

平成 26 年度

環境研究総合推進費補助金 研究事業

総合研究報告書

炭素同位体分析による

化石由来二酸化炭素排出量の

高精度推定手法の開発と適用

(3K123016)

平成 27 年 3 月

京都大学 平井 康宏

補助事業名 環境研究総合推進費補助金研究事業（平成 24 年度～平成 26 年度）

所管 環境省

国庫補助金 35,901,000 円（複数年度の総計）

研究課題名 炭素同位体分析による化石由来二酸化炭素排出量の高精度推定手法の開発と適用

研究期間 平成 24 年 4 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日

研究代表者名 平井康宏（京都大学）

研究分担者 酒井伸一（京都大学）

# 目次

## 総合研究報告書概要

### 本文

1. 研究の背景と目的.....	10
1.1. 廃棄物中化石由来炭素割合推定の現状 .....	10
1.2. 放射性炭素を用いたバイオマス炭素割合算出方法 ( <sup>14</sup> C 法) の原理.....	11
1.2.1. カーボン・デーティングの原理 .....	11
1.2.2. バイオマス炭素比率.....	11
1.2.3. pMC(percent Modern Carbon)について.....	12
1.3. 既往研究.....	14
1.3.1. <sup>14</sup> C 法 (焼却炉排ガス中 pMC 値測定) に関する既往研究.....	14
1.3.2. <sup>14</sup> C 法 (廃棄物バイオマス中 pMC 値推定) に関する既往研究.....	19
1.3.3. 手選別法と <sup>14</sup> C 法の比較に関する既往研究 .....	20
1.4. 本研究の目的と内容 .....	21
2. 手選別によるごみ組成調査の精度及び正確度の評価.....	23
2.1. 研究方法.....	23
2.1.1. 精度評価方法 .....	23
2.1.1.1. 調査方法概要 .....	23
2.1.1.2. バイオマス炭素比率計算方法 .....	23
2.1.1.3. 発熱量ベースのバイオマス比率計算方法 .....	24
2.1.2. 正確度評価方法 .....	25
2.1.2.1. 調査方法概要 .....	25
2.1.2.2. 手選別組成調査測定結果の補正方法.....	25
2.2. 結果と考察.....	27
2.2.1. 炭素量ベースでのバイオマス割合.....	27
2.2.1.1. 精度評価結果及び考察.....	27
2.2.1.2. 正確度評価結果および考察 .....	28
2.2.2. 発熱量ベースでのバイオマス割合.....	29
2.2.2.1. 精度評価結果及び考察.....	29
2.2.2.2. 正確度評価結果及び考察 .....	29

3.	焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の測定.....	31
3.1.	概要.....	31
3.2.	研究方法.....	31
3.2.1.	都市ごみ焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の時間的変動特性把握のためのサンプリング.....	31
3.2.1.1.	都市ごみ焼却炉での 1 時間および 8 時間サンプリング.....	31
3.2.1.2.	24 時間サンプリング.....	34
3.2.2.	焼却ごみ組成の違いの把握を目的としたサンプリング.....	36
3.2.3.	簡易化した装置での排ガスサンプリング.....	37
3.3.	研究結果と考察.....	40
3.3.1.	都市ごみ焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の時間的変動特性把握のためのサンプリング.....	40
3.3.1.1.	結果.....	40
3.3.1.2.	測定値の自己相関.....	42
3.3.1.3.	サンプリング時間がサンプリング誤差に与える影響.....	43
3.3.2.	焼却ごみ組成の違いの把握を目的としたサンプリング.....	44
3.3.3.	簡易化した装置での排ガスサンプリング.....	44
4.	都市ごみ中バイオマスの $^{14}\text{C}$ 割合推定.....	46
4.1.	$^{14}\text{C}$ 法におけるバイオマス中 $^{14}\text{C}$ 割合推定に関する課題.....	46
4.2.	研究方法.....	47
4.2.1.	全国各都市で利用可能な都市ごみ中バイオマスの $^{14}\text{C}$ 割合推定手法.....	47
4.2.2.	化石由来炭素複合バイオマスのバイオマス炭素比率推定.....	48
4.2.2.1.	紙類のバイオマス炭素比率推定.....	48
4.2.2.2.	紙おむつ類バイオマス炭素比率推定.....	53
4.2.3.	長寿命バイオマス中 $^{14}\text{C}$ 割合推定.....	57
4.2.3.1.	木製家具の pMC 推定.....	57
4.2.3.2.	紙類の pMC 推定方法.....	63
4.2.4.	都市ごみ中バイオマスの $^{14}\text{C}$ 割合推定精度評価.....	66
4.2.4.1.	概要.....	66
4.2.4.2.	パラメータ設定方法.....	66
4.3.	結果と考察.....	82
4.3.1.	都市ごみ中バイオマスの $^{14}\text{C}$ 割合推定結果.....	82
4.3.2.	ごみ組成の時間的変動を考慮した pMCbio の推定.....	83

4.3.3.	各パラメータが <i>pMC<sub>bio</sub></i> 推定値に与える影響の評価.....	84
4.3.4.	焼却施設ごとのごみ組成の違いによる影響に関する考察.....	86
5.	<sup>14</sup> C法全体の精度評価及び手選別法との比較.....	89
5.1.	評価方法.....	89
5.1.1.	炭素量ベースでのバイオマス割合.....	89
5.1.2.	発熱量ベースでのバイオマス割合.....	89
5.1.2.1.	概要.....	89
5.1.2.2.	<i>pMC</i> 測定値から発熱量ベースのバイオマス比率への換算方法.....	90
5.1.2.3.	パラメータ設定方法.....	93
5.2.	評価結果と考察.....	94
5.2.1.	炭素量ベースでのバイオマス割合.....	94
5.2.2.	発熱量ベースでのバイオマス割合.....	94
5.3.	手選別法との比較.....	94
5.3.1.	精度.....	94
5.3.2.	正確度.....	95
6.	結論.....	96
7.	参考文献.....	98
8.	研究発表・学会等発表.....	102
9.	知的財産権の取得状況.....	102

研究概要図

英文概要

## 環境研究総合推進費補助金 研究事業 総合研究報告書概要

**研究課題名：**炭素同位体分析による化石由来二酸化炭素排出量の高精度推定手法の開発と適用

**研究番号：**3K123016

**国庫補助金清算所要額：**35,901,000 円（複数年度の総計）

**研究期間：**平成 24 年 4 月 1 日～平成 27 年 3 月 31 日

**研究代表者名：**平井康宏（京都大学）

**研究分担者：**酒井伸一（京都大学）

### 研究目的

日本の温室効果ガス排出目録では、一般廃棄物焼却による化石由来 CO<sub>2</sub> 排出量を、ごみ中の廃プラスチック割合および合成繊維割合に、炭素含有率を乗じて推計している。この推計手法では、不均一試料である廃棄物からのサンプリングに起因する測定値のばらつきや、自治体財政を反映した組成調査回数の減少、ごみ組成調査での目視による素材判別の困難さ、が課題となっている。市町村では、プラスチックの分別リサイクルや発生抑制に取り組んでおり、これら施策の CO<sub>2</sub> 削減効果を定量化するニーズがあるが、従来の推計手法では誤差率が±7%程度と大きく、プラスチック分別率の向上等の効果を毎年把握・評価することはできていない。また、従来のごみ組成調査では、紙おむつ中の高分子吸収剤や木質ボード接着剤、コート紙の表面フィルムなどの化石由来炭素を見逃しており、ごみ焼却由来 CO<sub>2</sub> 排出量を数十万トン過少評価していると試算される。

これらの問題の解決策として、<sup>14</sup>C 法（質量数 14 の炭素同位体を分析し、化石由来炭素と生物由来炭素を区別する手法）が有力である。<sup>14</sup>C 法を焼却炉排ガスに適用する上では、解決すべき課題（1960 年代の大気核実験による攪乱の影響に対する補正、排ガスサンプリングの長さおよび頻度の最適化、低コスト化）がある。

本研究は、化石由来炭素と生物由来炭素とを識別する手法である <sup>14</sup>C 法を日本のごみ焼却炉排ガスに適用し、化石由来 CO<sub>2</sub> 排出量の正確な把握に寄与することを目的とした。具体的には、以下に取り組んだ。

- 1) ごみ焼却炉からの化石由来 CO<sub>2</sub> 排出量の正確な把握

現状の±7%（年4回の手選別ごみ組成調査）に比べ、大幅な精度の改善を目指した。焼却炉排ガス中の生物由来炭素の割合（バイオマス度）は、「焼却炉排ガス炭素中の<sup>14</sup>C割合÷生物系廃棄物炭素中の<sup>14</sup>C割合」で求められる。測定精度を高めるために、分子と分母の精度の向上に取り組んだ。平成24年度は分母の精度向上のため、木くずおよび紙くず（長寿命バイオマスであり、1960年代の大気核実験の影響を受けている）向けの補正係数を、樹木成長・住宅寿命モデル等を構築して求めた。平成25年度は分子の精度向上のため、サンプリング誤差の制御、すなわち排ガス中<sup>14</sup>C割合の時間変動特性の把握に取り組んだ。平成26年度は、分母・分子の精度向上を踏まえ、<sup>14</sup>C法全体での精度の評価ならびに、従来手法である手選別法との精度比較に取り組んだ。また、廃棄物組成の異なる焼却施設において、<sup>14</sup>C法による化石由来CO<sub>2</sub>排出量推定値を比較し、本手法により違いを捉えることが可能であるか検証した。

## 2) 測定コストの低減

手選別法（1測定あたり12万円程度）よりも低コストな測定を可能とすることを目指した。測定コスト＝（AMS法による<sup>14</sup>C測定単価＋サンプリング費）×測定回数 であり、<sup>14</sup>C測定単価の低減は困難なことから、サンプリング費の低減および測定回数の削減に取り組んだ。

## 研究方法

### 都市ごみバイオマス中の<sup>14</sup>C割合推定

廃棄物中バイオマスの<sup>14</sup>C/<sup>12</sup>C比率（pMC値）は、ごみ組成ごとのpMC値をバイオマス炭素含有量で加重平均することにより、求めることができる（式1）。つまり、ごみ組成比率、ごみ組成別バイオマス炭素含有率、ごみ組成別pMC値を求めれば良い。

$$pMC_{bio} = \frac{\sum_i pMC_i \cdot C_{bio,i} \cdot M_i}{\sum_i C_{bio,i} \cdot M_i} \quad (1)$$

pMC<sub>bio</sub>：廃棄物中バイオマスの<sup>14</sup>C/<sup>12</sup>C比率（pMC値）

pMC<sub>i</sub>：廃棄物組成iの<sup>14</sup>C/<sup>12</sup>C比率（pMC値）

C<sub>bio, i</sub>：廃棄物組成iのバイオマス炭素含有率（乾重基準） [kg-C<sub>bio</sub>/kg-dry]

M<sub>i</sub>：廃棄物組成iの乾重比率 [kg-dry/kg-dry]

### <複合素材組成調査>

既往のごみ組成調査においては、バイオマス由来廃棄物と化石由来廃棄物との区分が不十分であるため、紙おむつ、パーティクルボード、塗工紙などの複合素材を対象として、組成調査を実施した。

### <モデル群によるごみ組成別 pMC 推定>

木材製品（木造住宅、木製家具）、紙類（紙、板紙）、畳を対象として、大気中 pMC の推移から、木材中、製品中、廃棄物中 pMC を推定するモデル群を構築し、これら廃棄物バイオマスの pMC 値を推定した。モデル群は、大気中 pMC 推移モデル、樹木成長モデル、伐採時樹齢分布モデル、製品寿命分布モデル、古紙循環モデルで構成し、モデルパラメータは、アンケート調査および文献調査により設定した。また、廃棄物組成別の pMC 値を実測し、モデル推定値と比較した。

### <廃棄物バイオマスの平均 pMC 推定と不確実性の評価>

上記の結果を踏まえ、廃棄物バイオマス全体の  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率を推定した。推定値の不確実性を評価するため、各要素に確率分布を仮定してシミュレーションを行ない、信頼区間を求めた。

### 焼却炉排ガス中の $^{14}\text{C}$ 割合測定

排ガス中  $^{14}\text{C}$  割合の時間的変動特性の把握を目的として京都市東北部クリーンセンター（以下クリーンセンターを CC と略す）で排ガスサンプリングを行った。サンプリング時間を 24 時間とした連続排ガス試料採取を 25 日間連続で行った。図 1 に、このサンプリングで使用した装置の模式図を示した。また、都市ごみとごみ組成が大きく異なる兵庫県内の産業廃棄物焼却施設での排ガスサンプリングを行うことによって、 $^{14}\text{C}$  法がごみ組成の違いを反映できるかの確認を試みた。

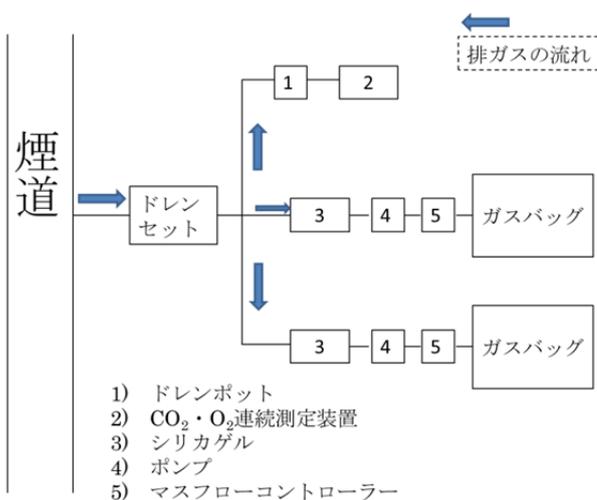


図 1 24 時間連続排ガス試料採取で使用したサンプリング装置模式図

### $^{14}\text{C}$ 法の精度評価・手選別法との比較

誤差伝播則より、 $^{14}\text{C}$  法全体のバイオマス炭素比率の相対標準偏差(RSD)を式(2)で求めた。

$$RSD^2(F_{bio}) = RSD^2(pMC_{gas}) + RSD^2(pMC_{bio}) \quad (2)$$

焼却炉排ガス中の  $^{14}\text{C}$  割合 ( $pMC_{gas}$ ) 及び都市ごみ中バイオマスの  $^{14}\text{C}$  割合 ( $pMC_{bio}$ ) の精度を評価することで、 $^{14}\text{C}$  法全体の精度評価を行うことができる。 $pMC_{gas}$  については、京都市東北部 CC で実施した約 1 か月間の連続サンプリングの測定結果から、1 か月に 1 度

排ガスを採取した場合の月平均値に対する相対誤差を評価した。また、 $pMC_{bio}$ 計算に使用した各パラメータの精度を設定し、モンテカルロシミュレーションを行うことによって、 $pMC_{bio}$ の推定精度の評価を行った。

また、 $pMC$ 測定値を発熱量ベースでのバイオマス比率に換算する方法を導出した。換算式は式(3)、(4)である。ただし $\eta_{bc}$ が $^{14}C$ 法によるバイオマス炭素比率測定値、 $c_{fossil}$ は化石由来廃棄物の炭素重量割合、 $B_C$ はバイオマス廃棄物の炭素重量割合、 $B_H$ はバイオマス廃棄物の1 kgあたりの発熱量、 $x_{in}$ は不燃物類の重量割合、 $w$ は水分割合を表す。

$$\eta_{bH} = \frac{H_{lb}}{H_l} = 1 - \frac{\left\{36000 - 2500 \times \left(\frac{0.27}{1-0.27}\right)\right\} \times (1-w) \times x_{fossil}}{\{(1-x_{fossil}-x_{in})B_H + 36000x_{fossil}\} \times (1-w) - 2500w} \quad (3)$$

$$x_{fossil} = \frac{B_C(1-x_{in})(1-\eta_{bc})}{B_C(1-\eta_{bc}) + \eta_{bc}c_{fossil}} \quad (4)$$

現行の手法である手選別ごみ組成調査の測定結果の精度を評価するために、四分法による縮分後の5つのごみ試料のバイオマス比率（炭素量ベース及び発熱量ベース）を測定した。「紙類」、「繊維類」、「合成樹脂、ゴム・皮革類」、「木・竹・わら類」、「厨芥類」、「その他（細塵）」の6項目に分類した。調査結果は湿重量で得られたため、京都市で実施された既往の調査<sup>5)</sup>から水分割合を設定し、乾重量比を求めた。さらに、同日に手選別ごみ組成調査と排ガス採取を行い、手選別法と $^{14}C$ 法の測定結果を比較した。

### 測定コストの低減に向けた簡易サンプリング

サンプリング装置を簡易化するために排ガス測定装置の出口ガスのサンプリングを行った。この出口ガスを利用することで、水分除去等の前処理済みの排ガスを利用できる・排ガス採取機材の取り付けが容易になるといった簡易化が可能になる。この出口ガスを用いた場合に煙道から直接採取した場合と同等の結果が得られるかを確認するために、分析装置入口・出口両方でのサンプリングを行った。

## 結果と考察

### 都市ごみバイオマス中の $^{14}C$ 割合推定

<複合素材組成調査による都市ごみ中バイオマス炭素割合の推定>

乳児用紙おむつ8製品、大人用紙おむつ6製品、(のべ33試料)の素材構成調査により、製品中の化石由来炭素含有率は29%であり、現在日本の温室効果ガス排出インベントリの算定に使われているIPCCデフォルト値(7%)の約4倍であることが明らかになった。

このほか、塗工紙：非塗工紙、パーティクルボード：一般木くず、合成繊維：天然繊維、スタイロ畳：わら畳の比率などを明らかにした(2012年度)。

表 1：乳児用および大人用紙おむつの素材構成調査結果平均および化石由来炭素割合

素材	重量割合	重量割合	素材中	製品中	化石由来	生物由来
	全体平均	標準偏差	炭素割合	炭素割合	炭素	炭素
紙・綿状パルプ	55.9%	14.3%	44.4%	24.8%		24.8%
不織布・プラスチック	25.8%	13.4%	85.7%	22.1%	22.1%	
高分子吸収剤	18.3%	5.1%	38.3%	7.0%	7.0%	
	100.0%			54.0%	29.1%	24.8%

< 建築廃木材・廃家具中 pMC >

2010年に廃棄される建築廃木材の pMC 値は約 110 と推定され、今後は 2020 年までに 127 程度まで上昇すると試算された（図 2）。また、2010年に廃棄される廃家具の pMC 値は、約 120 と推定され、今後は 2020 年までに 118 程度まで低下すると試算された（図 3）。住宅に使われる木材は家具用木材よりも樹齢が長く、住宅自体の寿命も家具よりも長いため、大気核実験の影響が建築廃木材の pMC に現れるまでにより長い潜伏期を持つのに対し、廃家具においては既に大気核実験の影響のピークを過ぎていると言える。

また、輸入材を考慮することで、国産材のみを考慮した推定値に比べ pMC 値が低下した。これは、マレーシア・インドネシアの比較的樹齢の若い木材の割合が高くなり、近年の大気中 pMC の低下をより早く反映したためと考えられる。

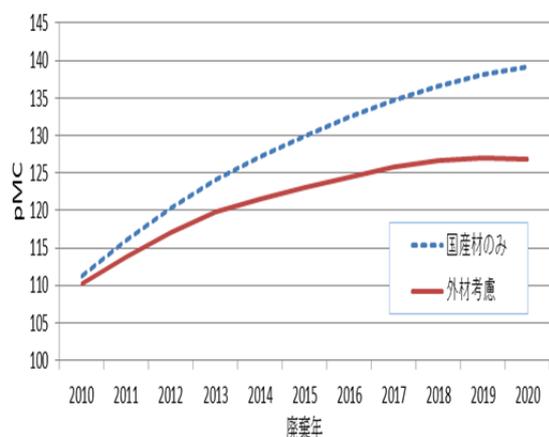


図 2：建築廃木材の廃棄年別 pMC 値の推定結果（2010 年～2020 年）。点線は国産材のみを考慮した場合で、実線は輸入材も考慮した場合の推定結果。

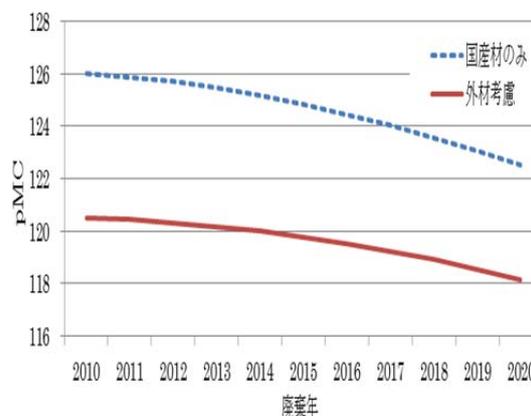


図 3：廃家具の廃棄年別 pMC 値の推定結果（2010 年～2020 年）。点線は国産材のみを考慮した場合で、実線は輸入材も考慮した場合の推定結果。

< 廃棄物バイオマスの平均 pMC 推定と不確実性の評価 >

都市ごみ中バイオマスの  $^{14}\text{C}$  割合 ( $pMC_{bio}$ ) 分布推定結果を図 4 に示す。ごみ組成の異なる焼却施設（京都市東北部クリーンセンター、福島県西白河クリーンセンター）の  $pMC_{bio}$  を

計算することによって、ごみ組成の違いが推定値に与える影響を評価した。計算に使用した両施設のごみ組成を表 2 に示す。京都市東北部 CC 推定結果の平均値は 106.71%、標準偏差は 0.87%であり、福島県西白河 CC 推定結果の平均値は 108.44%、標準偏差は 1.84%であった。この結果から、ごみ組成の違いによって  $pMC_{bio}$  推定値に違いが生じるため、 $pMC_{bio}$  の推定においては、各焼却施設のごみ組成を反映することの必要性が確認された。また、スイスの都市ごみ  $pMC_{bio}$  を推定した既往研究<sup>6)</sup>では、2015 年の推定値として 109.2% を報告しており、本研究の推定結果よりも高かった。本研究の推定値との違いの原因は、木くずの割合が本研究の方が低かったこと及び紙の原料木材の樹齢設定値が本研究の方が低かったことが考えられる。

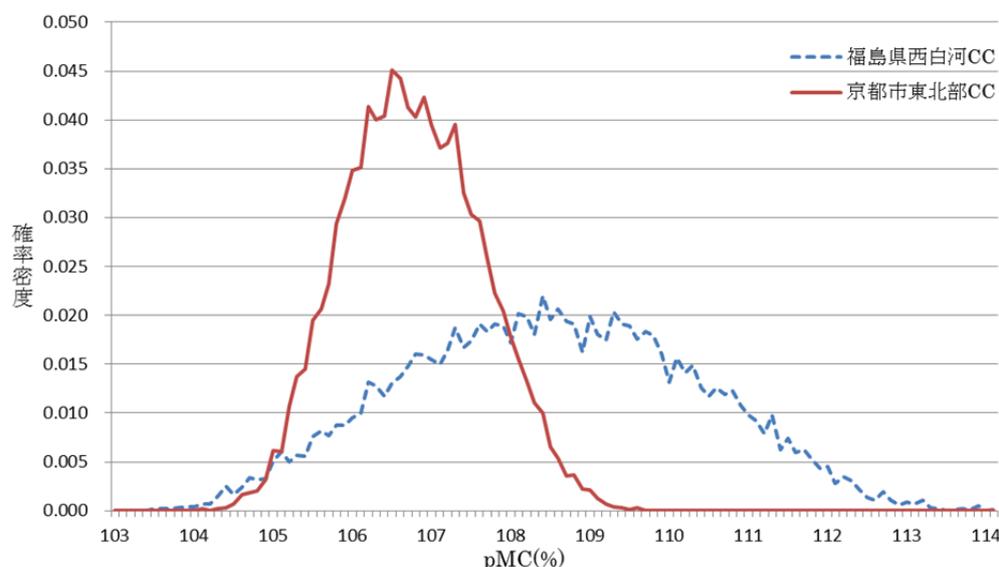


図 4 京都東北部 CC 及び福島県西白河 CC ごみ組成データを使用した  $pMC_{bio}$  推定結果

表 2  $pMC_{bio}$  計算に使用したごみ組成データ

単位：乾重量比(%)

物理組成	紙類	繊維類	合成樹脂、ゴム・皮革類	木・竹・わら類	厨芥類	不燃物類	その他
京都市東北部CC	50.1	7.0	14.8	6.6	13.9	5.9	1.7
福島県西白河地方CC	29.6	2.9	17.6	39.2	9.3	0.6	0.4

#### 焼却炉排ガス中の $^{14}C$ 割合測定

2013 年 11 月に採取した 25 試料（24 時間サンプリング）の  $pMC$  値測定結果グラフを図 5 に示した。平均値は 67.1%、標準偏差は 0.735%であった。また、10 次までの自己相関係数について相関がないという帰無仮説を有意水準 5% で棄却できず、サンプル間には特に強い自己相関は存在しないことが分かった。

表 3 に 2013 年 12 月に産業廃棄物焼却炉で採取した排ガス試料の  $pMC$  値測定結果を示す。表中の±の後の数値は  $pMC$  測定方法の測定誤差である。産業廃棄物焼却施設  $pMC$  測定値は都市ごみ焼却施設の測定値よりも大幅に低く、 $^{14}C$  法がごみ組成の違いを反映することを確認した。

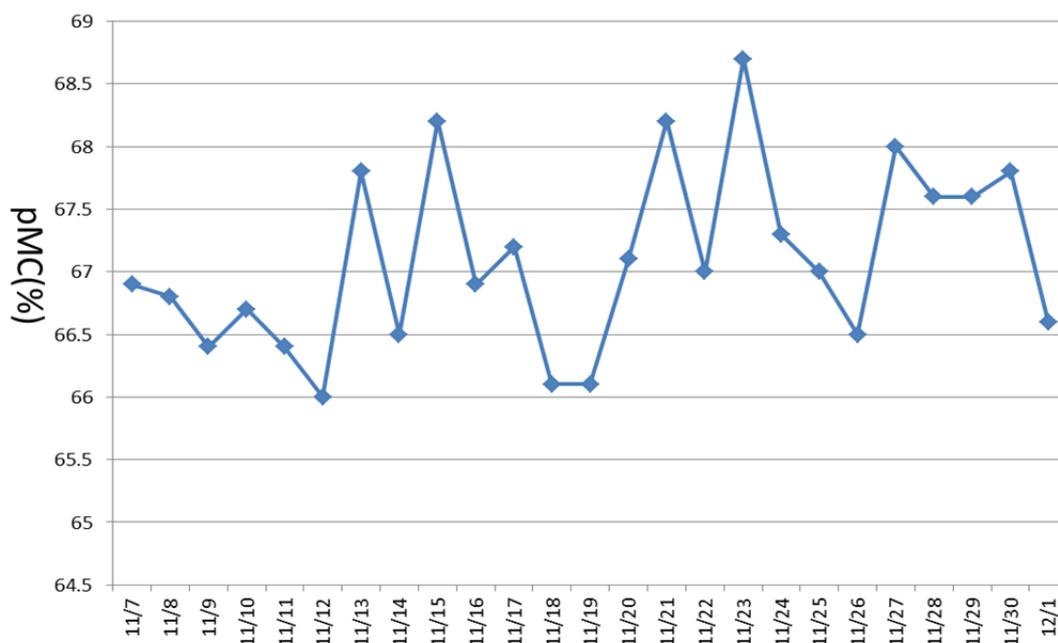


図 5 都市ごみ焼却炉排ガス 24 時間サンプル 25 回の pMC 測定結果 (2013 年 11 月)

表 3 産業廃棄物焼却施設サンプル測定結果

サンプリング実施日	2013年12月12日	12月12日	12月13日	12月13日	12月13日
サンプリング時間	10:05-11:15	11:30-12:30	12:10-12:45	13:00-13:50	14:00-15:00
採取ガス流量(ml/min)	30	30	30	30	200
pMC(%)	21.0±0.1	22.2±0.1	24.6±0.1	19.9±0.1	15.7±0.1

#### 14C 法の精度評価・手選別法との比較

14C 法によるバイオマス割合の推定値の標準偏差は、炭素量ベース・発熱量ベースともに手選別法よりも低く、精度は 3~4 倍程度向上すると評価された (表 4)。手選別法においては、繊維類を合成繊維も含めて全量バイオマスとしてカウントしており、バイオマス割合を高く見積もるバイアスがある。繊維、紙おむつ、塗工紙について、補正を加えることで、14C 法のバイオマス比率に近づいた。

表 4 14C 法と手選別法の精度・正確度の比較

	14C 法	手選別法	
		補正前	補正後
バイオマス比率測定値 (炭素量ベース)	61.8±1.4%	69.0±6.0%	58.8%
バイオマス比率測定値 (発熱量ベース)	51.1±2.0%	59.3±7.1%	50.7%

## 測定コストの低減に向けた簡易サンプリング

図 6 に、産業廃棄物焼却施設で採取した排ガス測定装置入口・出口ガスサンプルの測定結果を示した。排ガス測定装置出口ガスの pMC 測定値は真値と考えられる入口ガスの pMC 測定値と測定誤差(±0.1%)の範囲内で一致していた。また、都市ごみ焼却施設でも同様の測定結果が得られた。これらの結果から、排ガス測定装置出口ガスは pMC 値測定試料として使用可能であることを確認した。

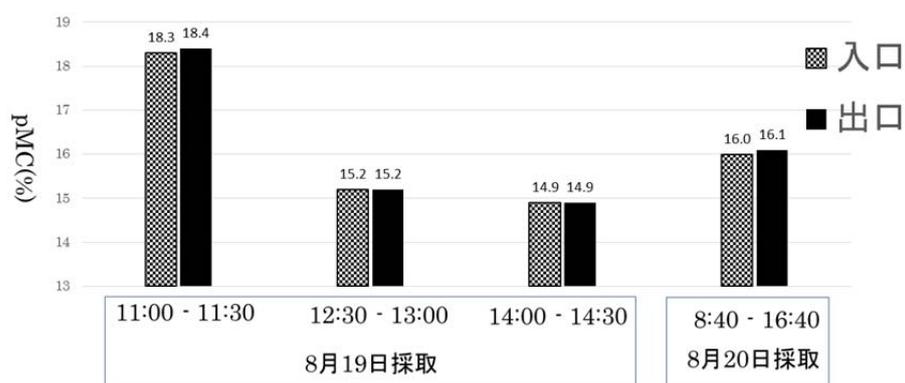


図 6 産業廃棄物焼却施設 排ガス測定装置入口・出口ガスサンプル測定結果

## 環境政策への貢献

廃棄物焼却からの化石由来 CO<sub>2</sub> 排出量や、ごみ発電のバイオマス割合を、従来の手選別法に比べて 3~4 倍の精度で推定する手法を提示した。本研究成果は、温室効果ガス排出インベントリへの反映や、FIT 制度におけるごみ発電割合の算定方法への反映が期待される。

また、研究の部分的な成果として、温室効果ガス排出インベントリの算定に用いることができる排出係数・パラメータ（紙おむつの化石炭素含有率：現状採用しているデフォルト値 7%→実測結果 29%、塗工紙の化石炭素含有率の根拠を持った推定値など）を多く生み出した。

## 研究成果の実現可能性

欧州では、EU-ETS 等におけるごみ発電のバイオマス割合の算定法として <sup>14</sup>C 法が認められている。日本で適用する上で課題となる、廃棄物バイオマスの pMC 値の算定について、自治体が保有するごみ組成調査データ（FIT 調査での 6 区分）を用いて、各自治体向けの算定が可能な方法を開発し、適用可能であることを示した。

もう 1 つの課題である、コストの低減について、排ガス監視装置出口排ガスを用いたサンプリングの簡易化が可能であり、煙道から採取する場合と同等の結果を得られることを示した。

今後、<sup>14</sup>C 法の廃棄物焼却炉排ガスへの適用が進むことが期待される。

## 結論

本研究では高精度な都市ごみ中バイオマス比率の推定方法として、 $^{14}\text{C}$ 法に注目し、手法の持つ課題の解決及びその測定精度の評価を行った。また、現行の手選別組成調査法との比較も行った。

焼却炉排ガス中の $^{14}\text{C}$ 割合測定に関する課題としては、 $^{14}\text{C}$ 割合の時間的変動特性の把握、焼却ごみ組成の違いを反映できるかの確認、サンプリングコストの低減の3つを挙げた。それらの解決の為に、3種類の実機での排ガスサンプリングを行った。京都市東北部クリーンセンターで行った連続的な排ガスサンプリング結果から、24時間の排ガスサンプリングを月に1度行えば、焼却炉排ガス中の $^{14}\text{C}$ 割合の月平均値を相対誤差1.09%で推定できることが分かった。また、都市ごみ焼却炉と産業廃棄物焼却炉の排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合測定結果から、 $^{14}\text{C}$ 法が焼却ごみ組成の違いを反映できることが確認された。さらに、排ガス分析装置出口ガスと煙道排ガスの $^{14}\text{C}$ 割合測定結果から、排ガス分析装置出口ガスも排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合測定試料として利用可能であることが確認された。排ガス分析装置出口ガスの利用により、サンプリング機材の簡易化が可能であり、サンプリングコストの低減が期待できる。

全国各焼却施設の都市ごみバイオマス中の $^{14}\text{C}$ 割合を推定するために、全国で統一的に実施されているごみ組成調査結果を使用できる $p\text{MC}_{\text{bio}}$ 推定方法を導出した。各パラメータの精度を評価し、 $p\text{MC}_{\text{bio}}$ を計算した結果、平均値は106.71%、標準偏差は0.87%であった。これは京都市東北部クリーンセンターのごみ組成を利用した結果である。木・竹・わら類焼却割合が、一般廃棄物焼却施設の中で最大であった福島県西白河クリーンセンターの $p\text{MC}_{\text{bio}}$ についても同様の計算を行った結果、平均値は108.44%、標準偏差は1.84%となった。両者の結果から、ごみ組成の違いによって $p\text{MC}_{\text{bio}}$ 推定値に違いが生じるため、 $p\text{MC}_{\text{bio}}$ の推定においては各焼却施設のごみ組成を反映することの必要性が確認された。

上述した焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の測定精度結果及び都市ごみバイオマス中 $^{14}\text{C}$ 割合の推定精度結果を用いて、 $^{14}\text{C}$ 法全体の精度を計算した。1か月に1度、24時間サンプリングした排ガス中の $^{14}\text{C}$ 割合測定結果から計算したバイオマス炭素比率の月間平均値に対する相対誤差は1.36%である。さらに、 $p\text{MC}$ 測定値から換算した発熱量ベースのバイオマス比率の月間平均値に対する相対誤差は1.99%であると推定された。

四分法による縮分後の5つのごみ試料のバイオマス比率を手選別法によって測定した結果、相対誤差は炭素量ベースで6.03%、発熱量ベースで7.07%であった。測定試料にできるごみ量の違いを反映して、 $^{14}\text{C}$ 法よりも精度が低くなっていることが確認された。また、同日に行った手選別調査結果と $^{14}\text{C}$ 法の測定結果を比較すると、 $^{14}\text{C}$ 法の結果が約8%低い値となった。手選別調査結果に化石由来炭素複合バイオマスの補正を行ったところ、繊維類中の合成繊維割合の補正が大きな影響を与えることが確認された。

## 1. 研究の背景と目的

### 1.1. 廃棄物中化石由来炭素割合推定の現状

都市ごみは紙・厨芥・草木などのバイオマス廃棄物とプラスチック製品などの化石由来廃棄物の混合物である。バイオマス廃棄物は成長する過程で光合成によって大気中の CO<sub>2</sub> を吸収している。そのため、焼却処理を行い CO<sub>2</sub> が排出されたとしても、ライフサイクル全体でみると CO<sub>2</sub> 収支はゼロになり、この性質はカーボンニュートラルと呼ばれる。他方、化石由来廃棄物を焼却処理した際に発生する CO<sub>2</sub> は直接地球温暖化に寄与する。このような環境負荷に対する性質の違いから、都市ごみ中のバイオマス由来炭素と化石由来炭素の割合を正確に推定する必要がある。日本の温室効果ガス排出量算定方法においては、一般廃棄物中のプラスチック等の焼却量にプラスチックの炭素含有率等から設定した排出係数を乗じることによって、一般廃棄物の焼却に伴う化石由来 CO<sub>2</sub> 排出量を求めている [1]。また、ごみ処理施設における廃棄物発電においても焼却ごみ中のバイオマス廃棄物割合の算定が必要である。日本で 2012 年 7 月 1 日にスタートした「再生可能エネルギーの固定価格買取制度」では、バイオマス発電の設備認定について「バイオマス比率を的確に算定できる体制を担保するとともに毎月 1 回当該バイオマス比率を算定できる体制を整えること」 [2] という条件が定められている。このような再生可能エネルギーに関する観点からも、ごみ中の化石由来廃棄物割合の測定に対するニーズが高まっている。

現在日本では、都市ごみ中化石由来廃棄物の割合の測定は、手選別でのごみ組成調査に基づいている。日本の手選別ごみ組成調査方法としては、環整 95 号によるごみ質の分析方法 [3] がある。この方法では初期試料量 200 kg 以上を縮分した 5~10 kg の試料を乾燥させ、以下の物理組成 6 項目に分類する。① 紙・布類、② ビニール・合成樹脂・ゴム・皮革類、③ 木・竹・わら類、④ 厨芥類(動物性残渣、卵殻、貝殻を含む)、⑤ 不燃物類、⑥ その他(孔眼寸法約 5 mm のふるいを通したもの)。また、自治体によっては、分類項目をより細かくした調査も行われている。

しかし、この手選別でのごみ組成調査には、①ごみの不均質さによる精度の低さ、②化石由来・生物由来炭素の判別困難さによる結果の不正確さ、といった問題点が存在する。手選別によるごみ組成調査では代表性を確保できるだけのごみ量を採取することは困難であるため、測定精度に問題が生じる。また、廃棄物の中には目視では化石由来か生物由来かの判別が困難なもの(バイオマスプラスチックや天然・合成繊維)や化石由来と生物由来両方の素材で構成されているもの(紙おむつや塗工紙)が存在する。これらの廃棄物の存在により、手選別のごみ組成調査結果は、バイアスを含むこととなる。以上のような理由から都市ごみ中のバイオマス廃棄物の割合をより正確かつ高精度に把握できる手法を開発する必要がある。

海外においても、現行の都市ごみ中バイオマス廃棄物の測定方法の持つ正確性等についての研究がなされており [4][5]、ごみ中のバイオマス廃棄物割合を精度よく算定する方法として <sup>14</sup>C 法が注目されている。<sup>14</sup>C 法は放射性炭素同位体を利用することにより、化石

由来炭素とバイオマス由来炭素を正確に区別する方法である。また、都市ごみ焼却炉排ガスに  $^{14}\text{C}$  法を適用することによって手選別のごみ調査よりも大量の廃棄物を試料として扱うことができる。1.2 節では、この  $^{14}\text{C}$  法の原理について説明する。

