	-	-	-	-
18	回答	6	2015	2017	BFB	WC	72000	47	400	-
19	回答	6	2012	2014	BFB	WC	86845	-	330	-
20	未回答	21	2014	2016	CFB	WC 69%, PKS 31%	160000	-	-	-
21	回答	7	2016	2019	BFB	WC, PKS, B	82000	130	750	-
22	未回答	3	2013	2013	TS	WC 78%, B 5%, WW 17%	54000	-	-	-
23	回答	50	2014	2018	CFB	WC 62%, WP 38%	295758	3200	2900	-
24	未回答	7	2016	2018	unknown	WC	75000	-	-	-
25	回答	6	2015	2018	BFB	WC 96%, PKS 2%, WW 2%	82000	-	4600	2.8
26	未回答	2	2015	2016	TS	WC	40000	-	-	-
27	回答	2	2016	2017	G	WC	25000	150	140	-
28	未回答	2	2013	2013	G	WC, BR	20000	-	-	-
29	未回答	1	2015	2017	G	WC	20000	-	-	-

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
30	回答	75	2017	2021	CFB	WP 33%, PKS 67%	318000	4700	5400	1.8
31	未回答	16	2013	2013	CFB	WC, Coal	61124	-	-	-
32	回答	12	2013	2013	BFB	WC, WW	130000	2200		-
33	未回答	7	2017	2021	BFB	WC	90000	-	-	-
34	回答	6	2012	2013	CFB	WC 86%, PKS 1%, WW 13%	70000	3800		-
35	未回答	52	2017	2022	CFB	WC, WP, PKS	-	-	-	-
36	未回答	43	2019	2019	CFB	WC, WW	-	-	-	-
37	未回答	24	2016	2019	CFB	WC, WW	180000	-	-	-
38	回答	21	2013	2013	CFB	WC 70%, B 29%, WW 1%	185500	-	2100	0.39
39	回答	6	2013	2015	BFB	WC	63000	210		0.19
40	未回答	5	2018	2019	BFB	WW	-	-	-	-
41	未回答	2	2017	2018	unknown	WC	30000	-	-	-
42	未回答	25	2013	2013	CFB	WC 68%, Coal	-	-	-	-
43	回答	18	2016	2019	BFB	WC, WW	210000	4500		-
44	未回答	2	2014	2014	TS	WC	-	-	-	-
45	回答	14	2013	2013	BFB	WC 46%, BR 9%, WW 45%	126800	850	5700	-
46	未回答	7	2016	2018	BFB	WC	80000	-	-	-
47	未回答	50	2014	2020	CFB	WP, PKS	250000	-	-	-
48	未回答	50	2013	2013	CFB	WW	255000	-	-	-
49	回答	49	2014	2015	CFB	PKS	220000	3500	5600	1.7
50	未回答	7	2017	2019	BFB	WC, BR, WW	91000	-	-	-
51	回答	2	2019	2021	TS	WC 66%, PKS 34%	31200	670	1900	-
52	回答	6	2015	2017	BFB	WC 93%, PKS 7%	75000	760	3800	1.4
53	回答	6	2015	2016	CFB	WC, PKS	60000	-	-	-
54	未回答	15	2015	2018	CFB	WC 75%, PKS 25%	133946	-	-	-
55	回答	15	2013	2020	CFB	WC	144000	130	2100	-
56	回答	2	2018	2020	BFB	WC	30000	96	-	0.25
57	未回答	2	2015	2016	G	WC	25000	-	-	-
58	回答	2	2013	2013	TS	WC	18000	-	-	-
59	回答	1	2012	2013	TS	WC 75%, WW 25%	19000	330	40	1.2

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
60	回答	6	2014	2015	CFB	WC, PKS	60000	890	440	-
61	回答	7	2018	2020	BFB	WC	99300	410	5500	3.6
62	回答	7	2013	2014	BFB	WC	91000	420	5300	2.8
63	回答	4	2013	2013	BFB	WC 29%, WW 61%	80000	1000	3100	-
64	回答	75	2013	2017	CFB	PKS	-	7000	7100	-
65	未回答	50	2017	2019	TS	PKS 46%, WW 54%	280000	-	-	-
66	回答	22	2016	2019	SS	WC 8%, WP 1%, PKS 91%	151000	3800	2100	2
67	回答	37	2014	2017	CFB	WC	283000	2000	4000	-
68	回答	7	2014	2016	BFB	WC 76%, PKS 1%, BR 23%	98000	230	1200	1.7
69	回答	49	2017	2020	CFB	WP 68%, PKS 32%	220000	5900	4100	-
70	回答	20	2014	2016	CFB	WC, PKS	130000	5700	-	-
71	回答	7	2014	2016	CFB	WC	75000	-	1900	1.5
72	未回答	6	2013	2014	BFB	WC	57000	-	-	-
73	回答	2	2016	2018	TS	WC 85%, WW 15%	30000	840	840	2.7
74	回答	4	2013	2015	BFB	WC 30%, WW 70%	46000	500	2600	4.2
75	回答	7	2017	2020	BFB	WC	79200	-	720	-
76	回答	7	2013	2013	BFB	WW	73968	-	-	-
77	未回答	6	2014	2015	CFB	WC	60000	-	-	-
78	回答	30	2017	2021	SS	WC 43%, PKS 46%, BR 4%, WW 7%	240000	5100	3400	1.7
79	未回答	22	2015	2017	SS	WC, PKS, B	-	-	-	-
80	未回答	19	2013	2013	SS	WW	-	-	-	-
81	回答	17	2013	2015	CFB	WC 54%, PKS 3%, BR 1%, WW 42%	196000	3600	4400	3.5
82	回答	6	2014	2016	TS	WC	61300	-	270	0.21
83	回答	7	2014	2015	TS	WC	87100	-	-	-
84	回答	7	2018	2020	CFB	WC	68000	-	4000	-
85	未回答	2	2017	2021	G	WC	20000	-	-	-
86	回答	17	2015	2017	SS	WC, PKS, Coal	145000	-	-	-
87	未回答	6	2013	2015	unknown	WC	80000	-	-	-
88	回答	13	2013	2015	CFB	WC, PKS	83000	1400	1700	-
89	回答	7	2013	2015	CFB	WC 98%, PKS 2%	88000	1100		0.78

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
90	回答	10	2014	2015	TS	WC	148000	780	2800	-
91	回答	10	2016	2019	TS	WC 45%, WP 10%, PKS 45%	95000	1900	3100	3.9
92	回答	5	2016	2021	TS	WC 84%, B 16%	39300	60	160	0.78
93	未回答	2	2017	2020	unknown	WC	30000	-	-	-
94	未回答	2	2013	2013	TS	WC 90%, B 10%	20000	-	-	-
95	未回答	112	2017	2021	CFB	WC, PKS, Coal	260000	-	-	-
96	未回答	10	2014	2017	SS	WC	-	-	-	-
97	未回答	7	2018	2019	CFB	WC 85%, WW 15%	85000	-	-	-
98	未回答	6	2013	2015	TS	WC	-	-	-	-
99	未回答	5	2012	2013	BFB	WC	-	-	-	-
100	未回答	112	2017	2019	CFB	WC, PKS, Coal	-	-	-	-
101	回答	11	2012	2013	CFB	WC 31%, PKS 1%, B 32%, WW 36%	90000	1700	4400	3.7
102	回答	6	2014	2016	BFB	WC	73000	-	310	0.32
103	未回答	13	2014	2018	SS	WC 60%, PKS 40%	100000	-	-	-
104	回答	1	2017	2019	G	WP	5465	-	150	0.55
105	未回答	30	2013	2013	CFB	PKS	-	-	-	-
106	未回答	7	2013	2015	TS	WC	-	-	-	-
107	回答	6	2013	2015	BFB	WC	75000	80	200	0.37
108	未回答	75	2015	2019	CFB	WP, PKS	300000	-	-	-
109	未回答	75	2017	2021	CFB	WP	350000	-	-	-
110	未回答	50	2015	2017	CFB	PKS	-	-	-	-
111	未回答	22	2017	2021	BFB	PKS	-	-	-	-
112	未回答	22	2017	2021	BFB	PKS	-	-	-	-
113	未回答	6	2017	2020	TS	WC	76000	-	-	-
114	回答	10	2014	2016	SS	WC	90000	1300	730	1.4
115	回答	6	2014	2015	BFB	WC	72000	57	390	0.21
116	回答	6	2015	2016	TS	WC	75748	700	1200	-
117	回答	6	2017	2018	TS	WC	77550	730	1200	-
118	未回答	50	2014	2016	CFB	PKS	-	-	-	-
119	未回答	22	2017	2021	CFB	WC 14%, PKS 86%	140000	-	-	-

