

# 嫌気性生物処理技術の特徴と発展の流れ

片岡直明\*

## Characteristics and Development Chronology of Anaerobic Biotreatment Technology

by Naoaki KATAOKA

In anaerobic biotreatment organic matter becomes degraded into methane and carbon gas by catabolization of anaerobic bacteria propagating in an oxygen-less/anaerobic environment. This treatment method had started to be applied in Europe between the end of the 19<sup>th</sup> Century and the beginning of the 20<sup>th</sup> Century. In the 1950s heating and mechanical agitation techniques were developed for this method. In Japan, the use of anaerobic digestion for reducing and stabilizing sludge in sewage sludge and night soil treatment became widespread around this time. In the 1980s high-load anaerobic biotreatment featuring microbial immobilization was developed and its use became widespread mainly for treating industrial wastewater. At present, focal attention is being directed at anaerobic biotreatment as a source of unused energy for achieving a low-carbon social and economic structure, by producing biomass from domestic waste, food processing refuse, sludge and other such refuse.

**Keywords:** Anaerobic treatment, Anaerobic digestion, Methane fermentation, Biomass, Methane, Digester, Anaerobic bacteria, Microbial immobilization, UASB, Sludge

### 1. はじめに

嫌気性生物処理（以後、嫌気性処理）は、酸素のない嫌気性環境下で生育する嫌気性菌の代謝作用により、有機物をメタンガスや炭酸ガスに分解する生物処理方法である。

嫌気性処理法と好気性処理法（活性汚泥法）の諸元の比較を表1に示す。

嫌気性処理での長所と短所を要約すると、次のとおりである。

#### (1) 嫌気性処理の長所

①菌体収率が小さいことから、余剰汚泥発生量が好気性処理に比べて1/3～1/10程度と少ない。

②酸素の供給が不要のため、好気性処理に比べて動力消費量が1/2～1/3に減少できる。

③メタンガスを主成分とするバイオガスが得られる。

④病原微生物や寄生虫卵が速やかに死滅する。

表1 嫌気性生物処理法と活性汚泥法の諸元比較

Table 1 The comparative dimensions of the anaerobic treatment and activated sludge

	嫌気性生物処理法 Anaerobic treatment	活性汚泥法 Activated sludge treatment
関与する微生物 Microbial involvement	嫌気性菌 Anaerobic bacteria	好気性菌 Aerobic bacteria
処理対象物の濃度 Concentration of the material to be processed	高濃度 (BOD 10000 mg/L以上) High concentration	低濃度 (BOD 5000 mg/L以下) Low concentration
処理温度 Treatment temperature	35～38℃ (中温発酵) Mesophilic fermentation 53～55℃ (高温発酵) Thermophilic fermentation	常温 (10～35℃) At normal temperature
BOD負荷 BOD load	2～4 kg/(m <sup>3</sup> ·d) (中温発酵) Mesophilic fermentation 4～8 kg/(m <sup>3</sup> ·d) (高温発酵) Thermophilic fermentation	1～3 kg/(m <sup>3</sup> ·d)
処理時間 Processing time	20～30 d (中温発酵) Mesophilic fermentation 10～20 d (高温発酵) Thermophilic fermentation	3～24 h
BOD除去率 BOD removal	80～95%	80～99%

\* 荏原エンジニアリングサービス(株) 博士 (農学)

「分離技術ハンドブック」(分離技術会編, 平成22年2月22日発行)のpp.1014-1019掲載内容に一部加筆, 修正の上転載

(2) 嫌気性処理の短所

- ①嫌気性菌の増殖速度が遅いために長い滞留時間が必要となり、装置が大きくなる。
- ②温度、pHなどの環境要因に対して好気性処理よりも敏感である。
- ③好気性処理ほどの良好な水質は得られず、二次処理が必要である。
- ④有機物濃度の低い排水では効率的な処理が難しい。

2. 嫌気性生物処理の特徴

2-1 有機物の嫌気分解経路

嫌気性処理における有機物からメタンガスの分解経路は、図1に示す3段階の嫌気性代謝によって進行する。

第1段階：複雑な有機物の加水分解による可溶性・低分子化

第2段階：低分子物質の酸発酵による揮発性脂肪酸、アルコール類の生成

第3段階：酢酸又は水素と二酸化炭素からメタンガスの生成

また、第1及び第2段階をまとめて酸生成、第3段階をメタン生成とし、2段階の分解過程とする見方もある。

一般に、有機物の嫌気性分解では第1段階の反応が相対的に遅く、難分解性セルロースや脂質を多く含む場合、この過程が律速段階になる。また、酸生成速度はメタン生成速度よりも大きいことから、易分解性有機物が急激かつ大量に投入されると酸生成の促進によって有機酸が蓄積し、メタン生成反応を阻害する。したがって、嫌気性処理ではメタン生成速度と均衡のとれた有機物負荷を維持することが重要である。

2-2 バイオガス発生

嫌気性処理によるガス発生量は、発酵槽に流入する基

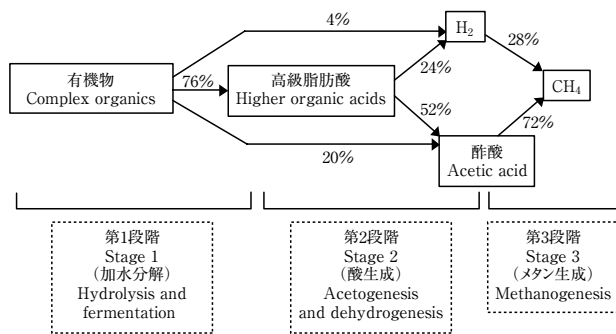


図1 嫌気性処理における有機物の嫌気分解経路<sup>1)</sup>

Fig. 1 The degradation pathways of the organic matter in anaerobic treatment

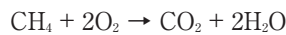
質の化学組成によって決定される。組成の知られた基質では、BuswellとMuellerの一般式である式(1)から理論的にガス発生量と組成が求められる<sup>3)</sup>。

$$C_nH_aO_b + \left(n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2}\right)H_2O \rightarrow \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4}\right)CH_4 + \left(\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4}\right)CO_2 \dots\dots (1)$$

ここに、n:炭素の原子数、a:水素の原子数、b:酸素の原子数

各種有機物からのガス発生量について、表2にRoediger及びBuswellによる測定値を示す。これにより、ガス発生量及び組成は、有機物によってかなり異なるといえる。分解速度は、一般に、炭水化物、脂肪、たん白質の順に速いといわれている<sup>4)</sup>。

実際の原料からのガス発生量を表3に示す。



$$22.4 \text{ L}/64 \text{ g} = 0.35 \text{ L-CH}_4/\text{g-COD}_{Cr} \Leftrightarrow$$

$$2.86 \text{ g-COD}_{Cr}/\text{L-CH}_4 \dots\dots (2)$$

なお、メタンガスのCOD<sub>Cr</sub>当量は、標準状態でメタンガス0.35 LがCOD<sub>Cr</sub>1gに相当することから〔式(2)〕、嫌気性処理ではCOD<sub>Cr</sub>物質収支を求めることができる<sup>3)</sup>。

2-3 環境条件

2-3-1 温度

嫌気性処理には最適温度領域が二つあり、中温嫌気性菌の働く30～35℃と高温嫌気性菌の働く50～60℃がある。

表2 基質1g当りのガス発生量  
Table 2 Gas emissions per 1g of substrate

〔Roedigerによる〕			
	ガス量 (mL/g) Gas volume	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)
炭水化物 Carbohydrate	790	50	50
脂肪 Lipid	1250	68	32
たん白質 Protein	704	71	29
〔Buswellによる〕			
	ガス量 (mL/g) Gas volume	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)
粗繊維 Cellulose	810	45～50	55～50
脂肪 Lipid	1120～1430	62～72	38～28
油脂分 Oil and fat content	1060	68	32
スカム Scum	880～1000	70～75	30～25
たん白質 Protein	730	73	27

