【 論 文 】

一般廃棄物処理システムにおける廃棄物構成元素の
動態を評価するモデルの構築

室 喜 子*・森 澤 眞 輔**・梶 原 洋 和***・米 田 稔**

【要 旨】 一般廃棄物処理システムは、発生する廃棄物量を適正に処理するために運用されている。廃棄物中には微量ではあるものの種々の有害物質が含まれており、システムを構成するプロセスの各々において付随的にその形態や存在量・濃度を変化させている。本研究では、まず一般廃棄物処理システム内での廃棄物構成元素の動態を包括的に評価する数学モデルを構築した。次いで、廃棄物の組成別元素組成ならびに焼却灰中元素組成を蛍光 X 線分析法および中性子放射化分析法により分析した。構築したモデルを京都市一般廃棄物処理システムに適用し、焼却灰中の元素濃度実測値に照らしてモデルの妥当性を検証するとともに、廃棄物中に含まれる元素の処理システム内フローとストックを解析した。

キーワード：一般廃棄物処理システム、廃棄物構成元素、元素のフローとストック、数学モデル

1. は じ め に

私たちの日常生活を維持する上で一般廃棄物処理システムは不可欠である。廃棄物処理は、環境リスクを低減させる上で大きな役割を果たしていると同時に、潜在的なリスク源であることも事実である。すなわち、日常生活で利用・消費された製品が廃棄物となり、処理されることによって、廃棄物中に含まれていた有害物質が結果的にヒトやヒト以外の生物に曝露されやすくなる可能性を秘めている。

一般廃棄物処理システムのリスクは、廃棄物の「量に関連するリスク」と「質に関連するリスク」に大別される。廃棄物の「量のリスク」は、たとえば事故、災害等の異常時にシステムの機能が損なわれ、廃棄物が適正に処理されず人々の生活空間に滞留し、生活を阻害する等の形態で顕在化する。一方、廃棄物の「質のリスク」は、

廃棄物焼却に伴い非意図的に生成されるダイオキシンや、重金属等の大気中への放出、焼却灰中への濃縮等の形態で顕在化する可能性がある。

廃棄物中に含まれる特定の有害物質あるいは物質に注目し、その廃棄物処理システム内での動態を解析・評価した研究例は多い¹⁻³⁾。本研究では一般廃棄物の処理に伴う「質のリスク」を評価するための前段階として、一般廃棄物処理システム内での元素の動態を評価するモデルについて検討する。すなわち、特定の有害物質等ではなく一般廃棄物中に含まれる多くの元素に注目し、廃棄物処理システム内動態を包括的に解析評価するための数学モデルを構築しその妥当性を検証する。次いで、同モデルを京都市一般廃棄物処理システムに適用し、廃棄物の処理に付随して生じる廃棄物構成元素の動態（フローとストック）を評価する。

2. 一般廃棄物の元素組成分析

2.1 分析方法

一般廃棄物がどのような元素により構成されているかを把握するために、廃棄物として排出される製品の元素組成を実験的に分析した。京都市環境局の「家庭ごみ細組成調査報告書」⁴⁾を基に本研究で再編成した廃棄物組成分類基準（Table 1 参照）により一般廃棄物を分類し、

原稿受付 2005. 4. 13 原稿受理 2006. 3. 7

* 応用地質 (株)

** 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻

*** (株) 荏原製作所

連絡先：606-8501 京都市左京区吉田本町

京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻

環境システム工学講座 環境リスク工学分野 森澤 眞輔

E-mail: morisawa@risk.env.kyoto-u.ac.jp

各分類に含まれる主要な製品の元素組成を蛍光 X 線分析法により測定した。また一部の製品については、極微量元素濃度を中性子放射化分析法により測定した。

Table 1 では、主として製品の外見・用途により分類されている家庭ごみ組成を、分類区分を大きく変化させることなく製品の素材に注目した分類に再編成している。表中の数値は、それぞれの製品の乾燥重量が全廃棄物中に占める重量百分率を示している。同表では「紙および紙製品」、「厨芥」についてのみ細分類項目までを示している。試料（62 種類を抽出し約 600 試料）の多くは京都大学吉田構内の研究室、事務室、食堂等でそれぞれ数 100 g を採取し、不足の試料は京都市内の市場、商店等において購入した。

細分類項目毎に採取した試料はすべて 65℃ で 24 時間（厨芥類は 5 日間）以上十分に乾燥させたものを用いた。元素によっては、この乾燥処理の際に揮発により失われる可能性があるが、本研究では揮発による損失分は無視している。本報告では、廃棄物量は乾燥重量で、元素濃度は乾燥重量あたりの濃度で示している。

蛍光 X 線分析（島津製作所製 XRF-1700、波長分散型）では、試料を拘束振動粉碎器（平製作所製 TI-100）で粉碎した後、加圧成形機（島津製作所製 MP-3502）で加圧しブリケット状にしたものを測定試料とした。中性子放射化分析に際しては、試料をポリエチレン袋に二重に封入し、さらに照射専用容器に封入した後、京都大学原子炉実験所圧気輸送管（照射孔 Pn-2）において、中性子束密度 $3.5 \times 10^{13} \text{ n/cm}^2 \cdot \text{sec}$ で 60 分間照射した。照射 1 週間後および 1 ヶ月後に Ge 半導体検出器（EG&G 社製、ORTEC Hp-Ge Ge Coaxial Detector）を用いて計測し、放出放射線のエネルギースペクトルを計測し、対象元素の濃度を決定した。

