

# 魚類食品工場の濃厚醤油廃水のUASB法処理 におけるスタートアップおよびグラニューール 細菌相構造の解析

張 振家<sup>1</sup>・深川勝之<sup>2</sup>・浮田正夫<sup>3</sup>・中西 弘<sup>4</sup>

<sup>1</sup>学生会員 工修 山口大学大学院博士後期課程 (〒755 山口県宇部市常盤台2557)

<sup>2</sup>正会員 工博 宇部工業高等専門学校教授 物質工学科 (〒755 山口県宇部市常盤台2557)

<sup>3</sup>正会員 工博 山口大学教授 工学部社会建設工学科

<sup>4</sup>正会員 工博 山口大学教授 工学部社会建設工学科

UASB法により魚類食品工場の濃厚醤油廃水を処理するにあたって、スタートアップおよびグラニューールの細菌相構造について研究を行った。用いたグラニューール種汚泥はグルコースを主成分とする合成廃水で培養したものであった。スタートアップが完成した後は、温度35℃、TOC負荷10~12 kg.m<sup>3</sup>.d<sup>1</sup>の運転条件においてTOCおよび脂質の除去率がそれぞれ60~70%および30~50%程度であった。人為的な攪拌を行わない条件下では、スラッジベッドの高さ方向でグラニューールの構造が異なり、上部のグラニューールは主にMethanothrix sp.細菌によって構成されているのに対して、下部のグラニューールでは多層構造が見られ、その表層は主に球菌と短桿菌、中心部分はほとんどMethanothrix sp.であることが分かった。

**Key Words** : UASB process, soy wastewater, granulation, bacterial structure of granule

## 1. はじめに

上向流式嫌気性スラッジブランケット(UASB)法は、新世代型高効率嫌気性処理プロセスとして注目されている。この処理方式に適する廃水は、比較的分解しやすく、自己造粒機能を阻害しない中・高濃度有機性廃水に限られている。したがって、この条件を満たす廃水種は、現在のところビール工場廃水など一部の食品産業廃水のみである。このUASB法はLettingaら<sup>1)</sup>によって10数年前に開発されたが、未だに廃水種の拡大はなされていない。最近、その改良法としてハイブリッド型嫌気性処理装置の開発に関する研究が行われている<sup>2)・8)</sup>が、これらは従来のUASBリアクターのデッドスペースの一部を有効に利用しようとする立場からのものにもかかわらず、まだ十分な成果を挙げるには至っていない。その主な理由は、UASB法に関する基礎的知識の集積が不十分であるためと考えられる。すなわち、汚泥の造粒促進の条件と機構、安定したスタートアップなどの問題が解決されていないのである。これらの問題が解決さ

れることにより、スタートアップ時間の短縮や、適用可能な廃水の種類の拡大が可能になるものと考えられる。グラニューール化が困難な理由には、阻害物質の存在と装置的な問題、さらには運転操作上の問題などがあると考えられる。前者は塩分、タンパク質あるいは脂質などの物質が指摘されている。後者の場合には明確な指摘がされていない。また、従来の知見によれば、グラニューール性種汚泥の利用は、そのグラニューールを形成させた廃水の組成と性質に近い廃水の処理に限られ、そうでない場合にはグラニューールは新しい環境下で解体する可能性が大きいことが指摘されている。著者らは合成廃水で実験を行い、スタートアップや、グラニューール形成促進の問題について一定の知見を得るに至った<sup>9)・10)</sup>。

本研究では、食塩や脂質など、グラニューールの形成を阻害する物質を含む魚類食品加工工場の濃厚醤油廃液に対して、グルコースを主成分とする合成廃水で培養したグラニューール汚泥を種汚泥として用いる場合、UASBリアクターのスタートアップ過程と処理特性を考察することに加え、同廃水中に含まれる

