

都市廃棄物嫌気性埋立層中の可溶性汚濁物 生成過程に関する研究

STUDY ON PRODUCTION PROCESS OF SOLUBLE POLLUTANTS IN ANAEROBIC LANDFILL LAYER OF MUNICIPAL SOLID WASTE

田中信寿*・神山桂一**

By Nobutoshi TANAKA and Keichi KOYAMA

Laboratory scale lysimeter studies on three kinds of typical municipal refuses and one model refuse were carried out under strictly anaerobic condition and constant temperature (20°C). By many analytical and measuring items of leachate and generated gas from the lysimeters for a long time, the production process of soluble pollutants for four kinds of refuses were examined in detail.

It is fundamentally concluded that in spite of the kind of refuses, anaerobic digestion occurs in the layer of refuse in much the same manner as in high strength waste water and sludge. In addition, the production rates of soluble pollutants and mass balance sheet of many components are presented, which are important to understand the production process in the layer of municipal refuse.

Keywords: lysimeter study, anaerobic landfill, municipal solid waste, pollutant production rate

1. はじめに

都市活動によって生ずる廃棄物の埋立処分に伴う環境汚染要素の代表的なものに浸出水と発生ガスがある。埋立処分場の設計や管理においては、これらの要素をいかに制御するかが重要な課題である。浸出水や発生ガスの質や量に影響を与える因子としては廃棄物の性状や埋立層内の有機物分解過程など、多くの因子を挙げることができる^{1),2)}が、それらの因子がどのように影響を与えるのか、詳細にはわかっていない。

ある特定の廃棄物を埋立処分したときに生ずる浸出水の量や質を知るため、あるいは浸出水量を減少させたり、水質を改善するうえでの埋立工法（浸出水の循環、集水管・ガス抜き管構造改良など）の効果を判定するために、規模の大小の違いはあれ、模擬埋立実験（ライシメータ実験）が、これまで多く実施されてきた^{3)~11)}。それらの実験で得られたデータが浸出水の質や量の予測、あるいは効果の判定にどの程度有効か検討の余地があると考えている。すなわち、模擬埋立実験は実埋立地の規模と大きな違いがあるために、埋立層内での微生物活動に大き

な影響を与える酸素の侵入度合¹²⁾や保温条件などについて実験と実際との間に大きな相違が生ずると思われるからである。したがって好気性/嫌気性条件や温度条件などを明確にした実験がより普遍的な結果を与えると思われる。また、これまでに行われた埋立実験の多くは浸出水のBODや窒素などの有機汚濁濃度の高低に注目し、内部で生じている現象について余り考察していないことにも問題があり、埋立層内で生じている汚濁物の可溶性現象やガス化現象の機構や動力学を十分に知らねば浸出水の予測や埋立工法の評価を定量的に行えないと思われる。

以上のような考え方に立って本報では、後述する4種の廃棄物の小規模埋立実験を実際の埋立層内の代表的雰囲気¹⁾の1つである嫌気性条件に厳密に保持し、かつ温度をほぼ20°Cに保って行い、廃棄物の種類による浸出水質や発生ガスの相違を示した。さらに、それにとどまらず、多くの項目の分析、測定を行うことによって埋立層内で生じている汚濁物の可溶性現象・ガス化現象の進行の様子について詳しく考察した。また、各種成分の可溶性速度の計算法、ならびにその計算結果を示すとともに、物質収支をとることによって各成分の消長や測定の有効性等について考察を加えた。

* 正会員 工博 北海道大学助教授 工学部衛生工学科
(〒060 札幌市北区北13条西8丁目)

** 正会員 工博 北海道大学教授 工学部衛生工学科(同上)

2. 実験材料と実験方法

(1) 実験材料

実験には3種の都市廃棄物と混合ごみを模擬する人工ごみの計4種の実験材料を用いた。その出所・性状を以下に述べる。なお、大きさは細断により3cm以下として用いた。

焼却残渣(以下, ash)はT市連続燃焼式焼却炉(可燃ごみ150t/日, Ca剤吹込みによるHCl除去, 電気集塵器とマルチサイクロンによる集塵)の灰ピットから採取した。焼却不適ごみ(以下, 不燃ごみ, incombustible refuse)は, S市不燃物埋立処分場から材料を集め, S市の不燃ごみ組成¹³⁾に調製した。ガラス, プラスチックフィルムや紙の一部は食品容器であるため, 腐敗物が付着している。破砕混合ごみ(以下, 混合ごみ, mixed refuse)は, 家庭のごみを分別せず一括収集しているE市のごみ破砕施設からごみを採取した。人工ごみ¹⁴⁾(以下, artificial refuse)は, 金属, プラスチックなどの生物非分解性成分を除いた混合ごみ模擬物である。

これらの実験材料の熱灼減量(強熱減率と同じ), 真密度を, 実験装置への充填密度とともに表-1に示した。他の化学成分量は後述の表-4~6に示す。

(2) 実験装置と実験方法

図-1に示す実験装置(充填カラム容積31.1リットル)を4基作成し, 実験材料を底面25cmφ×深さ30cm(焼却残渣のみ深さ29cm)に充填し, 密閉することで嫌気状態を保った。充填直後に短時間の窒素ガス通気を行った。さらに水の注入・排出に際しては外気が流入しないように, 窒素封入バッグとのガス交換, あるいは水流出口での水封管の利用などの工夫を行った。装置は20°Cに保温された室内(夏季には一時的に30°C近くまで上昇する)に設置した。ごみ層温度は室温に追従していた。

適当な間隔で蒸留水(特に脱酸素は行っていない)を瞬時的(約20秒)に注入し(表-2に注入日を示した, ただし, 注入日0日は実際には充填後, 約半日が経過している), 翌日, 装置下部に貯った水を採取・分析した。なお, 実験開始日は'80.12.3である。流出水採取槽にはあらかじめ窒素ガスを充填させておき, さらに窒素ガスを流通させながら水採取を行った。次回の水注入直前に装置

下部の残留水を採取・分析し, 両者の混合物の汚濁濃度を計算により求めて流出水の分析結果とした。なお, 合計流出水量に占める残留水量の割合は, 大略, 焼却残渣で6%, 不燃ごみで9%, 混合ごみで10%, 人工ごみで4%であった。また, 実験中の含水率(計算値)は, 大略, 焼却残渣で22%, 不燃ごみで45%, 混合ごみで67%, 人工ごみで60%であった。

