

(45) 物質収支からみた準好気性埋立における汚濁物質の質変換

QUALITY CONVERSION OF POLLUTANTS IN SEMI-AEROBIC LANDFILL
LAYERS IN TERMS OF MASS BALANCE

朴 祥徹*, 楠田 哲也*, 島岡 隆行**, 花嶋 正孝**
Sangchul PARK*, Tetsuya KUSUDA*, Takayuki SHIMAOKA**, Masataka HANASHIMA**

ABSTRACT ; Quality conversion of pollutants in landfill layers was studied through a four year experiment with three semi-aerobic landfill model lysimeters in each of which different landfilling method was adopted. T-N cumulative leaching amount in leachate for 4years reached 37g/t to 84g/t, and TOC 156g/t to 241g/t. Landfill layers become more aerobic with higher air permeability in the layers, so that the T-N leaching amount could be decreased by 45% with improving landfill layers to be aerobic, and TOC by 55%. Leaching amounts of Cl⁻, Na and K were 60-70% of the Total Solids. On the other hands, leaching amounts of heavy metals in each lysimeter showed less than 0.1% of the total contents in the solid waste. Decrease in the wastes for 4years was less than 3% (23kg/t to 29kg/t), 53-68% of which was due to leaching and 32-47% due to gasification. Consequently, by improving landfill layers to be aerobic, the leaching amount of organic pollutants decreases and the gasified amount increases.

KEY WORDS ; Solid waste, Landfill, Lysimeter, Mass balance, Quality conversion.

1. はじめに

廃棄物埋立層そのものに有機物や無機態窒素からなる汚濁物質を浄化することが明らかにされて以来^{1), 2)}, 埋立地の早期安定化をめざした埋立構造の改善により, 廃棄物層内の汚濁物質の分解促進³⁾ や, 浸出水による汚濁物質流出の抑制が工夫されている。特に, 日本では空気を埋立地内部へできるだけ侵入させる準好気性埋立構造の採用により, 埋立地における汚濁物質の分解の促進が計られている。

準好気性埋立に関する既往の研究では, 浸出水の性状やその経時変化に重点がおかれ, 廃棄物層内で生じる汚濁物質の質変換現象及びその浄化機構⁴⁾ に関して未だ触れられていない部分が多い。近年, 廃棄物の総排出量の約7割が焼却処理されるようになり, 埋立てられる廃棄物の主体が従来の生ごみから焼却残渣になっている。しかし, 未だ有機物による汚濁が問題となる場合が少なくなく⁵⁾, 準好気性埋立の廃棄物層内における汚濁物質の質変換機構の解明が求められている。

筆者らは, 廃棄物層内における汚濁成分の挙動と汚濁物質の質変換機構を明らかにすることを目的として, ガス抜き設備や通気性の大きい中間覆土層を設けるなど埋立工法が異なる準好気性埋立模型槽による実験的検討を続けて来た。前報⁶⁾ では, 埋立て後600日間で得られた知見に基づき, 有機汚濁成分の流出量は廃棄物層内へ酸素侵入が促進されるほど低減することと廃棄物層の浸出水集排水管近傍では有機及び無機汚濁成分の浄化能力が大きいことを報告した。

本報では, まず, 前報以降, 約4年間(1560日)にわたる測定結果について考察する。次に, 埋立模型槽から埋立廃棄物を回収し, 回収廃棄物の分析結果を初期充填物の分析結果と比較することにより, 従来系外に排出されるガスの組成及び浸出水の水質より推定されていた汚濁物質の質変換を論理的に説明できるようにする。さらに, 物質収支に基づき汚濁物質の質変換機構について検討を加える。

* 九州大学工学部建設都市工学科 (Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering Kyushu University)

** 福岡大学工学部土木工学科 (Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering Fukuoka University)

2. 発生ガス及び浸出水の挙動

1) 実験条件及び分析方法

実験には、Fig. 1に示す3槽の二次元埋立模型槽（A～C槽）を用いた。各槽の形状は異なるが、廃棄物層（廃棄物充填部分）の体積はいずれも等しい。構造上の特徴として、A槽は浸出水集排水管のみを有した埋立地を、B槽は豎形ガス抜き設備を有した埋立地を模擬している。さらに、C槽は廃棄物層の中間部に通気性が大きい覆土層をもつ埋立地を想定している。いずれも準好気性埋立を想定したものである。なお、浸出水集排水管やガス通気管（層）の被覆材として、転炉スラグを有効利用している。以下では、埋立模型槽を埋立槽、スラグ部分をスラグ層、廃棄物が充填されている部分を廃棄物層と呼ぶことにする。

充填廃棄物は、福岡市の焼却工場から採取した焼却灰、不燃性ごみ（不燃ごみとして収集された廃棄物を破砕し、可燃性ごみと有価物を除去したもの）及び都市ごみコンポストを各々湿潤質量割合で70:15:15に混合した調整ごみである。廃棄物の充填時に、所定の位置にガス採取用の注射針及び浸透水を採水するための受け皿を埋設した。Table 1に充填条件を示す。

充填時の廃棄物（以下、充填廃棄物と呼ぶ）の物理・化学的性状の試験法は以下のとおりである。粒度試験は土質試験法に準じ、組成分析では10組成に分割した。溶出

試験は環境庁公示第13号に準拠し、得られた各成分の濃度より廃棄物乾量当たりの溶出量を算出し、これを溶出可能量とした。全分解試験では硝酸、過塩素酸で前処理したものを原子吸光光度計を用いて金属成分の濃度を測定し、金属成分の初期含有量を求めた。強熱減量（1L）は600℃で2時間灼熱後の消失分とし、初期の有機物量を算出した。C、Nの分析にはCNコードを用いた。

埋立廃棄物の経時的な質変換特性を把握するために廃棄物層内のガス組成、浸透水及び浸出水の水質分析を定期的に行った。ガス分析ではO₂、N₂、CH₄、CO₂を対象とした。浸透水及び浸出水のpH、EC、Eh測定は電極法によった。Cl⁻、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Fe²⁺、Mn²⁺、Cu²⁺、Zn²⁺、Pb²⁺、Cr³⁺、Cd²⁺の分析には原液を、TOC [=TC-IC]、T-N、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-Nについては原液を0.45 μmメンブランフィルターで吸引ろ過したる液を用いた。金属成分の分析には原子吸光光度計を用い、それ以外の分析は下水試験方法に準じた。詳細については前報⁶⁾を参照されたい。

