

3. 試験2 固液分離固分の投入

目的

長藁入り固形糞尿でも固液分離過程を経ることにより、固形糞尿中の長藁は固液分離機への定量供給のピーター(写真-14)によりほぐされている。このため、固液分離後の固分は固形糞尿よりは受入槽での攪拌混合によりほぐされ易くなっていると推測した。そこで、固液分離を受けた固形糞尿の直接投入の可能性を検証する。



写真-14 定量供給のピーター部

1) 方法

2004年2月3日9時より 受入槽の破碎ポンプを2台とも攪拌モードで始動し、70分間稼働した。

10時10分より 受入槽の格子網の上から、固液分離固分をバケツ(約1.3m³)1杯分投入した。その後、格子網を外した状態で固液分離固分をバケツ4杯分を投入した。スラリーは116m³貯留されていたので、重量割合で約4.2%であった。



写真-15・16・17 分離固分投入状況

2) 結果と考察

攪拌水流の方向は、図-8に示した向きを基本として、糞塊の状況に合わせて調整した。

新設ポンプの水流は上向きとし、水面で噴水状の飛沫が生じるようにすると、浮遊糞塊の分断に有効であった。加えて、浮遊糞塊をピットの奥側に逃げ込ませないで、手前側の狭いエリアに閉じこめ、攪拌水流の衝撃を頻繁に浴びさせることにも有効であった。

既設破碎ポンプの水流は、やや下向きとし、分散した糞とワラをピット全体に拡散させる役割を担わせた。

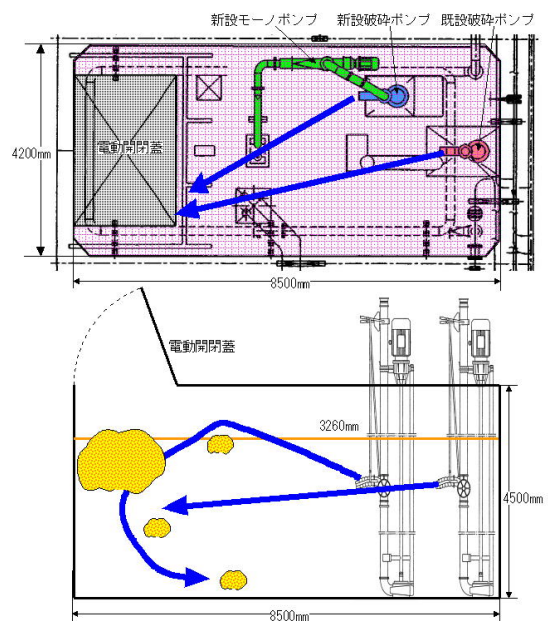


図-8 攪拌水流の方向



写真-18 10:42 3杯目を投入した時点



写真-19 10:44 4杯目を投入した時点



写真-20 11:36 5杯投入して暫く攪拌した時点
約3m



写真-21 16:59 ほぐしきれない糞塊直径



写真-22 2月4日 8:44 一晚、新設ポンプ
を稼働したままにしておいたので、糞尿塊の
ほぐしが進んだが、直径1.5m程度の塊が残っ
ていた。水流だけの分散では極めて長時間を
要すると判断し、レーキ2本を用い、糞塊の
周辺から掻き取るような手作業で分散させた。



写真-23 2月4日 11:42 概ねきれいにほぐ
された

分離固分を直接投入するためには、以下の注意点が必要と考えられた。

- ① 1回に投入する量をバケツで3杯以下にする。
- ② 投入間隔をなるべく長くして、投入した糞塊が十分に分散したことを確認してから次の投入を行う。
- ③ 攪拌水流は、投入口付近に糞塊が留まったままで分散が促進するように工夫しつつ、調整を行う。

固液分離固分の投入前及び投入攪拌後のスラリー性状を表-4に示した。投入してもTSの変化はなかった。

表-4 固液分離固分直接投入試験 試料分析値

	水分率	乾物率	灰分率	有機物率
投入前平均	91.9	8.1	1.7	6.4
投入後平均	91.9	8.1	1.7	6.4

以上のような操作を行うためには、頻繁にスラリー受入槽を監視している必要があり、現在の運転員の労働体制では容易ではないと考えられる。

固液分離後の固分であってもスラリー受入槽にフロントローダーの標準バケツ(1.3m³)に軽く山盛りで5杯投入した時点で大きな塊を形成してしまい、簡単にほぐすことはできなかった。視認できる塊を消失させるまでに相当の労力と攪拌を必要としたことから、現実的な手法とは考えられなかった。

以上のことから、別海施設で装備している現有機器では、長糞が混合した固形糞尿の直接投入は固液分離後の固分であっても困難であると判断した。

4. 試験3 細断糞による敷料混合糞尿の投入

目的

細断糞入り固形糞尿塊は長糞入り固形糞尿塊よりも受入槽での攪拌混合により容易に解れ易いと考えられる。そこで、この検証を行う。

1)方法

2004年2月より7月まで計13回の直接投入を行った。

直接投入に要する作業時間は1時間～1時間半程度で、念のため、作業中は受入槽内の連続攪拌を行った。よって、合計攪拌時間は3時間～4時間程度である。

C牧場から排出される糞尿の状況を確認した。10cm～20cmに細断した麦稈を給餌し、残さを敷料に回している。糞尿回収バーンにスリットが組み込まれていて、自然落下式の固液分離ができる構造となっているが、現在はスリットを覆い、尿ごとコンテナに積載していた。コンテナ内部の糞尿は、水分が多く、敷料が短いため絡まり合った大きな糞塊を形成せず、セミソリッドの状態であった。

バーンクリーナーの固液分離を利用したとしてもコンテナで搬出する量が2割程度しか減量しない。かえって、尿ごと排出して高水分を維持しておいたほうが、直接投入には適すると判断された。

2) 結果と考察

細断藁を使用している酪農家から搬入される敷料混合糞尿の直接投入を計13回実施した。その間、閉塞等のトラブルは発生していない。このため、細断藁入り固形糞尿の直接投入は可能であるが、攪拌作業にかかる機器、動力及び労力の観点から現時点では現実的な処理法ではないと判断された。



写真-24 糞尿回収バーン内のスリット



写真-25・26 コンテナ内部の糞尿の様子

5. 小括

共同利用型バイオガスプラントで固形糞尿を受入れる場合、固形糞尿全量を簡易にスラリー化出来れば、施設運営上大きな利点となる。そこで、固形糞尿をメタン発酵の原料として利用するため、固形糞尿をメタン発酵の受入槽に投入し、スラリー化する試験を、受入槽の攪拌混合設備を増強して行った。

1. 長藁入りの固形糞尿の直接投入試験

無細断の長藁あるいは牧草を含む固形糞尿をメタン発酵の受入槽に入れ、水流方向を調整しながら攪拌・混合を約8時間行えば、固形糞尿塊が解されスラリー化し、管路での閉塞の危険性は無いと判断された。しかし、攪拌・混合が不十分であったり、受入槽の液深が浅い場合は容易に閉塞した。したがって、所要の労力や動力を考慮すると、長藁入り固形糞尿をメタン発酵の原料とすることは現実的な方法ではないと判断された。

2. 固液分離後の固形分の直接投入試験

長藁入り固形糞尿でも固液分離過程を経ることにより、固形糞尿中の長藁は固液分離機への定量供給のピータにより解されている。このため、固液分離後の固形糞尿塊は受入槽での攪拌混合により解され易くなっていることが推定される。そこで、固液分離後の固形分をメタン発酵の受入槽に直接投入する試験を行った。この場合も固形糞尿塊のほぐしに長時間を要し、合理的な方法ではないと判断された。