分析項目は, pH, 電気伝導度(EC), COD(アルカリ性過マンガン酸カリウムでの30分湯浴法), BOD, TOC, ケルダール窒素(Kj-N), NH₄⁺-N, 無機炭素(IC), Cl⁻, ヨウ素消費量(ID), Fe²⁺, 蒸発残留物量(TS), 強熱減量(IL), 酢酸(C₂), プロピオン酸(C₃), イソ酪酸(i-C₄), ノーマル酪酸(n-C₄), イソ吉草酸(i-C₅), ノーマル吉草酸(n-C₅), カプロン酸(C₆), Na, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Zn, Pb, Cr, Fe, Mnであり, TS, ILと金属濃度(Na~Mn)は採取液そのものについて分析を行い, 他は上澄液または遠心分離液を用いた。なお, TSとILは後者の液についても行き, 両者のTSの差としてSSを計算により求めた。実験初期を除いてSS量は少なく, 幾つかの項目について両者の液の違いを検討したが, 差はほとんどなかった。

分析方法は下水試験法に準じて行った。金属の分析は前処理を硝酸と過塩素酸により行い, 重水素ランプ補正原子吸光法(NaとKは炎光分析)による。有機酸分析はFIDガスクロマトグラフィーによる。

発生ガス量は酸性飽和食塩水を用いた水上置換法により, またガス組成(CO₂, H₂, O₂, N₂, CH₄)はTCDガスクロマトグラフィーにより, 随時, 測定した。発生ガス組成は, CO₂, H₂, CH₄組成として求めた。O₂は

表-1 実験材料の特性と充填特性

| 項目 供試材料 | 熱灼 減量 [g] | 真密度 [g/cm ³] | 充填時の特性 | | |
|------------|-----------------|-----------------------------|-------------|------------|-----------------|
| | | | 充填量 [kg] | 含水率 [%] | 充填密度 [kg%/l] |
| No.1: 焼却残渣 | 5.1 | 1.6 | 17.26 | 22.6 | 0.94 |
| No.2: 不燃ごみ | 31.6 | 1.6 | 9.18 | 43.9 | 0.35 |
| No.3: 混合ごみ | 69.6 | 1.5 | 13.44 | 71.1 | 0.26 |
| No.4: 人工ごみ | 90.9 | 1.55 | 6.37 | 50.8 | 0.21 |

表-2 水注入実験日

| 注入日 | 注入水量 [l] | | 注入日 | 注入水量 [l] | |
|-----|--------------|--------------|------|--------------|--------------|
| | 焼却残渣 不燃ごみ | 混合ごみ 人工ごみ | | 焼却残渣 不燃ごみ | 混合ごみ 人工ごみ |
| 0 | 2.8 | 2.8 | 329 | 2.8 | 2.8 |
| 12 | 2.8 | 2.8 | 342 | 2.8 | 2.8 |
| 19 | 1.4 | 1.4 | 357 | | 1.4 |
| 40 | 4.2 | 4.2 | 363 | | 2.1 |
| 54 | 2.8 | 2.8 | 370 | | 0.4 |
| 126 | 2.8 | 2.8 | 377 | | 2.8 |
| 162 | 2.8 | 2.8 | 384 | 2.8 | 2.8 |
| 204 | 2.8 | 2.8 | 405 | | 2.8 |
| 237 | 2.8 | 2.8 | 692 | 2.8 | |
| 259 | 2.8 | 2.8 | 694 | | 2.8 |
| 279 | 2.8 | 2.8 | 1303 | 2.8 | |
| 307 | 2.8 | 2.8 | 1317 | | 2.8 |
| 314 | 2.8 | 2.8 | 1330 | 2.8 | |
| 316 | 2.8 | 2.8 | 1337 | | 2.8 |
| 321 | 2.8 | 2.8 | 1379 | | end |
| 322 | 2.8 | 2.8 | 1380 | end | |
| 325 | 2.8 | 2.8 | | | |

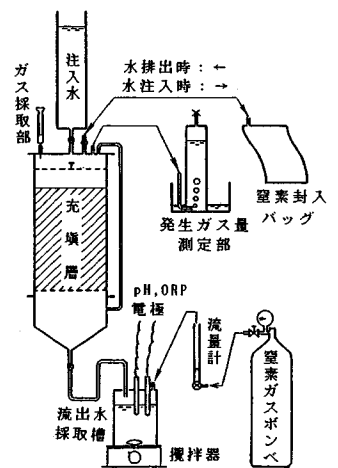


図-1 実験装置の概要

微量検出されるが、測定操作上混入したと思われる、また、 N_2 は生成しない(NO_2^- , NO_3^- は微量)と考えてこれらの成分を組成から除外した。

3. 実験結果

各実験装置からの流出水中の各種の汚濁物濃度の経時変化(400日頃まで)を図-2(a)~(d)に示す。金属類は別に図-4(a)~(d)に示す(検出限界 Cu:0.005, Cr:0.01, Pb:0.04, Cd:0.002 mg/l以下のデータは

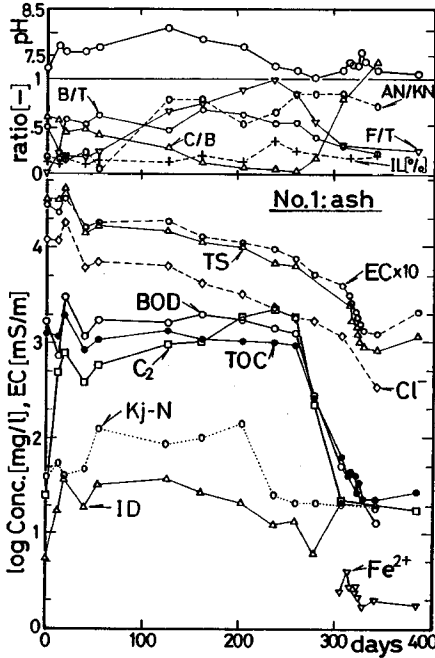


図-2(a) 流出水質の経時変化(焼却残渣)

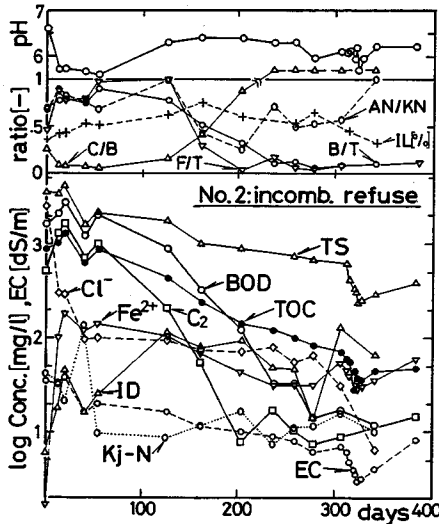


図-2(b) 流出水質の経時変化(不燃ごみ)