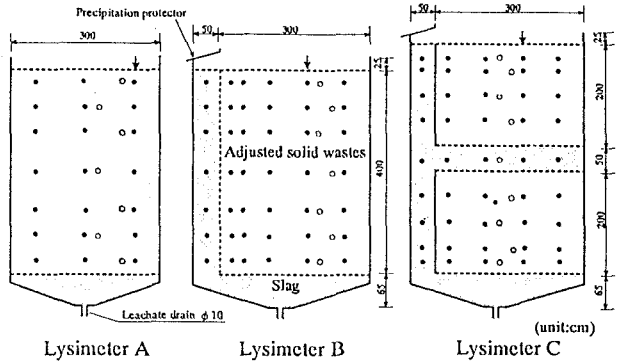


Fig.1 Experimental lysimeters, ● : Gas sampling and temperature measuring ports, ○ : Leachate withdrawal tubes, □ : Slag Layer. Slag used is converter slag from steel industry.

Table 1 Experimental conditions

Items	Lysimeter		
	A	B	C
Landfill Type	Semi-aerobic		
Percentage of adjusted solid wastes by mass (%) [*]	Incineration ash	74.4	
	Crushed solid waste	15.7	
	Compost	9.9	
Mass of adjusted solid wastes (kg) [*]	5398	5444	5396
Mass of slag (kg) [*]	863	3062	4680
Wet bulk density (kg/m ³)	1220	1220	1210
Bulk density (kg/m ³) [*]	920	930	920
Moisture content (%)	24.0	24.1	24.2
Ignition loss at 600℃(%)	13.3	13.3	13.3
C / N ratio of wastes	28.4 (C=8.65%, N=0.30%)		

^{*} : Dry weight basis.

2) 埋立槽内のガス組成分布

始めに、埋立槽内におけるガス組成分布より、廃棄物層内の汚濁物質が準好気性埋立においてどのような質変換を受けるか、また埋立工法によって質変換の度合いがどのように異なるかについて考察する。Fig. 2に各槽における O_2 、 CO_2 及び CH_4 濃度及び外気温の経時変化を示す。図中に示している濃度分布は浸透水採取点の列に隣接しているガス採取点(Fig. 1の矢印で示す列の採取点)での結果を示している。

まず、 O_2 を見ると、槽によらず表層部直下及び浸出水集排水管近傍の下層部において O_2 濃度が急激に低下しており、表面及び底部の浸出水集排水管から侵入した酸素が狭い領域で消費されていることが分かる。有機物分解の進行に伴って酸素の消費速度が小さくなり、その結果として層内の O_2 濃度が高くなり、酸素の侵入深さが大きくなっていく様子がうかがえる。槽別に見ると、A槽で O_2 濃度が最も低く、C槽で最も高くなっており、埋立工法により侵入する酸素量が異なっていることが分かる。

次に、 CO_2 は CH_4 より発生が早く、埋立て後52日目から濃度が高くなっている。冬季の250日目～308日目(12月27日～2月23日)にはほとんど発生が見られず、春先にかけて(308日目以降)再び高くなり、その後徐々に低くなる傾向を示している。槽別に見ると、 O_2 濃度が低いA槽での CO_2 濃度が最も高く、C槽が最も低くなっている。

最後に、 CH_4 をみると、埋立て後50日目から発生が見られ、濃度の増加は緩慢であった。A、B槽の中央部付近で埋立て後157日目において、 CH_4 濃度が高くなっている。

埋立槽では、有機物の分解が盛んとなる埋立て後2年の間嫌氣的領域が広がり、その後時間経過とともに好氣的領域が拡大している。また、生物活性は外気温の影響を受けるためガス濃度も変化するが、その影響は時間の経過とともに小さくなっている。埋立槽の通気性が大きいと、酸素の分子拡散及び移流による侵入量が多くなりその結果、槽内が好気性になる⁷⁾とともに、発生ガスの移動も速くな

