

広島県産学官共同研究プロジェクト

「有機性排水・余剰汚泥の高効率嫌気性処理システムの開発」

平成15年度報告書

(平成14年11月研究開始)

平成16年3月

(財) ひろしま産業振興機構

広島県産業科学技術研究所

目次

1. 成果概要	1
2. 緒言	2
3. 乾式嫌気消化プロセスの開発	
3.1 使用汚泥の性状	5
3.2 半連続乾式メタン発酵試験	5
3.3 乾式メタン発酵における阻害因子の検討	6
3.4 メタン生成に及ぼす汚泥混合比率の影響	6
3.5 ラボスケールリアクターの製作	8
3.6 宮島汚泥のアンモニア発酵	8
3.7 脱アンモニア汚泥による半連続メタン発酵	9
3.8 脱アンモニア汚泥を使用した連続メタン発酵における TN 収支	10
3.9 宮島汚泥以外の資料のアンモニア発酵・メタン発酵	11
3.10 微生物群集解析	12
3.11 乾式嫌気消化のエネルギー収支	15
4. 嫌気排水処理プロセスの開発	
4.1 はじめに	16
4.2 実験装置	
4.2.1 パイロットプラント	16
4.2.2 ラボスケール実験装置	18
4.3 実験結果	
4.3.1 パイロットプラント連続処理実験	19
4.3.2 UASB 保持汚泥活性	22
4.3.3 硫酸塩還元菌をターゲットにした分子生物学的手法によるアプローチ	23
4.3.4 ラボスケールリアクター連続処理実験	24
4.4 まとめ	26
5. ガス利用調査	
5.1 概要	27
5.2 メタンガス発酵プラントの実現性	27
5.3 燃料電池技術開発動向	27
5.4 メタン発酵ガスの利用方法と品質管理に関する調査	28
6. 平成 16 年度の研究計画概要	29
7. 研究メンバー	31

1. 成果概要

乾式嫌気消化プロセス開発の研究では、下水処理場から排出される脱水余剰汚泥（水分含量 80% 前後）をそのまま用いて嫌気消化（メタン発酵）を行い、有機物の除去及び 80%以上の減容化を可能とする乾式嫌気消化プロセスの開発を目的としている。平成 15 年度は汚泥 20 g のバイアル瓶規模の実験から始まり、5 kg のラボリアクター実験に移行した。この過程で、種汚泥と処理汚泥の最適混合比を決定するとともに、連続処理時の消化阻害因子が培養初期段階で生成されるアンモニアであることを究明した。そこで、汚泥から生物的にアンモニアを遊離し、そのアンモニアを物理化学的に除去した後に嫌気消化を行う多段乾式嫌気消化法を考案し（特許申請済）、20 日及び 14 日の汚泥処理速度で、およそ 50 日間の持続的な乾式消化を行うまでに至った。また、乾式消化処理に伴う微生物生態系の変動状況を把握し、よりの確なプロセス構築を目指すために処理汚泥中の微生物群集構造の解析を行った。

有機性排水の嫌気性処理システムの開発研究では、3 種類のパイロットプラントを製作し東広島市浄化センター内に設置し、約 300 日を超える連続実験から水質浄化能力の把握を行った。また、高濃度産業排水に対応可能な U A S B に 2 槽型嫌気性反応槽と散水ろ床を配したエアレーション不要のラボスケール排水処理装置の開発設計・製作（特許申請中）を行い、その処理特性について検討した。

2. 緒言

産業排水ならびに一般排水（下水）を活性汚泥法に代表される好気性処理により生成される余剰汚泥処理が深刻な問題となっている。日本全体では毎年 170 万トン（乾物基準）もの余剰汚泥が発生しており、焼却・埋め立て、セメント、コンポスト化がなされているが、8割が焼却または埋立処理されている。しかし、焼却による処理は、ダイオキシン等有害物質発生の可能性が問題視され、また、埋立地の確保も年々困難になっておりその処理コストは年々増加している。広島県では、現在、7,000 円～15,000 円/トンであるが、今後 30,000 円/トンまで上昇すると予測されている。また、近年、コンポストは全国的にほぼ需要を満たしつつあり（広島県では余剰気味）、今後も日々排出される全国の汚泥をコンポスト処理することは非現実的であり、汚泥処理は深刻な社会問題になりつつある。したがって、汚泥排出企業はもとより下水処理の担い手である行政機関にとっては汚泥排出量の減容化とゼロエミッションは大きな課題になってきている。

広島市の静脈ライフラインである下水道終末処理場の脱水汚泥量を平成 10 年から平成 13 年にかけて排出量を調査したところ次のような結果であった。

表 2-1 下水処理場脱水汚泥発生量（トン/年）

	平成 10 年	平成 11 年	平成 12 年	平成 13 年
千田下水処理場	14,033	13,196	15,315	15,083
江波下水処理場	12,669	11,861	12,455	12,553
大洲下水処理場	1,996	2,143	2,056	2,141
旭町下水処理場	5,146	4,825	5,483	6,086
西部浄化センター	20,538	22,863	21,847	28,542
合 計	54,382	54,888	57,156	64,405

表 2-1 から平成 13 年度の脱水汚泥発生量を基準に下水道人口普及率 90%とし一部地域を含めた発生量は 250 トン/日であり今後、普及率の上昇及びし尿処理場も含めた場合脱水汚泥発生量は約 300 トン/日に達することは必至である。また、広島県のライフライン（下水及びし尿処理施設）から発生する脱水汚泥量は約 1000 トン/日に達するものと予想される。これを処理するためには、現状での処理費用を 15,000 円/トンとして計算した場合でも 15 百万円の処理費用がかかり、広島県の人口が約 290 万人なので、一人当たり年間約 1,900 円を負担する計算となる。

また、広島県は比較的他県に比べ有機性廃棄物の中間処理施設が多くあるが、中小の施設が大半で処理方法は建設機械による堆積と自然発酵（コンポスト化）が主流である。この方法は臭気対策、劣悪な作業環境、処理に 1 ヶ月以上かかるなどの様々な問題が有り、コスト上昇を生む要因ともなっている。また、余剰汚泥は有機物であり貴重な循環型資源とも言えるが、好気性処理

ではリサイクルが限定される（基本的にコンポスト化）。以上のことから、新しい汚泥減容化技術の開発が求められている。

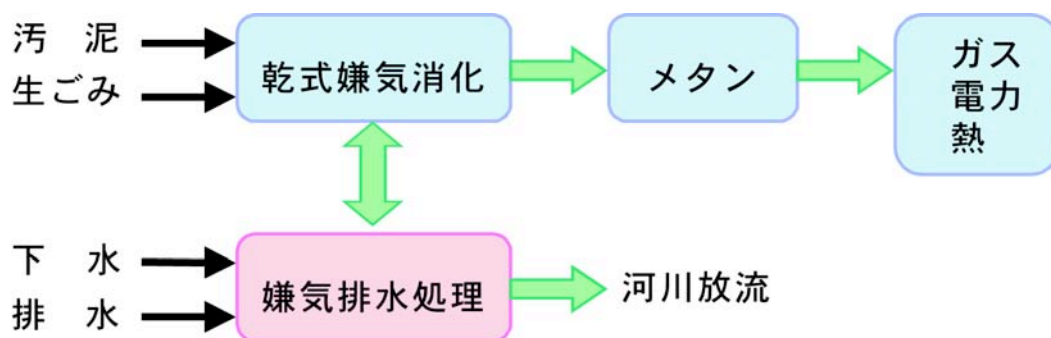
一方で、余剰汚泥問題の根本的原因は排水処理のために活性汚泥法を代表とする好氣的処理法に依存していることにあるとも言える。好氣処理法は、およそ1世紀前に開発された排水処理技術で、排水をほとんど極限まで浄化するという点では非常に優れた処理法である。しかし、好氣処理では排水中の有機物量に対する菌体変換率が40～50%あるため大量の余剰汚泥が発生することを避けることはできない。また、処理には大量の酸素を必要とするため、通気・攪拌動力に大きなエネルギーを必要とする（日本全体の消費電力の約1%が消費されている）。しかも、空気を槽内の隅々に行き届かすために、曝気槽を深くできないので、処理施設設置面積が非常に大きいエネルギー・スペース浪費型プロセスとも言える。今後も排水処理を好氣処理に依存することは将来のエネルギー枯渇問題を考えると極めて不都合である。従って、現在大量に排出されている余剰汚泥を効率的に減容化する技術の研究開発を行うとともに、好氣処理法に取って代わる、余剰汚泥が少なく且つ省エネルギー型の新しい排水処理法の確立は日本国内のみならず世界的に見ても大きなインパクトを与えられよう。

新しい技術に求められる条件は、1) 省スペース、2) 省エネルギーであり、かつ3) 好氣処理法と同等の処理水品質を保証できるプロセスであろう。このような条件を達成できる可能性がある現状技術として研究者が長年に渡り研究を行ってきた嫌氣的廃水処理法があげられる。本処理法は、通気攪拌が必要ないので槽を3次元的に設計でき、処理設備を非常にコンパクトにすることができるとともに、運転に必要なそもそものエネルギーが少なく済むのはもちろんのこと副産物としてエネルギーであるメタンを回収できるエネルギー製造装置としての側面も持っている。さらに、高濃度廃水への適用が可能であり、好氣処理法と比較して生成される汚泥量が1/3～1/5と極めて少ないのも大きな特徴である。さらに、微生物を高密度に充填することにより高速化も達成している。以上のような利点からビールメーカーを始めとする食品製造工場への導入が急速に進んでいる。もし、嫌氣性廃水処理法が全ての廃水処理プロセスに採用されれば、余剰汚泥問題解決に大きく前進するとともに、極めて経済的な廃水処理プロセスとなりうる。しかし嫌氣処理の問題は、低温でメタン生成菌が活性化しないことから、都市下水のような低温かつ低濃度の廃水を対象とすることが難しいことや、中高濃度廃水を対象とすることがほとんどであり、通常一部有機物が分解されず残ってしまうことであり、これが一般排水処理に嫌氣処理法が用いられない理由である。

以上の背景より、本研究開発では、我々プロジェクトチームが持つ嫌氣性廃棄物処理シーズを用いて、2つの装置開発を行う（図2-1）。一つは現在、大量に廃棄されている余剰汚泥の処理技術として、有機廃棄物の嫌氣消化技術を活用して現状対応型の乾式嫌氣消化法による余剰汚泥減量化装置の開発を行う。さらには、低温、低濃度排水の嫌氣的深度水処理技術を活用した未来志向型である一般下水などの低温・低濃度排水へ全面的に適用可能な嫌氣型排水処理装置の研究開発を行う。2つの装置は単独でも使用可能であるが、組み合わせることにより、滲出水をエネ

ルギー使用の低い嫌気浄化装置で処理できるとともに、ディスポーザーにより粉砕された生ゴミの下水配管への直接放流が許可された場合に、固液分離後の固形分処理を乾式嫌気消化装置で対応できるなど、これまで別々に処理しなければならなかった一般排水（下水）と固体廃棄物（余剰汚泥、都市ごみ）を一括処理しうる高効率総合有機性廃棄物処理施設を構築できる。

そこで本年度はまず余剰汚泥の乾式嫌気消化に関するピュースケールでの基礎検討を行うとともに、嫌気排水処理パイロットプラント及びラボスケールプラントの設計・製作を行った。



完全嫌気型有機廃棄物処理プロセス（CARPプロセス）
Complete Anaerobic Organic Matter Removal Process

図2-1 本プロジェクトの概要図

3. 乾式嫌気消化プロセスの開発

3.1 使用汚泥の性状

今回のプロジェクトでは、嫌気消化微生物を含む種汚泥に脱水汚泥を混合し、嫌気消化を行うことで、有機物含量の低減と脱水汚泥の減容化を行った。種汚泥として広島市大洲下水処理場余剰汚泥高温嫌気消化脱水汚泥（以下種汚泥）、処理用標準脱水汚泥として広島県宮島町排水浄化センター余剰脱水汚泥（以下宮島汚泥）を用いた。各汚泥の性状を表3-1に示す。