本研究と同じ蛍光 X 線分析、中性子放射化分析による焼却灰中元素の定量性について検討した高岡ら⁵⁾は、蛍光 X 線分析では、Co, As, Se, Cd, Sb, Hg 等の元素に対する定量性が悪く、中性子放射化分析では P, Pb, Br 等の定量性が悪いことを報告している。同一区分の製品（新聞紙、上級印刷情報用紙、ごみ収集袋、ガラス）中元素濃度を蛍光 X 線分析により繰り返し実測した本研究では、100 $\mu\text{g/g}$ 以上の元素では変動係数が 5 % を下まわった。高岡ら⁵⁾は、中性子放射化分析では試料により中性子が減速され、資料の位置により対象元素の核反応断面積が変化する可能性を指摘している。本研究では、標準試料を同時に照射し分析効率を補正した。元素濃度が 100 $\mu\text{g/g}$ を越える領域では、両分析法による分析値は均質試料の場合にはほぼ一致した。

本研究では、100 $\mu\text{g/g}$ 以上の分析値が得られる場合

Table 1 Classification of household solid wastes and its fraction used in this study

Waste category (example waste)	Fraction(%)
Burnable solid waste	70.5
Papers & paper goods	[46.1]
Paper goods	(7.4)
Newspaper	3.8
Book (book, dictionary)	0.3
Magazine (monthly, weekly magazine)	2.7
Others (calendar paper, notebook)	0.5
Disposable paper goods	(9.6)
Tissue paper (tissue, facial tissue, toilet paper)	3.8
Paper towel (dish towel, tea towel)	0.2
Diaper (nappy, baby's napkin)	5.5
Cooking paper	0.1
Advertisement papers	(13.1)
Leaflet inserted in newspaper	4.9
Papers for P.R. (direct mail, catalogue, pamphlet)	8.2
Container & packing papers	(15.1)
Paper pack (paper pack for milk, drinks & soups)	1.3
Composite container (container for drinks and foods)	0.1
Cups (cup for yogurt, ice cream)	0.3
Cardboard (cardboard box)	6.3
Corrugated cardboard (corrugated cardboard box)	4.4
Packing paper (wrapping paper, packaging paper)	0.9
Paper bag (shopping paper bag, paper container)	1.3
Paper pipe (core pipe for toilet paper, aluminum foil)	0.5
Paper waste from business activities	0.9
Garbage	[16.1]
Foods	(14.7)
Boiled rice (leftover rice)	1.5
Vegetables (leftovers, cooking rubbish)	3.2
Bones (fish bone, shrimp shell, leftovers)	1.1
Meats (leftovers, cooking rubbish)	0.6
Fruits (fruits skin, leftovers)	3.4
Shellfish (scallop shell, clam shell, cooking rubbish)	1.1
Eggs (eggshell)	1.8
Bread (leftovers)	1.6
Noodles (Japanese noodle, pasta, leftovers)	0.4
Beverages and cigarettes	(1.4)
Tea (tea bag, tea leaf)	0.7
Coffee (coffee grain, instant coffee)	0.2
Cigarette (cigarette butt, fag end)	0.6
Textiles and fibers (cloths and goods: cottons, wools, polyester)	[5.3]
Woods, grasses and bamboos (pruned trees, leaves, chopsticks)	[1.4]
Other burnable solid wastes	[1.6]
Non-burnable solid waste	29.5
Plastics (Goods, bags, bottles, cups, trays, films, packing material)	[19.0]
Leathers and rubbers	[0.9]
Bottles and glasses (electric bulbs, mirror, thermometer, bottles)	[2.1]
Metals (cans for foods and drinks, retort pack, tubes, films)	[3.3]
Soil, ceramics, debris and desiccant	[4.1]
Other non-burnable solid waste	[0.0]
Total municipal solid waste	100.0

Note: Fraction is shown in dried weight base. The detailed category for "paper & paper goods" and "garbage" waste are shown and others are neglected.

は蛍光 X 線分析値を、濃度が $100 \mu\text{g/g}$ 以下の場合には中性子放射化分析値を採用した。

2.2 分析結果

蛍光 X 線分析法および中性子放射化分析法を用いて分析した「新聞紙」製品中の元素濃度の分析例を Table 2 に示す。各組成に分類された廃棄物を構成する主要元素（たとえば、「新聞紙」では炭素、酸素等）は、同一の分類区分ではすべての製品中に安定して検出され、廃棄物の分類区分に特徴的な、変動の少ない元素組成を得ることができた。一方、今回参照した廃棄物が製品の外見・用途に基づいて分類されていることもあり、「厨芥類（食品）」区分の「野菜類」、「草木・木片類」区分の「木片類」等の区分には多くの種類の製品が属するため、元素組成が大きく変動した。構成元素の動態を評価する場合には、既存の廃棄物組成分類基準を、廃棄物の素材に注目して、少し組み換える必要があることが示唆されたといえる。

Table 2 Elemental composition of the “newspaper”, determined by X-ray Fluorescence spectrometry (XRF) and Neutron activation analysis (NAA)