## 1.2. 放射性炭素を用いたバイオマス炭素割合算出方法 ( $^{14}\text{C}$ 法) の原理

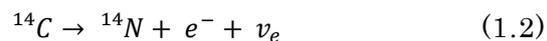
本節ではバイオインダストリー協会の報告書 [6]を参考に  $^{14}\text{C}$  法の原理について概説した。

### 1.2.1. カーボン・デーティングの原理

放射性炭素( $^{14}\text{C}$ )は宇宙由来の中性子( $n$ )が窒素( $^{14}\text{N}$ )に衝突し、陽子( $p$ )を放出することによって生成する。



生成した  $^{14}\text{C}$  は地球大気中では酸素 ( $\text{O}_2$ ) によって酸化され二酸化炭素 ( $^{14}\text{CO}_2$ ) になり、地上及び海中の動植物によって取り込まれるが、 $\beta$ -崩壊により経時的に  $^{14}\text{N}$  に変換する。



(1.2)式で表される  $\beta$ -崩壊によって、 $^{14}\text{C}$  は 5,730 年かけて半減する。動植物は生存時には呼吸などを通して外界の炭素を取り込むため  $^{14}\text{C}$  比率は一定である。しかし、死亡後に外界との接触がなくなると、 $^{14}\text{C}$  比率は低下していく。そのため数十万年前に活動していた動植物の遺骸においては、ほぼすべての  $^{14}\text{C}$  は  $^{14}\text{N}$  に変換しており、 $^{14}\text{C}$  は実質的に存在しない。つまり、太古に生息した有機物から生成された原油、及び原油由来の物質中には  $^{14}\text{C}$  は存在しない。このため  $^{14}\text{C}$  の残存量から物質の年代を決定することができる。

### 1.2.2. バイオマス炭素比率

(1.1)式の反応で生成した  $^{14}\text{C}$  は質量数 12 の安定炭素 ( $^{12}\text{C}$ ) の  $10^{-12}$  のオーダーで存在している。したがってこの存在量を基準にして現代の  $^{14}\text{C}$  濃度を考えると、太古に形成された原油中では 0%、現代の動植物などでは 100%となる。本研究で対象とする都市ごみに関して言えば、都市ごみは化石由来物質とバイオマスが混在する試料であるのでバイオマスの割合に応じた  $^{14}\text{C}$  濃度になる。

本研究では、バイオマス割合の表し方として、主に二つの定義を用いた。一つ目は対象試料中全炭素量に対するバイオマス炭素量の割合を表す「バイオマス炭素比率」である。

「バイオマス炭素比率」は式(1.3)で定義される。

$$\text{バイオマス炭素比率} = \text{バイオマス炭素量} / \text{全炭素量} \quad (1.3)$$

二つ目は発熱量ベースのバイオマス割合を表す「バイオマス発熱量割合」である。ごみ処理施設における廃棄物発電においては焼却ごみ中のバイオマス廃棄物割合の算定が必要である。この場合は、炭素量ベースではなく、発電に寄与する発熱量ベースでのバイオマス割合の算定が必要である。この発熱量ベースのバイオマス割合の算定方法として、電気事業者による新エネルギー等の利用に関する特別措置法（RPS法）の施行規則第7条第2項に定められるバイオマス比率の算定方法がある。2012年7月にRPS法が廃止され、固定価格買取制度（FIT制度）に移行した後も、この算定方法に準拠することとされている [7]。発熱量ベースのバイオマス比率 $\eta_{bH}$ の算出式は式(1.4)の通りである

$$\eta_{bH} = \frac{H_{lb}}{H_l} \quad (1.4)$$

$$H_l = (16000x_{pa} + 17300x_{ga} + 17900x_{wo} + 18100x_{cl} + 36000x_{pl}) \times (1 - w) - 2500w$$

$$H_{lb} = H_l - \left\{ 36000 - 2500 \times \left( \frac{0.27}{1 - 0.27} \right) \right\} \times (1 - w) \times x_{pl}$$

式中の変数および定数は、以下の意味を持つ。

$H_l$  : 廃棄物 1 kg あたりの廃棄物全体の湿ベース低位発熱量 [kJ/kg]

$H_{lb}$  : 廃棄物 1 kg 中のバイオマス部分の湿ベース低位発熱量 [kJ/kg]

16000: 紙類の低位発熱量 (乾ベース) [kJ/kg]	$x_{pa}$ : 紙類の重量比 (乾ベース) [kJ/kg]
17300: 厨芥類の低位発熱量 (乾ベース) [kJ/kg]	$x_{ga}$ : 厨芥類の重量比 (乾ベース) [kJ/kg]
17900: 草木類の低位発熱量 (乾ベース) [kJ/kg]	$x_{wo}$ : 草木類の重量比 (乾ベース) [kJ/kg]
18100: 布類の低位発熱量 (乾ベース) [kJ/kg]	$x_{cl}$ : 布類の重量比 (乾ベース) [kJ/kg]
36000: プラスチック類の低位発熱量 (乾ベース) [kJ/kg]	$x_{pl}$ : プラスチック類の重量比 (乾ベース) [kJ/kg]
2500: 水の蒸発潜熱 [kJ/kg]	$w$ : 全体の水分比率 (湿ベース) [kg/kg]
0.27: プラスチック類の水分比率 (湿ベース) [kg/kg]	

### 1.2.3. pMC(percent Modern Carbon)について

#### (ア) pMC の定義

pMC という単位が放射性炭素測定の実験結果の報告などにおいて用いられる。pMC は 1950 年の  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率を 100 としたときの、検体(sample)の  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  の相対比率で、式(1.5)で定義される。

$$pMC = \frac{{}^{14}C_{sample}/{}^{12}C_{sample}}{{}^{14}C_{1950}/{}^{12}C_{1950}} \quad (1.5)$$

(イ) 廃棄物中バイオマスの pMC 値

廃棄物バイオマスの pMC 値を考えるとときには 1950 年代に始まった大気圏内核実験の影響 [8] を考慮に入れる必要がある。核実験により大量に放出された中性子 (n) が  ${}^{14}\text{N}$  に衝突し、大気中に大量の  ${}^{14}\text{C}$  が生成した。その影響により、大気中の pMC 値は、1950 年代から 1960 年代前半にかけて急上昇し、1963 年に約 200 に達した。その後、海洋との炭素交換や、化石燃料の消費による希釈効果により、大気中 pMC 値は減少した (図 1.1)。2011 年の大気中 pMC 値は約 104 であり、現在も年率 0.4% で減少している。

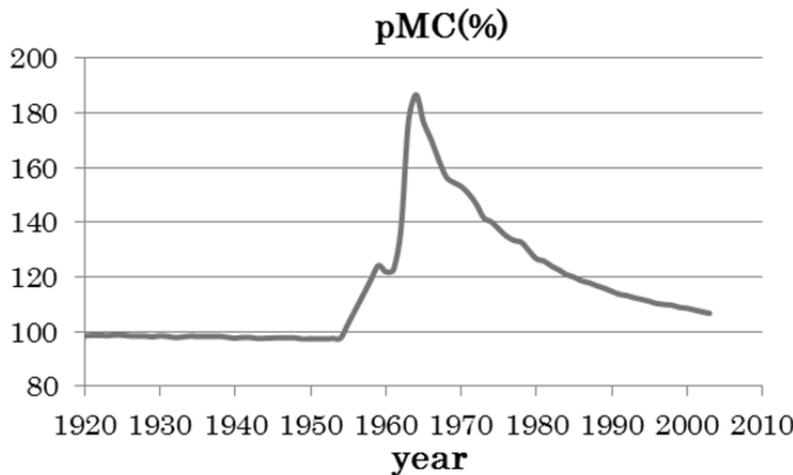


図 1.1 大気中 pMC の経年変化 [9]

この影響を反映し、現代バイオマス物質の pMC 値としては 100%ではなく、105%(米国 2010 年 : ASTM D6866-10 [10])や 104%(ISO13833:2013 [11])といった値が使用されている。これらは短寿命のバイオマスを想定した pMC 値であり、長寿命のバイオマスを原料とする紙類・木製製品などでは、さらに pMC 値が高くなる [12, 17]。

(ウ) バイオマス比率と pMC 値の関係

式(1.3)で定義したバイオマス炭素比率は pMC の定義より式(1.6)のように表せる。

$$\text{バイオマス炭素比率} = pMC(\text{検体物質})/pMC(\text{バイオマス}) \quad (1.6)$$

また、pMC から、式(1.4)の発熱量ベースのバイオマス比率へは、廃棄物組成別の元素組成等を用いて換算することが可能である。この換算については、5.1.2 項で述べた。

### 1.3. 既往研究

本節では、国内外の既往研究をレビューする。まず、 $^{14}\text{C}$ 法の研究状況の紹介を行う。 $^{14}\text{C}$ 法ではバイオマス炭素比率は式(1.6)で表現でき、ごみ焼却施設に適用する場合には「 $\text{pMC}(\text{排ガス})/\text{pMC}(\text{廃棄物バイオマス})$ 」を求めることとなる。このため、都市ごみ中バイオマス炭素比率を算出するには、分子にあたる  $\text{pMC}(\text{排ガス})$  及び、分母にあたる  $\text{pMC}(\text{廃棄物バイオマス})$  の両者を測定する必要がある。以下の既往研究紹介では、まず、排ガス中  $\text{pMC}$  値測定について述べ、次に、廃棄物バイオマス中  $\text{pMC}$  値推定について紹介した。最後に、 $^{14}\text{C}$ 法と手選別法等との測定結果の正確性・精度等を比較した研究を紹介した。

#### 1.3.1. $^{14}\text{C}$ 法（焼却炉排ガス中 $\text{pMC}$ 値測定）に関する既往研究

排ガスの  $\text{pMC}$  値の測定については、廃棄物焼却施設での測定事例が、近年増えつつある (Mohn ら(2008) [12]、Palstra and Meijer(2010) [14]、平井・酒井(2010) [16]、Mohn ら(2012) [13]、Larsen ら(2013) [15]、Muir ら(2015) [4])。

Mohn ら(2008) [12] は、チューリッヒのごみ発電施設 3 施設において、1 試料あたり 3 ~ 4 日間のサンプリングを同一施設でほぼ連続して 6 回行ない、AMS 法により  $^{14}\text{C}$  測定をした。また、スイスの都市ごみ中バイオマスの  $\text{pMC}$  値を樹木成長モデル等を用いて推定した (詳細は 1.3.2 を参照)。測定の結果、排ガスの化石炭素割合は 50% をやや下回る程度であり、スイスの温室効果ガス排出インベントリで使われている化石炭素割合である 40% よりも高いことを見いだした。彼らは、信頼性のある年間平均値を得るには、ごみ組成の季節変動を考慮する必要があると述べ、その後の研究 (Mohn ら(2012) [13]) では、対象施設を 5 施設、測定期間を 1 年間に拡張した調査を実施した。1 週間分の排ガスを 44L アルミ蒸着バッグに採取し、3 バッグの混合試料を 1 試料として、年間を通じて 6 回 (3 施設) または 3 回 (2 施設) の AMS 測定を行なった。この測定結果をもとに、スイスのごみ焼却炉排ガスの年間平均化石炭素比率は  $48 \pm 4\%$  (95% 信頼区間) であり、温室効果ガスインベントリで使われている 40% よりも明らかに高いことを改めて示した。5 施設のうち 4 施設では  $^{14}\text{C}$  割合に明確な季節変動は見られず、1 施設でのみ季節変動が見られた。この 1 施設では、粗大ごみ (木質廃棄物の割合が高い) をためておき、1 月に集中的に焼却処理しており、季節変動は、この操業パターンを反映したものと解釈された。

Palstra and Meijer (2010) [14] は、 $^{14}\text{C}$ 法の排ガスへの適用の実証を目的として、火力発電所排ガスおよび都市ごみ焼却炉排ガスを対象に、 $^{14}\text{C}$ 法によるバイオマス割合を算定し、火力発電所については、投入燃料種類の物質収支に基づくバイオマス割合との比較を行った。排ガスは 1 時間おきに 45 分間採取し、火力発電所では 2 日間に 10 試料を、都市ごみ焼却炉では 2 日間に 13 試料を採取した。 $^{14}\text{C}$ 法による火力発電所のバイオマス割合は、 $10.4 \pm 1.1\%$  (95% 信頼区間) から  $5.0 \pm 0.6\%$  (95% 信頼区間) に時間とともに減少しており、バイオマス燃料の供給を意図的に半減したことを反映していた。また、 $^{14}\text{C}$ 法の結果

と物質収支による計算結果とは 95%信頼区間の範囲内で一致していた。バイオマス炭素比率が 10%以下と低い場合には、燃焼用空気に含まれる 400 ppm 程度の CO<sub>2</sub> の寄与も無視し得ず、補正が必要であると指摘した。都市ごみ焼却炉排ガスのバイオマス炭素割合は、測定 1 日目の平均が 47.9±3.3% (95%信頼区間)、測定 2 日目の平均が 50.1±3.4% (95%信頼区間) であった。95%信頼区間の幅のほとんどは、バイオマス炭素割合を算出する際の廃棄物バイオマスの pMC 値 (式(1.6)の分母の pMC) の不確実性に由来し、排ガス pMC 測定値の AMS 測定誤差 (1σ=0.25%) はわずかであるとした。また、2 日間のバイオマス炭素割合の平均値の違いは、AMS 測定誤差ではなく、1 日目と 2 日目との廃棄物組成の差を反映したものであるとした。

Larsen ら (2013) [15]は、焼却炉における受入ごみの組成の変動と、廃棄物のバイオマス炭素割合ならびに測定誤差との関係を明らかにするため、デンマークのごみ焼却施設において、<sup>14</sup>C 測定とマスバランス法との 2 つの手法を用いてバイオマス炭素割合を測定した。実験条件 D1~D7 では、排ガスの 24 時間サンプリングを 7 日間続けて行ない、焼却施設の受入ごみ質について特段の介入をせず、通常運転条件での、日間のごみ質変動を <sup>14</sup>C 法、マスバランス法で把握できるかを評価した。受入台帳の記録では、当該 7 日間の受入ごみの内訳 (湿重基準) は、家庭ごみ約 59%、その他廃棄物 (粗大ごみ、事業系ごみ、産業廃棄物) 約 34%、バイオマス約 7% であった。実験条件 M1~M5 では、受入ピットにおいて焼却炉に投入するごみ質を制御し、家庭ごみ : その他ごみ : バイオマス : プラスチックの比率を、27:73:0:0 (M1)、77:23:0:0 (M2)、100:0:0:0 (M3)、77:0:23:0 (M4)、92:0:0:8 (M5) とし、<sup>14</sup>C 法、マスバランス法でこれらの違いを把握できるかを評価した。<sup>14</sup>C 測定法としては LSC 法が用いられた。実験条件 D1~D7 でのバイオマス炭素比率は、<sup>14</sup>C 法で 58%~71% (平均 63%)、マスバランス法で 53%~63% であり、両者の増減パターンは同様の傾向を示した。これらの値は、ごみ組成の文献値に基づくモンテカルロシミュレーション結果の範囲内であり、通常運転時のごみ質変動を反映したものと解釈された。実験条件 M1~M3 でのバイオマス炭素比率は <sup>14</sup>C 法で 63%~70% であったが、家庭ごみの投入比率とは順序が一致せず (条件 M2 でバイオマス炭素比率が最大)、両者に相関は見られなかった。相関が見られなかった理由として、M1~M3 のバイオマス炭素比率は、D1~D7 の自然変動の範囲内にあること、その他廃棄物 (粗大ごみ、事業系ごみ、産業廃棄物) と家庭ごみとでバイオマス炭素比率に大きな違いがなかったこと、などが要因として考えられた。バイオマス割合を高めた条件 M4 のバイオマス炭素比率は 66% であり、M1~M3 の範囲内であった。プラスチック割合を高めた条件 M5 のバイオマス炭素比率は 55% と予想通り全測定条件中最低であったが、D1~D7 の最低値 (58%) と比べ、それほど低い値ではなかった。通常運転条件におけるごみ組成の変動が比較的大きいことから、<sup>14</sup>C 法やマスバランス法を適用する際には、より長いサンプリング期間を用いることでサンプリング誤差を減らし、より代表性の高い結果を得ることが出来るとした。<sup>14</sup>C 法とマスバランス法との比較では、両者に有意な差は見られなかったものの、全ての実験において <sup>14</sup>C

法がマスバランス法よりも、一貫してわずかに高くバイオマス比率を推定した。この系統的な違いは、一方または両方の手法にバイアスが存在することを示唆しているとした。<sup>14</sup>C法の95%信頼区間の幅は7-10%であり、マスバランス法(6-10%)と同定であるとした。ただし、Larsenらの研究では、<sup>14</sup>C測定法として、AMS法に比べて精度の劣るLSC法が使われていたことに注意を要する。

Muirら(2015)[4]は、ごみ発電施設における混合ごみ中のバイオマス炭素比率を廃棄物固形燃料および焼却炉排ガスを対象に<sup>14</sup>C法(AMS法およびLSC法)で求めた。炭素ベースのバイオマス比率を発熱量ベースのバイオマス比率に換算した上で、手選別法や選択的酸溶解法による発熱量ベースバイオマス比率と比較した(詳細は1.3.3を参照)。廃棄物固形燃料を対象とした場合、AMS法およびLSC法のいずれにおいてもpMC値の繰り返し再現性が低く(AMS法では中粒径で79.0%と67.9%)、代表的試料の採取が困難であることが示された。一方、排ガス試料を対象とした場合は、排ガス採取時間が10分間と短いものの、同一手法での試料間のpMC値の変動は固形試料の場合に比べて小さく(AMS法では56.2%, 52.0%, 55.8%)、AMS法とLSC法の結果は良い一致を見た(LSC法では57.3%, 52.0%, 53.8%)。pMC測定誤差(標準偏差)は、AMS法で約0.2%、LSC法で約12.0%であり、AMS法が優れていた。

これら既往研究について、特に排ガスサンプリングの方法に注目して整理し、表1.1に示した。

排ガスの採取方法としては、アルカリ溶液への吸収またはガスバッグへの捕集が用いられている。アルカリ溶液への吸収では、捕集後の試料はコンパクトに収まるものの、大気中CO<sub>2</sub>の混入によるコンタミの防止や、CO<sub>2</sub>の破過の防止、危険物である強アルカリ溶液の取扱の注意を必要とする。ガスバッグへの捕集においては、危険物を取り扱う必要はなく作業の安全性は高いが、長期間試料採取する際に大型のガスバッグが必要となり試料がかさばることが難点である。本研究では、2012年度にアルカリ溶液への吸収を、2013年度にガスバッグへの捕集を採用し、両者の得失を比較することとした。

採取した試料の<sup>14</sup>C測定方法としては、AMS(Accelerator Mass Spectrometry)法とLSC(Liquid Scintillation Counting)法とが用いられている。AMS法は、加速器質量分析装置により、炭素の質量数毎(<sup>14</sup>C, <sup>13</sup>C, <sup>12</sup>C)に分離し、<sup>14</sup>Cの個数を計測する方法である。このため、感度が高く、分析に必要な試料量は少量(炭素量で数mg)であり、精度(測定値が離散値でありポアソン分布に従うことに由来する標準偏差)は0.2%程度である。LSC法は、単位時間あたりの<sup>14</sup>Cのβ崩壊の回数を計数することにより試料中の<sup>14</sup>C量を求める方法であり、AMS法に比べて感度が低く、より多くの試料が必要であり、精度も劣る。このようにAMS法はLSC法に比べ、感度・精度の面で優れるが、大型の装置を必要とし、測定できる民間機関に限られる(日本国内では3社のみ)ため、AMS法の測定費用(4万円~6万円/検体)は、LSC法よりも高い。本研究では、精度を優先し、AMS法を

用いることとした。低コスト化に向けては、サンプリング費用の低下に取り組むこととし、簡易なサンプリング方法の適用を試みた。

既往研究での排ガスの採取時間は、1 試料あたり 10 分間から 3 週間までと、大きな幅がある。 $^{14}\text{C}$  の半減期は 5730 年と長いため、試料採取から分析までの間に、 $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率が変化するおそれはない。このため、一般に、排ガス試料の採取時間が長いほど、試料の代表性は高くなり、サンプリング誤差は低減すると期待される。一方、試料採取期間が長期に及ぶと、サンプリング装置や機材の故障・動作不良の懸念が高まる。このため、試料採取時間とサンプリング誤差の関係を定量的に明らかにし、目標とする精度を達成するために必要な最小限の試料採取時間を求めることが望ましい。そのためには、都市ごみ焼却炉排ガスのバイオマス割合を時系列データとしてとらえ、その時間変動特性（自己相関の有無など）を把握することが有用である。既往研究において、同一施設での継続的な測定事例もあるが、たとえば 1 週間周期での自己相関を持つか否かを統計的に判断できるだけの頻度・精度を持った事例はない。また、排ガス中のバイオマス割合の変動特性は、焼却施設に投入されるごみ組成の変動に依存するため、実施設での計測データの蓄積が必要である。そこで、本研究では、都市ごみ焼却炉排ガスの採取時間を 1 時間、8 時間、24 時間として、継続的に試料採取を行ない、時間変動特性の把握を試みた。

表 1.1 既往研究での焼却炉排ガスを対象とした  $^{14}\text{C}$  法測定事例のサンプリング方法の概要

出典	測定地	焼却施設	排ガス採取 時間	ガス流量	採取方法	$^{14}\text{C}$ 測定 法*	備 考
Mohn et al. (2008) [12]	チューリッヒ (スイス)	ごみ発電施設 (3 施設)	3~4 日間	10 mL/min	アルカリ溶 液吸収	4M KOH 100 mL 2 連	AMS
Palstra and Meijer (2010) [14]	オランダ	火力発電所 都市ごみ焼却炉	45 分間	70-80 mL/min	アルカリ溶 液吸収	2M NaOH 200 mL 1 連	AMS
平井・酒井 (2010) [16]	京都市 (日本)	都市ごみ焼却炉	6 時間	500 mL/min	アルカリ溶 液吸収	5M KOH 100 mL 2 連	AMS
			30 分間	100 mL/min	ガスバッグ 捕集	3L アルミバッグ	AMS
Mohn et al. (2012) [13]	スイス	ごみ発電施設 (5 施設)	3 週間	3 mL/min	ガスバッグ 捕集	44L アルミバッ グ	AMS 1)
Larsen et al. (2013) [15]	デンマーク	都市ごみ焼却炉	24 時間	記載なし	アルカリ溶 液吸収	KOH	LSC
Muir et al. (2015) [4]	イギリス	都市ごみ焼却炉	10 分間	記載なし	ガスバッグ 捕集	アルミバッグ	LSC お よび AMS 2)

\* AMS: 加速器質量分析法、LSC: 液体シンチレーションカウンター法 AMS 法は LSC 法よりも精度が良い。

1) 7 日間分のガスを 1 つのアルミバッグで捕集し、3 バッグ (3 週間分) を等量混合した試料を AMS 分析に供した。一部の試料は、3 週間でなく、1~4 週間分を等量混合した。

2) 1 時間おきに 10 分間採取した。

### 1.3.2. $^{14}\text{C}$ 法（廃棄物バイオマス中 pMC 値推定）に関する既往研究

廃棄物バイオマスの pMC 値は大気核実験の影響により、生育年代によって大きく異なる。特に長寿命のバイオマスである木質系バイオマスの pMC は補正が必要である。あそのため、Mohn ら(2008) [12]や Fellner and Rechberger [17]はモデル計算により廃棄物中バイオマスの pMC を推定した。

Mohn ら (2008) [12]は、廃棄物に含まれるバイオマス成分を、木材（住宅・家具）、紙・板紙、および短寿命バイオマス（厨芥類、庭ごみ等）に3分類し、これらが家庭ごみ（粗大ごみ含む）、建築解体廃棄物、下水汚泥に占める組成比率の分布を求めた。次に、これら各バイオマス成分について、大気中 pMC 値の推移や樹木の成長曲線、木材製品の使用年数分布等を組合せ、成分別の pMC 値の分布を求めた。最後に、モンテカルロシミュレーションを行ない、都市ごみ中バイオマスの pMC 値の分布を求めた。バイオマス成分別の pMC 値は、紙・板紙： $115.3 \pm 2.4\%$ （正規分布）、短寿命バイオマス  $105.3 \pm 1.5$ （正規分布）、木材 98~132（一様分布）、廃棄物中バイオマスの pMC 値は  $113.0 \pm 3.8\%$ と推定された。また、年率 0.6%で大気中  $^{14}\text{C}$  が減少すると仮定した場合の 2010 年および 2015 年における廃棄物中バイオマスの pMC 値を、 $111.3 \pm 3.8\%$ 、 $109.2 \pm 3.8\%$ とした。

文献[12]の共著者である、Fellner and Rechberger (2009) [17]は、この研究を発展させ、ごみ中のバイオマス成分の分類を、「厨芥類・庭ごみ」、「紙・板紙」、「繊維」、「衛生用品」、「木材（容器包装、廃家具、建築廃材）」、「下水汚泥」、「廃タイヤ」、「肉骨粉」とより詳細にした。また、これらを異なった比率で含む廃棄物として、「家庭ごみ」、「事業系ごみ」、「粗大ごみ」の区分での pMC を推定し、これらが混合した都市ごみならびに、固形廃棄物燃料の pMC 推定値を示した。欧州 6 か国のごみ組成に基づく家庭ごみ中バイオマスの pMC 値（2007 年）は、 $112.0 \pm 2.7\%$ （ $1\sigma$ ）であるのに対し、国別のごみ組成を用いた pMC 値は、オランダ： $113.1 \pm 2.2\%$ 、スウェーデン： $110.5 \pm 2.0\%$ 、スイス  $112.7 \pm 2.1\%$ となり、標準偏差の減少は少なく、ごみ組成の不確実性以上に、各バイオマス成分（紙・板紙、廃家具など）の pMC 値の不確実性の影響が大きいとした。

これらの研究はヨーロッパにおける廃棄物中バイオマスを対象としており、建築物寿命や使用木材樹種の違いのため、そのまま日本に適用することはできない。そこで本研究課題では、2012 年度の研究として、Mohn らの研究で使用された方法を参考に、日本での製品使用年数や外材の輸入を考慮して、日本における長寿命木質バイオマスの pMC 値を推定した [18] [19]。この研究では、建築廃木材、粗大ごみの破碎残渣、紙類などの pMC 値を実測し、推定値との比較検証も行った。これらバイオマス成分別の pMC 値推定結果と、京都市家庭ごみ細組成調査結果等を用いて、廃棄物バイオマス全体の pMC 値及びその精度を推定した。最終年度である 2014 年度は、国内の各自治体が、自ら保有するごみ組成調査結果を用いて廃棄物バイオマスの pMC 値を推定することを想定し、より一般的なごみ組成調査区分での推定を行った。

### 1.3.3. 手選別法と<sup>14</sup>C法の比較に関する既往研究

Muirら [4]は、ごみ発電施設における混合ごみ中のバイオマス炭素比率を<sup>14</sup>C法（AMS法およびLSC法）で求め、炭素ベースのバイオマス比率を発熱量ベースのバイオマス比率に換算した上で、手選別法や選択的酸溶解法による発熱量ベースバイオマス比率と比較した。

炭素ベースのバイオマス比率  $C_{bio}$  から発熱量ベースのバイオマス比率  $E_{bio}$  への変換は、Fichtner のアルゴリズムを用い、式(1.7)に従って計算した。この式で 0.39 MJ/kg は、廃棄物中バイオマス成分の炭素 1 kg あたりの低位発熱量、0.47 MJ/kg は、廃棄物中化石由来成分の炭素 1 kg あたりの低位発熱量を示す。いずれも乾燥重量ベースでの発熱量であり、廃棄物中の水分を考慮しておらず、厳密には正しくない。しかし、Ofgem（英国電力市場規制庁）が一定の条件のもとでバイオマス発電比率の報告での利用を認めており、英国における利用可能な最善の変換手法として用いられた。

$$E_{bio} = \frac{0.39 \times C_{bio}}{0.39 \times C_{bio} + 0.47 \times (1 - C_{bio})} \quad (1.7)$$

手選別法においては、ごみ発電施設のごみピットから 1 試料あたり約 5 kg のごみを採取し、手選別で分類・計量した。分類されたごみは、30 mm 以下に裁断され、再び混合して 3 等分し、うち 1 つ（1 試料あたり約 2 kg）を外部分析機関に委託して選択的酸溶解法による発熱量ベースのバイオマス測定を行った。

3 試料平均のバイオマス比率は、手選別法 41.4%、<sup>14</sup>C法（AMS法）44.8%、<sup>14</sup>C法（LSC法）44.6%と、これら 3 者は近い値であったのに対し、選択的酸溶解法は 75.5%と、大きく乖離した。選択的酸溶解法は、化石由来・生物由来の判別の精度に課題があり（バイオマス比率をバイオマスプラスチック 0%（100%が正しい）、石炭 43.5%（0%が正しい）、ナイロン・ポリウレタン 95%（0%が正しい）と誤って測定するなど）、大量の試料を用いることができないため、不均質な廃棄物試料からの代表的な試料を採取することが難しい、といった欠点を持ち、バイオマス比率を測定する手法として不適當であるとした。また、手選別法は、以下の欠点を持つため、不適當であると指摘した。1）化石由来・バイオマス由来の複合素材を扱えない、2）対象試料の各破片は 1 cm 以上の大きさが必要である（そのため、微粉碎により試料の代表性を高めることができない）、3）人手を多く必要とする、4）代表性の高い試料を得るためには、莫大な試料量が必要となる、5）人為的ミスを避けることができず、特に、ごみ発電のバイオマス寄与分を高く見積もることで経済的メリットがあるような場合には、恣意的な操作がされる恐れがある。以上のような理由から、結果の代表性・正確さ・信頼性等の点で<sup>14</sup>C法は現行の手法よりも優れていると結論付けた。

スウェーデンの廃棄物処理及びリサイクルに関する協会である Avfall Sverige は、国内 7 箇所の焼却施設を対象に都市ごみ中の化石由来炭素割合を、1) 固体ごみを試料とする  $^{14}\text{C}$  法、2) 焼却炉排ガスを試料とする  $^{14}\text{C}$  法、3) マスバランス法、4) 手選別法の 4 手法で測定した [5]。スウェーデンにおける廃棄物中の化石由来炭素割合は、約 1/3 と推定された。排ガス試料を用いた  $^{14}\text{C}$  法の標準偏差が約 3% であるのに対し、固体ごみ試料を用いた  $^{14}\text{C}$  法の標準偏差は 14% と高く、排ガスを用いる方が代表的な試料採取が可能であるとした。マスバランス法は、7 施設中 2 施設でのみ評価を行い、測定の不確実性を減らす上で改良の余地が多くあると評価された。手選別法においては、湿重量ベースでの分類ののち、ごみ分類毎の含水率や炭素含有率を測定しておらず、文献値により分類毎の乾重量・元素組成を計算していた。このため、バイオマス炭素比率は、プラスチックごみの水分含有率にセンシティブであり、その正確な把握が重要であるとした。

日本国内でのバイオマス比率測定の需要としては、1) 国全体の温室効果ガス排出インベントリの精緻化、2) 自治体焼却炉からの化石由来  $\text{CO}_2$  排出量の正確な把握、3) FIT 制度におけるごみ発電のバイオマス寄与割合の把握、が考えられ、3) においては、炭素ベースではなく発熱量ベースの比率が重要となる。そこで、本研究では、Muir ら [4] が用いた炭素ベースから発熱量ベースへの換算式を改良し、含水率を考慮した換算式を導出することとした。

手選別法と排ガスを対象とした  $^{14}\text{C}$  法との比較において、手選別法での試料の代表性の確保の困難さが指摘されているが、手選別法での精度（繰り返し再現性）や正確度（バイオアスの程度）に関する定量的な評価は十分になされていない。そこで、手選別法によるごみ組成調査を複数回実施し、精度・正確度の評価を試みた。

#### 1.4. 本研究の目的と内容

現在の手選別ごみ組成調査に基づいた都市ごみ中バイオマス割合測定方法には、ごみの不均質さによる精度の低さや化石由来・生物由来炭素の判別困難さによる結果の不正確さといった問題点が存在する。そこで、現行の手選別組成調査の精度・正確度について評価し、現在のバイオマス比率測定方法の問題点についても考察を行った。

本研究では、それら現行手法での問題点を解決する手法として  $^{14}\text{C}$  法に注目した。実際の焼却施設での  $^{14}\text{C}$  法の適用を念頭に置き、既往研究で紹介した  $^{14}\text{C}$  法の課題点の解決及び  $^{14}\text{C}$  法の精度・正確さを評価することを目的とした。焼却炉排ガス中  $p\text{MC}$  値測定に関する課題としては、1)  $^{14}\text{C}$  割合の時間的変動特性の把握、2) 焼却ごみ組成の違いを反映できるかの確認、3) サンプルコストの低減の 3 つを挙げた。廃棄物バイオマス中  $p\text{MC}$  値推定に関する課題としては、1) 化石由来複合バイオマスのバイオマス比率推定、2) 長寿命バイオマス中  $^{14}\text{C}$  割合推定、3) 全国各都市で使用可能な  $p\text{MC}_{\text{bio}}$  推定方法の導出を挙げた。これらの成果を通じ、1 か月に 1 度排ガスサンプリングを行った場合の  $^{14}\text{C}$  法による

都市ごみ中バイオマス炭素比率推定値のその月の平均値に対する精度を評価した。さらに、手選別法と  $^{14}\text{C}$  法を同日のごみ試料に適用し、両者の測定結果の比較を行った。

## 2. 手選別によるごみ組成調査の精度及び正確度の評価

本章では、手選別組成調査を実施し、現行の手選別ごみ組成調査の測定結果の精度・正確度の評価を行った。

### 2.1. 研究方法

#### 2.1.1. 精度評価方法

環整 95 号で定められているごみ質の分析方法 [3]では、初期試料量 200 kg 以上を四分法で縮分した 5~10 kg の試料を乾燥させ、物理組成 6 項目に分類する。すなわち、現行の方法では四分法で縮分した 10 kg 程度の試料が初期試料を代表しているという仮定が置かれている。本研究では、四分後のごみ試料の代表性を評価するために四分法で縮分されたごみ試料を複数個組成調査した。物理組成調査結果に各物理組成の炭素含有率をかけることで、バイオマス炭素比率ベースの手選別ごみ組成調査結果の精度評価を行った。ただし、各物理組成の炭素含有率は固定値とした。また、物理組成調査結果を利用して、式(1.4)から発熱量ベースのバイオマス比率の精度評価も行った。

##### 2.1.1.1. 調査方法概要

図 2.1 に手選別によるごみ組成調査結果の精度評価方法のフロー図を示す。調査は 2014 年 1 月 6 日に京都市東北部クリーンセンターで行った。

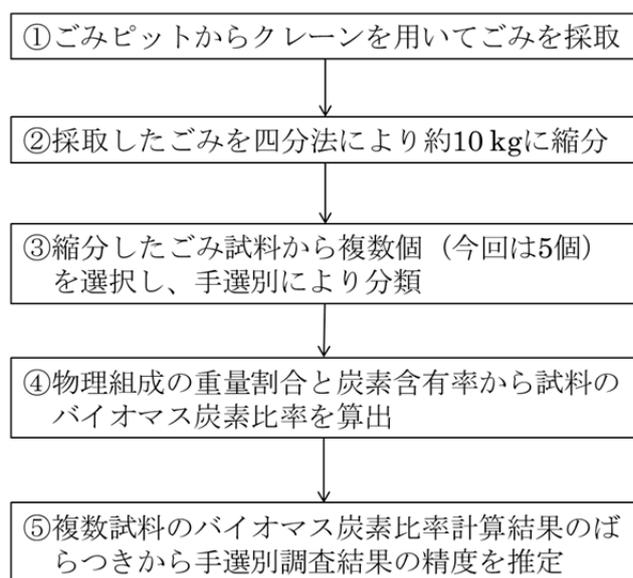


図 2.1 手選別組成調査精度評価方法フロー図

##### 2.1.1.2. バイオマス炭素比率計算方法

ごみ試料のバイオマス炭素比率は式(2.1)で計算した。ただし、調査結果は湿重量で得られたので、組成ごとに水分割合を設定し、乾重量に換算した。

バイオマス炭素比率

$$= \frac{\sum \text{バイオマス区分の物理組成 } i \text{ の乾重量} \times \text{物理組成 } i \text{ の炭素重量割合}}{\sum \text{物理組成 } i \text{ の乾重量} \times \text{物理組成 } i \text{ の炭素重量割合}} \quad (2.1)$$

各物理組成の区分、炭素重量割合及び水分割合を表 2.1 に示す。

表 2.1 手選別調査における物理組成区分及び各組成の炭素重量割合

物理組成	区分	炭素重量割合(%) 乾ベース	水分割合(%)
紙類	バイオマス	44.4	25.7
繊維類	バイオマス	44.4	22.9
合成樹脂、ゴム・皮革類	非バイオマス	75.1	26.2
木・竹・わら類	バイオマス	44.4	45.3
厨芥類	バイオマス	48.2	80.1
その他（細塵）	バイオマス	45.4	54.4

「紙類」、「繊維類」、「木・竹・わら類」の炭素重量割合はセルロースの分子式  $C_6H_{10}O_5$  から算出した。「合成樹脂、ゴム・皮革類」については、合成樹脂の重量割合が支配的であると仮定し、温室効果ガス排出インベントリ報告書 [1]中のプラスチックの炭素含有率を使用した。厨芥類については、タンパク質・脂質・炭水化物などによって、炭素重量割合が異なるため、厨芥類をさらに複数の区分に分類し、厨芥類全体の炭素重量割合を算出した。詳細は 4.2.4.2 に記載した。その他（細塵）は全てバイオマスであると設定し、「紙類」、「繊維類」、「木・竹・わら類」、「厨芥類」の炭素重量割合を単純平均した値を使用した。

水分割合は京都市東北部クリーンセンターで 2013 年 4 月～6 月に行われたごみ質調査結果の平均値を使用した。

#### 2.1.1.3. 発熱量ベースのバイオマス比率計算方法

手選別調査で測定した物理組成の重量比を利用し、電気事業者による新エネルギー等の利用に関する特別措置法（RPS 法）の施行規則第 7 条第 2 項に定められるバイオマス比率の算定方法に準拠して、発熱量ベースのバイオマス比率を計算した。算定方法は 1.2.2 の式(1.4)に示したとおりである。

### 2.1.2. 正確度評価方法

廃棄物の中には目視では化石由来か生物由来かの判別が困難なもの（バイオマスプラスチックや天然・合成繊維）や化石由来と生物由来両方の素材で構成されているもの（紙おむつや塗工紙）が存在する。これらの廃棄物の存在により、環整 95 号によるごみ質の分析結果から算出した都市ごみ中バイオマス割合測定結果は不正確なものとなる。