表3 固形性有機物の種類とメタン発酵処理でのガス発生量<sup>2)</sup>  
**Table 3** The type of organic solid wastes and amount of gas generated by the methane fermentation treatment

項目 Content	ガス発生量 Gas production rate	メタン含有率 (%) Methane gas content	
下水汚泥の混合汚泥 Mixed sludge of sewage sludge	0.4 ~ 0.6 m <sup>3</sup> /kg-投入VS Input	60 ~ 65	
生ごみ Domestic kitchen waste	0.75 ~ 0.92 m <sup>3</sup> /kg-分解VS(NTP) Removed	60	
家畜 排泄物 Livestock waste	豚 Pig's waste	0.45 m <sup>3</sup> /kg-投入VS Input	66 ~ 69
	牛 Cow's waste	0.25 m <sup>3</sup> /kg-投入VS(NTP) Input	62.5

一般的には、高温嫌気性反応の反応速度は中温よりも25～50%程度速いとされる<sup>4)</sup>。

### 2-3-2 pHとアルカリ度

至適pHは、酸生成菌はpH 5.0～6.0、メタン生成菌はpH 6.8～7.2とされる。特にメタン生成菌はpHの依存性が高く、pH 6.0以下又はpH 8.0以上では急速に活性が低下する。

嫌気性処理では、有機物の嫌気分解で生成するH<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>と揮発性有機酸によって発酵液のpH低下が引き起こされることから、これらの酸を中和するアルカリ度が必要である。なかでも高濃度H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>の中和に必要とされる重炭酸塩アルカリ度は重要であり<sup>3)</sup>、発酵液pH 6.5～7.4、バイオガス中CO<sub>2</sub>濃度25～45%の場合の必要アルカリ度は500～8000 mg-CaCO<sub>3</sub>/Lである。

### 2-3-3 栄養

嫌気性菌の増殖収率は好気性菌より低いために窒素、リンの必要量も少ないが、不足している場合は適正量を添加する。嫌気性処理での必要栄養量は運転負荷や原料条件等で異なり、COD:N:P比として高負荷運転〔0.8～1.2 kg-COD<sub>Cr</sub>/(kg-VSS・d)〕では350:7:1、低負荷運転〔0.5 kg-COD<sub>Cr</sub>/(kg-VSS・d)以下〕では正味のバイオマス合成量が減少するので1000:7:1とされる<sup>47)</sup>。また、適正なN/P比は約7、C/N比は最低25とされる。

### 2-3-4 阻害物質

嫌気性処理での阻害物質として特に重要なものは、揮発性有機酸とアンモニアである。両者ともに、遊離態に解離した物質が微生物反応に発酵阻害を及ぼすとされる。

#### (1) 揮発性有機酸

揮発性有機酸は、嫌気性処理における酸発酵生成物であり、酢酸、プロピオン酸、酪酸などである。揮発性有

機酸によるメタン生成阻害は、pH 7.5付近で総揮発酸として2000 mg/L(酢酸として)以上蓄積すると発酵が阻害される<sup>45,8)</sup>。また、運転指標として、有機酸濃度/アルカリ度の比を0.3～0.4以下に保つ必要があり、0.8以上になると機能障害を起こすとされる。

#### (2) アンモニア

アンモニアは高pH又は高温域で解離しやすいことから、高温嫌気性処理ではアンモニア阻害を受けやすい。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N濃度は、中温処理で3500 mg/L以上、高温処理で2000 mg/L以上となるとメタン生成が阻害される<sup>9)</sup>。

## 3. 嫌気性処理技術の発展の流れ

嫌気性処理技術の発展の流れを図2に示す。嫌気性処理は、19世紀末から20世紀初頭にヨーロッパで始まり、1950年代には加温や機械式かくはんなどの処理方式が開発され、国内でも下水汚泥やし尿処理での汚泥減量化・安定化を目的とした嫌気性消化法が普及した。1980年代になると微生物固定化方式による高負荷型嫌気性処理法が産業排水処理分野を中心に普及した。そして現在、低炭素社会に向けた未利用資源の活用技術として、廃棄物系バイオマス向け嫌気性処理法が大きく脚光を浴びている。以下、歴史的背景もまじえて嫌気性処理技術の発展の流れを述べる。

### 3-1 嫌気性生物処理のはじまり

#### 3-1-1 ヨーロッパ

14～17世紀のヨーロッパでは、城壁に囲まれた狭い土地に多くの住民が集中し汚物処理も不潔なまま放置され、流行病にも度々襲われた。1842年イギリスでは法律家Edwin Chadwickの“The Sanitary Conditions of the Labouring Population of Great Britain (大英帝国における労働人口集団の衛生状態に関する報告)”を機に、公衆衛生法、河川汚濁防止法が制定され、近代的公衆衛生制度や汚物処理、上下水道などの環境整備が始まった<sup>10)</sup>。1862年フランスの細菌学者Louis Pasteurは、乳酸発酵・アルコール発酵の研究から、酸素存在下で生活する生物を好気性(aerobic)生物、無酸素状態で生活できる生物を嫌気性(anaerobic)生物と呼び、識別するようになった。

嫌気性処理法は、1875年フランスのLouis MourasのAutomatic Scavenger(自動清浄機)が始まりとされる<sup>1)</sup>。Louis Mourasは、し尿の固形分が汚水溜めの中で液化して溶解することを発見し、汚水溜めを密閉して、液化分を放流する管を取り付けた。1895年イギリスのDonald Cameronは、嫌気性菌の働きを利用したSeptic Tank(腐