3. 細断藁入り固形糞尿の直接投入試験

細断藁入り固形糞尿塊は長藁入り固形糞尿塊よりも受入槽での攪拌混合により容易にほぐ

れ易いと考えられる。そこで、細断藁を敷料として使用する農家の固形糞尿をメタン発酵の受入槽に直接投入した。この場合も固形糞尿塊をスラリー化するのに、長時間を要し、実際的な方法ではないと判断された。

4. 以上のことから、共同利用型バイオガスプラントでもスラリー状のふん尿のみを受け入れることが望ましいが、固形糞尿を受入れざるを得ない場合は、運営上は大きな負担となるが、以下の対策が必要と考えられた。

- ① 固液分離や堆肥化の施設を併設すること。
- ② スラリー受入槽に投入した固形ふん尿を十分にほぐすなど細心の注意を払う管理体制を整えること。
- ③ より強力な細断・破碎・攪拌機器を開発して設置すること。

II. 中温発酵でのメタンガスの効率的な産出

1. 目的

バイオガスプラントでは投入スラリー当たりのメタンガス発生量が多いほどエネルギー効率は高くなる。このため、乳牛のスラリー状糞尿だけでなく、重金属などの有害物質を含まない他の有機性廃棄物を副資材として投入することが行われる。そこで、糞尿スラリーだけでなく、副資材として投入する各種の有機性廃棄物の中温発酵でのバイオガス発生への効果を明らかにする。これには多量の藁や牧草を含む固形糞尿をメタン発酵の原料としてメタンガス発生への効果も検証することも含む。

2. 試験 1 別海施設での実証試験

目的

糞尿スラリーでのメタンガス発生状況及び副資材を投入した場合のメタン発酵に及ぼす影響を別海施設で検証する。なお、副資材として投入する乳業工場からの廃棄物や別海町からの尿尿処理場汚泥脱水ケーキに関しては根室支庁に試験で実施する旨の廃棄物処理法に基づく届け出をするとともに、尿尿処理場汚泥脱水ケーキを含む消化液を生成することとなるため、肥料取締法の汚泥発酵肥料登録を受け実施している。

1) 方法

(1)原料の投入

別海施設への参加農家 10 戸のうち、6 戸(2003 年 10 月末以降)は固形糞尿を排出し、その内 5 戸は無細断の長藁あるいは牧草を敷料として、1 戸は麦稈を 10 ～ 20cm に細断し敷料として使用している。このため、4 戸のスラリー状糞尿と 6 戸(内 1 戸は糞尿を搬入せず)の固形糞尿の固液分離液および尿溜め液をメタン発酵の原料としている。また、2002 年度末以降、地域で発生する有機性廃棄物を発生の都度、メタン発酵の原料としている。副資材の投入概要は表-5 のとおりである。副資材の投入量が年度を重ねるごとに増加しているのは、提供元の数が増えたためである。2003年度は 3 団体、2004年度は 6 団体と覚書きを締結した。

表-5 副資材の有機物含量と年度別投入量

副資材名	有機物含量(%)	2002.3~2005.3の累積投入量(t)	2002年度迄	2003年度	2004年度
廃用牛乳	12.3	274.3	70.0	23.1	181.2
廃脱脂粉乳	90	63.5	5.9	6.8	50.8
廃生クリーム	50.1	47.8	0.0	29.9	17.9
廃バター投入	81.8	22.2	0.0	7.1	15.1
水産加工残滓	23.8	3.0	3.0	0.0	0.0
尿尿汚泥	10.8	174.8	0.0	55.3	119.5
乳業工場汚泥	9.8	613.5	0.0	0.0	613.5
固形糞尿直接投入	9.7	125.0	43.8	50.0	31.2
合計		1324.1	122.6	172.2	1029.1

(2)メタンガス発生量の計測

自動記録しているバイオガス消費量(m³/日)に、毎日、1回計測しているバイオガス中のメタンガス濃度を乗じてメタンガス発生量として算出した。

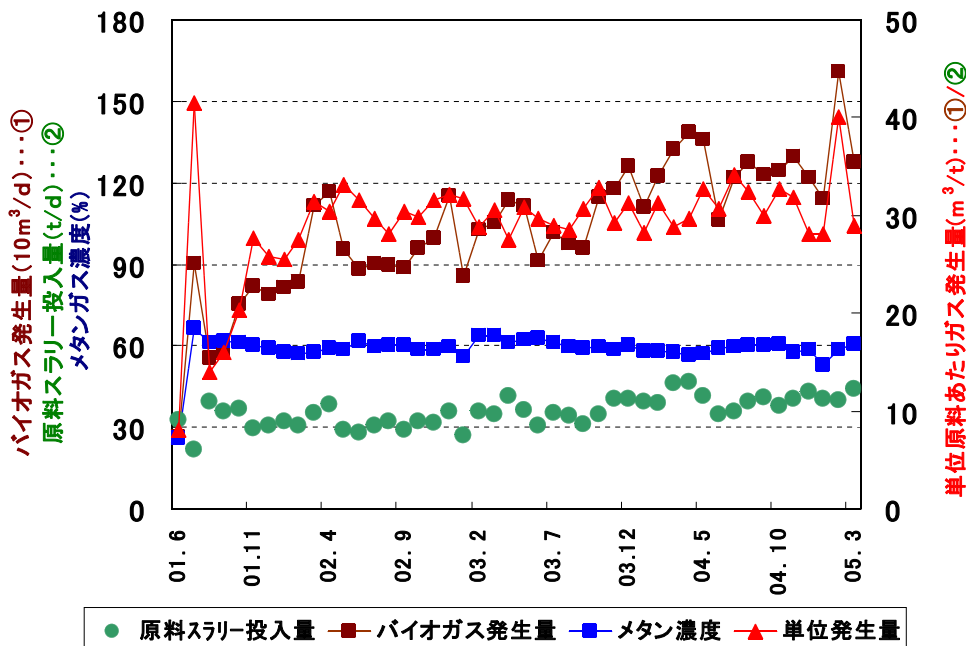
(3)有機物含量の測定

ふん尿スラリーおよび各種副資材の有機物含量はバイオガスの発生量と相関の高い簡便な指標で、550℃灼熱減量を有機物含量（以下、Vsと略する）とした。

2)結果と考察

(1)稼働概要

スラリー状糞尿、固液分離後の液分（スラリー）および尿溜め液を原料とし、原料投入や消化液の排出に支障がない構造のバイオガスプラントであれば、連続的な原料投入と所定温度での加温によりメタン発酵は順調に進行し、投入原料1m³当たりのメタンガス発生量は15～18m³であった。（図－9）



図－9 投入原料当たりのメタンガス発生量

(2)乳牛ふん尿スラリーによるメタンガス発生量

ふん尿スラリーのVsは多少の変動はあるが約6%であった。副資材のVsは表－5に示したとおりであった。

一日のメタン発酵槽に投入した原料スラリーに含まれるVsの総量で一日のメタンガス発生総量を除した値を「単位有機物投入量当たりメタンガス発生量」として、図－10にふん尿スラリー由来のVs量および副資材由来のVs量の月合計値の推移と共に示した。副資材を投入しなかった月（2001年8～2002年2月、2002年5～9月）の平均値は257 m³/tであり、これを、別海施設での定常的なふん尿スラリーから発生する単位有機物投入量当たりのメタンガス発生量と考えることができる。

一般的に、Vs8%の乳牛スラリー1単位を30倍の容量を持つメタン発酵槽に投入した場合、メタンガス濃度60%のバイオガスが30単位発生すると言われていた。このことを単位有機物投入量当たりのメタンガス発生量に計算すると225 m³/tという値となる。別海施設は一般値よりやや良好な値で運転されていると言える。

(3) 副資材の投入によるメタンガス発生量への影響

副資材は混合して投入されていることが多く、個別の副資材としての効果は判然としないが、図-10に示したとおり、副原料を投入した月(2002年3~4月及び2002年10月~2004年11月)の平均値は290m³/tであり、副資材の投入により1.13倍に増量していた。