表3-1 使用汚泥性状

測定項目	種汚泥	余剰脱水汚泥
	大洲汚泥	宮島汚泥
pH	7.54	4.87
NH ₃ (mg-N/kg-ww*)	630	3300
全窒素 (mg-N/kg-ww*)	6400	13120
水分 (% , w/w)	79.8	83.0
有機炭素含量 (% dry base, w/w)	26.8	45.7

*wet weight

3.2 半連続乾式メタン発酵試験

種汚泥：宮島汚泥の混合比率を3：1とし、総重量120g、55℃で15日間の乾式メタン発酵をバイアル中で行った。その後、汚泥を30g引き抜くとともに新鮮な宮島汚泥を30g添加し、改めて15日間の処理を行った。本手順を3回繰り返した結果を図3-1に示す。メタン生成は1回目処理時には全湿重量あたり600mmol/kg-wwであったが、2回目、3回目と低下し、4回目で完全に停止してしまっ。有機酸並びにアンモニア蓄積量の推移を見ると、培養日数が進む毎に著量のアンモニアと有機酸の蓄積が確認された。

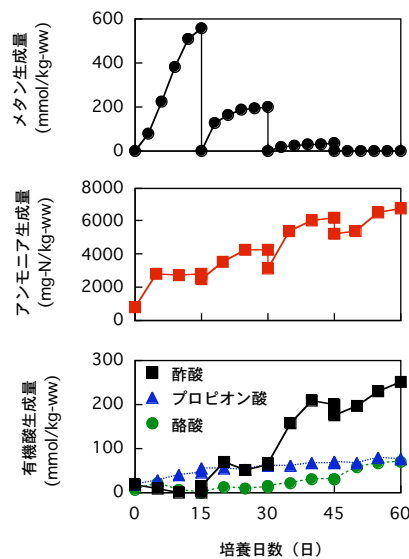


図3-1 半連続メタン発酵実験

3.3 乾式メタン発酵における阻害因子の検討

アンモニアまたは有機酸の蓄積がメタン生成を阻害することが示唆されたことから、種：宮島＝3：1で混合した汚泥に、有機酸（酢酸、プロピオン酸、酪酸）及びアンモニアを添加して55℃で18日間培養を行い、メタン生成速度を測定した（図3-2、3-3）。

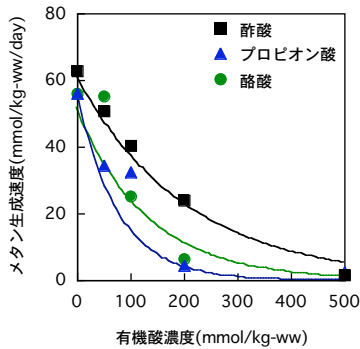


図3-2 メタン生成効率に及ぼす有機酸濃の影響

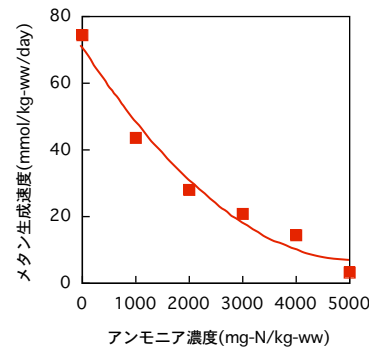


図3-3 メタン生成効率に及ぼすアンモニアの影響

有機酸ではプロピオン酸が最も阻害効果が高く 50mmol/kg-ww の添加で、アンモニアは 1800mg-N/kg-ww でメタン生成が 50%阻害された。上述の半連続乾式メタン発酵試験では、有機酸はプロピオン酸の蓄積量が培養2回目から 50%阻害域に達していた。アンモニアの蓄積はさらに顕著であり、培養1回目の5日目ですでに 50%阻害域に達し、実験終了時には約 7000mg-N/kg-ww ものアンモニアが蓄積していることから、メタン生成は有機酸とアンモニア両方の阻害を強く受けて最終的に発酵停止に至ると考えられた。ただ、有機酸の蓄積はアンモニアの蓄積よりも遅れて起きていることから、アンモニアの蓄積がメタン生成を阻害することにより、本来メタンに変換されるべき有機酸が蓄積したと考えられた。このことは、アンモニアを汚泥中から除去することができれば、有機酸の蓄積も起こらずメタン発酵が継続的に進行することを示唆している。

3.4 メタン生成に及ぼす汚泥混合比率の影響

リアクター容積あたりの処理速度を向上させるためには、種汚泥を少なく処理汚泥（宮島汚泥）を多くする必要がある。しかし、処理汚泥比率の増加はアンモニア蓄積を増大させメタン生成を阻害する可能性が高い。そこで、最適な処理汚泥比率を検討するために、種汚泥：宮島汚泥の混合比を変えて（初発 pH は 7 付近に調整）バイアルに調製後 55℃でメタン発酵を行った。各混合比におけるガス生成およびアンモニア濃度の経時変化をそれぞれ図3-4、図3-5示す。また図3-6は生成したメタンを全て酢酸由来と仮定して総酢酸生成量を求めたものである。

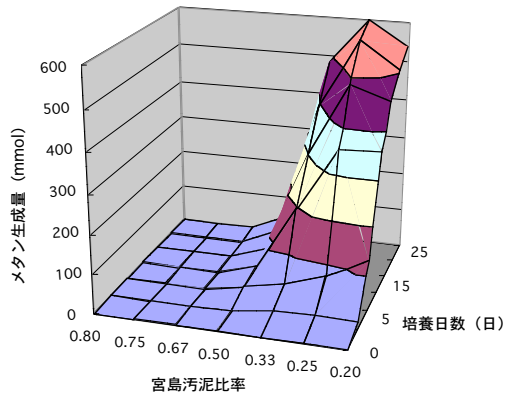


図 3-4 宮島汚泥比率とメタン生成量

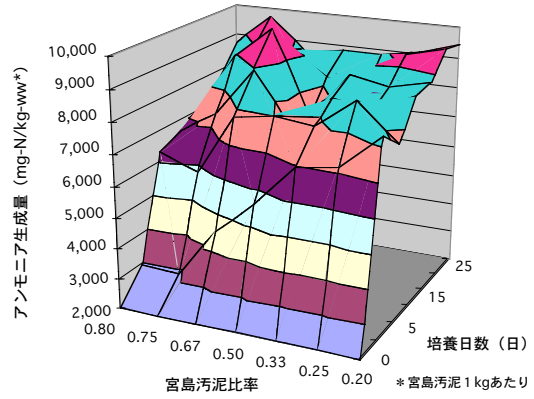


図 3-5 宮島汚泥比率とアンモニア生成量

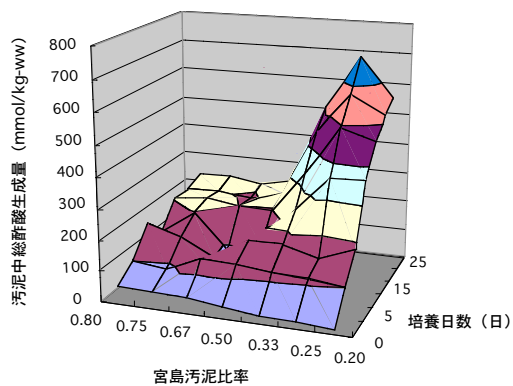


図 3-6 宮島汚泥比率と総酢酸生成量

これらの結果から、1) メタン生成は処理汚泥比率が 0.3 以下の時に認められ、この比率以下のアンモニア濃度は 3000mg-N/kg-ww を超えていなかった、2) 混合比率に関わらずタンパク質可溶化に伴うアンモニア生成は培養初期（～5 日）に起こる。そして、処理汚泥中全窒素の 60% 以上がアンモニアに変換されている、3) メタンが生成しないと有機酸生成も進まない、という事実が判明した。これは、乾式メタン発酵ではタンパク質可溶化（≒アンモニア生成）が培養初期に起こり、その後酸発酵とメタン発酵が同時並行で進行することを端的に示している。

先にも述べた通り、処理速度の向上には処理汚泥比率を高くする必要がある。しかし、上記検討で明らかのように、処理汚泥比率を増加させるとアンモニア蓄積によりメタン生成阻害されてしまうため、このままでは処理汚泥比率を 0.3 以上に大きくできない。また、連続処理時のアンモニアの蓄積によるメタン発酵の停止も深刻な問題である。これらの問題を打破し、処理汚泥比率が高い場合や連続処理時におけるアンモニア阻害を回避し、持続的なメタン発酵を可能とするためには、アンモニア生成が培養初期に起こるという事実注目し、まず汚泥からのアンモニア生成を短期間行った後に脱アンモニア処理を行い、その汚泥をメタン発酵する多段嫌気消化プロセスが適当と考えられた。

3.5 ラボスケールリアクターの製作

連続乾式メタン発酵が「アンモニア発酵→脱アンモニア操作→メタン発酵」という操作を行う必要が出てきたため、容積 10kg のリアクター 3 基を製作した（写真 3-1）。これらを用いて上記の一連の操作を長期に亘って継続する予定である。また SRT の短縮や TOC 利用率変動などについての基礎データ収集、並びにベンチやパイロット規模へその取扱量を拡大した際、予測される諸問題点も探る。



写真 3-1 ラボスケールリアクター

3.6 宮島汚泥のアンモニア発酵

積極的に脱水汚泥からアンモニア生成を短期間で行うため、今後この過程をアンモニア発酵と呼び、脱水汚泥を連続的にアンモニア発酵が可能かどうかをバイアルで検討した。

大洲汚泥：宮島汚泥を 1 : 1 の比率で混合し、55°C で培養を行い、10 日後に全汚泥を半量引き抜き、宮島汚泥を半量添加し、SRT を 2 日、6 日、10 日に設定し、SRT の半日で全汚泥を半量引き抜き、宮島汚泥を半量添加（pH 7～8 に調整）の繰り返しを行った。さらに同様の操作を SRT 2 日の定常状態のサンプルを使用して SRT 1.33 日で行った。その結果を図 3-7、図 3-8 に示す。

その結果、1) SRT 1.33 日でもアンモニア生成菌の wash out は起こらず、連続的にアンモニアが生成された、2) 汚泥 TN に対するアンモニアの変換率は負荷に関わらず約 60% と一定であった、3) アンモニア生成量は SRT をあげて負荷を下げても、ほぼ 8000mg-N/kg-ww と一定であった。

この結果は、全体での処理日数の目標値 15 日に対して、1～2 日程度の短期間で汚泥からアンモニアを遊離できることを示しており、前段でのアンモニア発酵は十分実用的であると考えられる。ただし、負荷にかかわらずアンモニア生成が 8000mg-N/kg-ww が上限になっているため、宮島汚泥の特性、生物的な分解の限界、アンモニアによるアンモニア発酵菌のタンパク分解阻害等を検討する必要があると思われる。