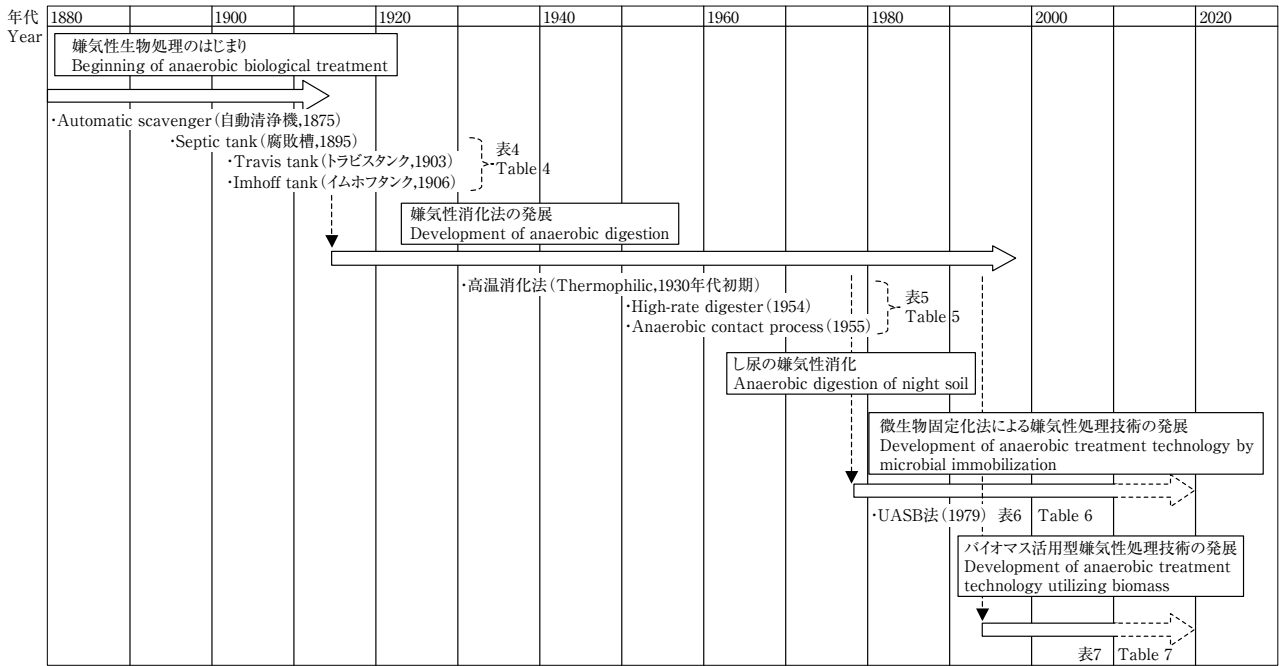
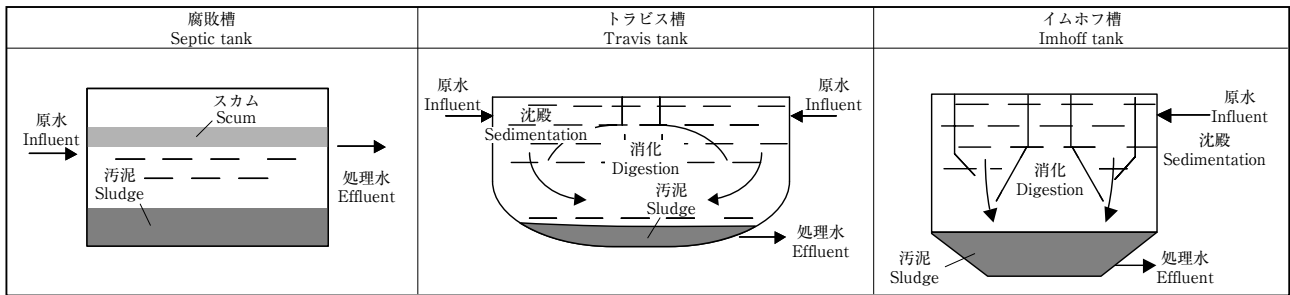


図2 嫌気性生物処理技術の発展の流れ  
 Fig. 2 Chronology of technological development in anaerobic biological treatment processes

表4 初期の嫌気性処理槽  
 Table 4 Early anaerobic treatment systems



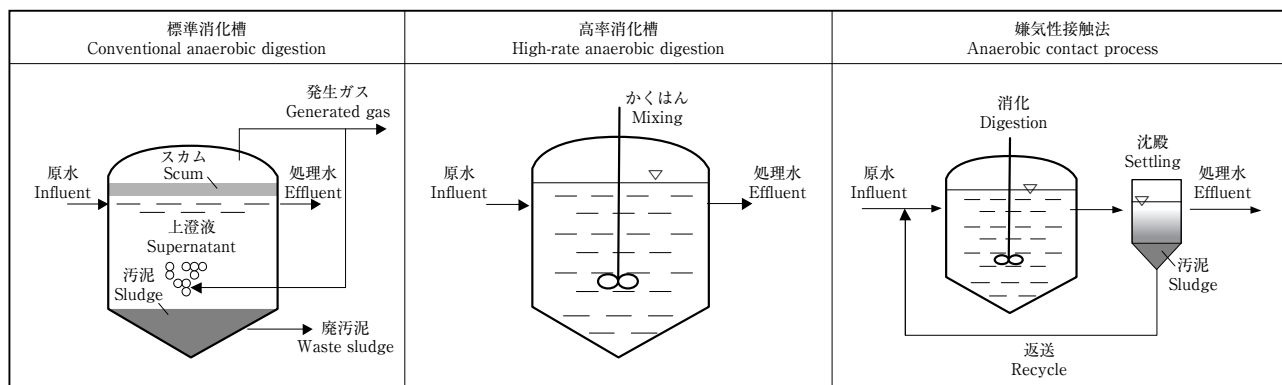
敗槽)を開発した(表4)。これは、トラップ付きの流入口と出口を備え、両方が下水の水面下に挿入されていることにより、水面上に形成されるスカム層の破壊を防ぐ浅い槽で、濃縮汚泥は汚泥溜めに受入れた。1903年イギリスのWilliam Travisが開発したTravis Tankがハンプトン市に建設され、1906年ドイツのKarl Imhoffが開発したImhoff Tankがエムッシャーで稼動した(表4)。これらは二階槽と称され、単槽で下水と汚泥とを沈殿分離して汚泥消化(嫌気性消化)をする。これらの嫌気性処理法は、家庭下水処理法として普及しはじめたが、1913年ArdenとLockettが発見した活性汚泥法の台頭によって家庭下水での適用は次第に少なくなり、下水汚泥の減量化・安定化を目的とした嫌気性消化法として展開されていく。

### 3-1-2 日本

日本では、仏教の影響などから清潔を旨とする習慣があり、汚物処理も汲み取り式で農家の肥料として循環利用され、諸外国に比べて個人衛生が優れていた。明治初期のコレラなど伝染病流行で、長興専齋(ながよせんさい)(1875年内務省衛生局初代局長、ドイツ語Gesundheitspflegeを衛生と訳)は衛生工事を推進し、公衆衛生思想が普及し始めた。そして、中島鋭治(東京大学教授、東京市技師長)が1901年8月~1902年7月のほぼ1年間かけて欧米各都市の上下水道や土木事業を調査した「欧米各市ニ於ケル市事業視察復命書」により、前述したSeptic Tank(腐敗槽)の技術が日本に伝わった<sup>10)</sup>。

そして、1930年10月に池田篤三郎、杉戸清(後の名

表5 嫌気性消化槽<sup>1)</sup>  
Table 5 Anaerobic digestion systems



古屋市長)らにより、名古屋市の堀留・熱田下水処理場で活性汚泥法による下水処理が開始された後、1932年3月に名古屋市の天白汚泥処理場で嫌気性汚泥消化の実用運転が始まった。こうして始まった国内の嫌気性処理技術は、下水汚泥処理、し尿処理、産業排水処理分野で展開されていく。

### 3-2 嫌気性消化技術の発展

下水汚泥やし尿を嫌気性消化することにより、脱離液、消化汚泥、消化ガスの3成分に分けることができ、有機物の安定化、固形物の減量化、病原菌や寄生虫卵の死滅による安全化、エネルギー回収を達成できる。

1908年バーミンガムのサルトレー処理場で、汚泥の15～20%を嫌気性消化で分解できることが実験で明らかにされ、更に、嫌気性処理における重要な要素である種付け、アルカリ度、温度、かくはんなどが次々と明らかになり、バイオガスを発電に用いることの可能性まで認められるようになった<sup>10)</sup>。1930年代初期までにはFairとMoorによって、中温消化(28～33℃)と高温消化(55～60℃)の二つの最適温度領域があることも示され、加温による嫌気性処理の効率化が図られるようになり、今日の嫌気性消化法にいたる(表5)。

日本では特に、し尿処理の嫌気性消化において1956年以降に急速に普及し、1975年頃まで主流として多数の施設が建設され、全国施設数の68%、処理能力の70%を占めた<sup>11)</sup>。し尿処理はその後、1975年頃になると生物的脱窒素法の台頭によって、嫌気性消化施設は急速に減少した。

#### 3-2-1 標準消化法<sup>4)</sup>

標準消化法は、密閉槽に十分量の消化汚泥等の種汚泥を満たし、30～37℃に加温しながら下水汚泥やし尿等を半連続的に投入し、20～30日の水理学的滞留時間(HRT: Hydraulic Retention Time)を与えて処理する。

