

(18) 嫌気性混合ごみ埋立層中の可溶性汚濁物生成過程に関する研究

THE PRODUCTION PROCESS OF SOLUBLE POLLUTANTS IN ANAEROBIC LANDFILL LAYER OF MIXED REFUSE

田中 信寿*、 神山 桂一*

Nobutoshi TANAKA*, Keiichi KOYAMA*

ABSTRACT; The production process of soluble organic pollutants is studied by using two small scale lysimeters, *i.e.*, the water saturated refuse layer (W.S.L.) and the gravitationally dewatered refuse layer (G.D.L.). The used refuse is an artificial one, *i.e.*, the model for mixed domestic refuse, which contains many components such as garbage, papers, textiles, *etc.*. The temperature of the lysimeters was controlled at $ca. 20^{\circ}C$ and the anaerobic condition was kept inside the lysimeters. The small amount of digested sewage sludge was injected for promoting methane fermentation.

1) Methane fermentation began at 125th day together with the increase of pH to *ca.* 5 and decayed at *ca.* 700th day. The maximum gas production rate of each lysimeter was respectively *ca.* 4 (W.S.L.) and 2 (G.D.L.) $mol/(m^3d)$. And so the BOD of leachate from both lysimeters was initially *ca.* 10000 mg/l, but rapidly decreased to *ca.* 10 mg/l by methane fermentation.

2) In the initial stage within 150~200th day, garbage was gradually decomposed in proportion to the undecomposed amount of garbage. It is suggested that cellulose decomposition was occurred and this process is limiting in the solubilization of refuse after 200th day. And so the decomposed amount of refuse in each lysimeter attained to *ca.* thrice (W.S.L.) and twice (G.D.L.) of that of garbage as Carbon content.

KEYWORDS; lysimeter study, anaerobic landfill, mixed refuse, pollutants production process, methane fermentation

1. はじめに

ごみ埋立に伴う環境汚染を制御するためには、その代表的要素である浸出水及び発生ガスの挙動を知らねばならない。そのためには、ごみ埋立層で生じている生物学的、化学的、物理学的諸過程を解明する必要がある。筆者ら¹⁾は前に、焼却残渣、焼却不適ごみ、破碎混合ごみ及び人工ごみの嫌気性模擬埋立実験を行い、4種のごみに対する可溶性汚濁物生成過程に関する知見を与えると共に、反応速度の計算法や物質収支について議論を行った。その実験では厨芥成分を含む混合ごみ、人工ごみで十分なメタン生成が見られなかったが、一般に混合ごみ埋立地ではメタン生成があることから、メタン生成を伴う混合ごみ埋立実験を行い、より適切に混合ごみ埋立層における可溶性汚濁物生成過程を観察するため、本実験を計画した。

本研究では、より実際のごみに近づけるために、プラスチック、金属、ガラスなどの生物非分解性成分を追加した人工ごみを用い、またメタン生成を確実にするため消化槽汚泥を少量添加する²⁾などの工夫を行い嫌気性埋立実験を行った。さらに、嫌気性埋立の代表的二形態、即ち、湛水型（ごみが水没している状態：water saturated layer, 以下 W. S. L. と略記）と湿潤型（内部水が重力脱水されていて気相が存在するが酸素の侵入が遮断されている³⁾：gravitationally dewatered layer, 以下 G. D. L. と略記）の実験を行い、相互の比較を行った。

* 北海道大学工学部衛生工学科 (Dept. of Environ. & Sanitary Eng., Hokkaido Univ.)

(〒060 札幌市北区北13条西8丁目) (Nishi 8 Kita 13, Kita-ku, Sapporo 060 Japan)

2. 実験、測定方法

実験装置をFig. 1に示す。同型の装置を2組作り、湛水型、湿潤型実験装置とした。充填カラム①は直径77mm^φ、高さ400mm（内寸）で、多孔板（1mm^φの穴を10mm正方ピッチでうがち、下部支持板には1mm目のスクリーンを張った）を上下に一枚ずつ挿入し、この間にごみを充填した。充填したごみは混合ごみを模擬したもので従来から当研究室で用いている人工ごみ（夏型）⁴⁾（前報¹⁾の人工ごみ（冬型）と同じ）に、生物非分解性物を加えたものである（Table 1）。人工ごみは、2個分を別々に500gを計量、調整し、その大部分（87%）を充填することで両カラムに同一のごみを充填できるようにした。ごみ充填時の条件を終了時の条件と共にTable 2に示す。

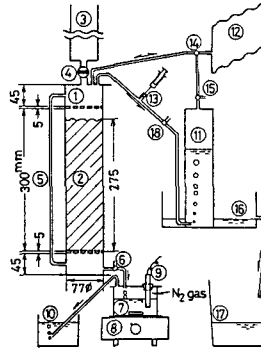
ごみ充填後カラムを密閉し、この際カラム内の空気は置換しなかった*。密閉後、湛水型カラムに蒸留水1000mlを注入してごみ充填層を湛水させ、湿潤型カラムには蒸留水330mlを注入して充填層の保水限界状態とした（初回の260ml注入に対して230mlの流出を得た）。