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
120	回答	18	2014	2016	BFB	WC, WW	210000	2500		-
121	回答	12	2013	2013	CFB	WC, WW	130000	1500		-
122	回答	6	2013	2013	CFB	WC	70000	560	1400	-
123	回答	25	2014	2015	CFB	WC 95%, PKS 5%	105400	1400	2800	0.32
124	回答	18	2014	2015	SS	WC	174925	610	1200	0.59
125	回答	6	2014	2015	CFB	WC	60000	840	880	-
126	回答	6	2014	2015	CFB	WC	72000	730	740	-
127	回答	2	2015	2018	G	WP	19000	-	250	-
128	未回答	1	2013	2013	unknown	WC, B	-	-	-	-
129	回答	49	2015	2019	CFB	WC 10%, WP 15%, PKS 75%	268000	2200	5000	1.2
130	未回答	24	2014	2015	SS	WC	-	-	-	-
131	回答	6	2014	2015	CFB	WC	60000	880	460	-
132	回答	2	2017	2020	TS	WC 43%, B 57%	30000	1300	320	1.6
133	回答	2	2017	2021	TS	WC	27500	270	530	-
134	未回答	49	2017	2021	CFB	WP, PKS	225000	-	-	-
135	未回答	75	2017	-	TS	WC, PKS	-	-	-	-
136	回答	52	2015	2022	CFB	WP 65%, PKS 35%	220000	-	-	-
137	未回答	50	2017	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
138	未回答	50	2017	-	unknown	PKS	250000	-	-	-
139	回答	10	2019	2022	SS	WC	55000	-	-	-
140	未回答	10	2019	-	unknown	WC	-	-	-	-
141	未回答	2	2020	-	unknown	WC	-	-	-	-
142	未回答	2	2016	-	G	WC	-	-	-	-
143	未回答	2	2017	-	G	WC	-	-	-	-
144	未回答	2	2017	-	G	WC	-	-	-	-
145	未回答	2	2021	-	G	WC	-	-	-	-
146	未回答	112	2017	-	CFB	WC 49%, WP, PKS	500000	-	-	-
147	未回答	75	2017	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
148	未回答	75	2017	-	CFB	WP, PKS	310000	-	-	-
149	回答	53	2017	2024	CFB	WP, PKS	220000	-	-	-

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
150	未回答	2	2016	-	G	WC	30000	-	-	-
151	回答	112	2017	2022	CFB	WP	420000	-	-	-
152	回答	8	2022	2024	BFB	WC 52%, B 48%	95000	-	-	-
153	未回答	7	2021	-	unknown	WC, WW	-	-	-	-
154	未回答	2	2020	-	unknown	WC	-	-	-	-
155	未回答	2	2020	-	unknown	WC	-	-	-	-
156	未回答	2	2019	-	G	WC	22000	-	-	-
157	未回答	50	2017	-	CFB	PKS	-	-	-	-
158	未回答	20	2018	-	unknown	WC	-	-	-	-
159	回答	7	2021	2024	CFB	WC	84100	-	-	-
160	回答	2	2019	2023	TS	WC	29700	-	-	-
161	未回答	75	2017	-	CFB	WP	-	-	-	-
162	未回答	75	2017	-	CFB	WP	-	-	-	-
163	未回答	50	2017	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
164	未回答	7	2020	-	unknown	WC	-	-	-	-
165	未回答	75	2017	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
166	未回答	50	2017	-	unknown	PKS	-	-	-	-
167	未回答	7	2020	-	unknown	WC	90000	-	-	-
168	未回答	52	2017	-	unknown	WP	-	-	-	-
169	未回答	50	2017	-	unknown	PKS	-	-	-	-
170	未回答	2	2015	-	G	WC	22000	-	-	-
171	回答	8	2020	2023	BFB	WC	80000	-	-	-
172	回答	7	2019	2023	unknown	WC 95%, WW 5%	82600	-	-	-
173	回答	7	2020	2023	BFB	WC	80000	-	-	-
174	未回答	112	2017	-	CFB	WP	-	-	-	-
175	回答	75	2017	2024	CFB	WP	240000	-	-	-
176	未回答	50	2016	-	unknown	WP	-	-	-	-
177	回答	50	2017	2025	CFB	WP	200000	-	-	-
178	回答	50	2017	2023	CFB	WP 43%, PKS 57%	230000	-	-	-
179	未回答	2	2022	-	CFB	BR, WW	30000	-	-	-

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
180	未回答	2	2019	-	unknown	WC	30000	-	-	-
181	回答	50	2018	2026	CFB	WC 9%, WP 91%	214000	-	-	-
182	未回答	200	2017	-	CFB	WP	-	-	-	-
183	未回答	75	2017	-	CFB	WC, PKS	-	-	-	-
184	未回答	1	2017	-	unknown	WC	-	-	-	-
185	回答	50	2017	2025	CFB	WP 35%, PKS 65%	200000	-	-	-
186	未回答	18	2018	-	unknown	WC	180000	-	-	-
187	未回答	55	2017	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
188	未回答	24	2017	-	CFB	WP, PKS, B	-	-	-	-
189	未回答	2	2020	-	G	WC	-	-	-	-
190	回答	53	2017	2025	CFB	WC 13%, WP 87%	230000	-	-	-
191	未回答	10	2019	-	unknown	WC	-	-	-	-
192	未回答	75	2016	-	CFB	WP	300000	-	-	-
193	回答	75	2018	2024	CFB	WP	300000	-	-	-
194	未回答	50	2017	-	CFB	WP, PKS	230000	-	-	-
195	未回答	75	2017	-	CFB	WC	-	-	-	-
196	未回答	75	2016	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
197	未回答	75	2017	-	CFB	WP, PKS	-	-	-	-
198	回答	50	2015	2024	CFB	WP	200000	-	-	-
199	未回答	2	2019	-	unknown	WC	-	-	-	-
200	回答	2	2020	2022	TS	WC	30000	-	-	-
201	未回答	100	2017	-	CFB	PKS	-	-	-	-
202	未回答	75	2017	-	CFB	WC, WP, PKS	350000	-	-	-
203	回答	50	2017	2023	TS	PKS 89%, B 1%, WW 10%	290822	-	-	-
204	回答	2	2020	2023	SS	WC	40000	-	-	-
205	未回答	50	2017	-	unknown	PKS	-	-	-	-
206	未回答	46	2017	-	CFB	PKS	-	-	-	-
207	回答	75	2017	2024	CFB	WC 20%, WP 80%	305000	-	-	-
208	回答	6	2020	2022	TS	WC 80%, WW 20%	77346	-	-	-
209	未回答	2	2020	-	unknown	WC	-	-	-	-

No.	アンケート	出力 (MW)	認定	稼働	炉形式	燃料種	燃料使用量 (t-wet)	主灰 (t-wet)	飛灰・ガス化残渣 (t-wet)	灰分 (%-wet)
210	回答	2	2018	2023	SS	WC	29700	-	-	-
211	未回答	2	2018	-	G	WC	-	-	-	-
212	未回答	50	2017	-	CFB	WC, WP	-	-	-	-
213	未回答	15	2017	-	unknown	WC	-	-	-	-
214	未回答	6	2017	-	unknown	WC	-	-	-	-
215	未回答	6	2016	-	unknown	WC	72000	-	-	-
216	回答	<1	2014	2014	G	WC	8000	-	-	-
217	回答	<1	2019	2019	G	WC	738	-	4.7	-
218	回答	<1	2017	2017	G	WC	248	-	7.2	1.9
219	回答	<1	2016	2017	G	WP	850	-	8.4	0.36
220	回答	<1	2019	2022	G	WC	5194	-	52	0.43

付録 2.2 アンケート調査表

1.発電所の概要						
1-1 貴発電所について						
①発電所名						
②事業者名						
③郵便番号						
④所在地						
⑤発電開始時期		年		月		日
⑥年間稼働日数 (注1)	当初予定		日	昨年度実績		日
⑦発電容量	送電端		kW			
	発電端		kW			
⑧発電方式 (該当する発電に○でご記入ください)		蒸気・タービン発電	焼却炉	※「○」「焼却炉の方式」の記入方法について →空欄のセルをクリックすると、下記の項目を選択できる 「▼」がセルの右側に表示されますので、該当する回答を選択されると回答が入力されます。		
		バイナリー発電	↑ (注2)			
		ガス化発電				
⑨年間燃料使用量 (注3)	当初予定		t	昨年度実績		t
⑩年間平均燃焼温度			℃			
注1) 「昨年実績」は2021年4月～2022年3月の稼働日数をご記入ください 注2) 蒸気タービン発電方式を選択した方は、燃焼炉の形式を選択してください 注3) ウェットベースでご記入ください。「昨年実績」は2021年4月～2022年3月の使用量をご記入ください						
1-2 ご回答いただいた方について						
①お名前						
②ご役職						
③お電話番号						
④FAX番号						
⑤E-mailアドレス						
1-3 ご回答いただいた日付						
ご回答日	2022	年		月		日

1. 燃料性状(2021年度時点)※資料を添付いただいた場合は、投入割合のみご記入ください。(表下をご確認下さい)													
燃料区分	種別	樹種	形状	水分 (%-wet)	灰分 (%-dry)	可燃分 (%-wet)	低位発熱量 (MJ/kg)	燃料 原産地	投入割合 (%)	投入量 (t)	樹皮含有 割合(%)	枝葉の 有無	備考
間伐材等由来の 木質バイオマス燃料	針葉樹					100							※燃料性状の記入方法について →燃料の成分分析表をお送りいただければ、投入量／投入割合のご記入のみで結構です。 →投入割合、投入量はいずれか一方のみご記入いただければ結構です。 →その他をご選択された場合は、備考へのご記入（根株、枝葉、パーク、梢頭部など）をお願いいたします。
	広葉樹					100							
一般木質バイオマス 燃料(国内)	針葉樹					100							
	広葉樹					100							
一般木質バイオマス 燃料(海外)	木質					100							
	PKS					100							
建設資材廃棄物由来の 木質バイオマス燃料						100							
木質バイオマス燃料 以外のその他燃料	流動砂												
	石炭												
	消石灰												
※燃料性状について調査されたデータを別途（別紙で）添付していただいても結構です。（例：木質バイオマス燃料の成分分析表の添付、など）													
※投入割合と投入量はいずれか一方のみご記入いただければ結構です。													
※単位にご注意ください													
2. 灰発生量・利用・処理（2021年度）													
項目		発生量（トン／年）			費用 (万円/年)	備考							
		フライアッシュ	ボトムアッシュ	混合									
有効利用※	業者委託												
	輸出												
	その他												
廃棄物として処理	業者委託												
	埋立												
合計													
※有効利用分野（肥料、土壌改良材、セメント原料、融雪剤等）を備考欄にご記入ください。													