なお、代表的な副資材の個別のメタンガス増量効果は室内実験で確認したので、室内実験結果の節を参照されたい。

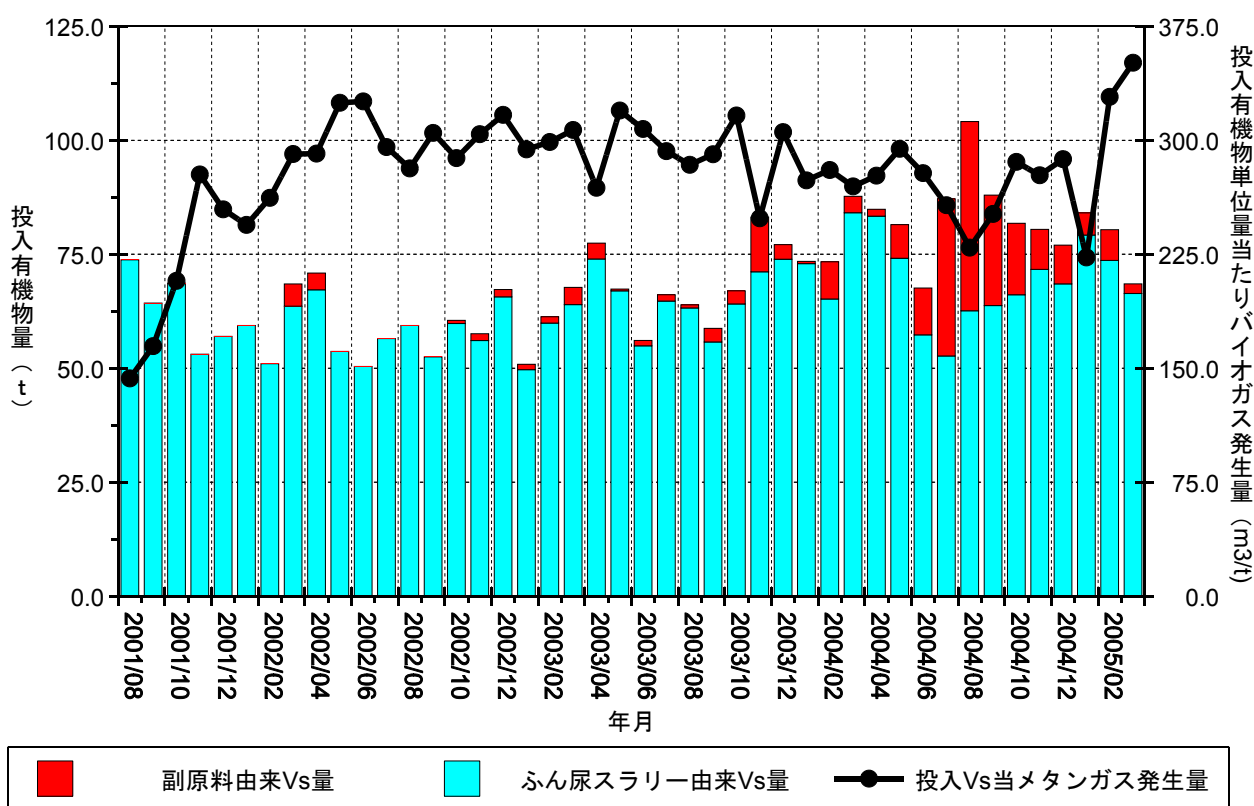


図-10 単位有機物投入量当たりメタンガスの発生量の推移

3. 試験2 湧別施設での実証試験

目的

ふん尿スラリーでのメタンガス発生効果及び副資材を投入した場合のメタン発酵に及ぼす影響を別海施設とはふん尿の前処理割合が異なる湧別施設で検証する。

1) 方法

(1) 原料の投入

湧別施設への参加農家5戸全てが固形糞尿を排出している。このため、5戸の固形糞尿

の固液分離液および尿溜め液をメタン発酵の原料として2:1の割合で投入している。

副資材に関する試験は、2003年7月～8月で廃用牛乳、10月～11月で給食残食を用いて、一定量を定期的に投入するように行った。投入された廃用牛乳は全量で24.96m³であった。廃用牛乳を投入した期間中は原料スラリーのメタン発酵槽への実績投入量が平均6.7m³/日であったことから、約6.5%の廃用牛乳を含む原料スラリーを投入したこととなる。また、給食残食は7,201kg投入されており、原料スラリーのメタン発酵槽への実績投入量が平均6.5m³/日であったことから、給食残食は、原料スラリーに対して約2.2%であった。

試験概要を表-6に、各資材の性状を図-12と表-7に示した。

この試験のためにプラントの運転方法を変更することはなかった。

		廃用牛乳投入試験	給食残食投入試験
実施期間		2004年7月1日～8月30日	2004年10月8日～11月28日
副原料の施設への搬入日		上記実施期間の日曜を除く毎日	上記期間中の給食の提供日(土・日・祝日を除く毎日)
副原料回収方法		13戸の農家から提供された廃用牛乳をバルククーラーに入れ、トラックで運搬した。	両湧別町学校給食センターから提供された給食残食をバケツに入れ、トラックで運搬した。
副原料投入方法		集荷された廃用牛乳を受入槽に直接投入した。	集荷した給食残食を破砕機にかけ、ミンチ状にして受入槽に投入した。
副原料目標投入量		発酵槽投入原料の20%を上限として、バルククーラーで搬入できる量	原料投入量の2～3%
測定項目	バイオガス発生量	容積式回転式ガス流量計(シリーズB3, ROOTS製)により自動計測した。	
	バイオガスのメタン濃度	ガスアナライザー(SMM6000, SCHMACKBIOGAS製)で1日1回自動計測した。	
	バイオガスの硫化水素濃度	1日1回、自動計測および検知管による測定を行った。	
	原料スラリーおよび消化液成分	メタン発酵前後の状態を把握するため、受入槽の原料スラリーと消化液をサンプリングし、Vs, Ts, VFA, pH, CODを測定した。	
	廃用牛乳および給食残食成分	廃用牛乳のサンプリングは投入期間中1週間おきに行い、7/1, 8, 15, 23, 29, 8/5, 12, 19, 26の廃用牛乳の成分分析を行った。なお、分析した項目は、水分、たんぱく質、脂質、炭水化物、灰分、Ts, Vs, VFA, pH, COD, NH ₄ -N濃度である。	給食残食は1週間ごとに混ぜ合わせ、ミキサーにかけてミンチ状態にして分析した。なお、分析した項目は、水分、たんぱく質、脂質、炭水化物、灰分、食塩相当量(ナトリウム換算値)、Ts, Vs, VFA, pH, NH ₄ -N濃度である。
	廃用牛乳および給食残食投入量	廃用牛乳がバルククーラーに入っている深さから換算した。	集荷した給食残食をポリバケツに入れ、重量と容積重を測定した。