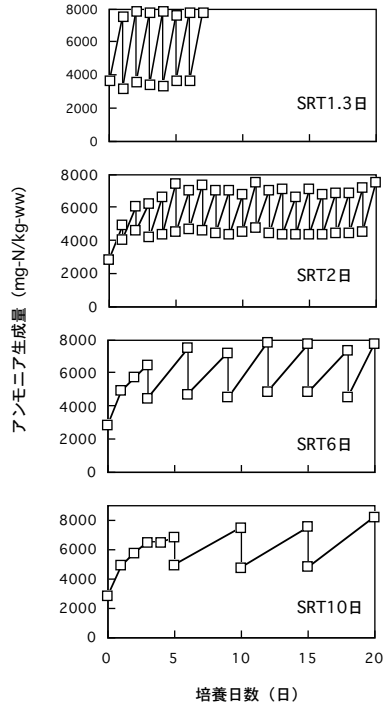


図3-7 宮島汚泥の連続アンモニア発酵

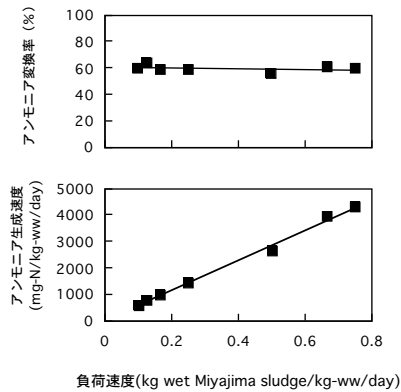


図3-8 負荷速度とアンモニア生成速度・変換率

3.7 脱アンモニア汚泥による半連続メタン発酵

アンモニア発酵が十分実用に供せる速度を有することが示されたので、次に脱アンモニア処理した汚泥の半連続メタン発酵を行った。ここで、種汚泥：宮島汚泥の混合比率を1：4、初発 pH 7以上に調整した汚泥を55℃で培養し、アンモニア濃度が7000mg-N/kg-ww以上を培養終了の目安としてアンモニア生成を行った。生じたアンモニアを85℃以上、pH 9以上の条件下でガスとして放散させて回収し、脱アンモニア宮島汚泥を調整した。

ラボリアクターに種汚泥5kgを入れ、0日目から250g(VS35g)/日(汚泥滞留時間：SRT20日)、24日目から375g(VS53g)/日(SRT14日)、51日目から500g(VS70g)/日(SRT10日)の割合で脱アンモニア汚泥を毎日投入し、55℃で連続的なメタン発酵を行った。またガス生成による減量分を考慮して全体量が5kgとなるようにSRT20は4日、SRT14は3日、SRT10は2日毎に汚泥を引き抜いた。ガス生成速度が低下した53日目以降は、新たな脱アンモニア汚泥の投入、汚泥の引き抜きを中止して培養を続けた。その結果を図3-9に示す。

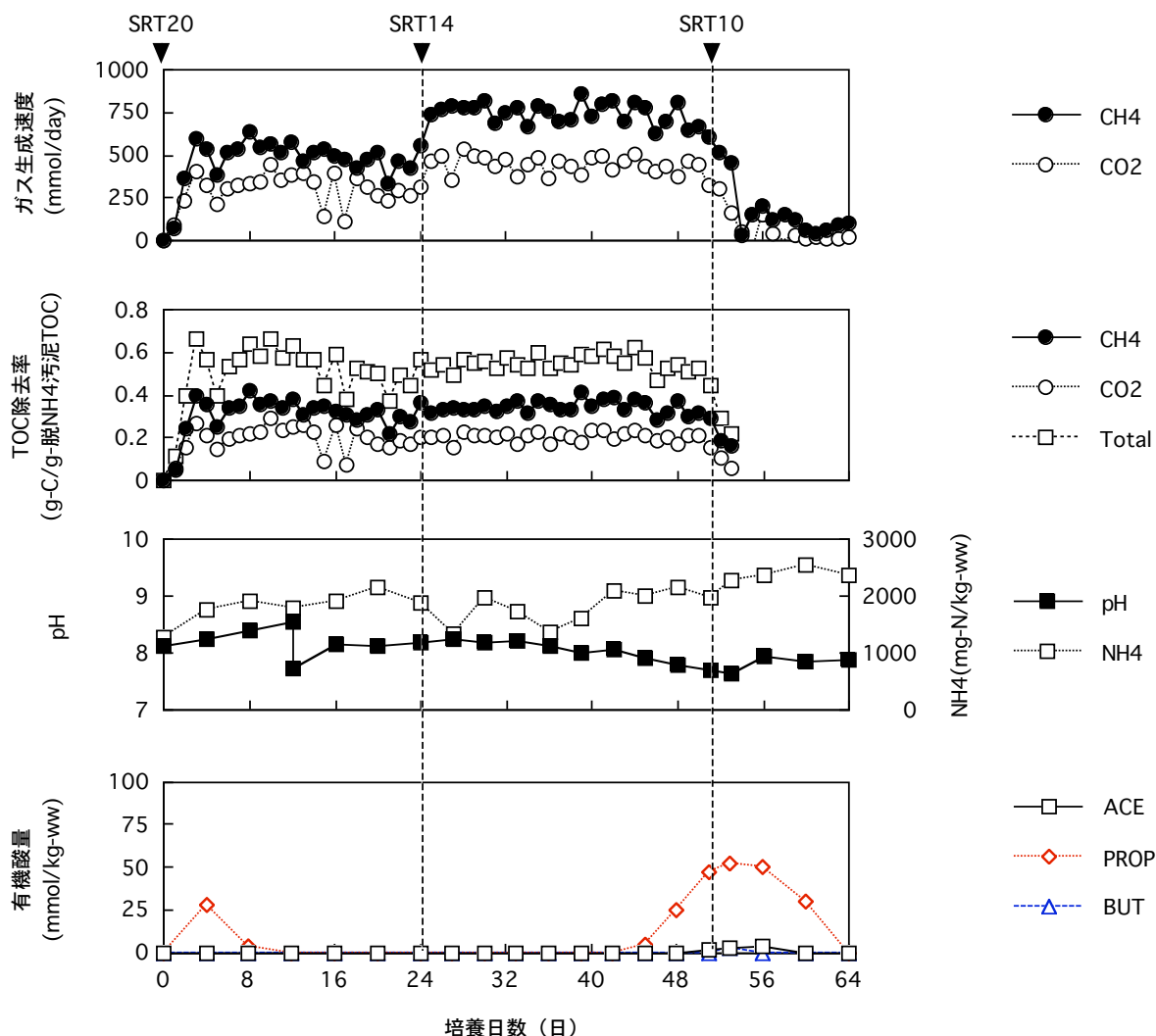


図3-9 脱アンモニア宮島汚泥を使用した半連続式メタン発酵

今回の実験で、1) SRTを20→14日と負荷を上げても、メタン生成による全有機炭素(TOC)除去率はほぼ一定(≒30%)であった、2) 51日目以降急速なガス生成速度の低下が見られた、3) アンモニア濃度は2000mg-N/kg-ww以下で推移していたが、汚泥の投入・引き抜きを中止した53日目以降上昇した、4) 有機酸は培養開始直後プロピオン酸が蓄積したが、12日目以降は検出されず、45日目から再度プロピオン酸が蓄積を始め、脱アンモニア汚泥の投入を停止した53日目以降資化された、という結果が得られた。

今回プロピオン酸が出現する迄に引き抜かれた汚泥総量は内容物の2倍量に相当する10kg以上であることから、リアクター構造が消化の進んだ汚泥が排除できるPlug-Flow構造であったら、プロピオン酸の蓄積によるメタン発酵阻害が起きなかった可能性がある。

3.8 脱アンモニア汚泥を使用した連続メタン発酵におけるTN収支

宮島汚泥、アンモニア発酵汚泥、脱アンモニア汚泥、連続メタン発酵汚泥の各全窒素(TN)を

ケルダール法で、アンモニア態窒素 (NH₄) を和光純薬のアンモニアテストで測定した結果を表3-2に示す。

乾重量あたり (mg-N/kg-dw) で比較すると、1) アンモニア発酵汚泥 TN の72%がアンモニア態窒素として存在している、2) 連続メタン発酵 42 日目引き抜き汚泥と脱アンモニア汚泥の TN はほぼ同じであり、この時の宮島汚泥比率は 0.91 であった、3) 連続メタン発酵 42 日目引き抜き汚泥と脱アンモニア汚泥のアンモニア態窒素を比べると約6倍増加している、という結果が得られた。

表3-2 各操作における TN 収支

		水分含量(%)	タンパク含量(%)	mg-N/kg-ww		mg-N/kg-dw	
				TN	NH ₄	TN	NH ₄
宮島汚泥	2004/2/28採取	83.3	7.9	1.3×10 ⁴	1.0×10 ³	7.6×10 ⁴	6.2×10 ³
宮島汚泥	2004/3/25採取	83.3	8.2	1.3×10 ⁴	1.0×10 ³	7.9×10 ⁴	5.8×10 ³
アンモニア発酵汚泥	0日目	84.32	6.4	1.0×10 ⁴	2.6×10 ³	6.5×10 ⁴	1.6×10 ⁴
アンモニア発酵汚泥	8日目	84.96	5.7	9.1×10 ³	6.6×10 ³	6.1×10 ⁴	4.4×10 ⁴
脱アンモニア汚泥	脱NH ₄ 後	80.2	3	4.8×10 ²	5.0×10 ²	2.4×10 ⁴	2.5×10 ³
連続メタン発酵汚泥	42日目	85.16	2.5	4.0×10 ²	2.1×10 ³	2.7×10 ⁴	1.4×10 ⁴

このことから、アンモニア発酵過程では汚泥中の TN からアンモニアに変換が起こらなかった成分が、メタン発酵過程においてアンモニアに変換されて汚泥中のアンモニア濃度を上昇させ、上記3.7の連続メタン発酵の停止の一因となったと推測される。

そのため、連続乾式メタン発酵においては、アンモニア発酵過程で可能な限り TN をアンモニアに変換することを検討する (アンモニア発酵最適条件の検討、脱アンモニア汚泥の再可溶化など) か、メタン発酵槽を現在の完全混合形式からプラグフロー形式へ変えて検討する必要があると考えられる。

3.9 宮島汚泥以外の試料のアンモニア発酵・メタン発酵

標準脱水汚泥として宮島汚泥を使用しているが、出所の異なる脱水余剰汚泥も同様にメタン発酵が可能かどうかを処理場4カ所 (呉市下水処理場、長門園尿尿処理場、能美尿尿処理場、安芸尿尿処理場) の汚泥を用いて検討した。ここで、種汚泥と各汚泥を3:1の割合で混合し、55°Cでバイアルにてメタン発酵を行った。その結果を表3-3に示す。

表3-3 脱水汚泥試料のアンモニア発酵・メタン発酵

処理場	全窒素 (mg-N/kg-ww)	アンモニア濃度 (mg-N/kg-ww)		アンモニア変換率 (%)		メタンによるTOC除去率 (g-C/g-宮島TOC)
		5日目	15日目	5日目	15日目	
呉	12800	8494	10821	66.4	84.5	0.242
長門園	8960	5701	6485	63.6	72.4	0.216
能美	7840	4480	6690	57.1	85.3	0.212
安芸	9400	3490	4887	37.1	52.0	0.151
宮島	14000	9324	9324	66.6	66.6	0.276

メタン生成による TOC 除去率は呉、能美、長門園汚泥では宮島汚泥とほぼ同様の 20～25%前後であったが、安芸汚泥は 15%と低いものであった。アンモニア生成を見てみると、培養 5 日目まで、安芸汚泥を除きいずれも処理汚泥中全窒素の約 60%がアンモニアに変換されている。このことは宮島汚泥以外でも乾式メタン発酵が可能なことを示している。

さらに余剰脱水汚泥以外に食品系廃棄物、畜産系廃棄物など多様な廃棄物に対応することが可能かどうかを検討するため、種汚泥にポリペプトン、カゼイン、尿酸を 100g/kg-ww、水分含量 80%、pH 7～8 となるように混合し、37℃、55℃の条件にて嫌氣的にアンモニア発酵を行った。その結果を表 3-4 に示す。