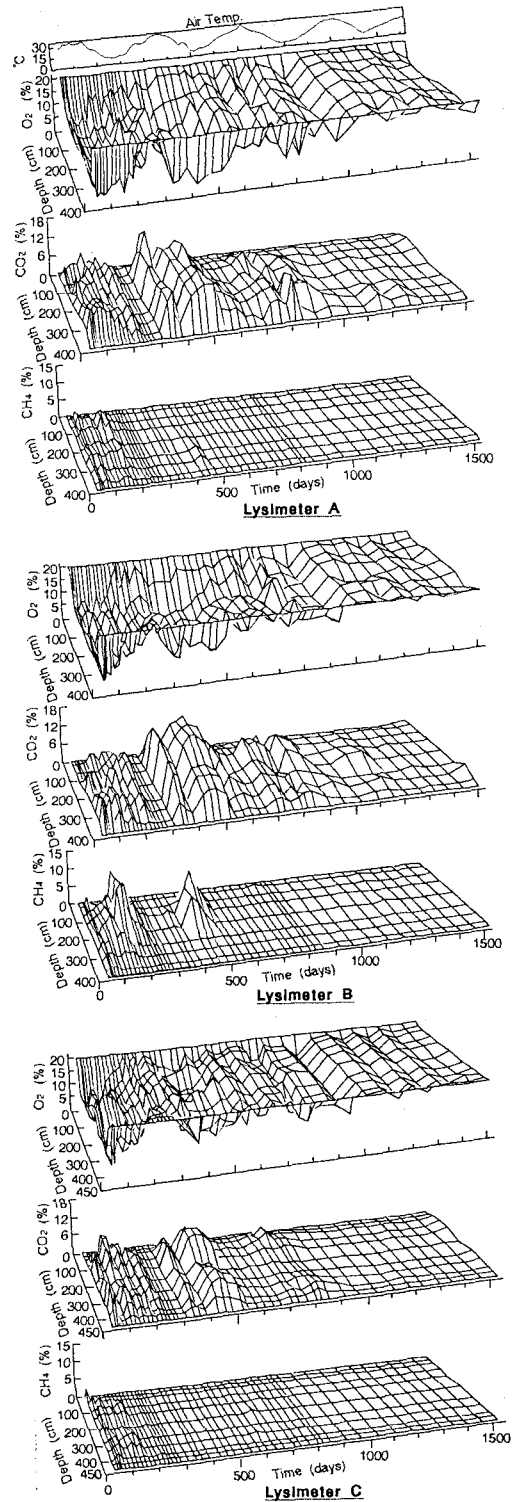


Fig.2 Gas composition profiles of O_2 , CH_4 , and CO_2 in lysimeters

る。このため層内の発生ガスそのものの濃度も低下する。以上のことから、埋立工法の工夫により廃棄物と酸素との接触を大きくすると、有機物の好気性分解をより促進でき、埋立地の安定化が早期に可能となることが分かる。

3) 浸出水の発生特性

Fig. 3に各槽の累加浸出水量を降雨量とともに示す。実験期間中のスラグを含めない充填廃棄物の乾量当たりの累加浸出水量はA槽が1239 L/t, B槽が1086 L/t, C槽が1066 L/tとなった。累加降雨量1870 L/tに対する浸出率(=累加浸出水量/累加降雨量×100)はA槽が66.3%と最も高く、B槽58.1%, C槽57.1%となっている。なお、降雨直後のスラグ層での保水率は0.8%程度であるので、B, C槽におけるスラグ部分での保水量は、廃棄物層に較べて無視しえるほど小さい。ここでは、スラグ層が存在して、埋立槽内の通気性が大きくなるほど浸出水の発生量が少なくなっている。この理由としては、埋立槽内の通気性の増加により廃棄物層内が好気的になるほど、有機物の分解熱の発生が多い好気性分解領域が拡大して層内温度が高くなり⁶⁾、その結果蒸発量に差が生じることによって考えられる。

4) 浸出水による汚濁成分の流出特性

有機汚濁の指標としてTOC、T-Nを、無機汚濁の指標として廃棄物中での含有率が高いCaと、重金属の有害性を考慮してZn, Cd, Pbを取り上げ、汚濁成分の流出特性を考察する。他の無機成分については前報⁶⁾を参考されたい。まず、浸出水のpHの経時変化をFig. 4に示す。埋立後37日目に浸出水のpHはA槽で8.7, B槽で9.3, C槽で9.6を示した後、実験終了までA槽で7.5~9.0, B槽で8.5~9.5, C槽で9.0~10.0の幅で変動した。また、pHの変動は時間の経過とともに小さくなる傾向にあった。さらに、一時的なpHの大きな低下が夏期に生じた。これは外気温の上昇に伴い嫌気性分解が盛んとなり酸の生成量とCO₂の発生量が増加し、その結果pHが低下したためと考えられる。

次に、浸出水のTOC、T-Nの濃度及び累加流出量の経時変化をFig. 5に示す。浸出水のTOC濃度は、埋立て直後の56日目に各槽とも最高値を示したが、1年の間に急速に低下し、その後は数十mg/Lという低い値で推移し、経年的な濃度変化はほとんど見られなくなった。実験期間中の廃棄物乾量当たりの累加流出量は、A槽で241g/t, B槽で163g/t, C槽で156g/tと槽により大きな差が認められた。累加流出量の槽間の差は埋立て初期に生じており、初期100日間におけるA槽のTOC流出量は他槽より2~3倍大きくなっている。この原因は、TOCの累加流出量が初期を除いてほぼ同じ傾向で推移していることから分かるように浸出水量の差よりは初期のTOC濃度の差にある。A槽では浸透水の酸化還元電位⁶⁾からみると廃棄物層内は弱還元雰囲気になっていた。このため、有機物の分解が緩慢となって流出量が多目になっている。B槽やC槽では廃棄物層内が酸化雰囲気になり有機物の生物分解によるガス化量が多くなるため流出量が少なくなっており、有機物の分解の進行とともにその差は減少すると考えられる。

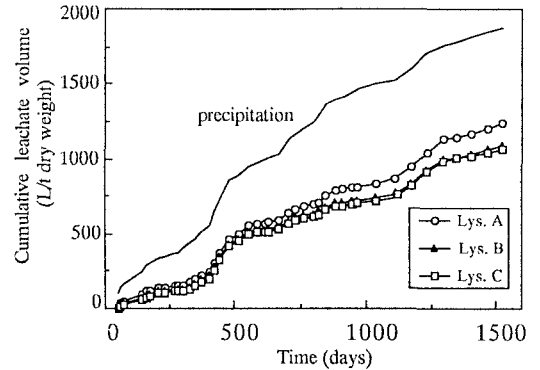


Fig.3 Leaching volume with time

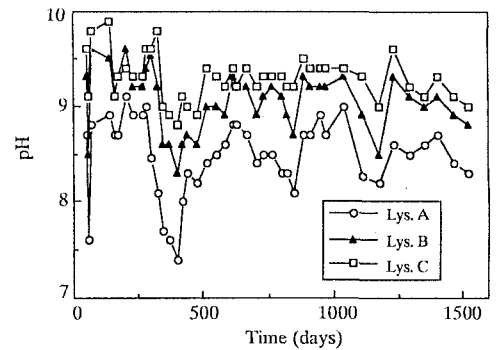


Fig.4 Leachate pH with time

T-N濃度はA槽が最も高く、しかもTOC濃度より変動が大きく、各槽における濃度の差が明瞭に見られた。廃棄物乾量当たりのT-Nの累加流出量はA槽83.8g/t、B槽49.6g/t、C槽36.7g/tであり、C槽はA槽の約55%であった。T-Nの累加流出量に差が生じたのは、気温の高くなる時期（ここでは埋立て後365日目前後）である。この理由は以下のように考えられる。A槽のように、廃棄物層内がもともと還元的な雰囲気のところでは、気温の上昇とともに有機物の加水分解が進行し脱アミノ反応により $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が蓄積する一方で、有機酸の蓄積によりpHの低下が生じる（Fig.4参照）。pHが硝化菌にとっての最適領域に入っていくと、硝化が生じ、合わせて脱窒も進行し、T-N濃度は夏場に向けて急速に低下することになる。