常温消化では60～70日とされる。

通常、消化槽は2段直列に配置し、第1槽は消化ガスの吹込み等によってかくはんされ、投入有機物1kg当り0.4～0.5 m<sup>3</sup>の消化ガスが発生する。第2槽は消化を完全に進めると同時に、固液分離の機能を有し、ガス発生量は第1槽の1/20程度と少ない。汚泥消化における有機物負荷は、30℃において1.5 kg-VS/(m<sup>3</sup>・d)である。高温消化(50～60℃)の場合、消化日数を10～15日に短縮することができる。

#### 3-2-2 高率消化法<sup>4,5)</sup>

高率消化法は、消化ガス循環や機械かくはんで消化槽内混合液を連続的にかくはんすることで、HRT 6～8.7日程度にまで短縮でき、有機物負荷を3～5 kg-VS/(m<sup>3</sup>・d)に高められる。連続かくはんは、

- (1) 槽内温度の均一化、
  - (2) 投入基質と消化汚泥の十分な混合、
  - (3) スカム発生の防止、
  - (4) 短絡流発生の防止による局所的な高濃度域の防止等
- 等に大きな効果をもつ。

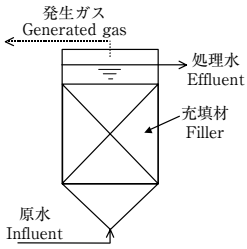
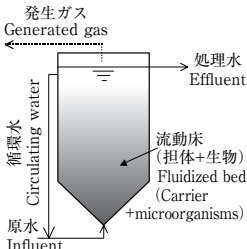
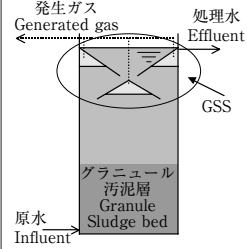
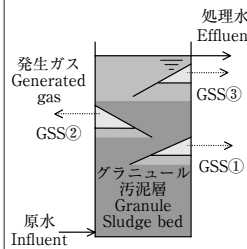
#### 3-2-3 嫌気性接触法

嫌気性接触法は、消化槽流出液を沈殿分離して回収した消化汚泥を流入水と混合して消化槽へ返送することを特徴とし、活性汚泥法を嫌気性形式にした処理方式である。これにより、消化槽の菌体濃度を高く保持しつつHRTを短縮できる。一方、メタン生成菌はフロックを形成せず、消化汚泥は沈降性が悪いので汚泥分離が難しく系外に流出しやすい点を考慮する必要がある。本法は、汚泥消化よりも、好気性処理では過負荷となるような高濃度有機性排水処理に適する。

### 3-3 微生物固定化法による嫌気性処理技術の発展

嫌気性生物処理では、安定な処理性能の確保と高負荷

表6 微生物固定化式の嫌気性処理技術  
Table 6 Comparisons in anaerobic biological treatment systems by immobilization method

		嫌気性固定床法 Up-flow anaerobic filter process	嫌気性流動床法 Anaerobic fluidized bed process	UASB法 UASB process	EGSB法 EGSB process
処理フロー Process flow					
装置 Equipment	充填材・担体 Filler・Carrier	礫, 砕石, プラスチック製充填材 Gravel, crushed stone, plastic filler	ケイ砂, ゼオライト, アン スラサイト, 粒状活性炭, 軽量骨材等の粒径0.2 ~ 1.0 mm程度の担体 Silica sand, zeolite, anthracite, granular activated carbon and lightweight aggregate	不要 Unnecessary	不要 Unnecessary
	かくはん方式 Stirring method	通常循環せず No Circulation	処理水循環 (循環比0.5 ~ 10) Water cycle process	発生ガスによる無動力かく はん No mixing gas power generation	発生ガスによる無動力かく はん No mixing gas power generation
特徴 Characteristic	汚泥保持濃度 Concentration of sludge retention	10 ~ 20 kg-VSS/m <sup>3</sup>	20 ~ 30 kg-VSS/m <sup>3</sup>	30 ~ 50 kg-VSS/m <sup>3</sup>	リアクタ容量の70%以上 Effective volume 50 kg-VSS/m <sup>3</sup> 以上
	有機物負荷 Organic loading	5 ~ 10 kg-COD <sub>Cr</sub> /(m <sup>3</sup> ・d)	10 ~ 15 kg-COD <sub>Cr</sub> /(m <sup>3</sup> ・d)	15 ~ 25 kg-COD <sub>Cr</sub> /(m <sup>3</sup> ・d)	30 kg-COD <sub>Cr</sub> /(m <sup>3</sup> ・d) 以上
	長所 Advantages	菌体が生物膜として固定化 されているため, 菌体の流 出が少ない Microbial immobilization in upflow anaerobic filter process minimizes leakage of bacteria	閉塞が起こりにくく, 生物 との接触効率が高い Less likely to block, efficient contact with biological matter	動力費が低く, 機械攪拌や 返送が不要, 汚泥保持濃度 が最も高く取れるので構造 が単純でコンパクトである Low power cost. Does not require mechanical agitation or return. The highest concentration of sludge retention, simple and compact structure.	気液固分離性能が安定して いる Solid-liquid separation performance is stable.
短所 Disadvantages	固定床の閉塞により処理性 能低下がある Performance drop due to blockage of fixed bed	動力費が大きい, 生物付着 量制御が難しい High power cost, difficult to control amount of biotilm	運転条件によっては菌体流 出あり Bacteria flow out depending on operating conditions	菌体保持のための運転制御 を要する Needs operation control to maintain amount of bacteria	

処理のために、比増殖速度の小さいメタン生成菌を反応槽内に高濃度に保持する必要がある。そのため、表6に示すような微生物固定化方式と呼ばれる高負荷型嫌気性処理法が産業排水処理分野を中心に実用化されている。以下に各処理方式を概説する。

### 3-3-1 嫌気性固定床法

反応槽の内部にプラスチックや砕石などの充填材を設置し、その表面に嫌気性菌の生物膜を付着増殖させて排水と接触させる方式で処理を行う。充填材の種類・サイズ、水の流れ方向（上向流、下向流）などによって様々なバリエーションが可能である。一方、担体充填によ

って反応槽の実容量が減少すること、流入排水中の懸濁物質や担体表面での無機物の晶析による反応槽の閉塞や発泡などの技術課題がある。

### 3-3-2 嫌気性流動床法

粒径0.2 ~ 1.0 mm程度の砂、アンスラサイト、軽量骨材などの粒状付着担体を流動状態に浮遊させ、その表面に嫌気性菌を付着・増殖させる方式で処理を行う。流動床では基本的に閉塞の問題がなく、排水との接触効率も高く、低濃度まで基質を分解できるとされる。一方、スケールアップが比較的難しく、担体流動のための動力費、粒子間の摩擦による生物膜のはく離、担体粒子の流出な

どの技術課題がある。

### 3-3-3 UASB法

上向流嫌気性汚泥床法（UASB：Up-flow Anaerobic Sludge Blanket）は、1970年代末オランダのLettingaらによって開発された技術であり、付着担体を用いなくて、嫌気性菌のもつ凝集・集塊機能を利用して粒径0.5～2.0 mm程度の沈降性の優れたグラニュール（粒状）汚泥として槽内に汚泥層として保持する方法である。高負荷での処理が可能で汚泥層の閉塞も起こらないことから、食品産業を中心とした中・高濃度排水処理として最も広く普及している。UASB処理槽の構造は、反応槽下部に原水供給装置、上部に気液固3相分離装置（GSS：Gas-Solids Separator）を備える。排水を反応槽底部から上昇流で均一に流入させて、グラニュール汚泥を生成させ、嫌気性生物処理を行う。