Element	XRF (%)		NAA (mg/kg)	
	Mean ^{a)}	SD	Mean ^{b)}	SD
Al	0.82	0.55	N. A.	N. A. ^{c)}
Au	— ^{d)}	—	0.001	0.002
Ba	—	—	4.67	11.44
Br	0.00	0.00	8.93	5.55
C	48.54	3.81	N. A.	N. A.
Ca	2.79	4.59	—	—
Cl	0.19	0.24	N. A.	N. A.
Co	—	—	0.18	0.02
Cr	—	—	2.50	1.27
Cu	0.01	0.01	—	—
Fe	0.05	0.01	148	77.1
Hf	—	—	0.06	0.05
K	0.06	0.03	N. A.	N. A.
Mg	0.39	0.22	N. A.	N. A.
Na	0.27	0.15	406	155
Ni	0.00	0.00	N. A.	N. A.
O	44.78	1.20	N. A.	N. A.
P	0.01	0.00	N. A.	N. A.
S	0.09	0.06	N. A.	N. A.
Sb	—	—	0.01	0.02
Sc	—	—	0.18	0.02
Si	1.95	1.03	N. A.	N. A.
Sr	0.00	0.01	—	—
Ti	0.04	0.02	N. A.	N. A.
Zn	0.00	0.00	4.81	5.04
Total	100.00	—	575	—

Note: a) Mean (n = 10), b) Mean (n = 6),
c) Not analyzed, d) Not detected

3. 廃棄物元素動態評価モデルの構築

著者等が先に構築した廃棄物元素動態評価のための決定論的モデル^{6,7)}を、パラメータ等の統計的変動を考慮することにより、元素動態の変動を評価できるモデルに改良する。一般廃棄物の収集区分別発生量、廃棄物の焼却による重量減少率（残灰率）等、データが十分に得られ分布特性が統計的に特定できる場合にはモンテカルロ法を、廃棄物の組成分類別元素組成等、利用できるデータが十分でないため分布特性を統計的に特定することが困難な場合には、ノンパラメトリックな統計手法であるブートストラップ法を、それぞれ適用してパラメータやモデルへの入力情報の変動を把握した。

3.1 モデルの基本構造

わが国の一般廃棄物処理システムを構成する要素処理プロセスはほぼ共通しており、焼却工場の数や規模等の詳細を問わなければ、Fig. 1 のように簡略化して表現することができる。Fig. 1 に示す一般廃棄物処理システムを構成する焼却・破砕・堆肥化等の処理プロセスは、それぞれ Fig. 2 に示す構造と機能を有しているとみなす。Fig. 2 においては、廃棄物処理システムを構成する任意のプロセスを“E”で代表させ、このプロセスへ廃棄物を搬入してくる搬入元プロセスを“D”，処理済み廃棄物の搬出先プロセスを“F”で代表させた。プロセス毎に、廃棄物組成の分類区分別に物質（重量）収支型の支配方程式を記述し、これらの方程式群により数学

Fig. 1 Simplified illustration of the municipal solid waste treatment system

Fig. 2 Fundamental structure of any process “E” in the municipal solid waste treatment system

モデルを構築した。

支配方程式の記述に際しては以下を仮定した。

1. 廃棄物は各処理プロセスに搬入されると処理前廃棄物として（処理前）貯留され、処理された後、処理済み廃棄物として（処理後）貯留される。
2. 廃棄物は m 種類に分類され、処理プロセスの前・後で廃棄物の分類区分（たとえば、「厨芥」が「焼却灰」に）や重量が変化する。輸送の途中では廃棄物の分類区分や重量は変化しない。
3. 処理プロセスの前・後貯留容量および処理・輸送能力には限界があり、能力をこえる貯留、処理および輸送は行われない。

Fig. 2 に示す処理プロセス E における廃棄物の挙動（物質収支）を記述する数学モデル（常微分方程式）は、前貯留（ $pre W_E$ ）および後貯留廃棄物（ $post W_E$ ）に対して以下のように記述できる³⁾。

$$\frac{d}{dt}(pre W_E) = \sum_D k_{DE} Q_{DE} post W_D - h_E X_E pre W_E - h_E Y_E pre W_E \quad (1a)$$

$$\frac{d}{dt}(post W_E) = h_E X_E pre W_E - \sum_F k_{EF} Q_{EF} post W_E \quad (1b)$$

ここで、 W は m 種類の廃棄物分類区分からなる廃棄物量ベクトルである。 D, E, F はそれぞれ Fig. 2 に示す処理プロセスを、 i, j 等は廃棄物の分類区分を、 pre および $post$ はそれぞれ処理前、処理後の状態を識別する添字である。 X_E および Y_E はプロセス E における廃棄物の処理マトリックスである。 X_E の要素 $x_{Ei, j}$ ($0 \leq x_{Ei, j} \leq 1$) は、処理前廃棄物量ベクトル $pre W_E$ の第 i 分類区分を処理後廃棄物量ベクトル $post W_E$ の第 j 分類区分に変換する速度を表す。また Y_E の要素 $y_{Ei, j}$ ($0 \leq y_{Ei, j} \leq 1$) は、第 i 分類区分の廃棄物が処理によって減少する速度を表す。 Q_{DE} は輸送マトリックス、 h_E はプロセス E における処理の可否を判別する係数、 k_{DE} はプロセス D からプロセス E への廃棄物の輸送の可否を判別する係数である。プロセス E の処理容量を T_E 、第 i 分類区分の廃棄物を第 j 分類区分の廃棄物に変換する割合（処理効率）を要素とする処理効率マトリックスを Z_E 、単位マトリックスを I とすれば、処理能力による制約（仮定 3）から、

$$\begin{aligned} T_E &\geq \|pre W_E\| / \Delta t \text{ のとき} \\ X_E &= (1/\Delta t) Z_E, \\ Y_E &= (1/\Delta t) (I - Z_E) \end{aligned} \quad (2a)$$

$$\begin{aligned} T_E &< \|pre W_E\| / \Delta t \text{ のとき} \\ X_E &= (T_E / \|pre W_E\|) Z_E, \\ Y_E &= (T_E / \|pre W_E\|) (I - Z_E) \end{aligned} \quad (2b)$$