Fig. 6に示すCa濃度の経時変化を見ると、pHが低下することによって濃度が高くなった一時期（硝化が進行した時期）を除いて、100mg/L以下で推移している。Zn濃度は、A槽は一時的に濃度が高くなる傾向を示したが、実験期間を通じて0.4mg/L以下であった。Cd濃度は0.05mg/L以下であり、埋立て後2～3年目において流出しやすくなる傾向が見られた。また、C槽でその濃度が高くなる傾向が見られた。

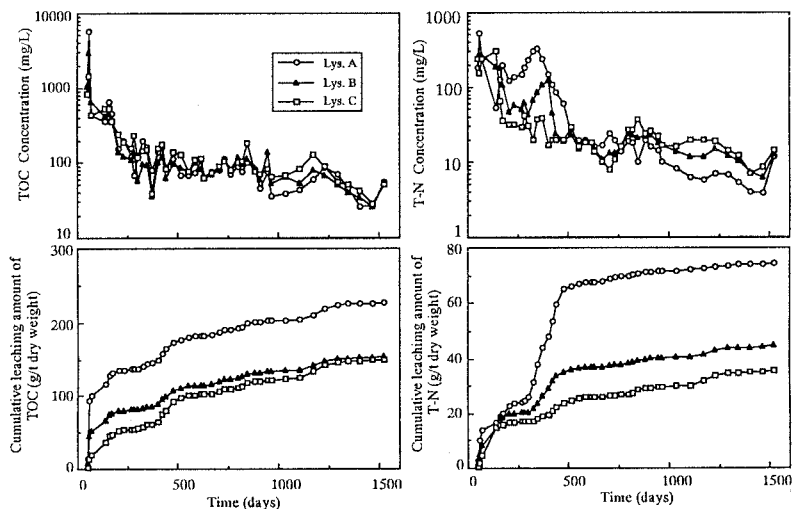


Fig.5 Leachate concentrations and accumulated leaching amounts of TOC and T-N with time

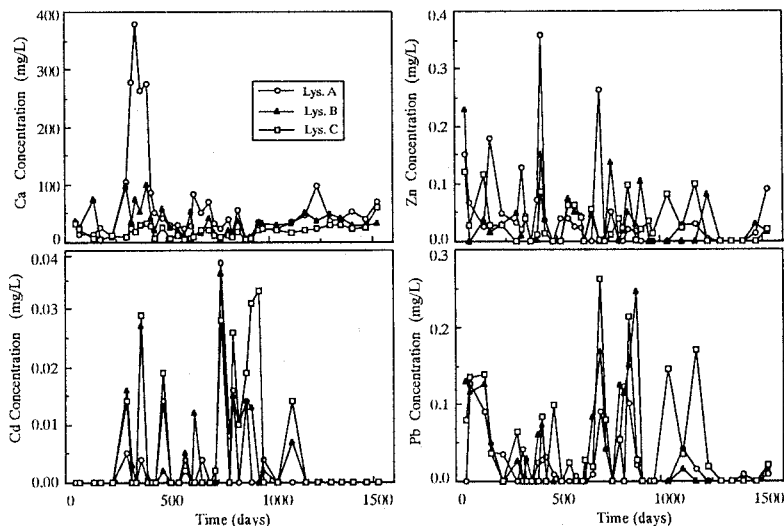


Fig.6 Leachate concentrations of Ca, Zn, Cd and Pb with time

Table 2 Leaching amount and ratio of pollutants for 4years

Components	Content (g/t)	Lysimeter A		Lysimeter B		Lysimeter C	
		Leaching amount (g/t) (Leaching ratio (%))	Leaching amount /TS (%)	Leaching amount (g/t) (Leaching ratio (%))	Leaching amount /TS (%)	Leaching amount (g/t) (Leaching ratio (%))	Leaching amount /TS (%)
TS	-	10700	100	9518	100	9350	100
VS	-	1310	12	1242	13	930	9.9
T-N	-	84	0.78	50	0.52	37	0.39
NH ₄ -N	-	16	0.15	7.0	0.07	4.1	0.04
NO ₂ -N	-	0.90	0.01	0.81	0.01	0.63	0.01
NO ₃ -N	-	28	0.27	22	0.23	18	0.19
TC	-	708	6.6	488	5.1	312	3.3
TOC	-	241	2.3	163	1.7	156	1.7
IC	-	467	4.4	325	3.4	293	3.1
COD _{Cr}	-	649	6.1	528	5.6	482	5.2
Cl ⁻	-	3360	31	3320	35	3060	33
Cd	2.2	0.003(0.13)	0.00003	0.002(0.11)	0.00002	0.005(0.21)	0.00005
Cr	296	0.02(0.007)	0.0002	0.041(0.01)	0.0004	0.03(0.01)	0.0003
Cu	17078	0.18(0.001)	0.002	0.28(0.002)	0.003	0.05(0.0003)	0.0005
Fe	42373	0.58(0.001)	0.005	0.73(0.002)	0.008	1.3(0.003)	0.014
K	4011	1379(34.4)	13	1491(37)	16	1708(43)	18
Mn	755	0.10(0.013)	0.0009	0.07(0.01)	0.0007	0.07(0.01)	0.0008
Na	3192	1583(49.6)	15	1544(48)	16	1725(54)	18
Pb	882	0.04(0.005)	0.0004	0.05(0.01)	0.0005	0.07(0.01)	0.0008
Zn	4355	0.07(0.002)	0.0007	0.04(0.001)	0.0004	0.04(0.001)	0.0005
Ca	20123	79.0(0.39)	0.74	41.1(0.20)	0.43	21(0.11)	0.23
Total		7193	67.2	6934	72.9	6865	73.4

Total is summation of the masses of T-N, TC, Cl, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Na, Pb, Zn and Ca.