### 3-3-4 EGSB法

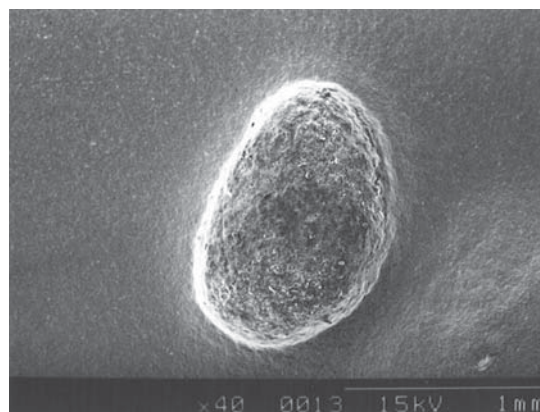
UASB法の高負荷向け改良型として膨張汚泥床（EGSB：Expanded Granular Sludge Bed）法がある。これは、GSSを槽内に多段に設置することで安定した気液固分離性能、高い通水速度での運転、グラニュール汚泥保持量の増加を確保したものである。UASB処理方式に比べ2～3倍以上の高負荷処理を可能としている〔COD<sub>Cr</sub>容積負荷30 kg-COD<sub>Cr</sub>/(m<sup>3</sup>・d)以上〕<sup>12,13)</sup>。

### 3-3-5 グラニュール汚泥の特性

UASB法では、グラニュール汚泥を槽内に維持し継続的に増殖させることが最重要である。そのためにはUASB処理槽内でメタン生成菌が優占的に増殖できる環境を作る必要があり、特に、グラニュール汚泥の骨格を形成し、かつ酢酸を唯一の基質として増殖する*Methanosaeta*属のメタン生成菌の増殖が不可欠である。

写真にグラニュール汚泥の表面の電子顕微鏡写真を示す。正常なグラニュール汚泥は、写真（b）に示すように糸状性あるいはロッド状の*Methanosaeta*属のメタン生成菌が絡み合った構造である。一方、写真（c）に示すサルシナタイプグラニュール汚泥では、粒径は概ね0.5 mm以下と小さく流出しやすくなり、処理水質も悪化することから、このタイプのグラニュール汚泥の異常繁殖は望ましくないとされる。傾向として、高酢酸濃度下で*Methanosarcina*属メタン生成菌が優占となる場合に出現するが多い。

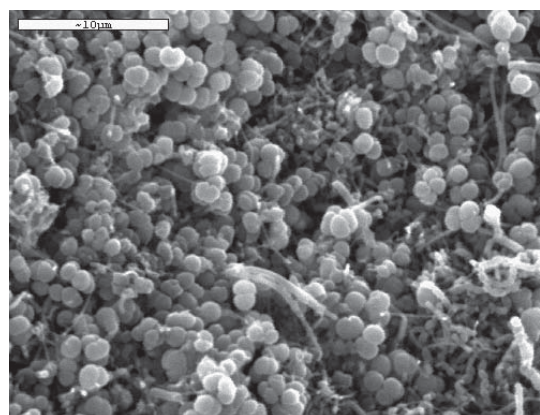
グラニュール汚泥生成では、原水中の懸濁粒子（SS：Suspended Solid）の挙動に十分注意する必要がある。SS分がグラニュール汚泥に付着したり、槽内に残留して蓄積すると、処理性能の低下につながる。また、SSを包



(a) グラニュール  
Granule



(b) 正常なグラニュール  
Normal granules



(c) サルシナタイプのグラニュール  
*Methanosarcina* type granules

10-105 01/229

写真 UASBグラニュールの電子顕微鏡写真  
Photo Electron microscope photos of UASB granules

含する形でグラニュール汚泥が形成された場合、これが有機性SSであると、時間の経過とともにこのSSが徐々に可溶化分解して空隙を生じ、ここにガスが蓄積してグラニュール汚泥浮上の原因となる<sup>14)</sup>。よって、前段で原

水中のSSを除去する対策が重要である。

また、UASB処理槽内でメタン生成菌が優占的に増殖できる環境作りのためには、酸生成槽をUASB処理槽の前段に設置して、酸生成細菌の基質がUASB処理槽に直接流入しないようにして、酸生成菌の増殖量を制限することが不可欠となる<sup>15)</sup>。酸生成槽へUASB処理水を循環することで、酸生成菌の連続的な植種を行うと共に、酸生成槽でのpH低下を防いで生成する低級脂肪酸による生成物阻害を緩和することができる。これにより、酸生成速度を高めることが可能となる。

### 3-4 バイオマス活用に向けた嫌気性処理技術の発展

19世紀末に始まった嫌気性処理技術は、約135年の間に数々の処理方式が開発されたが、現在は低炭素社会に向けた未利用資源の活用技術として、生ごみや食品加工残渣などの廃棄物系バイオマス向け嫌気性処理法が大きく脚光を浴びている。

バイオマス活用に向けた嫌気性処理での技術ポイントは、固形物（SS分）に対する前処理方式と嫌気性処理液（メタン発酵液）の処理方式の2点である。特に固形物処理に対して、表7に示す処理方式などが提案されている。

メタン発酵液の処理に関しては、北海道・九州地域で

液肥利用される以外は、多くが放流水質に応じた水処理と汚泥処理を行っている場合が多い。し尿処理分野の汚泥再生処理センターでは、し尿処理場等に有機性廃棄物を搬入してメタン発酵処理を行い、メタン発酵処理脱ろ液はし尿処理の水処理施設で放流水質基準にまで浄化している<sup>16)</sup>。

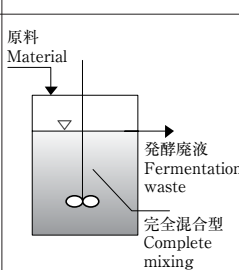
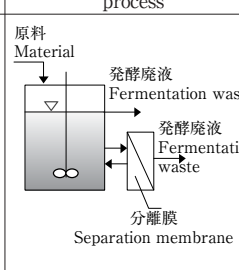
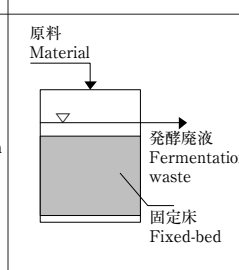
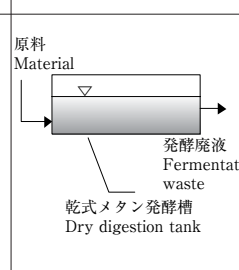
#### 3-4-1 完全混合法

完全混合法は、機械かくはんで発酵槽をかくはんする方式で、幅広い廃棄物種に適用可能であり、各種有機性廃棄物の混合処理も可能で、原料の性状変動にも強い。また、大規模な廃棄物処理設備に対応でき、装置の安定運転が容易で槽内汚泥性状も安定している。一方、処理速度をHRT 17日以下に高速化しにくいことが多く、発酵槽の有機物負荷を高くすることができない。完全混合法の場合、固形物の分解促進を目的とする可溶化槽又は酸発酵槽を前段に設けることが多い。

#### 3-4-2 膜分離法

膜分離方式では、発酵槽内微生物濃度を高く保持できるようにHRT 12～15日での高負荷運転が可能である。更に、アンモニアによる発酵阻害にも水希釈により回避することができ、分離膜で汚泥濃縮対処が可能である。一

表7 有機性廃棄物の嫌気性処理技術  
Table 7 Anaerobic treatment methods for organic waste

処理方式 Processing method	完全混合法 Complete mixing method	膜分離法 Membrane separation process	固定床法 Fixed-bed method	乾式法 Dry digestion method	
処理フロー Process flow					
処理条件 Processing conditions	35℃/HRT 20～30 d, 55℃/HRT 17 d	55℃/HRT 12～15 d		55℃/HRT 20～40 d	
装置の特徴 Equipment features	充填材・担体 Filler・Carrier  かくはん方式 Mixing method	分離膜を消化装置に付帯 Incidental to digester membrane separation	担体を槽内に充填 Filling in tank carrier	なし None	
対象廃棄物 For waste composition	種類 Type of waste	食品廃棄物、畜産廃棄物、 余剰汚泥 Food waste, livestock waste, waste sludge	主に食品廃棄物 Mainly food waste		食品廃棄物、畜産廃棄物、 余剰汚泥 Food waste, livestock waste, waste sludge
	原料濃度 Material concentration	5～10%	5～10%		10～20%