なお、これらの水には 約800mg 乾の汚泥（下水処理場消化槽汚泥を実験室でグルコース馴養したもの（MLSS 7700mg/l, MLVSS 3700mg/l）を100ml加えた）が含まれている。この日（'82.10.2）を実験開始日とした。実験装置を設置した部屋の室温は20℃以上に制御され、その温度の変化の様子はFig. 3に示した（5日程度の平均値で、カラム内温度は室温に追従する）。

採水分析は、2日目から112日目まで約2週間毎に9回、次に、592日目まで約1か月毎に15回、それ以後643日目、766日目の合計26回行った。その後はガス発生のみを観測した。1629日目にカラムを解体し、ごみ乾量を測定した。湛水型カラムでは260mlの内部水を流出させ、採水した後、同量の蒸留水をカラムに加えた。湿潤型カラムでは前日に260mlの蒸留水を注入し、翌日、下部に溜った水を採水した。実験カラムは下部空間が小さい（210ml）ため、充填層からの水の排出が遅く、採水日毎に流出水量が変動した（平均±標準偏差；252±35ml）。

メタン生成を確実にするため、水注入毎に約100mg 乾の汚泥（上述の汚泥を10ml）を混入注入した（25回目643日目まで）。

水注入はカラム上部のコック④に500mlメスシリンダー③を取り付けて行い、カラム内のガスを三方コック⑭を通してガスバック袋⑫へ移動させる。また、カラム



- ① PVC column ② refuse packed layer ③ graduated cylinder for water injection ④ cock for water injection ⑤ water level meter for W.S.L. or gas transfer tube for G.D.L. ⑥ 3-way-cock for effluent sampling ⑦ effluent receiver ⑧ magnetic stirrer ⑨ pH electrode ⑩ water reservoir for gas purged ⑪ inverted graduated cylinder for gas volume measurement ⑫ gas reservoir bag ⑬ gas sampling port ⑭ 3-way-cock ⑮ H₂SO₄ acidic NaCl saturated solution reservoir ⑯ overflow tank

Fig.1 Schematic diagram of experimental apparatus

Table 1 Composition of artificial refuse

component		composition [wt%]
Foodwastes (garbage)	vegetable*	32.07
	fishes, etc.**	8.34
papers	tissue paper	1.94
	newspaper, magazine	5.60
	computer paper	3.90
	paper bag	3.86
	card board	12.98
Fallen leaves		1.52
Wood		1.52
Textiles	cotton	2.18
	wool	0.96
	silk	0.24
	hemp	0.04
	synthetics	1.92
Plastics and Rubber		10.80
Metals		4.00
Glass and Ceramics		5.20
Soil		2.30
Table salt		0.66
Total		100.0

* composed of 15 components

** composed of 4 components

Table 2 Initial and final refuse condition

item		W.S.L.*	G.D.L.**
initial	refuse packed [wet g]	433*	239
	refuse packed [dry g]	239	275
	packed height [mm]	275	0.34
	packed density [wet kg/l]	0.34	
added water after packing [l]		1.0	0.33
initial water content [%]		—	69
final refuse weight [dry g]		155	177
final height [mm]		269	275

* water saturated layer *³ water content=44.8%

** gravitationally dewatered layer

* 本実験では、実際の埋立地の状況に近付けるためにカラム内の空気を窒素に置換しなかったが、窒素と置換した前報¹⁾の実験結果とほとんど違わなかった。

からの水の流出時には、逆にガスバック袋(12)からカラムへガスを移送する。このことで外気のカラムへの侵入を防ぐ。ガスバック袋(12)中のガスは N_2 ガスを封入するか、またはガスホルダー(11)に溜ったガスを移送して用いた。カラムからの発生ガスはガスホルダー(11)に導き、ガス発生量を測定した。また、その管路の途中にガス採取口(13)を設け、ガス試料を採取した。ガスホルダー-水容器(16)には、硫酸酸性飽和食塩水を入れ、ガスが水にとけ込むのを防止した。水容器(16)の側面に溢流管を設け、水面を一定に保ち、ガス発生圧(カラム内圧)を一定とした。

流出水採取は、 N_2 ガスで置換された採取容器(7)に、三方コック(6)を開いてカラム内の水を流下させることで行った。採取容器(7)から出るガスを、水容器(10)の水中へ流出させることで空気が容器(7)に侵入することを防いだ。採取容器(7)の水位から採取量を測定した後、まず無機炭素(IC)測定用試料を、気相を残さないように注射筒にとった。次に液を攪拌しながらpHを測定した。採取容器(7)は密閉しておく。

