

余剰汚泥高速減容化装置の開発に関する研究

岩崎保雄¹⁾, 武村耕輔¹⁾, 佐藤文也²⁾, 井勝久喜³⁾

¹⁾ 株式会社アサヒエンジニアリング 〒700-0953 岡山市西市108-3

²⁾ 新日本技研株式会社 〒700-0921 岡山市東古松5-11-15

³⁾ 岡山大学環境管理センター 〒700-8530 岡山市津島中3-1-1

(平成14年6月7日受理)

Development of the Apparatus for High-Speed Decomposition of Sewage Sludge

Yasuo Iwasaki¹⁾, Kosuke Takemura¹⁾, Fumiya Sato²⁾, Hisayoshi Ikatsu³⁾

1) Asahi Engineering Corporation, Nishi-ichi 108-3 Okayama 700-0953, Japan,

2) Shin-Nihon Giken Corpolution, Higashi-furumatsu 5-11-15 Okayama 700-0921, Japan

3) Center for Environmental Science and Technology Okayama University,
Tsushima-naka 3-1-1 Okayama 700-8530, Japan,

Abstract

We investigated the development of the apparatus for high-speed decomposition of sewage sludge. The decomposition mechanism was based on thermophilic oxic process of microorganism. Effect of additional stuff on the stable operation of the apparatus was examined by use of 6 kinds of carrier stuffs. Wood chips as an additional stuff into sewage sludge made the apparatus possible to operate stably and continuously. Decomposition of sewage sludge was carried out efficiency when the weight ratio of sewage sludge to wood chips was less than 10%. The influence of rice bran on the decomposition rate has been studied. The temperature in reaction tank rose with the addition of the rice bran. The decomposition rate of sewage sludge increased with a rise in the temperature. It was clarified that the rice bran was added to the sewage sludge to accelerate the decomposition. It is clear from the measurement of carbon dioxide concentration in exhaust that the decomposition reaction reached in the maximum about 12 hours after the beginning of reaction. The CO₂ evolution rate increased with a rise in the temperature. Total amount of carbon discharge in the exhaust agreed with the decrease of sewage sludge.

Key words: Sewage Sludge, Microorganisms, Aerobic Digestion, Rice bran, Carbon dioxide

1. 緒言

活性汚泥法による生活排水処理は古くから行われており、有機性水質汚濁物質の処理に対して有効な方法である。しかしながら、その処理により発生する余剰汚泥の量が非常に多く、余剰汚泥処分方法の開発が最大の課題となっている。余剰汚泥の処分方法としては、直接埋め立て、焼却減容後埋め立て、堆肥としてのコンポスト化、溶融処理後骨材としての再利用等、様々な方法が試みられているが、それぞれの方法に解決が必要な課題もある。最近、埋立処分場の不足により余剰汚泥の減容化がさらに求められるようになったが、ダイオキシン問題に端を発した焼却処理の問題により、焼却減容に代わる新たな減容化方法の開発が

求められている。

近年、生ゴミあるいは食堂残飯等を微生物を利用して減容化しようとする試みが行われている[1-3]。微生物による処理には、処理物を定期的に取り出して堆肥化する「堆肥型」と、見かけ上、嵩が増えずに処理物を取り出す必要のない、いわゆる「消滅型」がある。堆肥型については多くの研究が行われているのに対し、消滅型は基礎的データ及び理論的裏付けが行われていないのが現状であり、実際に求める性能が満たされるかどうかを事前に評価することが困難である。

余剰汚泥についても、コンポスト化については多くの研究が行われており、評価方法もある程度確立されている[4-6]。コンポスト化においても、汚泥の

量は減少するが、汚泥中の有機物が無くなってしまっ
ては堆肥としての能力もなくなることから、堆肥
として最も良い状態になったときに反応を終了
させなければならない。一方、汚泥の減容化は視
点を変えると、コンポスト化を極端に進めて全て
の有機物を揮発性物質にまで分解しようとするも
のであり、コンポスト化についての研究で得られ
ている研究結果を応用することが可能であるが、短
時間で有機物を完全に分解するための条件と、有
機物分解の理論的考察がいまだに確立されてい
ない。

