【 論 文 】

生ごみの二相式メタン発酵法による処理特性

坂 本 勝*・長 野 晃 弘*・鈴 木 昌 治**・野 池 達 也***

【要 旨】 食品廃棄物の処理方法として、好気性生ごみ溶解槽と二相式メタン発酵法を組み合わせた新しいシステムを考案した。本システムの190日間の連続運転から、生ごみ溶解槽の容積負荷は80～100 kg-garbage/(m³・day)、二相式メタン発酵法の酸生成槽はHRT=1.2 day、メタン発酵槽(EGSB)の容積負荷は9 kgCOD/(m³・day)で運転できることがわかった。システム全体のHRTが短く、処理水の下水道への放流が可能な点から、単相式メタン発酵法と比較して、有利であると考えられた。しかし、酸生成槽では油脂分、メタン発酵槽(EGSB)では固形性物質の蓄積がみられた。なお、酸生成槽に蓄積した油脂分は肉類や魚介類の動物性油脂由来であることが確認された。

キーワード：生ごみ、二相式メタン発酵、メタンガス、可溶化、油脂

1. は じ め に

「バイオマス・ニッポン」総合戦略¹⁾として、農林水産資源や有機性廃棄物など生物由来の有機性資源であるバイオマスをエネルギーや製品として総合的に利活用した、持続的に発展可能な社会の実現が求められている。「バイオマス・ニッポン」の実現にあたっては、わが国のバイオマスが有効に活用されていないとの指摘がある。なかでも、食品廃棄物は焼却、埋立処分が約90%を占め、今後はエネルギー変換などへの技術開発が望まれている。

廃棄物の排出状況²⁾は、平成時代に入り横ばい傾向が続き、バブル崩壊後、低迷している経済状況にあるが、大量生産、大量消費、大量廃棄の流れは変わっていない。このため、2001年5月に「食品循環資源の再生利用等の促進に関する法律(食品リサイクル法)」³⁾が施行され、小売り、外食、食品加工メーカーなど食品を扱うすべての事業者を対象に、生ごみのリサイクル促進と排出

削減が義務づけられた。

食品廃棄物の処理技術は、小規模なコンポスト装置⁴⁾やディスポーザ排水処理システム⁵⁾から、大規模な食品製造業等の肥飼料化⁶⁾や燃料化まで幅広い試みがなされている。とくに、メタン発酵を導入した技術⁷⁾は、国内でも積極的に開発されているが、実用化は汚泥再生処理センター事業⁸⁻¹⁰⁾や食品製造業における大規模なシステムが多い。「バイオマス・ニッポン」の実現や食品リサイクル法への対応には、中規模かつ維持管理が容易なメタン発酵システムの構築が必要である。

生ごみのメタン発酵は単相式の適用事例^{11,12)}が多く、二相式や高速リアクターの適用はほとんどなされていない。また、これら研究の多くは模擬生ごみを使用しているため、組成や性状が変動する実廃棄物による処理特性の把握や評価が必要である。そこで、著者らは好気性処理による生ごみの可溶化プロセスと二相式メタン発酵法を組み合わせた新しいシステムを考案した。メタン発酵には高速リアクターであるEGSB(Expanded Granular Sludge Bed)法を適用した。なお、投入生ごみには、食堂から排出される実廃棄物を用いた。ここでは、連続運転結果から、高速リアクターを適用した二相式メタン発酵法の処理特性、施設規模や維持管理の評価、今後の課題について検討した。

原稿受付 2003.2.25 原稿受理 2003.11.21

* 三機工業(株) 技術開発本部研究開発部

** 東京農業大学 応用生物科学部醸造科学科

*** 東北大学大学院 工学研究科土木工学専攻

連絡先：〒242-0001 神奈川県大和市下鶴間1742-7

三機工業(株) 技術開発本部研究開発部 坂本 勝

E-mail: masaru_sakamoto@eng.sanki.co.jp

2. 実験方法

2.1 実験装置

実験装置のフローを Fig. 1 に示す。生ごみ溶解槽は、幅 500 mm × 奥行き 500 mm × 高さ 500 mm、容量 100 L で底部が半円柱状の金属メッシュ（孔径 1 mm）の発酵部と下部の水受けからなる。発酵部には、運転開始時に担体として 50 L のもみ殻を投入し、パドル付き攪拌軸で間欠攪拌（3 rpm）し、35℃ に加温した。給水は水道水を使用し、発酵部への可溶化水と水受けの洗浄水を 1 : 6 の比率で供給した。

