環境工学研究論文集 ・第29巻・1992(Proc. of Environmental Engineering Research, Vol. 29, 1992)

(22)高温UASBリ アクターにおける生物間相互作用とグラニュレーション
におよぼす温度の影響

The effect of temperature on granulation and microbial interaction
of anaerobes in thermophilic UASB reactors.

上村繁樹*、原田秀樹**
Shigeki UEMURA*, Hideki HARADA**
ABSTRACT; Two identical scale of UASB reactors set at two different temperatures, i.e., at 55•Ž
(Run 1) and at 65•Ž (Run 2), were used to investigate the effect of temperature on granulation
and interaction of thermophilic anaerobes. When acetate was used a feed substrate to the re-
actors no granulation occurred in both experimental runs. Microscopic observation revealed that
the predominant methanogen was ilethanothrix in Run 1 while kethanob8cterius existed to signifi-
cant extent in Run 2. The acetate-utilizing methanogenic activities of these sludges increased
with increasing temperature in the range from 55•Ž to 65•Ž. Because of the high hydrogen-
utilizing methanogenic activities of these acetate-grown sludges, it could be considered that
the syntrophic association of acetate-oxidizing bacteria with hydrogenotrophic methanogens plays
an important role for acetate-cleavage in thermophilic anaerobic sludge. Subsequently, the feed
substrate was changed to the mixture of acetate and sucrose for the second experiment. Granules
coated with filamentous bacteria and cocci-type bacteria were obtained in Run 1 and Run 2,
respectively. Since the acetate-utilizing methanogenic activities of these granules were 4 to
5 times higher than those of the sludges cultivated on acetate only, these "coating bacteria"
appeared to hold acetate consumers within the granules.
Key words; Thermophilic anaerobic treatment, UASB, granulation, acetate conversion to hydrogen.

1.は じめ に

一 般にある種の工場では、 その製造工程において80～90℃ の高温廃水を排出する工程がある。通常このよ

うな高温廃水は、水量は少 ないが非常 に高濃度で排出されるため、総合廃水の全汚濁負荷に対す る高温廃水
の負荷の割合は、4～9割 と顕著に大きい3)4)。 通常高温廃水は、 別工程で排出される比較的希薄な廃水 と混
合 され、 好気性活性汚泥法 などによ り処理されるが、 その場合莫大な設置面積 と、 曝気にかかる電力費等多大なランニングコス トが必要となる。 そこで、 高温廃水を他の廃水 と分別 して、小規模な装置で効率良 く処理する ことが可能であれば、後段の好気性処理システムに対する汚濁負荷が減 り、 処理プロセス全体の規模
の縮小、およびランニングコス トの低減が期待できる4)。 このような高温高濃度廃水を効率的に処理す るに
は、現在のところ高温嫌気性廃水処理方法の導入が最 も望ま しいと考えられる。 高温嫌気性処理法は廃水の
持つ温度を有効に利用 して処理槽 の温度を50～60℃ に保つ ことによ り、高温嫌気性細菌を集積 させる方法で
あ り、 一般に高温性の細菌は中温性の細菌よ りも活性が高いことから、高温処理 は中温処理の数倍の処理効率が期待で きる。

*コ マ ツ 研究本部 (Research Division, KOMATSU)
** 長岡技術科学大学建設系 (Department of Civil Engineering, Nagaoka University of Technology)