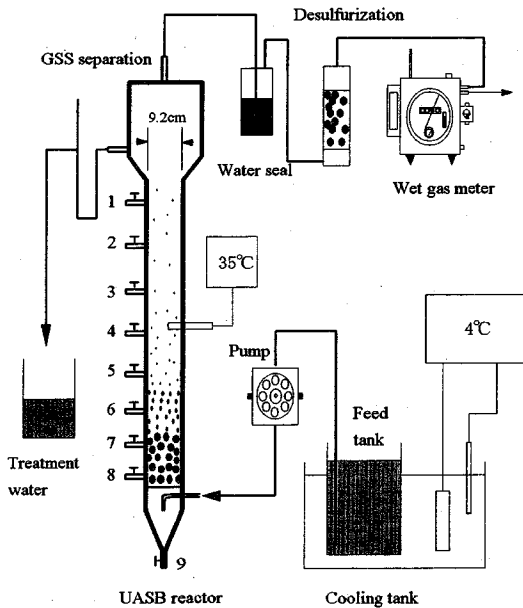


Fig. 1 Scheme of the experimental equipment

脂質の分解特性、スラッジベッドの高さ方向でグラニューールの細菌相構造を明らかにすることを目的として実験的検討を行った。

## 2. 実験

### (1) 実験装置

実験装置の概略をFig. 1に示す。反応塔は高さ100 cm、内径9 cmで、上部に気液固三相分離器を装備している。総容積は11.5L（気液固分離部の容積を含む）で、ポリプロピレン製のカラムを用いた。カラムをウォータージャケットで保温し、反応塔内部の温度を35°C~37°Cに維持した。原水は、4°C以下で貯蔵し反応塔底部から導入される。処理水は、反応塔の上部から越流して処理水量測定槽に流入される。生成したガスは、硫化水素を除去するための酸化鉄吸収塔を経た後、湿式ガスメータでガス量が測定され排出される。

### (2) 種汚泥

種汚泥グラニューールは、グルコースと酢酸ナトリウム（グルコースTOC：酢酸ナトリウムTOC = 3.9 : 1）を主成分とした合成廃水（Table 1）および微量元素（Trace metal solution, TMS, Table 2）によって培養、形成させたものであり、実験開始時に、このグラニューール汚泥を高さにして30 cm程度充填した。

Table 1 Composition of synthetic wastewater

Constituent	Concentration (g.L <sup>-1</sup> )
glucose	9.0
CH <sub>3</sub> COONa	4.0
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.2
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0.2
NH <sub>4</sub> HCO <sub>3</sub>	0.44
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.35
NaHCO <sub>3</sub>	2.0
TMS (mL.L <sup>-1</sup> )	2.0

Table 2 Composition of trace metal solution

Constituent	Concentration (mg.L <sup>-1</sup> )
FeCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	2,000
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50
ZnCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	50
CuCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	40
MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	500
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> MoO <sub>7</sub> ·2H <sub>2</sub> O	50
AlCl <sub>3</sub>	30
CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	150
NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	100
Concentrated HCl	2 (mL.L <sup>-1</sup> )

### (3) 実験方法および供試原水の組成

実験をグラニューールの馴致段階のRUN1 ~ RUN3と実廃水の処理段階のRUN4に分けた。馴致段階に供給した廃水は、合成廃水(TOC 3475 mg.L<sup>-1</sup>)と魚類食品工場からの醤油廃水を混合したものである。混合体積比（合成廃水：実廃水）および馴致期間はそれぞれ、RUN1では9 : 1で5週間、RUN2では8 : 1で3週間、RUN3では2 : 8で4週間とした。RUN4の実廃水処理段階では、原廃水を用いた。実験期間中、流出水のpHはNaHCO<sub>3</sub>で7~8に制御した。N, Pは、TOC : N : P = 200 : 5 : 1となるようにNH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>とKH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>を添加した。醤油廃水の性状をTable 3に、各RUNにおける廃水の組成をTable 4に示した。実験はまず処理水循環など人為的な攪拌を全く行わない条件下で行った。処理水の環流によって処理特性の影響を検討するために、RUN4の最後に処理水を循環させた。

Table 3 Characteristic of the soy wastewater

Constituent	Concentration (mg.L <sup>-1</sup> )
Total-TOC	5,800
T-N	1,150
Total solids	17,540
Total volatile solids	14,960
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	120
NaCl	2,360

#### (4) 分析

有機物の濃度は全有機性炭素(TOC)の濃度で表現し、試料を超音波装置により分散させ、ガラス繊維濾紙(1.2 μm)でろ過して島津TOC-5000型測定計によって測定した。消化ガスの組成はTCDガスクロマトグラフ法により測定した。グラニューールの細菌相構造観察は走査型電子顕微鏡法<sup>11)</sup>に基づいて行った。