表 3-4 汚泥以外の試料のアンモニア発酵

試料	全窒素 (mg-N/kg-ww)	5 日目のNH4濃度 (mg-N/kg-ww)		アンモニア変換率 (%)	
		37℃	55℃	37℃	55℃
ポリペプトン	15000	7862	7352	52.4	49.0
カゼイン	16000	8276	9046	51.7	56.5
尿酸	30000	18260	667	60.9	2.2

尿酸 55℃の系以外は、培養 5 日目までに試料中全窒素の 50～60%がアンモニアに変換された。以上のことは、宮島汚泥以外の試料もアンモニア発酵後に脱アンモニアを行えば、連続乾式メタン発酵を行うことができる可能性を示唆している。

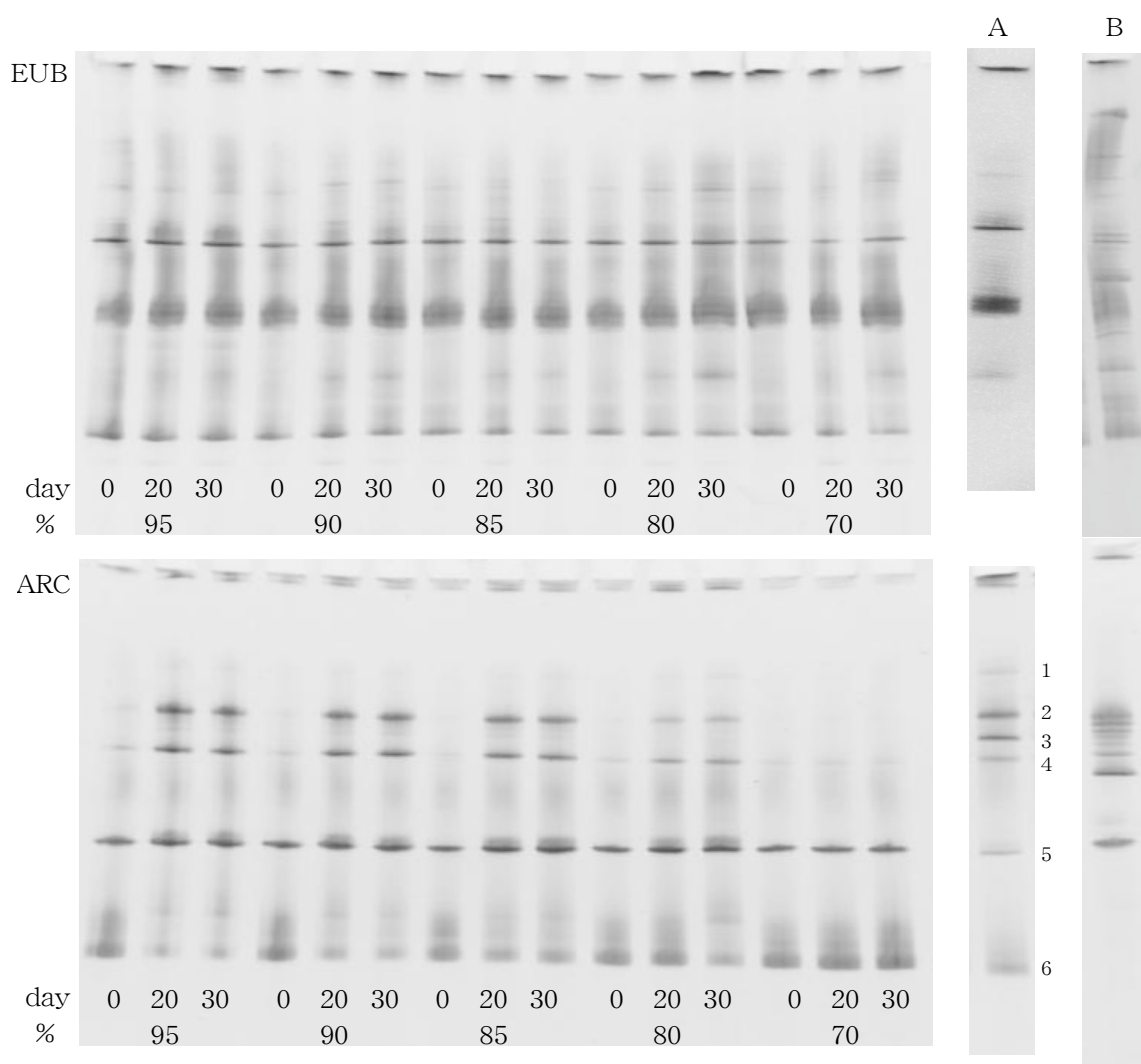
3.10 微生物群集解析

乾式嫌気消化処理に伴う微生物生態系（群集構造）の変動状況を把握し、より効率的な処理プロセス構築を目指すために、処理汚泥中の遺伝子情報を利用した微生物群集構造の解析を行った。

培養サンプルからFast DNA SPIN Kitを用いてDNAを抽出後、Eubacteria用プライマー（341F-GC、907R）、Archaea汎用プライマー（344F-GC、915R）を用いてDNAを増幅しDGGE（Denaturing Gradient Gel Electrophoresis）解析を行った。DGGEで分離されたバンドについては単一種由来では無かったため、クローニング後にRFLP（Restriction Fragment Length Polymorphism）解析を行い、主要クローンのみをシーケンス解析に供し系統樹を作成した。

種汚泥：宮島汚泥の混合比率を3：1とし、含水率を70～95%に変化させて55℃でメタン発酵した汚泥をDGGE解析にかけたのが図 3-10である。上段にEubacteria用プライマー、下段にArchaea用プライマーでの結果を示しており、同時にメタン発酵が良好なサンプルとしてAに種汚泥：宮島汚泥の混合比率を3：1、含水率80%、培養15日目のサンプル、Bに*Methanosaeta*が優勢と思われるUASBから採取した汚泥のDGGE結果も示してある。プロファイルを見ると、1) Eubacteriaの菌相は含水率が変化しても差が見られないが、*Methanosaeta*優勢UASB汚泥では菌相に多様性が見られた、2) Archaeaの菌相では含水率が変化してもメタン生成が進行している系に特徴的なバンドとして1～4が検出され、*Methanosaeta*優勢UASB汚泥でも同様に検出された、という結果が得


られた。



A : 宮島汚泥比率0.25 含水率80%培養15日目汚泥, B : *Methanosaeta* 優勢USAB汚泥

図3-10 含水率を変化させたメタン発酵汚泥のDGGEプロファイル

上記の実験で得られたArchaeaの1～6のバンドに対してクローニングを行った。主要クローンについてはシーケンスを行い、解析結果をBLASTサーチ (<http://www.ddbj.nig.ac.jp>) にて相同性の高い微生物種の検索を行った。さらに、The Ribosomal Database Project II Phylip Interface (<http://rdp.cme.msu.edu/html/>) にて分子系統樹を作成した。その結果を図3-11、図3-12に示す。



Band	Group	Predominantly	Closest relative	Accession No.	Similarity	
1	a	55%	Uncultured archaeon gene (Archaea in solid waste : Harada)	AB084240	544/555	98%
			<i>Methanothermobacter thermoautotrophicus</i> strain GC-1	AY196661	540/555	97%
2	a	55%	Uncultured euryarchaeote (Anaerobic municipal solid wastedigester : Kida)	AB114309	553/556	99%
			<i>Methanosarcina thermophila</i>	M59140	550/556	98%
3	a	73%	Uncultured euryarchaeote (Anaerobic municipal solid wastedigester : Kida)	AB114309	553/555	99%
			<i>Methanosarcina thermophila</i>	M59140	550/555	99%
4	a	40%	Uncultured euryarchaeote (Anaerobic municipal solid wastedigester : Kida)	AB114309	551/554	99%
			<i>Methanosarcina thermophila</i>	M59140	548/554	98%
5	a	42%	Uncultured archaeon (Archaea in solid waste : Harada)	AB084240	545/561	97%
			<i>Methanobacterium formicicum</i> strain FCam	AF028689	512/560	91%
6	a	58%	Uncultured archaeon gene (Archaea in solid waste : Harada)	AB084240	551/555	99%
			<i>Methanothermobacter thermoautotrophicus</i> strain GC-1	AY196661	533/555	96%

図 3-11 Archaea検出クローンについてのBLASTサーチ結果

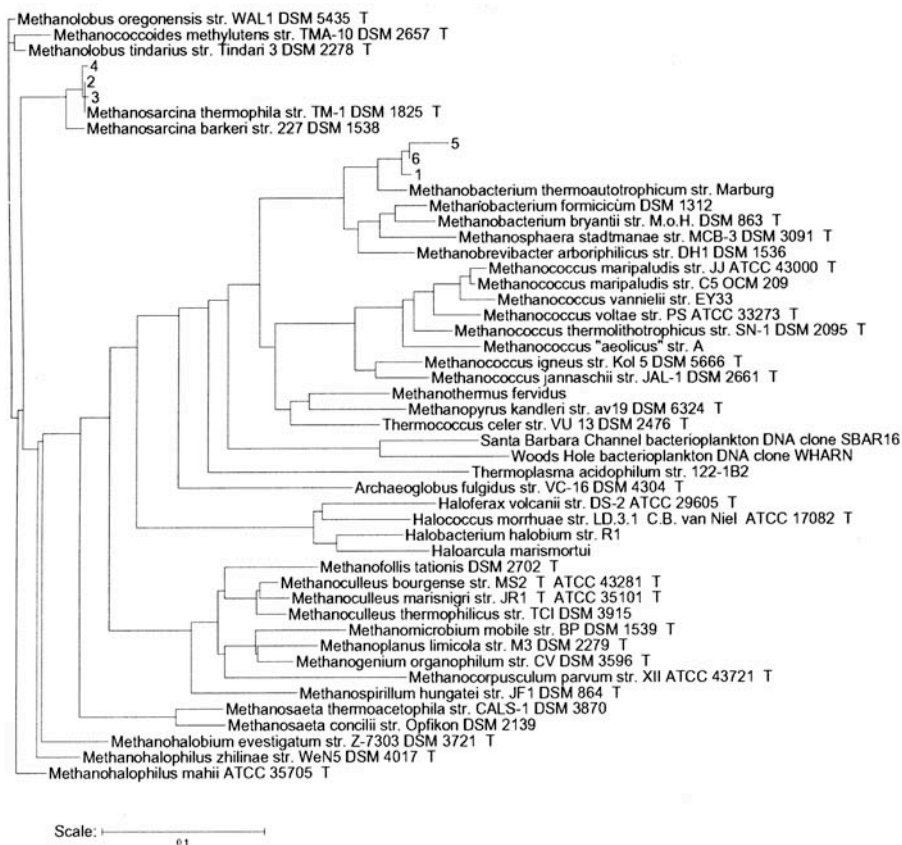


図 3-12 Archaea検出クローンの16s rDNAに基づく系統樹

その結果、1) バンド1, 5, 6は*Methanobacterium thermoautotrophicum* str. Marburgに

近縁であり、2, 3, 4は*Methanosarcina thermophila* str. TM-1 DSM 1825 Tに近縁であった、2) 増殖速度は*Methanobacterium*に比べて*Methanosarcina*のほうが遅いため、バンド2, 3, 4が培養初期には見られない、ということが判明した。また、含水率70%で*Methanobacterium*と考えられるバンド5が強く出ているのに対し、*Methanosarcina*のバンドがほとんど見えないことから、含水率の低下により酢酸資化メタン生成菌の活性が強く阻害されることが示唆される。今後は、リアルタイムPCRなどによるメタン生成菌量の定量的解析が必要であろう。