と表現することができる。ここで、 Δt は処理プロセスの操業の評価時間、 $\|pre W_E\|$ はベクトル $pre W_E$ の要素の和（ $= \sum pre W_{Ei}$ ）、つまりプロセス E に前貯留される廃棄物の総量を表す。

輸送マトリックス Q_{DE} の要素 $q_{DEi, j}$ ($0 \leq q_{DEi, j} \leq 1$) は、プロセス D に後貯留されている廃棄物 $post W_D$ の第 i 分類区分をプロセス E に前貯留される廃棄物 $pre W_E$ の第 j 分類区分に輸送する速度を意味する。プロセス D からプロセス E への廃棄物の輸送能力を T_{DE} 、プロセス D に後貯留されている第 i 分類区分の廃棄物のうち、どれだけをプロセス E の第 j 分類区分の廃棄物に割り当てるかを定める要素 $r_{DEi, j}$ で構成される割当マトリックスを R_{DE} とすれば、輸送能力による制約（仮定 3）から、

$$\begin{aligned} T_{DE} &\geq \|post W_D\| / \Delta t \text{ のとき} \\ Q_{DE} &= (1/\Delta t) R_{DE} \end{aligned} \quad (3a)$$

$$\begin{aligned} T_{DE} &< \|post W_D\| / \Delta t \text{ のとき} \\ Q_{DE} &= (T_{DE} / \|post W_D\|) R_{DE} \end{aligned} \quad (3b)$$

と表現することができる。輸送では廃棄物の重量や組成の変化はないと仮定（仮定 2）しているから Q_{DE} 、 R_{DE} は対角マトリックスとなり、一つの処理プロセスからの廃棄物搬出先プロセスが複数ある場合には、廃棄物の第 i 分類区分毎に E についての和は 1、すなわち

$$\sum_E r_{DEi, j} = 1 \quad \text{となる。}$$

各処理プロセスの前・後貯留容量には限界があり、容量一杯の廃棄物が前貯留されているプロセスへは廃棄物の搬入は不可能であり、また容量一杯の廃棄物が後貯留されているプロセスでは廃棄物の処理は不可能である（仮定 3）。プロセス E において、処理前後の貯留容量 $pre S_E$ 、 $post S_E$ を導入し、プロセス E における処理の可否を判別する係数 h_E を次式のように定義する。

$$post S_E \geq \|post W_E\| \text{ のとき} \quad h_E = 1 \quad (4a)$$

$$post S_E < \|post W_E\| \text{ のとき} \quad h_E = 0 \quad (4b)$$

同様に、プロセス D からプロセス E への廃棄物の輸

送の可否を判別する係数 k_{DE} を次式のように定める。

$$\text{pre } S_E \geq \left\| \text{pre } W_E \right\| \text{ のとき } k_{DE} = 1 \quad (5a)$$

$$\text{pre } S_E < \left\| \text{pre } W_E \right\| \text{ のとき } k_{DE} = 0 \quad (5b)$$

プロセス E について記述した式 (1) ~ (5) を、一般廃棄物処理システムを構成するすべてのプロセスについて記述することにより、廃棄物処理システムにおける廃棄物の量的挙動を廃棄物の分類区分毎に把握するための数学モデルを構築することができる。

次に、Fig. 2 に示すプロセス E の内部における廃棄物構成元素の挙動を次式により記述する。

$$\begin{aligned} \frac{d}{dt} \left(\text{pre } C_E \cdot \text{pre } W_E \right) &= \sum_D k_{DE} Q_{DE \text{ post } C_D \text{ post } W_D} \\ &\quad - h_E X_E U_E \text{pre } C_E \text{pre } W_E \\ &\quad - h_E Y_E V_E \text{pre } C_E \text{pre } W_E \quad (6a) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{d}{dt} \left(\text{post } C_E \cdot \text{post } W_E \right) &= h_E X_E U_E \text{pre } C_E \text{pre } W_E \\ &\quad - \sum_F k_{EF} Q_{EF \text{ post } C_E \text{ post } W_E} \quad (6b) \end{aligned}$$

ここで、 C は各分類区分の廃棄物中に含まれる第 n 元素の濃度を対角要素とする m 行 m 列の対角行列であ

る。行列 C は廃棄物構成元素毎に決定される。また、 U は前貯留されている廃棄物の第 i 分類区分中の第 n 元素量を、後貯留される第 j 廃棄物分類区分中の第 n 元素量に変換する割合を要素とする m 行 m 列の対角行列である。同様に V は、処理によって廃棄物分類区分から消失する第 n 元素の割合を要素とする m 行 m 列の対角行列である。定義により、 $U + V = I$ である。

3.2 変動する要素の設定

3.2.1 廃棄物発生量の変動特性

京都府環境局の「環境局事業概要」⁸⁾ を基に、一般廃棄物の分類区分別発生量等の変動が正規分布または対数正規分布のいずれによりよく回帰するかを回帰係数を指標にして決定した。結果を平均値および標準偏差とともに Table 3 に示す。