酸生成槽は、内径 850 mm × 高さ 900 mm の円筒型で、容量は水理学的滞留時間（HRT）が 1 ~ 1.5 day になるよう液面レベルを調節した。流出水は、ポンプによる間欠運転でメタン発酵槽（EGSB）の循環水ラインに供給した。槽内は 38℃ に加温し、攪拌機（50 rpm）で連続攪拌した。

EGSB は、内径 500 mm × 高さ 3,000 mm の円筒型で、容量 500 L である。上部に気液分離装置（GSS）、本体には 5 箇所のサンプリング口（500 mm 間隔で、下から SP-1 ~ 5）を設置した。槽内の上向流速は 3.0 m/h、GSS には循環水の一部をスプレーし、発泡を抑制して気液分離を向上させた。槽内は 38℃ に加温し、pH は 7.0 ~ 7.5 になるよう NaOH（1 N）を自動注入した。生成したバイオガスは、酸化鉄ペレットを充填した脱硫器を通した後、ガス生成量を測定した。なお、運転開始時に種汚泥として、製菓工場排水処理施設の嫌気性処理槽のグラニュール状汚泥を約 200 L 投入した。

2.2 分析項目および方法

pH（ガラス電極法）、蒸発残留物（TS）および浮遊物質（SS）は、下水試験方法¹³⁾に準じて分析した。化学的酸素要求量（COD_{Cr}）は、Standard Methods¹⁴⁾により分析した。生物化学的酸素要求量（BOD）、全窒素（T-N、総和法）、アンモニア性窒素（NH₄-N、インドフェノール青吸光光度法）および全リン（T-P、モリブデン青吸光光度法）は、工場排水試験方法¹⁵⁾により分析した。

ガス生成量は乾式ガスメータ（㈱シナガワ、DC-1 C）を用いた。ガス組成は TCD ガスクロマトグラフ（㈱日立製作所、163）を使用した。ステンレスカラム（ID 3.0 mmφ × 3.0 m）に吸着型充填剤（Unibeads C, 60/80）を使用し、キャリアガスにはアルゴン（圧力 0.1 MPa）を用いた。試料導入室温度、カラム温度、検出器温度および TCD 温度 160℃、検出器電流は 65 mA とした。

揮発性脂肪酸（VFA）濃度は高速液体クロマトグラフ（㈱島津製作所、LC-6）を使用した。カラムはイオン排除クロマトグラフィー（SCR-101 H）を使用し、移動相は 4.6 mM 過塩素酸、流量 1.0 mL/min、カラム温度 60℃ とした。検出器は PDA 紫外可視検出器（㈱島津製作所、SPD-M 10 Avp）を使用し、測定波長は 210 nm とした。

なお、全糖、蛋白質、脂質、脂肪酸定量および脂肪酸組成は、五訂日本食品標準成分表分析マニュアルの解説¹⁶⁾により分析した。なお、脂肪酸定量および脂肪酸組成の分析では、クロロホルム-メタノール混液（2 : 1 V/V）抽出後、FID ガスクロマトグラフ（㈱島津製作所、GC-17 A）を使用した。キャピラリーカラム（J & W DB-23, ID 0.25 mmφ × 30 m）を使用し、キャリアガス

Fig. 1 Flow diagram of the experimental apparatus

にはヘリウム (1.5 mL/min) を用いた。注入モードはスプリットレスとし、試料導入室温度、検出器温度は 250℃, カラムは 50 → 170 → 210℃ で昇温した。

3. 結果および考察

3.1 投入生ごみ

生ごみの投入条件および組成を Table 1 に示す。本研究では、生ごみの重量はすべて湿重量を示す。生ごみは、大学構内の食堂から分別排出されたものを用い、食堂営業日 (月～土曜日) に 1 日 1 回定時投入した。1 回あたりの投入量をおよそ 1.0, 3.0, 5.0, 10, 15 kg/day と増加させ、Run 1～5 とした。このとき、野菜類、肉類、魚介類および残飯に組成を分け、各重量を測定した。投入した生ごみの含水率は、67～77% であった。なお、生ごみは破碎しなかったため、野菜類、魚の皮など 200 mm 程度の塊を投入することもあった。給水は基本的に生ごみ 1 kg あたり 20 L としたが、投入のない日も給水した。Run 1, 2 では流量調整が困難であったため、実際の給水量は設定より多かった。Run 3～5 では、生ごみ 1 kg あたり約 25 L であった。