3.11 乾式嫌気消化のエネルギー収支

前記3.7のラボスケールリアクターで得られた成績を汚泥処理日量1トンに拡大した際の工程別必要エネルギー試算の結果を図3-13に示す。処理汚泥1トンから約60m³のメタンガスが得られ、これを燃焼した際の熱量は2,128MJとなる。この熱量は最終汚泥を含水率40%に乾燥させるには充分である。しかし熱効率・加温や蒸発を考慮すると約400MJの不足が見込まれる。これを電力あるいは重油で補った際の試算コストを表3-5に示す。

最終装置の構造・規模及び外部環境などで不確定であるが単純円形タンクの場合、放熱ロスが約1,000MJが見込まれる。そのほか処理量と比例するものに薬品代として2千円前後（消石灰と塩酸）が見込まれ、動力費人件費などを考慮しなければ、処理コストは4千円弱と試算された。

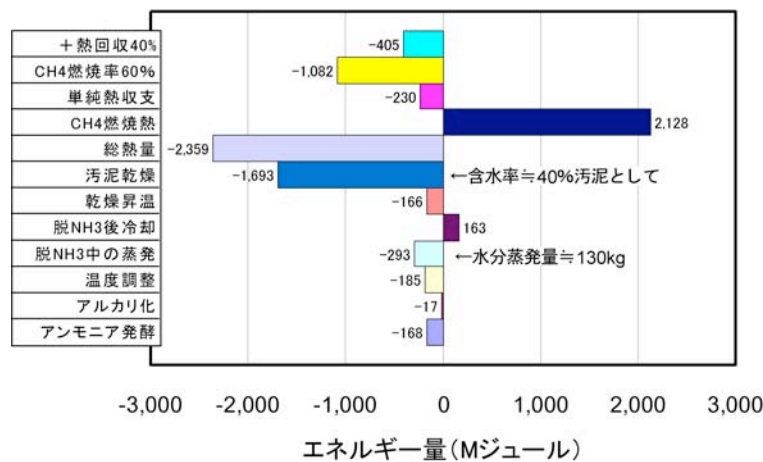


図3-13 ラボスケールの成績から試算した乾式消化のエネルギー収支（日量1トン扱い時）

表3-5 不足エネルギー供給コスト試算

不足熱量とその供給コスト

	不足熱量 (MJ)	電力換算	重油換算
単純熱収支	230	¥960	¥173
CH4燃焼率60%	1,082	¥4,507	¥811
+ 熱回収40%	405	¥1,686	¥303

1MJ当たりのコスト

電力 = ¥4.17

重油 = ¥0.75

タンク放熱概算ロス(重油換算) = ¥885

4. 嫌気排水処理プロセスの開発

4.1 はじめに

UASB に代表される嫌気性処理法は、中・高温域かつ易分解性の産業廃水に広く普及し、好気性処理と比較して汚泥排出量と消費電力量の少なさを証明している。しかしながら、下水処理に UASB を適用した場合、その処理水は中程度（BOD 除去率 70%程度）であり、後段処理によるポリッシュアップが必要である。しかし、国内では、季節による温度変動が UASB 処理性能（メタン生成）を不安定にし、それに伴う後段処理のプロセスダウンが懸念される。そこで、本研究では UASB と好気性処理を組み合わせ、嫌気性処理をメタン生成のみに依存しない循環型システムを 3 系列製作し、パイロットプラント（写真 4-1）での実下水連続処理実験を行った。

また、中高濃度の産業排水の実 UASB プラントにおいては、排水基準をクリアするために後段に活性汚泥法を併用している。しかし、活性汚泥法は余剰汚泥の発生、消費エネルギーが多いなどの問題がある。そこで、本研究ではこの処理方式に変わるエアレーションを不要とする省エネルギー型システム（中温 UASB+嫌気槽+スポンジ型散水ろ床）を開発し、その処理特性について検討した。



写真 4-1 パイロットプラントの全景

4.2 実験装置

4.2.1 パイロットプラント

図 4-1 に東広島浄化センター内に設置した本実験の処理装置「1 系」の概要を示す。スクリーン通過後の下水は、脱窒槽と UASB からなる嫌気槽で前段処理され、その流出水は固定床型の接

触曝気槽と沈澱槽を経て処理水となる。循環ラインは、沈澱槽下部から脱窒槽に設けた。運転は、HRT（水理的滞留時間）24hr、循環比2で開始した。

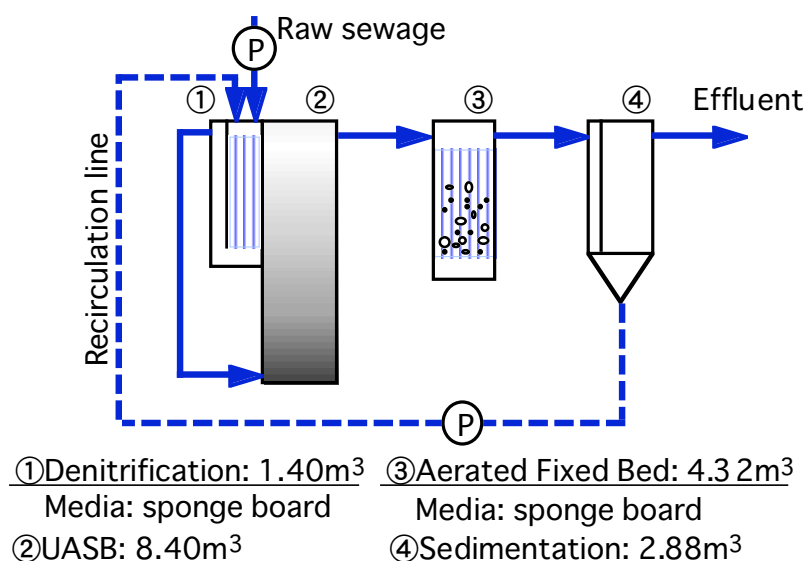


図4-1 1系リアクター処理フロー（公共下水道及び農業集落排水向け）

図4-2に「2系」の実験装置の概要を示す。前段嫌気槽は「1系」と同容量の脱窒槽とUASBとし、後段好気槽にはDHS（スポンジ型散水ろ床）リアクターを採用した。DHS流出水は、砂ろ過槽を通過して最終処理水となる。循環ラインは、DHS流出から脱窒槽に設けた。運転は、HRT 24hr、循環比2で開始し、50～165日目はHRTを12hrに短縮した。

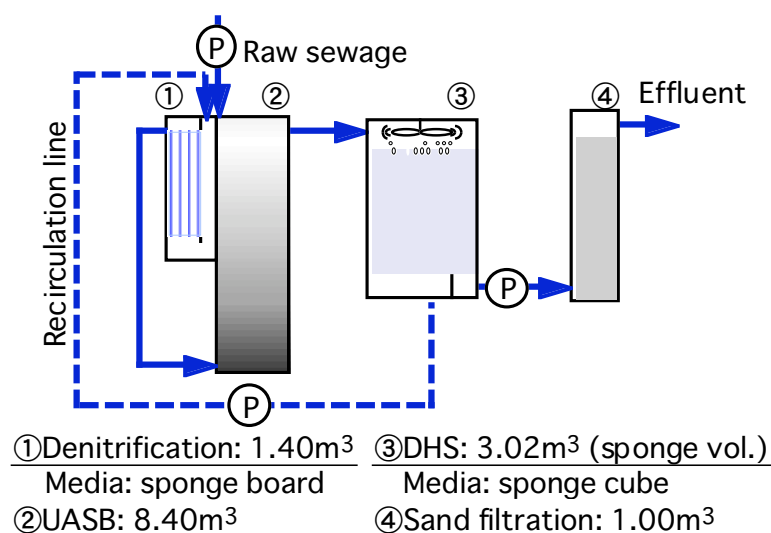


図4-2 2系リアクター処理フロー（産業排水向け）

図4-3に「3系」の実験装置の概要を示す。「3系」は、ターゲットを合併浄化槽としサイズのみならず、実機に合わせて各処理槽を一体化した。リアクターは、最初沈澱槽、2段式UASB、

接触曝気槽（固定床式）、最終沈澱槽で構成されており、最終沈澱槽の下部から最初沈澱槽への循環ラインを設け、運転は HRT 24hr、循環比 2 で開始した。

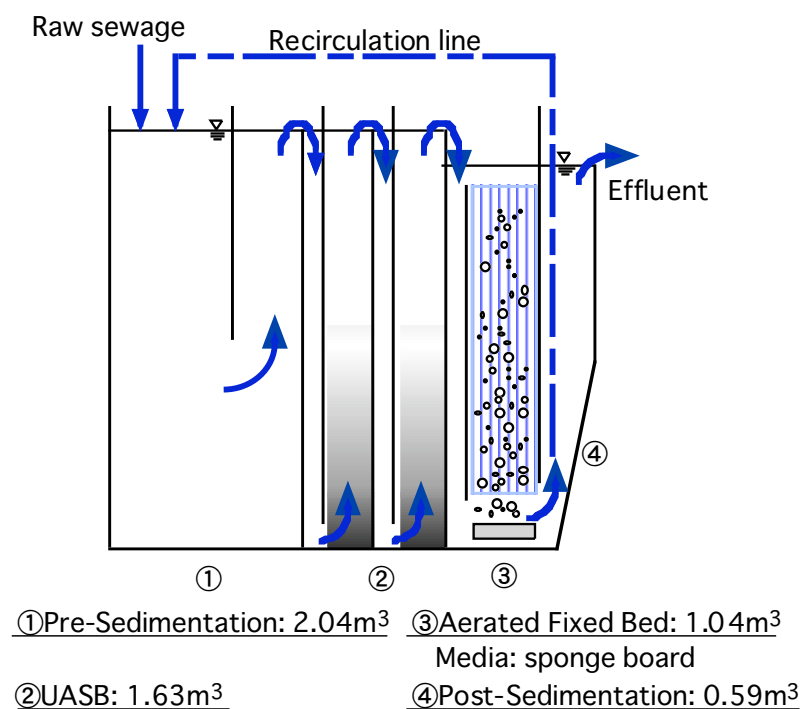


図 4-3 3系リアクター処理フロー（合併浄化槽向け）

なお、パイロットプラント全系において温度制御フリーの条件下で実験を行い、植種汚泥は、UASB 槽に中温メタン発酵グラニュール（食品排水処理）、好気槽には活性汚泥を用いた。

4.2.2 ラボスケール実験装置

図 4-4 にラボスケール実験装置の概要を示す。前段処理装置は、メタン発酵型リアクターである 35°C（中温）UASB を配置した。35°C UASB の処理水は、後段の無加温 2 槽型嫌気性リアクター（脱窒系+UASB）を通過させ、最終的に DHS リアクター（スポンジ型散水ろ床）で処理した。最終処理水の一部は 2 槽型嫌気性リアクターに返送した。流入基質は、糖系食品廃液を全 BOD : 2000 mg/L に希釈し、微量元素等を添加したものをを用いた。