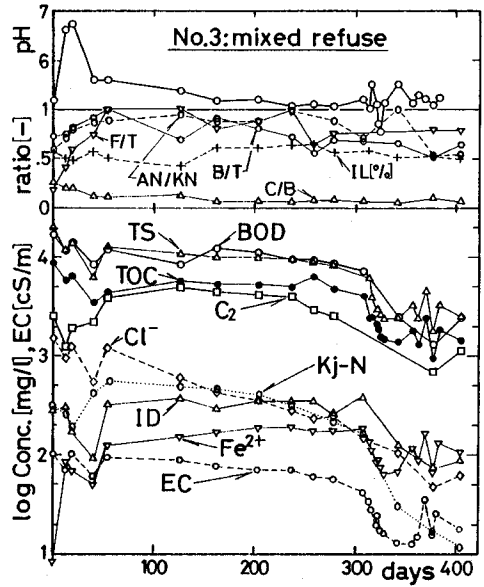


図-2(c) 流出水質の経時変化(混合ごみ)

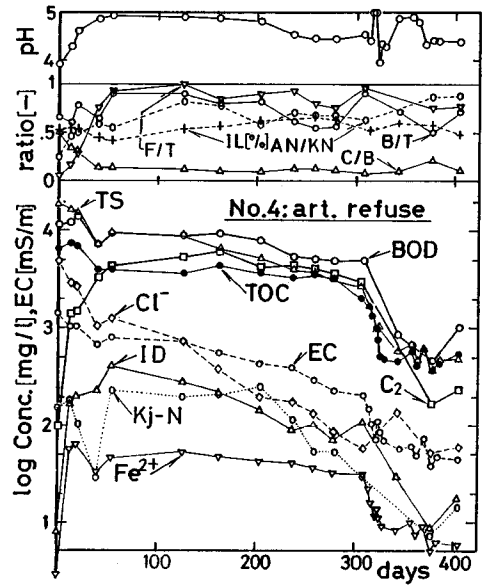


図-2(d) 流出水質の経時変化(人工ごみ)

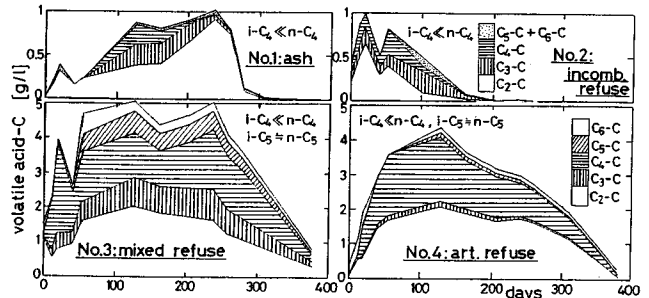


図-3 揮発性有機酸の経時変化

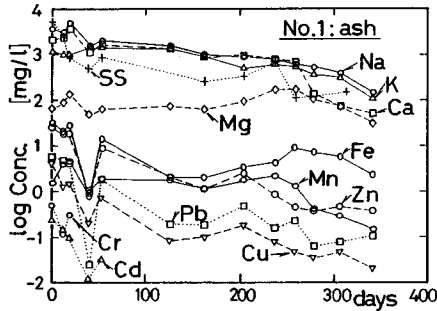


図-4(a) 流出水中の金属濃度の経時変化 (焼却残渣)

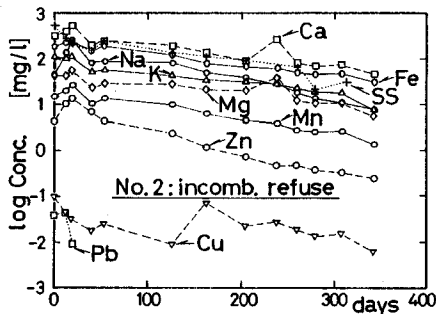


図-4(b) 流出水中の金属濃度の経時変化 (不燃ごみ)

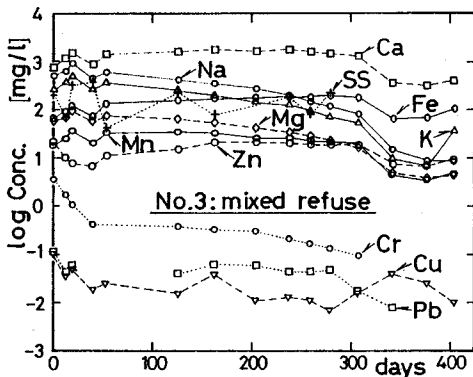


図-4(c) 流出水中の金属濃度の経時変化 (混合ごみ)

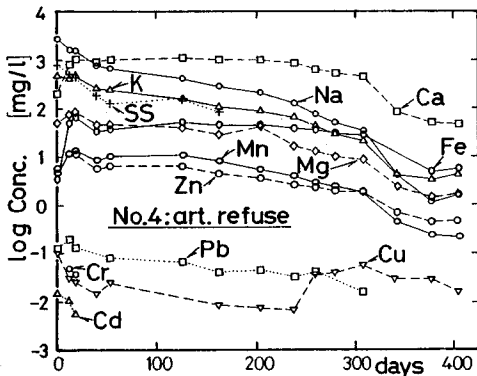


図-4(d) 流出水中の金属濃度の経時変化 (人工ごみ)

図中に示さなかった)。また、図-2中には経時変化の特徴をみるために、CODとBODの比(C/B)、BOD/32とTOC/12の比(B/T)、揮発性有機酸中の炭素量合計とTOCの比(F/T)、 $\text{NH}_4\text{-N}$ とKj-Nの比(AN/KN)、およびIL/TS(IL[%])を求めて示した。図-3に揮発性有機酸濃度の経時変化を、有機酸中の炭素量の積算の形で示した。さらに、ガスの発生速度 R_g (充填層単位容積当たり、1日当たりの20°Cでのガス発生容積)の経時変化(1400日頃まで)をガス組成の変化(図中の数字は対応する時期の平均濃度)とともに図-5(a)~(d)に示す。

実験結果から基本的には、廃棄物の種類によらず、廃棄物層内で嫌気性消化¹⁵⁾が生じていることがわかった。結果の特徴を整理すると、①嫌気状態の指標であるID

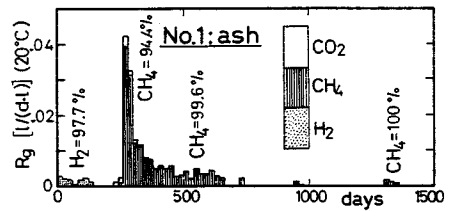


図-5(a) ガス発生速度と組成 (焼却残渣)