また、ケン化価については、試料中に水酸化カリウム-エタノール溶液を必要な量加え、約1時間穏やかに煮沸し、残余の水酸化カリウムを塩酸で滴定する方法によって求めた。

### 3. 結果および考察

#### (1) TOC除去に対する醤油廃液混合比の影響

TOC負荷および水理学的滞留時間(何れも反応部容積7.55 Lによる計算)の変化の様子をFig. 2(a)に、流入および流出水TOC濃度の経日変化をFig. 2(b)に示す。HRTの平均はRUN1では0.8 d, RUN2では0.6 d, RUN3では0.7 d, RUN4ではそれぞれ0.6 dと0.8 d程度であった。RUN4-2では工場からの廃液が濃くなり、廃液濃度が約2倍ほど大きく変化したので、HRTは0.8dを長く取ってもTOC負荷はRUN4-1の10kg.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>から11.3kg.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>まで上昇した。実験開始直後のRUN1では、溶解性のTOC除去率は98%以上で極めて良好であったが、流入水中の醤油廃液の割合が上昇するにつれてTOC除去率は低下し、RUN4では60~70%まで低下した。この廃液中にはかなりの脂質が含まれている。後述のように本実験中、流入水中の脂質は、30~50%程度しか除去されていないので、醤油廃液の混合比の増加に伴うTOC除去率の低下はこのことによるものと考えられる。

#### (2) 脂質の分解状況

醤油廃液中には魚類由来の脂質がかなり含まれている。魚類由来の脂質はその多くはトリグリセライ

Table 4 Characteristic of the raw water

Constituent	Run 1 (g.10L <sup>-1</sup> )	Run 2 (g.10L <sup>-1</sup> )	Run 3 (g.10L <sup>-1</sup> )	Run 4 (g.10L <sup>-1</sup> )
glucose	81	54	18	0
CH <sub>3</sub> COONa	36	24	8	0
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	2	2	2	0
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2	2	2	0
CaCl <sub>2</sub> ·H <sub>2</sub> O	2	2	2	0
NaHCO <sub>3</sub>	18	18	36	36
TMS(mL)	2	2	2	0
soy waste water (L)	1	4	8	10
dilute rate (times)	10	2.5	1.25	1

ドであることが知られている。脂質の分解処理を高速で行うことはかなり困難である。Rinzemaら<sup>8)</sup>はトリグリセライドの嫌気性分解を試みているものの、分解されたかどうかの議論にとどまっている。

Table 5は脂質濃度の変化とケン化価の変化を示したものである。第一列の数値は運転開始からの日数で、原水は廃液のみ(Run 4)で十分に時間経過した時点で測定していることを示す。処理水中のグリセライドは分解されて濃度が低くなっている。脂質がβ酸化によって低分子化し、ケン化価が大きくなり、そのままでは原水と比較できないので、最後列に処理水のケン化価を原水濃度に換算した値を示した。脂質の除去率は30~50%程度で本実験条件では不十分であることが明らかとなった。一方、ケン化価は、処理水の方がいずれもかなり高くなった。これは明らかに高分子脂質が低分子脂質に変化し、分解過程にあることを示している。HRTを大きくとることで脂質を分解することが十分に可能であることを示唆している。

#### (3) 消化ガスの生成量とその組成

Fig. 2(c)は消化ガス生成量の経日変化である。反応部容積当たりの生成ガス量(標準状態換算)で示した。RUN1からRUN4-1まで、安定状態下での消化ガスの平均生成量は、醤油廃液の割合の上昇によって増加して、RUN1では約7.31 NL.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, RUN2では約11.46 NL.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, RUN3では約12.07 NL.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, RUN4-1では約14.63 NL.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>であった。しかし、RUN4-2では安定状態下での消化ガスの平均生成量は低下し、約9.75 NL.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>であった。これは工場からの廃液の組成と濃度が変化したためである。Fig. 2(d)は生成し