3. 排ガス処理（回答できない場合はご相談ください）

該当する処理方法を選択してください
（複数選択可）

集じん機回収

乾式処理

その他

⇒集じん機回収に『○』を選んだ場合、回収方式を右から選択ください⇒

※「集じん機 回収方式」の記入方法について

→空欄のセルをクリックすると、下記の項目を選択できる「▼」がセルの右側に表示されますので、該当する回答を選択されると回答が入力されます。

○

バグフィルター

電気集じん機

サイクロン

その他

※排ガス処理の記入方法について

→①をご記入の上、「集じん機回収」を選択された場合は、右の項目もご記入をお願いいたします。

4. その他（自由記述欄）

○木質系バイオマス灰の有効利用・処理について、技術上、需給バランス上、環境上、及び行政上の課題について、ご意見・ご要望があればお聞かせください。

※バイオマス灰の有効利用・処理に関する記入方法について

→セルに現在、灰処理でお困りになっている点をご記入いただけますでしょうか。

○木質系バイオマス灰の有効利用・処理におきまして、お取引のある業者を差し支えない範囲でご紹介いただけますでしょうか。

※取引業者に関する記入方法について

→セルに事業者名と連絡先（住所、電話番号、ホームページ、e-mail等）をご協力できる範囲でご記入いただけますでしょうか。

◆アンケート・燃焼灰送付先

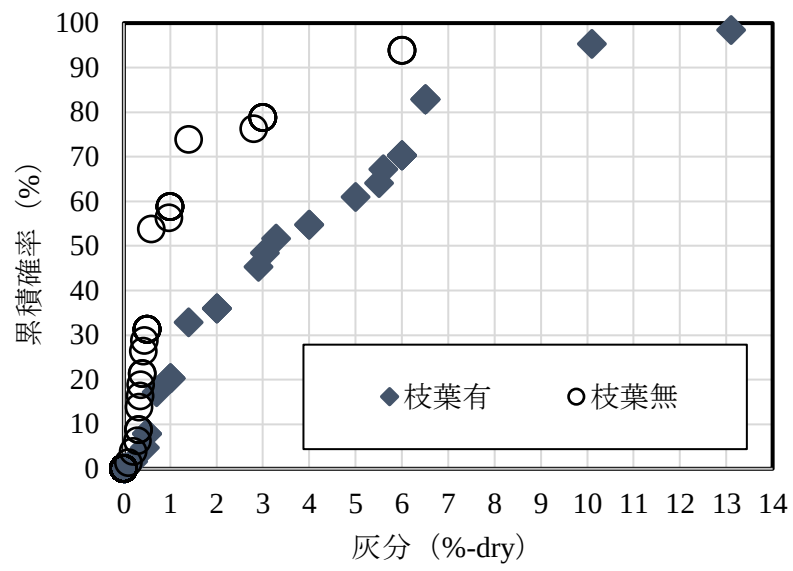
住所：〒615-8540 京都市西京区京都大学桂Cクラスター

宛先：京都大学大学院 工学研究科 都市環境工学専攻 高岡昌輝 教授

TEL：075-383-3335 FAX：075-383-3338

E-mail：takaoka.masaki.4w@kyoto-u.ac.jp

付録 2.3 木質チップの枝葉の有無と灰分分布



付録 3.1 分析対象試料一覧

施設	名前	灰の種類	炉形式	燃料種	燃焼温度	サンプリング回数
B1	B1-FA	FA	BFB	WC, PKS, BR	880	1
B2	B2-FA	FA	BFB	WC	820	2
B3	B3-FA	FA	BFB	WC, PKS, B	842.5	2
B4	B4-FA	FA	BFB	WC, PKS, WW	810	2
B5	B5-FA	FA	BFB	WC, PKS, WW	875	1
B6	B6-FA	FA	BFB	WC, PKS	805	3
B7	B7-FA	FA	BFB	WC	720	1
B8	B8-FA	FA	BFB	WC	900	1
B9	B9-FA	FA	BFB	WC	900	4
B10	B10-FA	FA	BFB	WC, WW	850	1
B11	B11-FA	FA	BFB	WC, PKS, BR	750	1
B12	B12-FA	FA	BFB	WC	-	2
B13	B13-FA	FA	BFB	WC, WW	910	2
B14	B14-FA	FA	BFB	WW	-	1
B15	B15-FA	FA	BFB	WC	744	1
B16	B16-FA	FA	BFB	WC	900	1
B17	B17-FA	FA	BFB	WC	-	2
C1	C1-BA	BA	CFB	WC, PKS	810	1
C1	C1-FA	FA	CFB	WC, PKS	810	1
C2	C2-BA	BA	CFB	WC, PKS	-	2
C2	C2-FA	FA	CFB	WC, PKS	-	2
C3	C3-BA	BA	CFB	WC, PKS	-	1
C3	C3-FA	FA	CFB	WC, PKS	-	1
C4	C4-BA	BA	CFB	PKS, Coal	870	1
C4	C4-FA	FA	CFB	PKS, Coal	870	1
C5	C5-BA	BA	CFB	WP, PKS	880	1
C5	C5-FA	FA	CFB	WP, PKS	880	1
C6	C6-FA	FA	CFB	WC, B, WW	800	2
C7	C7-BA	BA	CFB	PKS	850	1
C7	C7-FA	FA	CFB	PKS	850	1
C8	C8-BA	BA	CFB	WC	-	1
C8	C8-FA	FA	CFB	WC	-	1
C9	C9-BA	BA	CFB	WC, PKS	-	1
C9	C9-FA	FA	CFB	WC, PKS	-	1
C10	C10-FA	FA	CFB	WC	940	1
C11	C11-BA	BA	CFB	WC, PKS, BR, WW	-	3
C11	C11-FA	FA	CFB	WC, PKS, BR, WW	-	3
C12	C12-FA	FA	CFB	WC, PKS	-	2
C13	C13-BA	BA	CFB	WC, PKS, B, WW	-	1
C13	C13-FA	FA	CFB	WC, PKS, B, WW	-	1
C14	C14-BA	BA	CFB	PKS	-	1
C14	C14-FA	FA	CFB	PKS	-	1
C15	C15-BA	BA	CFB	WP, PKS	-	1
C15	C15-FA	FA	CFB	WP, PKS	-	1
C16	C16-BA	BA	CFB	PKS	-	1
C16	C16-FA	FA	CFB	PKS	-	2
C17	C17-BA	BA	CFB	WC, PKS	760	1
C17	C17-FA	FA	CFB	WC, PKS	760	1
C18	C18-BA	BA	CFB	WC	800	1
C18	C18-FA	FA	CFB	WC	800	1
C19	C19-BA	BA	CFB	WC	770	1
C19	C19-FA	FA	CFB	WC	770	1

C20	C20-BA	BA	CFB	WC	-	1
C20	C20-FA	FA	CFB	WC	-	1
C21	C21-BA	BA	CFB	WP, PKS	-	1
C21	C21-FA	FA	CFB	WP, PKS	-	1
G1	G1-FA	FA	G	WC	-	3
G2	G2-FA	FA	G	WP	700	2
G3	G3-BA	BA	G	WP	-	1
G3	G3-FA	FA	G	WP	-	1
G4	G4-FA	FA	G	WC	1000	2
G5	G5-FA	FA	G	WC	975	2
G6	G6-FA	FA	G	WP	-	2
G7	G7-FA	FA	G	WC	700	1
S1	S1-BA	BA	SS	WC	-	2
S1	S1-FA	FA	SS	WC	-	2
S2	S2-BA	BA	SS	WC, WP, PKS	850	2
S2	S2-FA	FA	SS	WC, WP, PKS	850	2
S3	S3-BA	BA	SS	WC, PKS, BR, WW	-	2
S3	S3-FA	FA	SS	WC, PKS, BR, WW	-	2
S4	S4-BA	BA	SS	WW	-	1
S4	S4-FA	FA	SS	WW	-	1
S5	S5-BA	BA	SS	WC, PKS, WW	840	1
S5	S5-FA	FA	SS	WC, PKS, WW	840	1
S6	S6-BA	BA	SS	WC	-	1
S6	S6-FA	FA	SS	WC	-	1
T1	T1-BA	BA	TS	WC	-	1
T1	T1-FA	FA	TS	WC	-	1
T2	T2-BA	BA	TS	WC, BR	715	1
T2	T2-FA	FA	TS	WC, BR	715	1
T3	T3-BA	BA	TS	WC, WW	748.5	1
T3	T3-FA	FA	TS	WC, WW	748.5	1
T4	T4-BA	BA	TS	WC	-	2
T4	T4-FA	FA	TS	WC	-	2
T5	T5-BA	BA	TS	WC, WP	-	3
T5	T5-FA	FA	TS	WC, WP	-	9
T6	T6-BA	BA	TS	WC, WP, PKS	788.5	2
T6	T6-FA	FA	TS	WC, WP, PKS	788.5	2
T7	T7-BA	BA	TS	WC, B	680	1
T7	T7-FA	FA	TS	WC, B	680	1
T8	T8-BA	BA	TS	WC, B	750	1
T8	T8-FA	FA	TS	WC, B	750	1
T9	T9-BA	BA	TS	WC	715	2
T9	T9-FA	FA	TS	WC	715	2
T10	T10-BA	BA	TS	WC	700	1
T10	T10-FA	FA	TS	WC	700	1
T11	T11-BA	BA	TS	WC, WW	-	1
T11	T11-FA	FA	TS	WC, WW	-	1