一般廃棄物の収集区分別発生量等が Table 3 に掲げた分布特性に従って変動する条件下で、京都市の一般廃棄物処理システムにおける廃棄物量の動態（フローとストック）をモンテカルロシミュレーションによって評価した。評価結果の一例を、焼却工場において発生する焼却残灰量について Fig. 3 に示す。焼却残灰量の計算値の変動は実測値⁷⁾と良好に一致している。

3.2.2 廃棄物構成元素濃度の変動特性

廃棄物元素組成の実測値は限られており、その変動特

Table 3 Stochastic distribution of daily solid waste generation rate assigned for each category of solid waste

Category of municipal solid waste and incineration ash		Assigned distr.
Category for solid waste collection	Bulky waste	N (17.2, 3.1)
	Household waste (burnable)	N (314.7, 88.1)
	Household waste (Non-burnable)	N (1.77, 0.096)
	Resources waste	N (1.68, 0.045)
	Other waste collected by city government	LN (0.58, 0.45)
	Waste from business activities	LN (2.87, 0.026)
Category for physical composition of solid waste	Papers	N (256.8, 43.0)
	Other burnable	N (13.9, 7.8)
	Plastics	N (128.7, 17.1)
	Leathers & rubbers	N (7.4, 6.7)
	Bottles & glasses	N (22.6, 15.7)
	Aluminum cans	N (3.8, 2.6)
	Other cans for foods	N (1.8, 1.2)
	Garbage	LN (2.49, 0.072)
	Textile	LN (1.30, 0.211)
	Woods & straws	LN (0.70, 0.321)
	Soils & debris	LN (1.00, 0.419)
	Steel cans	LN (0.22, 0.525)
	Battery	LN (0.0079, 0.371)
	Other metals	LN (0.939, 0.293)
Incineration residual fraction		LN (1.22, 0.034)

Note: N (a, b) and LN (c, d) stand for normal distribution and log-normal distribution, respectively, with mean and standard deviation. The waste generation rate is expressed in ton/day, and the incineration residual rate in percentage.

Fig. 3 Comparison of the estimated frequency distribution with the observed of the incineration ash generation

性を分布関数を特定する等の方法により把握することは困難である。ここでは、廃棄物を構成する製品 (Table 1 参照) 毎に元素組成を実測し、廃棄物組成分類調査⁴⁾における中分類の廃棄物毎の元素組成をブートストラップシミュレーションによって解析した。

すなわち、廃棄物組成分類調査⁴⁾における大分類 (「紙製品類」, 「厨芥類」等) 毎に廃棄物中元素濃度の変動特性を設定するために、中分類の分類区分 (「紙製品類」における「新聞紙」等) を対象にブートストラップシミュレーション⁹⁾を行い、中分類毎に元素組成の代表値を推定する。シミュレーションの手順⁹⁾は以下の通りである。

まず、 n 個の元素濃度測定データ $\{y_i : i=1, \dots, n\}$ から、大きさ n のブートストラップ標本 $\{y_i^* : i=1, \dots, n\}$ を、重複を許して無作為に復元抽出する。抽出したブートストラップ標本を用いて推定量

$$\bar{y}_b = \sum_{i=1}^n y_i^* / n \quad (7)$$

を計算する。この操作を B 回繰り返し、得られた B 個の推定量 $\bar{y}_b$ から、次式により、母平均の推定値

$$\bar{y}_{Nb} = \sum_{b=1}^B \bar{y}_b / B \quad (8)$$

を得る。また、同様に、母平均の標準誤差

$$\widehat{SE}_{Nb}(\bar{y}) = \sqrt{\sum_{b=1}^B (\bar{y}_b - \bar{y}_{Nb})^2 / (B-1)} \quad (9)$$

Table 4 Mean and standard error estimated for “paper & paper products” and “garbage” by the Bootstrap analysis

Element	Paper & paper products		Garbage	
	Mean	SE ^{a)}	Mean	SE ^{a)}
C	47.6	1.01	44.3	0.730
O	39.1	0.527	43.7	0.377
Ca	6.04	0.484	5.59	0.302
Si	3.27	0.507	5.54×10^{-2}	1.82×10^{-2}
Al	2.67	0.426	1.25×10^{-2}	1.45×10^{-3}
Mg	0.322	4.61×10^{-2}	0.257	3.11×10^{-2}
Ti	0.263	3.59×10^{-2}	4.02×10^{-3}	1.37×10^{-3}
Fe	0.139	1.39×10^{-2}	0.144	1.76×10^{-2}
Na	0.123	1.02×10^{-2}	0.177	1.92×10^{-2}
Cl	9.37×10^{-2}	8.06×10^{-3}	0.445	5.68×10^{-2}
S	8.46×10^{-2}	4.71×10^{-3}	0.188	1.78×10^{-2}
K	5.43×10^{-2}	6.31×10^{-3}	1.62	0.258
P	3.30×10^{-2}	3.23×10^{-3}	0.327	2.67×10^{-2}
F	2.98×10^{-2}	2.61×10^{-2}	— ^{b)}	—
Zn	2.20×10^{-2}	9.75×10^{-3}	7.00×10^{-3}	1.50×10^{-3}
Cu	1.55×10^{-2}	2.23×10^{-3}	6.54×10^{-3}	3.45×10^{-3}
Ba	6.38×10^{-3}	2.20×10^{-3}	3.82×10^{-5}	3.33×10^{-5}
Sr	5.82×10^{-3}	6.53×10^{-4}	2.64×10^{-2}	5.16×10^{-3}
In	2.75×10^{-3}	1.58×10^{-3}	—	—
Zr	2.23×10^{-3}	5.17×10^{-4}	—	—
Ni	1.97×10^{-3}	9.82×10^{-4}	8.82×10^{-4}	2.79×10^{-4}
Br	9.13×10^{-4}	3.10×10^{-4}	4.68×10^{-3}	2.29×10^{-3}
Sb	8.94×10^{-4}	7.18×10^{-4}	4.8×10^{-6}	3.01×10^{-6}
Mn	7.75×10^{-4}	2.16×10^{-4}	4.92×10^{-3}	7.03×10^{-4}
Cr	7.45×10^{-4}	1.67×10^{-4}	7.29×10^{-4}	4.22×10^{-4}
Pb	2.64×10^{-4}	1.37×10^{-4}	—	—
Ag	2.20×10^{-4}	6.88×10^{-5}	—	—
W	1.90×10^{-4}	1.09×10^{-4}	2.20×10^{-3}	4.98×10^{-4}
Mo	1.50×10^{-4}	9.30×10^{-5}	2.08×10^{-5}	1.88×10^{-5}
Rb	1.27×10^{-4}	8.90×10^{-5}	—	—
Co	5.70×10^{-5}	7.56×10^{-6}	9.41×10^{-4}	2.77×10^{-4}
Sn	2.62×10^{-5}	2.39×10^{-5}	5.51×10^{-3}	1.64×10^{-3}
As	1.01×10^{-5}	2.43×10^{-6}	—	—
Ge	2.72×10^{-6}	1.88×10^{-6}	—	—
Rb	—	—	3.23×10^{-3}	2.17×10^{-3}