た消化ガス中にメタンガスと二酸化炭素ガスの割合を示したものである。RUN1からRUN4まで、メタンガスの割合は60%前後に安定し、二酸化炭素ガスの割合はRUN1とRUN4-2では若干変化したが、最大値が40%近い値であった。すなわち、本実験条件下では原水水質の変化による消化ガスの組成に対する影響はない。

#### (4) スタートアップ段階におけるスラッジベッドの変化

スラッジベッドの高さは、実験開始後約1ヶ月たった頃から増加し始め、4ヶ月後にはほぼ50 cm程度となり、その後はこの量を保って安定した。実験開始時点における種汚泥スラッジベッドの様子および実験開始4ヶ月後におけるスラッジベッドの様子をそれぞれPhoto. 1(a)およびPhoto. 1(b)に示した。実験開始時には、種汚泥スラッジ層の色はほぼ黒く、グラニュールの大きさは2 mm程度以下であった。約2ヶ月後にはスラッジ層下部約20 cmの範囲でグラニュールの大きさは4 mm程度に成長しており、色も褐色となった。これに対して、スラッジ層上部（下から20 cm以上）の汚泥はそのまま保持された。

#### (5) グラニュール構造の解析

グラニュールの構造に関する所見にはいろいろある<sup>12)・15)</sup>が、著者らの研究によれば、グラニュールの粒径および細菌相の構造は、流入する廃水組成のほかに、装置の運転方法と大きな関係があり、また、スラッジ層の異なる部位におけるグラニュールの形状と細菌相構造も違うと考えられる。グラニュールの構造に関するこれまでの報告では、グラニュール試料の採集部位に関する記載がはっきりしていないので、グラニュールの性状と周囲環境との関係についての知見は不十分であると考えられる。本論文ではこの点に注目して考察を行った。

Photo. 2はスラッジベッド層上部にある黒いグラニュールの走査型電子顕微鏡写真である。Photo. 2(a)はこの層におけるグラニュールの代表的な大きさを示している。おおよそ1 mm程度である。Photo. 2(b)はグラニュール表面の細菌相を示したが、ほとんど*Methanothrix sp.*<sup>10)</sup>と思われるメタン生成細菌であることが分かった。

Photo. 3はスラッジベッド層下部にある褐色のグラニュールの走査型電子顕微鏡写真である。Photo. 3(a)はその代表的な断面写真を示した。これらのグラニュールは明らかな多層構造を有している。多数