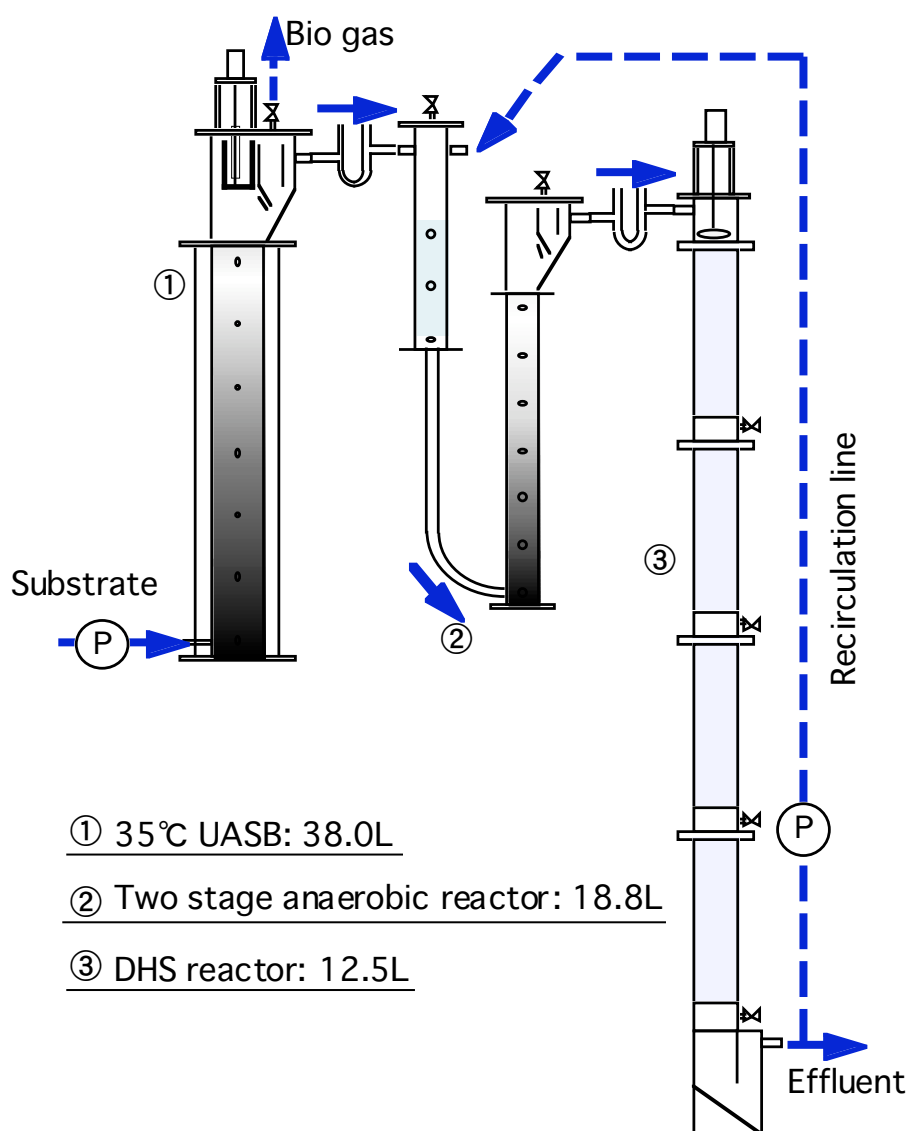


図4-4 中高濃度廃水対応型システムフロー

4.3 実験結果

4.3.1 パイロットプラント連続処理実験

図4-5に流入下水の日平均及び最高・最低水温を示す。運転は平成15年6月中旬に開始し、下水水温は平成15年8月(46-76日目)が平均27.1°Cと最も高く、平成16年1月(199-229日目)の下水水温は最も低く平均8.9°Cとなった。また、1日の最高・最低の温度差は、夏期で約6°C、冬期で約11°Cであった。

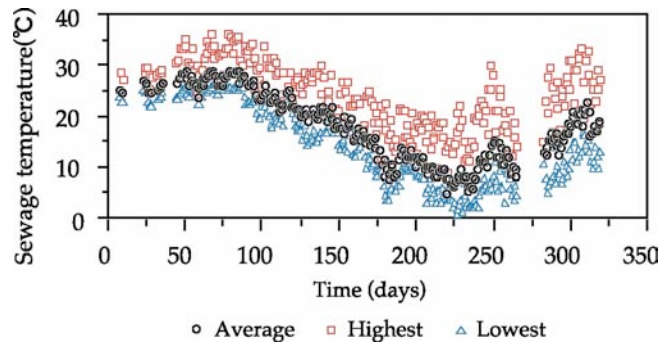


図4-5 流入下水温度の経日変化

図4-6に1系のHRT・循環比の経日変化を示す。システム全体のHRTは24hr、処理水量は $17.0\text{m}^3/\text{day}$ で制御した。循環比は、0-183日目：2、184-272日目：0.3、273日目以降：1で運転した。

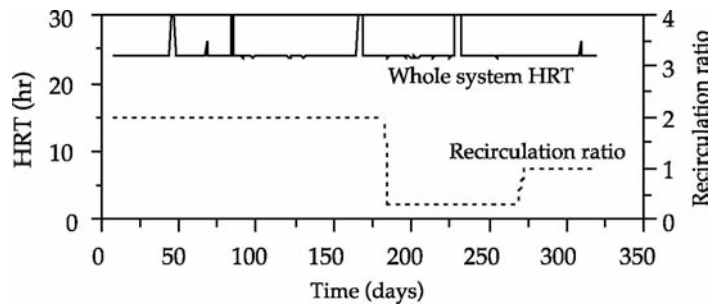


図4-6 HRT・循環比の経日変化（1系）

図4-7に1系各位置でのSS・全BOD濃度の経日変化を示す。流入下水のSSおよび全BOD濃度はともに $100\text{-}200\text{mg/L}$ であった。有機物除去能は、運転開始から良好な処理水が得られ、平成15年8月（46-76日目）平均ではSS： 9.5mg/L 、全BOD： 11mg/L と良好な処理水質が得られた。平均流入水温が 15°C を下回っても全BODは $20\text{-}25\text{mg/L}$ であったが、184日目から、除去率向上のために、循環比を0.3として前段嫌気槽の微生物活性を高める運転を行った。下水水温が平均 8.9°C であった平成16年1月（199-229日目）平均の全BODは 25.4mg/L となった。

運転開始250日目以降、UASBからの汚泥のウォッシュアウトが確認されたため、298日目においてUASB、接触曝気槽、沈澱槽から汚泥の引抜きを行った。引抜き汚泥量は 89kgSS となり、1系全体の累積SS量の10%程度であった。汚泥引抜き後はSS、BOD共処理水質は安定してきている。

なお、273日目より硫化物の生成が安定したことから、循環比を1として運転している。また、リンについては接触曝気槽よりPACを添加することで除去が可能であることを確認している。

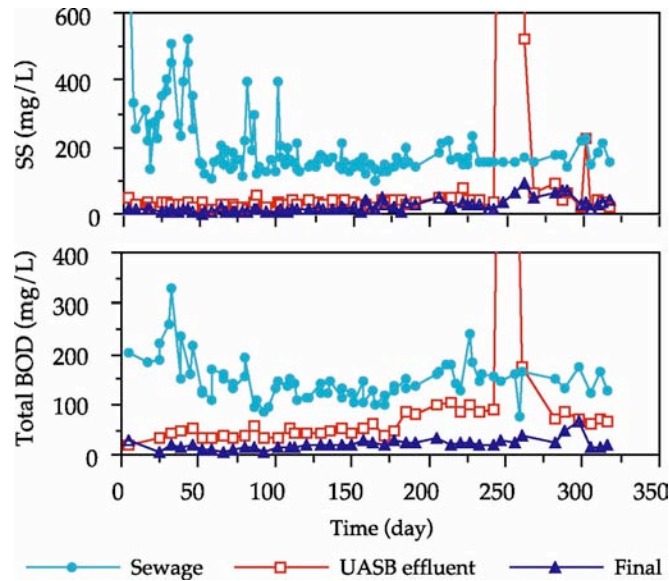


図4-7 SS・全BOD濃度の経日変化（1系）

図4-8に2系のHRT・循環比の経日変化を示す。システム全体のHRTは0-49日目：24hr、50-165日目：12hr、166日目以降：24hrとし、処理水量はHRT 24hrの運転で13m³/dayで制御した。循環比は、0-183日目：2、184-221日目：0.3、280日目以降：1で運転した。

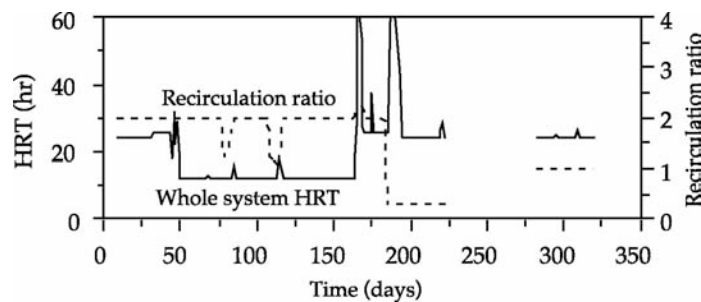


図4-8 HRT・循環比の経日変化（2系）

図4-9に2系各位置での全BOD・SS濃度の経日変化を示す。装置上のトラブルで砂ろ過槽が停止した期間があるが、DHS流出水においても平成15年8月(46-76日目)の全BOD平均は14mg/Lと優れた有機物除去能を発揮した。DHSからのSSの平均は18mg/Lであったが、砂ろ過槽を経て5mg/L程度を得た。低水温期の12月(168日目)以降のDHSの有機物除去能として、全BODで20mg/L以下の水質を得た。

運転開始223-279期間は、ポンプシステムの凍結故障により運転を停止した。280日目においてリスタートし、運転を継続している。

3系におけるシステム全体のHRTは73日目以降：49hrとし、処理水量は2.6m³/dayで制御した。循環比は、187日目以降：0.4で運転した。

3系の有機物除去能は、下水水温の高低に関わらず特に大きな変動はなく安定した処理性能を示し

た。処理水質として平均 SS : 27mg/L、平均全 BOD : 43mg/L を得た。

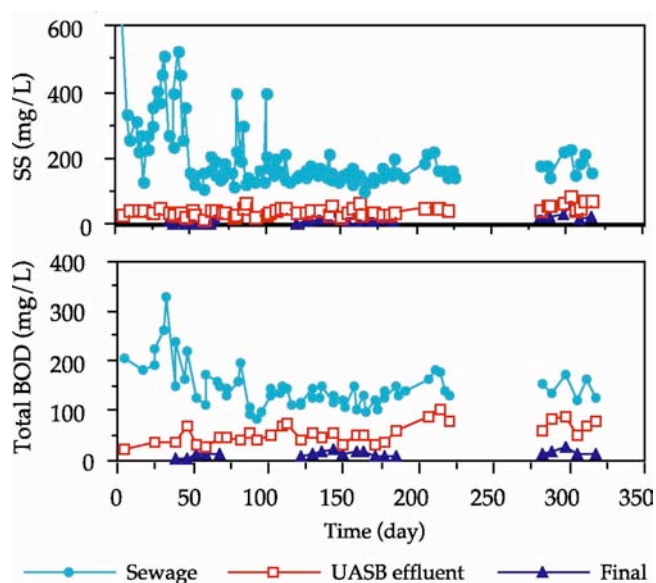


図4-9 SS・全BOD濃度の経日変化(2系)

4.3.2 UASB 保持汚泥活性

図4-10に、UASB 保持汚泥について試験温度 35°Cでの MPA (メタン生成活性)・SRA (硫酸塩還元活性) の変化を示す。MPA は、植種と 79 日目では酢酸・水素基質において SRA を卓越した。これは、植種汚泥が中温メタン発酵グラニュールであったために、植種から流入水温が高い期間で活性を維持していたと考えられる。165 日目では、流入水温の低下に従い、MPA は植種時よりも酢酸基質で 0.20 倍、水素基質で 0.16 倍まで減少した。165 日目の SRA は、植種時から酢酸基質で 1.4 倍、水素基質で 1.2 倍に増加し、SRA/MPA が酢酸基質で 0.58、水素基質で 0.41 となり、UASB での有機物除去に、硫酸塩還元の寄与率が高くなった。

図4-11には、236 日目の UASB 保持汚泥について、実際の処理温度に合わせた試験温度 10°Cで行った MPA、SRA の結果を示す。試験温度 35°Cでは、両基質において MPA が SRA より高い値を示していた。試験温度 10°Cでは、酢酸基質で MPA : 0.005gCOD/gVSS/day と SRA : 0.003gCOD/gVSS/day が同レベルとなった。水素基質では MPA がゼロとなったが、SRA は 0.008gCOD/gVSS/day となった。活性残存率 (10°C活性値/35°C活性値) は、MPA : 酢酸基質で 2%、水素基質で 0%となり、SRA は、酢酸基質 : 18%、水素基質 : 9%となる。よって、SRA が MPA と比較し温度低下に影響を受けにくいことが分かった。