表-6 湧別試験施設で実施した副資材試験の方法

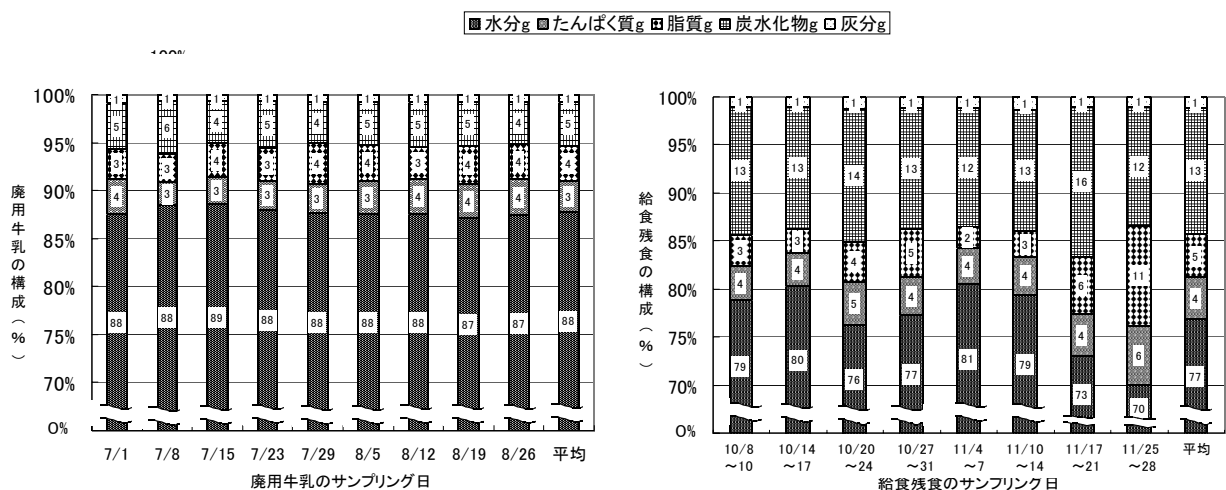


図-12 投入副原料ごとの水分、たんぱく質、脂質、炭水化物、灰分の100g当たりの構成割合

(左図; 廃用牛乳、右図; 給食残食)

表-7 使用した副資材の性状

副資材名	pH	水分率 (%)	蒸発固形分 (Ts) (%)	強熱減量 (Vs) (%)	灰分 (%)	揮発性脂肪酸総量 (mg/kg)	アモニア態窒素 (%)
廃用牛乳	4.74	86.4	13.6	13.0	0.6	506	0.03
給食残食	4.20	75.4	24.6	23.7	0.9	1729	0.13

2) 結果と考察

(1) 乳牛ふん尿スラリーによるメタンガス発生量

表-8 に通常運転期間と副原料投入期間のガス発生量等を示した。副原料を投入していない2002年7月24日～8月30日は123m³/dのバイオガス発生量であり、廃用牛乳を投入した直前の5,6月は、平均で163m³/dのバイオガス発生量であった。

図-13には、単位有機物投入量当たりメタンガス発生量を、廃用牛乳および給食残食投入期間を含む、2～6ヶ月期間毎に整理した値を示した。

表-8 副原料投入前後の発酵状況 (時期別平均)

発酵特性	通常運転			廃用牛乳投入期間	廃用牛乳残効期間	給食残食投入期間
	2003.7.24～8.30	2004.5.6	平均	2004.7.8	2004.9.10上	2004.10中～11
バイオガス発生量 (m ³ /日)	122.8	162.5	142.7	177.2 (1.24)	170.2	184.9 (1.30)
メタン濃度 (%)	58.7	62.9	60.8	69.3 (1.14)	63.0	62.4 (1.03)
メタンガス発生量 (m ³ /日)	72.1	102.3	87.2	122.9 (1.41)	107.5	115.5 (1.32)
原料スラリー投入量 (m ³ /日)	6.3	6.0	6.2	6.7 (1.08)	6.6	6.5 (1.05)
単位発生量 (m ³ /m ³)	19.5	27.1	23.3	26.6 (1.14)	25.6	28.2 (1.21)

副資材を投入していない2001年7月から2003年4月の単位有機物投入量当たりのメタンガス発生量はおおむね250～300m³/tの範囲で推移し、廃用牛乳を投入した直前の5,6月の平均は370m³/tの発生量であった。

廃用牛乳、給食残食投入期間の () 内の数値は、通常運転の平均値に対する比率を示す

(2) 副資材の投入によるメタンガス発生量への影響

表-8 に示したとおり、廃用牛乳および給食残食投入時期の日バイオガス発生量は、通常運転時と比較すると、それぞれ約1.24倍、約1.30倍であった。また、日メタンガス発生量でみると、約1.41倍、約1.33倍であった。

図-13に示したとおり、廃用牛乳および給食残食を投入した時期の単位有機物投入量当たりメタンガス発生量は、400m³/tを超えている値となっており、明らかに副資材投入による増量効果が認められた。また、給食残食投入を終えた後は、速やかに減少しており、副資材の残留効果は小さいと考えられた。廃用牛乳には乳房炎治療牛からの抗生物質を含有する牛乳を含むが、発酵への顕著な悪影響は認められなかった。

なお、副資材が投入されたことによる硫化水素濃度の著しい変化は認められなかった。

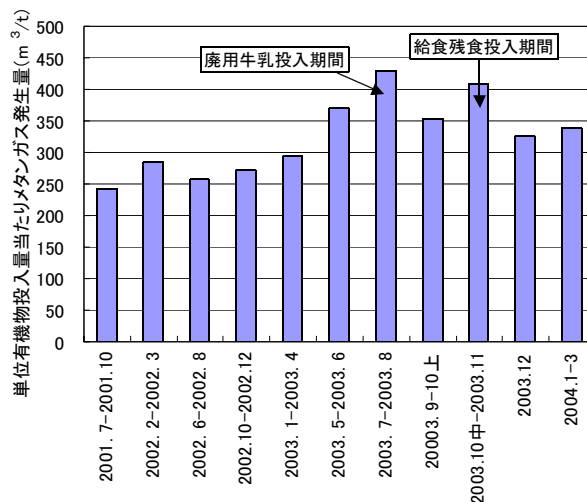


図-13 単位有機物投入量当たりのメタンガス発生量

4. 試験3 室内実験での副資材によるメタンガスの増量効果

目的 実規模での糞尿スラリー投入量や副資材の投入量は一定量を定期的に投入することが難しい。そこで、室内の発酵装置を用いて、糞尿スラリーや副資材がメタンガス発生量に及ぼす効果を明らかにする。

1) 方法

(1) 実験装置

市販の微生物培養装置を乳牛ふん尿スラリーを主原料としたメタン発酵実験装置に改造した。実験装置の基本的な諸元を表-9と写真-29に示した。装置は写真-29に示した機器構成が一組で、4組準備し、副資材を投入しない対照区を一連の実験の都度、必ず設けた。

表-9 実験装置の主な諸元

項目	内容
発酵槽	ガラス容器(容量8リットル)、発酵液量6リットル以下
発酵原料の投入	発酵槽上部の注入口から毎日、手動投入
消化液の採取	発酵槽下部の採取バルブから毎日、手動採取
発酵槽の加温	自動温水供給装置によるジャケット加温方式
攪拌	2段の攪拌羽根での回転攪拌、毎分80回転
ガス発生量	自動記録計を接続した湿式ガスメータで計測

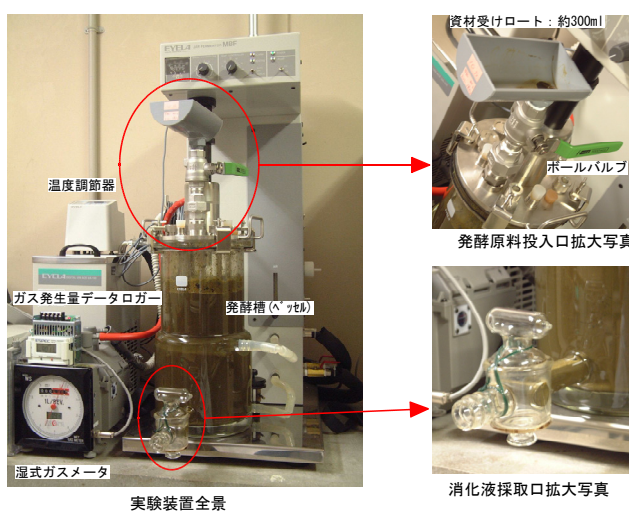


写真-29 室内実験装置

(2) 実験方法

発酵液量の1/30の量を発酵原料として毎日投入し、同量を抜き取るという連続処理で、30~80日間、中温(37℃)で発酵させた。発酵原料の基質となる乳牛ふん尿スラリーは別海試験施設の固液分離液で、20リットルのポリタンク8本(160リットル)程度を低温室に搬入保管して、10リットルずつ実験室内に小出ししながら使用した。供試した副資材の種類は、ほとんど脂肪からなるバター、タンパク質としての市販プロテイン、ほとんど炭水化物からなるパン粉の3種類と、実際に別海試験施設に搬入されており、実用プラントでも廃棄牛乳として投入される事が多いと考えられる牛乳を選定した。発酵原料に混合する副資材の量は、副資材の種類ごとに様々に設定した。バターとパン粉実験では副原料の混合量を変えた2回の実験を行った。