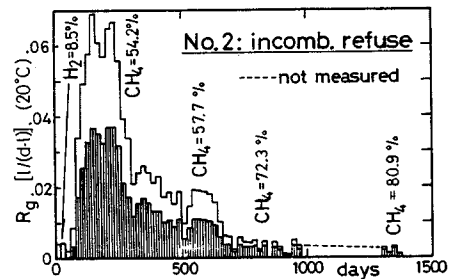


図-5(b) ガス発生速度と組成 (不燃ごみ)

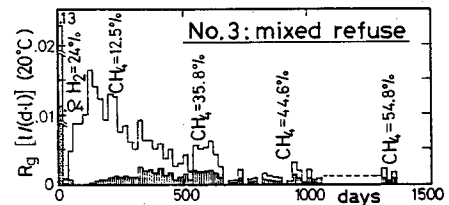


図-5(c) ガス発生速度と組成 (混合ごみ)

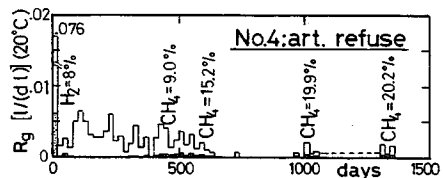


図-5(d) ガス発生速度と組成 (人工ごみ)

の経時変化と酢酸の経時変化から、どの廃棄物でも約20日程度で急激に嫌気性雰囲気が高まる(混合ごみと人工ごみでは、この間に大量のガス発生(CO₂, H₂)がある)。②どの廃棄物でもメタン発酵が生じたが、一般に知られているメタン菌の特性どおりに、pHが中性に近い場合にメタン発酵が活発であり、pHが4~5と低い場合にはメタン発酵は著しく阻害を受けた^{16),17)}。また、pHは有機酸量に依存しているが、混合ごみと人工ごみでは集中的な洗出し(307日目~384日目)にもかかわらず、pHは余り上昇しなかった。また、活発なメタン発酵のある場合、流出水のBODは数十mg/lのレベルまで低下した。③F/Tの変化をみると、どの廃棄物でも約50日程度でその比が1近くになり、可溶性TOCの大部分は揮発性有機酸で構成されていることがわかる。また、活発なメタン発酵を示した廃棄物では有機酸が消費されるために、その比は小さくなる。C/Bについて、マンガン法CODは有機酸の酸化率が低い¹⁸⁾ために、有機酸の生成とともに減少し、有機酸の消費とともに急激に増加する。したがって嫌気性領域を有する埋立地の浸出水の有機汚染指標としてマンガン法CODは不適当である。④Cu, Cd, Pb, Crは低濃度であり、還元雰囲気の高まりやSS流出量の減少とともに実験開始時にさらに濃度を低下させる傾向がみられる。Ca, Mg, Znは有機酸の生成とともに可溶化が進行する傾向にある。後述する反応速度の計算結果からも、Fe, Mnは実験開始時の可溶化と低pH時の可溶化が観察され、焼却残渣では実験開始時に不溶化がみられた。⑤揮発性有機酸の組成について酢酸が最も高い割合を占め、活発なメタン発酵のあった焼却残渣、不燃ごみではプロピオン酸が次に多く、そうでない場合は酪酸が多い。

4. 考 察

(1) 生成反応速度の解析

模擬埋立実験の結果から前述したように特定の埋立条件下における可溶性汚濁物の変化状況についてその特徴を論ずることができる。しかし、得られた流出水質時系列を実埋立地の浸出水質時系列とするには、まだ解決すべき幾つかの問題点がある。そこで、この実験の意義を次のような形で解釈する。

廃棄物の小塊に対して汚濁物質の収支式(内部の蓄積速度=小塊への流入速度-小塊からの流出速度+生成反応速度)が成立するので、この実験の結果を使って反応速度を計算することができる。また、流入・流出速度は降雨浸透水による汚濁物の、廃棄物層内での移動過程を解明することで計算でき、両者の研究が進めば埋立地浸出水質の予測が可能になると著者らは考えている。

a) 反応速度の計算法

まず、非反応性物質と考えられるCl⁻, Na, K, TSとECの濃度変化を累積注入水量に対して片対数紙上にプロットした(図-6)。一部の例外を除いて廃棄物の種類ごとに、ほぼ一定の勾配で減少している。これはその物質が実験初期に可溶化し、その後、洗出し作用のみを受けて希釈されていることを意味している。著者らは次のモデルを提案する。

図-7に示すように、j回目の洗出しによって得られた流出水中濃度をC^j、洗出し直前の層内の場所的平均濃度をC^{j-1}とおき、非反応性物質(下付きsを付す)の収支を取ると、

$$(C_s^{j-1} - C_s^j)V = -C_s^j Q \dots\dots\dots (1)$$

ここでj回目の洗出率α^jを

$$\alpha^j \equiv C^j Q / (C^{j-1} V) \dots\dots\dots (2)$$

で定義すると、式(1)は次式となる。

$$C_s^{j-1} / C_s^j = \alpha^{j-1} (1 + \alpha^j) / \alpha^j \dots\dots\dots (3)$$

いま、同じ様式で洗出しを繰り返し、洗出し間隔に一定以上の日数があれば、洗出回数jや洗出される物質によらず、α^jは定数αになると仮定できる。そのとき、式(3)を解いて

表-3 各廃棄物小塊の洗出率 α

| 供試材料 | No.1 | No.2 | No.3 | No.4 | |
|------------------------------------|-----------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| 項目 | 焼却残渣 | 不燃ごみ | 混合ごみ | 人工ごみ | |
| α [-] | 0.256 | 0.191 | 0.303 | 0.479 | |
| 指標非反応物質 | Na | K | Na | Na | |
| C _s ⁰ [mg/l] | 5700 | 128 | 2100 | 4250 | |
| 流出累積量から | C _s ⁰ V [g] | 60.2 | 2.43 | 16.1 | 23.1 |
| | α ⁰ [-] | 0.265 | 0.147 | 0.365 | 0.515 |
| 最初充填量 | C _s ⁰ V [g] | 73.0 | 1.70 | 16.8 | 25.4 |
| 分析値から | α ⁰ [-] | 0.219 | 0.211 | 0.350 | 0.469 |