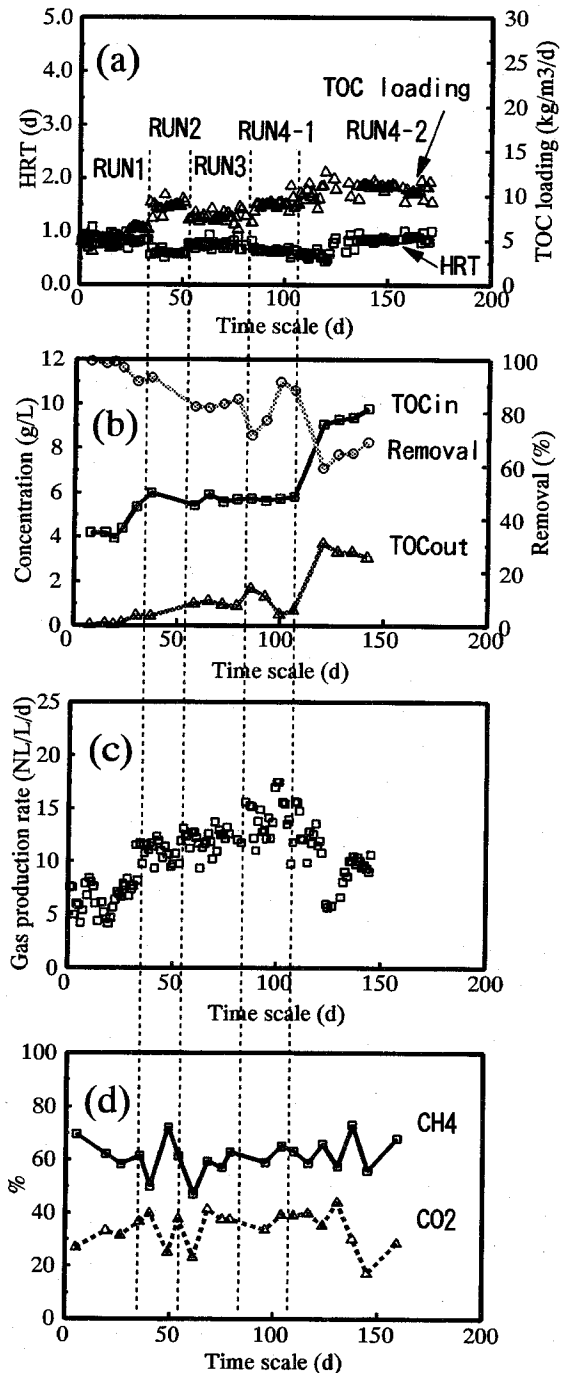
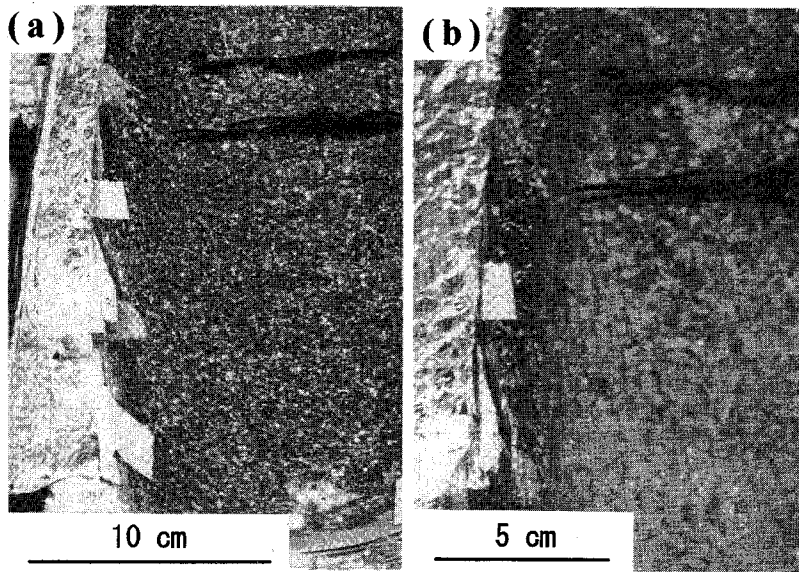


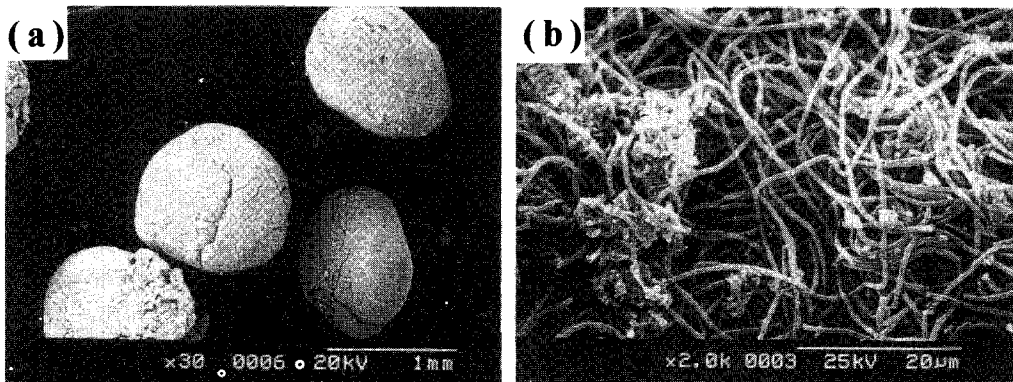
Fig. 2 (a) HRT and TOC loading rate, (b) TOC concentration and TOC removal, (c) Gas production rate, (d) The content of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> in the biogas.