―201―

近年UASB(Upflow Anaerobic Sludge Blanket)法は、欧米諸国のみならず、わが国においても広く普
及を重ねている1)2)。しかしながら、その多くは中温域(30～40℃)の廃水処理に対するものであり、高温
嫌気性処理に適用された実用例はない。その最大の原因は、UASB法を良好に運転するための最大の要因
であるグラニュールの形成が、高温処理では中温処理に比較して困難であるためである。例えば遠藤5)は、
有機酸合成廃水を用いた2器のUASBリアクターによる、高温(55℃)および中温(33℃)処理の比較実
験を行ったところ、中温処理では42kgCOD・m-3・d-1の負荷を許容したが、高温処理の場合は12kgCOD・m-3・d-1
と、中温処理よりも低い性能しか得られなかったと報告している。また、Kennedy and van den Berg6)、
Good et al7)等の嫌気性固定床における比較実験においても、高温処理の優位性は見られなかつた。これら
の研究に共通する点は、いずれも優先メタン菌種がMethenosarcinaであったことである。UASB法による
グラニュレーションにおいては、Methanosercinaが優先した場合、沈降性の良いグラニュールの形成は望め
ず5)、またMethanosercinaは、担体に付着する能力を欠いているという報告10)も有り、基本的に嫌気性処理
におけるグラニュレーション、および生物膜形成にはMethanossrcinaよりもMethanothrixの集積が必須であ
る。しかしながら、上にあげた既存の高温嫌気性処理の結果を総合して考えると、高温メタン発酵系では
Methenosarcinaのほうが優先しやすいようであり、必ずしも高温嫌気性処理のポテンシャルを満たすような
結果は得られていない。
一方WiegantanddeMan11)はMethanothrixのほうがMethanosarcinaよりも基質(酢酸)に対する親和性に
おいて優れている点に着目し、流出水中の酢酸濃度が0.2kgCOD・m-3以下になった時点において負荷を上昇さ
せることによりMethanothrixを選択的に増殖させ、沈降性の良い高温グラニュールの形成に成功した。この
ように、高温UASB反応器内でのグラニュレーションの機構を把握し、制御するためには、より詳細に高
温メタン発酵系の生態、とくに酢酸資化性メタン菌に関する情報の入手が不可欠である。
Table1に現在までに知られている高温酢酸資化性メタン菌の最適温度についてまとめたところ、高温性の
Methanosarclnaの最適温度は50～58℃ の範囲にあり、一方高温性のMethanothrlxの最適温度は55～65℃ と若
干高いことが判明した。また、高温性のMethanosercinaの多くは65℃ 付近では、ほとんどその活性を失うの
に対してMethanothrixは充分その活性を維持できる12)。従つて、本研究では以上のような知見を踏まえ、U
ASB反応器の培養温度が、高温酢酸資化性メタン菌の生態におよぼす影響について検討するために、2本
のUASB反応器をそれぞれ55℃ と65℃ に設定し、酢酸を単一基質とした比較実験を行った。また ・ 高温メ
タン発酵系で特有であると思われる酢酸酸化菌と水素資化性メタン菌の共生関係13)、および高温酸生成菌
のグラニュレーションに対する役割等も合わせて検討した。
Table1 Optimum temperature of ther皿ophilic acetate-utilizing methanogens.
―202―