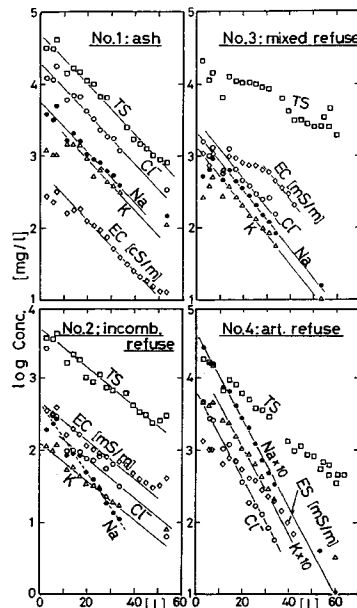


図-6 非反応性物質濃度の減少過程

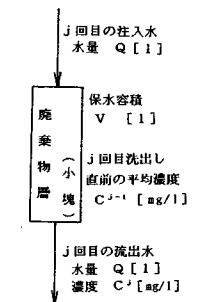


図-7 洗出しモデル

$$C_s^j = C_s^0(1+\alpha)^{-j} \dots\dots\dots (4)$$

変形して

$$\ln C_s^j = \ln C_s^0 - jQ \{ \ln(1+\alpha) \}^{1/Q} \dots\dots\dots (5)$$

となり、 $\ln C_s^j$ と累積水量 jQ とは直線関係となり、図—6を説明するモデルとなり得る。 C_s^0 は仮想的な第0回目流出水中濃度である。 α と C_s^0 は表—3のように求まる。なお、指標非反応性物質には図—6から比較的良好に直線にのる項目を選んだ。また、式(2)から $\alpha^0 = C_s^0 Q / (\bar{C}_s^0 V)$ だから、 $\bar{C}_s^0 V$ 、すなわち最初含有量を後述の表—5に示す流出累積量に等しいとしたとき、および分析で求めた最初充填量に等しいとしたときの α^0 計算値を表—3に併せて示した (C_s^0 は図—6から求めた値を使用)。これらの値は図—6の勾配から求めた α 値とはほぼ一致していてモデルの裏付けの1つである。

次に、反応性物質(下付き r を付す)について、($j-1$) 回目と j 回目の洗出しの間隔 Δt で反応による生成があったとすると、次の収支式が成立する。

$$(\bar{C}_r^j - \bar{C}_r^{j-1})V = -C_r^j Q + \bar{R}V\Delta t \dots\dots\dots (6)$$

ここで \bar{R} は Δt 間での時間的場所的平均反応速度(保水量 $1l$ 当たり、1日当たりの反応生成量 mg で表現; $mg/(d \cdot l)$) である。洗出率 α はどの物質に対しても共通であると仮定したので式(2)を式(6)に代入し、式(3)の辺々を比を取ると、

$$\left(\frac{C_r}{C_s}\right)^j = \left(\frac{C_r}{C_s}\right)^{j-1} + \frac{\alpha \bar{R} V \Delta t}{C_s^{j-1} Q} \dots\dots\dots (7)$$

となる。この式に実測値 C_s^j 、 C_s^{j-1} 、 C_r^j 、 C_r^{j-1} 、 Δt 、 Q 、 α を代入すれば反応量 $\bar{R}V$ [mg/d] が計算できる。反応速度を一般的にするために、廃棄物層容積 V_r 当たりの反応速度を次のように定義する。

$$R = \bar{R}V / V_r \text{ [mg/(d} \cdot l)] \text{ or [mmol/(d} \cdot l)]} \dots\dots\dots (8)$$

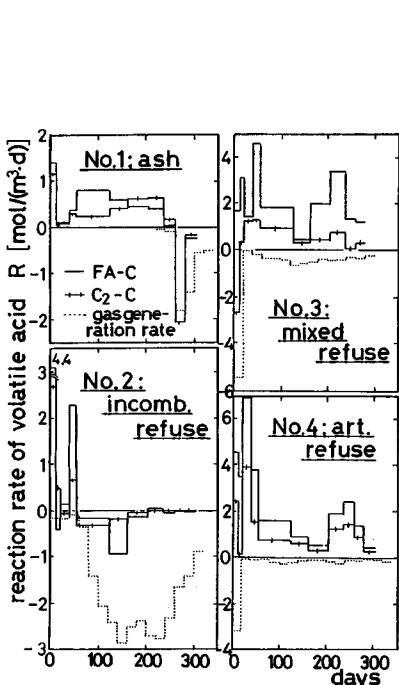
R は生成(可溶化)と消滅(ガス化、不溶化)の両反応を差し引いた正味の速度を示し、 $R > 0$ では生成、 $R < 0$ では消滅反応が卓越していることを示す。

b) 幾つかの成分の反応速度

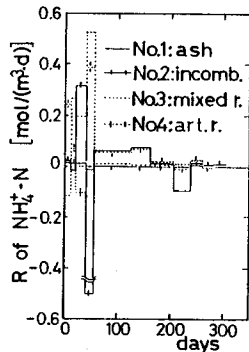
前述の計算法を用いて揮発性有機酸合計と酢酸の炭素量に関する反応速度とガス発生速度の経時変化(図—8(a))、 NH_4^+-N の反応速度の経時変化(図—8(b))、Fe、Mn の反応速度(図—8(c))、および Zn の反応速度の経時変化(図—8(d))を求めた。

実験開始当初(3、4回目)に通常の注水量と異なる水量を設定したことでその時点付近の R 値には不正確さがあるが、反応速度解析から次の特徴がみられた。

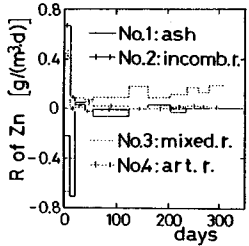
① 有機酸の生成速度は実験初期に大きい、その後もさらに長く生成が継続(焼却残渣で0.5、混合ごみと人工ごみで $2 \text{ mol-C}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) し、メタン発酵が活発になれば有機酸は急激に減少する。焼却残渣では分解性有機物がほとんど酢酸化した後にメタン発酵が生じ、ガス生成速度と酢酸分解速度がほぼ一致した。不燃ごみでは有機酸の生成や酢酸の生成速度がほぼ零となり、有機酸生成速度 = ガス生成速度 = $2.5 \text{ mol-C}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ と考えら