Pb濃度は実験期間中0.3mg/L以下であったが、一時的に濃度が高くなることがあった。以上のように重金属成分は浸出水中に低濃度で流出するが、成分により流出傾向が異なった。一般的には、重金属成分は酸化雰囲気で炭酸塩を、還元雰囲気では硫化物を生成やすくし、浸出水中にあまり流出しないと言われている。しかし、各槽とも浸透水の酸化還元電位は100mV以下になることはあまりなかったもので、硫化物としての沈殿は生じず、炭酸塩として不溶化したものがpHの低下などによって浸出水中に流出した可能性が十分ある。

次に、浸出水とともに流出した汚濁成分を定量的に把握する。Table 2に埋立廃棄物中の各汚濁成分の累加流出量及び流出率（＝累加流出量／初期含有量×100）を、全固形物（TS）の流出量に対する各汚濁成分の流出率（＝各成分の累加流出量／TSの累加流出量×100）とともに示す。実験期間中における廃棄物乾量当たりのTSの累加流出量は、A槽が10.7kg/t、B槽が9.5kg/t、C槽が9.4kg/tであった。このTSの累加流出量に対する各汚濁成分の累加流出量の合計の割合は、A、B、C槽各々67.2%、72.9%、73.4%を示した。そのうちClが31～35%を占め、最も溶出しやすい成分となっている。Na、Kの流出率が次いで大きい。これらの3成分だけでTSの60～70%を占めることから、Cl、Na、Kは流出主成分であることが分かる。これに対し、Ca成分の流出率は各槽とも1%以下と含有量が多いにもかかわらずあまり流出していない。さらに、重金属成分の流出量は、各槽とも含有量の0.1%以下と極めて低くなっている。これらのことから、焼却残渣の主体の埋立廃棄物層では浸透水中に重金属成分が高濃度で検出される場合があっても⁹⁾、廃棄物層内で物理化学反応による不溶性化合物の形成、廃棄物粒子への吸着及び生物反応に伴う重金属成分の錯体形成などによって浸出水中にあまり流出しないものと考えられる。

3. 埋立廃棄物の性状変化による質変換の把握

廃棄物の埋立てから4年を経過した時点において、廃棄物層内のガス組成及び水質に変化がほとんど見

られなくなり、廃棄物の分解が緩慢となり安定化したと判断された。そこで、前節で述べたことを確認するために埋立廃棄物を回収し、分析した。本節ではその結果をもとに、充填時と回収時の廃棄物（以下、回収廃棄物と呼ぶ）の性状を比較する。ここでは、埋立廃棄物の物理的性状変化として粒度分布と組成、汚濁物質の質変換として有機物（IL, C/N）及び無機物（Ca, Zn, Cd, Pb）について考察する。

1) 埋立廃棄物の回収方法及び分析方法

埋立てられていた廃棄物を掘り起こし、全量計量した。深さ方向に一定の間隔でサンプリングし、分析試料とした。室温で1週間乾燥したものを風乾試料とし、105℃で3日間乾燥したものを乾燥試料とした。試料の分析項目及び手順をFig. 7に示す。なお、試料の分析方法は充填廃棄物と同様である。

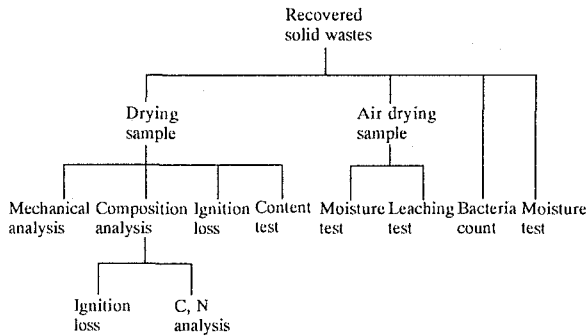


Fig.7 Analysis procedure of recovered solid wastes

2) 埋立廃棄物の物理的性状変化

廃棄物層内では降雨の浸入による浸透水の流下に伴い汚濁物質が溶解・溶出し、さらに物理化学的反応や生物反応によって質変換を受ける。このようなことにより、埋立廃棄物そのものの物理的性状が変化する。ここでは、廃棄物の粒度及び組成変化について考察する。Fig. 8に充填及び回収廃棄物の粒度分布を示す。充填廃棄物の粒径は2.0～19.52mmのものが全体の70%程度であったが、回収廃棄物では各槽ともに埋立深さが深くなるに連れ大粒径になる傾向を示した。実際の埋立地を対象とした、大迫らの結果⁹⁾も同様な傾向になっている。粗粒化の原因として、浸透水の流下に伴う微粒子の移動、下層部における生物の活発な代謝活動による団粒の形成⁹⁾及び埋立廃棄物から溶出した無機汚濁成分の下層部における不溶化などが考えられる。