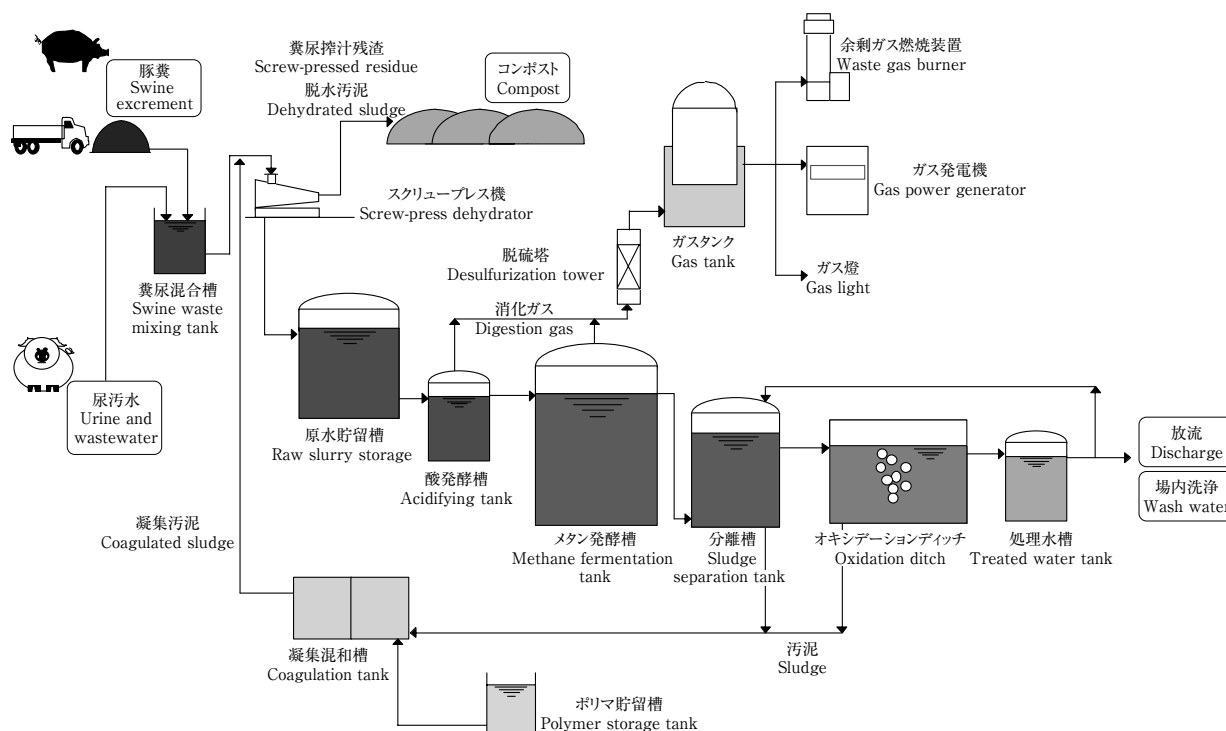


図3 豚糞尿メタン発酵処理システムのフローシート  
 Fig. 3 Flow sheet of methane fermentation system for treating animal waste

方、発酵液の発泡や分離膜の目詰り対策が必要であり、分離膜破損回避のための前処理設備の検討も必要とされる。中温発酵系への膜分離方式は、発酵液粘度が高くなることが多く、適用先が限定されることがある。

### 3-4-3 固定床法

発酵槽に炭素繊維や不織布などを充填し、その表面に嫌気性菌を付着増殖させて処理を行う固定床法も、膜分離法同様、発酵槽内微生物濃度を高く保持できるために高負荷運転が可能とされる。一方、担体閉塞や発泡問題、担体に付着しやすい油脂成分や固形物の処理に対しては注意が必要とされる。

### 3-4-4 乾式法

乾式法は、固形物濃度15～20%以上の高濃度で投入し、発酵槽内汚泥濃度を高く保持した状態で、ゆっくりと発酵処理する。食品廃棄物、畜産廃棄物、余剰汚泥、紙ごみなど種々の原料を処理でき、廃液発生量も少ない。乾式法では、混合かくはん装置によりバイオガスを汚泥層から抜くことが重要であり、消化液発泡、スカム対策も必要とされる。また、高濃度原料を投入するため、アンモニアによる発酵阻害も生じやすくなるので注意が必要である。

## 3-5 バイオマスの嫌気性処理の事例

筆者らが1995年頃から研究開発してきた有機性廃棄物

のメタン発酵システムについて、家畜糞尿および生ごみを対象とした事例を以下に紹介する。

### 3-5-1 家畜糞尿メタン発酵処理システムの例<sup>17)</sup>

#### (1) システムフロー

図3は、豚糞尿を処理してメタンガスとコンポストに変換することを特徴とした完全混合法のメタン発酵システムである。糞尿混合液は、スクリュープレス脱水機による前処理で脱水夾雑物（搾汁粕）と搾汁液に分けられる。搾汁液は中温メタン発酵槽で、有機物の大部分がガス化される。メタン発酵槽から流出したメタン発酵液は、オキシデーションディッチ型曝気槽でBOD（Biochemical Oxygen Demand）と窒素が除去される。得られたメタンガスは、電力、暖房、加温用として利用される。スクリュープレス脱水機は、糞尿中の夾雑物を除去すると共に、同一機で汚泥の脱水も行う。前処理で糞尿夾雑物を除去するため、汚泥脱水時の汚泥凝集用ポリマ添加量は低く抑えられ、また、脱水ろ液中のSS濃度も低い。糞尿搾汁粕と脱水汚泥は混合してコンポスト化される。

#### (2) 糞尿混合液の前処理

スクリュープレス処理で得られる搾汁粕は、糞尿中の直径約1 mm以上の夾雑物であり、配合飼料由来の未消化物と豚毛、砂が主成分である。これらの成分はメタン

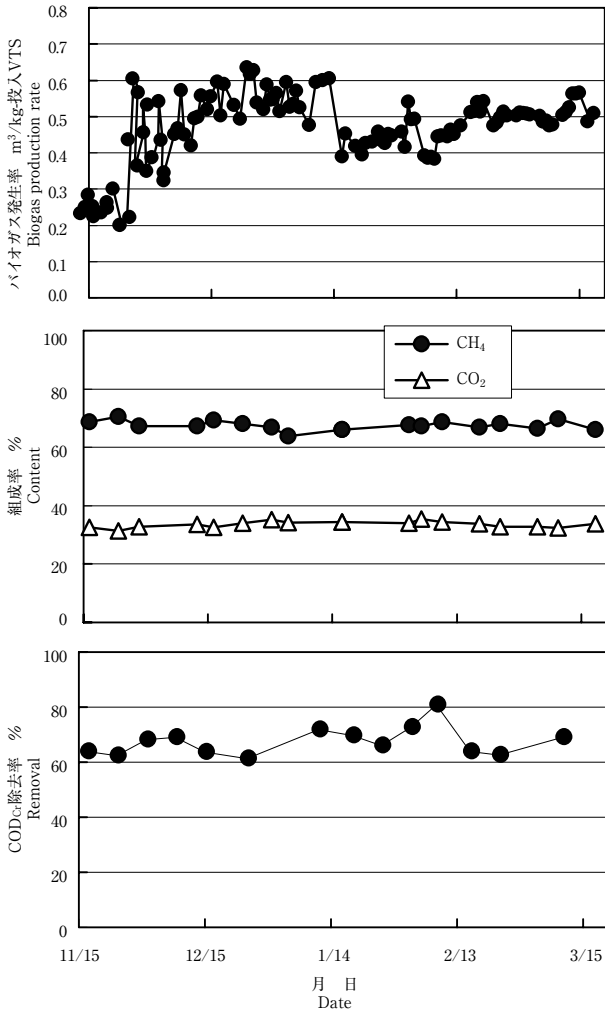


図4 豚糞尿搾汁液のメタン発酵処理 (1998年11月～1999年3月)  
 Fig. 4 Methane fermentation treatment of screw-pressed swine slurry (Nov. 1998 ~ Mar. 1999)