2.実験装置および実験方法
2.1実験装置
実験にはFig.1に示すUASB反応器を2台使
用した。反応部は高さ100cm、内径8cm、有効容量
5.5lのアクリル樹脂製カラムを用いた。カラム
の周りにはウォーター ・ ジャッケトを装備させ、
高温水を常時循環させることにより、内部の温度
をそれぞれ55℃(Run1)と65℃(Run2)に設定
した。反応器内の温度は、温度センサーにより常
に監視できる構造とした。ガス ・固 ・液分離を効
率良く行うために、反応器頂部にはガス ・ソリッ
ド ・セパレーター(GSS)を、カラム上部には
多孔板コーン(開孔率16%)を設置した。生成
したガスは、リン酸でpH3以下に酸性化したウ
ォーター ・シールを通し、ガス量が2l/day以下
までは水上置換法で、2l/day以上からは湿式ガ
スメーターで定量した。
Fig. 1 Experimental apparatus.
Table 2 Chemical composition of the influent.
2.1培養基質
実験に使用した基質をTable2に示す。無機塩
及び栄養塩の組成はWiegant and de Man11)に
従った。実験は酢酸を供給した期間(Phase1)と、
酢酸とショ糖の混合基質を供給した期間(Phase2)
とに分けられる。酢酸供給期間においては3000mg
COD・l-1の酢酸をNaOHで中和して用いた。酢酸と
ショ糖の混合基質はCOD比で両者を8:2の割合で
混合し、最終濃度が3000mgCOD・l-1になるように
調整した。さらに酵母エキスを150mg・l-1加えることにより、流入基質濃度をTOCで約1250g・l-1とした。
負荷の上昇は、基本的に基質の流入量を調整して行ったが、Run1の酢酸 ・ショ糖混合基質を供給した期間の
後半では、基質濃度を2～3倍に濃縮することにより調整した。
2.2植種汚泥
各反応器の植種汚泥には中温下水消化汚泥を用いた。植種汚泥の濃度は57.7gMLSS・l-1、23.8gMLVSS・
l-1であり、各反応器あたり5lずつ加えた。また酢酸を供給した場合の比メタン生成活性は、35℃ で0.08
kgCH4-COD・kgVSS・d-1、55℃ では0.004kgCH4-COD・kgVSS・d-1であった。
2,3比メタン生成活性試験(バイアル試験)
汚泥の比メタン生成活性測定には、容量120mlのバイアル瓶を用いた。以下に示す操作は全て、還元銅で
余分な酸素を取り除いた窒素気下で行った。
酢酸からの比メタン生成活性の測定の場合は、予め一晩培養して余分な基質を除去した汚泥に、無機塩、
栄養塩(Table2)、レザズリン(最終濃度1mg/l)及び還元剤(Na、S・9H2O、250mg・l-1)を加え、酢酸ナ
―203―

トリウム(最終濃度3000mgCOD・l-1)
を添加した後、55℃ 、60℃ 、及び65℃
に設定した恒温水槽の中で培養を開始し
経時的に生成したメタン量を測定するこ
とにより求めた。
水素を基質とした比メタン生成活性は
バイアル瓶の気層部を水素と二酸化炭素
の混合ガス(8:2W/W)で満たし、水素0
減少及びメタンの生成を同時に測定した
なお、培養温度は60℃ のみとした。
2.4 水素生成試験(BES試験)
実験方法は基本的に酢酸を用いたバイ
アル試験と同じであるが、メタン生成反
応を抑制すために2-BES(2-Bromoethane-sUfonate)を100mMとなるように加え、生
成した水素の量を測定した。また各測定終
了時に窒素ガスを気相に吹き込み、ヘッド
スペースの水素を除去した。なお培養温度
は65℃ で行った。
Fig. 2 Process performance of Run 1 (operated at 55°C)
during Phase 1 (by feeding acetate).
Effluent TOC represents TOC contained in the
filtrate passed through 0.45wm membrane filter . 2.5 分析方法
全有機性炭素(TOC)は全有機性炭素分
析計(島津製作所TOC-500)、メタンガ
ス及び水素の定量はガスクロマトグラフ
ィー(島津製作所GC-14A、検出器TCD、
使用カラムMolecular sieve 5A 80/100
mesh、キャリアーガスArgon)を用いた。
2.6 SEM
透過型電子顕微鏡(SEM)の試料は、
2.5%のグルタルアルデヒドで固定した後、
アセトンで脱水し、n-ペンチルで置換
した。続いて臨界点乾燥を行い、金で蒸
着後観察を行った。(HitacM-S800)
3. 実験結果および考察
3.1 酢酸単一基質による実験
Fig.2、 Fig.3にRun1、 Run2それぞ
れの酢酸を供給基質とした場合の連続
実験結果を示す。両実験系の容積負荷は、
Fig. 3 Process performance of Run 2 (operated at 65•Ž)
during Phase 1 (by feeding acetate).
―204―