次に、充填及び回収廃棄物の組成をFig. 9に示す。可燃性ごみであるプラスチック、布、紙、綿、草木の組成は、充填時に約25%を占めていたが、回収廃棄物中では各槽

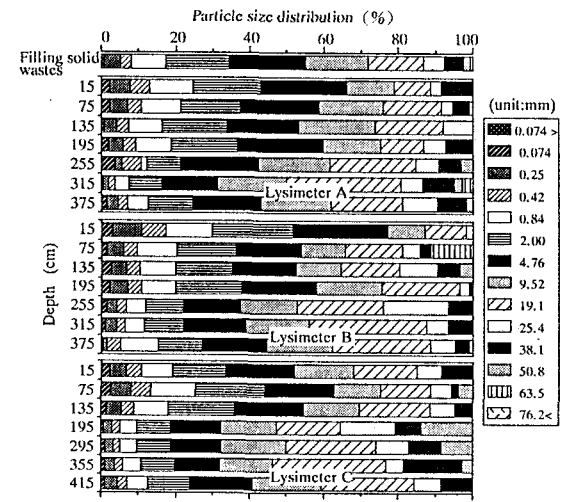


Fig.8 Particle size distributions of filling and recovered solid wastes

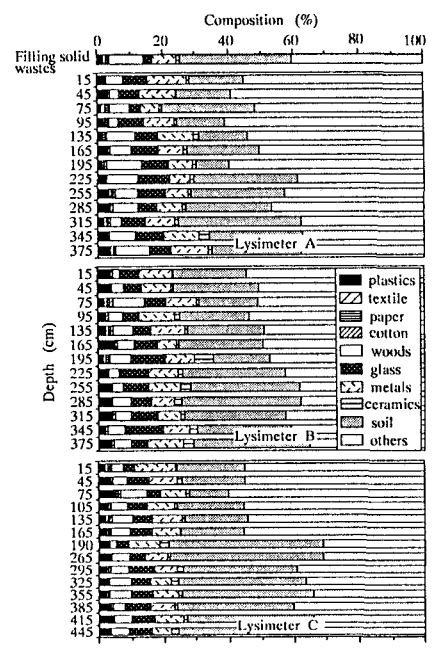


Fig.9 Compositions of filling and recovered solid wastes

とも紙、綿などの組成割合が少なくなった。土砂類とその他のもの（5mm以下の雑物）の合計の組成割合は、各槽とも75%程度であった。しかし、深さ方向にその他のものの割合が少なくなっている反面、土砂類の割合が多くなっている。これは下層部ほど大粒径のものが占める割合が多くなることに起因している。

3) 埋立廃棄物中の有機物の質変換

充填及び回収廃棄物の有機物量（IL）及びC/N比の深さ方向の分布をFig. 10に示す。充填廃棄物中の初期有機物量は13%前後の値であったが、埋立て後4年を経過した時点では全層にわたって充填時の値より小さくなった。また、有機物含有率の平均値はA槽で10.7%、B槽で10.3%、C槽で10.1%を示し、槽間の差はあまり認められなかった。浸出水のTOC濃度は埋立て1年目以降には各槽で差がないことから、生物易分解性の有機物の大半は1年以内に分解されたと考えられる。一方、有機物量の廃棄物層内の分布を見ると、B、C槽表層部及び浸出水集排水管近傍の下層部で低い値を示す傾向が見られたが、A槽でそのような傾向は認められなかった。

C/N比は充填時に28.8を示していたものが、回収時にはA槽13.1、B槽11.9、C槽11.3であった。

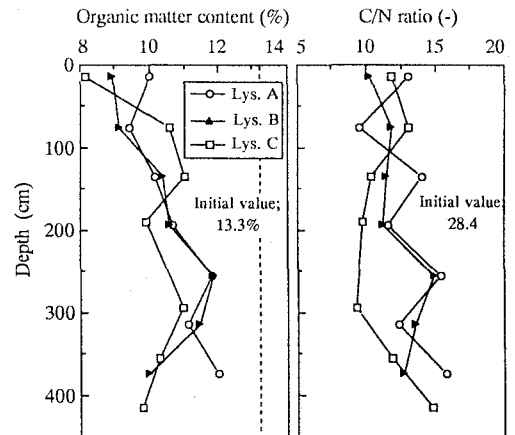


Fig.10 Organic matter content and C/N ratio profiles

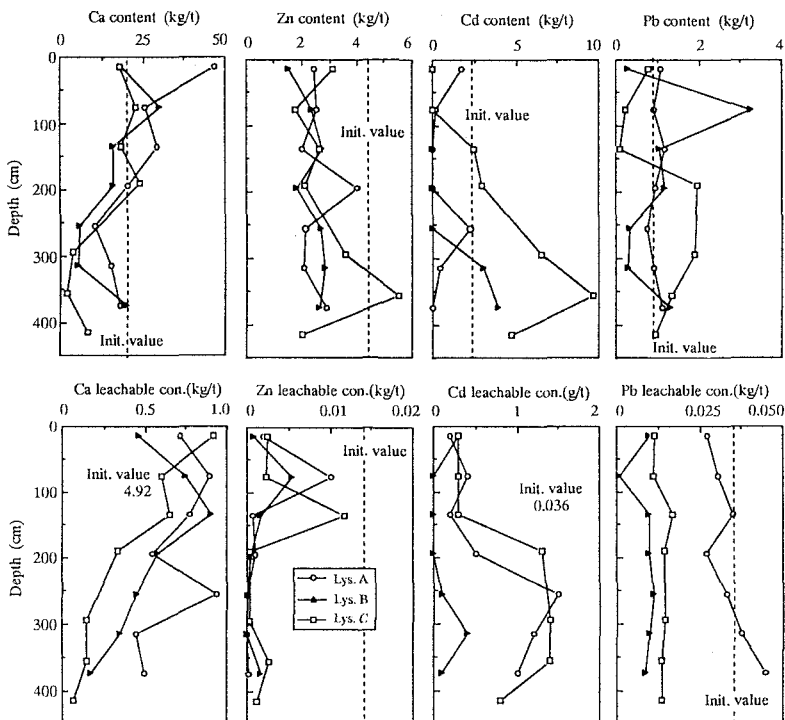


Fig.11 Total and leachable content profiles of Ca, Zn, Cd and Pb

A槽が他槽より若干高く、C槽がやや低かった。なお、C/N比は一般土壌の値8~10⁹⁾に近くなっており、有機物の分解に伴い埋立廃棄物は土壌のような性状に徐々に近づいていることがうかがえる。

4) 埋立廃棄物中の無機物の質変換

2.の4)で述べたCa, Zn, Cd及びPbについて、回収廃棄物の含有量及び溶出可能量を充填時と比較することにより、無機物の質変換について考察する。

Fig. 11に示すCaの回収廃棄物中の含有量は充填時に比べかなり異なっている。上層部では若干高く、それより以深では顕著に減少しているが、浸出水集排水管近傍ではあまり減少していない。一方、Caの溶出可能量は、各槽ともに充填時の値に比べてかなり小さくなり、しかも埋立深さが深くなるにつれ少なくなっている。その傾向はB, C槽において明瞭に認められた。廃棄物中のCaは廃棄物層内の浸透水に主にCa(OH)₂の形態で溶出し、廃棄物層内に存在するCO₂ガスと反応し、溶解度が小さいCaCO₃として層内に留まることが考えられる。その傾向はCO₂発生が多い下層部ほど生じやすいことが読み取れる。そのため、浸出水中には比較的低い濃度で流出すると考えられる。