流出水採取容器に N_2 ガスを通気し、攪拌しながら液を分取した。まず、ヨウ素消費量(ID)、 Fe^{2+} の分析を行い、次にBOD、蒸発残留物量、強熱減量(残渣を塩酸で溶かし、硫酸根測定液とするため550℃、10分で強熱した)、塩化物イオン(Cl^-)の分析、電気伝導度の測定を行った。また無機炭素(IC)の測定も並行して行った。さらに10000rpm、10分遠心により濾過相当液(以下、濾液、solubleという)を得た。

塩酸または硫酸添加保存液を作成し、後日前者の液を用いてTOC(全)、金属(Na, Ca, Mg, K, Fe, Zn, Mn)を、後者の液を用いて K_j -N、糖(全)を分析した。また濾液に塩酸または硫酸を添加して保存し、後日前者の液を用いてTOC(濾)、揮発性有機酸(VFAと書く、その成分、酢酸(C_2)、プロピオン酸(C_3)、ノルマル酪酸及びイソ酪酸(C_4)、ノルマル吉草酸及びイソ吉草酸(C_5)、及びカプロン酸(C_6)を分析した)を、後者の液を用いて NH_4^+ -N、糖(濾)、全リン酸(濾)を分析した。分析法は、いずれも下水試験法⁵⁾または水の分析⁶⁾によった。糖の分析はフェノール硫酸法によった。

ガス組成は、 H_2 、 N_2 、 O_2 、 CO_2 、 CH_4 について分析し、 O_2 はガス採取分析中に空気が混入したと考えて補正除外し、 H_2 、 N_2 、 CO_2 、 CH_4 組成とした。ただし H_2 濃度は測定誤差が大きい。

3. 測定結果

流出水中のpH、BOD、TOC、 K_j -N、 NH_4^+ -N、 Cl^- 濃度の経時変化をFig. 2.a(湛水型)、Fig. 2.b(湿潤型)に示した。 Cl^- 濃度は水注入による希釈のみによる変動傾向を示す。なお、TOCについてTOC(全)がTOC(濾)と図中で明瞭に離れる場合のみ、TOC(全)をプロットしてある。なお、VFA累積

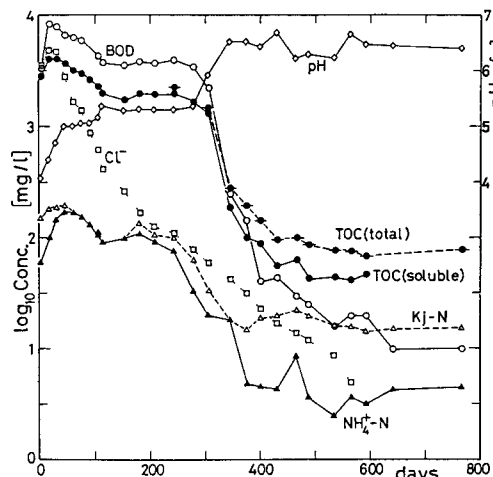


Fig.2.a Time-variation of several pollutants conc. in effluent from W.S.L.

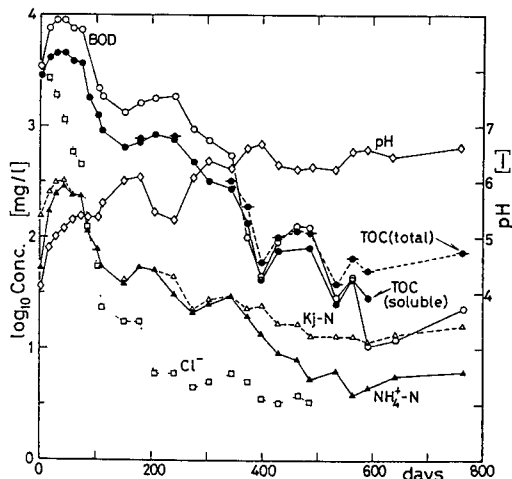


Fig.2.b Time-variation of several pollutants conc. in effluent from G.D.L.

流出量 (Fig. 8) を見ると、 C_3 & C_4 ではプロピオン酸：イソ酪酸：ノルマル酪酸は 2 : 1 : 8 (湛水型)、1.5 : 1 : 8 (湿潤型)、また C_5 & C_6 ではイソ吉草酸：ノルマル吉草酸：カプロン酸は 1 : 1 : 2 (湛水型)、1 : 1 : 3.5 (湿潤型) であった。さらにガス発生速度とガス組成の経時変化を室温の変化と共に、Fig. 3.a (湛水型)、Fig. 3.b (湿潤型) に示す。Fig. 3.a において 250 ~ 350 日間に、コック (18) でわずかなガス漏出があり、ガス発生速度が測定できなかった。以下の計算ではこの期間を滑らかな曲線で結び、発生速度とした。