本研究では、不正確さを定量的に評価するとともに、原因となる廃棄物ごとの影響の大きさについても評価を行った。手選別ごみ組成調査のバイオマス比率測定結果に影響を与える複合素材（繊維類・紙おむつ・塗工紙）について、バイオマス素材割合を考慮した補正を行い、複合素材がバイオマス比率計算結果に与える影響を評価した。

#### 2.1.2.1. 調査方法概要

2014 年 12 月 2 日および 3 日にかけて、京都市東北部クリーンセンターにおいて手選別ごみ組成調査を行った。同時に焼却炉排ガスサンプリングも行った。手選別ごみ組成調査については、2.1.1 と同様の手法で物理組成を測定し、バイオマス炭素比率及び発熱量ベースのバイオマス比率を計算した。

#### 2.1.2.2. 手選別組成調査測定結果の補正方法

##### 2.1.2.2.1. 炭素量ベースのバイオマス比率

バイオマス炭素比率測定結果に影響を与える化石由来炭素複合バイオマスとしては、繊維・紙おむつ・塗工紙を対象とした。

繊維については、廃棄物焼却に伴う温室効果ガス排出量算定方法 [1] 中で設定されている繊維生産量などから算出した天然繊維割合  $r_{natural}$  から、繊維類中天然繊維割合を算出した。補正後の天然繊維湿重量  $m_{cl\_natural}$  は式(2.2)、合成繊維湿重量  $m_{cl\_fossil}$  は式(2.3)で表される。合成繊維の炭素重量割合は、文献 [1] の値 63.0% を用いた。この値は、合成繊維種類のポリマーの分子式から求めた炭素含有率を合成繊維消費量で加重平均して得られた。

$$m_{cl\_natural} = m_{cl} \times r_{natural} \quad (2.2)$$

$$m_{cl\_fossil} = m_{cl} \times (1 - r_{natural}) \quad (2.3)$$

$m_{cl}$  : 組成調査で分類された繊維類重量

$r_{natural}$  : 繊維中の天然繊維割合

紙おむつについては、ごみ試料中の紙おむつ重量と紙おむつの素材重量割合を用いて補正した。紙おむつ重量は組成調査時に紙おむつ類を目視で確認し、重量を計測した。素材重量割合は紙おむつ解体調査により設定した。紙おむつ解体調査の詳細は 4.2.2.2 に示した。紙おむつは紙とプラスチックの複合製品であるので、素材重量割合を考慮して補正し

た場合には、紙類及びプラスチック類の重量が変化する。補正後の紙類湿重量 $m_{pa\_補正後}$ は式(2.4)、プラスチック類湿重量 $m_{pl\_補正後}$ は式(2.5)で表される。

$$m_{pa\_補正後} = m_{pa} - m_{pd} \times r_{pd\_pl} \quad (2.4)$$

$$m_{pl\_補正後} = m_{pl} + m_{pd} \times r_{pd\_pl} \quad (2.5)$$

$m_{pa}$ ：組成調査で分類された紙類重量

$m_{pd}$ ：組成調査で分類された紙おむつ類重量

$m_{pl}$ ：組成調査で分類されたプラスチック類重量

$r_{pd\_pl}$ ：紙おむつ中のプラスチック類重量割合

塗工紙については、塗料に含まれる化石由来炭素量を考慮した紙類バイオマス炭素比率( $c_{pa\_補正後}=0.40$ )を用いて補正した。補正方法の詳細は4.2.2.1に示した。補正後の紙類由来のバイオマス炭素量は式(2.6)で表される。また、塗料由来の炭素量( $C_{coat}$ )は紙類重量と紙中塗料由来炭素重量割合( $c_{coat}=0.011$ )を用いて、式(2.7)で表される。

$$Cb_{pa\_補正後} = m_{pa\_補正後} \cdot c_{pa\_補正後} \quad (2.6)$$

$$C_{coat} = m_{pa\_補正後} \cdot c_{coat} \quad (2.7)$$

以上より、補正後のバイオマス由来炭素量 $Cb_{補正後}$ は式(2.8)で表される。

$$Cb_{補正後} = m_{cl\_natural} \cdot c_{natural} + m_{pa\_補正後} \cdot c_{pa\_補正後} + m_{wo} \cdot c_{wo} + m_{ga} \cdot c_{ga} + m_{ot} \cdot c_{ot} \quad (2.8)$$

従って、補正後のバイオマス炭素比率 $\eta_{補正後}$ は式(2.9)で表される。

$$\eta_{補正後} = \frac{Cb_{補正後}}{Cb_{補正後} + m_{pa\_補正後} \cdot c_{coat} + m_{cl\_fossil} \cdot c_{cl\_fossil} + m_{pl\_補正後} \cdot c_{pl}} \quad (2.9)$$

#### 2.1.2.2.2. 発熱量ベースのバイオマス比率

発熱量ベースのバイオマス比率測定結果に影響を与える化石由来炭素複合バイオマスとしては、繊維・紙おむつを対象とした。塗工紙については、炭酸カルシウムを多く含む塗工部分をプラスチック重量割合に組み入れることは、発熱量の補正の上では不適當であると考え、発熱量ベースのバイオマス比率計算においては補正の対象外とした。

補正後の発熱量ベースのバイオマス比率は式(2.10)で計算した。

$$\eta_{bH\_補正後} = \frac{H_{lb\_補正後}}{H_{l\_補正後}} \quad (2.10)$$

$$H_{l\_補正後} = \left\{ 16000x_{pa\_補} + 17300x_{ga} + 17900x_{wo} + 18100x_{cl\_補} + 36000x_{fossil} \right\} \times (1 - w) - 2500w$$

$$H_{lb\_補正後} = H_l - \left\{ 36000 - 2500 \times \left( \frac{0.27}{1 - 0.27} \right) \right\} \times (1 - w) \times x_{fossil}$$

$$x_{fossil} = x_{pd} \cdot r_{pd\_pl} + x_{cl} \cdot (1 - r_{cl\_natural}) + x_{pl}$$

$x_{pd}$  : 焼却ごみ中紙おむつ割合

$r_{pd\_pl}$  : 紙おむつ中合成樹脂類重量割合

$r_{cl\_natural}$  : 繊維中天然繊維割合

## 2.2. 結果と考察

### 2.2.1. 炭素量ベースでのバイオマス割合

#### 2.2.1.1. 精度評価結果及び考察

図 2.2 に 5 つのごみ試料のバイオマス炭素比率計算結果を示した。また、表 2.2 に 5 つのごみ試料の各物理組成重量測定結果を示す。縮分後の 5 試料のバイオマス炭素比率の平均値は 68.0%、変動係数（相対標準偏差）は 6.03%であった。また、化石由来炭素比率の平均値は 32.0%、変動係数は 12.9%であった。

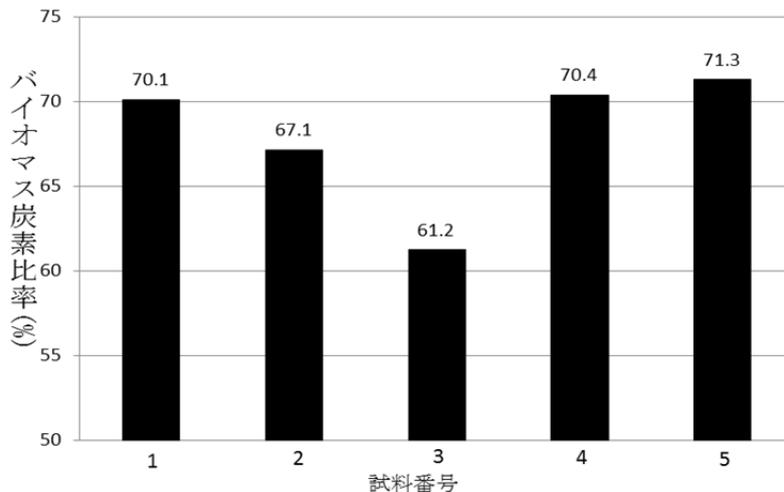


図 2.2 縮分後の 5 試料のバイオマス炭素比率測定結果

表 2.2 各物理組成乾重量測定結果

試料番号	乾重量(g)					平均	標準偏差
	1	2	3	4	5		
紙類	2898	3286	1392	1741	3421	2547	955
繊維類	639	696	1160	619	452	713	307
合成樹脂・ゴム・皮革類	962	1257	1128	694	1159	1040	213
木・竹・わら類	191	51	57	311	280	178	114
厨芥類	145	419	320	128	696	341	264
不燃物類	320	576	163	49	264	274	119
その他（細塵）	130	86	146	84	168	123	35
計	5285	6371	4366	3626	6439	5217	1214

### 2.2.1.2. 正確度評価結果および考察

図 2.3 に手選別組成調査の補正前・補正後の結果を示した。補正前の手選別サンプルの平均値は 69.0%、補正後の平均値は 58.8%であった。

炭素量ベースのバイオマス比率の補正においては、紙おむつの素材重量割合、塗工紙の塗料由来炭素量及び繊維中の合成繊維割合を考慮した。上記 3 つの補正のそれぞれが単独でバイオマス炭素比率に与える影響を把握するために、1 種類ずつの補正を行い、その場合のバイオマス炭素比率を計算した。その結果を図 2.4 に示す。

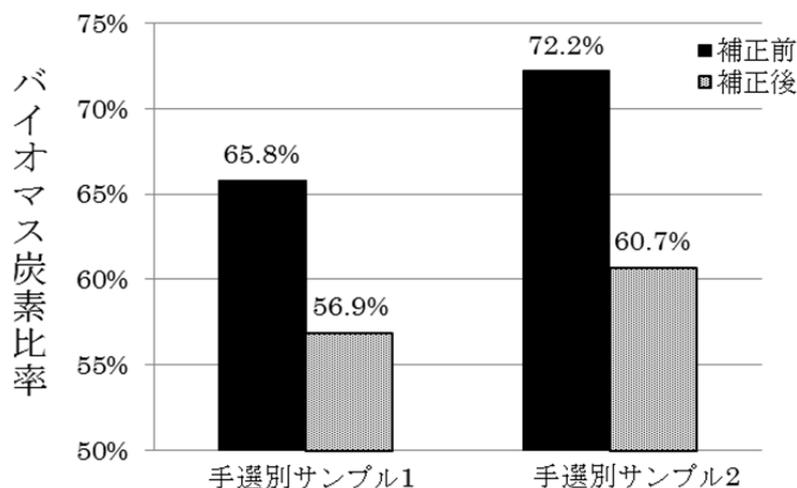


図 2.3 手選別組成調査でのバイオマス炭素比率測定結果

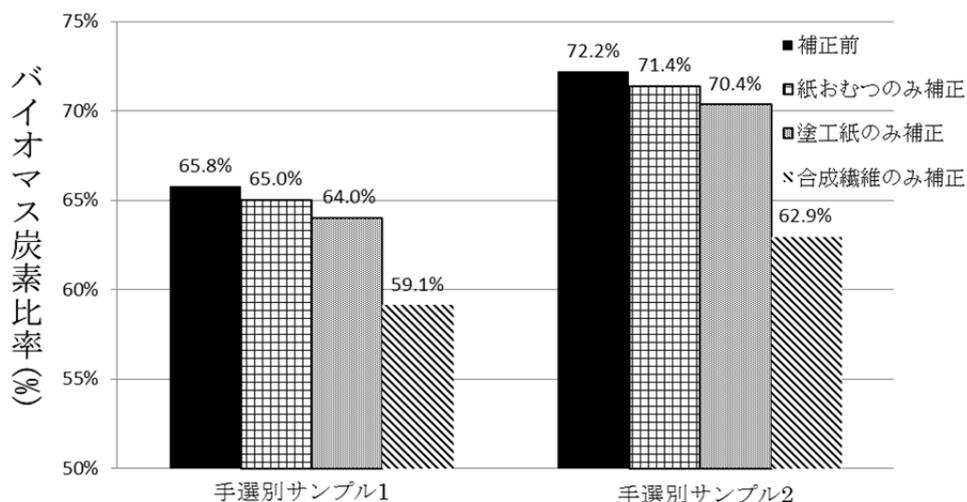


図 2.4 紙おむつ・合成繊維・塗工紙を 1 種類ずつ補正した場合のバイオマス炭素比率

図 2.4 より、合成繊維割合補正の影響が最も大きいことが分かる。

続いて、現在日本で使用されているバイオマス炭素比率算定方法と、本項で行った炭素比率の補正方法を比較する。日本においては都市ごみ中のバイオマス炭素比率算定は、温

室効果ガス排出量算定におけるごみ焼却に由来する二酸化炭素排出量の推定のために必要である。この二酸化炭素排出量算定方法 [1]においては、焼却繊維くず中の合成繊維割合及び紙くず中の炭素の化石起源割合を考慮している。図 2.4 の結果から、この二つの化石由来素材複合バイオマスの影響が支配的であることが分かる。しかし、今後大人用紙おむつの廃棄量の増加も予想されるため、紙おむつ廃棄量の実測値の蓄積や推定方法の精緻化、及び紙おむつ中の化石由来素材割合測定値の正確化が必要である。

また、本研究で考慮した繊維・紙おむつ・塗工紙の他にも、パーティクルボードや畳といった化石由来炭素複合バイオマスが存在する。また、他にもバイオマスプラスチック等の目視では化石由来かバイオマス由来かを判断することが難しいバイオマスが存在する。これらの素材の廃棄量及び化石由来炭素割合の把握も課題として挙げられる。

## 2.2.2. 発熱量ベースでのバイオマス割合

### 2.2.2.1. 精度評価結果及び考察

表 2.2 の各組成重量割合を用いて、縮分後の 5 試料の発熱量ベースのバイオマス比率を式(1.4)に従って計算した (図 2.5) 平均値は 62.6%、変動係数は 7.07%であった。図 2.5 の計算結果は、炭素量ベースのバイオマス比率の精度評価で使用したものと同一物理組成データ (表 2.2) を用いている。そのため、2.2.1.1 で挙げた課題がそのまま発熱量ベースのバイオマス比率の精度評価に関しても当てはまる。

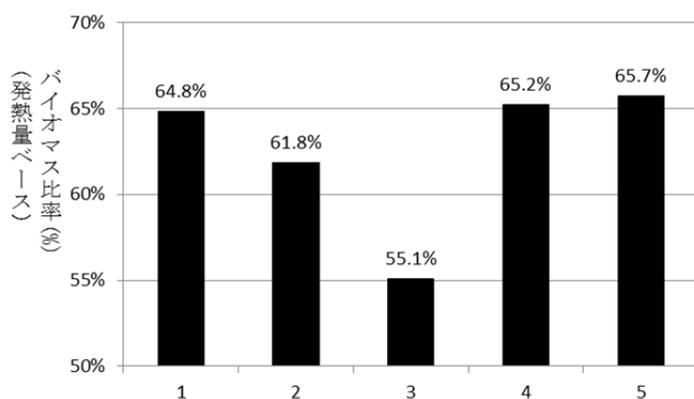


図 2.5 縮分後の 5 試料の発熱量ベースのバイオマス比率測定結果

### 2.2.2.2. 正確度評価結果及び考察

手選別組成調査の補正前・補正後の測定結果を図 2.6 に示す。発熱量ベースのバイオマス比率の補正においては、繊維中の合成繊維割合及び紙おむつの素材重量割合を考慮した。上記二つの補正が全体に与える影響の大きさを把握するために、1 種類ずつ補正を行い、発熱量ベースのバイオマス比率を計算した。その結果を図 2.7 に示す。

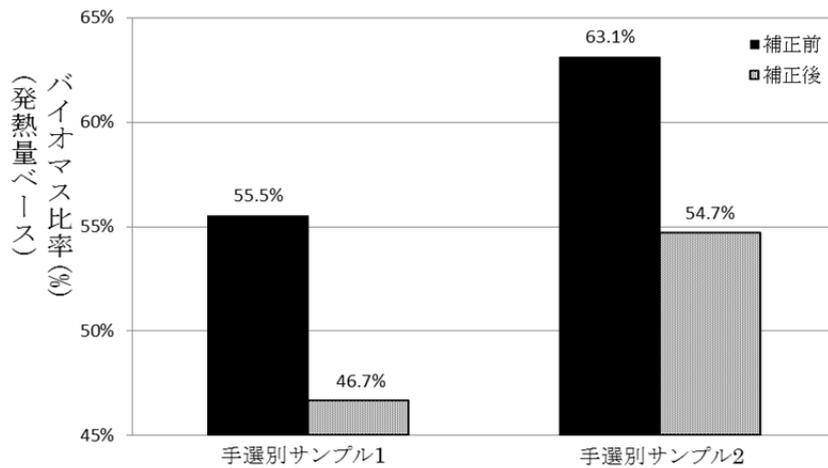


図 2.6 手選別組成調査での発熱量ベースのバイオマス比率測定結果

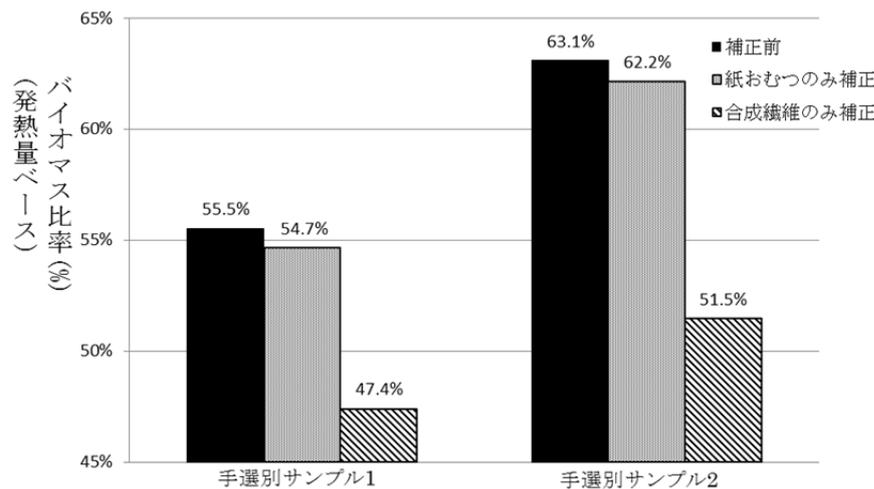


図 2.7 紙おむつ及び合成繊維を1種類ずつ補正した場合の発熱量ベースのバイオマス比率

図 2.7 より、合成繊維の補正が占める影響が支配的であることが分かる。式(1.4)からわかるように、FIT 制度のバイオマス発電割合算出においては、繊維類はすべてバイオマス（天然繊維）としてカウントされる。手選別ごみ質調査において、繊維類中の合成繊維割合を迅速に実測するのは困難である。しかし、合成繊維の補正がバイオマス発電比率に与える影響の大きさを考えれば、統計データから算出した数値を補正に使用することが望ましい。

### 3. 焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の測定

#### 3.1. 概要

以下の3点を目的とした調査を実施した。

1) 排ガス中  $^{14}\text{C}$  割合の時間的変動特性の把握を目的として京都市の都市ごみ焼却施設で排ガスサンプリングを行った。

2) 都市ごみとごみ組成が大きく違う産業廃棄物焼却施設での排ガスサンプリングを行うことによって、 $^{14}\text{C}$  法がごみ組成の違いを反映できるかの確認を試みた。

3)  $^{14}\text{C}$  法の測定費用の低減を行うため、サンプリング装置の簡易化に取り組んだ。

再生可能エネルギーの固定価格買取制度では、バイオマス発電の設備認定について「バイオマス比率を的確に算定できる体制を担保するとともに毎月1回当該バイオマス比率を算定できる体制を整えること」[2]という条件が定められている。この条件に基づいて、毎月1回バイオマス比率を  $^{14}\text{C}$  法によって測定すると考えると、測定コストは式(3.1)で表される。

$$\text{測定コスト} = (\text{pMC 測定単価} + \text{サンプリング費用}) \times \text{測定回数(12回/年)} \quad (3.1)$$

pMC 測定単価は、2014年時点では約3.6万円～6万円であり、民間で測定可能な事業者数が限られているため、費用の低減は困難である。そこで本研究では、サンプリング装置の簡易化によりサンプリング費用の低減を図った。

#### 3.2. 研究方法

##### 3.2.1. 都市ごみ焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の時間的変動特性把握のためのサンプリング

大きく2回の連続的なサンプリングを行った。1回目は2012年11月に行った14日間の8時間サンプリング（および1時間サンプリング×8回）である。1回目のサンプリングで得られた結果を基に、2013年11月に24時間サンプリングを25日連続で行った。

##### 3.2.1.1. 都市ごみ焼却炉での1時間および8時間サンプリング

###### (1) サンプリング実施場所

京都市南部クリーンセンターで排ガスサンプリングを行った。この施設が焼却しているのは「家庭ごみ」、「事業ごみ」、「持ち込みごみ」、そして「粗大ごみ破碎残渣」である。京都市では、「缶・びん・PETボトル」、「その他プラスチック製容器包装」は分別回収、リサイクルされている。焼却能力は600 t/24h(300 t/24h×2基)で、焼却炉の形式はストーカ炉である。

###### (2) サンプリング実施期間

サンプリング装置の概要を図 3.1 に示した。排ガス採取地点は、排ガス処理後の煙突出口手前である。サンプリング装置はまず煙道排ガスを三つに分岐させた。一つ目の配管は吸収瓶に接続し排ガスを捕集した。吸収溶液からの破過  $\text{CO}_2$  濃度を吸収瓶後段の  $\text{CO}_2$  測定装置で監視した。洗浄瓶は、吸収溶液が逆流した場合に下流側計器の損傷を防ぐために配置した。吸入ポンプによる採取ガス流量はポンプ付属の流量計を用いて瞬間値を計測した。二つ目の配管はドレンポットを介して  $\text{CO}_2 \cdot \text{O}_2$  測定装置に接続し、煙道排ガス中の  $\text{CO}_2 \cdot \text{O}_2$  濃度を測定した。三つ目の配管は、2012 年 11 月 20 日に行った 1 時間連続サンプリング時のみ使用したもので、まずガスバッグに煙道排ガスを捕集した。その後、ガスバッグからポンプを使い吸収溶液に排ガスを吸収させた。

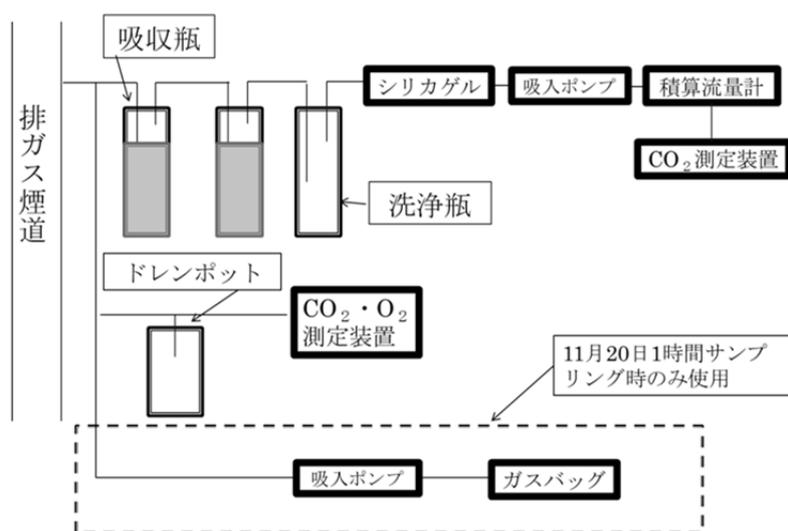


図 3.1 排ガスサンプリング装置模式図（2012 年 11 月使用）

排ガス採取の実施場所・期間を表 3.1 に示した。11 月 20 日には 8 時間連続サンプリングとともに、1 時間連続サンプリングを 8 回連続して行った。10 月 29 日および 11 月 5 日は、各焼却施設での初回調査のため設営に時間を要し、8 時間ではなく 6 時間の連続採取とした。

表 3.1 排ガス 8 時間サンプリング実施内容

サンプリング実施日	2012年10月29日	11月5日	11月6日	11月7日	11月8日
サンプリング場所	東北部CC	南部CC	南部CC	南部CC	南部CC
サンプリング開始時刻	10時30分	10時15分	9時13分	9時25分	9時08分
サンプリング終了時刻	16時30分	16時15分	17時13分	17時25分	17時08分
使用溶液*1	400ml×2	400ml×2	400ml×2	200ml×2	200ml×2
採取時間	6h	6h	8h	8h	8h
採取ガス量(L) *2	126.76	未測定	50.24	49.36	50.33
採取ガス流量(ml/min)	352	未測定	105	103	105
pH変化 前段	未測定	未測定	未測定→14.15	14.34→13.64	14.35→13.06
後段	未測定	未測定	未測定→14.29	14.34→14.08	14.35→14.35
CO <sub>2</sub> 濃度平均値(%) *3	9.60	7.66	8.02	7.87	8.06
O <sub>2</sub> 濃度平均値(%) *3	9.59	12.07	11.69	11.77	11.65
排気 (漏れ) CO <sub>2</sub> 平均値(ppm) *3	0	測定不能	測定不能	0	0
サンプリング実施日	11月9日	11月12日	11月14日	11月15日	11月16日
サンプリング場所	南部CC	南部CC	南部CC	南部CC	南部CC
サンプリング開始時刻	9時01分	9時01分	9時06分	8時59分	9時09分
サンプリング終了時刻	17時01分	17時01分	17時06分	16時59分	17時09分
使用溶液*1	200ml×2	200ml×2	200ml×2	200ml×2	200ml×2
採取時間	8h	8h	8h	8h	8h
採取ガス量(L) *2	54.34	53.85	55.67	52.99	50.91
採取ガス流量(ml/min)	113	112	116	110	106
pH変化 前段	14.32→11.01	14.35→11.06	14.28→10.80	14.23→11.12	14.36→12.98
後段	14.32→14.32	14.35→14.19	14.28→14.40	14.23→14.21	14.36→14.28
CO <sub>2</sub> 濃度平均値(%) *3	7.81	7.89	7.46	7.83	7.70
O <sub>2</sub> 濃度平均値(%) *3	11.89	11.70	12.20	11.78	12.06
排気 (漏れ) CO <sub>2</sub> 平均値(ppm) *3	0	0	0	0	0
サンプリング実施日	11月20日	11月21日	11月22日	11月26日	11月27日
サンプリング場所	南部CC	南部CC	南部CC	南部CC	南部CC
サンプリング開始時刻	9時06分	8時56分	8時55分	9時08分	8時53分
サンプリング終了時刻	17時06分	16時56分	16時55分	17時08分	16時53分
使用溶液*1	200ml×2	200ml×2	200ml×2	200ml×2	200ml×2
採取時間	8h	8h	8h	8h	8h
採取ガス量(L) *2	56.39	54.22	55.69	59.9	52.68
採取ガス流量(ml/min)	117	113	116	125	110
pH変化 前段	未測定→13.48	14.32→10.78	未測定→11.28	14.34→11.08	14.34→12.93
後段	未測定→14.29	14.32→14.31	未測定→14.37	14.34→14.28	14.34→14.42
CO <sub>2</sub> 濃度平均値(%) *3	7.82	7.91	7.90	7.85	7.65
O <sub>2</sub> 濃度平均値(%) *3	11.72	11.73	11.78	11.64	11.81
排気 (漏れ) CO <sub>2</sub> 平均値(ppm) *3	240	0	0	0	0

\*1 使用溶液は全て 2.0 mol/L 水酸化カリウム水溶液である。

\*2 採取ガス量は積算流量計で計測した値である。また採取ガス量は、吸収溶液およびシリカゲル通過後の、乾ベースかつ CO<sub>2</sub> 流量を除いた値。

\*3 煙道排ガス中 CO<sub>2</sub>・O<sub>2</sub> 濃度は 30 秒に一度測定、排気 CO<sub>2</sub> 濃度は 1 分に一度測定した。10 月 29 日、11 月 5、6 日について使用溶液量が 400 mL×2 となっているのは、はじめ 200 mL×2 で排ガスサンプリングを開始したところ排気 CO<sub>2</sub> 濃度が 3000ppm を超えたため吸収瓶を 500 mL のものに替えてサンプリングを行ったからである。排気 CO<sub>2</sub> 濃度が計測器の測定限界 (6000ppm) を超えたため、これらの日の排気 CO<sub>2</sub> 濃度は空欄となっている。ただし、排気 CO<sub>2</sub> が 3000ppm を超えて高い値を示していたのは煙道排ガスが配管内に残っており、その煙道排ガス CO<sub>2</sub> 濃度を排気 CO<sub>2</sub> 濃度として計測していたためであった。11 月 7 日以降はサンプリング用とは別の吸収溶液で数十分間排ガス吸収を行い、配管内の気体を排ガス吸収後の気体で置

換してから排ガスサンプリングを行ったため、排気 CO<sub>2</sub>濃度は 11 月 20 日以外サンプリングを通して 0ppm であった。11 月 20 日については排気 CO<sub>2</sub>濃度が 8 時間平均で 240ppm となった。排気 CO<sub>2</sub>濃度はサンプリング中を通して 100ppm～400ppm の範囲を推移していた。このため配管のどこかに漏れがあり、空気を吸引しており空気中 CO<sub>2</sub>濃度の影響を受けていた可能性がある。ただし、排気 CO<sub>2</sub>濃度は 240ppm と目標値の 3000ppm 以下になっているのでこの日のサンプルも他と同様に同位体選択の影響のない試料として取り扱うこととした。採取ガス流量は採取ガス量をサンプリング時間で割った値である。予備実験では、採取ガス流量を 100 mL/min を予定していた。。しかし、実際に焼却炉排ガスの採取に用いたポンプの性能では 100 mL/min で安定して気体を吸引するのは困難だったため、採取ガス流量が 100 mL/min よりも多少大きい値となった。10 月 29 日については機材の性能では 100 mL/min 程度の流量では積算流量計が作動しなかったため他よりもかなり大きな値となった。

続いて 2012 年 11 月 20 日に行った 1 時間サンプリングの内容を表 3.2 に示した。

1 時間サンプリングにおいては、まずガスバッグに流量約 100 mL/min で 1 時間かけて約 6 L の排ガスを捕集し、その後ガスバッグから吸収溶液に流量約 100 mL/min で 30 分程度かけて約 3 L の排ガスを吸収させた。ガスバッグに捕集した排ガスは十分に混合されていると考え、吸収溶液に吸収された排ガス 3 L は 1 時間サンプリング 6 L の結果を代表するとした。

排気 CO<sub>2</sub>濃度は 10 分に一度計測した。8 時間サンプリングの場合と採取ガス流量は同じにもかかわらず、排気 CO<sub>2</sub>濃度が若干高いのは吸収溶液の量が少なく、また溶液濃度が低いためである。

表 3.2 排ガス 1 時間サンプリング実施内容

採取時間	9:06~10:06	10:06~11:06	11:06~12:06	12:06~13:06	13:06~14:06	14:06~15:06	15:06~16:06	16:06~17:06
採取ガス量(L)	6	6	6	6	6	6	6	6
吸収溶液量(ml)	200	200	200	200	200	200	200	200
吸収ガス量(L)	3	3	3	3	3	3	3	3
排気CO <sub>2</sub> 濃度(ppm)	291	156	139	201	237	220	252	153

### 3.2.1.2. 24 時間サンプリング

#### (1)サンプリング実施場所

京都市東北部クリーンセンターで排ガスサンプリングを行った。この施設が焼却しているのは収集した「家庭ごみ」、「事業ごみ」、「持ち込みごみ」、そして「粗大ごみの破碎残渣」である。京都市では「缶・びん・PET ボトル」、「その他プラスチック製容器包装」は、分別回収、リサイクルされている。焼却能力は 700 t/24h (350 t/24h×2 基)で、焼却炉の形式はストーカ炉である。

## (2) サンプルング実施期間

25日間連続の排ガスサンプルングを2013年11月7日から12月2日にかけて実施した。試料の採取時間は24時間である。

## (3) サンプルング装置概要

使用したサンプルング装置の概要を図3.2に示す。排ガス採取地点は、排ガス処理後の煙突出口手前である。サンプルング装置はまずドレンセットにより煙道排ガス中水分を除去した後、3つに分岐させた。一つ目の配管はドレンポットを介してCO<sub>2</sub>・O<sub>2</sub>測定装置に接続し、煙道排ガス中のCO<sub>2</sub>・O<sub>2</sub>濃度を測定した。二つ目、三つ目の配管は同じ構造とした。シリカゲルにより水分を再度除去し、ポンプとマスフローコントローラーで流量を約10 ml/minに調整した排ガスをガスバッグに採取した。ガスバッグ採取を二つの配管で行ったのは、試料の予備を確保しておくためである。

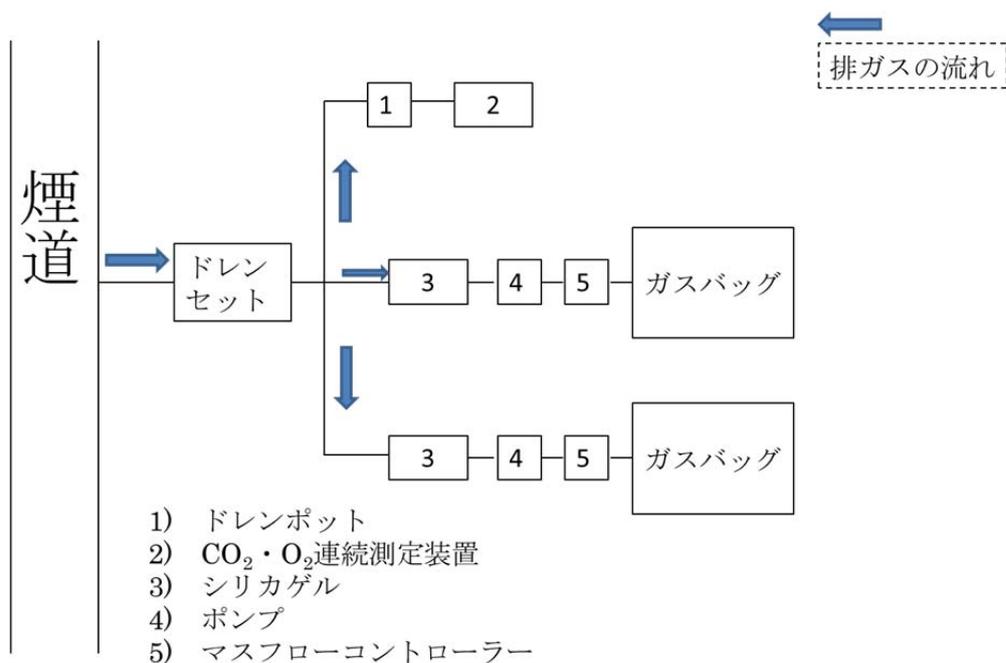


図 3.2 排ガスサンプルング装置模式図(2013年11月使用)

## (4) サンプルング方法

ごみ焼却排ガス中CO<sub>2</sub>を採取する方法としては、2013年11月の24時間サンプルングで使用したガスバッグに直接採取する方法 [4] [13]と2012年11月に使用した強アルカリ溶液にCO<sub>2</sub>を吸収させる方法 [12] [14] [15]の2つが存在する。

強アルカリ溶液に吸収させる場合には試料調製段階などでの大気中CO<sub>2</sub>の混入の恐れがある。また、pMC値を測定する場合には同位体選択による溶液への<sup>14</sup>CO<sub>2</sub>と<sup>13</sup>CO<sub>2</sub>・<sup>12</sup>CO<sub>2</sub>の吸収効率の違いに注意する必要がある。Palstra and Meijer [14]によれば、<sup>14</sup>CO<sub>2</sub>の方

が  $^{13}\text{CO}_2 \cdot ^{12}\text{CO}_2$  よりも  $\text{NaOH}$  に吸収される速度が小さい。そのため、排ガス中  $\text{CO}_2$  を  $\text{NaOH}$  水溶液に 100% 吸収させることができなかつた場合、溶液中  $^{14}\text{CO}_2$  割合が排ガス中  $^{14}\text{CO}_2$  割合よりも低くなる。つまり、強アルカリ溶液で排ガス中  $\text{CO}_2$  を吸収する場合には、 $\text{CO}_2$  の全量を吸収し破過が生じないことが必要である。このため、2012 年 11 月のサンプリングでは吸収溶液からの破過  $\text{CO}_2$  濃度を吸収瓶後段の  $\text{CO}_2$  測定装置で監視した。このように、強アルカリ溶液を使用する方法には、pMC 測定値に影響を与える要因が存在する。

一方ガスバッグに直接採取する方法では、長時間のサンプリングの場合には採取ガス体積が大きくなる。これにより、ガスバッグ試料の輸送が困難になり、ガスバッグが破損する危険性も大きくなる。そのため、元の大きなガスバッグからいくつかの小さなガスバッグに試料を移し替え、その小さなガスバッグ試料を pMC 測定試料とすることとした。移し替えによる測定値のばらつきを確認するため、2013 年 12 月 17 日から 19 日にかけて 50 L アルミニウムバッグに採取した排ガスを 5 つの 3 L バッグに小分けし、それら 5 つのガス試料のバイオマス炭素比率を測定した (表 3.3)。AMS 測定の測定誤差 0.2% に対し、5 試料の標準偏差は 0.27 と小さく、移し替えによる影響は小さいと判断した。

表 3.3 小分けした 3 L バッグ試料 pMC 測定結果

サンプリング日	2013/12/17-19 1	12/17-19 2	12/17-19 3	12/17-19 4	12/17-19 5	平均	標準偏差
pMC(%)	64.5±0.2	64.8±0.2	64.5±0.2	64.7±0.2	64.1±0.2	64.5	0.27

### 3.2.2. 焼却ごみ組成の違いの把握を目的としたサンプリング

#### (1) サンプリング実施場所

サンプリングを行った産業廃棄物処理施設は、感染性廃棄物も処理対象としており、都市ごみ焼却施設に比べて、プラスチック類の割合が大きいごみを焼却していた。

#### (2) サンプリング実施期間

排ガス採取は 2013 年 12 月 12 日、13 日に行った。サンプリング時間及び採取ガス流量を表 3.4 に示した。

表 3.4 焼却ごみ組成の違いの把握を目的とした排ガスサンプリング実施条件

サンプリング実施日	2013年12月12日	12月12日	12月13日	12月13日	12月13日
サンプリング時間	10:05-11:15	11:30-12:30	12:10-12:45	13:00-13:50	14:00-15:00
採取ガス流量(ml/min)	30	30	30	30	200

#### (3) サンプリング装置概要

基本的な構成は 2013 年 11 月に京都市東北部クリーンセンターで使用した装置と同じである。ただし、表 3.4 の 12 月 13 日 14:00-15:00 に実施したサンプリングについては、ニ