Note: Unit of numerical value is %.

a) SE: standard error, b) not detected

を上式により推定する。

ブートストラップシミュレーションにより中分類毎に決定した元素濃度を、Table 1 に示す乾燥重量組成を用いて加重加算し、廃棄物の分類区分毎の元素組成を推定した。推定結果の例を Table 4 に示す。

3.3 数値シミュレーション

3.3.1 京都市の一般廃棄物処理システム

京都市の一般廃棄物処理システム (Fig. 4) を対象として廃棄物の重量および構成元素の動態を評価する。京都市では一般廃棄物は 11 の行政区から定期収集ごみ、資源ごみ、大型ごみ等 7 種類に分けて収集される。また、数学モデル中での廃棄物の分類区分数 (m) は、紙類、プラスチック類等 12 とした。処理能力 (Table 5 参照) は「環境局事業概要」^[8] に記載の数値を採用し、輸送率等のパラメータは、行政区毎に発生する廃棄物の受け持ち清掃工場を定めた京都府環境局の「環境局事業概要」^[7] に記載の情報を基に設定した。

3.3.2 数値シミュレーション

京都市における一般廃棄物の発生量は平成 14 年度の

実績^[9]を用い、Table 3 に示す変動特性を有するとした。また廃棄物の分類区分別元素濃度とその変動特性としてブートストラップ推定値 (Table 4 参照) を用いた。

焼却による各元素の焼却灰への移行率 (元素焼却残渣率) は、伊藤ら^[11]による焼却施設での重金属挙動調査結果、貴田^[2]による焼却灰と飛灰を用いた X 線電気分光による分析結果等を参照して池田^[12]が定めた値 (Table 6 参照) を用いた。

支配方程式 (1) ~ (6) をオイラー法により近似して数値的に解き、繰り返し回数 5,000 回のモンテカルロシミュレーションにより、京都市一般廃棄物処理システム内での廃棄物の動態を廃棄物量および廃棄物構成元素の両面から解析した。計算の繰り返し回数は 10,000 回まで段階的に試行し、5,000 回以降は計算結果の変動が

(A) Flow of lead, mean estimate/standard deviation in kg/day

(B) Flow of carbon, mean estimate/standard deviation in ton/day

Fig. 4 Schematic illustration of waste constituent elements in the municipal solid waste treatment system at Kyoto City area

Table 5 Capacity of each plant in Kyoto city municipal solid waste treatment system

Facility	Treat. capacity (ton/day)	Operation rate (%)	Ash residual rate (%)	Storage capacity (ton)	
				Pre-storage	Post-storage
Incineration plant					
East	600	80	20	960	192
West	600	80	20	960	192
South No. 1	600	80	20	960	192
South No. 2	600	80	20	960	192
Northeast	700	80	20	1120	224
Crushing plant					
East	216	68.5	—	296	296
South No. 2	240	68.5	—	328	328
Northeast	80	68.5	—	110	110
Resources recovery and composting plant					
South	60	80	—	96	—
Yokooji school	15	80	—	24	—

Table 6 Residual rate of each element in incineration ash through incineration process used in this study

Element	Residual rate (%)	Element	Residual rate (%)	Element	Residual rate (%)	Element	Residual rate (%)	Element	Residual rate (%)
Ag	99.1	Cd	96.8	Hg	49.5	P	99.5	Si	99.0
Al	97.0	Cl ^{b)}	45.0	K	89.1	Pb	89.0	Sn	85.0
As	99.5	Cr	99.2	Mg	97.0	Rb	89.1	Sr	99.0
Ba	91.5	Cu	99.1	Mn	91.5	Ru	96.5	Te	99.5
Br	50.0	F	50.0	Mo	99.5	S	90.0	Ti	99.0
C ^{a)}	11.0	Fe	99.2	Na	82.9	Sb	99.5	Zn	99.5
Ca	99.0	Ge	95.0	Ni	99.2	Se	99.5	Zr	99.2

Note: a) Mean estimate for total municipal solid waste.

b) Mean estimate for total municipal solid waste. The rate depends on the exhaust gas treatment process facilitated in each plant, therefore 40.2 is used for the East, West and South No. 1 incineration plant, 61.0 for South No. 2 plant and 99.9 for the North-East plant.