付録 3.2 都道府県別試料収集施設数

都道府県	サンプリング施設数	都道府県	サンプリング施設数
北海道	3	大阪府	1
青森県	3	兵庫県	3
岩手県	2	奈良県	1
宮城県	2	和歌山県	2
秋田県	1	鳥取県	1
山形県	2	島根県	1
福島県	1	岡山県	3
茨城県	1	広島県	1
群馬県	1	山口県	1
神奈川県	2	徳島県	1
新潟県	1	愛媛県	1
富山県	1	高知県	2
福井県	1	福岡県	1
長野県	2	熊本県	2
岐阜県	4	大分県	1
愛知県	1	宮崎県	4
三重県	2	鹿児島県	3
滋賀県	1	沖縄県	1
京都府	1		

付録 3.3 各元素含有量

Name	TC	UC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb	Cd
C1-BA	0.42	4.9	1.1	2.2	5.1	26	0.52	0.08	N.D	4.6	7.4	2.5	17	19	1700	N.D	2.4	1	13	0.13
C1-FA	0.91	0.55	1.1	2.2	5.4	20	0.85	1.8	0.55	4.7	11	3.2	86	44	67	-	22	1.6	21	3.3
T1-BA	7.2	3.3	1.8	1.2	3.6	14	0.47	1.7	0.1	3	17	2.6	19	15	64	240	7.7	0.2	12	1.3
T1-FA	9.4	7.6	3.4	2	1.2	4.5	0.89	6.6	1.4	7.6	31	1.4	47	8.9	120	-	44	1.6	86	8.6
S1-BA	17	14	1.3	1.6	3.5	13	0.34	1.2	0.17	2.5	6	2.7	180	110	110	220	2.2	1.6	3.9	0.75
S1-FA	17	9.7	0.56	1.4	2.5	0.014	0.64	0.38	0.34	3.6	8.4	1.8	71	67	150	-	8.6	1.1	45	1.6
C2-BA	0.14	0.21	1.3	1.9	5	25	0.38	0.089	N.D	5.6	8.9	3.5	20	15	160	1100	20	18	20	0.22
C2-FA	2	1.3	0.84	2.6	3.4	16	0.8	1.6	1.1	3.8	17	4.5	87	30	110	-	33	8.3	54	1.6
C3-BA	0.55	N.D	1	1.9	3.2	28	0.43	0.091	N.D	6.1	8	1.3	14	11	200	2000	1.7	0.79	15	0.15
C3-FA	1.6	0.96	0.95	3	5.3	17	0.87	1.7	0.67	4.7	14	2.8	77	27	59	-	10	15	25	3.5
B1-FA	3.3	1.5	1.2	2	3.3	11	0.61	1.9	3.3	11	14	2.4	160	110	150	-	9.4	N.D	38	4.9
C4-BA	0.25	0.21	1	2.2	4.6	26	0.55	0.14	N.D	3.9	10	2.7	52	6.9	44	100	3.5	N.D	7	N.D
C4-FA	1.8	0.24	0.59	2.1	1.8	17	1.1	1.2	1.5	2.9	17	2.5	37	14	150	-	38	N.D	20	N.D
B2-FA	8.5	5.7	1.1	2.2	1.5	4.6	0.76	1.5	3.2	15	19	1.6	73	49	130	-	5.8	2.3	30	5.8
B3-FA	3.9	1.7	0.92	2.5	2.7	9.6	0.76	1.6	2	12	17	2.6	240	66	95	-	15	15	52	2
B4-FA	0.83	0.53	0.87	1.9	7.2	20	0.63	0.88	0.54	3.5	9.4	4	55	37	62	-	9.6	8.8	37	1.5
G1-FA	5.4	0.35	0.61	2.5	0.93	2.8	0.57	0.12	N.D	27	15	0.44	16	12	140	-	3.4	9.5	1.8	0.1
C5-BA	0.14	0.3	1.1	1.8	3.9	27	0.48	0.07	N.D	4.5	9.3	1.6	19	7.6	67	290	2.4	0.01	6.6	N.D
C5-FA	1.7	0.23	0.77	2.7	1.5	18	1.4	1.8	1.4	2.9	22	1.5	38	13	120	-	8.5	N.D	14	0.4
C6-FA	0.96	0.85	5.1	2.4	3.4	14	1.9	1.9	9.2	7.8	16	4.3	64	64	130	-	9	2.4	31	1
B5-FA	0.84	0.58	0.9	2.6	6.5	18	0.83	1.5	0.32	3.4	11	4.2	120	52	300	-	30	N.D	350	2.3
C7-BA	0.39	0.42	0.67	1.8	4.2	29	0.66	0.015	N.D	3.8	8.1	2.1	8.7	10	11	240	0.78	1	3.7	0.019

Name	TC	UC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb	Cd
C7-FA	1.2	0.33	0.76	2	1.5	23	1.3	1.7	0.91	2.7	15	2.4	59	20	170	-	9.6	1.2	15	N.D
T2-BA	0.55	0.5	1.2	2.6	5.1	21	0.93	0.12	N.D	5.2	11	3.4	43	18	67	74	2.6	0.06	6.9	N.D
T2-FA	4.3	2.8	0.56	2.3	4	18	1.4	1.2	1.7	6.4	11	3.5	41	20	86	-	6	N.D	41	0.4
B6-FA	1.5	0.63	0.61	2.3	6.2	16	1.1	1.3	0.87	4.4	12	4.2	69	42	120	-	13	7.4	69	1.6
C8-BA	0.49	0.84	1.6	1.3	5.8	30	0.069	N.D	N.D	3.1	1.9	1.9	130	220	83	360	2.3	1.4	12	0.039
C8-FA	5.4	1.7	0.86	2.5	4.4	16	1.1	1.3	0.52	6	14	2.2	59	30	73	-	7.6	N.D	29	1.9
B7-FA	9	6.2	0.25	2.9	1.4	5.4	1.2	2.7	0.82	12	22	0.87	19	15	230	-	4.1	3.7	50	7.9
C9-BA	0.23	0.39	0.22	0.73	1.1	37	N.D	0.024	N.D	4.6	2.9	0.26	N.D	4.9	1.8	N.D	3.5	13	3.2	0.093
C9-FA	1.5	0.39	0.25	3.7	2	16	1.2	2.5	1.1	6.5	18	1.2	84	28	54	-	9.2	N.D	26	5.7
B8-FA	1.9	1.8	0.66	2.3	6.8	23	1.5	1.3	1.1	6.6	13	4.4	45	24	70	-	10	N.D	45	0.6
B9-FA	0.93	0.42	0.65	2	6.4	21	1	1.4	0.8	4.8	8.8	3	57	31	110	-	12	12	56	2.7
B10-FA	0.92	0.11	1.3	2	6.6	17	0.99	2	1.3	3.8	14	2.4	100	46	330	-	27	15	300	6.3
S2-BA	3.1	1.7	0.21	2.1	1.7	22	0.92	0.11	N.D	4.9	17	3.1	21	14	160	14	56	2.7	120	0.65
S2-FA	3.6	1.8	0.21	2.2	1.1	9.5	1.4	2.1	2.5	5.9	26	1.4	35	14	280	N.D	86	4.2	170	1.6
B11-FA	4.8	3.3	0.69	3.3	3.6	11	1.2	1.6	1.2	7.4	16	2.1	44	22	91	-	20	1.2	56	2.1
B12-FA	0.93	0.54	0.73	2.9	6	18	1.6	1.6	1.5	6.5	9.5	3.1	64	37	84	-	12	2	63	1.9
T3-FA	1.5	1.3	0.82	2	6.2	23	1.6	0.46	0.31	5.5	6.9	2.8	57	29	69	-	6.8	11	56	N.D
T3-BA	0.51	0.15	1.1	1.3	5.2	27	0.54	0.13	0.22	4.6	6.7	1.9	23	32	240	590	43	54	81	0.08
B13-FA	1.2	0.69	1.1	2.1	5.2	19	0.78	1.5	2.1	4.3	13	2.9	110	63	440	-	38	12	680	8.2
C10-FA	4.9	0.39	8.2	1.6	0.79	1.9	0.43	1.8	2.1	12	22	0.92	67	30	84	-	6	3.7	83	3
B14-FA	0.81	0.4	3	1.7	4.5	15	0.32	2.7	2.1	3.5	15	2.4	220	82	830	-	23	N.D	390	4.3
S3-BA	1.3	0.53	0.98	1.3	4.7	25	0.47	0.24	0.027	4.4	9.3	5.1	69	47	1200	190	9.2	0.85	150	0.043
S3-FA	7	5.1	0.49	1.8	2.5	11	0.85	4.1	2.6	7	17	2.5	74	24	180	-	50	2.1	170	2.5