ードルバルブ付流量計を使用して、流量を制御した。それ以外のサンプリングについては、マスフローコントローラーを使用した。

### 3.2.3. 簡易化した装置での排ガスサンプリング

本項では、図 3.2 で示した排ガスサンプリング装置を簡易化し、サンプリングコストの低減を目的とした排ガスサンプリングについて示す。図 3.2 で示したサンプリング装置では、煙道フランジに機材を取り付け、そこから配管を伸ばしてポンプ・ガスバッグなどに接続していた。フランジを開けて機材を取り付ける際には、保護マスク・耐熱手袋の着用が必要となる。本研究では、廃棄物焼却炉に設置されている排ガス中有害成分を測定するための排ガス常時分析装置からの排ガスを利用することによって、排ガス採取の簡易化を図った。フランジへの機材の取り付けなどが不要になり、保護マスク・耐熱手袋の着用が不要となる。また、排ガス分析装置において、水分除去やダスト除去が既にされているため、排ガス採取装置の簡素化が可能となる。 $^{14}\text{C}$ 法では、 $\text{CO}_2$ 濃度の絶対値の測定は不要であり、 $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ の比率が分かればよい。このため、排ガス分析装置出口ガスを利用するためには、同位体選択的なプロセスを経るおらず、化石由来炭素あるいは生物由来炭素の混入が生じないことが条件である。対象とした排ガス分析装置（HORIBA 煙道排ガス分析装置 ENDA-5000 および島津製作所 NSA-308）は、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{CO}$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{O}_2$ をNDIR法および $\text{O}_2$ について磁気圧力式または磁気風方式で測定するものである。 $^{14}\text{C}$ 測定に影響するプロセス、は含まないと考えられた。ただし、測定装置内での空気の混入や、自動校正時の標準ガス（ $\text{N}_2$ ガス、 $\text{CO}_2$ ガス）の使用等によって、出口排ガスのpMC値が真値である分析装置入口ガスのpMC値と異なる可能性も存在する。そこで、測定装置出口排ガスがpMC測定試料として使用可能かを判断するため、入口・出口両方でサンプリングを行い、pMC値を比較した。

#### (1)サンプリング実施場所・実施期間

まず、2014年8月19～21日にかけて産業廃棄物焼却施設でサンプリングを行った。30分×10回の短時間サンプリングと8時間の長時間サンプリングを行った。

次に、都市ごみ焼却炉での測定装置出口排ガス使用可能性を判断するため、10月28～30日にかけて京都市東北部クリーンセンターでサンプリングを行った。サンプリング時間は6時間及び24時間である。

#### (2)サンプリング装置概要

2014年8月に産業廃棄物焼却炉で使用したサンプリング装置概要を図3.3に示す。入口・出口の両方で同時に同じ流量でサンプリングを行った。産業廃棄物焼却炉に設置されていた排ガス分析装置は、HORIBA 煙道排ガス分析装置 ENDA-5000であった。

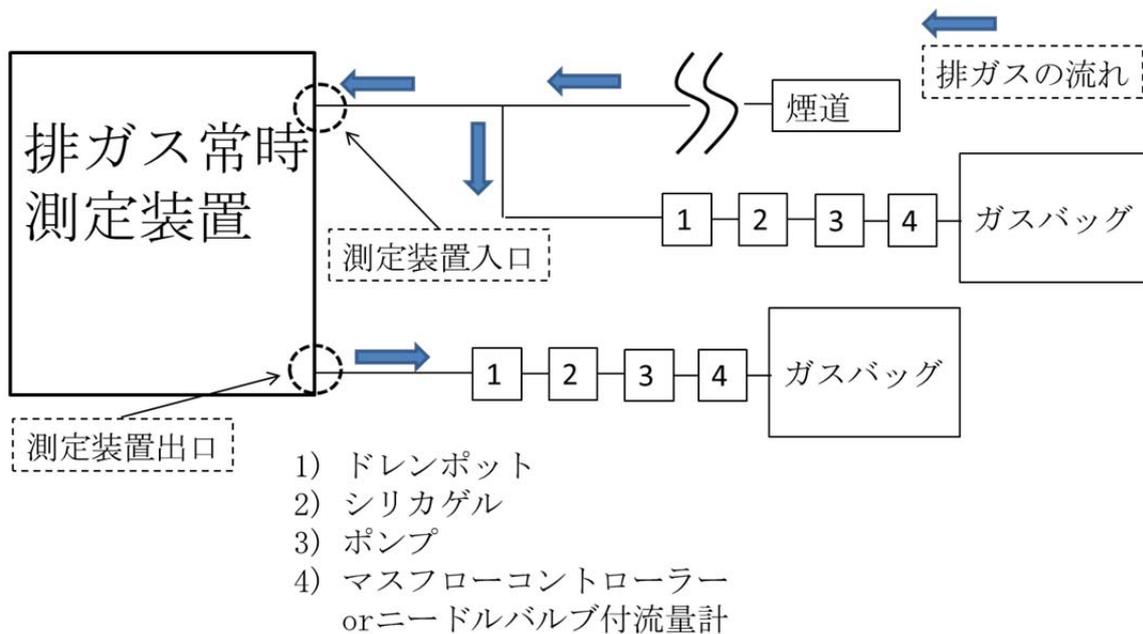


図 3.3 排ガス採取簡易化実験での排ガスサンプリング装置模式図（産業廃棄物焼却施設）

2014年10月に京都市東北部クリーンセンターで使用したサンプリング装置概要を図3.4に示す。京都市東北部クリーンセンターに設置されていた排ガス分析装置は、株式会社島津製作所 NSA-308であった。また、図3.5にフランジ及び採取口の写真を図3.6に排ガス分析装置出口の写真を示す。両者の写真を見ると分かるように、分析計出口では必要な機材が少なくなっており、装置の簡略化が可能となっている。

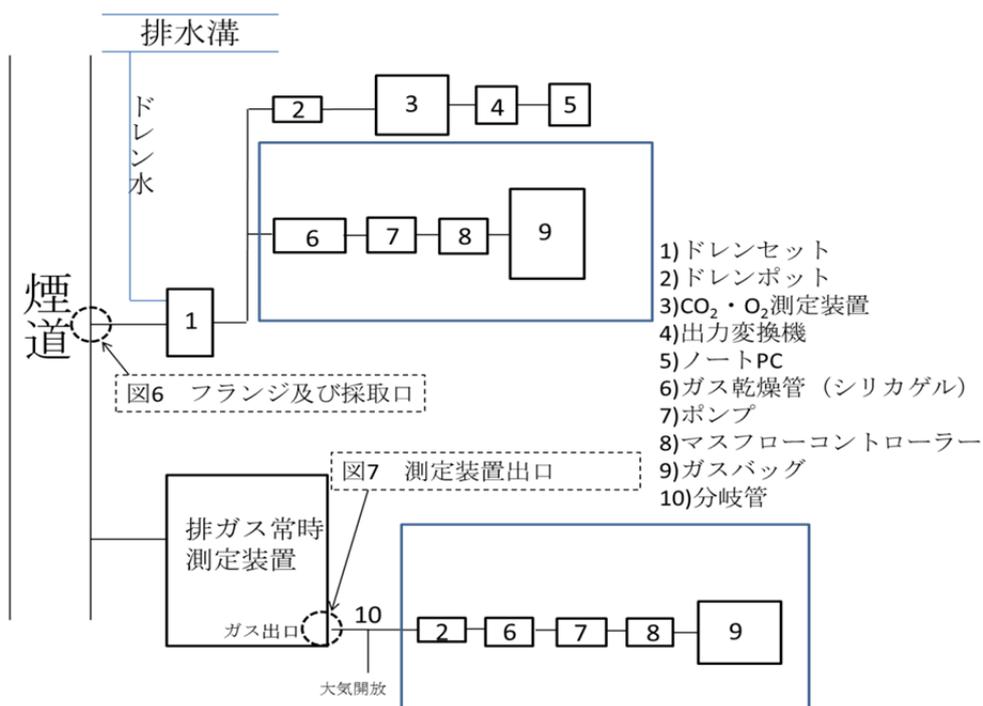


図 3.4 排ガス採取簡易化実験での排ガスサンプリング装置模式図（都市ごみ焼却施設）

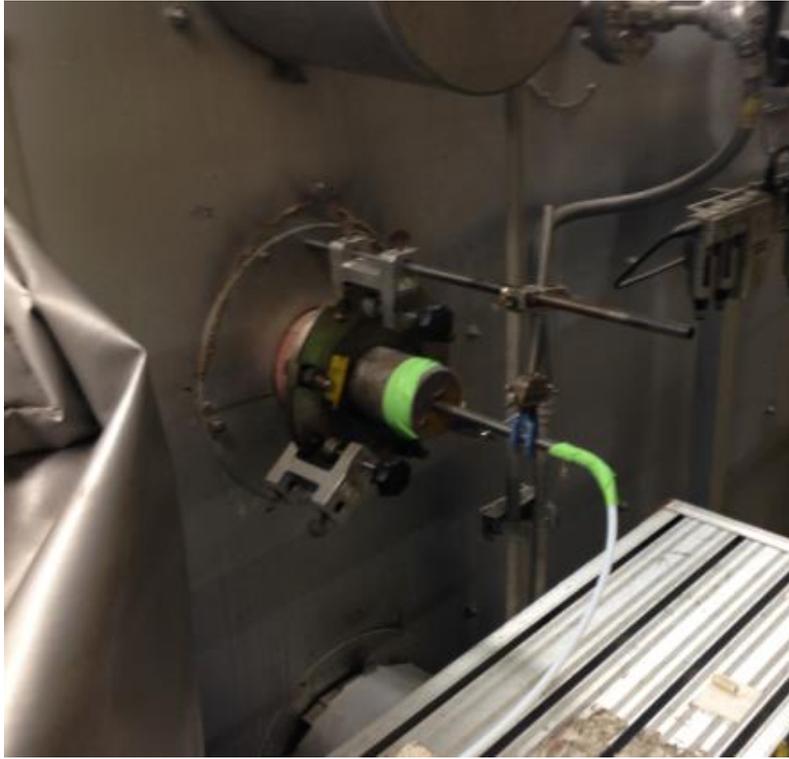


図 3.5 フランジ及び採取口



図 3.6 測定装置出口

### 3.3. 研究結果と考察

#### 3.3.1. 都市ごみ焼却炉排ガス中 $^{14}\text{C}$ 割合の時間的変動特性把握のためのサンプリング

##### 3.3.1.1. 結果

図 3.7、図 3.8 に 2012 年 11 月に採取した 1 時間サンプル、8 時間サンプル、図 3.9 に 2013 年 11 月に採取した 24 時間サンプルの pMC 測定結果を示す。1 時間サンプルの平均値は 64.5%、標準偏差は 1.53%、8 時間サンプルの平均値は 64.8%、標準偏差は 1.88%であった。また、24 時間サンプルの平均値は 67.1%、標準偏差は 0.73%であった。

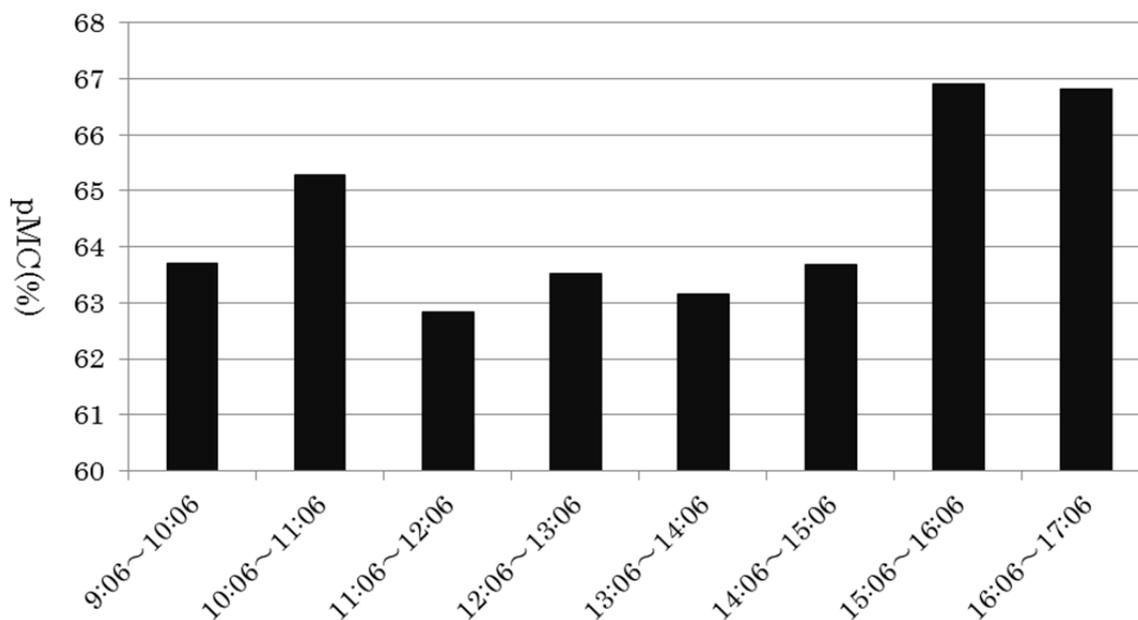


図 3.7 1 時間サンプル 8 回の pMC 測定結果 (2012 年 11 月 20 日京都市南部クリーンセンター)

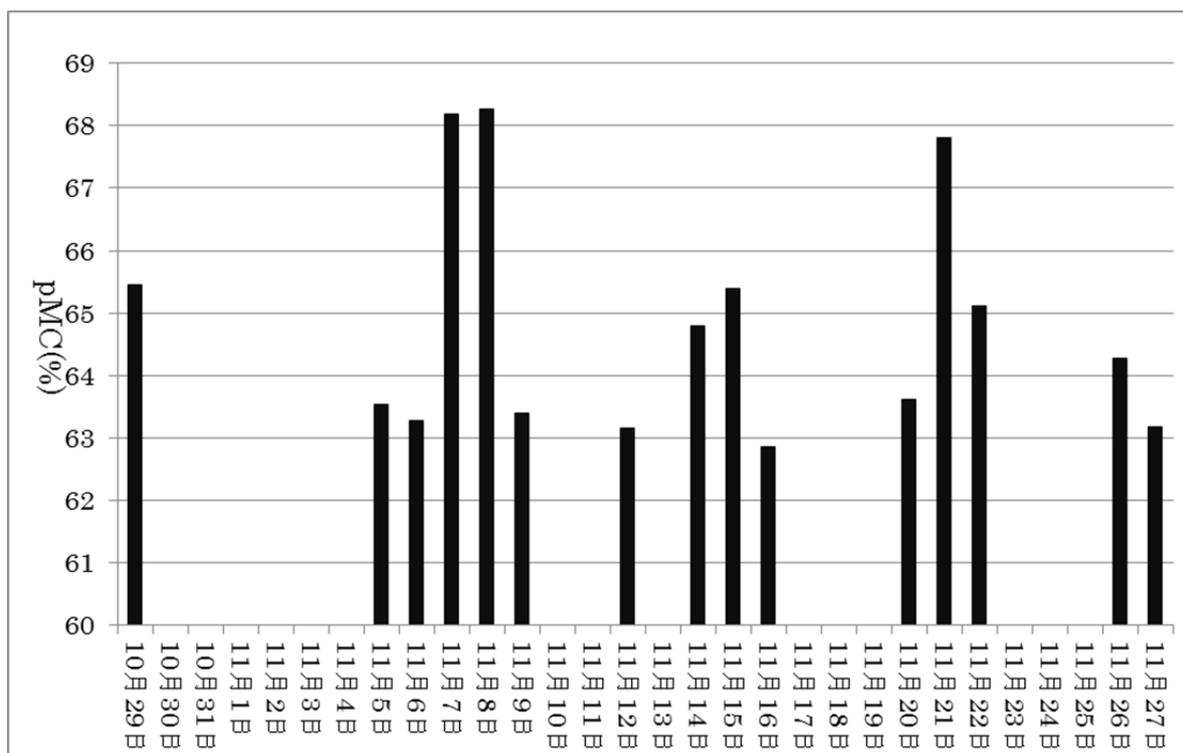


図 3.8 8時間サンプル14回のpMC測定結果(2012年京都市南部クリーンセンター、10月29日のみ京都市東北部クリーンセンター)

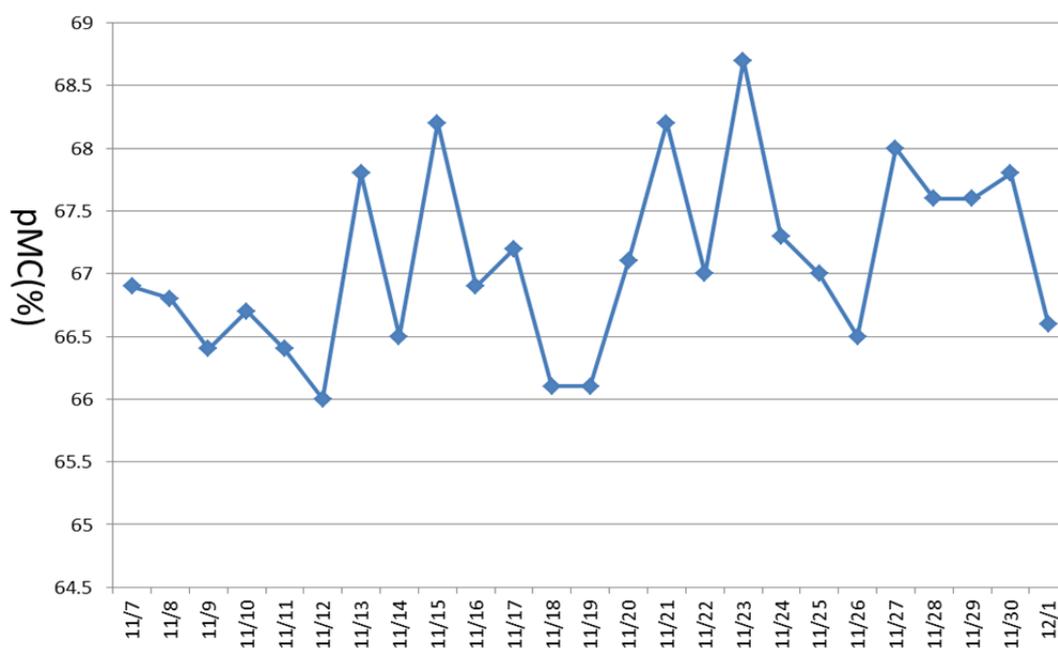


図 3.9 24時間サンプル25回のpMC測定結果(2013年11月京都市東北部クリーンセンター)

### 3.3.1.2. 測定値の自己相関

1 時間サンプル、8 時間サンプル及び 24 時間サンプルについて、自己相関係数を求めた（表 3.5、表 3.6、表 3.7）。いずれも自己相関がないとの帰無仮説は棄却されず（ $p$  値  $> 0.1$ ）、有意な自己相関は認められなかった。

表 3.5 1 時間サンプルの自己相関係数に関する  $t$  検定結果

ラグ	1	2	3	4	5	6	7
自己相関係数	0.245	-0.070	-0.190	-0.251	-0.054	-0.001	-0.078
標本数	7	6	5	4	3	2	1
$t$ 値	0.565	-0.140	-0.336	-0.367	-0.054	—	—
$p$ 値	0.702	0.448	0.380	0.374	0.483	—	—

表 3.6 8 時間サンプルの自己相関係数に関する  $t$  検定結果

ラグ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
自己相関係数	0.028	-0.411	-0.028	0.034	-0.396	-0.040	0.251	-0.077	-0.348	0.071
標本数	9	6	4	5	6	8	7	5	4	4
$t$ 値	0.073	-0.900	-0.039	0.059	-0.863	-0.098	0.581	-0.135	-0.525	0.100
$p$ 値	0.528	0.209	0.486	0.522	0.218	0.463	0.707	0.451	0.326	0.535

表 3.7 24 時間サンプルの自己相関係数に関する  $t$  検定結果

ラグ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
自己相関	0.052	0.242	-0.223	-0.141	-0.162	0.286	0.296	0.308	-0.179	-0.017
自由度	22	21	20	19	18	17	16	15	14	13
$t$ 値	0.242	1.145	-1.025	-0.619	-0.696	1.232	1.238	1.252	-0.682	-0.060
$p$ 値	0.405	0.133	0.159	0.272	0.248	0.117	0.117	0.115	0.253	0.477

ストーカ炉に投入されるごみは瞬間的に燃え尽きるわけではなく、一定の時間焼却炉で燃え続ける。そのため、ある時点の排ガス中バイオマス炭素比率はその前の時点のバイオマス炭素比率と正の相関を持つことになるかと予測される。つまり、十分に短い期間を考えれば、一回あたり投入されたごみの焼却炉中での残存時間の影響により各サンプル間で排ガス中バイオマス炭素比率に相関が生じるはずである。しかし、1 時間という期間では、その影響が小さくなり各期間に投入されたごみの組成を反映して、バイオマス炭素比率が変動することになる。そして、各期間で投入されるごみの組成には相関がなかったため、バイオマス炭素比率にも有意な相関が生じなかったと推察される。

また、家庭ごみは平日と週末で組成が違っても考えられるが、表 3.7 の 24 時間サンプル測定結果からは曜日によるバイオマス炭素比率の特性は検出されなかった。

以上の結果から、1 か月に 1 度、24 時間排ガス試料を採取した場合、焼却炉排ガス中の<sup>14</sup>C 割合の月平均値を標準偏差 0.73%（相対標準偏差 1.09%）で推定できることが分かった。

### 3.3.1.3. サンプル時間がサンプリング誤差に与える影響

24 時間サンプルのバイオマス炭素比率測定値( $F_{bio,24,i}$ )は、定数項( $a$ )と排ガス組成のばらつきに由来する分散を持つ誤差項( $e_{gas,i}$ )、そして AMS 法の測定誤差に由来する分散( $\sigma_{AMS}^2$ )を持つ誤差項( $e_{AMS,i}$ )の和であると考え、式(3.2)の形で表現できる。

$$\begin{aligned}
 F_{bio,24,i} &= a + e_{gas,i} + e_{AMS,i} & (3.2) \\
 E(F_{bio,24,i}) &= a \\
 Var(F_{bio,24,i}) &= Var(e_{gas,i}) + Var(e_{AMS,i}) = \sigma^2 + \sigma_{AMS}^2
 \end{aligned}$$

各排ガス中バイオマス炭素比率測定値に自己相関がない場合には、式(3.2)から  $24 \times n$  時間 ( $n$  日)サンプルの値を表すモデル式は式(3.3)で表現できる。

$$\begin{aligned}
 F_{bio,24n,j} &= \frac{1}{n} \left\{ \sum_{i=1}^n a + e_{gas,i} \right\} + e_{AMS,j} & (3.3) \\
 E(F_{bio,24n,j}) &= a, \quad Var(F_{bio,24n,j}) = \frac{\sigma^2}{n} + \sigma_{AMS}^2
 \end{aligned}$$

式(3.3)に基づいて計算した  $n$  日サンプルの標準偏差を図 3.10 に示した。AMS 測定の誤差に由来する標準偏差は 0.23%で一定であり、排ガスサンプリングの誤差に由来する標準偏差は 0.69%（1 日間）から 0.27%（7 日間）に減少する。このため、pMC 測定値の標準偏差は 0.73%（1 日間）から 0.36%（7 日間）に約半減すると予想された。

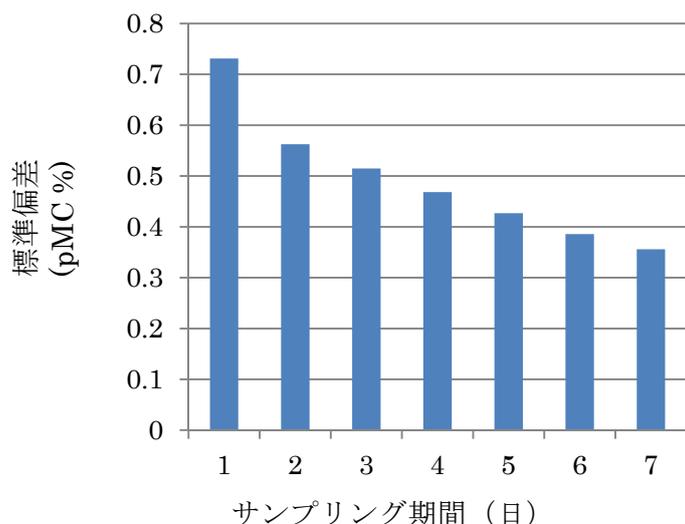


図 3.10 サンプリング日数による pMC 測定値標準偏差の変化

### 3.3.2. 焼却ごみ組成の違いの把握を目的としたサンプリング

表 3.8 に 2013 年 12 月に産業廃棄物焼却炉で採取したガス試料の pMC 値測定結果を示した。表中の±の後の数値は pMC 測定方法の測定誤差である。

産業廃棄物焼却施設の pMC 測定値は 15.7%～24.6%であり、都市ごみ焼却施設の測定値約 67%よりも大幅に低かった。産業廃棄物焼却施設での測定月（12 月）の搬入記録によれば、湿重量ベースでプラスチック類が約 70%、廃油類が約 15%を占めていた。産業廃棄物焼却施設の pMC 測定値は、化石由来炭素が多く、生物由来炭素が少ないというごみ質を反映していることが確認された。

表 3.8 産業廃棄物焼却施設サンプル測定結果

サンプリング実施日	2013年12月12日	12月12日	12月13日	12月13日	12月13日
サンプリング時間	10:05-11:15	11:30-12:30	12:10-12:45	13:00-13:50	14:00-15:00
採取ガス流量(ml/min)	30	30	30	30	200
pMC(%)	21.0±0.1	22.2±0.1	24.6±0.1	19.9±0.1	15.7±0.1

### 3.3.3. 簡易化した装置での排ガスサンプリング

図 3.11 に 2014 年 8 月 19、20 日にかけて産業廃棄物焼却施設で採取した排ガス試料の pMC 値測定結果を示した。AMS 法の測定誤差は±0.1%である。また、図 3.12 に 2014 年 10 月 28～30 日にかけて京都市東北部クリーンセンターで採取した排ガス試料の pMC 値測定結果を示す。AMS 法の測定誤差は±0.2%である。

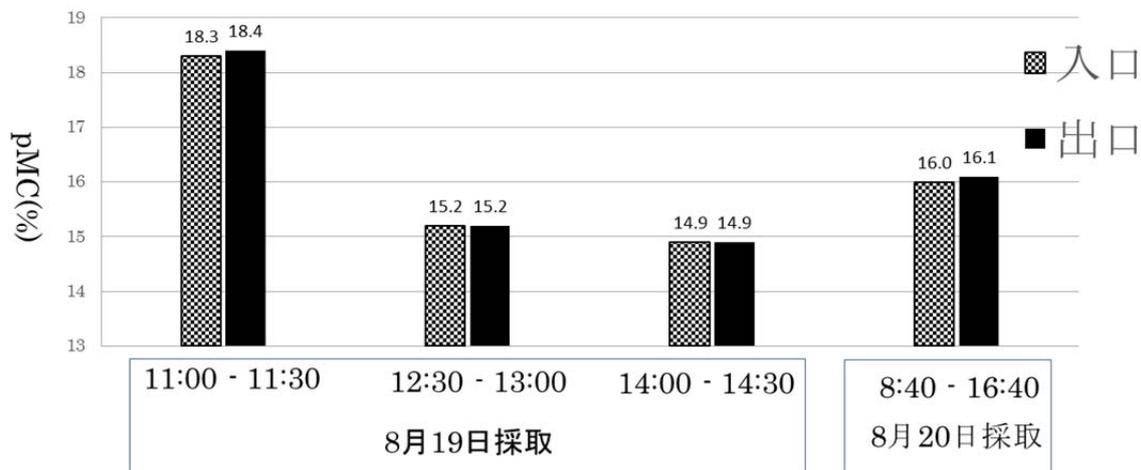


図 3.11 産業廃棄物焼却施設 排ガス測定装置入口・出口ガスサンプル測定結果

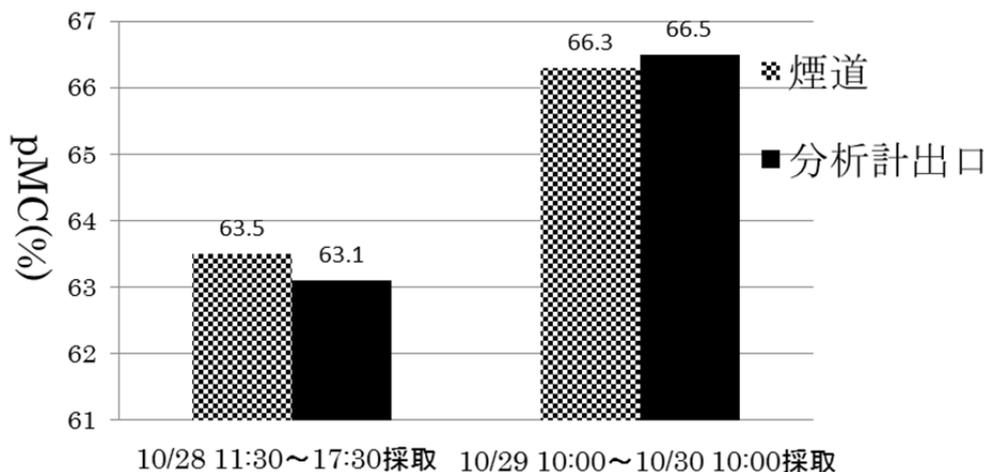


図 3.12 京都市東北部クリーンセンター煙道・排ガス測定装置出口ガス測定結果

排ガス測定装置出口ガスの pMC 測定値は、真値と考えられる入口ガスの pMC 測定値と測定誤差の範囲内で一致していた（図 3.11）。また、都市ごみ焼却施設の排ガス測定装置出口ガスの pMC 測定値は、真値と考えられる煙道排ガスの pMC 測定値と測定誤差（ $2\sigma = 0.4\%$ ）の範囲内で一致していた（図 3.12）。これらの結果から、排ガス測定装置出口ガスは pMC 値測定試料として使用可能であることが確認できた。

#### 4. 都市ごみ中バイオマスの $^{14}\text{C}$ 割合推定

##### 4.1. $^{14}\text{C}$ 法におけるバイオマス中 $^{14}\text{C}$ 割合推定に関する課題

都市ごみバイオマス中の  $^{14}\text{C}$  割合（以下  $pMC_{bio}$  と表記）はごみ組成ごとの  $pMC$  値をバイオマス炭素含有量で加重平均することにより、求めることができる(式(4.1))。ただし、 $i$  はバイオマスの組成とする。

$$pMC_{bio} = \frac{\sum M_i \cdot Cb_i \cdot pMC_i}{\sum M_i \cdot Cb_i} \quad (4.1)$$

$pMC_{bio}$  : 都市ごみバイオマス中  $^{14}\text{C}$  割合

$M_i$  : 組成  $i$  の都市ごみ中乾重量比率

$Cb_i$  : 組成  $i$  のバイオマス炭素含有率

$pMC_i$  : 組成  $i$  の  $pMC$  値

式(4.1)より、 $pMC_{bio}$  を算出するためには、組成  $i$  の都市ごみ中乾重量比率( $M_i$ )、組成  $i$  のバイオマス炭素比率( $Cb_i$ )、組成  $i$  の  $pMC$  値( $pMC_i$ )を算出する必要があるが、各パラメータに関していくつかの問題点が存在している。

まず  $i$  の組成区分については、細かい分類を用いるほど精緻な推定が可能になる。一方で、細かすぎる分類では、対応するごみ組成割合のデータ等が特定の都市にしか存在せず、全国各都市での推定ができない。すなわち、全国の焼却施設における  $pMC_{bio}$  を算出するためには、全国で統一的に入手できるごみ質データの組成区分に基づいた推定方法が必要になる。そこで、本研究では組成区分  $i$  を「紙類」、「繊維類」、「厨芥類」、「木・竹・わら類」、「その他」の 5 つに絞った、全国各都市の  $pMC_{bio}$  推定が可能な手法を開発した。この手法はで紹介する。

$Cb_i$  に関する課題として、都市ごみの中に含まれる化石由来素材複合バイオマスの存在があげられる。例えば、表面に化石由来炭素を含む塗料が塗られている塗工紙においては、塗料部分の化石由来炭素割合を算出し、 $Cb_i$  を補正する必要がある。また、紙おむつは紙、高分子吸水材、ポリエステル・ポリプロピレンなどの不織布といった複数の素材から構成されている [20]。すなわち、生物由来炭素と化石由来炭素の両方が含まれている製品である。このため、紙おむつの各素材重量割合を測定する必要がある。本研究では塗工紙及び紙おむつのバイオマス炭素比率の推定を行った。この推定についてはで紹介する。

続いて  $pMC_i$  に関する課題を説明する。1.2.3 で説明したように、バイオマスは生長した時期の大気中  $^{14}\text{C}$  を吸収する。そのため、厨芥類や雑草などの寿命が短いバイオマス中の  $^{14}\text{C}$  割合は、現在の大気中  $^{14}\text{C}$  割合と等しい。しかし、1950 年代に始まった大気圏内核実験の影響により、 $pMC$  値が特異的に高かった時期が存在する。そのため、この時期に育った木材を使用している紙類や木製製品中の  $^{14}\text{C}$  割合については補正が必要となる。本研究では、紙類及び木製家具の  $^{14}\text{C}$  割合推定を行った。この推定については 4.2.3 で紹介する。

## 4.2. 研究方法

### 4.2.1. 全国各都市で利用可能な都市ごみ中バイオマスの<sup>14</sup>C割合推定手法

本研究では、式(4.2)で $pMC_{bio}$ を推定した。

$$pMC_{bio} = \frac{pMC_{pa\_n} + pMC_{cl\_n} + pMC_{ga\_n} + pMC_{wo\_n} + pMC_{ot\_n}}{pMC_{pa\_d} + pMC_{cl\_d} + pMC_{ga\_d} + pMC_{wo\_d} + pMC_{ot\_d}} \quad (4.2)$$

pa : 紙類(paper)

cl : 繊維類(cloth)

ga : 厨芥類(garbage)

wo : 木・竹・わら類(wood)

ot : その他(other)

添え字 n は numerator (分子)、d は denominator (分母) を表す。

ただし、式(4.2)内の各項は以下の式で表される。式及び式中のパラメータの詳細な意味については 4.2.4 で説明する。

$$pMC_{pa\_n} = (M_{pa} - m_{pd}) \cdot \sum_{i=1}^4 f_i \cdot Cb_i \cdot pMC_i + m_{pd} \cdot r_{pa} \cdot Cb_{pd} \cdot pMC_{pd} \quad (4.3)$$

$$pMC_{pa\_d} = (M_{pa} - m_{pd}) \cdot \sum_{i=1}^4 m_i \cdot Cb_i + m_{pd} \cdot r_{pa} \cdot Cb_{pd} \quad (4.4)$$

$$pMC_{cl\_n} = (M_{cl} \cdot r_{n_{cl}} + m_{pd} \cdot r_{cl}) \cdot Cb_{cl} \cdot pMC_{present} \quad (4.5)$$

$$pMC_{cl\_d} = (M_{cl} \cdot r_{n_{cl}} + m_{pd} \cdot r_{cl}) \cdot Cb_{cl} \quad (4.6)$$

$$pMC_{ga\_n} = M_{ga} \cdot Cb_{ga} \cdot pMC_{present} \quad (4.7)$$

$$pMC_{ga\_d} = M_{ga} \cdot Cb_{ga} \quad (4.8)$$

$$pMC_{wo\_n} = M_{wo} \times \left( \sum_{i=1}^3 m_{long-wood_i} \cdot Cb_{wo} \cdot pMC_i + \sum_{i=1}^3 m_{present-wood_i} \cdot Cb_{wo} \cdot pMC_{present} \right) \quad (4.9)$$

$$pMC_{wo\_d} = M_{wo} \times \left( \sum_{i=1}^3 m_{long-wood_i} \cdot Cb_{wo} + \sum_{i=1}^3 m_{present-wood_i} \cdot Cb_{wo} \right) \quad (4.10)$$

$$pMC_{ot\_n} = M_{ot} \cdot Cb_{ot} \cdot pMC_{ot} \quad (4.11)$$

$$pMC_{ot\_d} = M_{ot} \cdot Cb_{ot} \quad (4.12)$$

式(4.2)ではごみ組成区分を「紙類(pa)」、「繊維類(cl)」、「厨芥類(ga)」、「木・竹・わら類(wo)」、「その他(ot)」の5つとしている。この組成区分は1.2.2で紹介したFIT制度を導入しているごみ処理施設で必要とされているごみ組成調査の分類区分に準拠している。この分類区分を利用することにより、FIT制度を導入しているごみ処理施設でのごみ組成重量割合( $M_i$ )を利用でき、 $pMC_{bio}$ の算出が可能になる。一方、式(4.3)～式(4.12)で使用しているパラメータの中には、全国を代表するようなデータが存在しないものもある。そのようなパラメータについては、特定の都市で行われた調査結果を基に推定値を設定する必要がある。そのため、各パラメータの推定精度を反映した $pMC_{bio}$ 全体の精度の評価が重要となる。そこで、本研究では各パラメータにそれぞれ分布を設定し、モンテカルロシミュレーションによって $pMC_{bio}$ の精度の評価を行った。各パラメータの設定方法及びモンテカルロシミュレーションの詳細については、4.2.4で説明する。

#### 4.2.2. 化石由来炭素複合バイオマスのバイオマス炭素比率推定

##### 4.2.2.1. 紙類のバイオマス炭素比率推定

塗工紙、塗工板紙には化石由来炭素を含む塗料が塗られているため、塗料由来の炭素量とバイオマス由来の紙部分炭素量の割合を算出する必要がある。紙類バイオマス炭素比率を以下の式(4.13)で計算した。

$$C_b = \frac{\sum_i \text{紙部分炭素重量}_i}{\sum_i \text{焼却量}_i} = \frac{\sum_i \text{焼却量}_i \times (1 - \text{塗料重量割合}_i) \times \text{紙部分炭素重量割合}}{\sum_i \text{焼却量}_i} \quad (4.13)$$

$i$ は紙の分類である。バイオマス炭素比率の計算に使用した紙類分類区分を表4.1に示す。塗布されている塗料の量の違いによって、塗工紙の中にもいくつかの種類が存在しているため、それぞれに異なる塗工重量割合を設定する必要がある。紙部分炭素重量割合はすべての $i$ に対して0.44(セルロースの炭素重量割合)を使用した。以下では、紙類の各分類 $i$ の焼却量及び塗料重量割合の算出方法を説明する。

表 4.1 紙類区分

大分類	小分類
塗工紙	微塗工印刷紙
	アート紙
	コート紙
	軽量コート紙
	その他塗工印刷紙
非塗工紙	新聞巻取紙
	非塗工紙
	未ざらし包装紙
	ざらし包装紙
塗工板紙	塗工白板紙
非塗工板紙	非塗工白板紙
	段ボール原紙
	黄・チップ・色板紙
	雑板紙