平衡状態に達することを確認した。

3.3.3 モデルの検証

廃棄物として排出される前の製品中元素濃度の実測値を用いて推定した焼却前廃棄物中元素濃度をインプットし、モデルにより推定した焼却灰中元素濃度を実測元素濃度と比較することによりモデルの妥当性を吟味する。元素動態の検証データには、京都市と同様 100 万人の人口を有する A 市の 5 清掃工場からの焼却灰の元素組成実測値を用いた。A 市および京都市の清掃工場は、いずれも混合ごみを 24 時間連続運転により焼却しており、焼却炉の規模や年間稼働日数もほぼ同じである。本研究では、A 市の各清掃工場を京都市の清掃工場と対応させ、これらの清掃工場における焼却灰中元素組成の計算値と実測値とを比較した。より厳密にモデルを検証するためには、京都市清掃工場から焼却灰を採取して元素濃度をその変動特性を含めて把握する調査研究が必要である。ただし、いくつかの元素については、京都市環境

局の「清掃施設に係る環境調査報告書（平成 14 年度年報）」¹⁰⁾に記載の各清掃工場における焼却灰中濃度（以下、「報告値」）とも比較した。結果の一例を Fig. 5 に示す。

Fig. 5 では、焼却灰中の計算濃度が増加する順に、計算値、実測値および報告値を図示している。図中のエラーバーはモデルによる計算値の変動範囲（標準偏差）を表している。多くの元素については実測値、報告値が計算値のエラーバー内におさまっており、焼却灰中濃度をほぼ良好に推定できたといえる。また、ほとんどすべての元素について焼却灰中濃度を 1 オーダー以内の誤差で推定できていることがわかる。

しかし、As, Ba, Br, Na, Sb の推定値は、変動幅を考えると著しく過小評価となっている。逆に Ni, Sn については過大評価となっており、Mo, Zr については清掃工場によって過大評価になるケースと過小評価になるケースが混在した。Fig. 5 が示すように、一般的に焼

Note: The elements from Se to Sb, Cd and F are not detected by XRF (X-ray Fluorescence spectrometer), and Zr and Sr are not by NAA (Neutron Absorption Analysis). The reported element content (▲) determined by Kyoto City Government is also shown.

Fig. 5 Comparison of the observed content of each element with the reported and the estimated in incineration ash of the Kyoto City East Incineration Plant ash

却灰中濃度が小さい元素において、モデルによる計算値と実測との乖離が大きい。これらの元素については、家庭等から排出され処理システムにインプットされる廃棄物中の元素濃度およびその変動特性が正確に表現できていないこと、焼却プロセスにおける元素動態が正確に把握できていないこと等が原因として考えられる。特に家庭等から排出される廃棄物中の濃度については、大型ごみとして収集される製品の元素組成が正確に把握されていない可能性が大きい。大型ごみについては、その物理的組成が十分に把握されていないためである。また、As, Sb, Mo, Zr 等については、製品中濃度が蛍光 X 線分析法の検出限界（数百 $\mu\text{g/g}$ ）を下回り、検出されないケースが多かったことも、焼却灰中濃度が過小あるいは過大評価となった原因の一つとして考えられる。これらの元素については、中性子放射化分析法等により高精度の元素組成分析データを蓄積する必要がある。

以上の結果から、特定の元素（As, Ba, Br, Na, Sb, Ni, Sn, Mo, Zr）を除き、多くの元素について一般廃棄物処理システムにおける動態を表現するためのモデルをパラメータとともに適切に設定できたといえる。

3.3.4 元素動態の解析例

構築した数学モデルにより推定した鉛および炭素の一般廃棄物処理システム内流動の解析例を、それぞれ Fig. 4 (A), (B) に示す。図中の矢印に付した数値はモンテカルロシミュレーションにより推定した平均値/標準偏差である。

たとえば Fig. 4 (A) は、京都市域から排出される

一般廃棄物に含まれる鉛の量が平均約 360 kg/day であること、焼却灰として埋立処分される鉛量が約 260 kg/day であること等を示している。Fig. 4 (B) は同じく、炭素ベースでの一般廃棄物発生量が約 580 ton/day、焼却による大気への移行量、埋立処分量がそれぞれ約 520 ton/day、50 ton/day であること等を示している。Fig. 4 には、廃棄物の発生量、焼却残渣率、廃棄物組成別の元素濃度等の変動を考慮して評価した標準偏差を付記している。元素動態の変動を支配する要因はこれら以外にも多く存在する。本研究では、一般廃棄物を構成する各分類区分別廃棄物の発生比率（Table 1 参照）は、一定であると仮定している。統計的変動特性を把握できる程度に十分な情報が得られないためである。これらの情報は、一般廃棄物処理システム内での元素動態を大きく変える可能性がある。調査・分析データを集積する必要があるといえる。

一般廃棄物中に極少量含まれる元素（たとえば、As, Ba, Br, Na, Sb, Ni, Sn, Mo, Zr 等）の動態を評価するためには、特別な対応が必要であると思われる。たとえば、Sb は難燃助剤として防火布等に用いられ、廃棄物中にこれらの布が含まれる場合に限り検出される可能性が大きい³⁾。また、廃棄物中に小型のバイク用蓄電池等が混入する場合には、焼却灰中の鉛濃度が大きくなる可能性がある。稀な事象が生じる場合の廃棄物中元素動態の評価には、本研究で検討したとは異なる評価モデルを構築する必要がある。