表-10にそれぞれの実験設定と各資材のVsを示した。

ガス成分(メタン濃度、二酸化炭素濃度、硫化水素濃度)はガスクロマトグラフで、スラリーと消化液のVs濃度は550℃灼熱減量で随時測定した。

表－10 副原料実験の設定内容

実験名	牛乳実験	バター実験	パン粉実験	プロテイン実験
副資材の入手経路	市販の生乳	別海施設に搬入された廃棄バター	油脂添加のない市販品	スポーツ用健康食品としての市販品
副資材のVs値	12.3%	81.8%	88.1%	92.3%
ふん尿スラリーのVs値	5.2%	7.0%	5.9%	5.8%
実験処理区分	無投入区 5%投入区 10%投入区 20%投入区	無投入区 2%投入区 4%投入区 8%投入区	無投入区 8%投入区 無投入区 12%投入区	無投入区 7.6%投入区
		無投入区 8%投入区 16%投入区	※着色は適正投入量実験 それ以外は限界投入量実験	

2) 結果と考察

(1) 副資材の適正投入範囲内と考えられる投入量での実験（表－10で着色で示した実験）

表－11に牛乳実験、バター実験、パン粉実験の投入有機物量、単位有機物投入量当たりメタンガス発生量および無投入区に対する比率を示した。図－14に単位有機物投入量当たりメタンガス発生量を示した。

牛乳とバターでは、Vsの増加率以上にメタンガスの増加率が高く、パン粉では逆転していた(図－15)。また、牛乳とバターでのVs増加率とメタンガス増加率の関係は、概ね一直線上に分布していることから、どちらの資材もVsの増加率からメタンガスの増加率を一律に推定できる可能性が示唆された。

表－11 牛乳実験、バター実験、パン粉実験での投入Vs量とメタンガス発生量

処理区	投入Vs量(g)			メタンガス発生量(ml)	投入Vs当りメタンガス発生量(ml/g)	無投入区に対する比率	
	スラリー由来	副原料由来	合計			投入Vs	メタンガス単位発生量
対照区	643	0	643	159100	248	1.00	1.00
牛乳5%投入区	609	77	686	192800	281	1.07	1.13
牛乳10%投入区	575	154	729	230200	316	1.13	1.27
牛乳20%投入区	508	307	815	293700	360	1.27	1.45
対照区	813	0	797	169700	213	1.00	1.00
バター2%投入区	778	196	974	319000	327	1.22	1.54
バター4%投入区	780	393	1173	443100	378	1.47	1.77
バター8%投入区	748	785	1533	753800	492	1.92	2.31
対照区	515	0	515	141600	275	1.00	1.00
パン粉8%投入区	459	634	1094	395900	362	2.13	1.32

※パン粉実験は北海道大学院農学研究科松田従三教室：中久保亮修士生との共同実験

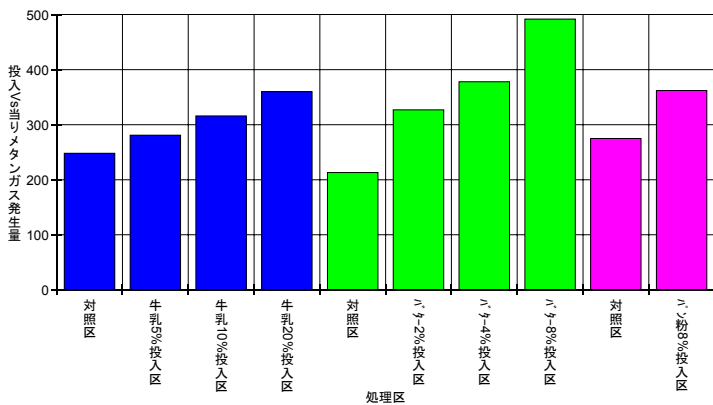


図-14 牛乳実験、バター実験、パン粉実験での

単位有機物投入量当たりメタンガス発生量の比較

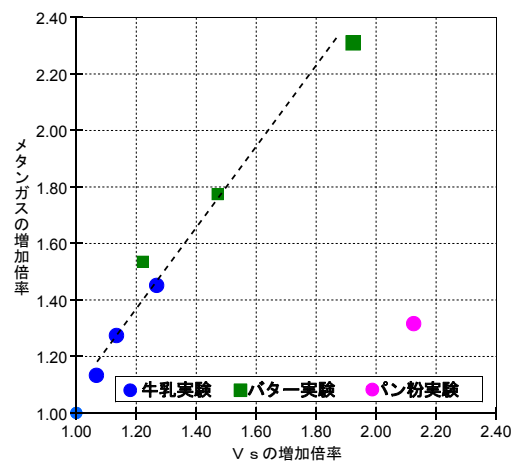


図-15 Vs増加率とメタンガス増加率の相関

(2) 限界投入量を調べる実験

① プロテインを用いた実験

図-16にプロテインを7.6%の重量割合で混合した発酵原料を投入した実験でのメタンガス発生量の推移を示した。副原料の投入開始後、4日目にはメタン発生量が低下し始め、22日後には副資材を投入していない対照区を下回る状況となった。実質的な発酵障害は4日目には生じていたものと判断され、プロテインの限界投入量は7%程度と考えられた。

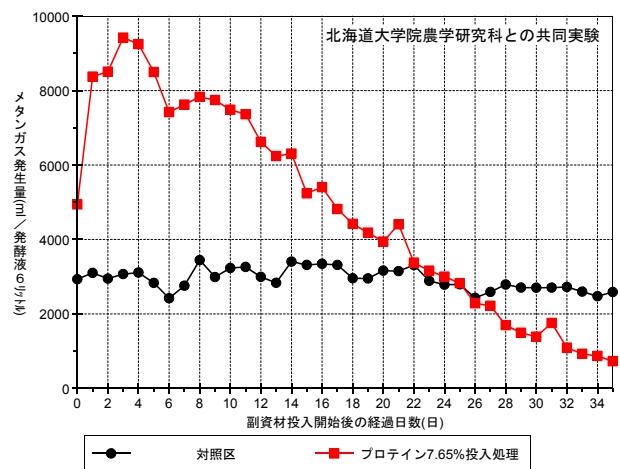


図-16 プロテインでの限界投入量実験

② バター及びパン粉を用いた実験

図-17にバターとパン粉を副資材に用いた実験でのメタンガス発生量の推移を示した。バターは8%投入と16%投入で開始した。16%投入では副資材投入開始後4日目で急激なガス発生停止状態となってしまった。そこで、速やかに発酵液を交換し12%投入に切り換えた。しかし、20日後には、やはり急激にガス発生量が低下し始め、24日目にはほとんど発酵停止状態となってしまった。パン粉は12%の投入で発酵が停止するような状態には至らなかったが、メタンガス発生量が数日間隔で著しい乱高下を生じており、安定しなかった。