**Table 5** Lipid concentration and saponification value

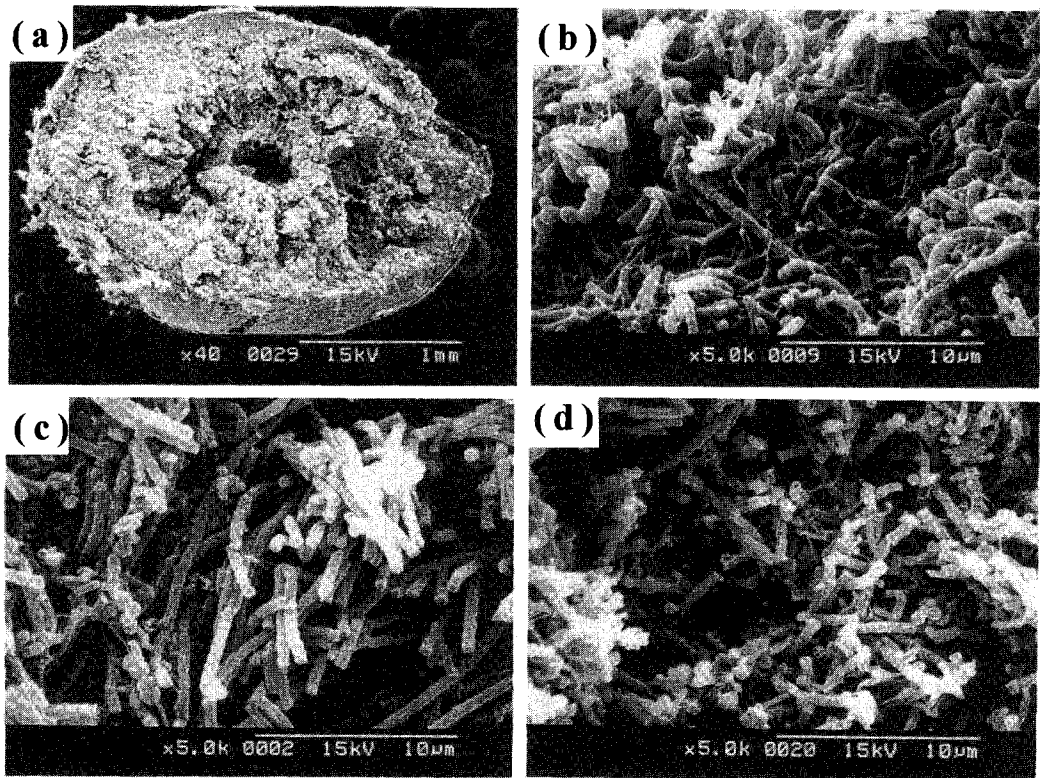
Day	Lipid concentration (g.L <sup>-1</sup> )		Removal (%)	Saponification value (mg-KOH.20mL-sample)		
	Influent	Effluent		Influent	Effluent	Conversion into influent
100	22.5	16	28.9		1,362	1,915
107	23	14	39.1	106	568	963
114	14.5	9	37.9	1,574	1,681	2,708
121	15	7.5	50	1,266	1,204	2,408
128	18	12.5	30.6			
135	23	16	30.4	355	1,773	2,549



**Photo. 1** Graphs of UASB sludge bed. (a) the granular sludges cultivated by synthetic wastewater as inoculum source; (b) the granular sludges cultivated by the soy wastewater changed after the start-up.



**Photo. 2** The granules in the upper sludge bed after start-up. (a) Size of a granule; (b) Methanotrix sp.-like bacteria are the predominant organisms on the outside of granules.



**Photo. 3** The granules in the lower sludge bed after start-up. (a) bisected granule under SEM; (b) biofacies of the granular surface under SEM; (c) biofacies of the granule near the surface under SEM; (d) biofacies of the granule near the center core under SEM.

のグラニュールは内部が空洞化されている。表層の高密度層は厚さ約200~300  $\mu\text{m}$ であった。Photo. 3(b), (c), (d)はそのグラニュール直径方向で細菌相分布の代表的写真を示している。Photo. 3(b)はグラニュール表面の細菌相、Photo. 3 (c)は表面から約150  $\mu\text{m}$ のところに細菌相、*Methanothrix sp.*<sup>12)</sup>細菌と球菌の共生状態にあることを示した。Photo. 3 (d)は中心部の細菌相であり、中心部には球菌はほとんどない。球菌は表層から約300  $\mu\text{m}$ 厚さの範囲内に分布し、中心部はほとんど*Methanothrix sp.*様の細菌であることが分かった。