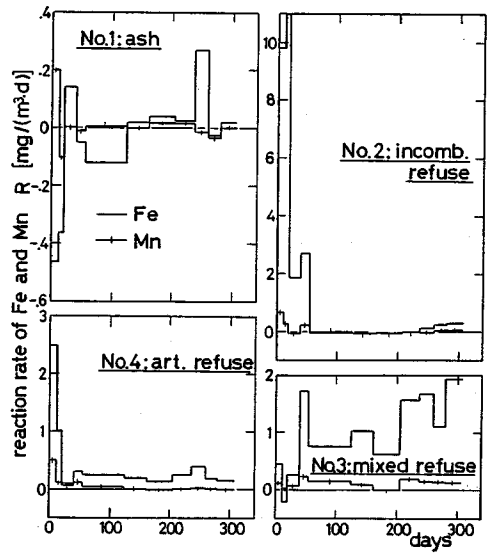
図—8(a) 揮発性有機酸の生成反応速度



図—8(b) NH_4^+-N の反応速度



図—8(d) Zn の可溶化速度



図—8(c) Fe、Mn の可溶化速度

れる。

以上のことから有機酸の生成過程について実験当初は可溶性有機物の酸発酵が急激に進行し、その後長期にわたって固形有機物の加水分解と酸生成が継続する(後者の過程では加水分解速度が律速だという報告¹⁹⁾がある)と考えられる。②混合ごみと人工ごみでは初めの20日間の酸生成過程では急激なガス発生を伴うのに、その後の有機酸生成反応ではわずかなガス発生しかない。③アンモニアの生成は実験初期にみられた後は、その速度は小さくなる。また、活発なメタン発酵のあった廃棄物では、発酵開始直前にアンモニアの急激な減少がみられた。④Fe, Mnについては不燃ごみと人工ごみで実験初期の嫌気化の過程で急激な溶出があり、その後は洗出しによる希釈のみを受けた。また、pHの低下した混合ごみ

では長期にわたって1~2g-Fe/(m³·d), 0.2g-Mn/(m³·d)の可溶化速度がみられた。焼却残渣ではFeについて実験当初に不溶化反応が卓越していた。⑤Znについては、実験初期に不燃ごみと人工ごみで溶出、焼却残渣で不溶化がみられた後はほとんど変化しない。Zn含有量が多く、低pHの続いた混合ごみで0.1~0.2g/(m³·d)の生成速度が続いた。

(2) 物質収支について

約4年間の埋立実験での各成分の物質収支を計算した。廃棄物の可溶化過程は種々の要因の影響を受けるので以下の数値は1つの特定条件下での値である。

物質量, 有機物量, 炭素量, 腐敗性炭素量, 窒素量の収支を表-4に, Cl⁻, Na, K, Ca, Mgの収支を表-5に, また, 重金属の収支を流出率(=累積流出量/初期含有量)また, 重金属の収支を流出率(=累積流出量/初期含有量)の形で表-6に示した。

表-4 全物質量, 有機物量などの物質収支

| 材料 | 項目 | 収支 | 最初充填量 a [g] | 最終残存量 b [g] | 減少量 (減少率) a-b [g] | 流出水中量 c [g] (c/e) | ガス化量 d [g] (d/e) | 合計流出量 c+d = e [g] |
|------|--------|----|-------------|-------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| | | | | | | | | |
| 焼却残渣 | 全物質量 | | 13360 | 13050 | 310(2.3%) | 521(93.0%) | 39(7.0%) | 560 |
| | 有機物量 | | 832 | 624 | 208(25%) | 86(68.8%) | 39(31.2%) | 125 |
| | 炭素量 | | 250 | 283 | -33 | 34(58.6%) | 24(41.4%) | 58 |
| | 腐敗性炭素量 | | 222 | 50 | 172(77%) | 34(58.6%) | 24(41.4%) | 58 |
| | 窒素量 | | 15.3 | 13.2 | 2.1(14%) | 2 | 0 | 2 |
| 不燃ごみ | 全物質量 | | 5150 | 3910 | 1240(24%) | 68(15.6%) | 369(84.4%) | 437 |
| | 有機物量 | | 2000 | 1350 | 650(33%) | 31(7.7%) | 369(92.3%) | 400 |
| | 炭素量 | | 1037 | 798 | 239(23%) | 25(13.5%) | 160(86.5%) | 185 |
| | 腐敗性炭素量 | | 114 | 76 | 38(33%) | 25(13.5%) | 160(86.5%) | 185 |
| | 窒素量 | | 24.4 | 10.2 | 14.2(58%) | 2.8 | 0 | 2.8 |
| 混合ごみ | 全物質量 | | 3880 | 2720 | 1160(30%) | 572(75.8%) | 183(24.2%) | 755 |
| | 有機物量 | | 3010 | 1980 | 1030(34%) | 305(62.5%) | 183(37.5%) | 488 |
| | 炭素量 | | 1487 | 1262 | 225(15%) | 304(84.5%) | 56(15.5%) | 360 |
| | 腐敗性炭素量 | | 408 | 241 | 167(41%) | 304(84.5%) | 56(15.5%) | 360 |
| | 窒素量 | | 49.3 | 35.4 | 13.9(28%) | 16 | 0 | 16 |
| 人工ごみ | 全物質量 | | 3130 | 2260 | 870(28%) | 323(76.4%) | 100(23.6%) | 423 |
| | 有機物量 | | 2850 | 2090 | 760(27%) | 176(63.8%) | 100(36.2%) | 276 |
| | 炭素量 | | 1352 | 1010 | 342(25%) | 192(87.3%) | 28(12.7%) | 220 |
| | 腐敗性炭素量 | | 285 | 132 | 153(54%) | 192(87.3%) | 28(12.7%) | 220 |
| | 窒素量 | | 40.4 | 22.4 | 18.0(45%) | 5.9 | 0 | 5.9 |

表-4について、全物質量は充填時と実験終了時の廃棄物の湿重量と含水率から計算した。それから大型不燃物を除いて微粉砕試料(数百g)を作り、分取して強熱減量(試料量, 数g), 炭素含有量(同, 数mg), 腐敗性炭素含有量(同, 数g, 分析はデュッセルドルフ法²⁰⁾に準じて1% NaOH液100ml中で湯浴沸騰加熱約3時間後、冷却済過して濾液のTOCを測定して求めた), 窒素含有量(同, 数g, ケルダール分解)を測定し、おのおの量を計算した。流出水中の累積量は、全物質量はTS, 有機物量はIL, 炭素量と腐敗性炭素量はTOC+IC(ICは微生物活動に由来すると考えた, 全体にTOC>>IC), 窒素量はKj-Nを用いた。ガス化量は発生ガス累積量と組成から求めた。