これらの図から、湛水型と湿潤型では変動の時間経過が極めて似ていて次の特徴がみられることが分かる。

1) NH_4^+-N 濃度の増加に伴って pH が 5 以上となった頃に (50 日目頃) にわずかなメタンガス生成が見られ、その後、外部条件として TOC 生成速度の減少 (Fig. 5 参照) や水注入希釈による pH 上昇、水注入間隔の増加による還元性雰囲気 の再増進 (125 日前後で Fe^{2+} , ヨウ素消費量 (ID) 共に約 50% 増加した) の影響があいまって 125 日頃から本格的にメタン発酵が始まったと思われる。

2) これと同時に BOD、TOC、 NH_4^+-N 濃度の再上昇が見られた。

3) メタン生成速度の上昇に伴って流出水中の TOC、BOD 濃度が急激に減少し (300 ~ 400 日) それに対応して pH は 6.5 付近まで上昇した。さらに 600 日頃には BOD はほぼ 10mg/l のレベルまで低下した。

4) 350 日頃から TOC (濾) と TOC (全) 及び K_j-N と NH_4^+-N との間に差が生じた。

5) 埋立開始後、約 2 日間で急激に腐敗が進行した。この時のみ H_2 が発生した。

6) ガス発生速度 (メタン発酵時) は、ごみ層容積あたり最大 4 (湛水型)、2 (湿潤型) $\text{mol}/(\text{m}^3\text{d})$ であった。また、ガス発生速度は室温の影響を受けて変動した。そして 700 日頃に両カラムともガス発生速度が急減した。

7) 発生ガス組成では、 N_2 濃度はメタン発酵の開始と共に減少していく。その理由はガス発生によってカラム内ガスが押出されるためである。しかし、800 日以降は N_2 濃度が増加しており、ガス発生速度が小さいために空気が侵入したと考えられる。他のガス組成では、 $CO_2 : CH_4$ (モル比) は湛水型で 200 日以降 1 : 1.5 (ガス発生最盛期) ~ 1 : 4、湿潤型

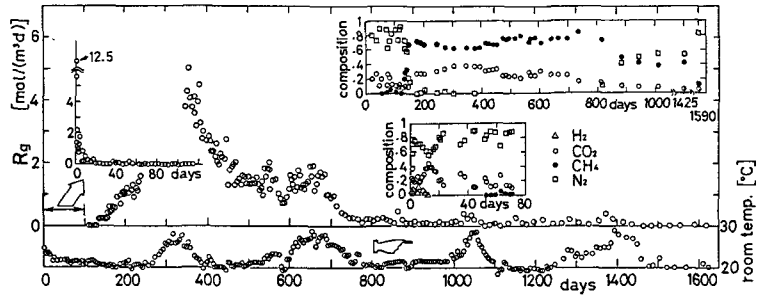


Fig.3.a Time-variation of gas production rate R_g and gas composition produced from W.S.L.

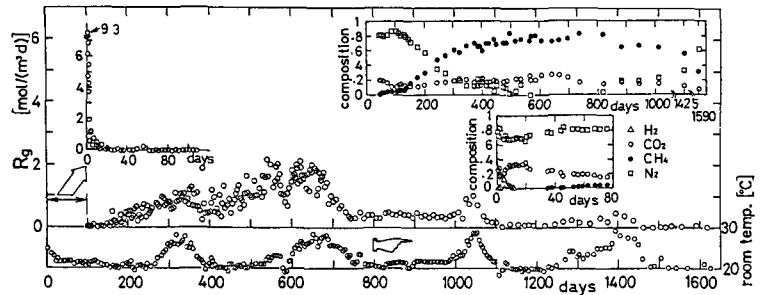


Fig.3.b Time-variation of gas production rate R_g and gas composition produced from G.D.L.

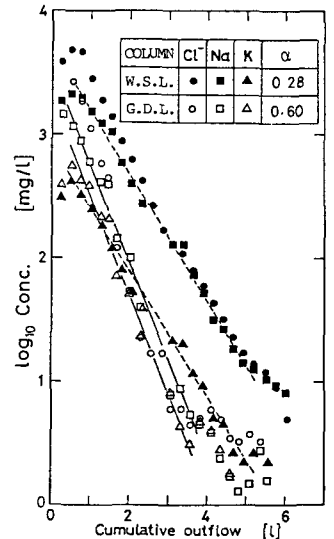


Fig.4 Relationship between conc. of non-reactive components and cumulative outflow

で300日以降1:4であった。 IC (液中の炭酸) も有機物分解に伴う CO_2 生成によると考えて、その量を加えて全実験期間の累積量でみると、 $CO_2:CH_4$ (モル比) は1:1.5 (湛水型)、1:1.7 (湿潤型) となった (Fig. 8 参照)。