生ごみ組成の性状を Table 2 に示す。本研究では実廃棄物を用いており、毎日の実測が困難なため、投入生ごみの COD 濃度などは計算から求めた。まず、生ごみで投入頻度の高い食材を数種選び、各組成の代表食材とした。これら食材の COD 換算係数は、次式(1)から算出した。

$$Y = Xp \times a + Xl \times b + Xc \times c \quad (1)$$

ただし、 Y : 食材の COD 換算係数 (gCOD/100 g), Xi : 成分 i の割合 (g/100 g), p : 蛋白質, l : 脂質, c : 炭水化物, COD 換算係数¹⁸⁾: a (蛋白質) = 1.240 gCOD/g, b (脂質) = 2.880 gCOD/g, c (炭水化物) = 1.067 gCOD/g とする。

つぎに、これらの食材の COD 換算係数を組成ごとに平均して、各組成の平均 COD 換算係数 Yv (野菜類), Ym (肉類), Ys (魚介類) を求めた。残飯は、代表する食材をあげることが困難であったため、4 日分の試料から 9 サンプルを分析し、 Yl とした。

各 Run における生ごみ 1 kg あたりの COD 換算係数は次式(2)から算出した。

Table 1 Properties of garbages

		Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5
Operation	(days)	10	36	68	47	29
Input	(days)	9	30	57	37	23
Garbage weight (wet base)						
Average	(kg/day)	1.0	3.0	5.1	9.9	14.1
Total	(kg)	9	91	288	368	324
Composition						
Vegetables [A]	(mass%)	51.1	68.9	45.1	33.7	31.2
Meat [B]	(mass%)	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0
Seafood [C]	(mass%)	48.9	28.5	11.8	5.2	4.8
Leftover foods [D]	(mass%)	0.0	2.5	42.9	61.1	64.0
Water	(L/kg-garbage)	111	50	26	24	26

Table 2 Garbage compositions and COD

Composition	Food name*	Food No.*	Moisture* (g/100g)	Protein* Xp (g/100g)	Lipid* Xl (g/100g)	Carbohydrate* Xc (g/100g)	Ash* (g/100g)	COD coefficient	
								Y (gCOD/100g)	Average (kgCOD/kg)
Vegetables	Onion	06153	89.7	1.0	0.1	8.8	0.4	10.9	$Yv = 0.081$
	Cabbage	06061	92.7	1.3	0.2	5.2	0.5	7.7	
	Japanese radish	06132	94.6	0.5	0.1	4.1	0.6	5.3	
	Welsh onion	06226	91.7	0.5	0.1	7.2	0.4	8.6	
Meat	Cattle	11008	47.9	13.8	37.4	0.2	0.7	124.7	$Ym = 0.878$
	Pig	11115	65.7	18.5	14.6	0.2	1.0	65.1	
	Chicken	11213	62.6	19.5	17.2	0.0	0.7	73.5	
Seafood	Dried bonito	10091	15.2	77.1	2.9	0.8	4.0	104.8	$Ys = 0.753$
	Salmon	10137	67.0	22.8	6.1	0.1	4.0	45.9	
Leftover foods	—	—	66.8	—	—	—	1.0	57.2	$Yl = 0.572$

*: Ref. 17 (except 'Leftover foods')

$$Z(\text{kgCOD/kg-garbage}) \\ = Yv \times A + Ym \times B + Ys \times C + Yl \times D \quad (2)$$

ただし、 Z ：生ごみ 1 kg あたりの COD 換算係数 (kg COD / kg-garbage)，平均 COD 換算係数 (kgCOD / kg)： Yv (野菜類)， Ym (肉類)， Ys (魚介類)， Yl (残飯)，組成割合 (mass%)： A (野菜類)， B (肉類)， C (魚介類)， D (残飯) とする。

投入生ごみの COD 濃度は、生ごみ 1 kg あたりの給水量を除いて求めた。これらの結果を Table 3 に示す。

上記の計算方法の妥当性を検討するために、実際の生ごみを分析した。組成割合が野菜類 39%，肉類 3%，魚介類 9% および残飯 50% の生ごみ 1 kg を水 20 L に溶解した場合、計算結果の 20,600 mgCOD/L に対し、分析結果は 21,000 mgCOD/L で、差は 2% であった。この結果から、実施における生ごみの有機物量の把握には、上記方法が有効であると考えられる。

3.2 システムの連続運転結果

(1) 運転状況

本システムの運転状況を Table 4 に示す。生ごみ溶解槽の温度は 35℃ に制御したが、好気性発酵による発熱で 40℃ 以上に上昇することがあった。Run 4, 5 は、冬

季で給水温度が低く、一時的に 20℃ まで低下することがあった。生ごみ溶解槽の処理水 (可溶化液) の pH は、負荷の増加に従い低下し、Run 3～5 では約 4.0 であった。負荷の増加時には、攪拌時間を増やし生ごみが溢れることを防止した。容積負荷は、各 Run で投入した生ごみの総重量を運転日数で割り、単位容積あたりに換算した。各 Run それぞれ、9.0, 25, 42, 78, 112 kg-garbage/(m³・day) であった。なお、ビニール類や割り箸等の夾雑物以外の取り出しはなかった。