発酵処理では分解が困難であり、システムの最初の工程で除去することで、原水貯留槽以降の工程ではポンプ、配管、発酵槽の閉塞等の装置トラブルやスカム発生は起らずに安定した設備運転を実現できている。

(3) メタン発酵処理性能

糞尿搾汁液のメタン発酵処理をHRT15.4日、COD<sub>Cr</sub>容積負荷4.4～6.9 kg-COD<sub>Cr</sub>/(m<sup>3</sup>・d)の条件で行った結果を図4に示す。本システムでは、ほぼ安定したメタン発酵性能が得られており、バイオガス発生率0.4～0.6 m<sup>3</sup>/kg-投入VTS、バイオガス中のCH<sub>4</sub>含有率64～69%、糞尿搾汁液のCOD<sub>Cr</sub>除去率63～73%であった。

3-5-2 生ごみメタン発酵処理システムの例<sup>18,19)</sup>

(1) システムフロー

図5は、生ごみをバイオガス化処理してメタンガスに変換し、乾燥熱源やボイラ燃料とすることを特徴とした完全混合法のメタン発酵システムである。

収集された生ごみは、ホッパで受け入れ、前処理設備で破砕選別処理した後、可溶化させ、ビニール袋などの発酵不適物は施設外へ搬出する。可溶化した生ごみスラリーはメタン発酵槽で中温メタン発酵によりバイオガスを発生させる。メタン発酵後の残渣は汚泥脱水機で脱水し、脱水ろ液は、窒素除去機能を持たせた膜分離式活性汚泥方式で処理した後、河川放流する。バイオガスはメタン発酵処理のための加温用熱源および汚泥乾燥設備の燃料として利用する。本システムでも、メタン発酵工程の前段で夾雑物を除去することで、メタン発酵処理以降の工程では閉塞等の装置トラブルやスカム発生は起らず

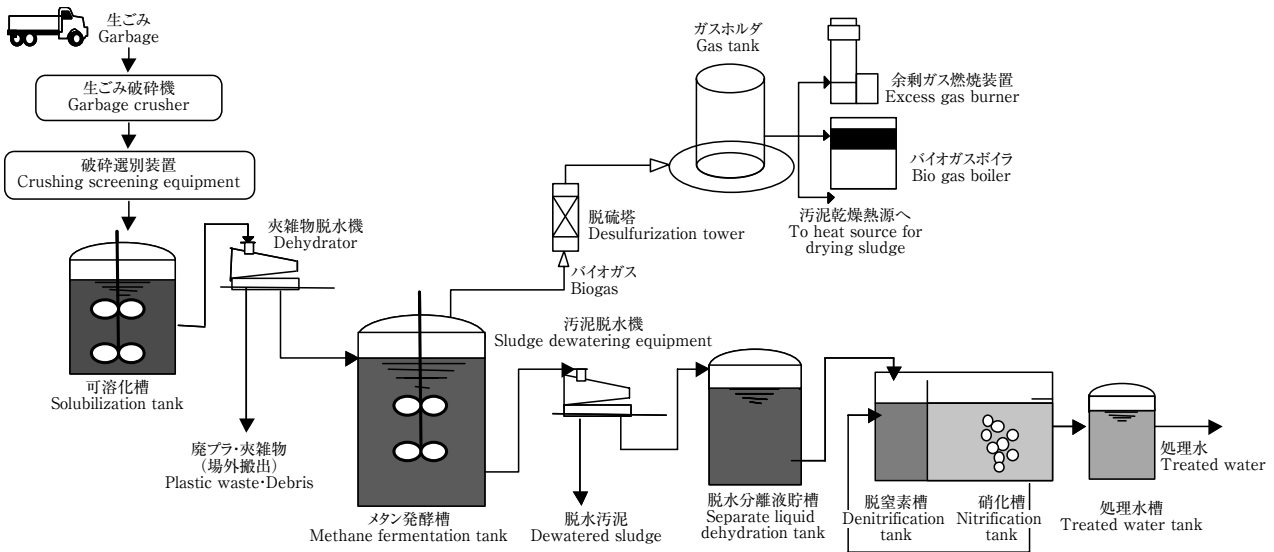


図5 生ごみメタン発酵処理システムのフローシート  
 Fig. 5 Flow sheet methane fermentation system for treating garbage

表8 生ごみバイオガス化設備の運転データ (2009年)

Table 8 Data on methane fermentation plant treatment of garbage

	受入生ごみ量 Amount of garbage collected (t/月)	ガス発生量 Gas production rate [m <sup>3</sup> /月 (NTP)]	投入生ごみ当たり ガス発生量 Gas production rate/ Input garbage [m <sup>3</sup> /t-投入生ごみ(NTP)]
4月 Apr.	487	95 139	225
5月 May	484	106 130	261
6月 Jun.	484	98 175	244
7月 Jul.	579	115 617	238
8月 Aug.	594	117 248	233

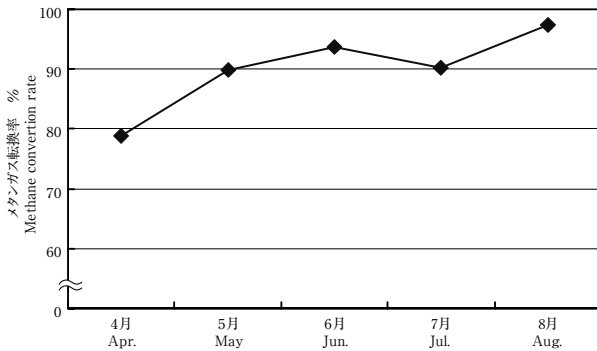


図6 生ごみのメタンガス転換率の月毎の変化 (COD<sub>Cr</sub>基準)  
Fig. 6 Monthly changes in methane gas conversion during treatment of garbage

に安定した設備運転を実現できている。

(2) メタン発酵処理性能

生ごみバイオガス化設備は、下水道センターの消化汚泥を種汚泥として立ち上げた。家庭系生ごみで受入れ始め、徐々に受入量を増加し、次に事業系生ごみ及び下水汚泥、廃食油を順次受入れた。家庭系生ごみと事業系生ごみの受入量は合計約600 t/月である(表8)。本施設では食品工場からの有機物濃度の高い事業系産業廃棄物も受入れており、計画値以上のバイオガス発生量が得られている。また、投入生ごみ当りのバイオガス発生量は200 m<sup>3</sup>/t (NTP) 以上であり、月毎でのメタンガス転換率は90%前後で推移した(図6)。

メタン転換率は、式(3)で計算した。

$$\text{メタン転換率 (\%)} = (\text{メタンガスをCOD}_{Cr}\text{換算した値} / \text{メタン発酵槽への投入COD}_{Cr}) \times 100 \dots \dots \dots (3)$$