4. 可溶化速度について

ごみは、固形有機物の低分子化 (加水分解及び酸生成) によって可溶化し、さらにメタン発酵によりガス化することで分解される。この可溶化速度の特徴について考察する。前報¹⁾で提案した反応速度計算モデルによると次のように可溶化速度が計算できる。(j-1) 回目とj回目の洗出し間で物質収支をとると、成分iについて

$$(\bar{C}_i^j - \bar{C}_i^{j-1})V = -C_i^j Q + \bar{R}_i V \Delta t \quad (1)$$

ここで次式で定義される、1回の水注入によるごみ層内物質の洗出率 α

$$\alpha \equiv C_j Q / (\bar{C}_j V) \quad (2)$$

が、洗回数j、成分iによらず同値であると仮定できると式(1)は次のようになる。

$$(1 + \alpha) C_i^j = C_i^{j-1} + \alpha \bar{R}_i V \Delta t / Q \quad (3)$$

いま、非反応性成分では $\bar{R}_i = 0$ だから式(3)から

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

$$\text{変形して} \quad \ln C_s^j = \ln C_s^0 - j Q \ln(1 + \alpha)^{1/Q} \quad (4')$$

となる。したがって非反応性物質の濃度 C_s (対数) と累積注入水量jQとは、線形関係が成立することになる。

次に、非反応性成分 (添字s、 $\bar{R}_s = 0$) に関する式(4)と反応性成分 (添字r) に関する式(3)の辺々の比を取り、 $\bar{R}_i V = R_i V_i$ の関係を用いて成分rの反応速度をごみ容積当りの値に換算すると、次式が導ける。

$$\left(\frac{C_r}{C_s}\right)^j = \left(\frac{C_r}{C_s}\right)^{j-1} + \frac{\alpha R_r V_i \Delta t}{C_s^{j-1} Q} \quad (5)$$

上式に実測値 C_r^j 、 C_s^j 、 C_r^{j-1} 、 C_s^{j-1} 及び操作・装置に関する定数 α 、 Δt 、 Q 、 V_i を代入すると、ごみ層容積あたりの反応速度 R_r が(j-1)回目とj回目洗出し間の平均値として求まる。

本実験においても非反応性成分 Cl^- 、 Na 、 K について式(4')の成立を確かめたところ、流出水中濃度 (対数) と累積排出量の関係 (Fig. 4) がほぼ同じ傾きの勾配となり、式(2)がほぼ成立していることが分かった。その勾配から湛水型で $\alpha = 0.28^*$ 、湿潤型で $\alpha = 0.60$ と計算された。湛水型では、内部が完全混合状態であれば $\alpha = 0.22^{**}$ となる。しかし実測では、より大きな洗出率 α が得られた。その理由は、ごみ層を静置状態として上部から蒸留水を流下させているために、全層が完全に混合せず下部のより濃厚な液

* 湛水型では、水量Qを流出させてから水量Qの注入を行っているので式(1)は、 $(\bar{C}_i^j - \bar{C}_i^{j-1})(V - Q) = -C_i^j Q + \bar{R}_i V \Delta t$ となる。したがって式(3)以下の式中の α は $\alpha V / (V - Q)$ に置き換える必要がある。

** 完全混合であれば、 $C^j = \bar{C}^j$ だから式(2)により $\alpha = Q/V$ となり、操作条件から $Q = 0.26$ l、また槽内の水量は Table 2から $V \approx 1 + (0.433 - 0.239) = 1.2$ lとなる。よって $\alpha = 0.22$ となる。

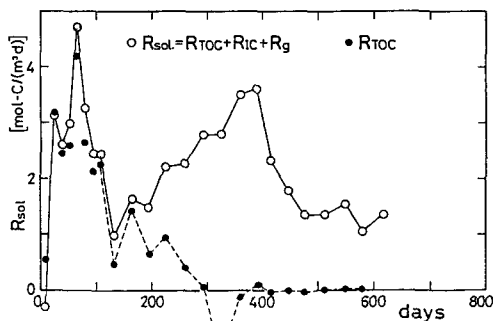


Fig. 5.a Time-variation of solubilization rate of organic solid, R_{sol} and TOC production rate, R_{TOC} in W.S.L.

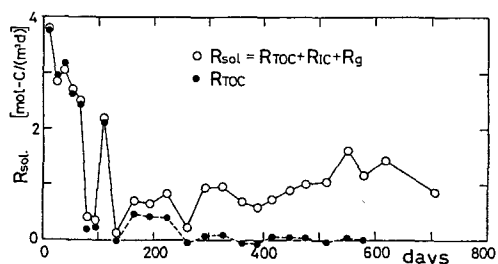


Fig. 5.b Time-variation of solubilization rate of organic solid, R_{sol} and TOC production rate, R_{TOC} in G.D.L.