酸生成槽では、Run 3 以降の高負荷で、VFA の生成が安定しておこなわれ、pH は 4.0 まで低下した。pH 調整のために薬品を添加することはなかった。HRT は、Run 2～Run 5 では 1.2 day であった。酸生成槽は完全混合槽であり、酸生成細菌のウォッシュアウトによる機能低下が心配されたが、大きな変化はなく、後段のメタン発酵を良好に維持するのに十分であった。なお、汚泥の引き抜きはなかった。槽内には油脂分が蓄積し、球状物質の形成がみられた。これについては、3.3 で詳述する。

EGSB の pH は 7.3 付近で、メタン発酵に適した範囲であった。HRT は槽容量が一定であり、負荷の増加に従い減少し、Run 5 では 1.7 day となった。また、負荷の増加に従い、ガス生成量は増加し、メタン含有率は約 80% であった。なお、余剰グラニュール等の引き抜きはなかった。槽上部でスカムの発生がみられた。Run 2～5 の容積負荷は、それぞれ、0.5, 1.3, 3.9, 8.9 kgCOD/(m³・day) であった。

(2) 処理特性

サンプリングは、生ごみ溶解槽出口、酸生成槽出口、EGSB 出口とした。生ごみ投入を 1 日 1 回としたため、特に生ごみ溶解槽出口でサンプリング時間による変動が

Table 3 COD coefficients and concentrations with solution water

	COD coefficient Z (kgCOD/kg-garbage)	COD concentration with solution water (mgCOD/L)
Run 1	0.410	3,690
Run 2	0.286	5,720
Run 3	0.373	14,300
Run 4	0.416	17,300
Run 5	0.428	16,500

Table 4 Operating conditions

		Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5
Aerobic Solubilization Tank (AST)						
Temperature	(℃)	～ 41	～ 39	～ 42	～ 37	～ 38
pH	(—)	7.6	6.6～7.8	4.0～6.1	4.3～6.1	4.2～4.5
Volumetric load (wet base)	(kg-garbage/(m ³ ・day))	9.0	25	42	78	112
Acidification Tank (AT)						
Temperature	(℃)	38	38	38～39	38	38
pH	(—)	4.5～7.3	6.8～7.9	4.3～6.4	3.8～5.9	4.3～4.5
HRT	(day)	0.6～0.7	1.2～1.4	0.9～1.8	0.8～1.7	0.5～1.4
EGSB Reactor						
Temperature	(℃)	38～39	38	38	38	38
pH	(—)	7.0～7.3	6.9～8.2	6.5～8.5	6.8～8.9	6.4～7.5
HRT	(day)	5.0	4.0	4.6	2.6	1.7
Biogas production	(L _N /day)	13	28	128	486	790
Methane gas production	(L _N /day)	12	25	122	389	580
Methane content	(%)	88	88	95	80	73
Volumetric load	(kgCOD/(m ³ ・day))	—	0.5	1.3	3.9	8.9

みられた。このため、1日4～5回サンプリングした平均を分析結果とした。

生ごみ投入量とメタンガス生成量の経日変化を Fig. 2 に、生ごみ 1 kg あたりのメタンガス生成量を Fig. 3 に示す。生ごみ投入量の増加に従い、メタンガス生成量も増加した。メタンガス生成量は、Run 1～3 では比較的安定していたが、Run 4, 5 で、それぞれ 200～632 L_N/day , 381～847 L_N/day と変動が大きかった。これは、投入する生ごみ組成が低負荷では比較的一定であったが、高負荷では均一な組成で供給できなかったためと考えられる。さらに、低負荷では生ごみ溶解槽における除去率が大きく、酸生成槽の流入負荷は安定していたが、高負荷では流入負荷が変動したことによると考えられる。なお、生ごみ 1 kg あたりのメタンガス生成量は負荷の増加に従い大きくなると考えられる。これは、生ごみ溶解槽において、酸化分解する有機物の割合が減少し、メタン発酵に供給される有機物が増加することで説明でき

る。Run 4, 5 で、それぞれ 50, 52 L_N/kg -garbage であることから、今回投入した生ごみのメタンガスの最大生成量は約 50 L_N/kg -garbage であることがわかった。