Name	TC	UC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb	Cd
S4-BA	0.87	0.8	1.2	0.95	5.4	30	0.22	0.025	N.D	3.5	3.7	2.1	40	15	67	45	3	N.D	14	N.D
S4-FA	4.3	3.6	0.61	1.9	5.6	19	0.9	1.6	1.1	5.7	11	3.1	49	24	88	-	19	N.D	63	2.4
C11-BA	0.21	0.16	1.1	0.94	4	32	0.18	0.079	N.D	3.8	5.1	1.4	24	18	450	1100	6.9	0.81	170	0.2
C11-FA	1.7	0.19	2.5	1.5	4.5	14	0.46	2.2	9.6	8.9	12	4.7	150	70	380	-	49	5.4	700	5.9
T4-BA	1.8	1.1	1.1	1.5	4.5	27	0.51	0.11	N.D	4.8	7.2	2.2	110	22	71	27	3.7	0.3	13	0.016
T4-FA	5	3.8	0.47	1.2	2.9	13	0.79	0.53	15	21	9.1	2.3	81	25	110	-	34	2.8	82	6.1
B15-FA	2.1	1.4	0.69	2.2	6.2	19	0.84	0.91	0.65	4.8	11	3	46	22	58	-	8.1	12	48	0.2
S5-BA	0.48	0.27	1.5	1.3	5.5	27	0.25	0.11	N.D	4.3	6.5	2.4	76	32	56	100	2.8	N.D	17	N.D
S5-FA	6.1	5	1.2	1.6	3.1	9	0.64	2.5	1.9	5.7	14	1.9	63	31	120	-	29	0.8	150	5.2
C12-FA	3.1	0.86	0.57	4.9	2.9	9	1	1.7	1.1	9	20	1.9	72	67	100	-	9.2	3.6	43	5.2
T5-BA	0.59	0.23	1.4	1.1	5.1	29	0.28	0.11	N.D	3.8	4.8	2	54	15	75	230	8.5	12	9.2	0.058
T5-FA	11	6.5	0.86	0.52	1.3	5.4	0.38	0.89	0.53	3.8	3.9	2	48	25	110	-	11	16	42	2.3
T6-BA	0.56	0.15	1.3	1.1	5.4	27	0.35	0.11	N.D	3.7	4.7	4.6	39	15	48	100	29	21	18	0.075
T6-FA	2.8	2.1	0.56	1.3	2.5	14	0.8	3.1	4.3	14	10	2.8	48	26	98	-	11	8.4	39	1.2
T7-BA	0.8	0.33	1.4	1.3	5.7	27	0.3	0.088	0.031	3.2	8	2.2	94	57	86	200	7.3	0.07	23	N.D
T7-FA	3.7	1.5	0.69	2.1	4.9	14	0.84	1.4	1	5	15	2.6	79	38	77	-	14	11	52	3.8
S6-BA	0.49	0.27	1.6	1.2	6	28	0.29	0.14	N.D	3.9	4.8	2.3	36	28	42	N.D	2.3	0.83	13	0.059
S6-FA	19	4.5	1.4	1.8	3.6	9.7	0.73	2.1	2.3	4.5	11	2.6	110	44	110	-	19	3.9	72	4.4
C13-BA	0.13	0.35	0.95	0.83	4.8	31	0.22	N.D	N.D	3.9	4.5	1.6	33	24	1400	1500	15	37	63	0.04
C13-FA	0.91	0.33	1.3	2	6.6	19	0.69	1.1	0.46	3.9	11	3.7	160	68	690	-	39	1.2	340	3.3
B16-FA	3.9	0.35	0.71	4.2	1.7	6.9	0.98	2.1	1	9.7	24	1.2	52	39	140	-	5	13	39	6
G2-FA	67	58	0.056	0.53	1.2	0.013	0.16	1.5	3.7	4.1	4.1	0.18	28	52	60	-	2.9	2	8.7	1.1
C14-BA	0.35	0.34	0.14	1.6	1.7	34	1	0.02	N.D	3.2	4.1	0.94	23	12	52	91	1.2	0.02	3.5	N.D

Name	TC	UC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb	Cd
C14-FA	0.76	0.36	0.23	1.8	0.74	29	1.4	1.8	1.1	5.5	8.9	0.9	35	20	210	-	5.5	N.D	7.6	0.3
C15-BA	0.095	0.23	0.44	2	1.7	29	0.68	0.066	N.D	6.2	9.8	1.1	13	11	100	200	1.1	N.D	14	N.D
C15-FA	1.8	0.3	0.41	3.2	1.4	17	1.6	1.8	1.8	4.4	21	1.6	42	23	150	-	8	14	31	N.D
B17-FA	7.2	6.9	0.37	3.3	1.7	5.9	0.9	2.4	0.79	16	19	1.6	36	19	150	-	5.7	3.3	35	4
C16-BA	0.12	0.086	0.22	0.84	1.7	34	0.36	0.022	N.D	3.9	5.7	0.42	6.2	3.8	47	56	1	N.D	5.2	N.D
C16-FA	1.5	0.22	0.3	2	0.96	19	1.1	1.6	1.3	3.3	19	2.4	41	13	120	-	31	6.4	23	N.D
C17-BA	N.D	N.D	0.85	1.4	3	30	0.33	0.11	N.D	6.9	6	0.84	13	13	4800	35	1.8	1	15	0.016
C17-FA	0.77	0.27	0.75	2.9	3.7	19	0.88	1.7	0.94	6.5	16	1.7	61	28	80	-	8	2.1	28	1.8
C18-BA	N.D	0.21	0.6	1.4	3.1	30	0.4	0.082	N.D	6.8	5.6	0.89	15	6.8	38	98	3.3	N.D	10	N.D
C18-FA	1.1	0.17	0.54	3.6	4.1	12	1.2	2.2	2	6.9	19	1.8	24	13	48	-	9.3	13	19	N.D
C19-BA	N.D	0.36	0.47	1.7	3.2	29	0.44	0.11	N.D	8.3	5.9	0.96	11	7.7	94	100	3.1	0.58	13	0.013
C19-FA	0.8	0.51	0.42	3.4	3.5	14	0.91	2.1	0.9	6.3	18	1.5	67	53	48	-	9.6	0.8	17	0.7
G3-BA	81	78	0.022	0.16	1.5	1.1	0.037	1.9	0.46	2.7	0.95	0.54	2.4	50	39	150	2.6	4.9	3.6	N.D
G3-FA	58	60	0.072	0.071	0.74	1	0.24	4.6	0.48	3.4	0.59	0.071	1.1	37	20	-	2.4	4	2	1.3
C20-BA	0.35	0.41	0.94	1.1	3.6	31	N.D	0.015	N.D	7.3	4.6	0.68	2.9	4.4	N.D	N.D	9.8	25	42	0.016
C20-FA	0.93	0.49	0.78	3.4	3.4	15	0.77	2.4	0.98	6.3	18	2	50	11	34	-	9	N.D	17	0.4
T8-BA	2.1	1.7	1.7	1.7	6.3	25	0.28	0.058	N.D	2.6	7.8	3.5	590	22	46	92	4	0.1	13	N.D
T8-FA	1.4	0.64	0.51	2.2	4.8	13	0.58	2.4	0.48	2.4	19	3	74	22	80	-	18	14	74	1.9
T9-BA	0.63	0.47	1.7	1.5	6.9	25	0.22	0.1	N.D	3	6	3.2	30	14	39	130	25	28	68	0.12
T9-FA	5.2	1.9	1	1.3	5.5	14	0.56	1.8	1.3	5.3	12	3.1	39	15	100	-	20	11	53	1.2
C21-BA	0.2	0.21	N.D	0.63	2	35	0.28	0.024	N.D	3.6	4.8	0.56	9.4	5	47	55	1.6	0.01	7.5	N.D
C21-FA	0.94	0.18	0.19	1.7	0.87	16	1	1.5	11	11	20	0.99	37	16	100	-	11	N.D	11	0.3
G4-FA	54	28	0.23	1	0.26	1	0.087	1.1	0.46	7.7	6.5	0.26	130	130	69	-	0.95	2.9	11	1.5

Name	TC	UC	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Pb	Cd
G5-FA	54	46	0.24	0.53	0.58	0.87	0.27	0.98	3.9	7.3	8.3	0.79	41	21	59	-	1.8	0.14	9.5	1.4
G6-FA	70	62	0.034	0.074	1	0.67	0.11	0.77	3.1	4.4	2.3	0.09	28	9.7	36	-	1.6	3	3.9	0.9
T10-BA	0.48	0.26	0.92	3	5.8	24	0.41	0.15	N.D	4.8	7	3.5	92	50	56	68	4.3	N.D	7.3	N.D
T10-FA	8	6.1	0.53	2.3	4.3	11	0.69	2	1.2	5.4	11	2.7	78	41	110	-	30	N.D	72	3.5
T11-BA	0.52	0.22	1	2	6.2	21	0.32	0.15	N.D	3.5	12	3.5	140	75	140	130	5.6	0.07	15	N.D
T11-FA	3.5	1.1	1	0.52	1.3	3.6	0.29	4.1	21	29	10	3.8	87	25	130	-	33	1.1	110	3.5
G7-FA	59	56	0.09	0.3	0.037	0.27	0.19	0.73	0.45	6.9	7.3	0.32	4.3	4.7	79	-	1.2	0.08	2.3	N.D