< 焼却量 >

焼却される紙の量は以下の式(4.14)で求めた。

$$\text{焼却量} = \text{国内消費量} - \text{古紙国内回収量} \quad (4.14)$$

$$\text{国内消費量} = \text{製紙メーカー払出量} + \text{輸入量} - \text{輸出量}$$

$$\text{古紙国内回収量} = \text{製紙メーカー入荷} - \text{古紙輸入量} + \text{古紙輸出量} + \text{古紙パルプ入荷量}$$

使用するデータの出典は表 4.2 の通りである。ただし、表 4.2 中の 4 つの統計データはそれぞれ紙の分類の違いがあったため、表 4.1 の分類に統一した。

表 4.2 紙類焼却量算出に使用したデータ

使用データ	出典
製紙メーカー払出量	日本製紙連合会 “紙・板紙統計年報 [21]”
輸入量	財務省 “貿易統計 [22]”
輸出量	財務省 “貿易統計 [22]”
古紙国内回収量	古紙再生促進センター “古紙ハンドブック 2012, 2010 [23]” “古紙需給統計 2013 [24]”

図 4.1 に式(4.14)に従って計算した 2000 年から 2013 年における種類別紙焼却量割合を示す。焼却量は表 4.1 の分類ごとに計算したが、図 4.1 では 4 つの大分類に足し合わせた結果を示している。また、4 つの大分類焼却量割合の平均及び標準偏差を表 4.3 に示す。

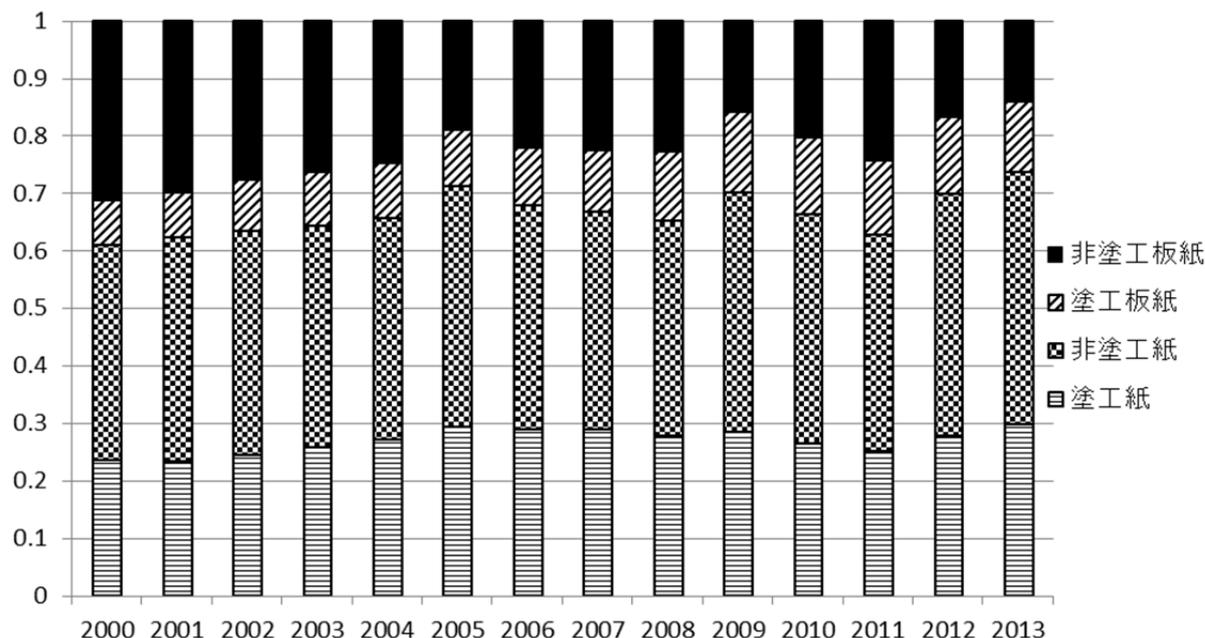


図 4.1 2000 年～2013 年種類別紙焼却量割合経年変化

表 4.3 種類別紙焼却量割合平均値及び標準偏差

大分類	焼却量割合平均 (2000～2013 年)	焼却量割合標準偏差 (2000～2013 年)
塗工紙	0.27	0.021
非塗工紙	0.39	0.020
塗工板紙	0.11	0.021
非塗工板紙	0.23	0.051

図 4.1、表 4.3 の計算結果より紙大分類の焼却量割合の年による変動は小さいことが分かる。

#### < 塗料重量割合 >

塗工紙と塗工板紙で入手できるデータの違いにより、算出方法が異なっているため、以下では、塗工紙、塗工板紙の順で塗料重量割合の設定方法を説明する。非塗工紙・非塗工板紙に関しては、塗料は塗られていないため塗料重量割合は 0 である。

[塗工紙]

紙・板紙統計年報 [21]に記載されている塗工紙の分類内容を表 4.4 に示す。塗料重量割合の違いによって、塗工紙の中でもいくつかの種類があることが分かる。さらに、印刷会社、紙業会社のホームページに記載されている塗工紙の塗料量を表 4.5 に示す。同じ塗工紙種類の中でも、塗料量に違いが存在していることが分かる。

表 4.4 紙・板紙統計年報における塗工紙分類内容

微塗工印刷用紙		1 m <sup>2</sup> 当たり両面で20 g程度以下の塗料を塗布、使用原紙は中質紙。雑誌の本文及びチラシ、カタログなどの商業印刷に使用されるもの。	
塗工印刷用紙	アート紙		1 m <sup>2</sup> 当たり両面で50 g前後の塗料を塗布、高級美術書、雑誌の表紙、口絵、ポスター、カタログ、カレンダーパンフレット、ラベルなどに使用されるもの。
	コート紙	上質コート紙	1 m <sup>2</sup> 当たり両面で40 g程度以下の塗料を塗布、使用原紙は上質紙。高級美術書、雑誌の表紙、口絵、ポスター、カタログ、カレンダー、パンフレット、ラベルなどに使用されるもの。
		中質コート紙	1 m <sup>2</sup> 当たり両面で40 g程度以下の塗料を塗布、使用原紙は中質紙。雑誌の本文、カラーページ、チラシなどに使用されるもの。
	軽量コート紙		1 m <sup>2</sup> 当たり両面で30 g程度以下の塗料を塗布、使用原紙は上質紙。雑誌の本文、カラーページ、チラシなどに使用されるもの。
	その他塗工紙	キャストコート紙	キャストコーターで生産され、アート紙よりも強光沢の表面を持ち、平滑性のすぐれた高級印刷用紙。高級美術書、雑誌の表紙などに使用されるもの
		エンボス紙	アート紙、コート紙、キャストコート紙などに、梨地、布目、絹目などのエンボス仕上げした高級印刷用紙。カタログ、パンフレットなどに使用されるもの
その他塗工紙		アートポスト、ファンシーコーテッドペーパーなど。絵葉書、商品下げ札、雑誌の表紙、口絵、グリーティングカード、商業印刷、高級包装などに使用されるもの	

表 4.5 塗工紙種類別塗料量

出典	華陽紙業株式会社 [25]	佐川印刷株式会社 [26]	株式会社紙藤原 [27]
分類	塗料量(g/m <sup>2</sup> )	塗料量(g/m <sup>2</sup> )	塗料量(g/m <sup>2</sup> )
微塗工紙	12 以下	約 5	12 以下
アート紙	40 前後	約 20	40 前後
コート紙	20 前後	約 15	20 前後
軽量コート紙	15 前後	約 10	15 前後

また、塗料重量割合を算出するためには紙自体の質量も求める必要がある。用紙の重量の表し方としては、面積 1 m<sup>2</sup>あたりの用紙の質量である坪量(g/m<sup>2</sup>)が一般的に使用されている。製紙メーカーの製品一覧(王子製紙製品一覧 [28]及び日本製紙ペーパーガイド [29])に記載されている種類別の塗工紙の坪量数値を収集した。各塗工紙種類に複数の製品が存在するため、その中の最大値・中央値・最小値を求めた。その結果を表 4.6 に示す。

**表 4.6 塗工紙種類別坪量**

分類	坪量(g/m <sup>2</sup> )		
	最大	中央	最小
微塗工紙	120	60	40
アート紙	256	157	79
コート紙	209	105	72
軽量コート紙	98	64	58
その他塗工印刷紙	209	128	60

表 4.5、表 4.6 から塗工紙の塗料量及び坪量は製品によって異なることが分かる。塗料重量割合の範囲を考慮し、紙類バイオマス炭素比率の取りうる値の範囲を把握するために、塗工紙種類別に塗料量・坪量それぞれの最大値・最頻値・最小値を設定し、塗工部分重量割合の最大値・最頻値・最小値を計算した。表 4.7 に各設定値と計算結果を示す。以上から、塗工紙の塗料重量割合が設定できた。

**表 4.7 坪量・塗工量設定値及び塗工部分重量割合計算結果**

分類	坪量(g/m <sup>2</sup> )			塗工量(g/m <sup>2</sup> )			塗料重量割合		
	最大	最頻	最小	最大	最頻	最小	最大	最頻	最小
微塗工紙	120	60	40	20	12	12	0.500	0.199	0.100
アート紙	256	157	79	50	40	40	0.632	0.255	0.156
コート紙	209	105	72	40	20	15	0.553	0.191	0.072
軽量コート紙	98	64	58	30	15	10	0.519	0.234	0.102
その他塗工印刷紙	209	128	60	50	40	10	0.833	0.313	0.048

[塗工板紙]

塗工板紙については、塗料量のデータが入手できなかったため、元素組成測定データからバイオマス炭素比率を算出する方法を使用した。

塗料の主成分は顔料とバインダーである。顔料としては、カオリンクレー Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>・2SiO<sub>2</sub>・2H<sub>2</sub>O (分子量：258)、炭酸カルシウム CaCO<sub>3</sub> (分子量：100)、二酸化チタン TiO<sub>2</sub> が

主な鉱物性顔料として使用されている [30] [31]。バインダーは顔料粒子同士を結合するために配合される。塗工用バインダーとして広く使われているのが SB（スチレンブタジエン）ラテックスである [30] [31]。SB ラテックスは、スチレン  $C_8H_8$  とブタジエン  $C_4H_6$  を乳化重合して製造される（分子量：158）。代表的に使用される塗工成分は、顔料の乾燥質量を 100 部 (pph=parts per hundred of pigment) とすると、カオリンクレーが 50 部、炭酸カルシウム  $CaCO_3$  が 50 部に対して、SB ラテックスは 12 部配合されている [30] [31]。従って、塗工成分中のカルシウムの重量比率は  $40 \times 50 / 100 / 112 = 0.179$  である。

以上より、塗工板紙のカルシウム含有率 ( $Ca_{\text{塗工板紙}}$ ) が分かれば、式(4.15)より、板紙中の塗料重量割合を算出することが出来る。カルシウム含有率の測定値としては、室ら [32] のデータを使用した。カルシウム含有率の平均値及び標準偏差は 0.035、0.0020 であった。カルシウム含有率の標準偏差が小さいことから、板紙の塗料重量割合はカルシウム含有率の平均値のみを用いて計算した。

$$\text{塗料重量割合} = \frac{Ca_{\text{塗工板紙}}}{\text{塗工成分中のカルシウム含有率}} \quad (4.15)$$

式(4.15)より、塗工板紙の塗料重量割合は 0.198 と計算された。

#### < バイオマス炭素比率計算結果 >

以上のパラメータ設定値を用いて、式(4.13)に従ってバイオマス炭素比率を計算した。その結果、2013 年の紙類バイオマス炭素比率のデフォルト値は 0.41、最小値は 0.37、最大値は 0.43 となった。

#### 4.2.2.2. 紙おむつ類バイオマス炭素比率推定

紙おむつは紙、高分子吸水材、ポリエステル・ポリプロピレンなどの不織布といった複数の素材から構成されている [20]。すなわち、生物由来炭素と化石由来炭素の両方が含まれている製品である。このため、都市ごみ中のバイオマス炭素比率を計算する場合には、まず組成調査で得られた紙類重量割合から紙おむつの重量割合を除外することが必要である。そして、紙おむつの各素材重量割合に従って、紙おむつ重量を各素材に按分する必要がある。

本項では紙おむつの解体調査を行い、素材別重量割合を測定した。紙おむつを 3 種類の素材（紙、高分子吸収剤、不織布・プラスチック）に分別し、重量を測定した。大人用、乳幼児用の両方についてメーカー、サイズの違う紙おむつを試料とした。解体した乳幼児用紙おむつ試料を表 4.8 に、大人用紙おむつ試料を表 4.9 に示す。

表 4.8 紙おむつ素材別重量割合測定試料（乳幼児用）

メーカー	商品名	サイズ	試料数
花王	メリーズさらさらエアスルー	新生児用	4
		S サイズ	4
		M サイズ	4
		L サイズ	4
ユニ・チャーム	ムーニー	新生児用	2
		S サイズ	1
		M サイズ	2
		L サイズ	2

表 4.9 紙おむつ素材別重量割合測定試料（大人用）

種類	メーカー	商品名	試料数
パンツタイプ	ユニ・チャーム	ライフリー薄型軽快パンツ M	1
	花王	リリーフはつらつパンツ長時間安心 M-L	1
尿とりパッド	ユニ・チャーム	ライフリー安心尿取りパッドスーパー女性用	2
	大王製紙	アテントお肌安心パッド	3
	白十字	サルバ尿とりパッドスーパー	4
	花王	リリーフ一晩中安心フィット	3

紙おむつの解体・素材重量測定の流れを図 4.2 に示す。

- (1) 解体前の紙おむつ試料全体の重量を測定した。
- (2) 目視及び手作業により、「吸収材部分（紙、綿状パルプ、高分子吸収材）」と「不織布・プラスチックフィルム」に分解した。
- (3) (2)で分解された吸収材部分をビニール袋の中で分解し、さらに「紙」と「綿状パルプ・高分子吸収材」に分解した。
- (4) (3)で分解された「綿状パルプ・高分子吸収材」をビニール袋の中で振り、比重の違いを利用して「綿状パルプ」と「高分子吸収材」に選別した。
- (5) 「不織布・プラスチックフィルム」、「紙」、「綿状パルプ」、「高分子吸収材」それぞれの重量を測定した。

上記分解調査を各試料に対して、試料数の回数分行った。

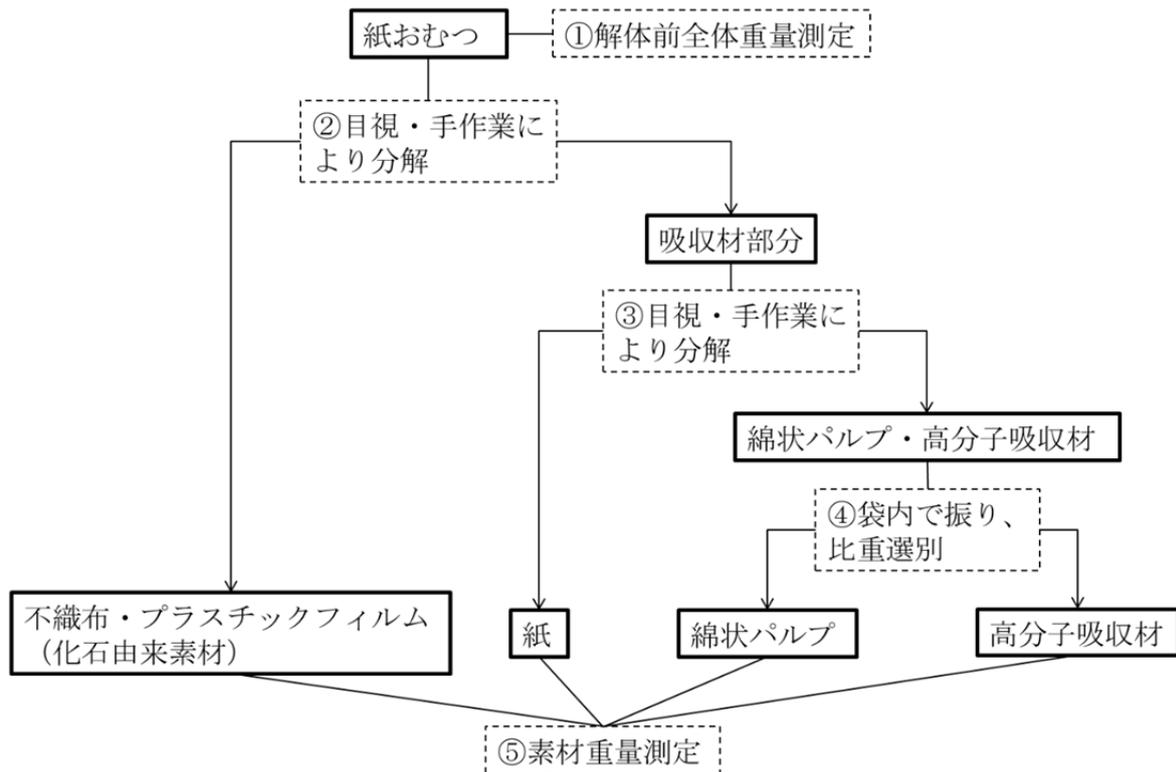


図 4.2 紙おむつの解体・素材重量測定フロー

表 4.10 に乳幼児用紙おむつ素材重量測定結果、表 4.11 に大人用紙おむつ素材重量測定結果を示す。試料数が複数の試料については平均値を示している。また、表 4.12 に子供用・大人用を合わせた全紙おむつ試料測定値の平均値と標準偏差を示す。

表 4.10 乳幼児用紙おむつ素材重量測定結果

メーカー	商品名	サイズ	試料数	紙・綿状パルプ		不織布・プラ		高分子吸収材		全体(g)
				重量(g)	割合(%)	重量(g)	割合(%)	重量(g)	割合(%)	
花王	メリーズさらさらエアスルー	新生児用	4	9.48	46.19	7.87	38.32	3.18	15.48	20.52
		Sサイズ	4	10.65	45.15	8.79	37.26	4.15	17.59	23.59
		Mサイズ	4	13.94	44.68	11.47	36.77	5.79	18.55	31.19
		Lサイズ	4	16.08	45.48	12.87	36.40	6.41	18.12	35.35
ユニ・チャーム	ムーニー	新生児用	2	9.68	44.91	7.51	34.84	4.37	20.25	21.56
		Sサイズ	1	11.12	48.06	8.01	34.62	4.01	17.33	23.14
		Mサイズ	2	15.78	46.53	10.86	32.04	7.27	21.43	33.90
		Lサイズ	2	15.97	43.25	12.06	32.67	8.89	24.07	36.91

表 4.11 大人用紙おむつ素材重量測定結果

種類	メーカー	商品名	試料数	紙・綿状パルプ		不織布・プラ		高分子吸収材		全体(g)
				重量(g)	割合(%)	重量(g)	割合(%)	重量(g)	割合(%)	
パンツタイプ	ユニ・チャーム	ライフリー薄型軽快パンツM	1	24.17	42.48	25.34	44.53	7.39	12.99	56.90
	花王	リリーフはつらつパンツ長時間安心M-L	1	30.66	42.60	27.03	37.55	14.29	19.85	71.98
尿とりパッド	ユニ・チャーム	ライフリー安心尿とりパッドスーパー女性用	2	25.96	68.55	5.40	14.26	6.51	17.19	37.87
	大王製紙	アテントお肌安心パッド	3	38.86	55.73	21.80	31.26	9.07	13.01	69.74
	白十字	サルバ尿とりパッドスーパー	4	22.44	71.14	6.26	19.83	2.85	9.03	31.55
	花王	リリーフ一晩中安心フィット	3	26.82	63.92	6.32	15.05	8.83	21.03	41.97

表 4.12 全紙おむつ試料測定値平均及び標準偏差、化石・生物由来別炭素割合

素材	重量割合	重量割合	素材中	製品中	化石由来	生物由来
	全体平均	標準偏差	炭素割合	炭素割合	炭素	炭素
紙・綿状パルプ	55.9%	14.3%	44.4%	24.8%		24.8%
不織布・プラスチック	25.8%	13.4%	85.7%	22.1%	22.1%	
高分子吸収剤	18.3%	5.1%	38.3%	7.0%	7.0%	
	100.0%			54.0%	29.1%	24.8%

高分子吸収剤は、ポリアクリル酸ナトリウムとして計算。

#### 4.2.3. 長寿命バイオマス中 $^{14}\text{C}$ 割合推定

バイオマスの  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率は、そのバイオマスが生育した年代の大気中  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率を反映する。大気中  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率は、1950年以前はほぼ一定であったが、1950～1960年代の大気核実験により上昇（bomb effect と呼ばれる）した後、大気・海洋間の炭素交換や化石燃料消費による希釈により、現在も減少が続いている。このため、短寿命バイオマスで製品寿命も短い食品廃棄物などは現在の大気中  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率を用いれば良いが、長寿命バイオマスである木材および木材由来製品や、短寿命バイオマスであっても製品寿命の長い畳などにおいては、bomb effect の考慮が必要である。

本研究では、木材製品（木造住宅、木製家具）、紙類（紙、板紙）を対象として、大気中 pMC の推移から、木材中、製品中、廃棄物中 pMC を推定するモデル群を構築し、これら廃棄物バイオマスの pMC 値を推定した。

##### 4.2.3.1. 木製家具の pMC 推定

木製家具 pMC 値推定フローを図 4.3 に示す。本研究では、 $m$  台 ( $m=100, 1000$ ) の廃棄家具の平均 pMC 値の分布を求めた。これは、 $^{14}\text{C}$  法の精度を評価する際に、排ガス採取時間の長短に応じて、対象とする廃棄物中バイオマスの量が変動することに対処するためである。例えば、排ガス採取時間が 8 時間であれば、その 8 時間のうちに焼却された都市ごみ中のバイオマス部分の平均 pMC の分布を推定することが必要であり、家具についても 8 時間のうちに焼却された台数分の平均 pMC の分布を求める必要がある。平均 pMC の分散は、焼却台数（個数） $m$  が多いほど小さくなるため、焼却台数を明示的に考慮する推定方法とした。

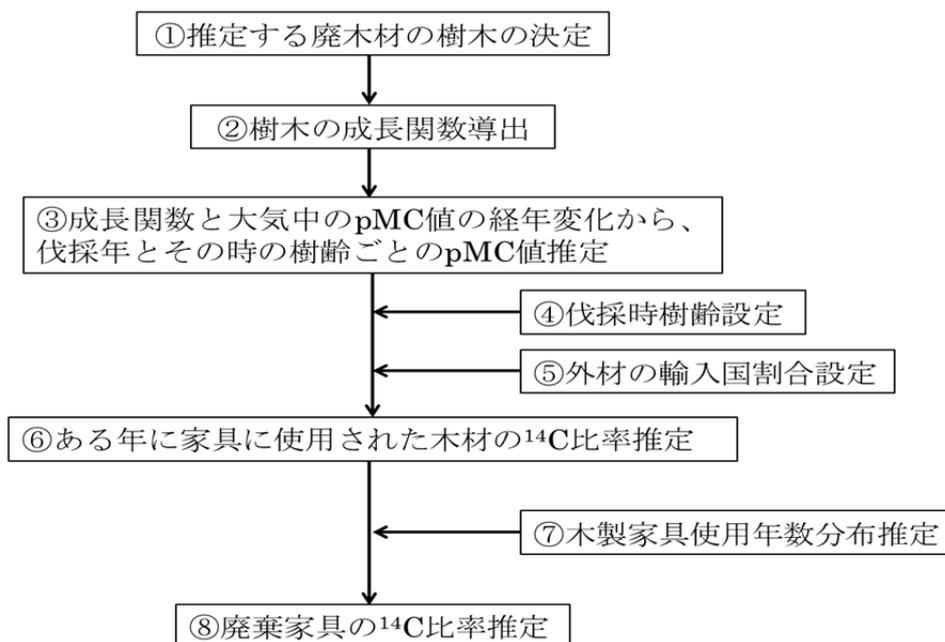


図 4.3 木製家具 pMC 推定フロー図

以下では、pMC 推定の各段階を概説する。

#### ①対象樹木の選定

木製家具の原料には、多様な樹木が使用されている。すべての樹木について、pMC 値を推定することは困難であるため、木材として広く用いられている樹種を推定対象樹木とした。日本及び主要な輸入国の pMC 推定対象とした樹木を表 4.13 に示す。

表 4.13 日本及び主要輸入国の pMC 推定対象樹木

国	樹種
日本	スギ
アメリカ	ダグラスファー
カナダ	マリアナトウヒ・バルサムファー
台湾	台湾スギ
インドネシア	アガチス属・メルクシパイン
マレーシア	ショレア属

#### ②樹木成長モデル

樹木が植林されてから、経年ごとに大気中の  $^{14}\text{C}$  をどの程度吸収しているのかを把握するために、対象樹木の成長関数を求めた。成長関数算出には式(4.16)で示される Chapman-Richards の樹木成長関数を用いた。

$$V(t) = A \left( 1 - \exp \left( -\frac{t - t_0}{\tau} \right) \right)^m \quad (4.16)$$

$V(t)$  : 植林後  $t$  年後経過時点での単位面積あたり材積 [ $\text{m}^3/\text{ha}$ ]

$A$  : 林分材積の漸近値

$\tau$  : 関数のスケールパラメータ

$m$  : 関数の形状パラメータ

$t_0$  : 樹木の成長開始時期

式(4.16)のパラメータを対象樹木ごとに求める必要がある。樹木の蓄積量のデータとして、日本のスギについては森林・林業白書の収穫表 [33]、海外の樹木については世界人工林成長量データベース [34]の値を使用した。蓄積量データの平均値を用いて、最小二乗法により式(4.16)の樹木成長関数にフィッティングさせ、成長関数のパラメータを算出した。

### ③伐採年と伐採時樹齢ごとの pMC 値推定

樹木の生育開始年を  $t_1$  とし、②で求めたそれぞれの成長関数から、 $t$  年におけるスギの年間成長率  $dV(t-t_1)/dt$  を求めた。さらに、樹木の伐採年を  $t_2$  とすると、スギの生育期間は  $t_1 \sim t_2$  であり、スギの年間の成長率  $dV(t-t_1)/dt$  と、大気中の  $pMC_A(t)$  の値を用いて、式(4.17)により、各樹木の pMC を求めた。

$$pMC(t_1, t_2) = \int_{t_1}^{t_2} pMC_A(t) \frac{dV(t-t_1)}{dt} dt \times \frac{1}{V(t_2-t_1)} \quad (4.17)$$

図 4.4、図 4.5 に伐採年と伐採時樹齢ごとの pMC 値の推定結果を示す。対象樹木は図 4.4 は日本・スギ、図 4.5 はインドネシア・アガチス属メルクシパインである。

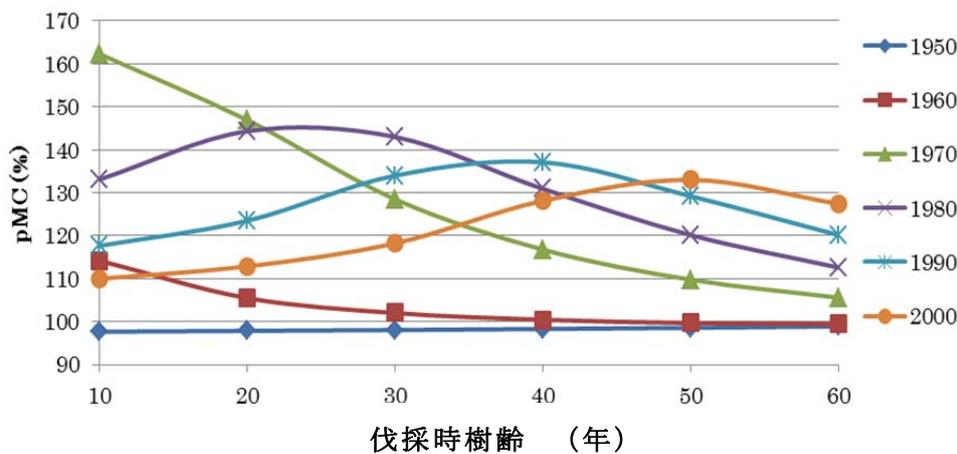


図 4.4 伐採年・伐採時樹齢別の樹木伐採時 pMC 値 (日本・スギ)

### インドネシア

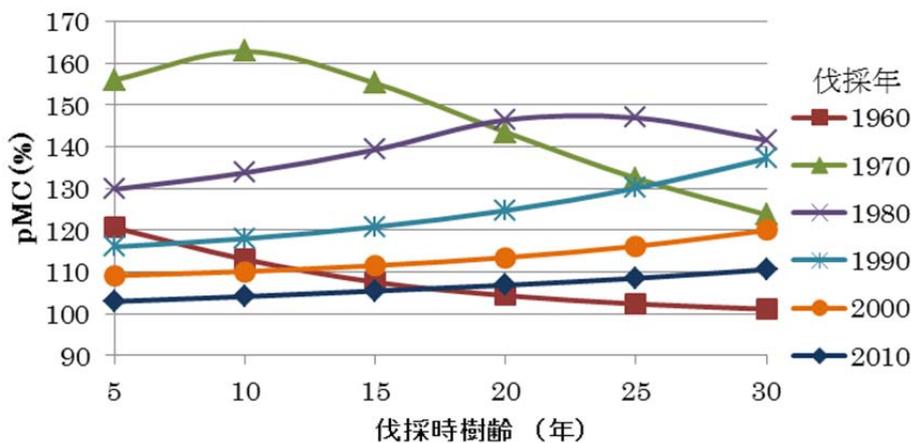


図 4.5 伐採年・伐採時樹齢別の樹木伐採時 pMC 値 (インドネシア・メルクシパイン)

図 4.4 より、核実験前に伐採されたスギ(1950 年伐採)の pMC 値は、樹齢に関係なく一定である。核実験後、大気中の pMC 値は減少していることから、伐採時樹齢が短いスギについては、伐採年が近年になるにつれて pMC の値が 100 に近づいている。また、樹種によって pMC 値は大きく異なっていることが分かる。

#### ④伐採時樹齢設定

図 4.4 より、伐採する樹齢によって木材 pMC 値は大きく変化することが分かる。そのため、平均的な伐採時樹齢の範囲を設定し、その範囲からランダムに伐採時樹齢を選択し、木材 pMC 値の分布を得た。

#### ⑤外材の輸入国割合

③で推定したように、国によって樹木の pMC 値は大きく異なっている。そのため、外材の輸入国割合及び国産材の自給率によって、日本で流通している木材の pMC 値は大きく変化する。そこで、貿易統計から外材の輸入国割合、林野庁が公表しているデータから国産材自給率を求めた。

#### ⑥ある年に家具に使用された木材の pMC 値推定

家具に使用された木材として、家具材として主に使用される製材用材（丸太を所定の形状・寸法にのこぎりを用いて切削加工したもの）、合板（丸太を薄く切った単板を、繊維方向を 90° 互い違いに重ねて熱圧接着した木質ボード）を取り上げた。ある年 t に家具に使用された木材の pMC 値は式(4.18)で計算される。

$$pMC_{\text{製材・合板},t} = \frac{pMC_{\text{製材},t} \times \text{製材生産量}_t + pMC_{\text{合板},t} \times \text{合板生産量}_t}{\text{製材生産量}_t + \text{合板生産量}_t} \quad (4.18)$$

また、t 年に製造された製材の pMC 値( $pMC_{\text{製材},t}$ )は輸入国割合を考慮して、式(4.19)で計算される。合板についても製材と同様の方法で計算される。 $pMC_{i,t}$ はある国 i で t 年に伐採された木材の pMC 値である。

$$pMC_{\text{製材},t} = \frac{\sum_i \text{製材輸入量(国内生産量)}_{i,t} \times pMC_{i,t}}{\sum_i \text{製材輸入量(国内生産量)}_{i,t}} \quad (4.19)$$

#### ⑦木製家具使用年数分布推定

木材の pMC 値は伐採された時期によって大きく異なる。そのため、廃棄されている家具に使用されている木材がいつ伐採されたものかを把握する必要がある。すなわち、樹木が伐採され、家具として生産されてから廃棄されるまでの期間を把握する必要がある。製

品が購入された年を樹木伐採年とし、木製家具の購入から廃棄までの使用年数分布を推定するために、購入から現在までの使用年数のデータから、式(4.20)に示されるワイブル分布を用いて残存率関数を推定した。使用年数のデータは、インターネットアンケート調査により得た。木製家具は6種類（いす・たんす・つくえ・テーブル・食器棚・整理棚）を対象とした。

$$r_i(t) = \exp\left(-\left(\frac{t}{\eta}\right)^m\right) \quad (4.20)$$

$m$  : 木製家具  $i$  の残存率の形状パラメータ

$\eta$  : 木製家具  $i$  の残存率の尺度パラメータ

$r_i(t)$  : 残存率関数（ワイブル分布適用）

図 4.6 に式(4.20)で推定した購入後の木製家具の残存率を示す。たんすと食器棚についてはその他の4種類よりも使用年数が長い分布となった。

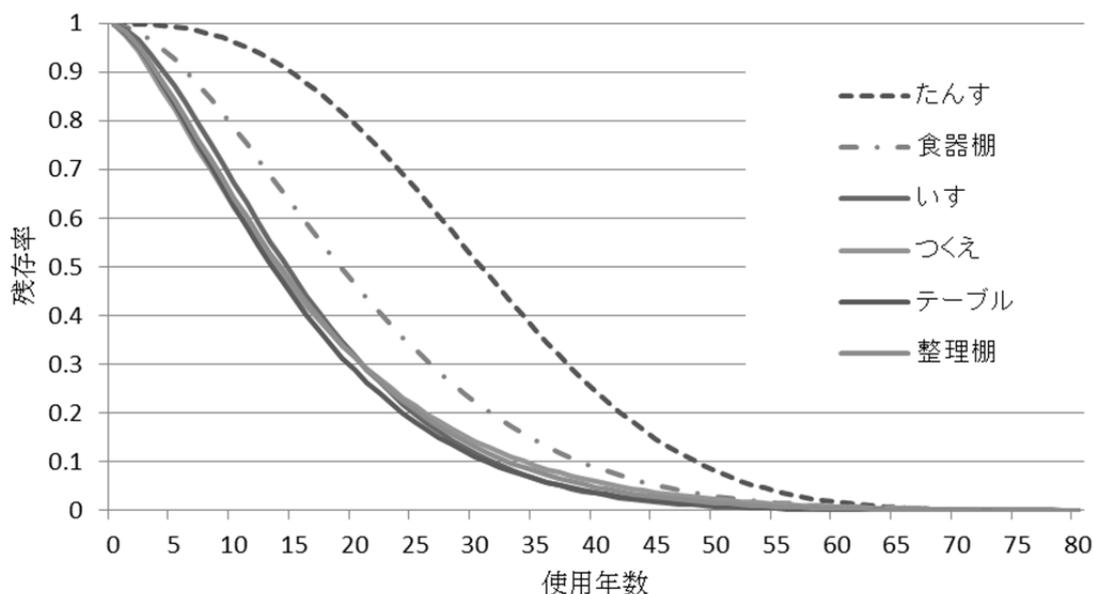


図 4.6 木製家具の残存率推定結果

#### ⑧ 廃棄家具の $^{14}\text{C}$ 比率推定

家具  $i$  が全国で  $n$  台廃棄されるとして、家具  $i$  の  $p\text{MC}$  値分布を算出した。  $t$  年に製造された家具の廃棄台数  $n_i(t)$  は  $t$  年の残存率と  $(t+1)$  年の残存率の差分値を用いて、式(4.21)で算出される。

$$n_i(t) = n \times (r_i(t) - r_i(t+1)) \quad (4.21)$$

式(4.18)で計算された  $t$  年に製造された家具の pMC 値分布からランダムに  $n_i(t)$  個の数値をサンプリングする。このランダムサンプリングを 1960 年から 2010 年まで行うことにより、家具  $i$  の pMC 値分布が推定される。図 4.7 に  $n=10000$  としてこの方法で推定した各家具の pMC 値分布を示す。たんすのみが残存率の違いを反映して、他の家具と分布の形状が異なる。たんす以外の家具は似通った分布となった。

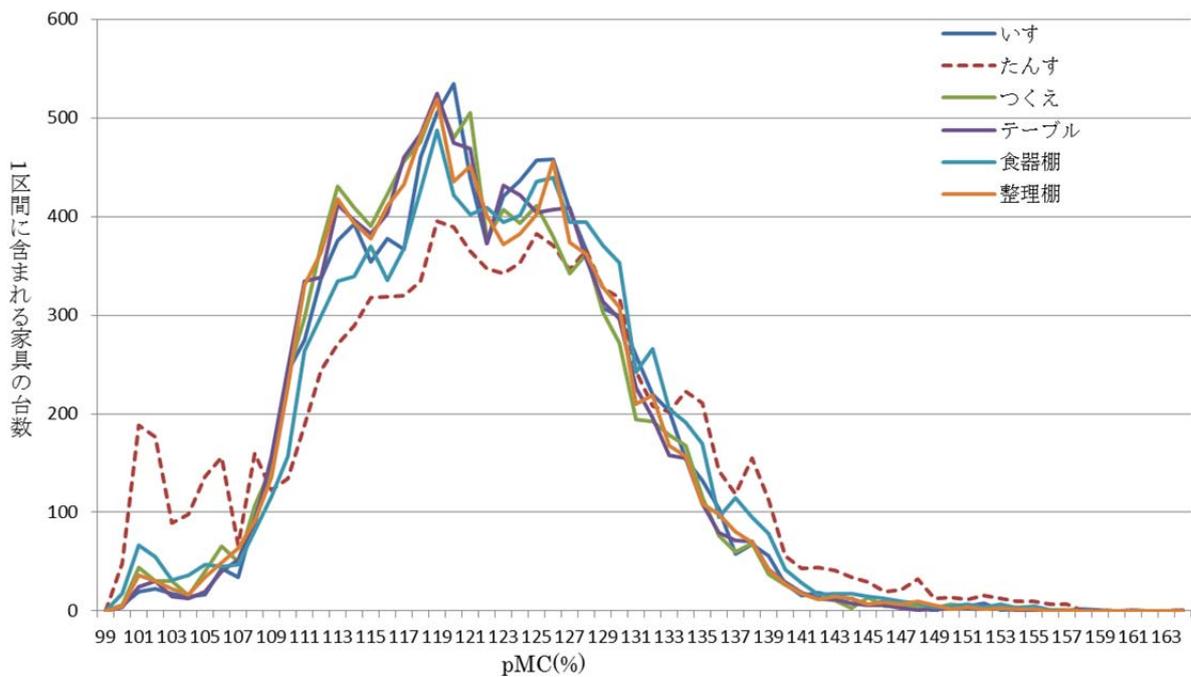


図 4.7 各家具 1 万台の pMC 値分布推定結果

次に家具が  $m$  個焼却されるとき、 $m$  個の家具 pMC 値平均を推定する。家具の出荷台数割合から  $m$  個の中に含まれる各家具の個数を決定する。表 4.14 に 1998 年の出荷台数割合を示す。家具の出荷台数は経済産業省「雑貨統計年報 平成 10 年年報 [35]」を参照した。