各負荷における Total-COD (T-COD) 濃度の変化を Fig. 4 に示す。投入生ごみの T-COD 濃度は、Table 3 で示した計算結果をプロットしてある。生ごみ溶解槽では、生ごみの負荷の増加に従い可溶化液の COD 濃度が増加し、Run 5 では投入生ごみの COD 濃度とほぼ同じになった。酸生成槽では、流入する可溶化液の COD 濃度に比例して、出口の COD 濃度が増加した。EGSB では、処理水の COD 濃度は、わずかに上昇したが、ほとんどの有機物が除去されていた。システム全体の除去率は、89～95% と高く安定していた。Soluble-COD (S-COD) 濃度は、各 Run とともに T-COD 濃度の 60% 程度であった。

実廃棄物の生ごみを用いたメタン発酵の処理水質についての報告は少ないが、岩尾⁸⁾は、単相式メタン発酵法の脱水分離液性状は、投入生ごみ等の性状に影響されることを指摘している。これは、脱水機に供給する汚泥、すなわちメタン発酵後の汚泥性状の変動が大きかったと考えることができる。本システムでは、負荷の増加や投入生ごみの変化で、各 Run の酸生成槽出口の T-COD 濃度の標準偏差は、275～2,520 mgCOD/L (データ範囲: 1,460～14,400 mgCOD/L) と変動したが、EGSB 処理水の標準偏差は 105～175 mgCOD/L (平均 970 mgCOD/L) と変動が少なかった。このことから、実施設では、二相式メタン発酵法は安定した処理水が得られ、有効であると考えられる。

酸生成槽におけるメタン生成はほとんどないため¹⁹⁾、T-COD の減少分は主として酸生成槽における有機物の

Fig. 2 Changes of garbage load and methane gas production

Fig. 3 Relations between garbage load and methane gas production

Fig. 4 COD concentrations on each garbage load

蓄積によるものと考えられるが、生ごみ溶解槽から来る好気性微生物による分解もわずかながら寄与していると考えられる。

Run 3, 4 の VFA 濃度を Fig. 5 に示す。図中の濃度は COD 換算値を示す。Run 3, 4 とともに同様な傾向であった。生ごみ溶解槽出口では乳酸の割合が約 50%，他に酢酸，プロピオン酸，*n,i*-酪酸が生成していた。酸生成槽出口では乳酸が減少し，プロピオン酸，*n,i*-吉草酸が増加した。EGSB 出口では，酢酸が Run 3, 4 で，それぞれ 30, 150 mgCOD/L，Run 4 では乳酸，*n*-吉草酸がそれぞれ 50, 60 mgCOD/L であった。また，酸生成槽出口の S-COD 濃度は，Run 3, 4 で，それぞれ 3,430, 4,220 mgCOD/L であり，VFA の合計が 2,740, 3,570 mgCOD/L であることから，溶解性成分はほぼ VFA と考えられる。また，EGSB でのプロピオン酸の蓄積がなく，良好な二相式メタン発酵がおこなわれたと考えられる。

Run 3, 4 の BOD, T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ および T-P 濃度を Table 5 に示す。EGSB 出口の BOD 濃度は，600 mg/L 以下で下水排除基準²⁰⁾を満たしていた。T-N 濃度は，Run 4 で 330 mgN/L と下水排除基準をやや上回る結果であった。なお，メタン発酵に阻害を及ぼし始める

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は 2,500 mgN/L との報告²¹⁾があるが，本システムでは EGSB 入口で 20 ~ 25 mgN/L，出口では約 200 mgN/L であることから，メタン生成への影響はないと考えられる。T-P 濃度は 30 mgP/L 未満であり，下水排除基準を満たしていた。

生成ガス中の硫化水素濃度は，負荷の増加にしたがい高くなり，Run 2 ~ 4 では 500 ~ 1,000 ppm，Run 5 では 1,000 ~ 1,300 ppm であった。

(3) 物質収支

Run 3, 4 の物質収支 (COD 換算) を Fig. 6 に示す。生ごみ溶解槽の分解は投入生ごみと出口の差を，酸生成槽の蓄積は生ごみ溶解槽出口と酸生成槽出口の差のすべてが蓄積するものとした。メタンガス生成は，捕集量とメタンガスの溶解度 (Bunsen 吸収係数) を 0.0245 L- $\text{CH}_4\text{/L}$ (38°C, 1 atm) として流出水中に含まれる分の合計とした。また，EGSB 出口とメタンガス生成量の差

Table 5 BOD, $\text{NH}_4\text{-N}$, T-N and T-P concentrations in effluents

		Run 3	Run 4
BOD			
AST	(mg/L)	5,200	4,900
AT	(mg/L)	6,700	5,600
EGSB	(mg/L)	370	410
T-N			
AST	(mgN/L)	270	580
AT	(mgN/L)	630	560
EGSB	(mgN/L)	250	330
$\text{NH}_4\text{-N}$			
AST	(mgN/L)	32	11
AT	(mgN/L)	25	20
EGSB	(mgN/L)	170	220
T-P			
AST	(mgP/L)	37	38
AT	(mgP/L)	36	31
EGSB	(mgP/L)	22	24