本研究は、活性汚泥法による下水処理から発生
する余剰汚泥を、微生物を用いて二酸化炭素、水
及びアンモニア等の成分にまで変換することによ
り余剰汚泥の減容化を行う装置の開発を目的とし
、試験装置の試作と余剰汚泥減容化のための基
礎的条件の検討を行った。

2. 実験方法

2.1 使用汚泥と微生物担持材

実験には岡山県備前市東備水道企業団衛生セン
ターのし尿処理施設から発生する余剰汚泥を使用
した。実験に使用した汚泥の性状をTable 1に示
した。それぞれの測定値は汚泥乾重量当たりで示
してある。微生物担持材として木材チップ小（一
辺が約5mm~10mmの角材）、木材チップ大（一
辺が約15mm~25mmの角材）、おがくず、粉
殻、ホルマール化ポリビニルアルコール製多孔
質体（アイオン株、マイクロブレス）、ポリプロ
ピレン製中空円筒状担体（筒中プラスチック工業
株、バイオステージ）を使用した。

2.2 実験装置と実験方法

余剰汚泥減容化装置の概略をFig. 1に、また、
実験装置の全景写真をFig. 2に示した。反応槽1
はステンレス製で容積120 lの円筒型である。反
応槽内の温度を維持するために、槽内床部に加熱
器

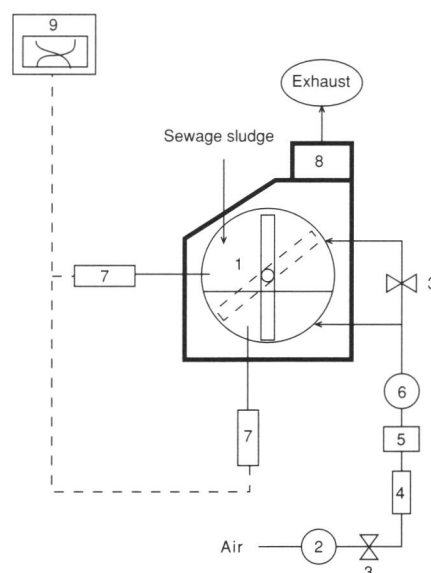
Table 1 The properties of sewage sludge used.

Water content	Ignitionloss	Element content			C/N
		C	N	P	
81.1%	84.1%	41.0%	4.10%	3.00%	10

を設置した。空気は反応槽下部又は上部から通
気できる構造とした。排ガスは脱臭装置を通し
て脱臭した後排出したが、排ガス成分測定時
には脱臭装置を停止した。排出ガス中の二酸化
炭素、アンモニア、酢酸、硫化水素及びメチル
メルカプタン濃度は検知管を用いて測定した。
装置は微生物担持材を含め、処理物の総量を
50~100 l程度で運転した。米ぬか添加の影
響については、木材チップ小及び木材チップ大
を微生物担持材として使用し、汚泥減容率と
米ぬか添加量の関係について検討した。

2.3 微生物の測定

処理物中の微生物相は、細菌、放線菌、糸状
菌について、いずれも常温微生物と好熱性微
生物を分離計数した[7]。分離計数は試料1g
を9 mlの滅菌水に懸濁し、ボルテックスミキ
サーで攪拌、静



1:Reactor, 2:Compressor, 3:Flow control valve, 4:Flow meter, 5:Heater, 6:Gas meter, 7:Temperature detector, 8:Deodorizer, 9:Recorder

Fig. 1 Schematic Diagram of decomposing system

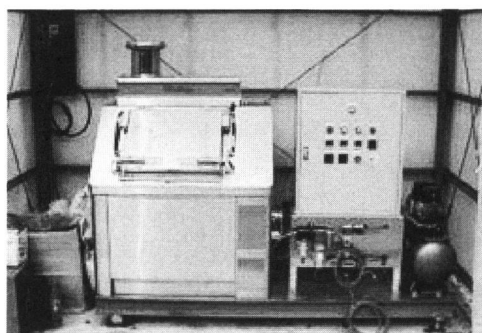


Fig. 2 Photograph of the experimental apparatus

置後の上澄み液を適宜滅菌水で希釈後、平板混釈法を適用した。好熱性微生物は57℃で、常温微生物は30℃で生育した微生物とし、培養は7日間とした。微生物の分離に使用した培地は、細菌は普通寒天培地(日水)、放線菌はBennet寒天培地[8]、糸状菌はPotato-dextrose寒天培地[9]とした。