表 4.14 1998 年家具類出荷台数割合

	椅子	たんす	つくえ	テーブル	食器棚	整理棚
出荷台数割合(%)	37.1	7.4	8.2	14.4	24.4	8.4

その個数分、図 4.7 のデータセットからランダムに pMC 値を取り出す。そして、それらの平均値を求める。この試行を 1 万回繰り返すことによって、 $m$  個の家具 pMC 平均値の分布を算出した。図 4.8 に 100 個及び 1000 個サンプリングした場合の家具類全体 pMC 値推定結果を示す。100 個サンプリングの 1 万通り計算値の平均は 121.23%、標準偏差は

0.85%であった。1000 個サンプリングの 1 万通り計算値の平均は 121.23%、標準偏差は 0.26%であった。

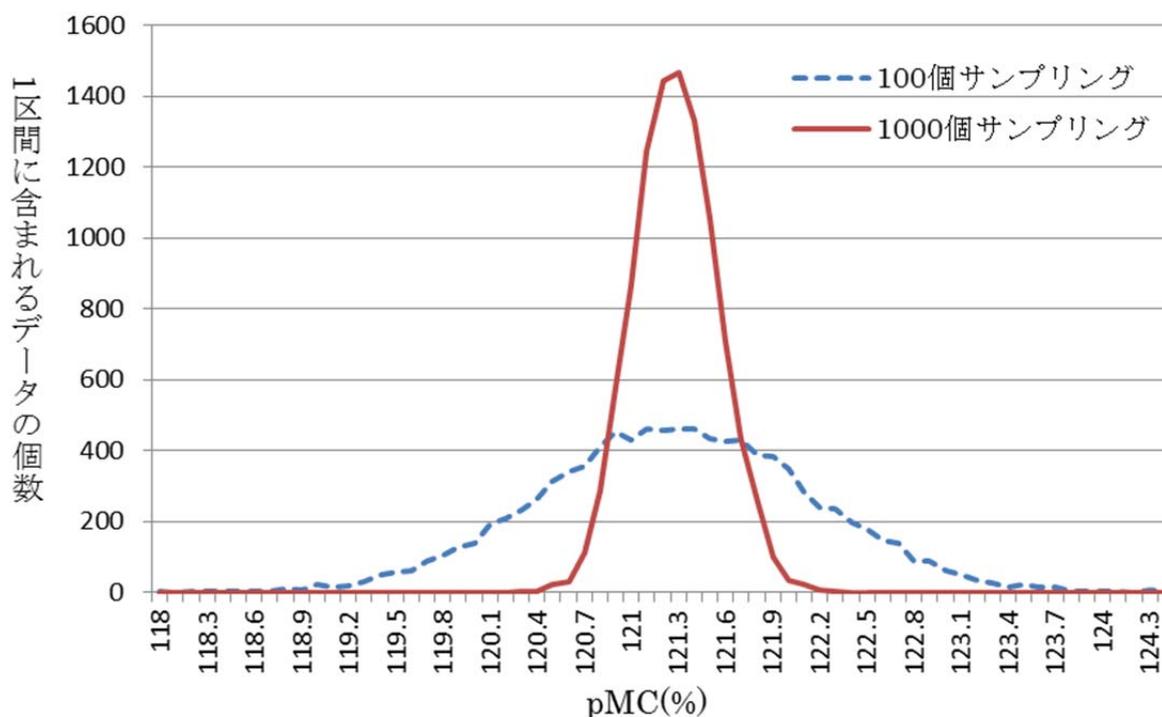


図 4.8 家具類全体 pMC 値分布推定結果

#### 4.2.3.2. 紙類の pMC 推定方法

紙・板紙の pMC 値を推定するには、古紙循環を考慮する必要がある。そこで、本研究では、紙・板紙中の  $^{14}\text{C}$  のサブスタンスフローモデルを作成した。

モデルの構成は、山田ら [36]が木材パルプの平均使用回数解析で用いたモデルを参考に、取り扱う製品種類を紙・板紙の 2 種類に集約したモデルとした (図 4.9)。紙・板紙の原料は、国産木材、輸入木材 (チップ含む)、古紙 (紙由来)、古紙 (板紙由来) の 4 種類とし、これらから紙および板紙の 2 種類の製品が作られるとした。輸入木材に比較し、輸入パルプ・輸入紙製品・輸入古紙の流通量は少量であるため、これらは推定対象外とした。

投入原料の比率は、古紙再生促進センターの推計値 (紙・板紙品種別古紙消費原単位表) に基づき、紙および板紙のそれぞれについて各年別に設定した。ただし、推定値の得られなかった 1970 年以前については 1970 年の値を代用した。

紙および板紙が生産されてから、古紙として原料利用されるまでのタイムラグは一律に 1 年とした。製紙原料となる古紙は、段ボール、新聞紙、産業古紙などの製品としての滞留年数が短いものの割合が高く、オフィスペーパーや書籍などの滞留年数が長い製品の割合は相対的に低いこと [23]による。

紙および板紙中の pMC 値は、それぞれの原料の pMC 値を炭素量基準で加重平均した値

とした。また、塗工紙の顔料およびバインダーに含まれる炭素は、古紙パルプ製造工程において除去され、セルロース中の炭素が古紙パルプに残ると仮定し、塗工成分を含まない炭素フローを推定対象とした。

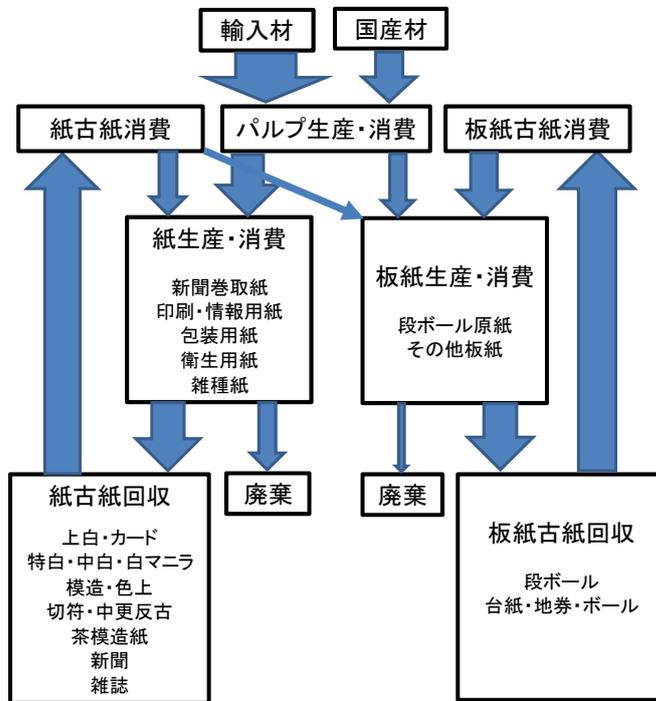


図 4.9 古紙循環モデルの構成。矢印の太さはおおよそのフロー量の大きさを表す。

図 4.10 に紙、図 4.11 に板紙のシミュレーション結果を示す。紙 pMC 推定値の平均は 107.63、標準偏差は 1.76 であった。板紙 pMC 推定値の平均は 110.57、標準偏差は 0.99 であった。紙と板紙では原料に占める古紙の割合が異なるため、pMC 値にも違いが生じた。

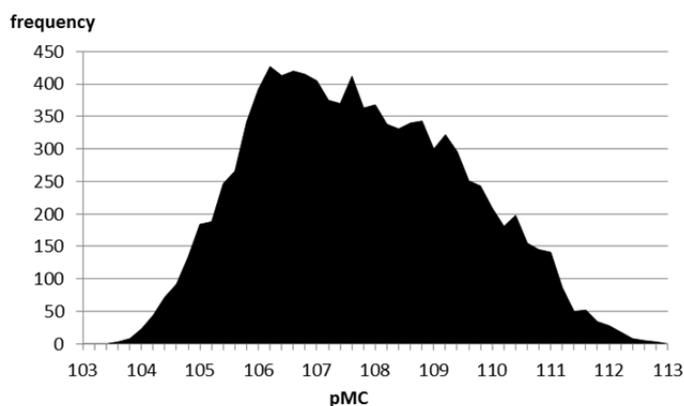


図 4.10 樹木伐採時樹齢を考慮した紙の pMC 値変動シミュレーション結果

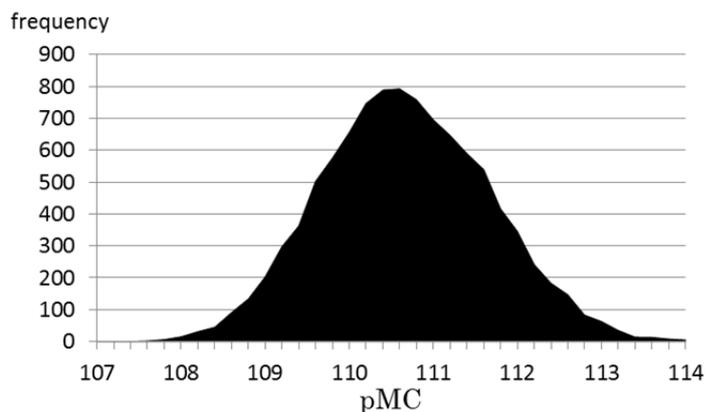


図 4.11 樹木伐採時樹齢を考慮した板紙の pMC 値変動のシミュレーション結果

続いて、モデル推定値との比較検証を行うために、表 4.15 に示した紙試料を対象に AMS 法によって  $^{14}\text{C}$  測定を行った。表 4.15 の結果より、紙の種類によって pMC 値が異なることが分かる。図 4.10 で示したように伐採時樹齢を考慮した幅のある pMC 値分布を推定することの必要性が確認された。

表 4.15 紙 pMC 測定対象試料の一覧及び測定結果

番号	試料名	pMC(%)	番号	試料名	pMC(%)
1	印刷用紙 1	104.1±0.3	12	コピー用紙 1	104.8±0.3
2	印刷用紙 2	105.6±0.3	13	コピー用紙 2	93.9±0.2
3	印刷用紙 3	103.6±0.3	14	コピー用紙 3	110.4±0.3
4	印刷用紙 4	104.1±0.3	15	ティッシュ 1	105.7±0.3
5	印刷用紙 5	106.6±0.3	16	ティッシュ 2	109.7±0.4
6	印刷用紙 6	105.0±0.3	17	ティッシュ 3	107.5±0.4
7	中質紙 1	107.8±0.3	18	新聞紙 1	103.0±0.3
8	中質紙 2	109.3±0.4	19	新聞紙 2	103.7±0.3
9	書籍用紙 1	99.8±0.3	20	クラフト紙 1	108.0±0.3
10	書籍用紙 2	102.5±0.3	21	クラフト紙 2	106.2±0.3
11	書籍用紙 3	106.7±0.3			

#### 4.2.4. 都市ごみ中バイオマスの<sup>14</sup>C割合推定精度評価

##### 4.2.4.1. 概要

本研究では、4.2.1で示した式(4.2)を用いて都市ごみ中バイオマスの<sup>14</sup>C割合 ( $pMC_{bio}$ )推定を行った。本項では、 $pMC_{bio}$ の信頼区間の計算方法を説明する。式(4.3)から式(4.12)に示したように、 $pMC_{bio}$ の推定においては種々のパラメータを設定する必要がある。本研究では、各パラメータの精度を評価し、仮定した分布に従って1万通りのデータセットを発生させた。このデータセットそれぞれに対して、式(4.2)に従って1万通りの $pMC_{bio}$ を計算し、 $pMC_{bio}$ の分布を得た。このモンテカルロシミュレーションによって、 $pMC_{bio}$ の精度を評価した。

##### 4.2.4.2. パラメータ設定方法

本項では、 $pMC_{bio}$ の計算に必要なパラメータの設定方法を述べた。

##### <ごみ組成( $M_i$ )>

都市ごみ焼却施設で行われているごみ組成調査結果を使用した。本手法では、各焼却炉で実施されているごみ組成調査結果を使用することで、都市によるごみ組成の変動を評価する。しかし、実際には同じ焼却施設でも日によって焼却しているごみ組成は変動している。そのため、本来は $pMC_{bio}$ の精度の評価を行う場合には、この時間的な変動も評価する必要がある。同一の焼却施設で継続的に行われているごみ組成調査結果を入手することができれば、時間的な変動も評価することができる。しかし、本研究では、十分な量の同一施設で行われたごみ組成調査データが入手できなかったため、一回の調査で得られた値を固定値として使用した。使用したごみ組成データを表 4.16 に示す。このごみ組成は2013年6月に京都市東北部クリーンセンターで実施された手選別ごみ組成調査の結果である。

表 4.16  $pMC_{bio}$ の計算に使用したごみ組成データ (2013年6月京都市東北部 CC)

物理組成	乾重量比(%)
紙類	50.1
繊維類	7.0
合成樹脂、ゴム・皮革類	14.8
木・竹・わら類	6.6
厨芥類	13.9
不燃物類	5.9
その他	1.7

同一の焼却施設で継続的に行われているごみ組成調査結果としては、FIT 制度を導入している焼却施設で毎月 1 度実施されているごみ組成調査データが存在する。この FIT ごみ質調査結果を持ちいれば、同一施設でのごみ組成の時間的な変動も評価することが可能となる。

<紙類>

紙類の pMC( $pMC_{pa}$ )計算は式(4.3)、(4.4)に従って行った。この計算に必要なパラメータ一覧を表 4.17 に示す。

$$pMC_{pa} = \frac{pMC_{pa,n}}{pMC_{pa,d}} = \frac{(M_{pa} - m_{pd}) \cdot \sum_{i=1}^4 f_i \cdot Cb_i \cdot pMC_i + m_{pd} \cdot r_{pa} \cdot Cb_{pd} \cdot pMC_{pd}}{(M_{pa} - m_{pd}) \cdot \sum_{i=1}^4 m_i \cdot Cb_i + m_{pd} \cdot r_{pa} \cdot Cb_{pd}} \quad (4.22)$$

表 4.17 紙類パラメータ一覧

記号	意味
$m_{pd}$	焼却ごみ中紙おむつ割合
$r_{pa}$	紙おむつ中紙類重量割合
$f_i$	種類別紙割合
$Cb_i$	バイオマス炭素比率
$pMC_i$	pMC 値

式(4.3)、(4.4)では紙類をさらに 4 分類（塗工紙・非塗工紙・塗工板紙・非塗工板紙）に分けているが、これはバイオマス炭素比率( $Cb$ )及び pMC がこれら 4 分類で異なっているためである。塗工紙・塗工板紙は表面に化石由来炭素を含む塗料が塗られているため、塗られていない非塗工紙・非塗工板紙よりもバイオマス炭素比率が低い。また、紙と板紙では古紙の使用割合が異なるため、pMC が異なる。

各パラメータの設定方法を以下に示す。

●焼却ごみ中紙おむつ割合( $m_{pd}$ )

紙おむつ使用者数及び 1 人当たりの使用量から紙おむつの廃棄量を推定した。推定した紙おむつ廃棄量を全国の一般廃棄物焼却量で割ることにより、焼却ごみ中紙おむつ割合を算出した。図 4.12 に紙おむつ廃棄量の推計手順フローを示す。

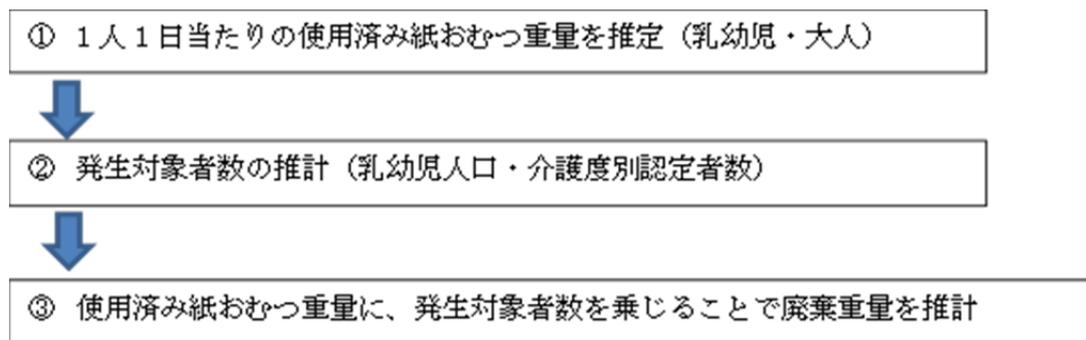


図 4.12 紙おむつ廃棄量推計手順フロー

①1人1日当たりの使用済み紙おむつ重量の推定

表 4.18 に大人用紙おむつの1人1日あたりの使用済み紙おむつ重量を示す。重量・使用枚数は「日本衛生材料工業連合会 紙おむつ News.72 [37]」を参照した。し尿吸収量は「ユニ・チャーム 排泄ケアナビ [38]」を参照し、一回あたりの尿量を150 mlと設定した。本体、パットともに各々1回分のし尿を吸収すると設定した。

表 4.18 1人1日当たりの使用済み紙おむつ重量 (大人用)

	パンツ・テープタイプ	尿とりパッド
重量(g)/枚 (し尿吸収前)	92.5	49.7
重量(g)/枚 (し尿吸収後)	242.5	199.7
使用枚数/日	1.9	5.1
1人1日当たりの使用済み紙おむつ重量(g/日)	460.8	1018.5

表 4.19 に乳幼児用紙おむつの1人1日あたりの使用済み紙おむつ重量を示す。重量・使用枚数は「日本衛生材料工業連合会 紙おむつ News.72 [37]」を参照した。一回あたりの尿量は100 mlと設定した。

表 4.19 1人1日あたりの使用済み紙おむつ重量 (乳幼児用)

重量(g)/枚 (し尿吸収前)	36.4
重量(g)/枚 (し尿吸収後)	136.4
使用枚数/日	5.8
1人1日当たりの使用済み紙おむつ重量(g/日)	791.1

## ②紙おむつ使用者数の推計

大人については、要介護度 3 以上に認定されている人全員が紙おむつを使用すると設定した。要介護度 3 とは「立ち上がりや歩行などが自力ではできず介護を必要とする状態。排泄や入浴、衣服の着脱などに全面介助が必要 [39]」な状態のことを指す。平成 24 年 3 月(平成 23 年度末)時点での日本全国の要介護度 3,4,5 認定者数を表 4.20 に示す。

表 4.20 平成 24 年 3 月要介護度別認定者数 [40]

要介護度 3	720,754 人
要介護度 4	664,906 人
要介護度 5	607,334 人
計	1,992,994 人

乳幼児については、41 か月までが全員紙おむつを使用すると設定した。平成 23 年の 0~41 か月児人口は 4,677,833 人 [41]である。

## ③使用済み紙おむつ重量に発生者対象者数を乗じることで廃棄重量を推計

①、②の結果から計算した平成 23 年の全国紙おむつ廃棄重量推計結果を表 4.21 に示す。全国の一般廃棄物焼却量は環境省大臣官房廃棄物・リサイクル部 「平成 25 年度 廃棄物の広域移動対策検討調査及び廃棄物等循環利用量実態調査報告書（廃棄物等循環利用量実態調査編） [42]」の数値を利用した。

表 4.21 H23 年紙おむつ廃棄量割合推計結果

	紙おむつ廃棄量[千 t]	一般廃棄物焼却量[千 t]	紙おむつ廃棄量割合
湿重量	2,262	34,003	6.65%
乾重量	62.7	16,552	3.79%

紙おむつの廃棄量は使用者人口の違いによって、都市によって異なる値をとると予想される。そこで本研究では、 $m_{pa}$ は 0~6%の範囲で一様に分布していると考え、1 万通りの一様乱数を発生させた。

### ●紙おむつ中紙類重量割合( $r_{pa}$ )

4.2.2.2 で行った紙おむつの解体調査から計算される素材別重量割合を使用した。解体調査結果より、紙おむつ中紙類重量割合の平均値は 55.89%、標準偏差は 14.32%であった。 $r_{pa}$ はこの平均値・標準偏差の正規分布に従うと仮定し、統計解析ソフト R の rnorm 関数を用いて 1 万通りのデータを発生させた。

● 種別紙割合 ( $f_i$ )

4.2.2.1 で計算した種別紙焼却量割合を使用した。

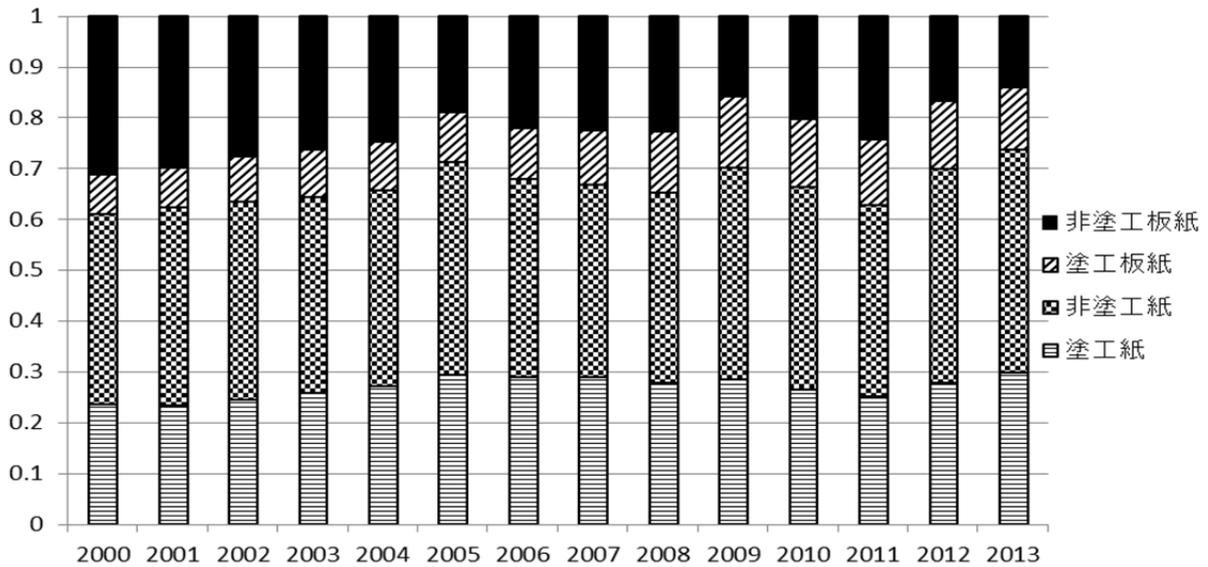


図 4.13 2000 年～2013 年種別紙焼却量割合経年変化

表 4.22 種別紙焼却量割合平均値及び標準偏差

分類	焼却量割合平均 (2000～2013 年)	焼却量割合標準偏差 (2000～2013 年)
塗工紙	0.27	0.021
非塗工紙	0.39	0.020
塗工板紙	0.11	0.021
非塗工板紙	0.23	0.051

図 4.13、表 4.22 の計算結果を対数比変換 [43]したデータに対して、多変量正規分布を仮定し、その分布に従う 1 万通りのデータを発生させた。データの発生には統計解析ソフト R の `rmnorm` 関数を使用した。対数比変換は組成データ  $\mathbf{c} = (c_1, c_2, \dots, c_n)$  について以下の変換を施して新しい変数  $\mathbf{z}$  を得る変換である。

$$\mathbf{z} = \left( \ln \frac{c_1}{c_p}, \ln \frac{c_2}{c_p}, \dots, \ln \frac{c_{n-1}}{c_p} \right)$$

ごみ重量割合等の組成データは変数の総和が定数で固定されているため、変数の独立性を保つことができない。そのため、ある変数が増加するとその他の変数は強制的に減少する。対数比変換を行うことにより、この定数和制約からデータを開放することができる。

● バイオマス炭素比率(Cb)

4.2.2.1 で説明したバイオマス炭素比率の推定方法を使用した。非塗工紙・非塗工板紙については、セルロースの分子式から計算した 0.44 を固定値として使用した。

[塗工紙]

塗工紙については、各塗工紙種類に塗料重量割合の最大値・最頻値・最小値を設定していた。これらの設定値を使用し、式(4.23)に従って塗工紙全体のバイオマス炭素比率の最大値・最頻値・最小値を算出した。ただし、焼却量は 2013 年の値を使用した。

$$C_b = \frac{\sum_i \text{紙部分炭素重量}_i}{\sum_i \text{焼却量}_i} = \frac{\sum_i \text{焼却量}_i \times (1 - \text{塗料重量割合}_i) \times \text{紙部分炭素重量割合}}{\sum_i \text{焼却量}_i} \quad (4.23)$$

塗工紙全体のバイオマス炭素比率の計算結果を表 4.23 に示す。表 4.23 の最大・最頻・最小値を三角分布のパラメータに使用し、塗工紙全体のバイオマス炭素比率がこの三角分布に従うと仮定した。以上の方法で設定した三角分布に従う 1 万通りのバイオマス炭素比率データを発生させた。

表 4.23 塗工紙全体のバイオマス炭素比率

最大値	最頻値	最小値
0.405	0.357	0.205

[塗工板紙]

塗工板紙のカルシウム含有率 ( $Ca_{\text{塗工板紙}}$ ) から式(4.24)により、塗工成分中の炭素含有率 ( $C_{\text{塗工部分}}$ ) 及びバイオマス炭素比率 ( $Cb_{\text{塗工板紙}}$ ) を算出できる。カルシウム含有率及び炭素含有率の測定値としては、室ら [32] のデータを使用した。カルシウム含有率の平均値及び標準偏差は 0.035、0.0020 であり、炭素含有率の平均値及び標準偏差は 0.39、0.0010 であった。

$$Cb_{\text{塗工板紙}} = C_{\text{板紙}} - Ca_{\text{塗工板紙}} (12/40 + 100/40 \times 12/50 \times 144/158) \quad (4.24)$$

炭素比率・カルシウム比率測定値の平均値・標準偏差から、それぞれ正規分布を仮定し、1 万通りのデータを発生させた。その 1 万通りのデータそれぞれに対して式(4.24)に従ってバイオマス炭素比率を計算し、塗工板紙のバイオマス炭素比率の分布を得た。計算結果の平均値は 0.36、標準偏差は 0.001 であった。

●pMC

4.2.3.2 で紹介した紙・板紙 pMC 値のシミュレーション結果を使用した。

< 繊維類 >

繊維類の pMC( $pMC_{cl}$ )計算は式(4.5)、(4.6)に従って行った。この計算に必要なパラメータ一覧を表 4.24 に示す。

$$pMC_{cl} = \frac{pMC_{cl,n}}{pMC_{cl,d}} = \frac{(M_{cl} \cdot r_{ncl} + m_{pd} \cdot r_{cl}) \cdot Cb_{cl} \cdot pMC_{present}}{(M_{cl} \cdot r_{ncl} + m_{pd} \cdot r_{cl}) \cdot Cb_{cl}} \quad (4.25)$$

表 4.24 繊維類パラメータ一覧

記号	意味
$r_{ncl}$	繊維中天然繊維割合
$Cb_{cl}$	天然繊維中炭素重量割合

●繊維中天然繊維割合( $r_{ncl}$ )

繊維には、綿・絹などの生物由来である天然繊維とポリエステル・ナイロンなどの化石由来である合成繊維の 2 種類が存在している。そのため、 $pMC_{bio}$ を計算する場合には焼却ごみ中の天然繊維割合が必要になる。繊維中の天然繊維割合には参考文献 [1]中で設定されている値を利用した。[1]では、「繊維・生活用品統計年報」及び「繊維ハンドブック」から合成繊維内需量と全繊維製品内需量の比を把握し、その値を用いて繊維製品中の合成繊維割合を設定した。そして、その割合を用いて繊維くず中の合成繊維くず割合を設定した。本研究では 1 からこの合成繊維割合を引くことによって、天然繊維割合を求めた。1990 年から 2012 年までのデータが存在しているので、それらを用いて天然繊維割合の平均値・標準偏差を求めた。平均値は 43.8%、標準偏差は 5.28%であった。天然繊維割合はこの平均値・標準偏差をもつ正規分布に従うと仮定し、1 万通りの天然繊維割合データを発生させた。表 4.25 に 1990 年から 2012 年までの天然繊維割合を示す。

表 4.25 繊維中の天然繊維割合 [1]

	1990	1995	2000	2005	2008	2009	2010	2011	2012
天然繊維割合(%)	50.9	49.3	46.5	47.2	44.1	43.4	40.4	36.8	35.9

●天然繊維中炭素重量割合( $Cb_{cl}$ )

天然繊維には、綿・毛・絹など複数の種類があるが、炭素重量割合としては綿の値を使用する。天然繊維全体の生産量に占める綿の割合が支配的であることが理由である。表 4.26 に 2013 年の紡績糸出荷量 [44]を示す。

表 4.26 2013 年紡績糸出荷量割合

	出荷量(t)	出荷量割合(%)
綿糸	37,441	77
毛糸	11,439	23
絹紡糸	秘匿数字	-
麻糸	秘匿数字	-
天然紡績糸計	48,880	100

綿の炭素重量割合としては、室らの研究 [32]の「綿」の測定値を利用した。測定値の平均値は 47.71%、標準偏差は 0.019%であった。綿の炭素重量割合は測定値の平均値・標準偏差をもつ正規分布に従うと仮定し、その分布に従う 1 万通りのデータを発生させた。

●pMC( $pMC_{present}$ )

現代バイオマスの値を使用した。現代バイオマスの値としては、2014 年 3 月に京都大学周辺の雑草及び落ち葉を測定した pMC 値である 101.35%を固定値として適用した。

< 厨芥類 >

厨芥類の  $pMC(pMC_{ga})$  計算は式(4.7)、(4.8)に従って行った。

$$pMC_{ga} = \frac{pMC_{ga,n}}{pMC_{ga,d}} = \frac{M_{ga} \cdot Cb_{ga} \cdot pMC_{present}}{M_{ga} \cdot Cb_{ga}} \quad (4.26)$$

●厨芥類中炭素重量割合( $Cb_{ga}$ )

厨芥類の中でも炭素重量割合の異なるものが存在するため、厨芥類をさらに複数の区分に分類し、厨芥類全体の炭素重量割合を算出した。厨芥類を「骨・貝殻」「卵の殻」「動物性厨芥」「植物性厨芥」「穀物厨芥」「飲料かす」に分類し、それらの質量割合・炭素比率データから厨芥類全体の炭素比率を算出した。質量割合は松田健士の修士論文 [45]のデータ（京都市での厨芥類細組成調査実施データ）、炭素比率は室らの研究 [32]の厨芥類炭素割合分析データを使用した。表 4.27 に各厨芥種類の厨芥類中重量割合、炭素比率の平均値・標準偏差を示す。炭素比率は平均値・標準偏差からそれぞれの分類に対して正規

分布を仮定して、1万通りの炭素重量割合を発生させた。この炭素重量割合を表 4.27 の質量割合で加重平均することによって、厨芥類中炭素重量割合を1万通り発生させた。ただし、厨芥細組成の質量割合は固定値としている。

表 4.27 厨芥細組成の質量割合及び炭素比率

分類	厨芥類中重量割合 (乾ベース%)	炭素重量割合 (%)	標準偏差 (%)
骨・貝殻	4.6	29.7	0.0011
卵の殻	4.6	22.0	0.0003
動物性厨芥	11.0	69.6	0.0015
植物性厨芥	62.1	45.8	0.0003
穀物厨芥	9.3	50.8	0.0004
飲料かす	8.5	59.5	0.0004
厨芥類全体	100.0	48.2	

● pMC(pMC<sub>present</sub>)

繊維類と同様に、現代バイオマスの値を使用した。

<木・竹・わら類>

木・竹・わら類の pMC(pMC<sub>wo</sub>)計算は式(4.9)、(4.10)に従って行った。この計算に必要なパラメーター一覧を表 4.28 に示す。

$$\begin{aligned}
 pMC_{wo} &= \frac{pMC_{wo_n}}{pMC_{wo_d}} \\
 &= \frac{M_{wo} \times (\sum_{i=1}^3 m_{long-wood_i} \cdot Cb_{wo} \cdot pMC_i + \sum_{i=1}^3 m_{present-wood_i} \cdot Cb_{wo} \cdot pMC_{present})}{M_{wo} \times (\sum_{i=1}^3 m_{long-wood_i} \cdot Cb_{wo} + \sum_{i=1}^3 m_{present-wood_i} \cdot Cb_{wo})}
 \end{aligned}
 \tag{4.27}$$

表 4.28 木・竹・わら類パラメーター一覧

記号	意味
$m_{long-wood_i}$	ごみ区分 i 中の木・竹・わら類中長寿命木材廃棄物割合
$\alpha_i$	焼却ごみ中のごみ区分 i の重量割合
$\beta_i$	ごみ区分 i 中の木・竹・わら類の重量割合
$\gamma_i$	ごみ区分 i の木・竹・わら類中の長寿命木材廃棄物割合
$Cb_{wo}$	木・竹・わら類炭素重量割合
$pMC_i$	ごみ区分 i 中の長寿命木材廃棄物 pMC 値

本研究では木・竹・わら類は、pMC 値が異なる長寿命木材廃棄物（木製品、木製家具等）と現代バイオマス（雑草、剪定枝、生花）の 2 種類のバイオマスから構成されるとしている。そのため、木・竹・わら類中の長寿命木材廃棄物の割合を求める必要がある。さらに長寿命木材廃棄物の中でも、その木材ごみが含まれているごみ種類  $i$ （家庭ごみ・業者収集ごみ・持ち込みごみ）によっても pMC 値が異なると考えている。持ち込みごみでは木製家具が占める割合が大きいといった違いが存在するからである。

●木・竹・わら類中長寿命木材廃棄物割合 ( $m_{long-wood_i}$ )

$m_{long-wood_i}$  は以下の式(4.28)で計算した。ただし、 $i$  は家庭ごみ・業者収集ごみ・持ち込みごみの 3 つの区分である。

$$m_{long-wood_i} = \frac{\alpha_i \cdot \beta_i}{\sum_{i=1}^3 \alpha_i \cdot \beta_i} \times \gamma_i \quad (4.28)$$

$\alpha_i$  : 焼却ごみ中のごみ区分  $i$  の重量割合

$\beta_i$  : ごみ区分  $i$  中の木・竹・わら類の重量割合

$\gamma_i$  : ごみ区分  $i$  の木・竹・わら類中の長寿命木材廃棄物割合

以下では  $\alpha_i$ 、 $\beta_i$ 、 $\gamma_i$  の設定方法について説明する。

$\alpha_i$  : 焼却ごみ中のごみ区分  $i$  の重量割合

各市町村の環境局等の担当部署のデータを使って算出する。そのため、ばらつきについては設定せず、対象焼却施設特有の固定値として計算を行う。

$\beta_i$  : ごみ区分  $i$  中の木・竹・わら類の重量割合

$\gamma_i$  : ごみ区分  $i$  の木・竹・わら類中の長寿命木質廃棄物割合

$\beta_i$ 、 $\gamma_i$  は各都市によって異なる値をとることが予想される。都市によるばらつきを評価するために、様々な都市で実施されているごみ細組成調査データの入手を行い、値のばらつきの範囲を設定した。

[家庭ごみ]

様々な都市で実施されている家庭ごみ細組成調査の調査結果から値の範囲を設定した。データを入力した市町村を表 4.29 に示す。複数年調査を行っている自治体については、複数年の平均値を使用した。調査結果の分布を図 4.14 に示す。ただし、全ての調査は湿重量ベースで行われていたため、平成 19~平成 24 年京都市家庭ごみ細組成調査の各ごみ組成の水分割合平均値を用いて、乾重量比に変換した。

図 4.14 より、家庭ごみ中の木・竹・わら類 ( $\beta_{家}$ ) はおよそ 0~16%の範囲に分布していることがわかる。この結果から、 $\beta_{家}$  は 0~16%の範囲で一様に分布していると考え、一様分布を発生させた。また、家庭ごみの木・竹・わら類中の長寿命木質廃棄物割合はおよそ 0~70%の範囲に分布しており、都市によって非常にばらつきが大きいことが分かる。この結果から、 $\gamma_{家}$  は 0~100%の範囲で一様に分布していると考え、一様分布を発生させた。

表 4.29 家庭ごみ中木・竹・わら類重量割合調査実施自治体 [46] [47] [48] [49] [50] [51] [52] [53]

番号	市町村	市町村内のサンプリング地名	実施年	現代バイオマスとした分類名	長寿命木材とした分類名
1	大津市	伊香立	2013年7月及び2014年2月	刈り草、剪定枝	木製品
2		真野			
3		堅田			
4	岡山市	西部地区	2010~2013	剪定枝・草	その他の木・竹・わら・花
5		東部地区			
6	海老名市		2013	枝・草	その他
7	座間市		2013	枝・草	その他
8	綾瀬市		2013	枝・草	その他
9	川崎市	南部	2012	草木類	木片類
10		中原区			
11		高津区			
12		北部			
13	松山市	A地区	2008	剪定枝（袋排出のもの）	木・竹等（袋排出以外のものが基本、割り箸、木製製品含む）
14		B地区			
15		D地区			
16	寝屋川市		2010	草木類	木片類
17	杉並区	下井草3丁目	2009	剪定枝、落ち葉	その他草木
18		浜田山2丁目			
19		松庵1丁目			
20		堀ノ内3丁目			
21		和田1丁目			
22		西荻北1丁目			
23	豊中市		2011	草木類	木片類