■ Acetic acid ▨ Propionic acid ■ Isobutyric acid
□ Butyric acid ▩ Isovaleric acid ▤ Valeric acid
▤ Lactic acid

Fig. 5 VFA concentrations of effluents

■ Removal of AST ▨ Accumulation in AT
□ Methane gas production ■ unknown
▤ Effluent

Fig. 6 COD material balance

は不明分とした。COD 除去に対するガス回収率は Run 3, 4 とともに約 80% であった。

3.3 酸生成槽の蓄積油脂分

Fig. 4 に示すとおり, Run 4, 5 の酸生成槽における有機物の減少は, 蓄積物質による影響と考えられた。Run 5 の酸生成槽内に球状物質の蓄積がはっきり認められた。

そこで, 運転終了後に蓄積物質を観察, 分析した。Table 6 に蓄積物質の性状を示す。蓄積物質は, 粘性の高い液状または 2 ~ 25 mm の球状であった。浮上しているものがほとんどであったが, 一部の球状物質は沈殿していた。色は黄褐色で固形性の夾雑物を多く含んでいた。比重は球状物質で 0.89 ~ 1.01, 平均 0.96 であり, 含水率や夾雑物の混合割合により, 浮上または沈殿すると思われる。脂質の割合が 44.2 g/100 g と大きく, 比重や融点から, 油脂類と考え, 脂肪酸定量および組成を分析した。

Fig. 7 に球状物質の脂肪酸組成分布を示す。パルミチン酸 (16:0) が最も多く, C₁₅ 以下のミリスチン酸

(14:0) 等も含有し, ステアリン酸 (18:0), オレイン酸 (18:1) およびリノール酸 (18:2) が多く, リノレン酸 (18:3) が比較的少ないことから, 動物性油脂 (肉類) の組成²²⁾と類似していた。また, イコセン酸 (20:1), ドコセン酸 (22:1) およびドコサペンタエン酸 (22:5 n-3) など高度不飽和脂肪酸の存在から, 動物性油脂 (魚介類)²²⁾の蓄積も考えられる。

一般に, 不飽和脂肪酸は炭素の鎖長が同じ飽和脂肪酸に比べ, 融点が低く水溶性 (溶解度) が高い。基質が分解されるには細胞膜を通過するよう水溶性であるか, または, 細胞外酵素により水溶性になる必要がある。徐ら²³⁾は, 活性汚泥による分解では炭素の鎖長が同じであれば不飽和脂肪酸の方が飽和脂肪酸より分解されやすいことを明らかにしている。植物性油脂に多く含まれるリノール酸やリノレン酸は生ごみ溶解槽において, 好気性微生物により分解されるが, 飽和脂肪酸および高度不飽和脂肪酸は分解が困難であったと考えられる。結果として, 未分解の油脂類は酸生成槽で浮上, 蓄積し, 攪拌条件下で一部球状物質になったと考えられる。嫌気性条件下での高級脂肪酸による阻害要因の報告²⁴⁾や, 脂質含有廃水の嫌気性処理における高級脂肪酸の蓄積の報告²⁵⁾もあり, 油脂類の効果的な除去, または積極的な分解が必要と考えられる。また, C₂₀ 以上的高级脂肪酸の嫌気性処理に対する阻害については報告がなく, 今後の研究が必要である。

3.4 EGSB の運転特性

EGSB 内のグラニユールの変化を観察した。投入グラニユールは平均粒径 1.7 mm で, 1.0 ~ 1.5 mm の粒径が最も多かった。運転後, グラニユールが存在した

Table 6 Properties of accumulated matter

Shape	spherical or liquid
Size	2 ~ 25 mmφ (spherical)
Color	yellowish brown
Specific gravity	0.96 (—)
Melting point	55 °C
Moisture	33.4 %
Ash	2.5 %
Carbohydrate	1.0 g/100g
T-N	1.28 g/100g
Lipid	44.2 g/100g
CODCr	1.58 gCOD/g

Fig. 7 Distribution of fatty acids in spherical accumulated matter

SP-1, 2, 3ともに平均粒径は1.8～2.0 mmと大きくなり、槽内で差はなかった。また、1.0～1.5 mmの粒径が減少しており、小粒径のグラニューールは上向流速3.0 m/hでウォッシュアウトされることがわかった。