付録 3.4 回帰式による予測値と BA 中の実際の含有量

$$Na(\%) = -2.3 + (-0.036 \quad -0.66 \quad 0.69) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (0.31 \quad -0.50 \quad 1.6 \quad 0.38) \begin{pmatrix} WP \\ PKS \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} + 4.0 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.1})$$

$$Mg(\%) = 7.8 + (-0.52 \quad 1.0 \quad -0.50) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (-1.3 \quad -0.56 \quad 0.78 \quad -1.4) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ B \\ WW \end{pmatrix} - 5.7 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.2})$$

$$Al(\%) = 1.2 + (-0.0030 \quad -2.2 \quad 2.2) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (3.8 \quad 0.60) \begin{pmatrix} WW \\ Coal \end{pmatrix} \\ + 3.1 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.3})$$

$$P(\%) = 1.3 + (-0.22 \quad 0.41 \quad -0.20) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-0.28 \quad 0.37 \quad -0.68) \begin{pmatrix} WC \\ BR \\ WW \end{pmatrix} \\ - 5.8 \times 10^{-4} \cdot T \quad (\text{式 S3.4})$$

$$S(\%) = 0.30 + (0.053 \quad -0.045 \quad 0.066 \quad -0.11 \quad -0.039 \quad 0.054) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ PKS \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} \\ - 3.2 \times 10^{-4} \cdot T \quad (\text{式 S3.5})$$

$$Cl(\%) = -1.4 + (-0.076 \quad -0.027 \quad 0.10) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (-0.19 \quad -0.068 \quad -0.13) \begin{pmatrix} PKS \\ BR \\ B \end{pmatrix} + 1.9 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.6})$$

$$K(\%) = 13 + (0.74 \quad 1.0 \quad -1.8) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-1.3 \quad -2.0 \quad -1.7) \begin{pmatrix} WP \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} \\ - 9.1 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.7})$$

$$Fe(\%) = 8.7 + (-0.39 \quad -0.23 \quad 0.62) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (0.93 \quad -0.91 \quad 3.5 \quad 1.2 \quad 1.1 \quad -1.7) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ PKS \\ BR \\ B \\ WW \end{pmatrix} - 1.1 \times 10^{-2} \cdot T \quad (\text{式 S3.8})$$

$$Ni(mg/kg) = 149 + (24 \quad -18 \quad -23 \quad 44 \quad 24) \begin{pmatrix} WP \\ PKS \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 0.17T \quad (\text{式 S3.9})$$

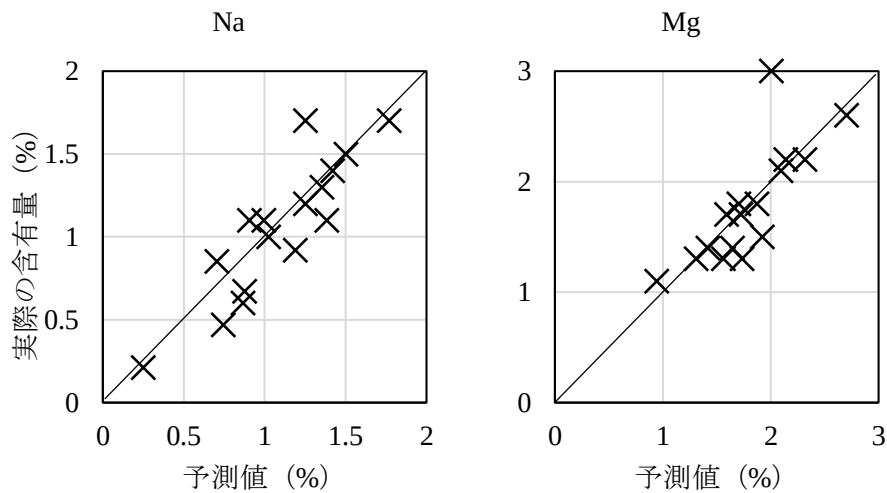
$$Cu(mg/kg) = 73 + (379 \quad 40 \quad -519) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (431 \quad -406 \quad 470) \begin{pmatrix} WC \\ PKS \\ BR \end{pmatrix} \quad (\text{式 S3.10})$$

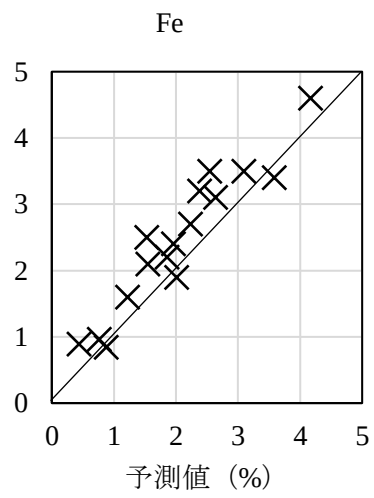
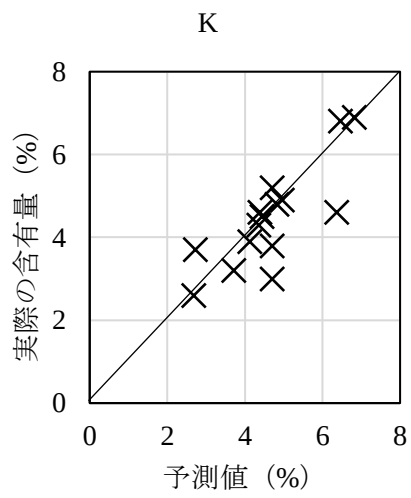
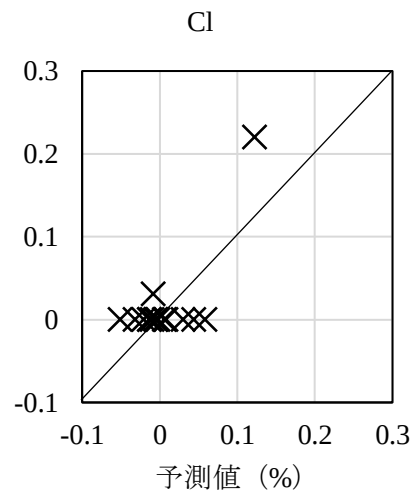
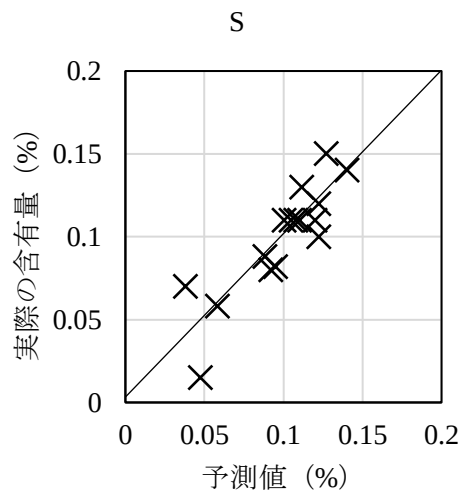
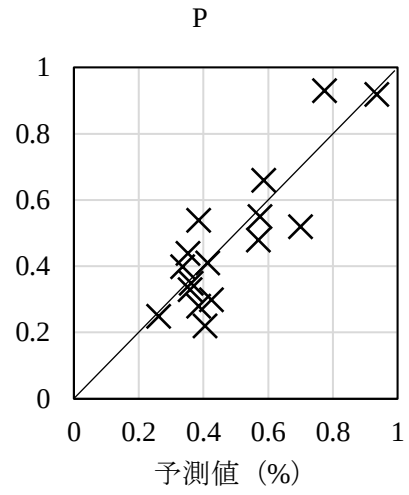
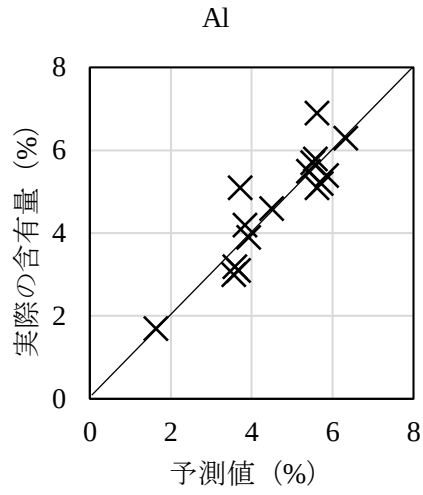
$$Zn(mg/kg) = -4180 + (-216 \quad -121 \quad 337) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (-250 \quad 179 \quad -766 \quad -215 \quad -360 \quad 326) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ PKS \\ BR \\ B \\ WW \end{pmatrix} + 6.1T \quad (\text{式 S3.11})$$