Znの含有量は各槽とも充填時より低くなっているが、逆にC槽の下層部では多くなっている。また、Znの溶出可能量は各槽とも廃棄物層全体において充填時より少なくなっている。特に廃棄物層の中・下層部において小さくなっている。中層部付近において浸透水中のZn濃度が比較的高い濃度を示した⁶⁾ことから、Znは還元的雰囲気中で溶出しやすいものと考えられる。Cdの回収廃棄物中の含有量は、A槽では全層において減少傾向にあったが、B, C槽では増加している部分もあった。一方、Cdの溶出可能量は、A槽、C槽において充填時に比べ大きくなっている部分があり、他の成分では充填時に比べ減少した傾向を示したのと異なる傾向を示した。最後に、Pbでは、回収廃棄物中の含有量は充填時より増加あるいは減少している部分が混在しているため、槽間の差違がはっきりとは分からなかった。

このように廃棄物層内における金属成分の質変換を把握することは容易ではない。廃棄物層内においては複雑で多段の反応が存在するため、今後さらに研究を継続する予定である。

4. 物質収支による汚濁物質の質変換特性

本節では埋立て約4年間にわたる埋立廃棄物の質量変化を把握するためにそれぞれの収支を求めた。また、それらをもとに、Cl⁻, Na, Kの物質収支も求めた。

1) 物質収支の算出方法

物質収支を以下のような前提で算出した。①埋立廃棄物の質量変化は充填時と回収時の乾量の差から計算できる。②スラグからの汚濁成分の溶出はほとんどない¹⁰⁾ことから、収支計算ではスラグの減少量を無視することにし、全乾質量の差を廃棄物の減少量とみなして収支をとってさしつかえない。③廃棄物の減少量は、浸出水への汚濁成分の流出量とガス化量の和に等しい。④浸出水への汚濁成分の流出量はTSの累加流出量に等しいとみなしうる。

以上に基づくと、物質収支式は次のように表わされる。

$$\Delta W = W_i - W_e \quad (1)$$

$$\Delta W_j = W_{ij} - W_{ej} \quad (2)$$

$$\Delta W_j' = \int_0^T C_j' dq + \int_0^T C_j^g dV \quad (3)$$

$$\theta_j = \frac{\Delta W_j}{\Delta W_j'} \quad (4)$$

ここで、W：廃棄物乾質量、q：浸出水量、C：汚濁成分の濃度、V：ガス発生量、 Δ ：変化量、 ΔW ：流出汚濁成分の累加質量、 θ ：流出汚濁成分の累加質量に対する充填時と回収時におけるその汚濁成分の質量差の比、l：浸出水、g：ガス、i：充填時、e：回収時、j：汚濁成分である。

さらに、各汚濁成分の物質収支を、(2)、(3) 式から求め、合わせてその比も求めた。その結果、比較的流出量が少ない（流出率として約10%以下）成分については収支が全く取れなかった。その理由として、流出量が少ない成分は濃度測定時に検出限界以下となる場合があること、含有量の測定に際し廃棄物の粒径が大きいくことから試料の代表性が得にくいことや含有量の測定ではほとんどの金属成分が原液を数百倍まで希釈することから測定誤差及び実験誤差が大きな影響を及ぼしていることが挙げられる。このため、ここでは汚濁成分の収支を、流出率の高いCl⁻、Na、Kのみについて求めている。

2) 埋立廃棄物の物質収支

Table 3に廃棄物の質量変化を示す。まず、約4年間の埋立てによる廃棄物乾量当たりの減少量（ ΔW ）はA、B、C槽各々23.0、25.7、28.9kg/tであった。減少率（ $= \Delta W / W_i \times 100$ ）は各槽ともに3%以下で、槽間の差はあまり見られなかった。焼却残渣を用いた嫌気性埋立実験における4年間の物質減少率は2.3%と報告¹¹⁾されており、本研究においても同程度の値が得られた。この埋立廃棄物の減少量のうち、浸出水により固形物として流出（Table 2参照）したものの割合（ $= TS / \Delta W \times 100$ ）はA、B、C槽各々47、37、32%であった。この割合のうち有機汚濁成分は、A、B、C槽各々5.7、4.8、3.2%であり、無機汚濁成分は残りの、A、B、C槽各々41、32、29%であった。ガス化率はA、B、C槽各々53、63、68%であった（Fig. 12参照）。なお、本研究ではガス化率を期間中の廃棄物の減少量から浸出水とともに流出したものを差し引いたもの

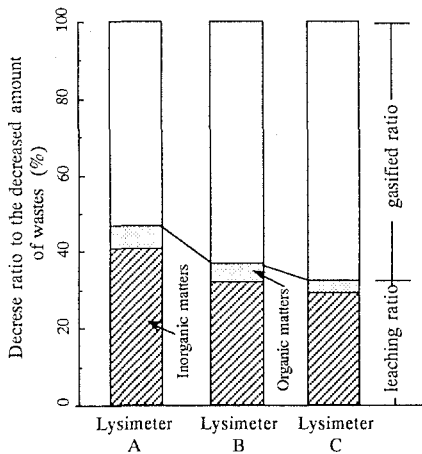


Fig. 12 Decrease ratio of the decreased amount of wastes

Table 3 Mass balance of solid wastes in lysimeters

Items	Lysimeter		
	A	B	C
Filling solid wastes (kg)	5400	5438	5411
Recovered solid wastes (kg)	5279	5308	5275
decreased amount (kg)	121	130	136
decrease ratio (%)	2.2	2.4	2.5
Filled slag (kg)	893	3062	4879
Recovered slag (kg)	890	3053	4859
decreased amount (kg)	3	9	20
decrease ratio (%)	0.3	0.3	0.4
Total decreased amount (kg)	124	139	156
Total decreased amount (kg/t)-a	23.0	25.7	28.9
Total decrease ratio (%)	2.3	2.6	2.9
TS leaching amount (kg/t)-b	10.7	9.5	9.4
decrease ratio (%) -b/a	46.6	37.0	32.4
Gasified amount (kg/t)-c	12.3	16.2	19.5
decrease ratio (%) -c/a	53.4	63.0	67.6