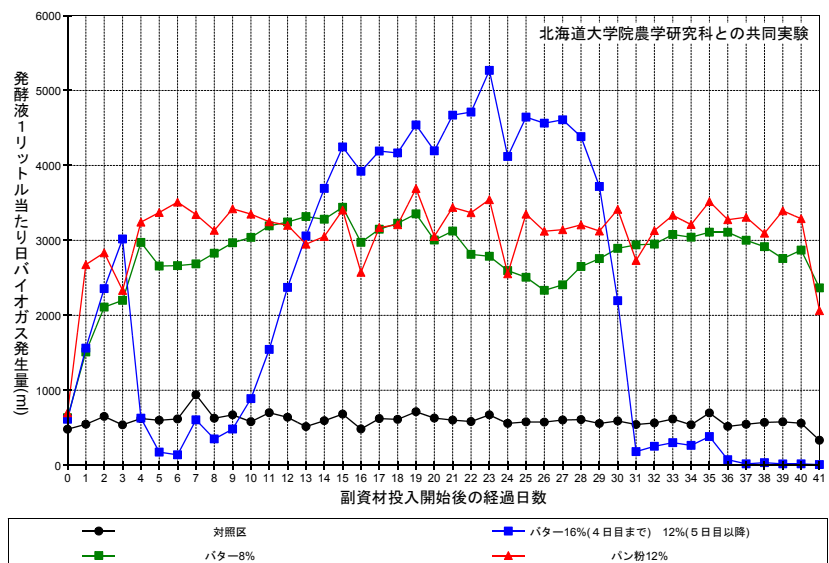


図-17 バター及びパン粉での限界投入量実験

以上のことから、バターは10%程度、パン粉は12%程度が限界投入量と考えられた。

5. 副資材の利用と関係法令

副資材の利用にあたっては「廃棄物の処理及び清掃に関する法律(廃掃法)」の適用を受ける場合がある。たとえば、個人酪農家が建設したバイオガスプラントに他経営者のふん尿スラリーや廃用牛乳を投入する場合は廃棄物処理業の許可を受けていなければならない。下水処理場の汚泥を受け入れる場合は処理業の許可と同時に、処理能力が5 t/日以上の規模であれば施設設置許可も必要である。農業協同組合が組合員の共同施設として設置した場合は、一般廃棄物(家庭生ゴミ、下水処理場の汚泥など)を受け入れる場合で処理能力が5 t/日以上規模であれば施設設置許可が必要であり、家畜排せつ物を含む全ての産業廃棄物の受入に関して処理業の許可が必要となる。この成績書で全てのケースを網羅することはできない。また、法令には改廃が伴う。バイオガスプラントの設置、各種副資材の利用に際しては、支庁の廃棄物対策の担当部署に事前に相談されたい。

また、バイオガスプラントを農業農村整備事業の補助を受けて設置した場合、事業の種類によっては家畜排泄物の処理に限定され、副資材の利用が難しい場合もある。また、事業計画の段階から副資材の利用を明記する必要がある等、手続き上で留意しなければならない事項もある。具体的には補助事業の担当部署に相談されたい。

6. 小括

- ①別海施設での各種の副資材を複合して投入した場合のメタンガス増量効果は平均すると約1.13倍であった。(副資材由来の V_s の投入割合は平均7.0%)
- ②湧別施設での廃用牛乳によるメタンガス増量効果は約1.14倍であった。
(V_s 13%の副資材を現物重量割合6.5%で投入した場合(副資材由来の V_s の割合は14.1%))
- ③湧別施設での給食残食によるメタンガス増量効果は、約1.21倍であった。
(V_s 23.7%の副資材を現物重量割合2.2%で投入した場合(副資材由来の V_s の割合は8.8%))
- ④室内実験での牛乳によるメタンガス増量効果は約1.5倍であった。
(V_s 12.3%の副資材を現物重量割合20%で投入した場合(副資材由来の V_s の割合は37%))
- ⑤室内実験でのバターによるメタンガス増量効果は8%投入で約2.3倍であった。
(V_s 81.8%の副資材を現物重量割合8%で投入した場合(副資材由来の V_s の割合は50%))
- ⑥室内実験で限界投入量を調べたところ、プロテインでは7%、バターでは10%、パン粉では12%程度(いずれも現物重量割合)と考えられた。
- ⑦実用のバイオガスプラントで各種の資材を利用する場合は、利用形態によって廃掃法の適用が異なるため、廃棄物対策を担当している官署の指導を仰ぐことが必要である。
- ⑧湧別での実証試験では、抗生物質を含む廃用牛乳の投入によるメタン発酵への悪影響は生じなかった。しかし、廃用牛乳を含むスラリーをメタン発酵させた消化液の農耕地へ散布した後の土壌・作物・環境への影響は調査していない。

Ⅲ. バイオガスの脱硫

1. 目的

バイオガスプラントから発生するバイオガスは腐食性を有する硫化水素 (H_2S) ガスを数千 mL/kL の濃度で含有するため、発電機やガスボイラーで利用する場合には H_2S を除去する脱硫工程が必要である。脱硫には酸化鉄脱硫 (乾式脱硫) と生物脱硫が現在広く採用されている。

酸化鉄脱硫はこれまでも下水処理場や尿尿処理場で悪臭の除去を目的に用いられてきた方法である。この脱硫法では酸化鉄ペレットが硫化鉄に変化すると脱硫機能を喪失するので、このペレットを交換しなければならない。

一方、生物脱硫は1982年にドイツの技術者によって発見されたもので、バイオガスに空気を混入し、空気中の酸素、嫌気発酵後の消化液中に含まれる有機物とイオウ酸化細菌を利用し、 H_2S を S あるいは硫酸イオン (SO_4^{2-}) に変換するもので、これらの S あるいは SO_4^{2-} は消化液に戻される。しかし、生物脱硫ではイオウ酸化細菌の棲息活動条件 (通気量、温度、水分、基質、生息場所、反応時間) の確保が不可欠で、その方法や効果が確立されていない面が有り、生物脱硫施設の全てが順調に稼働しているわけではない。

積雪寒冷な北海道における乳牛糞尿を主原料とする共同利用型バイオガスプラントの実証試験施設である別海資源循環試験施設 (以下、別海施設という) では生物脱硫と酸化鉄脱硫を、湧別資源循環試験施設 (以下、湧別施設という) では別海施設と異なる生物脱硫と活性炭脱硫を、それぞれ直列に配置し、効率的な脱硫法を明らかにする。

2. 方法

1) 別海施設での試験

生物脱硫に関する試験として以下の3種類の試験を実施した。

(1) 当初の施設構造での空気混入量の試験

生物脱硫には発酵槽上部のバイオガス貯留部に空気を混入する方式と発酵槽とは独立した脱硫塔を設け、そこに空気を混入する方式に大別されるが、別海施設の場合、空気混入は発酵槽と湿式ガスホルダーを接続する越流パイプの中に行われ、生物脱硫反応は発酵槽から独立した湿式ガスホルダーで進行するという折衷方式である。

別海施設のメタン発酵槽では糞尿スラリーの投入量と同量の消化液が越流パイプ (断面の下部) から湿式ガスホルダーに流出する構造となっている。バイオガスも越流パイプ (断面の上部) からガス圧力で湿式ガスホルダーに流下する構造で、当初、湿式ガスホルダーでバイオガスの流出口が流入口と近接していた (図-18)。生物脱硫のための空気混入は越流パイプの部分で、2001年8月22日から $1 m^3/時$ で行われた。空気混入量は $0 \sim 50 m^3/時$ までの調整ができ、空気混入率は日空気混入量をバイオガス日発生量で除し算出した。