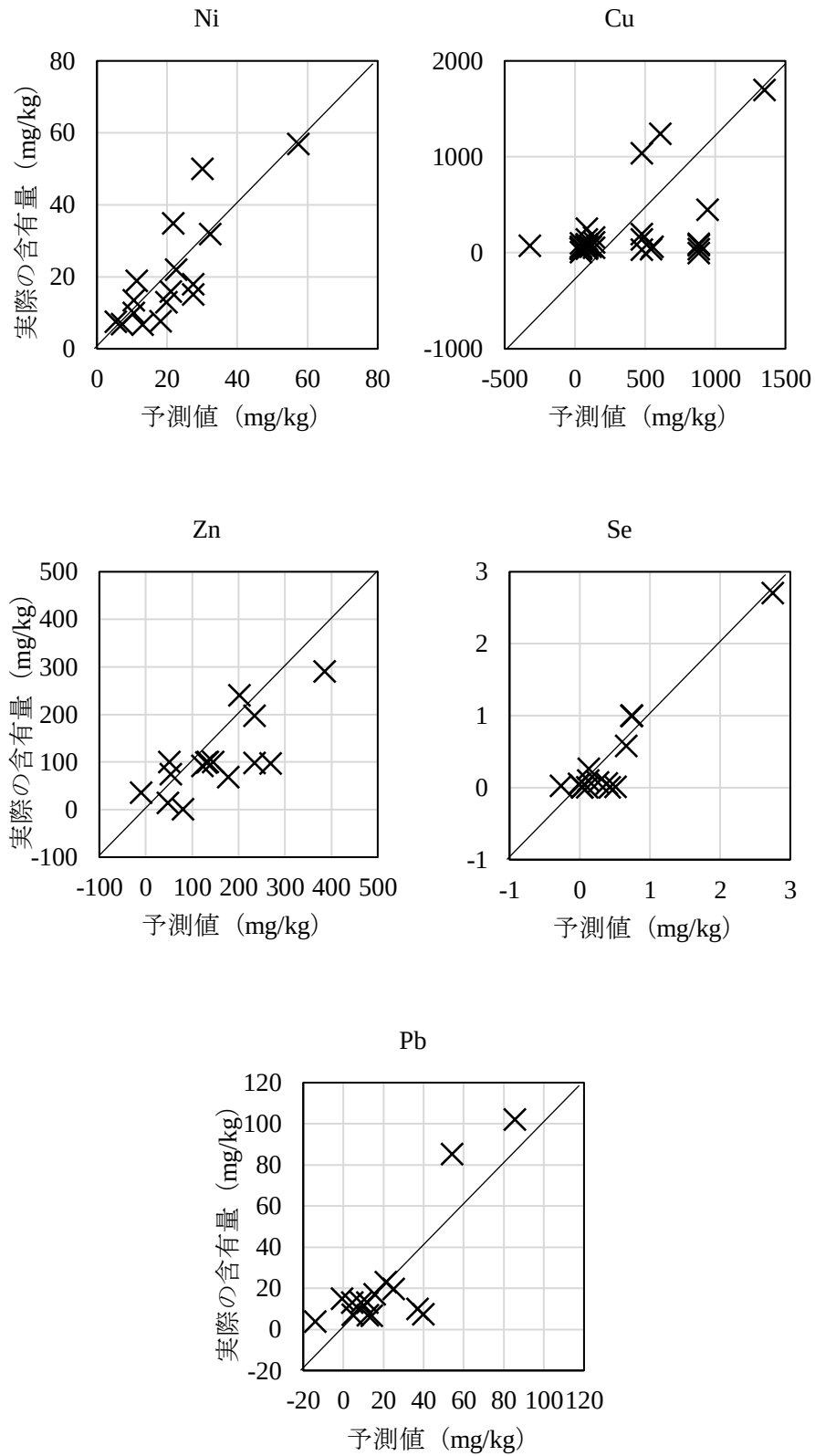
$$Se(mg/kg) = 6.9 + (-0.31 \quad 1.7 \quad -1.4) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (0.70 \quad 0.39 \quad 0.95 \quad -2.8 \quad -0.55) \begin{pmatrix} PKS \\ BR \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} - 0.0077T \quad (\text{式 S3.12})$$

$$Pb(mg/kg) = -638 + (-77 \quad 57 \quad 20) \begin{pmatrix} CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + (-98 \quad -42 \quad -75 \quad -95) \begin{pmatrix} PKS \\ BR \\ B \\ WW \end{pmatrix} + 0.94T \quad (\text{式 S3.13})$$

T : 燃焼温度 (°C)







付録 3.4 回帰式による予測値と BA 中の実際の含有量

付録 3.5 回帰式による予測値と FA 中の実際の含有量

$$Na(\%) = -11 + (1.4 \quad -0.77 \quad -1.1 \quad 0.49) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (2.5 \quad 0.67) \begin{pmatrix} WC \\ WW \end{pmatrix} + 1.1 \times 10^{-2} \cdot T \quad (\text{式 S3.14})$$

$$Mg(\%) = 5.0 + (0.37 \quad 0.36 \quad -0.096 \quad -0.63) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-0.35)(WW) - 3.3 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.15})$$

$$Al(\%) = 6.3 + (-0.45 \quad 0.81 \quad -1.6 \quad 1.2) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-1.1 \quad 1.8) \begin{pmatrix} WP \\ WW \end{pmatrix} - 3.5 \times 10^{-3} \cdot T \quad (\text{式 S3.16})$$

$$Si(\%) = 17 + (2.4 \quad 1.4 \quad -4.0 \quad 0.15) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (-5.4 \quad 2.0) \begin{pmatrix} WC \\ WW \end{pmatrix} \quad (\text{式 S3.17})$$

$$P(\%) = 1.2 + (-0.2 \quad -0.3 \quad -0.23) \begin{pmatrix} WC \\ B \\ WW \end{pmatrix} \quad (\text{式 S3.18})$$

$$S(\%) = 1.8 + (0.37)(WW) \quad (\text{式 S3.19})$$

$$Cl(\%) = 1.6 + (0.28 \quad -1.2 \quad -1.5 \quad 2.4) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (3.3)(WW) \quad (\text{式 S3.20})$$

$$K(\%) = -7.4 + (4.8 \quad -3.6 \quad -2.8) \begin{pmatrix} WC \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} + 1.3 \times 10^{-2} \cdot T \quad (\text{式 S3.21})$$

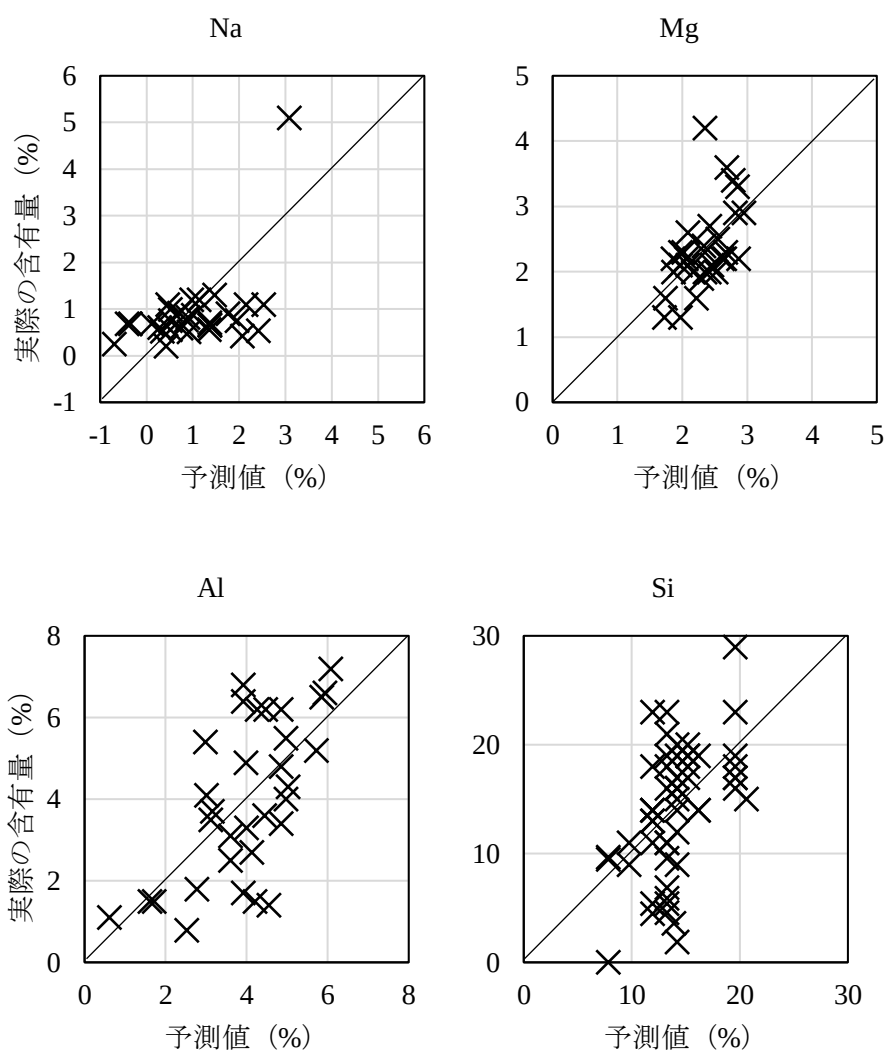
$$Fe(\%) = 1.7 + (-0.014 \quad 0.095 \quad -0.63 \quad 0.54) \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + (0.50 \quad -0.44 \quad 0.42 \quad 1.1) \begin{pmatrix} WC \\ WP \\ PKS \\ Coal \end{pmatrix} \quad (\text{式 S3.22})$$