4. ま と め

本研究で得られた主要な結論を以下にまとめる。

- (1) 蛍光 X 線分析法および中性子放射化分析法によって、廃棄物になる前の主要な製品の元素組成を廃棄物の分類区分毎に分析した。蛍光 X 線分析法と中性子放射化分析法を併用することで、各分類区分の廃棄物に特徴的な元素組成を微量元素を含め把握することができた。
- (2) 廃棄物の分類区分別発生量や焼却処理残渣率等のパラメータの統計的変動を考慮する廃棄物元素動態評価モデルを構築した。同モデルを京都市一般廃棄物処理システムに適用し、焼却灰中元素濃度のモデルによる推定値を実測データと比較することによりモデルの有用性を確認した。Ag や Pb を含む 31 元素については、元素動態を良好に再現することができたが、As や Sb 等を含む 9 元素 (As, Ba, Br, Na, Sb, Ni, Sn, Mo, Zr) では実測値を過大または過小評価した。
- (3) 構築したモデルを京都市一般廃棄物処理システムを例として適用し、廃棄物処理システム内での元素の動態（フローとストック）を解析した。解析精度をさらに改善するためには、特に大型ごみの元素組成データを蓄積する他、定期収集される廃棄物の分類区分別発生量や廃棄物を構成する製品の元素組成データ、焼却プロセスにおける元素動態等を統計的変動を含めて把握・蓄積する必要がある。

[謝 辞]

本研究の中性子放射化分析は、京都大学原子炉実験所において実施しました。本論文には、科学研究費補助金基盤研究 (B) (2) No. 13555150 (研究代表者、森澤眞輔) の成果が含まれています。記して関係各位に感謝申し上げます。

参考文献

- 1) たとえば、松藤敏彦、鄭 昌煥、筑紫康男、田中信壽：粗大ごみ破砕施設における物質収支・金属収支の推定、土木学会論文誌、第 755 号、VII-30, pp. 85-94 (2004)
- 2) たとえば、貴田晶子：焼却炉における元素の挙動とその類似性、廃棄物学会論文誌、第 2 巻、第 1 号、pp. 11-22 (1991)
- 3) 森澤眞輔、池田晃啓、米田 稔、渡辺信久：一般廃棄物処理システムにおける廃棄物および元素流動評価モデルの開発、日本リスク研究学会研究発表会講演論文集、第 14 巻、pp. 33-42 (2001)
- 4) 京都市環境局：家庭ごみ細組成調査報告書 (2001)
- 5) 高岡昌輝、中塚大輔、武田信生、藤原健史：ごみ焼却飛灰中元素の定量に関する蛍光 X 線分析報の適用性、廃棄物学会論文誌、第 11 巻、第 6 号、pp. 333-342 (2000)
- 6) Y. Muro, H. Kajiwara and S. Morisawa: Development of New Model for Evaluation of Element-Based Flow and Stock of Municipal Solid Waste in Kyoto City Area, Proceedings of the 5th Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment, pp. 201-210 (2003)
- 7) S. Morisawa, M. Yoneda and A. Nakayama: Quantitative Analysis of Solid Waste Treatment after the Severe Disaster with the Functional Recovery of Waste Management System and the Temporal Systems Development, Proceedings of the 2nd Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment, pp. 225-235 (2002)
- 8) 京都市環境局：環境局事業概要 (2002-2004)
- 9) J. Shao and D. Tu: The Jackknife and Bootstrap, Springer Series in Statistics, Springer-Verlag New York, Inc. (1995)
- 10) 京都市環境局：清掃施設に係る環境調査報告書 (平成 14 年度年報) (2002)
- 11) 伊藤尚夫：都市ごみ焼却における有害金属の挙動、大阪市立環境科学研究所報告、pp. 30-35 (1991)
- 12) 池田晃啓：一般廃棄物処理システムにおける廃棄物の質・量動態分析とその制御策、京都大学工学修士学位論文 (2000)

Development of a Mathematical Model for Evaluating Component Element Flow and Stock in a Municipal Solid Waste Treatment System

Yoshiko Muro*, Shinsuke Morisawa**, Hirokazu Kajiwara*** and Minoru Yoneda**

* OYO Corporation

** Department of Urban and Environmental Engineering,
Graduate School of Engineering, Kyoto University

*** Ebara Corporation

† Correspondence should be addressed to Shinsuke Morisawa :
Department of Urban and Environment Engineering,
Graduate School of Engineering, Kyoto University
(Yoshida-honmachi, Sakyo-ku, Kyoto-city, Kyoto, 606 – 8501 Japan)

Abstract

A mathematical model was developed to evaluate the dynamic performance for component elements of solid waste in the municipal solid waste management system. The component elements in consumer products, solid waste, and incinerated ash were determined using an X-ray fluorescence spectrometer and the neutron activation analysis method. After gaining validation of the model by comparing model estimates with the observed, the flow and stock performances of the component elements in the municipal solid wastes system were evaluated, including variation characteristics using Monte-Carlo simulations. The model was applied to delineate quantitatively how component elements were transported and accumulated in the Kyoto city municipal solid waste management system.

Keywords: Municipal solid waste management system, Component elements, Flow and stock of element, Mathematical model