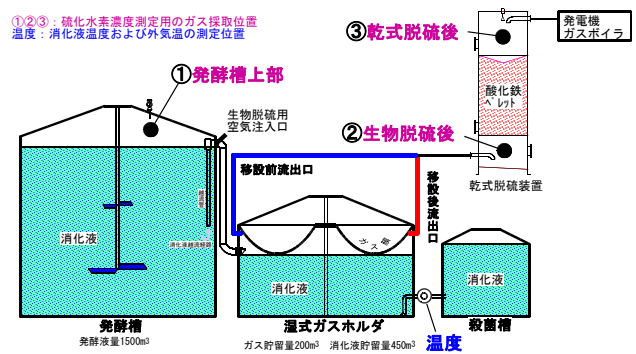
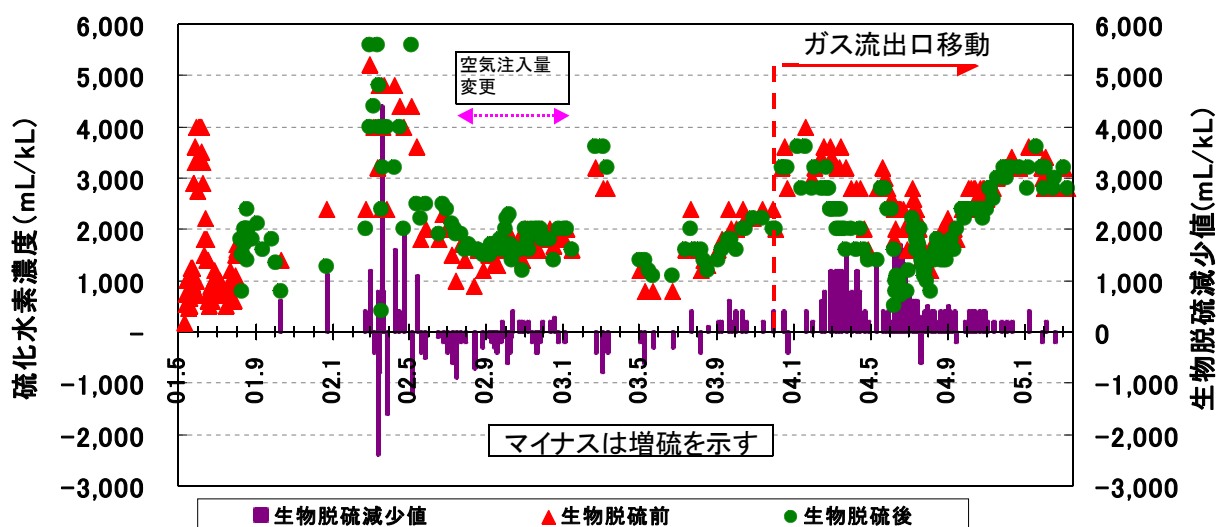


図-18 施設の配置模式図、硫化水素濃度の測定位置図

湿式ガスホルダー（写真－30）では上部約200m³にバイオガスが貯留され、下部に約250m³の消化液が貯留される。ここでの生物脱硫は湿式ガスホルダー内の、気体と液体、及び気体と固体の界面に棲息するイオウ酸化細菌によって行われる。具体的には湿式ガスホルダー内の液面より上の側壁（約87m²）、ガス膜（ナイロン製）の表面（約260m²）、消化液表面（に生成するスカム：112m²）で、合計面積は459m²である。日平均ガス発生量を設計値の1300m³とすると、日当たりのガス処理量は2.8 m³/m²/日となる。



写真－30 湿式ガスホルダー



図－19 生物脱硫の効果

バイオガス中のH₂S濃度は、①発酵槽の上部で生物脱硫の前、②湿式ガスホルダー通過後すなわち生物脱硫後、及び③酸化鉄脱硫後で（図－18の丸数字）、バイオガスを採取し、ガス検知管（㈱ガステック製）で測定した。

生物脱硫の効果は稼働直後に認められた（図－19の2001年10月下旬～2002年3月中旬頃）が、2002年4月から生物脱硫の効果が殆ど認められなくなった。生物脱硫では空気の混入量はその効果に大きく影響すると考えられるため、空気混入量を2002年9月中旬から数段階に変えて（表－12）、生物脱硫の効果試験を実施した。

なお、越流パイプに混入した空気が発酵槽の方に拡散（流入）する場合には、発酵槽上部で生物脱硫が進行する可能性を否定できない。しかし、本報ではその可能性を考慮しないで、発酵槽上部では生物脱硫が生じていないとして、論議を進める。

(2) 湿式ガスホルダーでのバイオガスの滞留時間延長後の空気混入量に関する試験

湿式ガスホルダーでのバイオガスの流入口と流出口の位置が近接しており、流入したバイオガスが生物脱硫反応を十分に受けずに排出されることが危惧された。そこで、バイオガスの流出口を流入口に対向する位置に移し

(図-18 : 2003年12月25日)、バイオガスの滞留時間を延長、すなわち、湿式ガスホルダー内での生物脱硫の反応時間を延長した。ガスの平均滞留時間は3.7時間となる。空気混入量を変更し、生物脱硫の試験を実施した。バイオガス中のH₂S濃度の測定位置は上記1)と同じである。

また、湿式ガスホルダーから殺菌槽に消化液を送り込むパイプの外側(パイプに巻いてある断熱材の内側)に温度計測器を取り付け(2004年2月4日)、温度を計測した。この温度は湿式ガスホルダー内の消化液温度と等しいか外気温の影響を受けやや低いと考えられる。なお、2004年2月19日～3月15日、4月12,13日、5月11日～6月7日、7月21日～9月13日は欠測となった。

(3) 担体式生物脱硫装置での試験

湿式ガスホルダーでのイオウ酸化細菌の生息活動場所面積当たりのガス処理量は2.8 m³/m²/日で、過大な事が考えられた。そこで、イオウ酸化細菌の棲息場所を確保するための担体を用いたミニ試験装置(図-20、表-13、バイオガス処理量は約50m³/日、担体の表面積は100m²、脱硫塔内はヒーターで38℃に維持。微生物の生息場所面積当たりのガス処理量は0.5m³/m²/日で湿式ガスホルダーの18%)を製作した。担体として用いたクレオボール(写真-31)はポリプロピレン製・直径約15cmの球状で、空隙率が96%、比表面積が66m²/m³であり、微生物菌叢が生育・付着するのに適したものである。ガスの平均滞留時間は0.69時間である。

別海施設のバイオガスの配管途中(湿式ガスホルダーから酸化鉄脱硫塔への間)に分岐管を設け、試験装置を据付け、バイオガスを引き込み、2003年11月29日から稼働させ、表-14左側の条件で試験を実施した。

表-12 生物脱硫のための空気注入量試験の概要

期 間	空気注入量(m ³ /時)
2002年8月17日～2002年9月16日	1.0
2002年9月17日～2002年10月20日	1.5
2002年10月21日～2002年11月29日	0.5
2002年11月30日～2002年12月12日	0.0
2002年12月13日～2003年1月27日	0.5
2003年1月28日～2003年2月28日	1.0

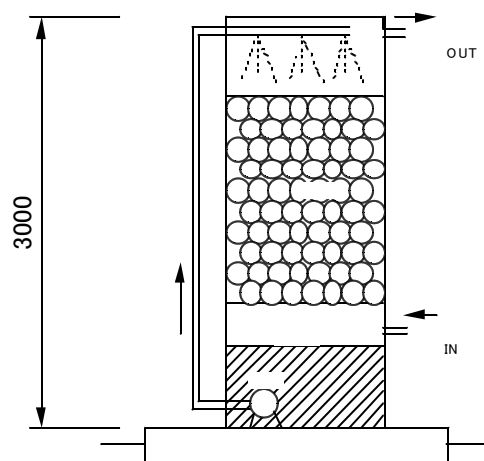


図-20 担体式生物脱硫試験装置の模式

表-13 担体式生物脱硫試験装置の規格

部位・規格	内 容
型式	垂直円筒型・鋼鉄製
構造	上部：担体充填部(約1.5m ³) 下部：消化液貯留部(約0.41m ³)
外径寸法	φ1,355mm×H3,100mm (保温材含)
担体充填部	クレオボール充填：表面積100m ²
付属機器	消化液循環のポンプ 脱硫塔の温度保持(38℃)ヒーター
消化液循環量	750L/時 (150L/分、5分稼働/時)



写真-31 クレオボールの形状

(左：使用後 右：使用前)

(北海道立工業試験場 浅野孝幸氏提供)