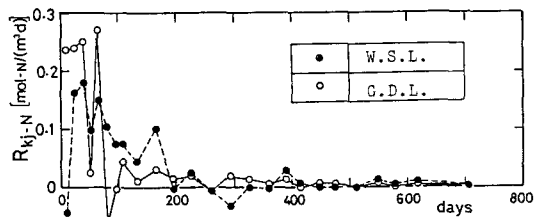


Fig. 6 Time-variation of K_j -N production rate, R_{K_j-N}

を採水したことによると思われる。

この手法により充填層容積あたりのTOC生成速度(R_{TOC})、IC生成速度(R_{IC})、及び K_j -N生成速度(R_{K_j-N})を求めた。これらの速度はいずれも正味の反応速度で、例えば R_{TOC} の場合、固形有機物の可溶化による生成速度、ガス化による減少速度を加減した正味の値である。また、生成速度計算においては、非反応性物質として用いたKの濃度が欠測である場合、あるいは、湿潤型カラムでK濃度が小さくなった期間(306日以降)では、同じ割合で希釈されることとした推定濃度を用いて計算した。Fig. 5.a(湛水型)、5.b(湿潤型)には、固形有機物可溶化速度(R_{s01})が R_{TOC} 、 R_{IC} 、 R_g (ガス発生速度)の和で表わされ则认为(菌体生成速度は測定できず、可溶化速度には菌体生成速度は含まれていない)、それを計算して示した。同図には、 R_{TOC} も合わせて示した。これらの速度はいずれも炭素量で示してある。 R_{K_j-N} をFig. 6に示した。

これらの図から次の結論が得られる。

8) R_{TOC} と R_{K_j-N} の経時変化はほとんど同じであった。

9) メタン発酵が始まるまでは、ガス生成はわずかで $R_{s01} \approx R_{TOC}$ である。

10) メタン発酵が始まると共に、固形有機物の可溶化が再び活発となった。しかし、この間ではTOC生成速度はほとんどゼロであるから、全体の反応において固形有機物の可溶化が律速となっていると思われる。また活発なメタン発酵時には、ごみ分解量が厨芥量以上となることから(Fig. 8)この間での可溶化固形有機物は厨芥以外の有機物であると思われる。

次に、メタン発酵が本格的に始まるまでの期間での R_{s01} と、易分解性成分未分解量の関係を計算し、Fig. 7に示した。ここで易分解性成分量は厨芥中の糖質、蛋白質、脂質の和であると考え、後述のTable 3から計10.3g-C(すなわち、初期濃度はごみ層容積あたり0.67mol/l)とした。未分解量は、前述の初期量から流出水及び発生ガスにより排出された炭素量とカラム層内水のTOC + IC量とを差し引いて求めた。後者の値は式(2)により推定した。また、前報の人工ごみカラム実験でのデータも併せてプロットした。

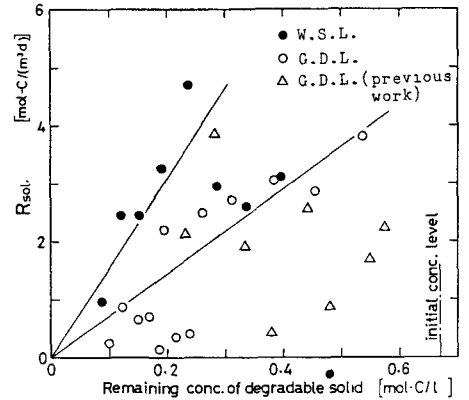


Fig. 7 Relationship between solubilization rate, R_{sol} and remaining conc. of degradable matter

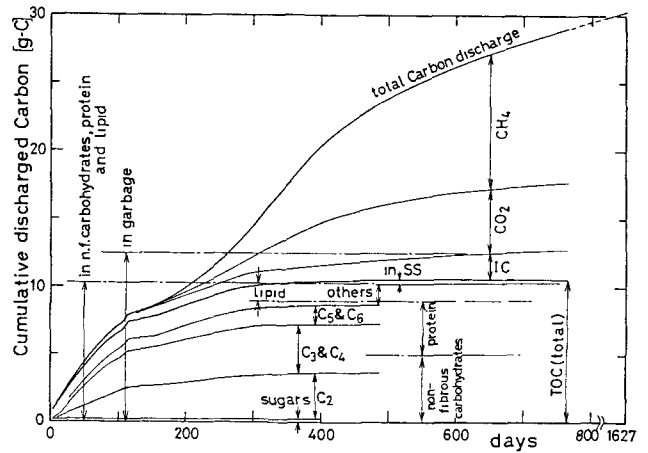


Fig. 8.a Time-variation of cumulative discharged Carbon from W.S.L.

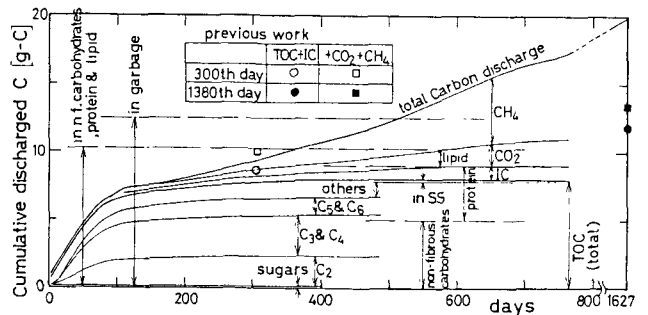


Fig. 8.b Time-variation of cumulative discharged Carbon from G.D.L.