ここで、もっとも興味深い現象は、スラッジベッド層上部の黒色のスラッジ層のグラニュール表面の細菌相構造と下部褐色のグラニュール表面の細菌相構造とは異なることである。上部の黒いグラニュール表面には主に*Methanothrix sp.*様のメタン生成細菌であり、下部の褐色のグラニュール表面は主に桿菌である。また、褐色のグラニュール層のpHは6.0以下であることが分かったので、おそらくこの桿菌は酸発酵性細菌と思われる。

ところで、グラニュールが解体されずに微生物の入れ替えが行われたのかどうかの問題であるが、このことについては合成廃水と醤油廃水の比率を変化させて、最終的に醤油廃水のみでの処理を行っているため、グラニュールが解体されなくても、環境変化に対応して徐々にグラニュールを構成する微生物種が変化したと考えるのが妥当と思われる。このことは実は運転方法と密接な関係がある。すなわち、攪拌を行っていない条件下で、処理対象となる廃水を用いて、グラニュール種汚泥を培養するに用いた合成廃水を徐々に置換することである。有機物の嫌気性環境下における生物反応特性から考えると、水質が変化した場合に、加水分解反応、酸生成反応およびメタン生成反応に関与するそれぞれの細菌群の構成とその菌体量は、新しいバランスに達することが必要であるが、かならずしも新しい嫌気性細菌種を追加する必要はない。したがって、このような水質置換法により UASB 法の適用範囲を拡大させることは可能であると考えられる。



Photo. 4 Graphs of UASB sludge bed when treated water was recycled.

#### (6) 処理水を循環させる場合のスラッジベッドの変化

一方、本研究では処理水を循環させる場合のスラッジベッドの変化と処理特性を考察した。実験は前述の実験が完了してから行った。実験条件は、HRTとTOC負荷についてはRUN4-2と同じであり、循環水量は循環前スラッジベッドの高さが約50 cmに対し、循環後の高さが80 cm程度となるようにスラッジベッドの膨張高さによって決定した。循環水量は処理水量の約30倍であった。循環の攪拌作用によって、前述したスラッジベッドの分層現象はなくなり、2週間後にはグラニューールの粒径と色はほぼ一様となった。Photo. 4は、安定した場合のスラッジベッドが膨張した様子を示した。処理水を循環させた場合には、グラニューールの形状はほぼ丸くなったが、安定したTOC除去率と消化ガスの生成量は処理水の循環を行わない場合と比べて、あまり変わらなかった。したがって、UASBリアクターの処理特性は、処理水の循環の有無によって変化しないものと思われる。

#### 5. 結論

本研究において、グラニューールの形成を阻害する物質を含む魚類食品工場の濃厚醤油廃液に対するUASB法の処理特性を実験的に検討した結果、以下の結論が得られた。

1) 直接グラニューールを形成させることができない醤油廃液をUASB法により処理する場合に、グルコースを主成分とする合成廃水で培養したグラニューールを種汚泥として使うことによって、良好な処理結果を得ることができた。

2) HRT=0.6~0.8 d, TOC負荷 $10\sim 12\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ の運転条件においてTOCおよび脂質の除去率はそれぞれ60~70%および30~50%程度であった。

3) 人為的な攪拌を行わない条件下では、スラッジベッドの高さ方向のグラニューールの構造が異なり、スラッジベッド上部のグラニューールは主に *Methanothrix sp.* 細菌によって構成されているのに対して、下部グラニューールの細菌相では多層構造が見られ、その表層部は主に桿菌であり、内部は主に *Methanothrix sp.* 細菌であることが分かった。

4) 本実験では全く異なる水質で培養したグラニューール汚泥を、グラニューールの形成が困難な廃水処理のUASB法の種汚泥として利用できる点で、新しい道を開いたと思われるが、UASB法の適用範囲を拡大するために、今後、さらにこの方法で他種類の廃水に対して処理実験を行うことが必要と考えられる。