* Weight is a drying base

Table 4 Mass balance of salts of solid wastes in lysimeters

Lysimeter	Component	Initial amount (g)-a W_i	Residual amount (g)-b W_e	Decreased amount (g)-(a-b) ΔW_i	Leaching amount (g)-c $\Delta W_i'$	Ratio (a-b)/c θ_j
A	Na	17226	5699	11527	8546	1.35
	K	21708	13578	8130	7444	1.09
	Cl	24993	8886	16107	18144	0.89
B	Na	17226	8923	8303	8405	0.99
	K	21708	12202	9506	8122	1.17
	Cl	24993	9353	15640	18054	0.87
C	Na	17226	4996	12230	9308	1.31
	K	21708	9986	11722	9221	1.27
	Cl	24993	8878	16115	16558	0.97

の廃棄物の減少量に対する比と定義している。田中¹¹⁾らは焼却残渣、不燃ごみの小規模の嫌気性模型実験での4年間のガス化率は13~30%、小林ら¹²⁾は生ごみの準好気性模型実験からの600日間のガス化率は61%と報告している。本研究では浸出水とともに流出したものをTSとして求めたので、TSの測定時に一部の物質が気散している可能性がある。このため、ガス化率が大きくでる可能性がある。しかし、ガス化率は、C、B、A槽の順に大きくなっており、廃棄物層が好氣的になるほどガス発生率が大きくなることがかがえる。これから見ると、ガス及び水質の経時変化から考察したように埋立工法を好氣的にするほど有機物質の好気性分解が多くなり、それに比例してガス化率が大きくなり¹³⁾汚濁成分の浸出水への流出が少なくなることが裏付けられた。

次に、Cl、Na、Kの収支をTable 4に示す。なお、Clは溶出試験から求めたものである。表からこれら成分の収支は比較的良好に一致していることが分かる。このように焼却灰主体の埋立地においては塩類の流出がかなり多く、しかも長期間にわたることがされる懸念される。浸出水中の塩類の処理費は高くなっているので、埋立地におけるこれら成分の流出制御が今後の課題である。

5. まとめ

準好気性埋立地における埋立廃棄物層内の汚濁物質の質変換現象を明らかにするため、埋立工法の異なる埋立模型槽を用いて実験的に検討を加えた。まず、約4年間にわたるガス組成及び水質の分析結果について考察した。次に、埋立廃棄物を回収し、回収廃棄物の分析結果を充填廃棄物の分析結果と比較することにより、物質収支をもとに汚濁物質の質変換について考察した。

本研究で得られた主な結論は、以下の通りである。

- (1) 準好気性の埋立廃棄物層では表面及び底面の浸出水集排水管から酸素が侵入することにより、上層部及び下層部は好氣的な雰囲気を示すが、中層部周辺では嫌氣的な雰囲気を示す。埋立工法を改善することにより廃棄物層への酸素侵入をより促進し、好気性領域を拡大することが可能となる。
- (2) 浸出水の累加発生量(累加浸出量)は累加降水量の57~66%で、埋立槽内の通気性が大きくなるほど浸出水の発生率が少なくなった。
- (3) 廃棄物乾量当たりのTOCの累加流出量は156~241g/t、T-Nの累加流出量は37~84g/tであった。廃棄物層内を好氣的にすることによって、流出率をTOCで45%、T-Nで55%減少した。
- (4) Cl、Na、Kの累加流出量は全固形物(TS)累加流出量の60~70%を占めた。一方、重金属成分の流出量は各槽とも廃棄物含有量の0.1%以下であった。
- (5) 埋立てによる廃棄物乾量当たりの減少量は23~29kg/tで、充填時の廃棄物質量の2.3~2.9%以下であった。
- (6) 廃棄物減少量のうち、浸出水への汚濁成分の流出率は32~47%、ガス化率は53~68%であった。廃棄物層内を好氣的にするほど有機汚濁成分の流出率は少なく、ガス化率は多くなった。
- (7) 比較的低濃度で流出する汚濁成分の物質収支を求めることは、本研究のような実験系ではかなり困難であった。

謝 辞

本実験に協力して頂きました福岡大学工学部土木工学科卒業生重本英明、安野隆宏 両氏に感謝致します。

参考文献

- 1) 左合正雄, 花嶋正孝, 山崎惟義, 松藤康司, 田中勝, 池口孝: 廃棄物の効率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.
- 2) G.J.Farquhar and F.A.Roves: Gas Production during refuse decomposition, Water, Air, and Soil Pollution, Vol.2, pp.483-495, 1973.

- 3) R. Stegman : New Aspects on Enhancing Biological Process in Sanitary Landfill, Waste Management & Research, Vol. 1, pp.201-211, 1983.
- 4) 李南勲, 楠田哲也, 島岡隆行, 松藤康司, 花嶋正孝: 埋立廃棄物層における質変換現象に関する実験的研究, 廃棄物学会論文誌, Vol.4, No.2, pp.53-63, 1993.
- 5) 中野憲一, 島岡隆行, 松藤康司, 花嶋正孝, 樋口壮太郎, 堀井安雄: 無機塩類を高濃度に含む埋立地の浸出水流出特性について (3), 第3回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.467-470, 1992.
- 6) 朴祥徹, 楠田哲也, 島岡隆行, 松藤康司, 花嶋正孝: 埋立廃棄物層の通気性が浸出水水質の安定化に及ぼす影響について, 廃棄物学会論文誌, Vol.5, No.1, pp.19-28, 1994.
- 7) 田中信寿, 高畑恒志, 神山桂一: 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, Vol.22, pp.37-47, 1983.
- 8) 大迫政浩, 井上雄三, 古市徹, 田中勝; 焼却残渣埋立層内における重金属類の移動特性に関する実態調査, 第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.575-578, 1990.
- 9) 久馬一剛 他: 新土壌学, 朝倉書店, p.70, 1989.
- 10) 朴祥徹: 埋立地における好気性領域の拡大と廃棄物分解特性に関する研究, 福岡大学修士論文, 1991.
- 11) 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, 土木学会論文誌, 第381号, II -7, pp.217-225, 1987.
- 12) 小林栄己, 田中綾子, 松藤康司, 花嶋正孝: 埋立構造の違いによる温室効果ガスの発生 (4), 第5回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.450-452, 1994.
- 13) 花嶋正孝: 廃棄物の好気性埋め立てに関する研究, 九州大学学位論文, 1985.