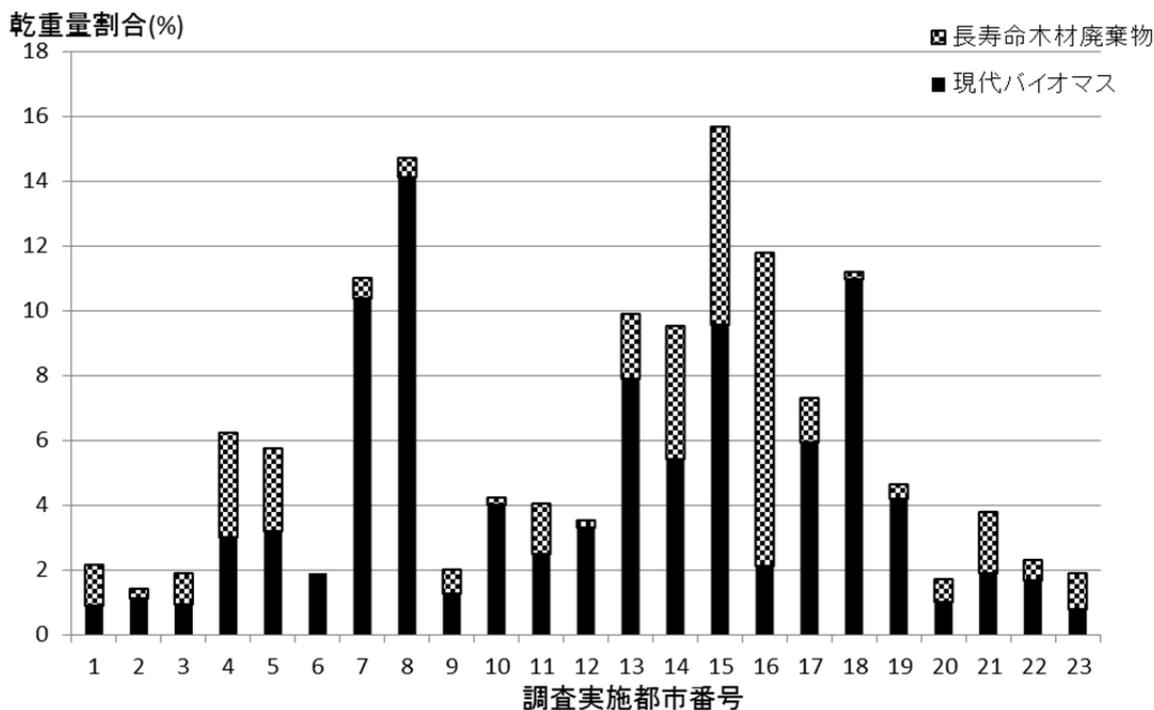


図 4.14 家庭ごみ中長寿命木材廃棄物及び現代木質系バイオマス乾重量割合

[業者収集ごみ]

家庭ごみと同様に複数の都市で実施されている細組成調査の結果から値の範囲を設定した。データを入手した市町村及び調査結果を表 4.30 に示す。業者収集ごみについても湿重量ベースでの調査結果であったため、家庭ごみと同様にして乾重量比に変換している。ただし、使用した水分割合は家庭ごみ細組成調査の結果であり、事業系ごみとは水分割合が異なる可能性もある。

表 4.30 より、業者収集ごみ中の木・竹・わら類 ( $\beta_{業}$ ) はおよそ 3~7%の範囲に分布していることがわかる。しかし、サンプル数が少ないため、パラメータの設定においては安全側に見積もって、 $\beta_{業}$  は 0~10%の範囲で一様に分布するとして一様分布を発生させた。

また、業者収集ごみの木・竹・わら類中の長寿命木質廃棄物割合はおよそ 50~70%の範囲に分布している。しかし、サンプル数が少ないためパラメータの設定においては安全側に見積もって、 $\gamma_{業}$  は 0~100%の範囲で一様に分布していると考え、一様分布を発生させた。

表 4.30 業者収集ごみ中木・竹・わら類重量割合調査実施自治体及び調査結果 [51] [53] [54] [55] [56]

市町村	実施年	組成調査での重量割合(%) (乾ベース)		
		草木類	木片類	合計
寝屋川市	2010	0.92	4.67	5.59
京都市	2011	1.09	3.27	4.36
	2007	2.37	4.62	6.99
豊中市	2011	0.84	2.74	3.58
大阪市	2012	1.93	4.82	6.75

[持ち込みごみ]

持ち込みごみのごみ組成については、業者収集ごみよりもさらに調査結果が少ない。本研究では、京都市の持ち込みごみ組成調査の結果を利用した。図 4.15、図 4.16、図 4.17 に京都市の3つのクリーンセンター（南部・東部・東北部）で平成21～平成23年度に実施された京都市持ち込みごみ質調査結果 [57]を示す。元の調査結果は湿重量比なので、家庭ごみ・業者収集ごみと同様の方法を用いて乾重量比に変換した。図より、持ち込みごみ中の木・竹・わら類 ( $\beta_{持}$ ) はおよそ25~40%の範囲に分布していることがわかる。しかし、京都市の焼却施設でのサンプルしか存在しないため、パラメータの設定においては安全側に見積もって、 $\beta_{持}$  は10~65%の範囲で一様に分布するとして、一様分布を発生させた。

また、持ち込みごみの木・竹・わら類中の長寿命木質廃棄物割合はおよそ25~80%の範囲に分布している。範囲が広く、またサンプル数も少ないためパラメータの設定においては安全側に見積もって、 $\gamma_{業}$  は0~100%の範囲で一様に分布していると考え、一様分布を発生させた。

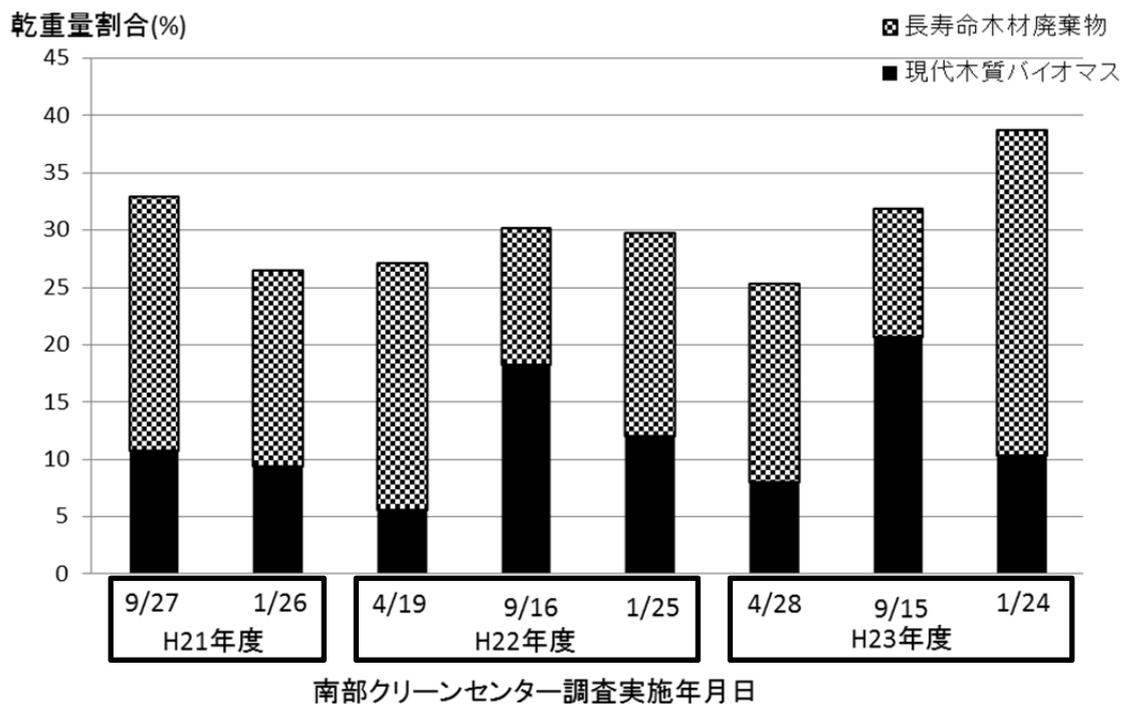


図 4.15 京都市南部クリーンセンター持ち込みごみ調査結果（木材関連部分）

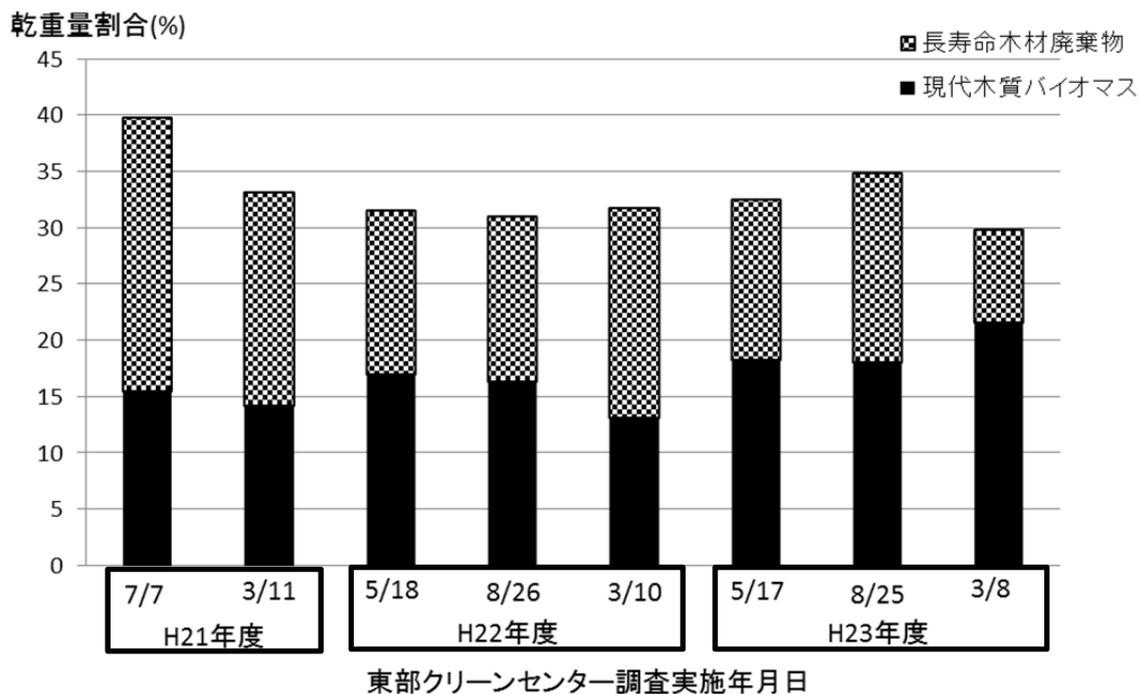


図 4.16 京都市東部クリーンセンター持ち込みごみ調査結果（木材関連部分）

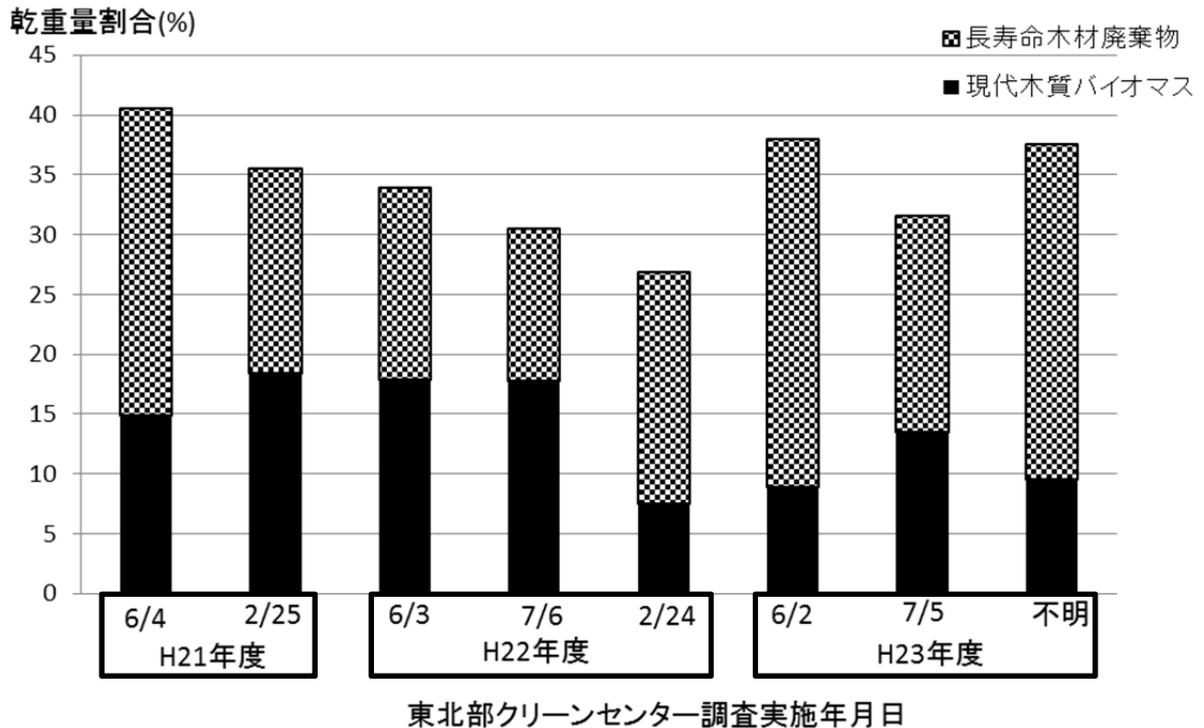


図 4.17 京都市東北部クリーンセンター持ち込みごみ調査結果（木材関連部分）

●木・竹・わら類炭素重量割合( $Cb_{wo}$ )

セルロースの分子式から計算した 0.44 を固定値として使用した。

●pMC

<長寿命木材廃棄物( $pMC_i$ )>

長寿命木材廃棄物については含まれているごみ区分  $i$ （家庭ごみ・業者収集ごみ・持ち込みごみ）によって異なる pMC 値を設定した。木材廃棄物の種類がごみ区分  $i$  によって異なるからである。例えば、持ち込みごみには大型の木製家具が含まれるが、家庭ごみ中にはそのような大型の木材廃棄物はほとんど含まれず、割り箸などの使い捨ての商品の比率が高くなる。木製家具は使い捨ての商品に比べて使用年数が長いため、pMC 値も異なる。以下では、ごみ区分  $i$  ごとに長寿命木材廃棄物の pMC 値を設定した。

[家庭ごみ]

家庭ごみについては、2014年11月7日、14日、21日に実施された京都市家庭ごみ細組成調査で採取した木材廃棄物 pMC 実測値を使用した。表 4.31 に各調査実施日の木材サンプリング重量を示す。そして、採取した試料の中から、全体に占める重量割合等を考慮して表 4.32 のように AMS 測定を行う試料を決定した。

表 4.31 家庭ごみ長寿命木材廃棄物サンプリング重量

試料採取日	湿重量(g)
2014年11月7日	445.7
2014年11月14日	1173.2
2014年11月21日	9001.7
合計	10620.6

表 4.32 家庭ごみ中木材廃棄物 AMS 測定実施試料

試料番号	試料名	試料内容	調製方法	採取重量(g)
1	家庭ごみ中割り箸	細組成調査で採取した割り箸	2mm 以下まで 破砕後、縮分器 で 20g に縮分	1021.2
2	家庭ごみ中木材廃棄物 (台)	細組成調査で採取した試料の中で重量が著しく大きいもの	同上	5428.5
3	家庭ごみ中木材廃棄物 (かご)	同上	同上	836.2

長寿命の木材廃棄物については、製品の使用年数、樹木伐採時樹齢などにより pMC 値のばらつきが大きい。一方、AMS 測定で分析可能な試料重量はサンプリング重量に対して少ない（最大で 25 g）。このため、分析会社に送付する pMC 測定試料の代表性の確保が重要となる。試料の代表性を確保するために、試料を破砕機によって 2mm 以下に破砕した後、縮分器によって 20 g まで縮分したものを測定試料とした。

測定結果を表 4.33 に示す。家庭ごみ中長寿命木材廃棄物の pMC 値としては、割り箸の測定値 117.7%を使用した。試料番号の 2、3 は単独の製品であり、家庭ごみ中に一般的に含まれている可能性は低い。一方、割り箸は家庭ごみ中に安定して含まれていると考えられるため、割り箸の pMC 値を使用した。多様な木材廃棄物の実測 pMC 値の蓄積が望まれる。

表 4.33 家庭ごみ中木材廃棄物 pMC 値測定結果

試料番号	測定結果
1	117.7±0.3
2	122.9±0.4
3	111.6±0.3

#### [持ち込みごみ]

持ち込みごみ中の長寿命木材廃棄物は木製家具が大部分を占めると考え、4.2.3.1で推定した木製家具の  $pMC$  推定値を使用した。

#### [業者収集ごみ]

業者収集ごみについても、持ち込みごみと同様の木製家具の推定結果を使用した。

#### <現代バイオマス( $pMC_{present}$ )>

木・竹・わら類中の長寿命木材廃棄物以外のもの（雑草や剪定枝など）は現代バイオマスと考え、繊維、厨芥類と同様に現代バイオマスの値を使用した。

#### <その他>

その他の  $pMC(pMC_{ot})$  計算は式(4.11)、(4.12)に従って行った。ただし、バイオマス炭素比率( $Cb_{ot}$ )、 $pMC(pMC_{ot})$ は上述した「紙類」・「繊維類」・「厨芥類」・「木・竹・わら類」の計算値の平均を使用した。

$$pMC_{ot} = \frac{pMC_{ot-n}}{pMC_{ot-d}} = \frac{M_{ot} \cdot Cb_{ot} \cdot pMC_{ot}}{M_{ot} \cdot Cb_{ot}} \quad (4.29)$$

### 4.3. 結果と考察

#### 4.3.1. 都市ごみ中バイオマスの $^{14}C$ 割合推定結果

図 4.18 に 4.2.4 で説明した手法で推定した都市ごみ中バイオマスの  $^{14}C$  割合分布推定結果を示す。1万個の推定結果の平均値は 106.71%、標準偏差は 0.87%であった。また、表 4.34 に既往研究の推定値及び規格の設定値を示す。

まず、本研究での  $pMC_{bio}$  推定値は、長寿命バイオマスの補正結果の影響により、現代バイオマスの  $pMC$  値よりも高い値となっている。また、ヨーロッパにおける既往研究と比較すると、本研究の推定値は低い値を示している。これはごみ組成の差と紙の原料として使用される木材の樹齢の差であると考えられる。Mohn らの研究 [12] では、バイオマス廃棄物中（紙・現代バイオマス・木くず）の木くずの割合を 35.2%と設定している。一方、本研究で使用したごみ組成では、バイオマス廃棄物中（紙・現代バイオマス・木くず）の木くずの割合は約 8%である。また、Mohn らの研究では、樹齢 40 年以上の木材が紙・板紙に使用される木材のうち 6 割以上を占めると設定している。一方、本研究で使用した瀬田の研究では、樹齢 5-15 年の木材が大部分を占めると設定している。これらの理由から、ヨーロッパにおいて推定された  $pMC_{bio}$  よりも、本研究の推定値は低い値を示したと考えられる。

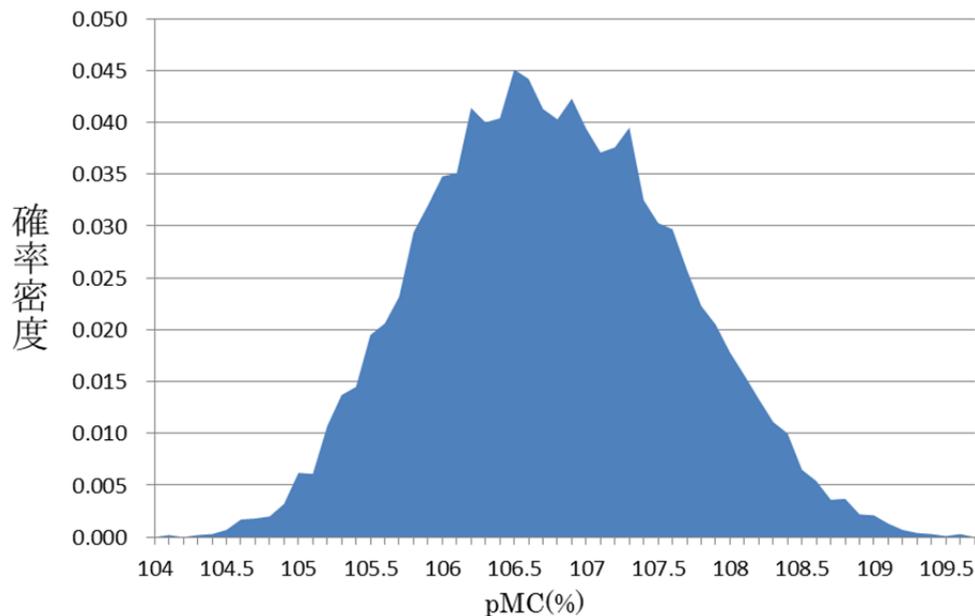


図 4.18 京都市東北部クリーンセンターごみ組成データを使用した $pMC_{bio}$ 推定結果

表 4.34 既往研究における $pMC_{bio}$ 推定値

	$pMC_{bio}$ 推定値	備考
Mohn らの研究 [12]	$109.2 \pm 3.8$	2015 年の推定値
ASTM D6866 [10]	105	現代バイオマスの pMC 値
ISO 13833 [11]	104	現代バイオマスの pMC 値
EN 15440 [58]	112	
本研究	$106.71 \pm 0.87$	京都市のごみ組成を固定値として使用
本研究	$107.05 \pm 1.00$	京都市のごみ組成の時間的変動を考慮

#### 4.3.2. ごみ組成の時間的変動を考慮した $pMC_{bio}$ の推定

図 4.18 で示した $pMC_{bio}$ の推定結果はごみ組成( $M_i$ )を固定値として計算した結果である。本項では、京都市東北部クリーンセンターで実施された 3 か月分のごみ組成調査の結果から、ごみ組成の変動を推定した。そして、このごみ組成の変動が $pMC_{bio}$ の推定精度に与える影響を評価した。

京都市東北部クリーンセンターで 2013 年 4 月～6 月に実施されたごみ質調査結果を使用した。表 4.35 に示した 3 か月分の組成データを対数比変換したデータに対して、多変量正規分布を仮定し 1 万個のデータを発生させた。ごみ組成( $M_i$ )にこの 1 万個のデータを使用して、 $pMC_{bio}$ を計算した結果、平均値は 107.05%、標準偏差は 1.00%となった。

表 4.35 京都市東北部クリーンセンターごみ組成

単位：乾重量比(%)

物理組成	2013年4月	5月	6月	平均値	標準偏差
紙類	45.7	54.0	50.1	49.9	4.1
繊維類	9.9	11.5	7.0	9.5	2.3
合成樹脂、ゴム・皮革類	10.6	14.3	14.8	13.2	2.3
木・竹・わら類	13.4	6.8	6.6	8.9	3.9
厨芥類	10	6.3	13.9	10.1	3.8
不燃物類	4.7	5.2	5.9	5.3	0.6
その他	5.7	1.9	1.7	3.1	2.3

4.3.3. 各パラメータが $pMC_{bio}$ 推定値に与える影響の評価

4.2.4.2 で設定した各パラメータの精度が $pMC_{bio}$ 推定値全体の精度に与える影響を評価するために感度解析を行った。式(4.30)でパラメータ  $i$  の減少率 $\eta_i$ を計算し、各パラメータのばらつきの $pMC_{bio}$ 標準偏差に対する感度を評価した。図 4.19 に感度解析結果を示す。ただし、図 4.19 には減少率が 0.005 以上だったパラメータについてのみ示した。

減少率 $\eta_i$ 

$$= \frac{(\text{デフォルト値を用いた } pMC_{bio} \text{ の標準偏差} - \text{パラメータ } i \text{ を固定した時の } pMC_{bio} \text{ の標準偏差})}{\text{デフォルト値を用いた } pMC_{bio} \text{ の標準偏差}} \quad (4.30)$$

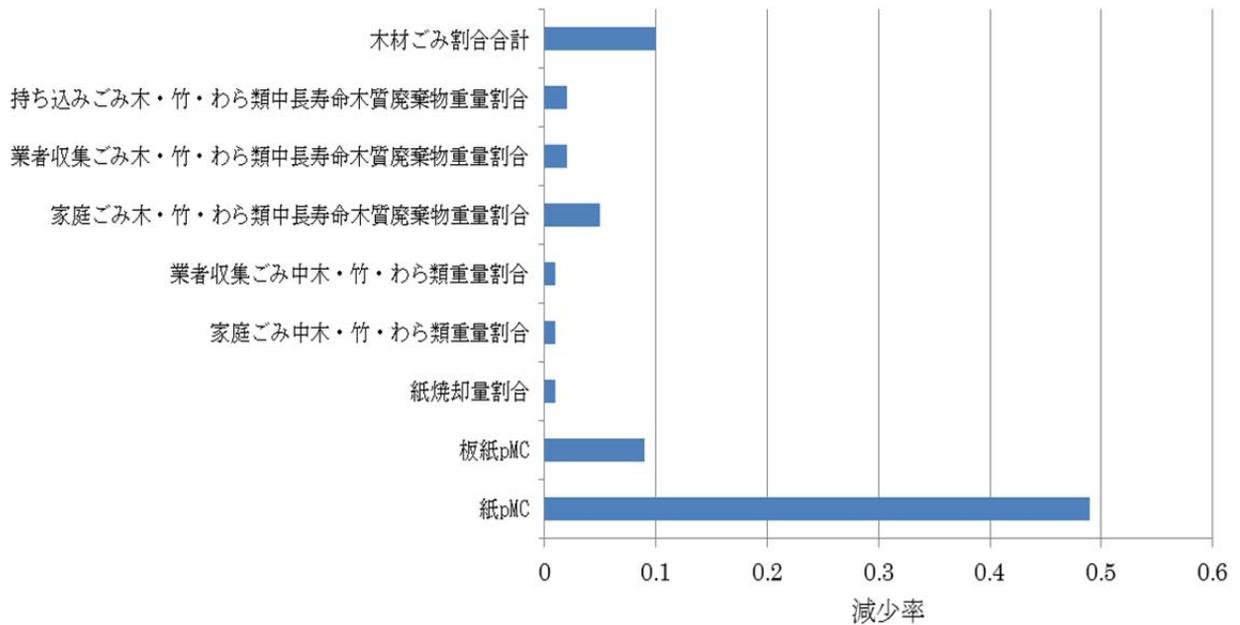


図 4.19 京都市東北部クリーンセンター  $pMC_{bio}$ 感度解析結果

感度解析結果より、紙・板紙 pMC 値の精度が  $pMC_{bio}$  推定精度全体に与える影響が非常に大きいことが確認された。前項で示したごみ組成の変動を考慮した場合の  $pMC_{bio}$  推定結果の減少率を計算すると、-0.148 であった（標準偏差が増加するため、減少率が負の値となっている）。この値と比較しても、紙・板紙 pMC 値の影響は大きく、 $pMC_{bio}$  の推定においては紙・板紙 pMC 値の推定精度が重要であることが分かる。一方で、データ数の少なからパラメータのばらつきを大きく設定していた木材廃棄物関連のパラメータが  $pMC_{bio}$  に与える影響は比較的小さい。ただし、これは京都市東北部クリーンセンターのごみ組成を使用した結果であり、ごみ組成が異なる焼却施設ではパラメータの与える影響の大きさが異なることも予想される。

続いて、各組成の pMC 値が  $pMC_{bio}$  平均値に与える影響を評価するための感度解析を行った。各組成の pMC 値を 1.05 倍した時の、 $pMC_{bio}$  平均値の変化量を以下の式(4.31)で計算した。図 4.20 に変化量の計算結果を示す。

$$\text{変化量} = \left| \begin{array}{l} \text{デフォルト値を使用した } pMC_{bio} \text{ の平均値} \\ \text{— パラメータを変化させた時の } pMC_{bio} \text{ の平均値} \end{array} \right| \quad (4.31)$$

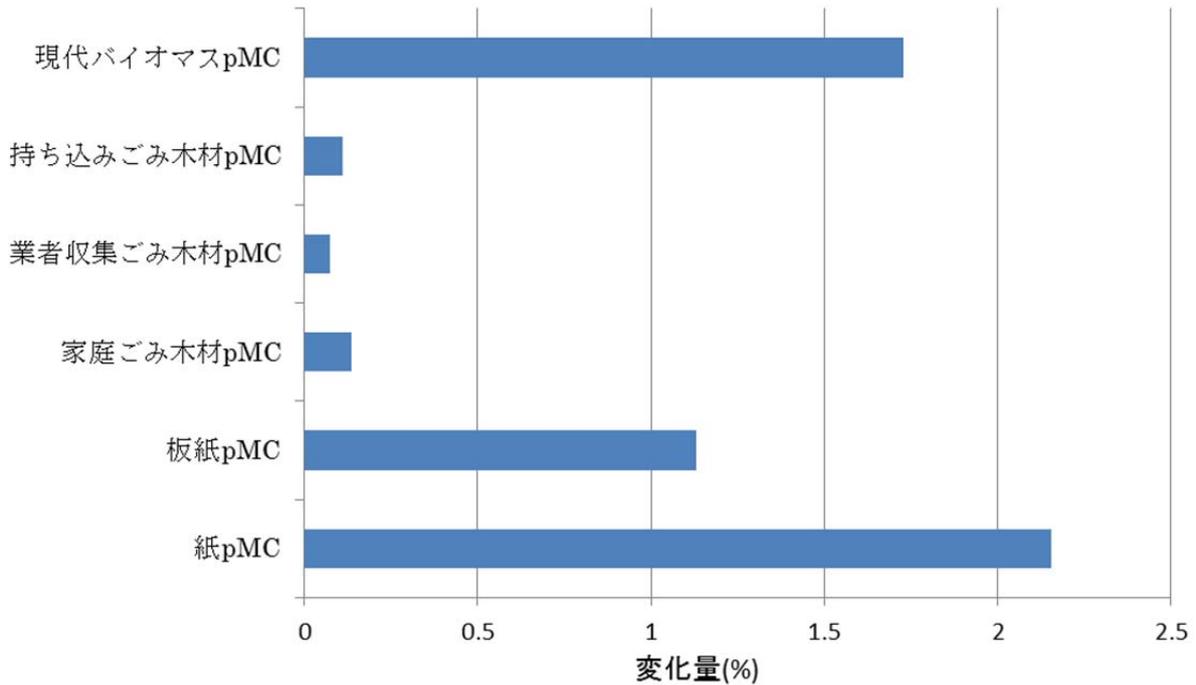


図 4.20 ごみ組成別 pMC 値を 1.05 倍に変化させた時の  $pMC_{bio}$  変化量計算結果

重量割合の大きい現代バイオマス及び紙・板紙 pMC 値が  $pMC_{bio}$  推定平均値に与える影響が大きいことが分かる。図 4.19、図 4.20 の結果より、各バイオマス中の pMC 値が  $pMC_{bio}$  推定結果の平均及び標準偏差に与える影響が大きいことが確認された。本研究で使用した各バイオマスの pMC 値は、根拠とした実測データが少ないため、今後実測データの蓄積および更新が重要である。

#### 4.3.4. 焼却施設ごとのごみ組成の違いによる影響に関する考察

前項では京都市東北部クリーンセンターのごみ組成を用いた場合の  $pMC_{bio}$  推定結果を示した。本項では、表 4.35 で示した京都市東北部クリーンセンターのごみ組成と組成が大きく異なるごみを焼却している施設の  $pMC_{bio}$  を推定した。ごみ組成が大きく異なる焼却施設として、「木・竹・わら類」の割合が大きいごみ組成を持つ焼却施設を選定した。4.2.4.2 で設定した各パラメータの内、木・竹・わら類に関するパラメータについてはばらつきを大きく設定していた。そのため、木・竹・わら類を多く含む都市ごみの  $pMC_{bio}$  の推定精度は低くなることが予想される。また、木・竹・わら類中の長寿命木質廃棄物に設定した pMC 値は 121 もしくは 118 程度と高く、 $pMC_{bio}$  平均値も高くなることが予想される。この場合の  $pMC_{bio}$  の平均値・推定精度を算出することによって、本研究で使用した推定手法の頑健さを評価することができる。以上のような理由から、「木・竹・わら類」の割合が大きいごみ組成を持つ焼却施設での  $pMC_{bio}$  の推定を行った。

対象焼却施設の選定にあたっては、環境省「平成 24 年度一般廃棄物処理実態調査結果 施設別整備状況 焼却施設 [59]」に記載されているごみ組成分析結果を参照し、推定対象

として福島県西白河地方クリーンセンターを選択した。表 4.36 にごみ組成を示す。ただし、[59]のごみ組成では「紙類」と「布類」が統合され、「紙・布類」という分類で測定されている。このため、[42]で計算されている全国の紙類及び布類の焼却量から、紙・布類中の紙類割合を算出した。この割合を「紙・布類」にかけることで表 4.36 中の紙類、繊維類割合を算出した。

表 4.36 福島県西白河地方クリーンセンターごみ組成

物理組成	乾重量比(%)
紙類	29.6
繊維類	2.9
合成樹脂、ゴム・皮革類	17.6
木・竹・わら類	39.2
厨芥類	9.3
不燃物類	0.6
その他	0.4

表 4.36 に示したごみ組成を用いて計算した  $pMC_{bio}$  の推定結果を図 4.21 に示す。1 万個の推定結果の平均値は 108.44、標準偏差は 1.84 であった。京都市東北部クリーンセンターの推定結果である平均値 106.71、標準偏差は 0.87 と比較すると、木・竹・わら類の割合の高さを反映して、平均値は高く、標準偏差は大きくなっている。この結果から、ごみ組成の違いによって  $pMC_{bio}$  推定値に違いが生じるため、 $pMC_{bio}$  の推定においては、各焼却施設のごみ組成を反映することの必要性が確認された。

京都市東北部クリーンセンターでの推定と同様に、各パラメータが  $pMC_{bio}$  推定値に与える影響を評価するために感度解析を行った。

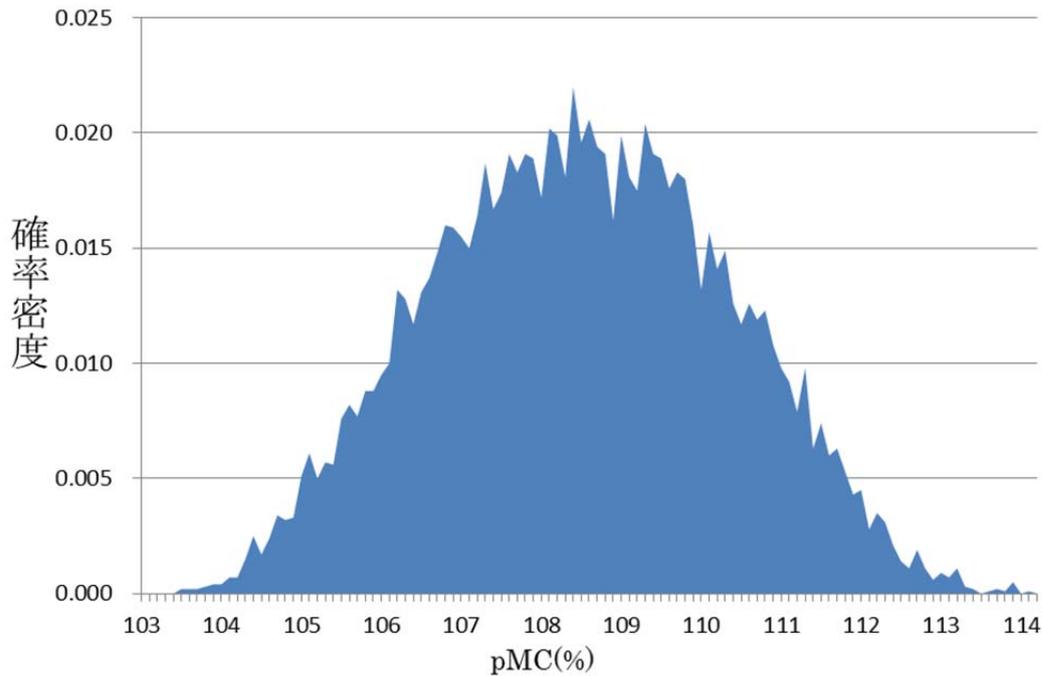


図 4.21 福島県西白河地方クリーンセンターごみ組成データを利用した $pMC_{bio}$ 推定結果

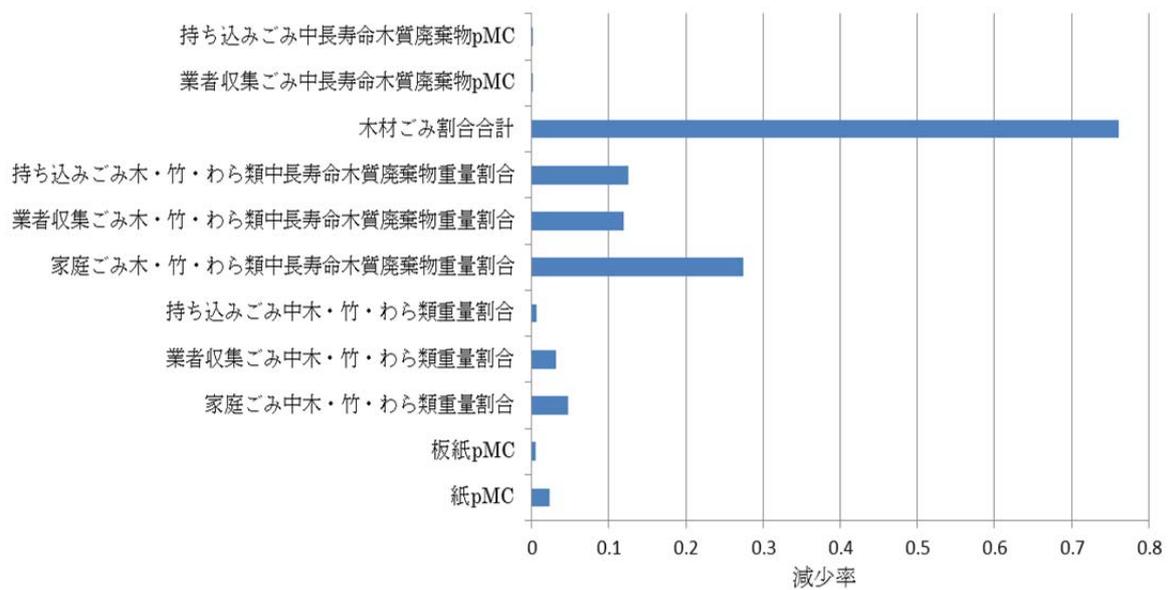


図 4.22 福島県西白河地方クリーンセンター  $pMC_{bio}$ 感度解析結果

図 4.19 と比較すると、木材廃棄物関連のパラメータの影響が大きくなっていることが分かる。これに対して、紙・板紙 pMC の影響は小さくなっている。この結果より、木・竹・わら類の割合が高い都市ごみの  $pMC_{bio}$  を推定する場合には、木・竹・わら類中の長寿命木質廃棄物割合等のパラメータの推定精度を高めることが重要であることが分かる。

## 5. <sup>14</sup>C 法全体の精度評価及び手選別法との比較

### 5.1. 評価方法

#### 5.1.1. 炭素量ベースでのバイオマス割合

1.2.3 で説明したように、バイオマス炭素比率  $F_{bio}$  は式(1.6)で計算される。

$$\text{バイオマス炭素比率}(F_{bio}) = \frac{\text{排ガス炭素中}^{14}\text{C割合}(pMC_{gas})}{\text{都市ごみバイオマス炭素中}^{14}\text{C割合}(pMC_{bio})} \quad (1.6)$$