3. 結果と考察

3.1 試験装置運転条件の検討

微生物担持材は微生物の菌床としての役割を果たすだけでなく、好氣的反応を助けるための通気改良材としての役割も持っている。本実験では、木材チップ小、木材チップ大、おがくず、籾殻、ホルマール化ポリビニルアルコール製多孔質体、ポリプロピレン製中空円筒状担体を用いて、汚泥を添加して運転を行い、最適な担持材の検討を行った。なお、担持材添加量は50 lとし、汚泥5 kgを毎日添加した。また、温度の設定は全て60℃とし、送風量2.1 m³/h、攪拌速度4回転/minで運転した。

1週間の連続運転の結果、おがくず及び合成樹脂を使用した場合には処理物が粘土状に固まってしまう、攪拌に支障を来すことが明らかとなった。一方、木材チップ小を用いた場合には、攪拌状況の改善が認められ、木材チップ小と木材チップ大を併用した結果、処理物が粘土状にならず、攪拌状況も安定することが明らかとなった。さらに、木材チップと籾殻を併用することで約1ヶ月間安定な運転ができることが明らかとなった。

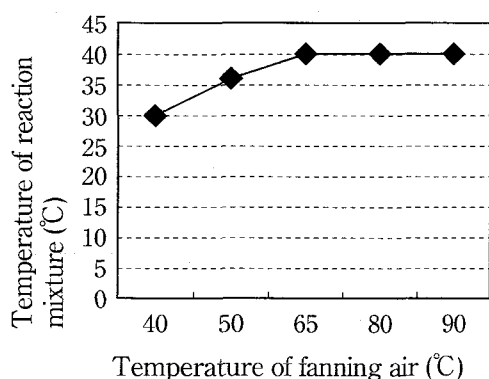


Fig. 3 Comparison of the temperature of reaction mixture plotted against the temperature of fanning air.

汚泥の減容化は常温でも進行するが、温度が高い方が反応の進行が早いことが知られている[1,3]。そこで、反応槽内への送風空気量及び送風空気温度と反応槽内温度との関係について検討した。微生物担持材約70 l(木材チップ小50 l, 木材チップ大15 l, 籾殻5 l)、と汚泥3 kgを反応槽に添加し、送風量1.5 m³/h、攪拌速度4回転/minで運転したときの、送風空気温度と24時間の運転中における処理物最高温度との関係をFig. 3に示した。送風空気温度が65℃までは、空気温度の上昇に伴って槽内温度が上昇したが、65℃以上では90℃まで温度を上げても槽内温度は上昇しないことが明らかとなった。反応槽は真空断熱していることから、空気温度の上昇に伴い槽内温度も上昇することが推測されたが、実験の結果、微生物による反応がない場合には40℃程度で一定となることが明らかとなり、反応槽内の温度を高温に維持するためには、断熱材を検討する必要があることが明らかとなった。

送風空気温度を65℃としたときの、送風空気量と反応槽内最高温度の関係を検討した結果、送風量が1.2 m³/hまでは送風空気量に比例して槽内最高温度も上昇したが、それ以上では送風量を上げても槽内最高温度は上昇しないことが明らかとなった。

食品残渣の減容では、微生物担持材を添加しなくても食品の持つ繊維分により反応物が粘土状にならないことが明らかとなっている[10]。活性汚泥処理により発生する余剰汚泥は食品残渣に比較すると性状は安定しているものの、減容化処理においては、反応の進行に最適な条件を設定することが難しいことが明らかとなった。

Table 2 Experimental conditions at continuous runs.

	Run 1	Run 2
Carrier stuff	Sawduste	wood chips
Stuff volume (l)	40 → 80	60
Stuff weight (kg)	6 → 12	24
Sludge weight (kg-wet)	5	2
Reactor temp. (°C)	60	60
fanning air temp. (°C)	60	60
fanning rate (m ³ /h)	2.1	1.23
Stirring rate (r.p.m.)	4	4.5