式(3)のメタンガスのCOD<sub>Cr</sub>当量は、式(2)によった。

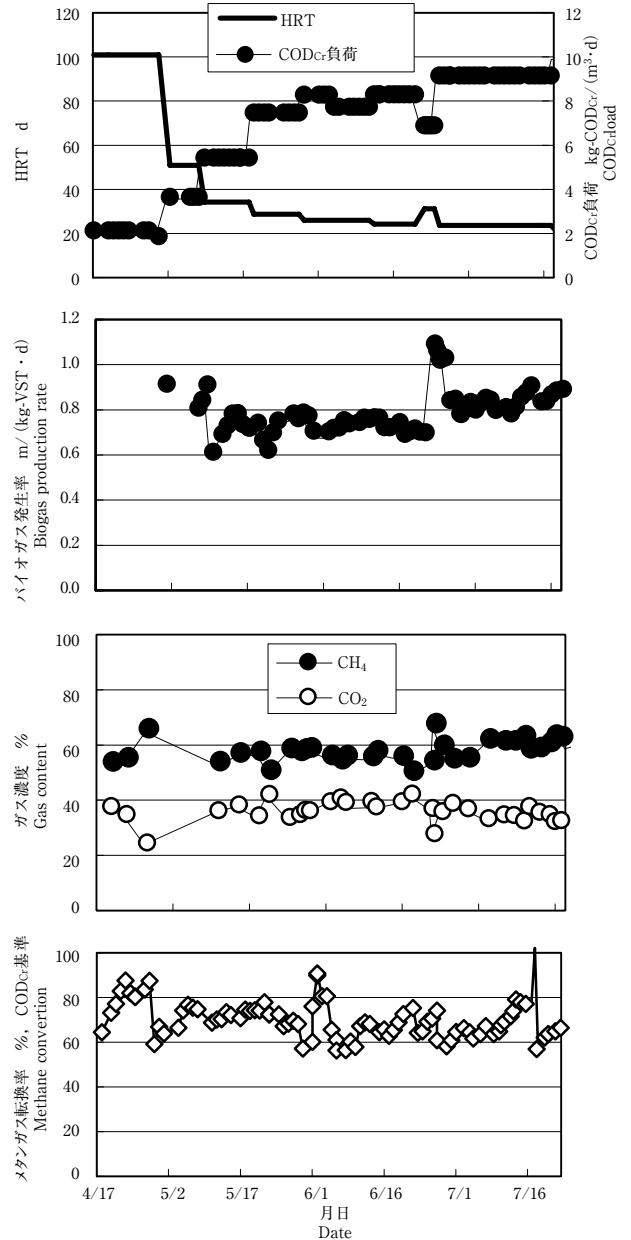


図7 生ごみ可溶化液のメタン発酵処理(2009年4月～2009年7月) 25L発酵装置

Fig. 7 Methane fermentation treatment of solubilized garbage slurry (Apr. 2009 ~ Jul. 2009) 25L bench-scale continuous methane fermenter

また、この設備の生ごみ可溶化液を原料とし、有効容積20 Lのメタン発酵装置を用いてHRT 23～25日、COD<sub>Cr</sub>容積負荷7.4～9 kg-COD<sub>Cr</sub>/(m<sup>3</sup>·d)の条件で中温メタン発酵の室内連続実験を行った(図7)。その結果、バイオガス発生率0.6～0.8 m<sup>3</sup>/kg-投入VTS、メタンガス転換率64～74%のほぼ安定したバイオガス化性能も確認できている。本設備による生ごみのバイオガス化方式は有効であることを確認済みである。

#### 4. むすび

これからの低炭素社会に向けた未利用バイオマスの利活用として、高濃度系排水・廃棄物である食品加工残渣や生ごみ、下水汚泥、し尿、浄化槽汚泥などを一体的に処理し、バイオガスの回収や汚泥の有効利用を進める事業が今後さらに増加すると考えられている。その中では、上述した135年にも及ぶ嫌気性技術を礎に、安定した処理性能と設備を有する嫌気性生物処理システム（バイオガス化システム）が国内外で広く普及していくと確信する。

#### 参考文献

- 1) McCarty, P.L. 1982. One hundred years of anaerobic treatment, pp.3-22. In Hughes et. Al (eds.), Anaerobic Digestion 1981. Elsevier Biochemical Press B.V.
- 2) バイオソリッド利活用基本計画（下水汚泥処理総合計画）策定マニュアル（案）平成15年8月 国土交通省都市・地域整備局下水道部
- 3) 松井三郎, 高島正信（監訳）：産業廃水処理のための嫌気性バイオテクノロジー, pp.29～52, 技報堂出版, 1999.
- 4) 北尾高嶺：生物学的排水処理工学, pp.227～240, コロナ社, 2003.
- 5) 野池達也：嫌気性消化, 実務家のための最新下水道ハンドブック（下水道ハンドブック編集委員会編集）, pp.672～692, 建設産業調査会, 1987.
- 6) 岩井重久（監著）, 申 丘漱・名取真（共著）：下・廃水汚泥の処理, pp.16～43, コロナ社, 1968.
- 7) Michael H. Gerardi: The microbiology of anaerobic digesters, pp.77-119, John Wiley&Sons, 2003.
- 8) 遠矢泰典：嫌気性消化法, 第二版水処理工学－理論と応用－（井出哲夫編著）, pp.355～400, 技報堂出版, 1990.
- 9) 片岡直明, チュウシュンホウ, 宮晶子, 鈴木隆幸：生ごみの中温及び高温メタン発酵における生ごみ組成の影響と動力学的解析, エバラ時報, 第191号, pp.33～42, 2001.
- 10) 齋藤健次郎：第一章 チャドウィックの貢献, 第二章 中島鋭治が辿った道, 続・下水道夜話 英国における下水道技術の源流, pp.1～105, 寒河江印刷, 2001.
- 11) 吉野常夫：し尿処理技術の変遷, 生活排水処理システム（金子光美・川村清史・中島淳編著）, pp.212～225, 技報堂出版, 1998.
- 12) 原田秀樹, 珠坪一見, 大橋晶良, 関口勇地, 多川正：新規の多段階高温UASBリアクターによる超高速廃水処理装置の実現化－アルコール蒸留廃水の高速処理特性と高濃度生物保持能の評価－, 環境工学研究論文集, Vol. 34, pp.327～336, 1997.
- 13) 本間康弘, 田中俊博, 安達晋, 磯崎裕一：高負荷型EGSBでの有機性排水処理, エバラ時報, 第194号, pp.21～24, 2002.
- 14) 依田元之：第12章 嫌気性排水処理技術, 嫌気微生物学（上木勝司・永井史郎編著）, 養賢堂, pp.265～284, 1993.
- 15) 依田元之：1.3.6.7 UASBリアクター（嫌気性スラッジプランケット）, 環境工学公式・モデル・数値集（土木学会環境工学委員会 環境工学に関わる出版準備小委員会編）, 社団法人土木学会, pp.142～144, 2004.
- 16) 米山豊, 竹野勝彦, 清水紀久夫, 内藤龍雄, 板垣文夫, 安原義光, 中田六雄：し尿系汚泥と生ごみを対象としたメタン発酵実施の処理特性, 廃棄物学会論文誌, Vol.15, No.3, pp.155～164, 2004.
- 17) 片岡直明, 鈴木隆幸, 鈴木芳郎, 石田健一, 山田紀夫, 本多勝男：家畜糞尿のメタン発酵処理システムの実証試験, エバラ時報, 第188号, pp.9～20, 2000.
- 18) 築井良治：バイオマス変換施設, エバラ時報, No.226, pp.31～32, 2010.
- 19) 築井良治, 稲葉 稔：バイオマス変換施設の事例－上越バイオマス循環事業組合－, 第31回全国都市清掃研究・事例発表会, 2010.