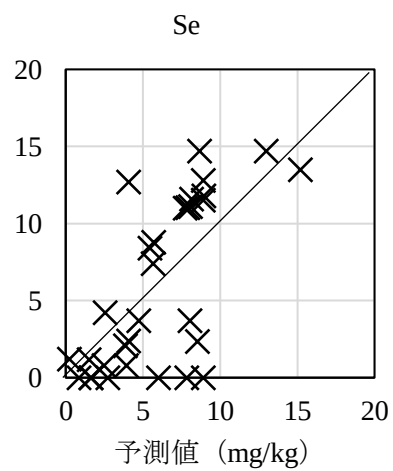
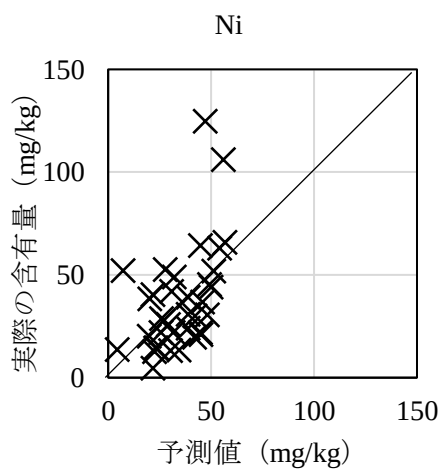
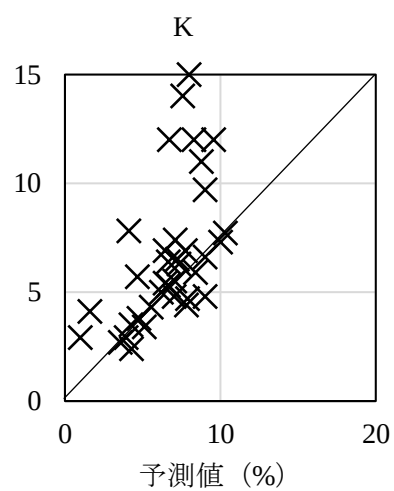
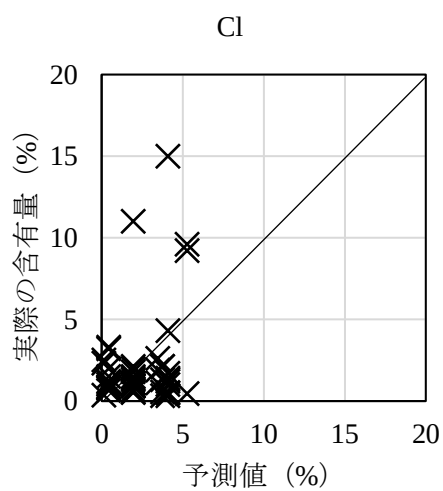
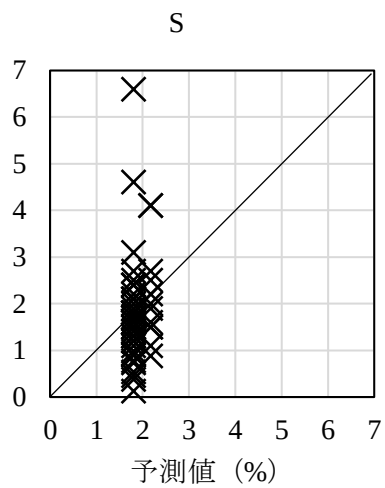
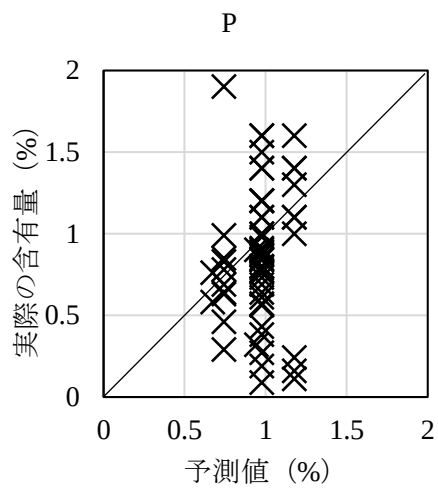
$$Ni(mg/kg) = -52 + (15 \quad 19 \quad 23 \quad 15 \quad -17) \begin{pmatrix} WC \\ BR \\ B \\ WW \\ Coal \end{pmatrix} + 0.084T \quad (\text{式 S3.23})$$

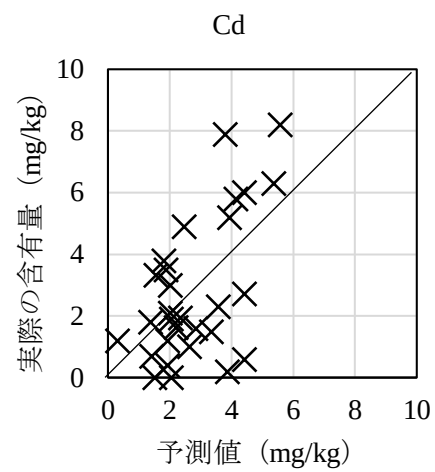
$$Se(mg/kg) = 2.6 + \begin{pmatrix} -2.4 & 2.0 & -1.4 & 1.8 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} \\ + \begin{pmatrix} -2.8 & -5.2 & 7.1 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} PKS \\ BR \\ B \end{pmatrix} + 0.0048T \quad (\text{式 S3.24})$$

$$Cd(mg/kg) = 0.29 + \begin{pmatrix} -1.6 & 0.98 & 1.5 & -0.87 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} BFB \\ CFB \\ SS \\ TS \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} -1.9 & 1.1 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} PKS \\ WW \end{pmatrix} \\ + 0.0035T \quad (\text{式 S3.25})$$

T : 燃焼温度 (°C)







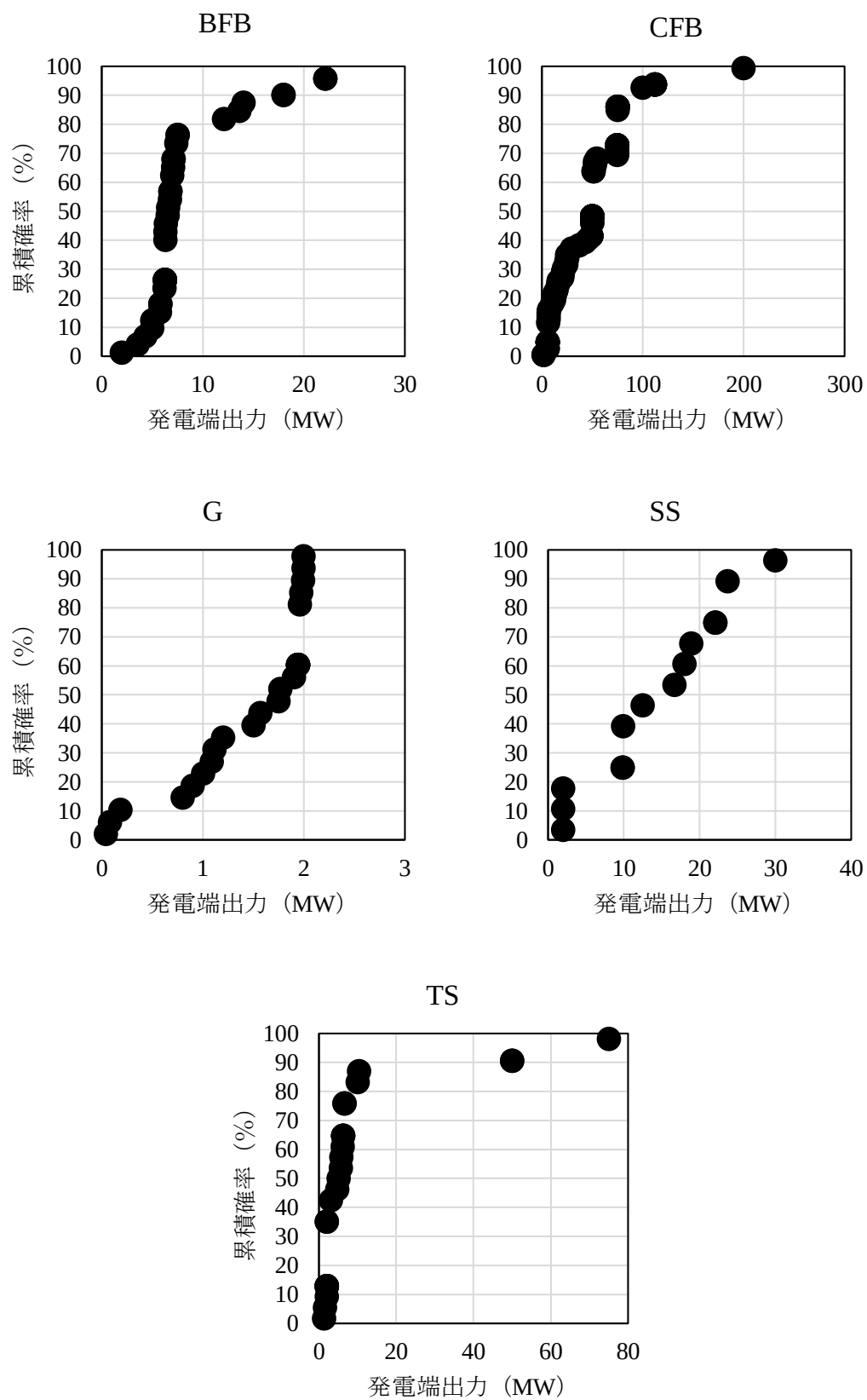
付録 3.5 回帰式による予測値と FA 中の実際の含有量

付録 4.1 アメリカにおける石炭灰のセメント原料利用の基準 (ASTM C618-23e1)

項目	基準値 Class N	基準値 Class F	基準値 Class C
$\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$	70%以上	50%以上	50%以上
CaO	-	18.0%以下	18.0%以上
SO ₃	4.0%以下	5.0%以下	5.0%以下
含水率	3.0%以下	3.0%以下	3.0%以下
強熱減量	10.0%以下	6.0%以下	6.0%以下

付録 4.2 欧州における石炭灰のセメント原料利用の基準 (EN 450-1:2012)

項目	基準値
CaO	10.0%未満
MgO	4.0%未満
P ₂ O ₅	5.0%未満
SO ₃	3.0%未満
Cl ⁻	0.1%未満
強熱減量	9.0%未満



付録 4.3 発電端出力の分布