3.2 連続運転実験

本実験装置を用いて、2001年8月（以下Run 1）と9月（以下Run 2）に連続運転実験を行った。各実験の条件をTable 2に示した。なお、各条件はこの条件を基本として、反応物の状況を確認しながら適宜調節した。Run1の汚泥減容率をFig. 4に、Run 2の汚泥減容率をFig. 5に示した。なお、汚泥減容率は投入汚泥が1日（汚泥投入から翌日の汚泥投入までの間）で減少した量を、投入汚泥量（乾量）に対する減少汚泥量（乾量）（投入汚泥量 - 残存汚泥量）の割合で示した値であり、担持材は減容しないものとして計算した。Run 1では連続運転の後半に汚泥減容率の上昇傾向が認められたものの、汚泥減容率は5~25%であり、汚泥の減容はほとんど進んでいなかった。なお、Run 1における処理物の含水率は50~60%であり、処理物温度は30~40℃で推移していた。一方、Run2では汚泥減容率はほぼ100%で推移しており、安定的に汚泥の減容が行われていた。Run 2における処理物温度は40~50℃で推移しており、含水率は40~50%であった。なお、Run 2において運転当初の減容率が100%を越えたのは担持材が減容したためであると考えられる。

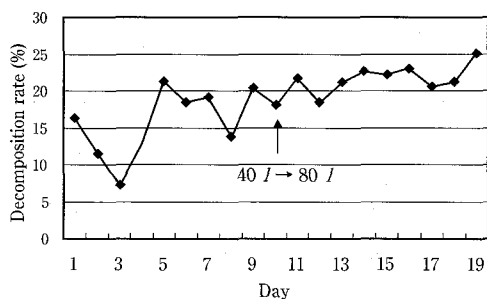


Fig. 4 Time courses of decomposition rate in Run1 used sawdust as carrier stuff.

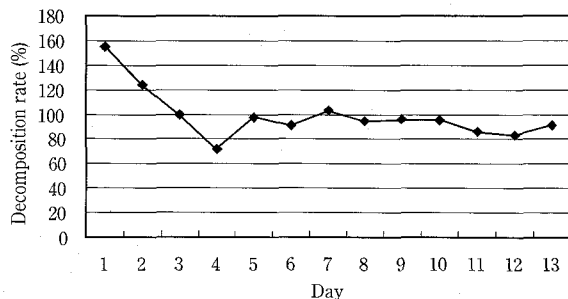


Fig. 5 Time courses of decomposition rate in Run2 used wood chips as carrier stuff.

Run 1ではおがくずを微生物担持材として用いており、運転開始後10日目に担持材の容量を40 lから80 lに増やしたが、汚泥減容率に大きな変化は認められなかった。これは、5 kgという汚泥投入量が、微生物担持材の量に比較して多すぎたこと、および、おがくずのみを微生物担持材として使用したことが適切でなかったためであると考えられる。また、Run 2に比較して汚泥の含水率が高く、反応物の温度が低かったことから、微生物の活動が低く抑えられていることが推測された。

連続運転実験の結果から、汚泥の減容には微生物担持材の種類と、担持材に対する汚泥の割合が大きく影響することが明らかとなった。本実験では、木材チップを微生物担持材とし、汚泥投入量を重量比で10%以下に抑えることで100%近い汚泥の減容率が得られることが明らかとなったが、この条件では処理できる汚泥の量が少ないことから、さらに運転条件の改善が必要である。Run 2における反応物温度は40~50℃であったが、食品残渣の減容において50℃以上の温度で減容が急速に進行することが報告されており[10]、最適条件を検討することにより、汚泥減容速度をさらに上昇させることは可能であると思われる。

3.3 米ぬか投入による汚泥減容率の改善

汚泥は成分が限定されることから、微生物の活動が制限される可能性がある。そこで、種々の栄養素を含んでいること、一定の性状のものが安価に手に入れられること等を考慮して、微生物の栄養源として米ぬかを選び、米ぬか添加による汚泥

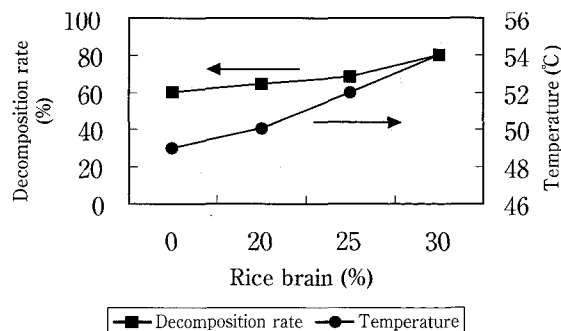


Fig. 6 Comparison of the decomposition rate of sewage sludge and the highest temperature of reaction mixture plotted against the added