表-5 Cl⁻, Naなどの物質収支

| 材料 | 項目 | 収支 | 最初充填量 a [g] | 最終残存量 b [g] | 減少量 a-b [g] | 流出累積量 c [g] | 収支比 (a-b)/c |
|------|-----------------|----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | | | | | | |
| 焼却残渣 | Cl ⁻ | | 169 | 7 | 162 | 218 | 0.74 |
| | Na | | 125 | 52 | 73 | 60 | 1.22 |
| | K | | 94 | 27 | 67 | 34 | 1.97 |
| | Ca | | 446 | 375 | 71 | 43 | 1.65 |
| | Mg | | 58.4 | 53.9 | 4.5 | 4.2 | 1.07 |
| 不燃ごみ | Cl ⁻ | | 34.8 | 13.5 | 21.3 | 10.7 | 1.99 |
| | Na | | 4.7 | 1.1 | 3.6 | 4.1 | 0.88 |
| | K | | 3.9 | 2.2 | 1.7 | 2.4 | 0.71 |
| | Ca | | 13.2 | 5.6 | 7.6 | 8.3 | 0.92 |
| | Mg | | 7.6 | 7.1 | 0.5 | 1.1 | 0.45 |
| 混合ごみ | Cl ⁻ | | 42.3 | 0.9 | 41.4 | 30.8 | 1.34 |
| | Na | | 18.5 | 1.7 | 16.8 | 16.1 | 1.04 |
| | K | | 11.5 | 1.4 | 10.1 | 9.3 | 1.09 |
| | Ca | | 53.2 | 24.2 | 29.0 | 68.3 | 0.42 |
| | Mg | | 6.9 | 3.5 | 3.4 | 2.3 | 1.48 |
| 人工ごみ | Cl ⁻ | | 20.6 | 0.5 | 20.1 | 39.5 | 0.51 |
| | Na | | 25.7 | 0.3 | 25.4 | 23.1 | 1.10 |
| | K | | 7.3 | 0.7 | 6.6 | 6.5 | 1.02 |
| | Ca | | 26.8 | 3.8 | 23.0 | 34.1 | 0.67 |
| | Mg | | 3.1 | 2.0 | 1.1 | 1.4 | 0.79 |

表-6 重金属の流出率

| 材料 | 項目 | 最初充填量 a [g] | 流出累積量 b [g] | 流出率 b/a [%] | | |
|------|----|-------------|-------------|-------------|----|----|
| | | | | | Zn | Cu |
| 焼却残渣 | Zn | 36.5 | 0.24 | 0.7 | | |
| | Cu | 4.6 | 0.025 | 0.5 | | |
| | Cd | 1.5 | 0.0014 | 0.1 | | |
| | Cr | 0.9 | 0.003 | 0.3 | | |
| | Pb | 9.0 | 0.053 | 0.6 | | |
| | Fe | 1100 | 0.58 | 0.1 | | |
| | Mn | 5.2 | 0.07 | 1.4 | | |
| 不燃ごみ | Zn | 2.0 | 0.13 | 6.5 | | |
| | Cu | 0.063 | 0.0017 | 2.7 | | |
| | Cd | 0.015 | 0.0 | 0 | | |
| | Cr | 0.71 | 0.0 | 0 | | |
| | Pb | 0.23 | 0.001 | 0.4 | | |
| | Fe | 643 | 4.30 | 0.7 | | |
| | Mn | 0.84 | 0.35 | 41.7 | | |
| 混合ごみ | Zn | 5.4 | 1.2 | 21.3 | | |
| | Cu | 0.16 | 0.0022 | 1.4 | | |
| | Cd | 0.29 | 0.0001 | 0.3 | | |
| | Cr | 1.6 | 0.028 | 1.8 | | |
| | Pb | 0.16 | 0.002 | 1.3 | | |
| | Fe | 102 | 9.0 | 8.9 | | |
| | Mn | 1.4 | 1.3 | 88.1 | | |
| 人工ごみ | Zn | 0.27 | 0.20 | 75.1 | | |
| | Cu | 0.057 | 0.002 | 3.9 | | |
| | Cd | 0.12 | 0.0001 | 1.0 | | |
| | Cr | 0.084 | 0.0002 | 0.2 | | |
| | Pb | 0.048 | 0.002 | 4.1 | | |
| | Fe | 5.2 | 1.9 | 37.4 | | |
| | Mn | 0.27 | 0.25 | 94.4 | | |

表-4から、①最初充填量と最終残存量との差で求めた減少量と流出水中およびガス中の累積量として求めた合計流出量とはオーダー的には一致しているが、合致しない。特に混合ごみと人工ごみで後者の方が小さな値となるのは酸発酵過程で生ずる有機酸などの低沸点成分がTS測定中に蒸発するためであると思われる。TSは全物質量を代表できない。②炭素量の収支の一致度は比較的良好。炭素量について合計流出量に占めるガス化量は初期からメタン発酵のあった不燃ごみで87%と高く、遅れて活発なメタン発酵のあった焼却残渣で41%で、低調なメタン発酵しかなかった混合ごみと人工ごみで15~13%と低い。③腐敗性炭素量は生物易分解性炭素量の指標になるのではないかと考えて用いたが、埋立実験中にその生成がある

ようで有効な指標とはならなかった。

表—5 について Cl^- は廃棄物中の水溶性塩素 (固体: 水=1:10) を測定して求めた。Na, K, Ca, Mg は微粉碎試料を硝酸・過塩素酸分解 (試料, 数 g) によって前処理し, 流出水分析と同様に分析した。その結果について④一部の例外を除いて収支はよく一致した。

表—6 について, 測定法は Na などと同じである。その結果から⑤流出率が大きい場合を除いて各重金属の流出率が充填量測定誤差に比べてかなり小さく, 物質収支を取れなかったので表は流出率の形で示した。焼却残渣では Mn の 1.4% を除いていずれも 1% 以下の流出率であり, 他のごみでは Zn, Cu, Fe, Mn に高い流出率が認められた。

5. おわりに

嫌気性, 20°C の埋立条件で 4 種の廃棄物の小規模埋立実験を行った。実験開始後 1 か年程度での廃棄物の可溶性・ガス化過程は, 基本的には, 高濃度廃水や汚泥の嫌気性消化と同様に, 酸発酵 (可溶性有機物からの酸生成と固形有機物の加水分解) とメタン発酵の両過程で構成されていることがわかった。過程における特徴をまとめて, 3. の実験結果①~⑤を導いた。

さらに, 得られた実測値から廃棄物層ごとに, 汚濁物質に無関係な一定の洗出率 α が存在することを示唆し, それを前提として廃棄物層内における反応性物質の生成反応速度計算法を提案し, 幾つかの項目の反応速度を計算し, 4. (1), b) の①~⑤の結論を導いた。

また, 各成分の物質収支を計算し, 減少率, 流出率を計算するとともに, 収支の正確さについて議論し, 4. (2) の①~⑤の結論を導いた。

本論文は土木学会年次学術講演会講演概要集 (第 2 部) 第 36 回, p. 47 (1981), 第 37 回, p. 47 (1982), 第 38 回, p. 693 (1983) をもとにまとめたものである。