流出水中のTOC濃度が100mg・l-1以下に到達した場合にのみ、
段階的に上昇させた。Run1(55℃ 培養系)では、培養開始
後127日目においてTOC容積負荷12.1kgTOC・m-3・d弓(除去率
90.6%)に到達したが、その後激しい汚泥の流出が起こりプ
ロセスが失活した。以後TOC負荷を5～6kgTOC・m-3・d轍1まで落
として運転を続けたが、負荷の上昇は見込めなかった。Run
2でのTOC容積負荷は約100日以降から2～4kgTOC・m-3・d顔1程度
の負荷しか許容できず、除去率も50～80%と低迷していた。
また両実験系とも酢酸を供給した実験期間を通じて汚泥の流
出が続き、グラニュレーションは起こらなかった。
Fig.4に流出汚泥の顕微鏡写真の結果を示す。両実験系
ともに流出水中の汚泥には、長さが2μ 獄程度の桿菌が多く
観察された。菌体内部に見られる特徴的なガス泡14)1M5)並
びにその他の形態学的特徴からこの桿菌は高温性のMethano-thrixと判断できる。Fig.5(a)はRun 1のリアクター内汚泥
のSEM観察の結果である。顕微鏡観察からはMethano-sarcinaの存在は見られなかった。また明らかにMethano-thrixと判別できる桿菌が、通常中温のグラニュールでよく見られるような糸状体を形成することなく、分散
状に増殖していた。Kamagataetal 16)はMethanothrixの増殖形態には、糸状に増殖して綿状のフロックを形
成する"aggregating"typeと分散状に増殖する"dispersing"typeの2種類あることを報告している。従
って本研究における55℃ 培養系では、Methanosrcinaの増殖の抑制には成功したものの、Methanothri分
散状に増殖する性質であったため、グラニュールを作ることなく反応器より流出し、その結果良好なプロセ
スの維持ができなかったものと思われる。
Fig. 4 Nethanothril-like organisms
presented in the effluent from Run 1
reactor (5511 during Phase 1.
(-) Gas vesicles.
Fig.5(b)に65℃ 培養系の汚泥のsEM観察の結果を示す。Run2ではMethanothrix様の桿菌も若干観察で
きたものの、形態学的にMethanobacterium thermoautortrophicumと考えられる細菌が多く出現していた。ま
(a) 55•Ž (Run 1). (b) 65•Ž (Run 2).
Fig. 5 Scanning electron micrographs of the thermophilic sludge
grown at 55•Ž (Run 1:(a)) and at 65•Ž (Run 2:(1))),
respectively, during Phase 1.
―205―

た、Run1と同様Methano-sarcina様の細菌は見られ
なかった。
Table3に実験開始後185
日目に採取した汚泥の比メ
タン生成活性の値を示す。
RUN1、 Run2いずれの汚泥
も試験温度を55℃ から65℃
にあげることにより、Run1
では0.53から0.68kgCH4-COD・
gVSS・d-1、Run2では0.1から
0.18kgCH4-COD・gVSS・d-1と、酢酸からの比メタン生成活性(A-SMA)を上昇する傾向を見せた。また、酢酸を
単一基質として長期閤(約半年)培養を重ねた汚泥にもかかわらず、Run1の汚泥で1.62kgCH、-COD・gVSS・
d-1、Run2で1.55kgCH4-COD・gVSS・d-1と高い水素利用比メタン生成活性(H-SMA)を示した。
Table 3 Methanogenic activities of the thermophilic
sludges grown on, acetate.
Table4に、酢酸で培養された嫌気性汚泥におけるA-SMAおよびH-S棚の既存の研究結果をまとめた。表には
それぞれのH-SMAとA-SMAの比(H-SMA/A-SMA)も合わせて表示した。中温嫌気性グラニュール汚泥では、H-SMA/A-SMA比は0.05～0.16であり、本研究における活性の比は、Run1で3.0、Run2で9.7と、高温培養汚泥の
方が非常に大きい値を示した。これは、酢酸を単一基質として培養された汚泥ながら、多くの水素資化性メ
タン生成菌による細菌相を保持していることを示している。Zinder and Koch13)は、都市廃棄物を処理する
高温メタン消化槽より、酢酸を水素と二酸化炭素まで酸化することによりエネルギーを得る酢酸酸化細菌と、
生じた水素をエネルギー源とする水素利用メタン生成菌の共生関係を発見した。この反応は次式による。
(1)
(2)
(3)
このように、酢酸の酸化(1)は吸エルゴン反応であり、それ自体では反応は進まないが、水素利用メタン生成
菌による水素からのメタン生成反応(2)と共役することにより、結果的には酢酸からのメタン生成反応(3)と
同様の反応が成立し、一種の異種間水素伝達が成立する。本実験系においても、酢酸酸化細菌と水素資化性
Table 4 Methanogenic activities of the acetate-grown anaerobic sludges.
―206―