Fig. 8にEGSB内のTSおよびCOD濃度を示す。これらは、0.5 mmのふるいでグラニューールを取り除いたものを対象とした。TS, SSおよびT-COD濃度が槽底部で高いことから汚泥ベッド部に固形性物質の蓄積が生じていると考えられる。本システムでは連続運転中に処理性能を低下させるようなグラニューールの流出はなかったが、Sayedら²⁶⁾はSS含有の高い排水で、汚泥ベッド部のSS蓄積とスカム層の問題点を報告している。本システムでも、GSSでスカムの発生や汚泥ベッド部に固形性物質が蓄積傾向にあったことから、EGSBへ流入する固形性物質の低減または定期的な汚泥の引き抜きが必要であると考えられる。

3.5 システムの評価

ここでは、本システムの施設規模および維持管理面について評価をおこなう。これまでの報告⁷⁻¹⁰⁾から、処理方式、投入生ごみの性状および含水率の違いにより、一律な評価は困難であるが、おおむね中温域の単相式メタン発酵法では、固形物濃度が6～10%の場合、HRT＝15～30 dayと考えられる。ここで、本研究におけるRun 5のケースで、生ごみ1,000 kg/日を処理する施設を試算すると、本システムでは、生ごみ溶解槽8.9 m³、酸生成槽25.2 m³、EGSB 35.7 m³、合計69.8 m³となる。一方、単相式メタン発酵法では、固形物濃度7%、HRT＝20 dayで運転すると、75.7 m³の反応槽となる。また、単相式では汚泥として排出する⁸⁻¹⁰⁾ので、後続の脱水処理や脱離液の返流水対策が必要であるのに対し、

本システムでは下水道放流が期待できることから、汚泥処理設備の省略ができると考えられる。これらのことから、本システムは単相式と比較し省スペースで、施設規模の点で有利であるといえる。

維持管理については、生ごみ溶解槽の定期的な担体投入や引き抜きがないこと、実廃棄物を使用した負荷の増加に対する処理水の安定性、先に述べた汚泥処理設備が省略可能であることから、スケールアップした実プラントにおいても有利であると考えられる。

4. ま と め

本研究によって得られた知見をまとめると次のとおりである。

- 1) 生ごみの有機物負荷を計算により求める方法として、主要な食材を調べ、日本食品標準成分表の蛋白質、脂質および炭水化物の割合にCOD換算係数を乗じた計算手法から、適切な有機物負荷および濃度が求まることがわかった。
- 2) 生ごみの好気性処理による可溶性プロセスを適用した二相式メタン発酵法は、従来の単相式と比較して、施設規模、維持管理の点で有利であることがわかった。なお、負荷の増加に対して、メタン発酵槽（EGSB）におけるメタンガス生成量が増加し、システム全体では安定した処理水が得られ、生ごみ溶解槽の容積負荷は80～100 kg-garbage/(m³・day)、酸生成槽はHRT＝1.2 day、メタン発酵槽（EGSB）の容積負荷は9 kgCOD/(m³・day)の運転が適切であった。
- 3) 本システムでは、酸生成槽で油脂分の蓄積、メタン発酵槽（EGSB）で固形性物質の蓄積がみられ、

Fig. 8 Profiles of TS, SS and COD concentrations in EGSB

これらの対策が今後の課題となった。特に、酸生成槽で蓄積した油脂分の分析から、肉類や魚介類の動物性油脂の分解が困難であることがわかった。

[謝 辞]