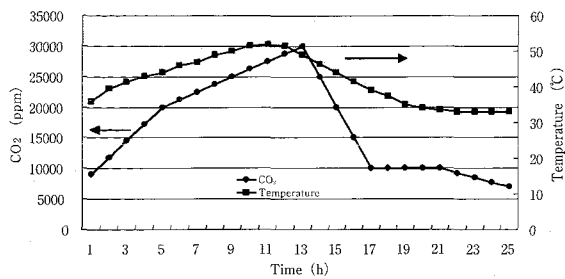


Fig. 7 Time courses of CO₂ concentration in the exhaust (●) and temperature of reaction mixture (■).

減容率の改善について検討した。実験は汚泥を毎日 3 kgと一定割合の米ぬかを反応槽に投入し、6日間の連続運転を行い、汚泥減容率を測定した。米ぬか添加量に対する汚泥減容率と反応槽内反応物最高温度の関係をFig. 6に示した。汚泥減容率は6日運転後の減容率であり、反応物最高温度は運転期間中に記録された最高温度である。米ぬかの投入量が増加するにしたがって、反応物温度も汚泥減容率も増加しており、汚泥減容に対して米ぬかの投入が有効であることが明らかとなった。また、米ぬかの添加量を増加することにより、反応物最高温度も上昇したことから、微生物の活動が活性化されることが明らかとなった。

汚泥に対して30%の米ぬかを添加して処理を行ったときの微生物相を測定した結果、常温で生育する一般細菌が 10^8 CFU/g、放線菌が 10^7 CFU/g、糸状菌が 10^7 CFU/gのレベルであったのに対して、好熱性菌として計数された菌は、一般細菌が 10^5 CFU/g、放線菌が 10^5 CFU/g、糸状菌は検出できないレベルであった。コンポスト化においては、反応が円滑に進行すると好熱性細菌の数が 10^8 CFU/g程度まで増加するが報告されている [8,9]。今回の実験では、好熱性細菌は 10^5 CFU/g程度であり、汚泥減容反応に対して最適な条件となっていなかったものと思われる。しかし、米ぬかを添加することにより、反応物温度の上昇と汚泥減容率の上昇が認められたことから、今後さらに運転条件を検討することにより、迅速に汚泥を減容化できる可能性があることが示された。

3.4 汚泥のガス化速度

汚泥 3 kgと米ぬか750 gを毎日反応槽に投入し、

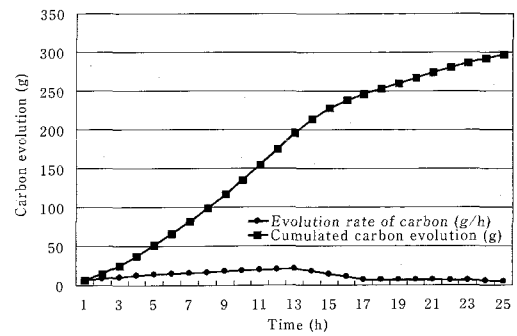


Fig. 8 Time courses of carbon evolution

6日後に排ガス中の二酸化炭素、アンモニア、酢酸、硫化水素及びメチルカプタン濃度を測定した。その結果、メチルメルカプタンが0~10 ppm程度発生しているものの硫化水素はほとんど発生しておらず、反応が好氣的に進行していることが示された。本実験では処理物のpHは7~8程度を維持しており、アンモニア発生量は50~300 ppm程度の発生であった。汚泥投入から24時間の二酸化炭素発生量を測定した結果をFig. 7に示した。なお、このときの送風量は $1.3 \text{ m}^3/\text{h}$ である。汚泥と米ぬか混合物を反応槽に投入した直後から温度の上昇が始まり、温度上昇に比例して排ガス中二酸化炭素濃度が上昇した。また、温度の低下が始まると共に、二酸化炭素濃度は急激に低下した。