誤差伝播の式より、 $F_{bio}$  の分散  $\sigma_{F_{bio}}^2$  は式(5.1)で計算される。

$$\sigma_{F_{bio}}^2 = \left( \frac{\partial F_{bio}}{\partial pMC_{gas}} \right)^2 \times \sigma_{pMC_{gas}}^2 + \left( \frac{\partial F_{bio}}{\partial pMC_{bio}} \right)^2 \times \sigma_{pMC_{bio}}^2 \quad (5.1)$$

式(1.6)の  $F_{bio}$  の定義より、偏微分を計算すると式(5.1)は以下のように変形できる。

$$\sigma_{F_{bio}}^2 = \left( \frac{1}{pMC_{bio}} \right)^2 \times \sigma_{pMC_{gas}}^2 + \left( -\frac{pMC_{gas}}{pMC_{bio}^2} \right)^2 \times \sigma_{pMC_{bio}}^2$$

両辺を  $\frac{pMC_{gas}^2}{pMC_{bio}^2} = F_{bio}^2$  で割ると、

$$\frac{\sigma_{F_{bio}}^2}{F_{bio}^2} = \frac{\sigma_{pMC_{gas}}^2}{pMC_{gas}^2} + \frac{\sigma_{pMC_{bio}}^2}{pMC_{bio}^2}$$

従って、バイオマス炭素比率の相対標準偏差(RSD)は式(5.2)で表せる。

$$RSD^2(F_{bio}) = RSD^2(pMC_{gas}) + RSD^2(pMC_{bio}) \quad (5.2)$$

#### 5.1.2. 発熱量ベースでのバイオマス割合

##### 5.1.2.1. 概要

<sup>14</sup>C 法の測定結果は、炭素量ベースでのバイオマス割合を表す。しかし、発熱量ベースでのバイオマス割合の算定が必要な場面も存在する。例えば、ごみ処理施設における廃棄物発電においては焼却ごみ中のバイオマス廃棄物割合の算定が必要である。この場合には、炭素量ベースではなく、発電に寄与する発熱量ベースでのバイオマス割合の算定を行う必要がある。算定方法は 1.2.2 で示した、電気事業者による新エネルギー等の利用に関する

特別措置法（RPS法）の施行規則第7条第2項に定められる方法である。算定方法を以下に再掲する。

$$\eta_{bH} = \frac{H_{lb}}{H_l} \quad (5.3)$$

$\eta_{bH}$ ：バイオマス比率（発熱量ベース）

$H_{lb}$ ：バイオマスの1kgあたり湿ベース低位発熱量[kJ/kg]

$H_l$ ：廃棄物全体の1kgあたり湿ベース低位発熱量[kJ/kg]

$$H_l = (16000x_{pa} + 17300x_{ga} + 17900x_{wo} + 18100x_{cl} + 36000x_{pl}) \times (1 - w) - 2500w \quad (5.4)$$

$$H_{lb} = H_l - \left\{ 36000 - 2500 \times \left( \frac{0.27}{1 - 0.27} \right) \right\} \times (1 - w) \times x_{pl} \quad (5.5)$$

本項では、pMC測定値を発熱量ベースでのバイオマス比率に換算する方法を導出した。さらに、換算の際に使用したパラメータの精度を評価し、モンテカルロシミュレーションを行うことにより、発熱量ベースでのバイオマス割合推定結果の精度を評価した。

#### 5.1.2.2. pMC測定値から発熱量ベースのバイオマス比率への換算方法

バイオマス炭素比率とpMC測定値の関係は式(5.6)で表される。この炭素ベースのバイオマス比率から式(5.3)で表される発熱量ベースでのバイオマス比率を算出する式を導出する。

$$\eta_{bc} = \frac{pMC_{gas}}{pMC_{bio}} = \frac{C_{bio}}{C_{all}} \quad (5.6)$$

$\eta_{bc}$ ：バイオマス比率（炭素量ベース）

$pMC_{gas}$ ：焼却施設排ガス pMC 測定値

$pMC_{bio}$ ：焼却バイオマス廃棄物 pMC 測定値

$C_{bio}$ ：焼却バイオマス廃棄物中炭素量

$C_{all}$ ：焼却廃棄物中全炭素量

各廃棄物種の乾重量割合を用いて、式(5.6)を書き換えるとバイオマス炭素比率は式(5.7)の形で表せる。

$$\eta_{bc} = \frac{C_{bio}}{C_{all}} = \frac{x_{pa} \cdot c_{pa} + x_{ga} \cdot c_{ga} + x_{wo} \cdot c_{wo} + x_{cl} \cdot c_{cl}}{x_{pa} \cdot c_{pa} + x_{ga} \cdot c_{ga} + x_{wo} \cdot c_{wo} + x_{cl} \cdot c_{cl} + x_{pl} \cdot c_{pl}} \quad (5.7)$$

$$= 1 - \frac{x_{pl} \cdot c_{pl}}{x_{pa} \cdot c_{pa} + \dots + x_{pl} \cdot c_{pl}}$$

- $c_{pa}$  : 紙類の炭素重量割合
- $c_{ga}$  : 厨芥類の炭素重量割合
- $c_{wo}$  : 木・竹・わら類の炭素重量割合
- $c_{cl}$  : 繊維類の炭素重量割合
- $c_{pl}$  : プラスチック類の炭素重量割合

これまで述べてきたように、都市ごみの中には化石・バイオマス由来複合素材が含まれている。紙おむつ中の素材構成割合、繊維の天然繊維割合を考慮に入れると  $C_{bio}, C_{all}$  は以下式(5.8)、式(5.9)のように変更される。

$$C_{bio} = \{x_{pa} - x_{pd}(1 - r_{pd\_pa})\} \cdot c_{pa} + x_{ga} \cdot c_{ga} + x_{wo} \cdot c_{wo} + x_{cl} \cdot r_{cl\_natural} \cdot c_{cl\_natural} \quad (5.8)$$

$$C_{all} = C_{bio} + x_{pd} \cdot r_{pd\_pl} \cdot c_{fossil} + x_{cl} \cdot (1 - r_{cl\_natural}) \cdot c_{fossil} + x_{pl} \cdot c_{fossil} \quad (5.9)$$

- $x_{pd}$  : 焼却ごみ中紙おむつ割合
- $r_{pd\_pa}$  : 紙おむつ中紙類重量割合
- $r_{cl\_natural}$  : 繊維中天然繊維割合
- $r_{pd\_pl}$  : 紙おむつ中合成樹脂類重量割合
- $c_{fossil}$  : 化石由来廃棄物炭素重量割合

ここで、化石由来廃棄物重量割合  $x_{fossil}$  を式(5.10)で定義する。

$$x_{fossil} = x_{pd} \cdot r_{pd\_pl} + x_{cl} \cdot (1 - r_{cl\_natural}) + x_{pl} \quad (5.10)$$

また、

$$f_{pa} = \frac{x_{pa} - x_{pd}(1 - r_{pd\_pa})}{1 - x_{fossil} - x_{in}} \quad f_{ga} = \frac{x_{ga}}{1 - x_{fossil} - x_{in}} \quad f_{wo} = \frac{x_{wo}}{1 - x_{fossil} - x_{in}} \quad f_{cl\_natural} = \frac{x_{cl} \cdot r_{cl\_natural}}{1 - x_{fossil} - x_{in}}$$

- $x_{in}$  : 不燃物類の重量割合

とおくと、式(5.8)、式(5.9)はさらに式(5.11)、式(5.12)のように変形できる。

$$C_{bio} = (1 - x_{fossil} - x_{in}) \cdot f_{pa} \cdot c_{pa} + (1 - x_{fossil} - x_{in}) \cdot f_{ga} \cdot c_{ga} + (1 - x_{fossil} - x_{in}) \cdot f_{wo} \cdot c_{wo} + (1 - x_{fossil} - x_{in}) \cdot f_{cl\_natural} \cdot c_{cl\_natural} \quad (5.11)$$

$$C_{all} = C_{bio} + x_{fossil} \cdot c_{fossil} \quad (5.12)$$

さらに  $f_{pa} \cdot c_{pa} + f_{ga} \cdot c_{ga} + f_{wo} \cdot c_{wo} + f_{cl\_natural} \cdot c_{cl\_natural} = B_c$  とおくと、バイオマス炭素比率  $\eta_{bc}$  は式(5.13)で表せる。

$$\eta_{bc} = 1 - \frac{x_{fossil} \cdot c_{fossil}}{B_c(1 - x_{fossil} - x_{in}) + x_{fossil} \cdot c_{fossil}} \quad (5.13)$$

式(5.13)を  $x_{fossil}$  について変形することで、式(5.14)のように化石由来廃棄物重量割合をバイオマス炭素比率(pMC 測定値)の関数として表現できる。

$$x_{fossil} = \frac{B_c(1 - x_{in})(1 - \eta_{bc})}{B_c(1 - \eta_{bc}) + \eta_{bc}c_{fossil}} \quad (5.14)$$

式(5.4)を  $f_i$  を用いて変形すると、

$$H_l = \{16000(1 - x_{fossil} - x_{in})f_{pa} + 17300(1 - x_{fossil} - x_{in})f_{ga} + 17900(1 - x_{fossil} - x_{in})f_{wo} + 18100(1 - x_{fossil} - x_{in})f_{cl\_natural} + 36000x_{pl}\} \times (1 - w) - 2500w \quad (5.15)$$

$16000f_{pa} + 17300f_{ga} + 17900f_{wo} + 18100f_{cl\_natural} = B_H$  とおくと、式(5.15)は式(5.16)のように変形できる。

$$H_l = \{(1 - x_{fossil} - x_{in})B_H + 36000x_{fossil}\} \times (1 - w) - 2500w \quad (5.16)$$

従って、発熱量ベースのバイオマス比率  $\eta_{bH}$  は式(5.17)で表される。

$$\eta_{bH} = \frac{H_{lb}}{H_l} = 1 - \frac{\left\{36000 - 2500 \times \left(\frac{0.27}{1 - 0.27}\right)\right\} \times (1 - w) \times x_{fossil}}{\{(1 - x_{fossil} - x_{in})B_H + 36000x_{fossil}\} \times (1 - w) - 2500w} \quad (5.17)$$

以上より、pMC 測定値を発熱量ベースのバイオマス比率に換算する方法が導出された。

### 5.1.2.3. パラメータ設定方法

前項の手法で pMC 測定値から発熱量ベースのバイオマス比率を算出する場合には、以下のパラメータを固定値として与えなければならない。

- $c_{pa}$ ,  $c_{ga}$ ,  $c_{wo}$ ,  $c_{cl\_natural}$ ,  $c_{fossil}$  : 各廃棄物の炭素重量割合
- $x_{in}$  : 不燃物類の重量割合
- $f_{pa}$ ,  $f_{ga}$ ,  $f_{wo}$ ,  $f_{cl\_natural}$  : バイオマス廃棄物中の各バイオマス廃棄物割合
- $w$  : 廃棄物全体の水分比率

本項では、各パラメータの設定方法及び設定値とその分布を紹介する。

#### <各廃棄物の炭素重量割合>

紙類及び木・竹・わら類炭素重量割合( $c_{pa}$ ,  $c_{wo}$ )はセルロースの分子式  $C_6H_{10}O_5$  から算出した数値である 44.4%を固定値として使用した。化石由来炭素を含む塗料が塗られている塗工紙については考慮に入れていない。これは塗料の発熱量データが入手できなかったためである。厨芥類及び天然繊維炭素重量割合( $c_{ga}$ ,  $c_{cl\_natural}$ )は 4.2.4.2 で算出したデータセットを使用した。本手法で化石由来廃棄物として考慮するのは、「繊維類中の合成繊維」、「紙おむつの不織布」、「紙おむつの吸収剤」、「プラスチック類」の 4 つである。これらの炭素重量割合を重量割合で加重平均したものを化石由来廃棄物炭素重量割合( $c_{fossil}$ )とした。本手法では、各化石由来廃棄物の炭素重量割合は固定し、重量割合のばらつきを評価することにより  $c_{fossil}$  の精度を評価した。計算結果の平均値は 70.9%、標準偏差は 0.89%であった。

#### <不燃物類の重量割合>

京都市東北部クリーンセンターで 2013 年 4 月～6 月に実施されたごみ質調査結果を使用した。3 か月分の組成データを対数比変換したデータに対して、多変量正規分布を仮定し 1 万個のデータを発生させた。1 万個のデータの平均値は 5.23%、標準偏差は 0.59%であった。

#### <バイオマス廃棄物中の各バイオマス廃棄物割合>

京都市東北部クリーンセンターで 2013 年 4 月～6 月に実施されたごみ質調査結果を使用した。3 か月分の組成データを対数比変換したデータに対して、多変量正規分布を仮定し 1 万個のデータを発生させた。

#### <廃棄物全体の水分割合>

京都市東北部クリーンセンターで 2013 年 4 月～6 月に実施されたごみ質調査結果を使用した。表 5.1 に 3 か月分のごみ質調査の水分割合測定結果を示す。表 5.1 の結果から、水分割合は 42.0%から 43.4%の範囲で一様に分布していると考え、一様乱数を発生させた。

表 5.1 京都市東北部クリーンセンター水分割合測定結果

	2013年4月	5月	6月
水分割合(%)	43.4	43.4	42.0

## 5.2. 評価結果と考察

### 5.2.1. 炭素量ベースでのバイオマス割合

式(5.2)より、バイオマス炭素比率の相対標準偏差の二乗は排ガス炭素中  $^{14}\text{C}$  割合の相対標準偏差の二乗と都市ごみバイオマス炭素中  $^{14}\text{C}$  割合の相対標準偏差の二乗の和で計算できる。3.3.1、4.3.1の結果より、京都市東北部クリーンセンターにおいては、 $\text{RSD}(p\text{MC}_{gas})=1.09\%$ 、 $\text{RSD}(p\text{MC}_{bio})=0.81\%$ である。したがって、1か月に1度24時間排ガスをサンプリングした場合の、バイオマス炭素比率の月間平均推定値の相対標準偏差は1.36%である。ただし、この計算の  $p\text{MC}_{bio}$  推定においては、焼却ごみ組成の時間的な変動の影響は考慮に入れていない。

### 5.2.2. 発熱量ベースでのバイオマス割合

式(5.17)及び5.1.2.3で設定したパラメータを用いて、発熱量ベースのバイオマス比率 ( $\eta_{bH}$ )を算出した。 $\eta_{bH}$ の平均値は51.1%、相対標準偏差は1.99%であった。ただし、 $p\text{MC}$ 測定値 ( $\eta_{bc}$ )は2014年12月に採取した排ガスサンプルの値61.8%を使用した。 $p\text{MC}$ 測定値の相対標準偏差は5.2.1で算出した1.36%を使用した。

## 5.3. 手選別法との比較

### 5.3.1. 精度

$^{14}\text{C}$ 法及び手選別法の精度評価結果を表5.2にまとめた。 $^{14}\text{C}$ 法を適用することで、炭素量ベース・発熱量ベースともに都市ごみ中バイオマス比率の推定精度が向上すると評価された。なお、手選別法の精度は四分法による縮分の精度を評価したものであり、四分法開始時の初期ごみの、月平均ごみ組成からの乖離については、精度評価に含んでいない。このため、手選別法のサンプリング誤差を過小評価している可能性がある。これに対し、 $^{14}\text{C}$ 法の精度については、1か月に1度、24時間サンプリングした場合の月平均推定値に対する精度を評価したものである。

表 5.2  $^{14}\text{C}$ 法と手選別法の精度評価結果比較

	$^{14}\text{C}$ 法	手選別法
バイオマス比率測定値相対標準偏差(炭素量ベース)	1.36%	6.03%
バイオマス比率測定値相対標準偏差(発熱量ベース)	1.99%	7.07%

<sup>14</sup>C法が対象試料としたごみ量は、24時間排ガスサンプリングを行ったため、東北部クリーンセンターの焼却炉1基あたり24時間のごみ焼却量である350t程度と考えられる。一方、手選別法がごみピットから採取した初期ごみ試料量はおよそ500kg程度であり、四分後の1試料のごみ量は10kg程度であった（ごみ量はすべて湿重量）。この測定試料にしたごみ量の差が、試料の代表性の違いとなり、手選別法に比べ<sup>14</sup>C法はサンプリング誤差を低減できたと考えられる。

手選別法においては、対象試料ごみ量の増加は調査にかかるコストの増加に直結する。<sup>14</sup>C法の場合は排ガスサンプリング時間を長くすることで対象試料ごみ量を増やすことができる。調査に必要な時間は手選別調査と同様に長くなるが、3.2.3で示した排ガス分析装置出口ガスを利用したサンプリング方法ならば、サンプリング中の操作は基本的に必要ないため、容易に対象試料ごみ量を増やすことが可能である。

### 5.3.2. 正確度

2.1.2では、手選別法のごみ組成調査において複合素材がバイオマス比率計算結果に与える影響を評価した。<sup>14</sup>C法の測定結果との比較を行うために、手選別組成調査を行った日に排ガスサンプリングも実施した。焼却炉排ガスサンプリングは図3.2と同様の装置で行った。排ガスサンプリング時間は24時間とした。

同日のごみ試料に対する<sup>14</sup>C法及び手選別法によるバイオマス比率測定結果を表5.3にまとめた。補正前の手選別法と<sup>14</sup>C法の結果を比較すると、炭素量ベース・発熱量ベースともに<sup>14</sup>C法が低い値を示している。手選別法の測定結果に化石炭素複合バイオマスを考慮した補正を行うことにより、<sup>14</sup>C法の測定結果との差は小さくなった。

表 5.3 <sup>14</sup>C法と手選別法の測定結果平均値比較

	<sup>14</sup> C法	手選別法	
		補正前	補正後
バイオマス比率測定値平均（炭素量ベース）	61.8%	69.0%	58.8%
バイオマス比率測定値平均（発熱量ベース）	51.1%	59.3%	50.7%

## 6. 結論

本研究では高精度な都市ごみ中バイオマス比率の推定方法として、 $^{14}\text{C}$ 法に注目し、焼却炉排ガスに適用するための、補正係数の開発ならびに精度の評価を行った。また、現行の手選別組成調査法との比較も行った。本章では、本研究のまとめ及び今後の課題について述べる。

まず、現行の手法である手選別ごみ組成調査による測定結果の精度及び正確度を評価した。精度を評価するために、四分法による縮分後の複数個のごみ試料のバイオマス比率を測定した。また、正確度を定量的に評価するために、手選別ごみ組成調査のバイオマス比率測定結果に影響を与える複合素材（繊維類・紙おむつ・塗工紙）について、バイオマス素材割合を考慮した補正を行い、複合素材がバイオマス比率計算結果に与える影響を評価した。四分法による縮分後の5つのごみ試料のバイオマス比率を手選別法によって測定した結果、相対標準偏差は炭素量ベースで6.0%、発熱量ベースで7.1%であった。手選別調査結果に化石由来炭素複合バイオマスの補正を行ったところ、繊維類中の合成繊維割合の補正が大きな影響を与えることが確認された。FIT制度におけるバイオマス発電割合算定においては、天然繊維と合成繊維を区別せず全てバイオマスとして計算されているため、バイオマス割合を過大に推計している。繊維の出荷統計データを用いて、天然繊維と合成繊維への案分を行うことが望ましい。

$^{14}\text{C}$ 法では、「都市ごみ中のバイオマス比率」＝「焼却炉排ガス中の  $p\text{MC}$  値」 $\div$ 「都市ごみバイオマス中の  $p\text{MC}$  値」により、算出する。そのため、分子にあたる「焼却炉排ガス中の  $p\text{MC}$  値」と、分母にあたる「都市ごみバイオマス中の  $p\text{MC}$  値」の課題に取り組んだ。

焼却炉排ガス中の  $^{14}\text{C}$  割合測定に関する課題としては、（1） $^{14}\text{C}$  割合の時間的変動特性の把握、（2）焼却ごみ組成の違いを反映できるかの確認、（3）サンプリングコストの低減に取り組んだ。排ガスの採取時間と  $p\text{MC}$  値のサンプリング誤差との関係を明らかにし、1日間（24時間）採取で相対標準偏差1.09%、7日間採取で相対標準偏差0.54%となることを示した。また、都市ごみ焼却炉と産業廃棄物焼却炉の排ガス中  $^{14}\text{C}$  割合測定結果から、 $^{14}\text{C}$ 法が焼却ごみ組成の違いを反映できることを確認した。さらに、排ガス分析装置出口ガスと煙道排ガスの  $^{14}\text{C}$  割合測定結果から、排ガス分析装置出口ガスを排ガス中  $^{14}\text{C}$  割合測定試料として利用可能であることを確認した。排ガス分析装置出口ガスの利用により、サンプリング機材および操作の簡易化が可能である。

都市ごみバイオマス中の  $^{14}\text{C}$  割合(以下  $p\text{MC}_{\text{bio}}$ )に関する課題としては、（1）長寿命バイオマス中  $^{14}\text{C}$  割合推定、（2）化石由来複合バイオマスのバイオマス比率推定、（3）全国各都市で使用可能な  $p\text{MC}_{\text{bio}}$  推定方法の導出に取り組んだ。（1）については、日本における使用樹種や家具・建築物の寿命分布を反映したモデル群を構築し、木製家具及び紙類の  $p\text{MC}$  値を推定した。（2）については、塗工紙と紙おむつのバイオマス素材比率を推定した。塗工紙については、統計データを用いて焼却紙類全体中のバイオマス炭素比率を

推定した。紙おむつについては、子供用・大人用紙おむつを複数個解体し、素材別重量割合を測定し、紙おむつ重量あたりの化石由来炭素含有率は 29%と推定した。日本の温室効果ガス排出インベントリの算定で使われている IPCC ガイドラインデフォルト値の 7%は過小評価であり、見直しが求められる。(3)については、全国で統一的に実施されているごみ組成調査結果を使用できる  $pMC_{bio}$  推定方法を導出した。 $pMC_{bio}$  は、京都市東北部クリーンセンターのごみ組成では  $106.71\% \pm 0.87\%$ 、ごみ組成中の木材割合が全国最大である福島県西白河地区クリーンセンターでは、 $108.44 \pm 1.84\%$ と推定された。ごみ組成の違いを反映した  $pMC_{bio}$  推定が可能であることを示し、本算定法の有用性を確認した。

これらをふまえ、 $^{14}C$  法全体の精度を評価した。排ガスを 24 時間採取した場合の 1 か月平均に対する相対標準偏差は、1.4% (炭素ベース)、2.0% (発熱量ベース)と推定された。手選別法 (6.0% (炭素ベース)、7.1% (発熱量ベース)) と比較し、 $^{14}C$  法の精度の高さを定量的に確認した。

## 7. 参考文献

- [1] 温室効果ガスインベントリオフィス（GIO）編 環境省地球環境局総務課低炭素社会推進室監修 “日本国温室効果ガスインベントリ報告書” （2014）
- [2] 経済産業省資源エネルギー庁ホームページ  
なっとく！再生可能エネルギー買い取り制度 認定手続き  
[http://www.enecho.meti.go.jp/category/saving\\_and\\_new/saiene/kaitori/nintei\\_set\\_subi.html#sun01](http://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/saiene/kaitori/nintei_set_subi.html#sun01)
- [3] 環境省, “一般廃棄物処理事業に対する指導に伴う留意事項について 環整 95 号”  
<http://www.env.go.jp/hourei/syousai.php?id=11000013>  
閲覧日 2013 年 1 月 29 日
- [4] G.K.P Muir, S. Hayward, B.G. Tripney, G.T. Cook, P.Naysmith, B.M.J. Herbert, M.H Garnet, “Determining the biomass fraction of mixed waste fuels: A comparison of existing industry and  $^{14}\text{C}$ -based methodologies”, Waste Management, 35(2015), page293-300
- [5] AVFALL SVERIGE, “Determination of the fossil carbon content in combustible municipal solid waste in Sweden”, 2012  
[http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter\\_2012/U2012-05.pdf](http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter_2012/U2012-05.pdf) 閲覧日 2015 年 2 月 11 日
- [6] (財)バイオインダストリー協会, “化学物質のバイオマス由来度測定方法の標準化に関する調査報告書—要旨—” (2009)
- [7] 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課, “廃棄物処理施設における固定価格買取制度 (FIT 制度) ガイドブック, 2013
- [8] R. Nydal and K. Lovseth, "Tracing Bomb  $^{14}\text{C}$  in the Atmospher 1962-1980," J.Geophys.Res., vol. 88(1983), pp. 3621-3642
- [9] Levin I, Kromer B, “The Tropospheric  $^{14}\text{CO}_2$  Level in Mid-Latitudes of the Northern Hemisphere (1959–2003).”, Radiocarbon, 2004;46(3):1261-1272
- [10] ASTM D6866 “Standard Test Methods for Determining the Bio-based Content of Solid, Liquid, and Gaseous Samples Using Radiocarbon Analysis.”
- [11] ISO 13833, “Stationary source emissions –Determination of the ratio of biomass(biogenic) and fossil-derived carbon dioxide- Radiocarbon sampling and determination”, 2013
- [12] Mohn J., Szidat S., Fellner J., Rechberger H., Quartier R., Buchmann B. and Emmenegger L, "Determination of Biogenic and Fossil  $\text{CO}_2$  Emitted by Waste Incineration Based on  $^{14}\text{CO}_2$  and Mass Balances.", Bioresource technology, 99 (2008), 6471–9

- [13] Mohn J., Szidat S., Zeyer K. and Emmenegger L, “Fossil and biogenic CO<sub>2</sub> from waste incineration based on a yearlong radiocarbon study.”, *Waste Management*, 32(2012), 1516-1520
- [14] S.Palstra and J.Meijer, “Carbon-14 Based Determination of the Biogenic Fraction of Industrial CO<sub>2</sub> Emissions - Application and Validation.”, *Bioresource technology*, 101 (2010), 3702–10
- [15] Anna W Larsen, Karsten Fuglsang, Niels H Pedersen, Johann Fellner, Helmut Rechberger and Thomas Astrup, “Biogenic carbon in combustible waste:Waste composition, variability and measurement uncertainty”, *Waste Management & Research*, 31( 2013)
- [16] 平井康宏, 酒井伸一, “炭素同位体比による都市ごみ中バイオマス炭素比率の測定”, 第 21 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 (2010), pp. 111–112
- [17] Johann Fellner and Helmut Rechberger, "Abundance of <sup>14</sup>C in Biomass Fractions of Wastes and Solid Recovered Fuels.", *Waste management* , 29 (2009), 1495–1503
- [18] 瀬田寿一郎, “都市ごみ中バイオマスの <sup>14</sup>C 比率推定とその精度の評価” 京都大学大学院 修士論文(2012)
- [19] 瀬田寿一郎, 平井康宏, 酒井伸一, “建築廃木材中の <sup>14</sup>C 比率推定” 第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集(2012), p.101-102
- [20] 一般社団法人日本衛生材料工業連合会, 紙おむつの構造  
<http://www.jhpia.or.jp/product/diaper/data/structure.html>  
閲覧日 2015 年 1 月 29 日
- [21] 日本製紙連合会, “紙・板紙統計年報”, 2000～2013
- [22] 財務省, “貿易統計”, 2000～2013
- [23] 公益財団法人古紙再生促進センター, “古紙ハンドブック 2012,2010”
- [24] 公益財団法人古紙再生促進センター, “古紙需給統計”, 2013
- [25] 華陽紙業株式会社 <http://www.e-kayo.co.jp/kayonews/0911/merchandise05.html>  
閲覧日 2015 年 1 月 18 日
- [26] 佐川印刷株式会社 <http://www.sakawa.jp/yousi.html>  
閲覧日 2015 年 1 月 18 日
- [27] 株式会社紙藤原 <http://www.kamifujiwara.co.jp/kami/kamimame.html#artp>  
閲覧日 2015 年 1 月 18 日
- [28] 王子製紙株式会社 製品一覧  
[http://www.ojipaper.co.jp/product\\_search/brand.php#list01a](http://www.ojipaper.co.jp/product_search/brand.php#list01a)  
閲覧日 2015 年 1 月 18 日

- [29] 日本製紙株式会社 ペーパーガイド  
<http://www.nipponpapergroup.com/opg/lineup/images/paperguide.pdf>  
 閲覧日 2015年1月18日
- [30] 江前敏晴, 紙の基礎と印刷適性,  
[http://www.enomae.com/Paper%20Science%20seminar2/Enomae\\_Paper\\_Printability\\_2006\\_2.pdf](http://www.enomae.com/Paper%20Science%20seminar2/Enomae_Paper_Printability_2006_2.pdf)
- [31] 江前敏晴、パルプ・製紙工業に関する表面・界面技術、  
<http://www.enomae.com/publish/pdf/SurfaceInterfaceEngineering.pdf>
- [32] 室喜子、梶原洋和、森澤眞輔、一般廃棄物を構成する元素組成の分析と変動評価. 土木学会第58回年次学術講演会(pp.353-354)、2003
- [33] 林野庁、森林・林業白書、2009
- [34] 木材ドットコム、<http://www.mokuzai.com/wspecies/>
- [35] 経済産業省、“雑貨統計年報 1998 年年報”
- [36] 山田 宏之、松野 泰也、醍醐 市朗、足立 芳寛、“マルコフ連鎖モデルを適用した木材パルプの平均使用回数解析,” 廃棄物学会論文誌, vol. 17, no. 5, pp. 313-321, 2006
- [37] 日本衛生材料工業連合会, “日衛連 NEWS No.72”, 2011  
<http://www.jhpia.or.jp/pdf/news72.pdf> 閲覧日 2015年1月29日
- [38] ユニ・チャーム, “排泄ケアナビ 高齢者の排尿の基本”,  
[http://www.carenavi.jp/jissen/nyo\\_care/tokucho/kihon.html](http://www.carenavi.jp/jissen/nyo_care/tokucho/kihon.html) 閲覧日 2015年1月29日
- [39] 株式会社医療ネット, “要介護度の目安”, <http://www.iryonet.jp/rh/kaigohelp.html>  
 閲覧日 2015年1月29日
- [40] 厚生労働省, “介護保険事業状況報告 平成23年度”
- [41] 総務省統計局, “人口推計(平成23年10月1日現在)”
- [42] 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル部, “平成25年度 廃棄物の広域移動対策検討調査及び廃棄物等循環利用量実態調査報告書(廃棄物等循環利用量実態調査編)”
- [43] 太田亨, 新井宏嘉, “組成データ解析の問題点とその解決方法”, 地質学雑誌, 112(2006), 173-187
- [44] 経済産業省, “経済産業省生産動態統計年報 繊維・生活用品統計編”, 2013
- [45] 松田健士, “家庭系厨芥類の発生抑制・資源化に関する研究—分別収集の実証分析およびライフサイクルインベントリ分析—” 京都大学大学院 修士論文(2011)
- [46] 大津市環境部廃棄物減量推進課, “大津市ごみ組成調査(夏季)(冬季)報告書”, 2013
- [47] 岡山市環境局事業課, “岡山市家庭ごみ組成分析調査報告書”, 2014
- [48] 海老名市, 座間市, 綾瀬市, 高座清掃施設組合, “一般廃棄物処理基本計画改定に伴うごみ組成調査結果”, 2013

- [49] 川崎市環境局, “平成 24 年度市民ごみ排出実態調査報告書”, 2013
- [50] 松山市, “松山市一般廃棄物（ごみ）処理基本計画～ごみを資源に～”, 2010
- [51] 寝屋川市, “寝屋川市一般廃棄物処理基本計画策定に係る基礎調査報告書”, 2010
- [52] 杉並区環境清掃部, “家庭ごみ組成調査報告書”, 2010
- [53] 豊中市環境部, “平成 23 年度事業概要”, 2011
- [54] 京都市環境局, “事業系ごみ減量対策基礎調査結果報告書”, 2008
- [55] 京都市環境政策局, “業者収集ごみ組成実態調査報告書”, 2012
- [56] 大阪市環境局, “業種・業態別 事業系一般廃棄物排出実態調査報告書”, 2013
- [57] 京都市環境政策局, “清掃施設に係る環境調査報告書”, 2009-2011
- [58] EN 15440, “Solid recovered fuels –Methods for the determination of biomass content”, 2011
- [59] 環境省, “平成 24 年度 一般廃棄物処理実態調査結果 施設別整備状況 焼却施設”

## 8. 研究発表・学会等発表

**Sakai, S.; Yano, J.; Hirai, Y. (2014)** "Energy recovery and greenhouse gas reduction potentials from municipal solid waste including food waste in Japan." Presented at Proceedings Venice 2014, Fifth International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venice, Italy, November 18, 2014

**Fujimoto, Y.; Hirai, Y.; Sakai, S. (2014)** "Time variation of the biomass fraction in municipal solid waste estimated by the  $^{14}\text{C}$  method based on consecutive sampling." Presented at Proceedings Venice 2014, Fifth International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venice, Italy, November 18, 2014

**Hirai Y.; Fujimoto Y.; Sakai S. (2014)** "Biomass Fraction of Municipal Solid Waste by  $^{14}\text{C}$  Method: Consecutive Sampling Over 25 Days." *Proceedings of 3RINCs and SWAPI 2014*, pp. 2C-2-03

平井 康宏; 藤本 祐希; 酒井 伸一 (2013) "日本における都市ごみ中バイオマスの  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率推定." 第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 2013, pp. 49-50

藤本 祐希; 平井 康宏; 酒井 伸一 (2013) "14C 法による都市ごみ中バイオマス割合の時間的変動の推定." 第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 2013, pp. 437-438

Hirai, Y.; Seta, J.; Fujimoto, Y.; Sakai, S. (2013) "ESTIMATION OF  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  RATIO IN WASTE PAPER SUBSTANCE FLOW ANALYSIS." Presented at Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, October 3, 2013

平井 康宏; 瀬田 寿一郎; 藤本 祐希; 酒井 伸一 (2013) "サブスタンスフロー解析による紙ごみ中の  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  比率推定." 第8回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, pp. 128-129

Hirai, Y., Juichiro, S., & Shinichi, S. (2012). Substance Flow Analysis of  $^{14}\text{C}$  in Wood , Construction Materials and Houses. *Proceedings of the 10th International Conference on EcoBalance* (Vol. 1, p. P-159). Yokohama.

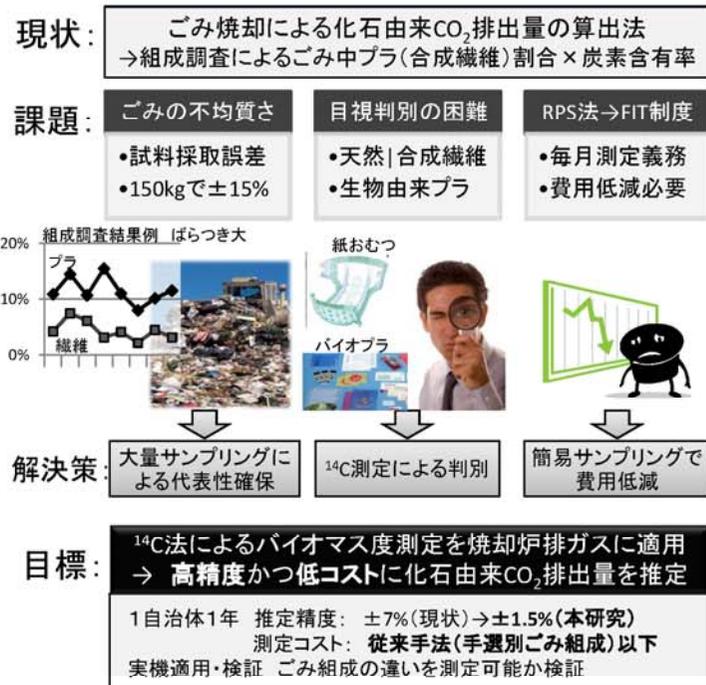
瀬田 寿一郎, 平井 康宏, 酒井 伸一. (2012). 建築廃木材中の  $^{14}\text{C}$  比率推定. 第23回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 (pp. 101-102). 仙台市.

## 9. 知的財産権の取得状況

なし

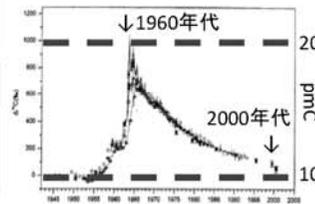
# 3K123016 炭素同位体分析による化石由来二酸化炭素排出量の 高精度推定手法の開発と適用

## (1) 研究の背景と目標

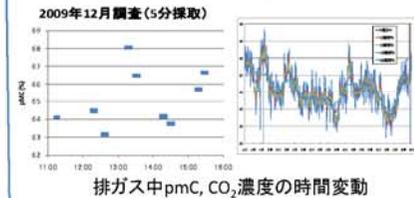


## (2) <sup>14</sup>C法の焼却炉排ガス適用上の課題

### 1) 木材への補正が必要



### 2) 排ガス中<sup>14</sup>Cの時間変動への対処



<sup>14</sup>C測定(AMS分析)には炭素4mgで十分。  
→排ガス試料1LでOK。しかし、時間変動大。  
精度確保のための、試料採取時間・頻度は?

### 3) 低コスト化

## (3) 研究方針・研究内容

### 高精度化

$$\text{バイオマス度} = \frac{\text{排ガスの炭素中}^{14}\text{C割合}}{\text{生物系廃棄物の炭素中}^{14}\text{C割合}}$$

- 2012年度: **分母**の精度向上→木材に対する補正
- 2013年度: **分子**の精度向上→排ガス採取最適化

### 低コスト化

$$\text{測定コスト} = (\text{}^{14}\text{C測定単価} \times \text{試料採取単価}) \times \text{測定回数}$$

- 2014年度: **試料採取単価削減**  
→簡易サンプリング方法の開発

## 英文概要

### Development and Application of $^{14}\text{C}$ Method for Measuring Fossil $\text{CO}_2$ Emission from Waste Incineration with High Precision

There is a need to determine the biomass fraction of municipal solid waste for estimation of  $\text{CO}_2$  emissions resulting from waste incineration and electricity production from biogenic waste. Recently,  $^{14}\text{C}$  method is being developed as the method which has high precision and accuracy, but some subjects remain to be considered. The aim of study is to solve the subjects of  $^{14}\text{C}$  method and evaluate its accuracy. In order to understand the time variation of the biomass fraction in stack gas, twenty five consecutive samples were collected. The sampling duration for each gas sample was 24 hours. Average of  $^{14}\text{C}$  measurements for these 25 gas samples was 67.1%, and standard deviation was 0.73%. The method for estimating  $^{14}\text{C}$  ratio in total biomass fraction of municipal solid waste ( $pMC_{bio}$ ) was developed. This method can use waste composition data every waste incineration plant has. The average of estimated  $pMC_{bio}$  was 106.71% and its standard deviation was 0.869%. The accuracy of whole  $^{14}\text{C}$  method was estimated 1.36% as relative standard deviation from the measurements of stack gas samples and estimated value of  $pMC_{bio}$ .