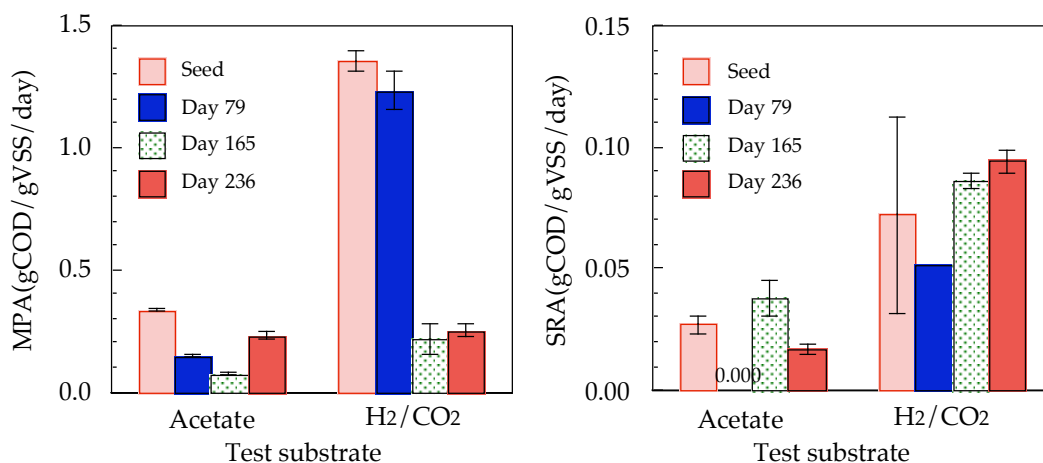


図4-10 UASB 保持汚泥のメタン生成活性・硫酸還元活性の変化 (試験温度 35°C)

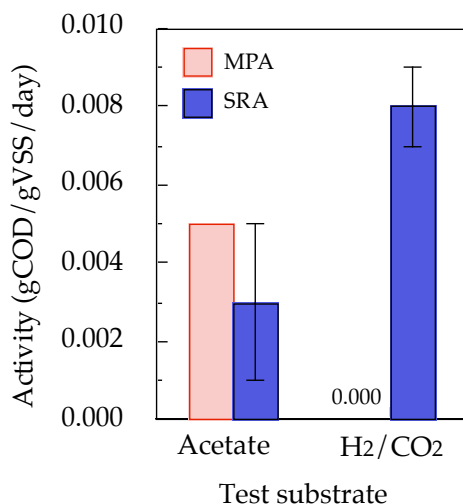


図4-11 低温環境下における UASB 保持汚泥 (236日目) のメタン生成活性・硫酸還元活性 (試験温度 10°C)

4.3.3 硫酸塩還元菌をターゲットにした分子生物学的手法によるアプローチ

SRA 試験に用いたものと同じサンプルに対し、FISH 法を用いて硫酸塩還元菌の検出を試みたが、サンプル中には実下水由来のクリスタル等の夾雑物が多量に混在していたため、硫酸塩還元菌を検出することはできなかった。そこで、硫酸塩還元菌数を評価するために汚泥から DNA を回収し、*apsA* 遺伝子量の定量を試みた。*apsA* 遺伝子は、硫酸還元菌の機能遺伝子であり、多様性の大きい硫酸塩還元菌を網羅して検出できるものと判断した。図4-12に *apsA* に特異的な APS7F-8R プライマーセットによる PCR 増幅産物のアガロースゲル電気泳動の写真を示す。PCR では各サンプルの DNA テンプレート量を同じに設定し、PCR サイクル数は増幅量がプラトーに達しないように 25 サイクルに設定した。APS7F-8R は汚泥から回収した DNA から *apsA* 遺伝子の特異的な増幅に機能し、理論通り約 900bp の増幅断片が得られた。次に、得られた電気泳動バンドの画像解析から、回収 DNA あたりの *apsA* 遺伝子量を測定した。図4-13に種汚泥の *apsA* 遺伝子量を 100%

とした各測定日の遺伝子量の比を示す。*apsA* 遺伝子量は、79 日目に一旦低下し、その後は徐々に増加している。これは、硫酸還元活性試験の結果と合致しており、水温が高い時期（79 日目）には、メタン生成菌が優勢に活動しているため硫酸塩還元菌が減少し、165、236 日目では、メタン生成菌の活性が低下し硫酸塩還元菌が増加したと考えられる。硫酸塩還元菌の機能遺伝子 *apsA* をモニターすることは、UASB の硫酸塩還元ポテンシャルを把握する指標となりうる。

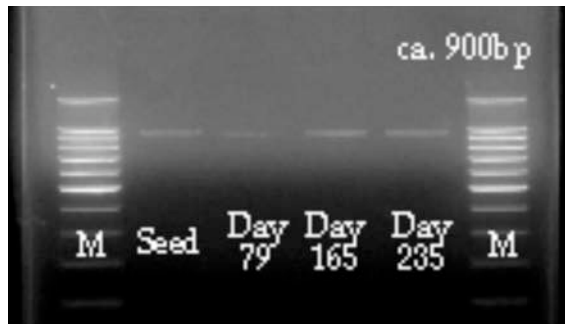


図 4-1 2 PCR 増幅産物のアガロースゲル電気泳動写真

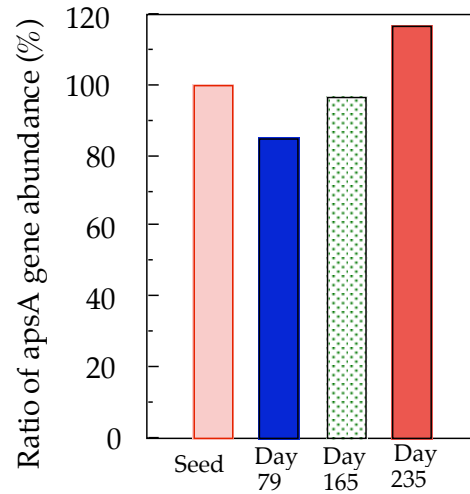


図 4-1 3 各測定日における *apsA* 遺伝子量の変化

4.3.4 ラボスケールリアクター連続処理実験

図 4-1 4 にラボスケールリアクターの HRT・循環比の経日変化を示す。HRT 48hr で運転を開始し、後に 24hr に短縮した。先行して前段 35°C UASB をスタートアップし、40 日目に後段のシステムを接続した。

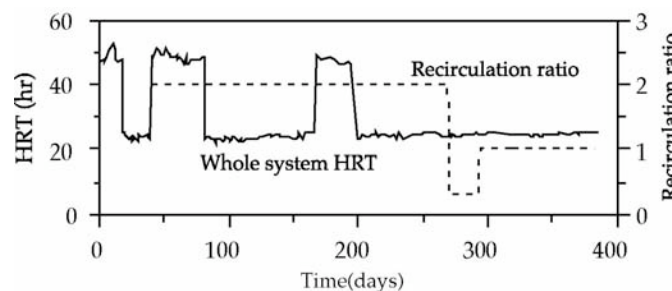


図 4-1 4 HRT・循環比の経日変化 (ラボ基)

図 4-1 5 に 35°C UASB・UASB および最終処理水の水温を示す。最終処理水の温度は、冬季にかけて 1-10°C レベルにまで低下した。

図 4-1 6 に各位置での SS・全 BOD 濃度の経日変化を示す。SS は、基質で 500mg/L 程度であったが、最終的に 10-20mg/L という良好なレベルとなった。さらに、運転 200-249 日目の冬季にお

いても平均 SS で 15mg/L を達成することができた。

35°C UASB 処理水は、全 BOD : 100-200mg/L でメタンガス回収率は 80%程度であった。有機物除去能は、処理が安定した期間においては良好な処理水が得られ、最終処理水で全 BOD : 10-20mg/L であった。さらに、運転 200-249 日目の冬季においても平均全 BOD で 13mg/L という優れた処理性能を発揮した。なお、COD_{Mn} は 20mg/L 以下であった。

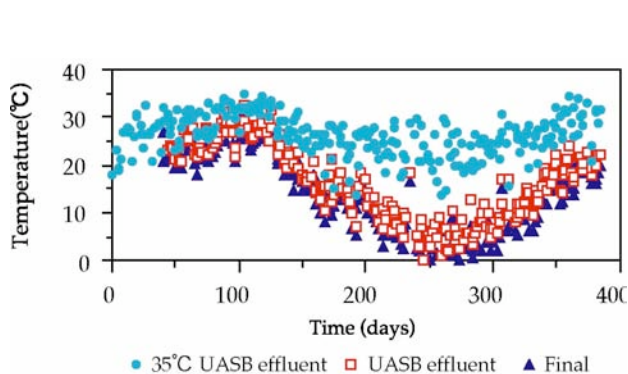


図 4-15 各水温の経日変化 (ラゴ基)

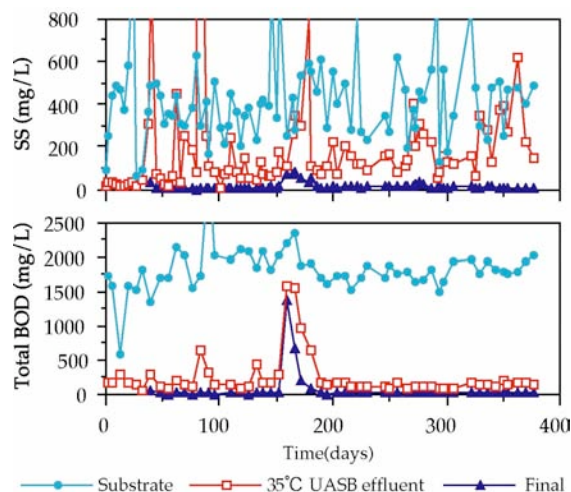


図 4-16 SS・全 BOD 濃度の経日変化 (ラゴ基)

また、図 4-17 に全窒素の経日変化を示す。最終処理水の T-N は、基質 40-60mg/L に対し、循環比 2 の場合では、運転 82-155 日目の夏季において平均 13 mg/L (T-N 除去率で平均 72%) であったが、200-249 日目の冬季にかけて平均 19mg/L (T-N 除去率で平均 62%) に低下した。さらに、294 日目以降は循環比を 1 として運転し、平均 27mg/L (T-N 除去率で平均 53%) まで処理できることを確認した。

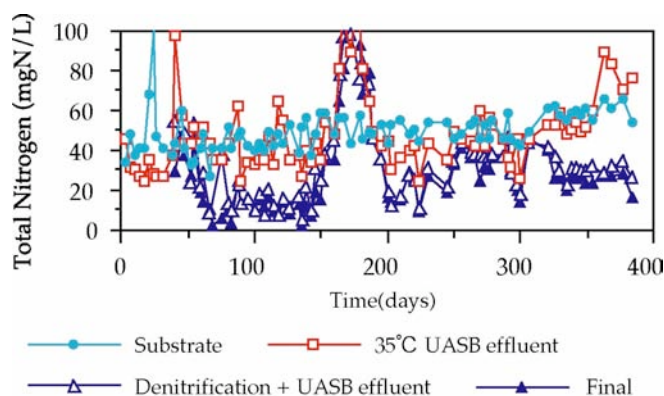


図 4-17 全窒素の経日変化 (ラゴ基)