このデータのばらつきは大きいが本報のデータとはほぼ同じオーダーの値となっている。

この図から次のことが結論できる。

11) 埋立当初においては、厨芥中の易分解性成分の可溶化が進行し、その速度はその未分解濃度の1次関数でほぼ表現でき可溶化速度定数 k は、湛水型で $k=0.015\text{ d}^{-1}$ 、湿潤型で $k=0.0073\text{ d}^{-1}$ と求まった。

5. ごみ分解量について

投入されたごみがどの程度分解されたかを炭素量に注目して考察する。ここでは、炭素総排出量と充填ごみ中炭素量との比較を通して考察する。

流出水中のTOC、IC及び発生ガス中の CO_2 、 CH_4 の炭素累積排出量(洗出日の排出量も含めた値)を求め、その経時変化を示したものがFig. 8.a(湛水型)、8.b(湿潤型)である。なお、TOC累積量の内訳も同時に示してある。また、前報¹⁾の人工ごみ(冬型)実験の結果(300日と1380日での値)を同量のごみ量に換算してFig. 8. bに示した。300日目は本報とほぼ同値であり1380日では、メタン生成のあった本実験の方がごみ分解量が多く、前報の約1.6倍となった。

次に、充填ごみ中の諸量を計算してTable 3に示す。厨芥量及びそれに含まれるC量、N量は既報⁴⁾の含水率、C含有量、N含有量を用いて計算した。また、糖質、蛋白質、脂質の量は、充填した各材料の質量から栄養価⁷⁾を用いて積算した。また、これらの三成分中のC、Nへの換算はTable 3の()内の数値を用いた。2つの方法で推定した値がほぼ一致していることから、供給炭素量及び窒素量はほぼこの値程度であると考えてよい。

また、埋立直後の急激な溶出・ガス化がほぼ終了する2日目迄、易分解性成分可溶化からメタン発酵が本格的に始まる152日目迄、及び実験を終了させた1627日目迄の可溶化量を前節と同様に求め、Table 4に示した。また、2日目の洗出し直前までのガス化量(ガス発生量とIC量の和)を()内に示した。

これらの図表から次の結論が得られる。

12) 湛水型は湿潤型よりごみ分解が活発であった。埋立直後の溶出、易分解性成分の可溶化、厨芥以外の固形有機物の可溶化において優っていた。

13) 易分解性成分の可溶化は埋立直後に急激に進み、湛水型でその約2割、湿潤型でその約1.5割が溶出ガス化した。さらに、150日間の可溶化過程で湛水型でさらにその約7割が、湿潤型でさらにその約6割が可溶化された。

次に、Table 2に示した充填量と終了時の残留量とからごみ分解量を炭素量で計算し、Table 5に示した。その結果、

14) 湿潤型で実測炭素総排出量(Table 4またはFig. 8 b)がわずかに小さな値となったが、ほぼ良好

Table 3 Mass, Carbon and Nitrogen weight packed into single column (estimated)

item	weight [g]	Carbon [g]	Nitrogen [g]
refuse	239	62.5*(0.26)	1.8(0.0075)
food wastes	28	12.5 (0.44)	0.8(0.029)
n.f.carbohydrates	12.5	5.0 (0.40)	—
protein	7.5	3.9 (0.52)	1.2(0.16)
lipid	1.8	1.4 (0.77)	—
degradable**	21.8	10.3	1.2
fiber	0.6	0.3 (0.44)	—

Parenthesized value is the assumed coefficient for calculating Carbon or Nitrogen weight.
* except Carbon contained in plastics and rubber
** sum of non-fibrous carbohydrates, protein and lipid

Table 4 Relationship between elapsed time and weight of refuse decomposed

item	W.S.L.			G.D.L.		
	2nd	152th	1627th	2nd	152th	1627th
elapsed time [d]						
refuse decomposed	2.1	9.3	30.2	1.4	7.6	19.9
A [g-C]	(0.46)			(0.46)		
A/degradable* [-]	0.20	0.90	2.9	0.14	0.74	1.9
A/Carbon in food wastes** [-]	—	—	2.4	—	—	1.6

* =10.3 g-C (see Table 3) ** =12.5 g-C (see Table 3)

Table 5 Mass balance of Carbon decomposed

item	W.S.L.	G.D.L.
refuse decomposed (Table 2)	A [g]	84
total mineral discharged*	B [g]	16.3
organic matter decomposed	A-B [g]	67.7
Carbon decomposed E=(A-B)×0.44**	[g]	29.8
Carbon decomposed (Table 4)	F [g]	30.2
ratio E/F	[-]	0.99

* cumulative weight of ignition residue in outflow
** assumed coefficient for calculating Carbon in refuse decomposed