メタン菌の共生関係が存在していたと考えられる。また、Run 1(55℃ 培養系)とRun 2(65℃ 培養系)のH-SMA/A-SMA比を比較すると、両者のA-SMAは中温系の酢酸培養グラニュールと比べてかなり低下しているもの
の、Run2の方がRun1よりも3倍以上高かったことから、温度の高い培養系の方が、酢酸を消費する細菌相
に対する、酢酸酸化細菌と水素資化性メタンの共生系の占める割合が大きいものと推測される。酢酸酸化反
応における55℃ 、60℃ 、65℃ での標準自由エネルギー変化は、それぞれ反応当たり90.5、88.1、 85.8kJとな
る18)。今便宜的に酢酸濃度を20mM、重炭酸塩濃度を30mM、メタンの分圧を0・35atmと仮定すると(バイアル
実験の条件より設定)、酢酸酸化と水素からのメタン生成が進行する臨界水素分圧(10g(ρR2))の範囲は、
55℃ で-4.7～-3.3、60℃ で-4.6～-3.1、65℃ で-4.4～-3.0となり、温度が高くなる程、より水素分圧の大
きい方にシフトすることが判る。すなわち熱力学的に考慮した場合、温度が高い方が、酢酸酸化反応と水素
からのメタン生成の共役反応は、臨界水素分圧の点からみて有利となる。従って、酢酸酸化菌-水素資化性
メタン菌の共生系と酢酸を直接資化するメタン菌(ここではMethanothrix)のとの競合では、前者の方が温度
が高い程有利となり、温度の高い培養系(65℃ 、Run2)において、より卓越したものと推測される。また
Run2において観察された優先菌種が、最適温度が65℃ ～70℃ と高い、水素資化性メタン菌であるMethano-bacterium thermoautotrophicum19)様の菌であったことも、上記の推論を裏付ける。
両培養系のA-S撚が試験温度を55℃ から65℃ に上げるほど上昇する傾向を示したのは、Run2では、酢酸酸
化菌-水素資化性メタン生成菌の共生関係が卓越していたために、上記の理由により、温度が高い程両者の
共生系によるメタン生成が活発になったためであり、また
恥n1では、酢酸酸化菌一水素資化性メタン生成菌の共生
系もある程度存在しており、さらに酢酸を直接資化する菌
として、比較的最適温度の高いMethanothrixが優先してい
たためであると考えられる。なお、酢酸資化性メタン菌と
してMethanothriが優先した場合、酢酸からのメタン発酵
は65℃ で最も高く、Methanosarcinaが優先種である場合
58℃ が最適であったという報告20)もあり、酢酸経由のメ
タン発酵の最適温度は、酢酸をめぐる細菌相の分布によっ
て決定されるものと思われる。以上のように、高温メタン
発酵系では、酢酸酸化細菌と水素資化性メタン生成菌の共
生関係が酢酸の利用において重要な役割を果たしていると
推測される。
3.2 酢酸およびショ糖の混合基質による実験
実験開始後200日目より、基質を酢酸とショ糖の混合基
質(CODとして8:2、 3000mgCOD・l-1)に変えて実験を継続
した。基質変更後(Phase2)における各リアクタ― の初
期汚泥含有量を等しくするために、Run1とRun2のリアク
ターの汚泥を全て引き抜き、混合した後、均等に返送した。
従って、リアクターあたりの初期VSS量は55.9gとなる。
Fig.6およびFig.7にRun1、 Run2それぞれの連続実験結
果を示す。Run1では基質変更後112日目においてTOC負荷
で34.1kgTOC・m-3・d-1、除去率96.1%を達成した。本実験は
許容負荷の上限を見極めることを目的としていなかったの
で、その時点で連続実験を終了した。一方、Run2では基質
Fig. 6 Process performance of Run 1
(at 55•Ž) during Phase 2 (by feeding
a mixture of acetate and sucrose).
―207―