#### 参考文献

- 1) Lettinga, G., Velsen, A. F. M., Hobma, S. W., Zeeuw, W. and Klapwijk, A.: Use of upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 22, pp.699-734, 1980.
- 2) Guiot, S. R. and van den Berg, L.: Dynamic performance of an anaerobic reactor combining an upflow sludge blanket and a filter for the sugar waste, *Proceeding of the 39th Purdue Industrial Waste Conference*, pp.705-717, 1984.
- 3) Guiot, S. R., Kennedy, K. J. and van den Berg, J.: Performance of an upflow anaerobic reactor combining a sludge blanket and a filter treating sugar waste, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol.27, pp.800-806, 1985.
- 4) Crawford, G. V. and Teletzke, G. H.: Performance of a hybrid anaerobic process, *Proceeding of the 41th Purdue Industrial Waste Conference*, pp.196-303, 1986.
- 5) Kennedy, K. J., Gorur, S. S., Elliott, C. A., Andras, E. and Guiot, S. R.: Media effects on performance of anaerobic hybrid reactors, *Water Research*, Vol.23, pp.1397-1405, 1989.

- 6) Boopathy, R. and Tilche, A.: Anaerobic digestion of high strength molasses wastewater using hybrid anaerobic beffled reactor, *Waater Research*, Vol.25, pp.785-790, 1991.
- 7) Tilche, A. and Vieira, S. M. M.: Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors, *Water Science and Technology*, Vol.28, No.8, pp.193-206, 1991.
- 8) Arjen Rinzema, Herbert van and Gatzte Lettinga: Anaerobic digestion of triglyceride emulsions in expanded granular sludge bed reactors with modified sludge separators, *Environmental Technology*, Vol.14, pp.423-432, 1993.
- 9) 張 振家, 深川勝之, 浮田正夫, 中西 弘: 嫌気性浸漬ろ床を加えたUASB反応器の特性, 第28回日本水環境学会年会講演集, pp.662-663, 1994.
- 10) 張 振家, 深川勝之, 浮田正夫, 中西 弘: 上向流嫌気性ハイブリッドブランケットリアクターの特性, 土木学会論文集, No.515/II-31, 103-113, 1995.
- 11) 原田秀樹, 桃井清至, 石浜英司, 種市尚仁: 嫌気性細菌の自己造粒化機構を利用したメタン発酵リアクターの高速処理特性, 衛生工学研究論文集, Vol.24, 1988.
- 12) Macleod, F. A.: Layered structure of bacterial aggregates produced in an anaerobic sludge bed and filter reactor, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.56, pp.1598-1607, 1990.
- 13) Grotenhuis, J. T. C.: Bacteriological composition and structure of granular sludge adapeed to different substrates, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.57, pp.1942-1949, 1991.
- 14) Zheng-Huan SHEN, Xiao-jian ZHOU, 李 玉友, 野池達也: アミノ酸系排水の嫌気性ろ床および嫌気性ハイブリッドリアクター処理における性能比較, 水環境学会誌, Vol.17, No.2, pp.99-108, 1994.
- 15) H. H. P. Fang, H. K. Chui and Y. Y. Li: Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewaters, *SEVENTH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAERBIC DIGESTION*, pp.80-88, 1994.
- 16) G. B. Patel: Characterization and nutritional properties of *Methanothrix concilii* sp. nov., a mesophilic, aceticlastic methanogen, *CAN. J. MICROBIOL.*, Vol.30, pp.1383-1396, 1984.

(1994.10.20 受付)

## THE START-UP OF UASB REACTOR AND ANALYSES OF GRANULAR BACTERIAL STRUCTURES IN TREATMENT OF HIGH CONCENTRATION SOY WASTEWATER FROM FISHY FOOD PROCESS

Zhen jia ZHANG, Masayuki FUKAGAWA, Masao UKITA and Hiroshi NAKANISHI

In this study, the start-up of UASB reactor and analyses of granular bacterial structures were discussed by using high concentration soy wastewater from fish food process at 35 °C. The granular sludges cultivated by synthetic substrate containing mainly glucose were used as inoculum material. When the start-up was finished, 60~70% TOC removal efficiency, and 30~50% lipid removal efficiency were obtained under the TOC loading rate of 10~12 kg.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. When the treated water was not recycled under the operational conditions, the bacteria distribution of the granules was vertically different. Almost all of the granules in the upper part of sludge bed consisted of *Methanothrix*-like bacteria while the granules in the lower part presented multi-layer bacterial structures. The exterior layers of the granules predominantly consisted of bacterial cocci and short rods. The interior layers consisted of a considerable number of *Methanothrix*-like bacteria.