排ガス中二酸化炭素の濃度から、気体として放出された炭素の量を計算した結果をFig. 8に示した。この結果から、炭素の累積放出量は約300 gと計算された。Table 1に示した含有量分析の結果から、実験に使用した汚泥 3 kg中の炭素量は183 gと計算される。また、米ぬかについては、含水率が9.3%であり、強熱減量が81.5%であったことから、米ぬか750 g中の炭素量は約270 g程度であると推測される。したがって、汚泥と米ぬかの有機物中の炭素が全て二酸化炭素に変換されるとすると、453 gの炭素が排ガス中に排出されるはずである。炭素の累積放出量が理論値よりも少なかったのは、測定に検知管を使用したことから誤差が大きかったこと、測定が1時間毎であったことから正確に累積二酸化炭素発生量を捕まえることができなかったことなどが考えられる。しか

しながら、反応槽内温度の上昇と二酸化炭素発生量及び汚泥の減少量はよく一致していたことから、今後さらに詳細なデータを取得することにより、汚泥減容化反応の解析が可能であると思われる。

4. まとめ

活性汚泥法から発生する余剰汚泥を微生物を用いて減容化する装置を試作し、その性能について基礎的検討を行った。本研究により得られた知見は以下の通りである。

- ① 木材チップ小と木材チップ大を微生物担持材及び通気改良材として使用することにより、反応槽内での攪拌が安定し、長期間の連続運転が可能となることが明らかとなった。
- ② 反応が安定化すると反応熱により槽内温度が上昇したが、送風空気温度を上げても、槽内温度を上げることができず、装置の改善が必要であることが明らかとなった。
- ③ 連続運転実験の結果、汚泥の減容には微生物担持材の種類と、担持材に対する汚泥の割合が大きく影響することが明らかとなり、本装置の場合、担持材に対する汚泥投入量を重量比で10%以下にすることで良好な汚泥減容率を得ることができた。
- ④ 汚泥の減容化反応の促進に米ぬかの投入が有効であることが明らかとなった。
- ⑤ 汚泥の減容化反応は12時間程度で最大に達しており、反応槽内温度の上昇と二酸化炭素発生量及び汚泥の減少量はよく一致していた。

本研究により、汚泥減容化の基礎的データを得ることができた。今後、より詳細なデータを取得し、理論的解析を行うと共に、実用装置の開発を行う予定である。

謝辞

本研究の一部は、平成13年度岡山県環境関連技術開発支援事業補助金により遂行した。記して感謝の意を表す。また、本研究の遂行に当たり、東備水道企業団衛生センターから実験場所及び汚

泥を提供して頂くと共に、センター長河田氏をはじめ、所員の皆様に適切な助言を頂きました。ここに、深く感謝致します。

参考文献

- 1) 恵谷浩, 横田正和, 大谷孝, 永井達夫, 服部公治, 尾辻幸枝, 実用的な生ごみの脱水処理技術とコンポスト化システム, 廃棄物学会論文誌, 8, 71-80 (1997)
- 2) 恵谷浩, 高速・低臭バイオ生ごみ処理技術の研究開発, 資源環境対策, 31, 1216-1220(1995)
- 3) 恵谷浩, 横田正和, 大谷孝, 永井達夫, 服部公治, 尾辻幸枝, 高速・低臭バイオ生ごみ処理技術の研究開発(続報), 資源環境対策, 33, 1108-1114 (1997)
- 4) 都留信也, 有機汚泥のコンポスト化, 環境技術, 7, 1090-1094 (1978)
- 5) 伊藤一, 山田裕善, 武内学, 汚泥のコンポスト化とその利用, 環境技術, 8, 550-559(1979)
- 6) 森忠洋, 三木伸夫, 成田愛世, 下水汚泥の堆肥化に関する2・3の考察, 環境技術, 7, 248-254 (1978)
- 7) K.Nakasaki, M.Sasaki, M.Shoda, H.Kubota, Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate, Appl. Environ. Microbiol., 49, 37-41 (1985)
- 8) 金子栄廣, 藁英眞, 藤田賢二, 堆肥化過程における微生物数と細菌の増殖活性, 廃棄物学会論文誌, 4, 35-41 (1993)
- 9) 中崎清彦, 渡辺淳, 末原憲一郎, 久保田宏, 種菌がコンポスト化速度に与える影響の評価, 廃棄物学会論文誌, 3, 78-85 (1992)
- 10) 河村清史, 井上雄三, 大迫政浩, 田中勝, 駒形恭美, 内田真由, 越田亮三, 分解消滅型生ごみ処理装置におけるドッグフードの分解特性, 第20回全国都市清掃研究会講演論文集, 140-142 (1999)