最後に, 揮発性有機酸の分析に協力指導していただいた当研究室 井上雄三助手, 装置の製作・運転に協力していただいた当研究室 松尾孝之技官, 実験に協力していただいた当学科卒業生 白鳥悟士君, 高橋靖弘君, 中田昌則君, 竹中弘幸君, 元田義人君に深く感謝致します。

使用記号表

AN/KN: NH_4^- -N 濃度と K_j -N 濃度の比 [-]

B/T: $C+O_2 \rightarrow CO_2$ なる反応に対応して計算した BOD 濃度と TOC 濃度の比, i.e. $(BOD/32)/(TOC/12)$ [-]

C/B: COD 濃度と BOD 濃度の比 [-]

FA-C: 揮発性有機酸 ($C_2 \sim C_6$) の形態をもつ

有機炭素濃度 [-]

F/T: FA-C 濃度と TOC 濃度の比 [-]

C: 流出水中の汚濁物濃度 [mg/l]

\bar{C} : 廃棄物層内の汚濁物の場所的平均濃度 (洗出し直前の値) [mg/l]

R: 廃棄物層容積基準の反応速度 [mg/(d·l)]

\bar{R} : 廃棄物層内水量基準の反応速度 [mg/(d·l)]

R_g : 廃棄物層容積基準のガス発生速度 [l/(d·l)]

Q: 注入水量 [l]

V: 廃棄物層内水量 (保水量) [l]

V_r : 廃棄物層容積 [l]

α : 式 (2) で定義される洗出率 [-]

Δt : 洗出し間隔 [d]

添字

0: 仮想的な第 0 回目の洗出し操作を示す

j: 洗出し回数を示す

r: 反応性汚濁物質を示す

s: 非反応性汚濁物質を示す

参考文献

- 1) 田中信寿: 一般廃棄物最終埋立処分場計画設計法の確立のために必要な研究課題について, 水, 第 27 巻, 第 11 号, pp. 23~27, 1985 年 9 月。
- 2) 池口 孝: 埋立地における浸出液の発生とその対策, 都市と廃棄物, 第 14 巻, 第 6 号, pp. 13~29; 第 7 号, pp. 17~26; 第 8 号, pp. 15~27; 第 9 号, pp. 17~26; 第 10 号, pp. 28~34, 1984 年。
- 3) 花嶋正孝・山崎惟義・松藤康司: 廃棄物埋立構造に関する実験的研究, 土木学会論文集, 第 310 号, pp. 69~76, 1981 年 6 月。
- 4) 松藤康司・花嶋正孝ほか: 廃棄物と準好気性埋立構造 (1), (2), (3), (4), 第 33 回土木学会年講概要集, 第 2 部, pp. 133~134, 1978 年; 同左, pp. 135~136; 第 34 回同概要集, pp. 462~463, 1979 年; 第 37 回同概要集, pp. 51~52, 1982 年。
- 5) 松藤康司・花嶋正孝ほか: 廃棄物と循環式準好気性埋立 (1), (2), (3), (4), 第 36 回土木学会年講概要集, 第 2 部, pp. 37~38, 1981 年; 第 3 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp. 173~177, 1982 年; 第 4 回同講演論文集, pp. 182~184, 1983 年; 第 5 回同講演論文集, pp. 176~179, 1984 年。
- 6) 左合正雄・花嶋正孝ほか: 廃棄物の効果的埋立処理技術に関する研究 (第 1 報), 都市清掃, 第 34 巻, 第 124 号, pp. 294~313, 1981 年 10 月。
- 7) 池口 孝・田中 勝ほか: 循環式好気性及び嫌気性埋立構造に関する研究, 第 1 回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp. 23~26, 1980 年; 循環散布による埋立浸出液の浄化に関する一考察, 第 3 回同講演論文集, pp. 169

- ～172, 1982年; 埋立廃棄物の嫌気性分解, 第4回同講演論文集, pp.166～169, 1983年.
- 8) 長谷川信夫ほか: 実験埋立による埋立廃棄物の性状と埋立地の特性, 第4回全国都市清掃研究発表講演論文集, pp.170～173, 1983年; 実験埋立地における浸出水の浸出特性について, 第5回同講演論文集, pp.180～183, 1984年.
- 9) Fungaroli, A. A. and Steiner, R. L. : Laboratory study of the behavior of a sanitary landfill, J. WPCF, Vol. 43, No. 2, pp. 252～267, 1971. 2.
- 10) Chain, E. S. K. and Dewalle, F. B. : Sanitary landfill leachates and their treatment, J. Env. Eng. Div., ASCE, Vol. 102, No. EE 2, pp. 411～431, 1976. 4.
- 11) Pohland, F. G. : Leachate recycle as landfill management option, J. Env. Eng. Div., ASCE, Vol. 106, No. EE 6, pp. 1057～1069, 1980. 12.
- 12) 田中信寿・高畑恒志・神山桂一: 廃棄物埋立処分場における大気中酸素の廃棄物層への浸入深さとフラックスについて, 衛生工学研究論文集, 第22巻, pp. 37～47, 1986年.
- 13) 札幌市産業廃棄物指導課: 試験調査資料集 (ごみ編), pp. 105, 1976年6月.
- 14) 神山桂一・田中信寿・井上雄三: 都市ごみの好気性分解に関する研究 (I)～ごみ性状, 操作条件の影響～, 衛生工学研究論文集, 第19巻, pp. 136～145, 1983年.
- 15) 花木啓裕・松尾友短: 嫌気性消化における種々の基質の分解過程 (I), (II), 下水道協会誌, 第17巻, 第189号, pp. 50～59, 1980年2月; 第196号, pp. 40～49, 1980年9月.
- 16) 張 祖恩・野池達也・松本順一郎: 嫌気性消化のメタン生成相に及ぼす pH の影響, 土木学会論文報告集, 第333号, pp. 101～108, 1983年5月.
- 17) Zehnder, A. J. B., Ingvorsen, K. and Marti, T. : Microbiology of methane bacteria in "Anaerobic digestion 1981", Hughes et al., eds., pp. 45～67, Elsevier Biomedical Press B. V., 1982.
- 18) 日本分析化学会北海道支部編: 水の分析, p. 248, 化学同人, 1981年.
- 19) Eastman, J. A. and Ferguson, J. F. : Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion, J. WPCF, Vol. 53, No. 3, pp. 352～366, 1981. 3.
- 20) 平山直道編著: ごみ処理施設の構造と管理, p. 69, 日本環境衛生センター, 1977年.

(1986.9.24・受付)