変更後62日目に16。3kgTOC・m-3・d-1、除去率77%を記録した
が、その後処理性能が悪化し、実験を打ち切った。両培養
系ともに、基質変更後25～35日目からグラニュールの形成
が見られはじめ、60日目以降からほぼ全ての汚泥がグラニ
ュールとなっていた。両培養系のグラニュールは、ともに
大きさは直径約0.5～1.0mm程度であったが、Run2のグラニ
ュールの方がR嶋1よりも若干小さく、また崩壊しやすかっ
た。Fig.8(a)にRun1で培養されたグラニュールの全体像を、
また(b)にその断面像を示す。グラニュールの内部は、主に
分散状に増殖したMethanothrixにより占められており、他
に長さ1.5～2.0μ 綴程度の桿菌などが観察された。Run2で
得られたグラニュールは崩壊しやすかったために、次に示
す表面の状態はかろうじて観察できたが、内部構造を把握
するにはいたらなかった。
Fig.9はRun1、 Run2それぞれの実験系で得られたグラニ
ュール表面の細菌相を示す。55℃ 培養系のグラニュールでは
形態学的に明らかにMethanothrixとは異なった糸状菌が、
互いにからまりながらグラニュールの表面を被覆するよう
に増殖していた(Fig.9(a))。またRun2では、直径o.3～
0.5μm程度の球菌がグラニュールの表面を包み込むように
増殖しており、細胞外ポリマー様の物質を粘出している様
子も観察できた。これらのグラニュールの表面をコーティ
ングするように増殖する細菌(コーティングバクテリア)
は、明らかにグラニュレーションに大きな役割を果たして
Fig. 7 Process performance of Run 2
(at 65•Ž) during Phase 2 (by feeding
a mixture of acetate and sucrose).
ta) wnoie view. (b) cross-sectionea view.
Fig. 8 Scanning electron micrographs of the granular
sludge grown on a mixture of acetate and sucrose
(Phase 2) at 55•Ž (Run 1).
―208―

(a) 55•Ž (Run 1) . (b) 65•Ž (Run 2) .
Fig. 9 Scanning electron micrographs of surfase of granules
grown on a mixture of acetate and sucrose (Phase 2)
at 55•Ž; (Run 1:(a)) and 65•Ž (Run 2:(1))).
いると考えられる。実験最終日の各リア
クターあたりの汚泥量はRun 1で1249
VSS、Run 2で68gVSSであり、Run 1のグラ
ニュールの方がより多くリアクター内に
留まっていた。従って、Run 1のグラニュ
ールが、Run 2のグラニュールに比べ強い
強度を保ち、またリアクター内に滞留す
る能力も高かったことから、Run 1で観察
された糸状菌の方が、より有利なグラニ
ュールの形成に関与し、TOC負荷で34.1kg
TOC・m-3・d-1という高い処理能力に結びっ
いたものと思われる。また、これらのコー
ティングバクテリアは、ショ糖を供給開始後に出現したことから、酸発酵を担う細菌(酸生成菌)であると
思われる。糸状菌が汚泥造粒物の表面上で繁殖する例はMRB20)(多段槽反転流バイオリアクター)やAUSB21)
(好気性上昇流汚泥床法)等でも観察されており、形態的に本研究におけるRun 1のグラニュールに類似し
ている。
Table 5 Acetate-utilizing methanogenic activities
of the granular sludges grown on a mixture
of acetate and sucrose.
Table5に各グラニュールの基質変更後87日目におけるA-SMAを示す。Table3の結果と同様に、培養温度
を55℃ から65℃ に上げるほど活性値は上昇した。最も活性値の高い65℃ のデータで比較すると、Run1で
約4倍、Run2で約5倍のA-SMAの上昇が見られたことから、コーティングバクテリアは、酢酸を消費する細
菌群(i. e., Methanothrixおよび酢酸酸化細菌と水素資化性メタン生成菌の共生菌群など)をグラニュール
―209―