な物質収支がとれた。

15) また、窒素の累積流出量は、流出水中の窒素分の累積量に等しいと考えられる（ごみ中の窒素はガスとして放出されることはない）としてそれを計算すると、湛水型、湿潤型で共に $0.55g-N(K_j-N)$ 、 $0.42 \sim 0.45g-N(NH_4^+-N)$ であり、この流出量は、Table 3 に示した、ごみ又は厨芥中の推定窒素量 0.8 or $1.2g$ の約半量に過ぎない。

6. おわりに

活発なメタン発生を伴う混合ごみ嫌気性埋立層の可溶性汚濁物生成・分解過程を、約 $20^\circ C$ （一時的に最大 $29^\circ C$ ）の温度条件下で湛水型及び湿潤型の2つのケースについて約4.5か年にわたって観測した。これにより、前述の1)～15)の結論・考察が得られた。

この過程を概括すると次のようになる。湛水型と湿潤型との比較では、全体的に、前者でより活発なごみ分解が生じた。しかし、その時間的経過は極めてよく似ていた。埋立直後（2日間）に、 CO_2 、 H_2 を生成する急激な溶出、ガス化過程があり、易分解性成分（糖質、蛋白質、脂質）の約2割（湛水型）、約1.5割（湿潤型）が可溶化した。次にメタン発酵が本格的に始まる迄に、易分解性成分のさらに約7割（湛水型）、約6割（湿潤型）が可溶化すると考えられ、この可溶化過程の反応速度は易分解性成分未分解濃度に関する1次反応でほぼ表現できた。また、この可溶化過程のTOC 転化率は大きく、可溶化物の大部分は揮発性有機酸であった。さらに、メタン発酵過程は消化槽汚泥の投入、pHの上昇、還元雰囲気再増進などの外部要因にも原因して始まったと思われ、活発なメタン発酵が約600日にわたって持続した。メタン発酵過程では厨芥以外の固形有機物の加水分解が律速となっていると思われ、全分解ごみ量は炭素量で見ると、厨芥量の約3倍（湛水型）、約2倍（湿潤型）に達した。活発なメタン発酵が終了する頃には、流出水中のBOD濃度は $10mg/l$ のレベルとなり、その後のガス発生は極めてゆるやかなものとなった。

本論文の一部は第39回土木学会年次講演会で口頭発表した⁸⁾。最後に、本研究に協力していただいた当講座松尾孝之技官および当学科卒業生竹中弘幸君に深く感謝致します。

引用文献

- 1) 田中信寿、神山桂一；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。土木学会論文集、第381号／I1-7, 217/225, 1987年5月
- 2) 田中信寿、神山桂一、中田昌則、竹中弘幸；都市廃棄物堆積層におけるメタン生成について—下水消化槽汚泥植種の効果—、第33回廃棄物処理対策全国協議会講演集、88/81, 1982年11月
- 3) 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侵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、37/47, 1986年
- 4) 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、136/145, 1983年
- 5) 日本下水道協会；下水試験方法—1974年版—、pp507, 1974年
- 6) 日本分析化学会北海道支部編；水の分析、化学同人、pp417, 1981年
- 7) 香川競監督；四訂食品成分表、女子栄養大学出版部、pp353, 1983年
- 8) 田中信寿、神山桂一、竹中弘幸；廃棄物嫌気性埋立層からの汚濁物発生機構について（第4報）湛水層と通気層における汚濁物発生分解量の経時変化に関する実験的比較、第39回土木学会年次講演会講演概要集、第2部、956/960, 1984年10月

Nomenclature

C	:concentration of pollutant in effluent	[mg/l]
$\bar{C}$	:average conc. of pollutant in water of refuse layer just after water outflow	
G.D.L.	:abbreviation of gravitationally dewatered layer	
k	:reaction rate constant of solubilization of organic solid	[d ⁻¹]
Q	:volume of water injected into column	[l]
R	:average reaction rate per volume of refuse layer, $RV=RV_1$	[mol/(m ³ d)]
$\bar{R}$	:average reaction rate per volume of water in layer or column	[mol/(m ³ d)]
R _g	:gas production rate per refuse layer volume	[mol/(m ³ d)]
R _{kj-N} , R _{ic} , R _{roc}	: k_j-N , IC , TOC production rate (net) per refuse layer volume	[mol/(m ³ d)]
R _{sol}	:solubilization rate (net) of organic solid per refuse layer volume, estimated as the sum of R_{roc} , R_{ic} , R_g , but don't consider biomass production rate	[mol/(m ³ d)]
V	:volume of water in refuse layer or column	[l]
V ₁	:volume of refuse layer	[l]
W.S.L.	:abbreviation of water saturated layer	
α	:washout ratio, defined in Eq.(2)	[-]
Δt	:time interval of water injection	[d]
subscript		
i	:component (pollutant)	
j	:number of water injection	
r	:reactive component	
s	:non-reactive component	