4.4 まとめ

1) パイロットプラントにおける都市下水のオンサイト処理実験では、8月(46-76日目)の平均値が、「1系」処理水で全BOD:11mg/L、SS:9.5mg/Lとなり、「2系」DHS処理水で全BOD:14mg/Lと、SS:16.0mg/Lと優れた処理性能を発揮した。この処理性能は冬季になっても急激に悪化することはなかった。リンについても、PACの添加で除去(処理水:1mgP/L以下)が確認できた。また、本実験では、「1系」約300日における蓄積SS量の10%程度の汚泥を引抜いた。また「2系」では運転期間中に人為的な汚泥引き抜きを行っておらず、共に省エネルギー・余剰汚泥削減に有効なプロセスと言える。

2) 糖系食品廃液を供給したラボスケール実験装置では、エアレーション不要にも関わらず、全BOD:2000mg/L、SS:500mg/Lの廃水を、HRT24hr、最終処理水温1-10°Cの条件において、流入CODの80%をメタンとして回収可能で、最終処理水質として平均全BODで13mg/L、平均SSで15mg/Lを達成した。

3) ラボスケール実験装置では、T-N 40-60mg/Lの廃水を、循環比2の場合では、平均13mg/L(T-N除去率で平均72%)まで除去可能であり、循環比を1として運転したところ、平均27mg/L(T-N除去率で平均53%)まで処理できることを確認した。すなわち、嫌気好気循環法による窒素除去としては、設定循環比における理論的最高レベルに相当する除去率を達成した(理論的最高値は、循環比2では67%、循環比1では50%)。

5. ガス利用調査

5. 1 概要

本プロジェクトでは、汚泥発生量を1/100に低減するとともに、発生するメタン発酵ガス（以下バイオガスという）によるエネルギー回収を行うことを目標としていることから、開発する完全嫌気型有機廃棄物除去プロセスから発生するメタンガスの有効利用に資するため、先行する類似プラントの調査を行うと共に、メタンガス発酵プラントの実現性調査、燃料電池技術開発動向調査及びバイオガスの利用方法と品質管理に関する調査を行った。調査した先行するメタン発酵処理施設を表5-1に示す。なお、この調査は中国電力株式会社、広島ガス株式会社、菱明技研株式会社が実施し、別途報告書を作成した。以下その概略を述べる。

表5-1 調査したメタン発酵処理施設

事業名	所在地	稼動年	調査日時
環境省地球温暖化対策実施検証事業	神戸市中央区港島9-12	平成13年から3年間	平成15年8月27日
コンポガス式メタン発酵技術 (平成10年度ごみ処理施設国庫補助事業)	京都市伏見区下鳥羽円面田町 89-2	平成11年4月 ～平成13年9月	平成15年9月24日
バイオガス活用モデル展示事業	日野町山本695	平成13年4月	平成15年9月25日
国土交通省下水道事業補助活用	山形市田端5番地	エンジン：昭和63年 燃料電池：平成14年9月	平成15年10月9日
バイオガス活用モデル	取手市桑原188-1	平成15年2月	平成15年10月21日
バイオガス活用モデル	塩谷郡高根沢町花岡147	平成11年4月～約2年	平成15年10月22日

5. 2 メタンガス発酵プラントの実現性調査

有機系廃棄物の内主要な食品廃棄物、畜糞廃棄物、下水汚泥廃棄物等の各種メタン発酵処理プラントの全体システム、処理プロセス、メタン発酵性能、運転性、保守管理、採算性等に関して調査し、今後民間処理事業としての独立採算制の可能性も含めて検討した。

メタン発酵の過程で微量の H_2 、 NH_3 、 SO_2 が発生しており、ガス利用設備に合わせて有害ガスの除去性能を決定する必要があることが判明した。ガス利用設備としてはガスエンジンが長期安定運転の実績もあり信頼性も高いが、熱効率の面からは将来的には燃料電池が有望であると考えられる。

5. 3 燃料電池技術開発動向調査

商用機（りん酸形燃料電池）運転状況、実証試験段階の技術開発動向について調査した。

燃料電池は現在使用されている熱機関の発電効率を上回る効率を得られること、バイオガスを燃料として使用できることから、今回調査を行った。代表的な燃料電池（りん酸形、固体高分子形、熔融炭酸塩形、固体酸化物形）についてそれぞれ調査し、比較した。その結果、唯一商用化

されているりん酸形燃料電池について取り上げても、同様の出力をもつガスエンジン等と比較して設置コストが高いこと、運転コストに経済効果が顕著に現れるほど発電効率が良くないこと、電解質であるりん酸の散逸から電池セルのメンテナンス周期（約5年）より寿命が短いなど、現状のままでは実際に導入するのは難しいという結論を得た。

5. 4 メタン発酵ガスの利用方法と品質管理に関する調査

ガスコージェネレーションを中心としたバイオガスの利用形態を整理するとともに、バイオガスの品質管理項目、都市ガスへの適用可能性などについて調査を行った。さらに、本プロジェクトで開発するプラント生成ガスの仕様に合わせて模擬ガスを調整し、マイクロガスタービンを用いて燃焼性の確認を行った。

都市ガスへの適用可能性については、バイオガスが都市ガス用燃焼器具の燃焼性規格から大きく外れているため使用するにはノズル交換や空気比変更などの調整が要ること、現在都市ガス業界でガス種を高カロリーガスに統一する方向で進んでいる点など、適用するためにはなんらかの加工が必要でありコスト高の要因になるため、現状では難しいという結論となった。ユーザーなどを限定することでこの問題は解決できると考えられる。

燃焼試験では、表5-2に示した5ケースの模擬バイオガスを用いて、都市ガス（13A）仕様マイクロガスタービン（Capstone社製26kWマイクロガスタービン）の運転確認を行った。結果、いずれのケースでも運転は可能であったが、始動性の悪化、出力低下など都市ガスとは異なる挙動を確認した。定格運転を行うためには、都市ガスに比べて太い配管の使用、タービン入側で予めガスを昇圧するなどといった処理を行うことでバイオガスの利用も可能であると考えられる。

表5-2 バイオガスの物性比較

	バイオガス組成からの計算値					都市ガス(13A) 組成の一例	都市ガス(13A) の規格
	ケース1	ケース2	ケース3	ケース4	ケース5		
CH ₄ 濃度(vol%)	50	55	60	65	70	88.5	-
CO ₂ 濃度 (vol%)	50	45	40	35	30	0	-
ガスの燃焼性							
燃 焼 速 度 (MCP)	13.50	15.75	18.00	20.25	22.50	37.10	35≦MCP≦47
ウオッハ指数 (WI)	19.57	22.05	24.66	27.44	30.40	56.99	52.7≦WI≦57.8
総発熱量 (MJ/mN3)	19.97	21.96	23.96	25.96	27.96	46.10	-
MGT 運転試験							
始動性	可 (失火し易く、数回の起動操作が必要)					良	-
発電出力 (%)	50 程度					100	-

6. 平成16年度の研究計画概要

(1) 乾式嫌気消化プロセスの開発

1. Plug Flow 方式による乾式消化の検討

全攪拌方式となっている現状のリアクター1台を、リアクター上部のみ攪拌して下部から汚泥を引き抜く Plug-Flow 方式リアクターに改造し、アンモニア発酵及び長期乾式消化について検討をする。アンモニア発酵は2週間前後の短期間の検討でその正否が判定可能となるであろうから、これを行った後の装置は60日以上長期嫌気消化の実験を実施し全攪拌時と培養動態が如何様に異なるかを追跡し、阻害の克服法を見いだしたい。そのほかスケールアップのシミュレーションに耐える物質収支の基礎データの採取や、宮島以外の原料汚泥についても同様な手法が実施出来るかなどの検討を行う。

2. 脱アンモニア汚泥大量調整装置の開発

現状の汚泥取り扱い規模は手法や手段も含め数kgが限界である。また現状のラボレベルスケールレベルではアンモニア発酵とその処理法が未解決である。この克服にはスケールを上げた手法や装置による検討が必要で、この製作とその後の運転調整を行うことでベンチスケールの前段装置を形にしたい。このスケールを上げた前段装置が稼働状態に至る本年末から新年開けには、ラボスケールでの長期嫌気消化の見通しを得たい。そして本年度末にはスケールを上げた後段のメタン発酵の様式も具体構想を纏め、最終年度初頭には日量で50~100kgが扱える乾式嫌気消化プラントシステムの着手を目指したい。

3. 微生物群集解析

乾式嫌気消化処理に伴う微生物生態系（群集構造）の変動状況を把握し、より効率的な処理プロセス構築を目指すために、処理汚泥中の遺伝子情報を利用した微生物群集構造の解析を行う。特に、アンモニア発酵並びにメタン発酵に関与する微生物の定性的、定量的解析を集中して行う。その結果は運転状況の診断に用いることができるとともに余剰汚泥処理条件の最適化にフィードバックする。

4. 汚泥嫌気消化・エネルギー回収システムのコスト算出、フィージビリティスタディ

ベンチスケールリアクター・パイロットスケールリアクター製作の前段階として、これまでの試験から得られたデータを元に汚泥嫌気消化・エネルギー回収システムのコスト算出、フィージビリティスタディを行う。

(2) 嫌気排水処理プロセスの開発

これまでの実験結果より、本プロセスが余剰汚泥削減に貢献しつつ排水を処理できることが明らかになってきた。今後は、引き続き運転を継続し有機物成分の処理特性、余剰汚泥量の把握を行う。また、本システムを実社会へ供給するには窒素除去も必要不可欠となる。これは共同研究機関である高知高専のリアクターで連続実験による運転パラメーターを検討中であり、その結果をパイロットプラントにフィードバックする予定である。

約300日間の連続運転を通して、排水処理の特性と、リアクター保持汚泥の活性に関する知見は得られたが、微生物の菌叢に関する知見について蓄積が十分でない。よって、本システムのキーとなる微生物が何かを把握することが、安定した処理性能を引き出すパラメーターに反映される。委託研究機関である長岡高専で蓄積した分子生物学的手法により、経時的な菌叢解析を行うことで、最適な運転条件を検討していく。また、保持汚泥性状評価として、委託研究機関である岐阜高専で主に担体生物膜についての解析を行う。

7. 研究メンバー

研究項目	分担内容	氏名	所属
	研究全体の取りまとめ	西尾尚道	広島県産業科学技術研究所
(1)乾式嫌気消化プロセスの開発	サブテーマの取りまとめ リアクター開発	中島田豊	広島県産業科学技術研究所
	汚泥嫌気消化条件最適化 ラボリアクター開発・最適化	難波祐三郎	広島県産業科学技術研究所
		大島康隆	広島県産業科学技術研究所
		藪 宏典	広島県産業科学技術研究所
	微生物群集解析	村上克治	産業技術総合研究所中国センター
		南 久生	広島県産業科学技術研究所
	ベンチスケールリアクター設計・製作	山本 学	広島環境研究所
		花川哲夫	(有) エッチ・イー・シー
	ガス利用技術調査	三浦 健	中国電力(株)技術開発センター
		沖本 裕	広島ガス(株)技術研究所
濱田高義		菱明技研(株)	
(2)嫌気排水処理プロセスの開発	サブテーマの取りまとめ リアクターの開発	山口隆司	広島県産業科学技術研究所
	リアクター最適化・改良	角野晴彦	広島県産業科学技術研究所
		文後佳久	広島県産業科学技術研究所
		倉本恵治	広島県産業科学技術研究所
	機能微生物の役割評価	荒木信夫	長岡工業高等専門学校
	運転パラメータの最適化	山崎慎一	高知工業高等専門学校
	合併浄化槽系および高濃度廃液メタン発酵後段プラント製作・試験・改良	椋本定雄	ノシロ工業(株)
	農業集落排水系プラント製作・試験・改良	霜崎 敏	寿工業(株)
産業・特殊排水系プラント製作・試験・改良	長野 晃弘	三機工業(株)	