の内部に閉じ込める役割を果たしているものと
推測される。
3.3酢酸からの水素生成実験
酢酸培養汚泥が、高い水素利用メタン生成活
性生成を持つことは先に述べたが、この項では
高温グラニュールの水素生成能について検討し
た。実験に用いたグラニュールはRun 1で培養さ
れたグラニュール汚泥で、試験温度は65℃ とし
た。酢酸からのメタン発酵を完全に抑制するた
めに必要な2-BESの濃度は100mMであった。Fig.
10に水素生成試験の結果を示す。ブランクとし
て酢酸を添加していない試験も行ったが、ほと
んどガスの発生が見られなかったため図には示
していない。酢酸を添加した系では培養22時間
で約2.6mlの水素が検出された。本実験では、共存する水素利用メタン生成菌の反応を2-BESで完全に抑制し
たため、熱力学的に不利な酢酸の酸化反応による水素の生成は微量であったものの、酢酸を酸化し水素を生
成する細菌の存在は確認できた。
Fig.10 Hydrogen production from
acetate by granular sludge.
100mM of 2-Bromoethanesulfonata
was added to the vial.
4.結論
本研究で得られた知見を以下にまとめる。
(1)高温メタン発酵系における酢酸の分解は、直接酢酸資化性メタン生成菌により分解される
経路と、酢酸酸化菌と水素利用メタン生成菌の共生系による間接的な経路がある。培養温度が高い実験系
(65℃)の方が後者の経路が優先される。
(2)酢酸からの比メタン生成速度は温度を55℃ から65℃ に上げるほど上昇した。酢酸からのメタン生成の最
適温度は酢酸の分解をめぐる細菌相に依存すると思われる。
(3)55℃ に制御した高温UASBで得られたMethanothrixは分散状に増殖しており、酢酸単一基質において
はグラニュールを形成しなかった。しかしながら、基質にショ糖を加えることにより増殖した、酸生成菌と
思われる糸状菌に被覆されることにより、グラニュールの形成が可能であった。同様に、65℃ 培養系でもシ
ョ糖を与えることにより球菌にコーティングされたグラニュールが形成されたが、強度が弱く崩壊しやすか
ったため、グラニュールの形成には形態学的に糸状菌の方が有利であると思われる。
参考文献
1) Pette, K.C. and Versprille, A.l.; Application of the UASB-concept for wastewater treatment. In
:Hughes, D.E. (ed) Anaerobic Digestion 1981, Elsevier/North-Holand, Biomedical Press, Amsterdam,
121-133, 1982.
2) 依田元之; 我が国におけるUASB法の利用動向, 食品と開発, 26, 20-25, 1991.
3) 南清司; 高温菌による高速メタン発酵の研究, 環境技術, 16, 480-485, 1987.
4) 川瀬光雄; 嫌気性固定床"NGKバイオリアクター", 造水技術, 15, 26-30, 1989.
5) 遠藤銀朗; 上向流嫌気性汚泥床 (UASB) 法の処理性能とメタン菌によるグラニュールの形成, 発酵工
学会誌, 64, 207-210, 1986.
―210―