本研究をおこなうにあたり種々の有益な御助言を頂いた東京農業大学総合研究所 牧恒雄所長に厚く御礼申し上げます。また、実験面でご尽力頂いた東京農業大学応用生物科学部 堀切一弘君、草川真由美さん、ならびにエスキー工機(株)に心から感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 藤本 潔：バイオマス・ニッポン総合戦略について，環境技術，第 32 巻，第 1 号，pp. 43-48 (2003)
- 2) 環境省：環境省資料 (2003)
- 3) 高梨太志：食品循環資源の再生利用等の促進に関する法律について，廃棄物学会誌，第 11 巻，第 5 号，pp. 332-343 (2000)
- 4) 中川尚治：業務用，家庭用生ごみ処理機の最新動向，月刊地球環境，第 33 巻，第 12 号，pp. 72-75 (2002)
- 5) 印藤 彰：ディスプレイの現状と動向，生活と環境，第 47 巻，第 10 号，pp. 10-18 (2002)
- 6) 藤原俊六郎：生ごみのたい肥化および飼料化法とその実用例，空気調和・衛生工学，第 74 巻，第 8 号，pp. 681-686 (2000)
- 7) 四倉茂雄，原田秀樹：都市廃棄物の嫌気性消化，廃棄物学会誌，第 10 巻，第 3 号，pp. 241-250 (1999)
- 8) 岩尾 充：メビウスシステムについて，環境技術，第 27 巻，第 12 号，pp. 845-852 (1998)
- 9) 久芳良則：REM システムについて，環境技術，第 27 巻，第 12 号，pp. 853-859 (1998)
- 10) 坂上正美：リネッサシステムについて，環境技術，第 27 巻，第 12 号，pp. 860-866 (1998)
- 11) 佐々木宏，李 玉友，関 廣二，上垣内郁夫：生ごみの高温・高濃度メタン発酵に及ぼす滞留時間と負荷の影響，水環境学会誌，第 22 巻，第 12 号，pp. 983-989 (1999)
- 12) 上村繁樹，高橋克夫，高石斌夫，栗山 豊，北野 誠，田中松生：生ごみのメタン発酵効率に及ぼす無機塩類の影響，工業用水，第 501 号，pp. 2-7 (2000)
- 13) ㈲日本下水道協会：下水試験方法 (1997)
- 14) American public health association: Standard Methods (1992)
- 15) ㈲日本規格協会：JIS K 0102 工場排水試験方法 (1998)
- 16) ㈲日本食品分析センター：五訂日本食品標準成分表分析マニュアルの解説 (2001)
- 17) 化学技術庁資源調査会編：五訂日本食品標準成分表 (2001)
- 18) 李 玉友，野池達也：嫌気性消化の酸生成相における余剰活性汚泥の分解特性，水質汚濁研究，第 10 巻，第 12 号，pp. 729-740 (1987)
- 19) R. E. Speece: Anaerobic Biotechnology, Archae Press (1996)
- 20) ㈲日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査指針と解説，平成 11 年版，pp. 184-185 (1999)
- 21) 李 玉友，佐々木宏，奥野芳男，関 廣二，上垣内郁夫：生ごみの高温メタン発酵に及ぼす投入濃度の影響，環境工学論文集，第 35 巻，pp. 29-39 (1998)
- 22) 並木満夫，中村 良，川岸舜朗，渡邊乾二：現代の食品化学 第 2 版，三共出版(株)，pp. 32-34 (1992)
- 23) 徐 錠基，松本順一郎：活性汚泥による長鎖脂肪酸の分解に関する研究，工業用水，第 269 号，pp. 15-19 (1981)
- 24) 花木啓祐，松尾友矩，長瀬道彦：嫌気性消化における種々の基質の分解過程 (Ⅱ)，下水道協会誌，第 17 巻，第 196 号，pp. 40-49 (1980)
- 25) 亀井昌敏，桃井清至，原田秀樹，滝沢 智，津恵直美：上昇流嫌気性スラッジベッド反応器による脂質含有廃水の嫌気性処理，水処理技術，第 30 巻，第 12 号，pp. 709-717 (1989)
- 26) S. Sayed, W. de Zeeuw and G. Lettinga: Anaerobic treatment of slaughterhouse waste using a flocculant sludge UASB reactor, Agricultural Waste, Vol. 11, No. 3, pp. 197-226 (1984)

Treatment of Garbage by Two-phase Methane Fermentation

Masaru Sakamoto*, Akihiro Nagano*, Masaharu Suzuki** and Tatsuya Noike***

* Technical Research Laboratories, Sanki Engineering Co., Ltd.

** Department of Fermentation Science, Tokyo University of Agriculture

*** Department of Civil Engineering, Tohoku University

[†] Correspondence should be addressed to Masaru Sakamoto :

Technical Research Laboratories, Sanki Engineering Co., Ltd.

(1742-7 Shimotsuruma, Yamato, Kanagawa, 242-0001 Japan)

Abstract

We developed a new treatment system for food waste and garbage using a two-phase methane fermentation system with aerobic solubilization. In a continuous 190-day experiment, we found that the aerobic solubilization process could handle a volumetric load of 80 to 100 kg-garbage/ ($\text{m}^3 \cdot \text{day}$) and that the acidification process could be operated at an HRT of 1.2 day. The maximum volumetric load of the methane fermentation (EGSB) process was 9 kgCOD/ ($\text{m}^3 \cdot \text{day}$). In comparison with single-phase methane fermentation, this system has the advantages of shortening the HRT and making possible the discharge of treated water into the sewer system. However, we found that lipid matter accumulated in the acidification tank and suspended solids also accumulated in the EGSB reactor. Analysis of the fatty acids revealed that these originated from lipids contained in meat and seafood.

Key words: garbage, two-phase methane fermentation, methane gas, solubilization, lipid