6) Kennedy, K.J. and van den Berg, L.;Thermophilic downflow stationary fixed film reactors for
methane production from bean blanching waste. Biotechnol. Lett., 4, 171-176, 1982.
7) Good, P. , Moudry, R. and Fluri, P.;Use of fixed film and CSTR reactor for anaerobic treat-
ment of stillage of wood hydrolysate. Biotechnol. Lett., 4, 595-600, 1982.
8) Nozhevnikova A.N. and Chudina, L;Morphology of the thermophilic acetate methane bacterium
ffethanothrix thermoacetophil8. Microbiol. , 53, 618-624, 1984.
9) Zinder, S.H. and Mah, R.B.;Isolation and characterization of a thermophilic strains of
ffethanosarcina unable to use H2-0O2 for mathanogenesis. Appl. Environ. Microbiol. , 38,996-1008,
1979.
10) Verrier, D., Mortier, B., Dubourguier, H.C. and Albagnac, G.; Adhesion of anaerobic bacteria
to inert supports and development of methanogenic biofilms. In: Hall, E.R. and Hobson, P.N. (ed)
Anaerobic Digestion 1988, Pergamon Press, 61-70, 1988.
11) Wiegant, W. M. and de Man, A.W.; Granulation of biomass in thermophilic upflow anaerobic sludge
blanket reactors treating acidified wastewaters. Biotech. Bioeng., 28, 718-727, 1986.
12) Zinder S.H.;Conversion of acetic acid to methane by thermophiles. In: Hall, E.R. and Hobson,
P.N. (ed) Anaerobic Digestion 1988, Pergamon Press, 1-12, 1988.
13) Zinder, S.H. and Koch, M.;Non-aceticlastic methanogenesis fom acetate: acetate oxidation by a
thermophilic syntrophic coculture. Arch. Microbiol., 138, 263-272, 1984.
14) Zinder S.H., Anguish, T. and Lobo, A.L.; Isolation and characterization of a thermophilic
acetotrophic strain of ifethanothrix. Arch. Microbiol. , 146, 315-322, 1987.
15) Kamagata, Y. and Mikami, E.; Isolation and characterization of a novel thermophilic lethano-
seleta strain. Int. J. Syst. Bacteriol., 41, 191-196, 1991.
16) Kamagata, Y. and Mikami, E,;Some characteristics of two morphotypes of lethanothrix
soehngenii from mesophilic anaerobic digesters. J. Ferment. Bioeng., 70, 272-274, 1990.
17) Zinder, S.H., Anguish, T. and Cardwell, S.C.;Effects of temperature on methanogenesis in a
thermophilic (58•Ž) anaerobic digester. Appl. Environ. Microbiol., 47, 803-813, 1984.
18) Lee, M.J. and Zinder, S.H. Hydrogen partial pressure in a thermophilic acetate-oxidizing
methanogenic coculture. Appl. Environ. Micribiol., 54, 1457-1461, 1988.
19) Zeikus, J.G. and Wolfe, R.S.Jethanobacteriu, therioautotrophicus sp. n., an anaerobic auto-
trophic extreme thermophile. J. Bacteriol., 109, 707-713, 1972.
20) Takahashi, M. and Kyousai, S.;Development of Multi-Stage Reversing-Flow Bioreactor (MRB) for
wastewater treatment. Wat. Sci. Tech., 20, 361-367, 1988.

21) 三島浩二, 栃久保英二, 好気性活性汚泥の自己固定化一好気性上向流式汚泥床法(AUSB法)の 下水処理への適用一, 用水 と廃水, 31, 28-34, 1989.
22) 01livier, B., Lombardo, A. and Garcia, J.L.;Isolation and characterization of a new thermo-
philic ffethanosarcina strain (strain MP). Ann. Microbiol. (Inst. Pasteur), 135 B, 187-198, 1984.
23) Touzel, J.P., Petroff, D. and Albagnac, G.;Isolation and characterization of a new thermo-
philic itethanosarcina, the strain CHTI 55. Syst. Appl. Microbiol., 6, 66-71, 1985.
24) Clarens, M. and Moletta, R.;Kinetic studies of acetate fermentation by liethanoswcina sp. MSTA-1. Apil. Microbiol. Biotech., 33, 239-244, 1990.

―211―

25) Dolfing, J. and Mulder, J.W.; Comparison of methane production rate and coenzyme F420 content of methanogenic consortia in anaerobic granular sludge. Appl. ENviron. Microbiol., 49, 1142-1145, 1985.
26) Harada, H., Endo, G., Tohya, Y. and Momonoi, K.; High rate performence and its related characteristics of granulated sludges in UASB reactors treating various wastewaters. In: Tiche, A. and Rozzi, A. (ed.) Proc. 5th Int. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy, 22-26 May 1988, 1011-1020, 1988.

―212―