表-14 担体式生物脱硫の試験条件およびその結果

試験月日	バイオガス量	空気注入量	空気注入率	硫化水素 (mL/kL)		生物脱硫率
	m ³ /時間	m ³ /時間	(%)	生物脱硫前	生物脱硫後	(%)
2003. 11. 29	2.00	0.05	2.5	2400	2400	0.0
2003. 12. 21	2.00	0.05	2.5	2300	550	76.0
2004. 3. 12	2.00	0.10	5.0	2400	400	83.0
2004. 3. 24	2.00	0.12	6.0	2000	300	85.0
2004. 3. 31	2.00	0.16	8.0	2000	400	80.0

2) 湧別施設の試験

湧別施設では、生物脱硫装置（写真-32）と活性炭脱硫装置（写真-33）が直列に配置されており、生物脱硫の後に活性炭脱硫が行われる。空気注入量は日ガス発生量（143m³/日）に対し約5%で、生物脱硫の前に実施される。生物脱硫は内径15cmのほぼ水平に設置された配管（断熱施工済み・延長約18m）内で進行し、管断面の下半分には消化液が充填されており、上半分をバイオガスが通過し、この間に生物脱硫が進行する。イオウ酸化細菌の生息面積は配管内の消化液とバイオガスとの界面（2.7m²）と、管内壁とバイオガスとの界面（4.2m²）の合計6.9m²である。最近約1年間のガス発生量（143m³/日）での、イオウ酸化細菌の棲息面積当たりのガス処理量は18.6 m³/m²/日であり、別海の湿式ガスホルダーでの2.8m³/m²/日よりも約7倍大きい。バイオガスの平均滞留時間は0.03時間と小さい。湧別施設の生物脱硫装置は別海施設の湿式ガスホルダーに比べ、イオウ酸化細菌の棲息面積当たりのバイオガス処理量が多く、滞留時間が短い。生物脱硫装置での配管内消化液は管理人がバルブ操作により、メタン発酵槽から排出される新鮮な消化液を毎日30Lずつ入れ換えた。消化液中のスラッジにより生物脱硫の配管入り口付近で閉塞が生じることがあることから定期的な点検を要した。生物脱硫・活性炭脱硫ともに施設の稼働開始時から使用したが、活性炭脱硫の使用は一旦中断したあと、2003年8月から再開した。活性炭の交換量は42～95kgであり、平均69kgであった。活性炭の明確な脱硫能については明らかにされていない。

バイオガスの硫化水素濃度は、生物脱硫前、生物脱硫後、活性炭脱硫後の3点からガスを採取し、検知管により測定した。日常の作業として測定を始めたのは2003年4月からであり、測定頻度は1日1回である。

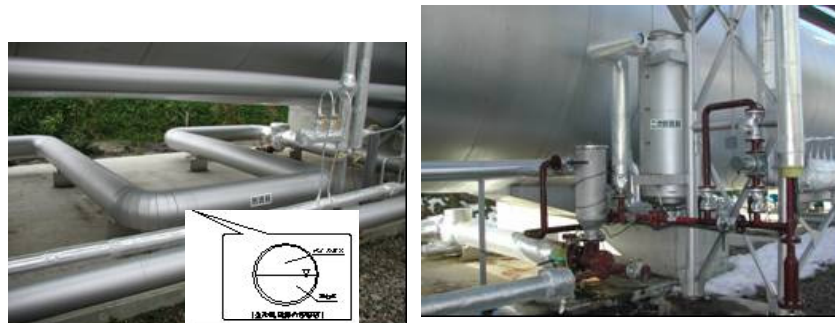


写真-32, 33 湧別施設の生物脱硫装置（左）と活性炭脱硫装置（右）

3. 結果と考察

1) 別海施設での試験

(1) 当初の施設構造での空気混入量の試験

別海施設での糞尿スラリーの投入量は放牧の影響により冬期に多くなる傾向にある。2002年4月以降、糞尿スラリー当たりのバイオガス発生量は約 $30\text{m}^3/\text{m}^3$ で、メタンガス濃度は約60%で安定しており、メタン発酵は順調に推移していると判断される。

生物脱硫前後での H_2S 濃度と生物脱硫による濃度低下量の推移を図-19に示した。なお、データは省略したが、酸化鉄脱硫後の、バイオガス中の H_2S 濃度は脱硫剤の交換の直前を除き、数 mL/kL 以下であった。

発酵槽中のバイオガス中の H_2S 濃度は経時的に大きく変化し、メタン発酵立上げ直後(2001年7月頃)及び冬期に高くなる($4000\sim 6000\text{ mL}/\text{kL}$)傾向が認められる。メタン発酵立上げ直後の濃度上昇は H_2S が生成される酸化還元電位まで発酵槽内での糞尿スラリーの還元が進行してきた事によると考えられる。一方、冬期の濃度上昇は放牧が少なくなり、発酵槽への糞尿投入量が多くなった事など季節的要因が関連しているように思われる。

空気混入(混入量: $1.0\text{m}^3/\text{時}$)開始直後から2002年3月中旬頃迄は測定頻度が少なかったが、生物脱硫の効果が認められた。その後、2002年4月上旬から5月下旬迄、生物脱硫の効果は正負を繰り返した。これは硫化水素濃度が低下する時だけでなく、増加する、すなわち、湿式ガスホルダー内で硫化水素濃度が高まる時もあることを示している。

表-12に示すような空気混入量を変化させた生物脱硫の試験(2002年8月中旬~2003年2月)では、図-19に示すように空気混入量が生物脱硫に及ぼす明瞭な効果は認められなかった。図-21に示すように空気混入量 $1.5\text{m}^3/\text{時}$ よりも $0.5\text{m}^3/\text{時}$ の方での硫化水素濃度の増加が少ないが、生物脱硫に適正な空気混入率も見いだしがたい結果である。これらの空気混入量は後述するバイオガス流出口位置の移動後の、適正と考えられる空気混入率よりも低い範囲の試験であり、全体として、空気混入率が低すぎた事が考えられる。この他に、①湿式ガスホルダーが断熱されておらず、特に冬季に適正温度が保持されなかった事、②湿式ガスホルダーでのバイオガス流入口と流出口が近接しており、流入したバイオガスが短時間で流出し、生物脱硫に十分な反応時間が確保できなかった事、あるいは、③イオウ酸化細菌の生息場所が十分に確保されなかった事、も生物脱硫の効果が認められなかった要因と考えられた。

(2) 湿式ガスホルダーでのバイオガスの滞留時間延長後の空気混入量に関する試験

2003年12月25日に湿式ガスホルダーでのバイオガスの流出口を流入口から対向の位置に移し(図-18)、バイオガスの滞留時間を延長するようにした。その後、空気混入量を変更しながら、生物脱硫の効果を観測した。図-22に生物脱硫率(生物脱硫後濃度/生物脱硫前濃度)、空気混入率及び消化液の日平均温度の推移を示した。

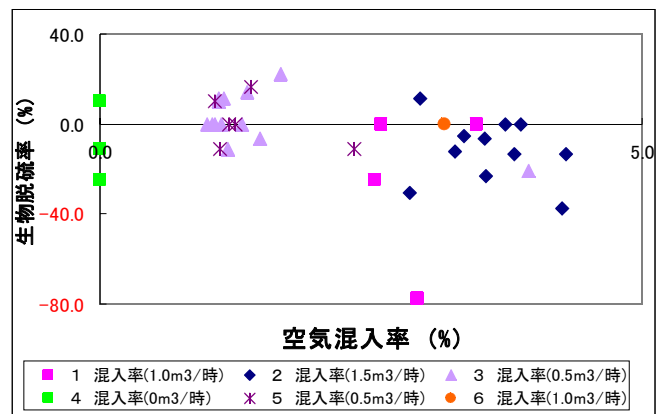


図-21 空気注入率と生物脱硫率の関係

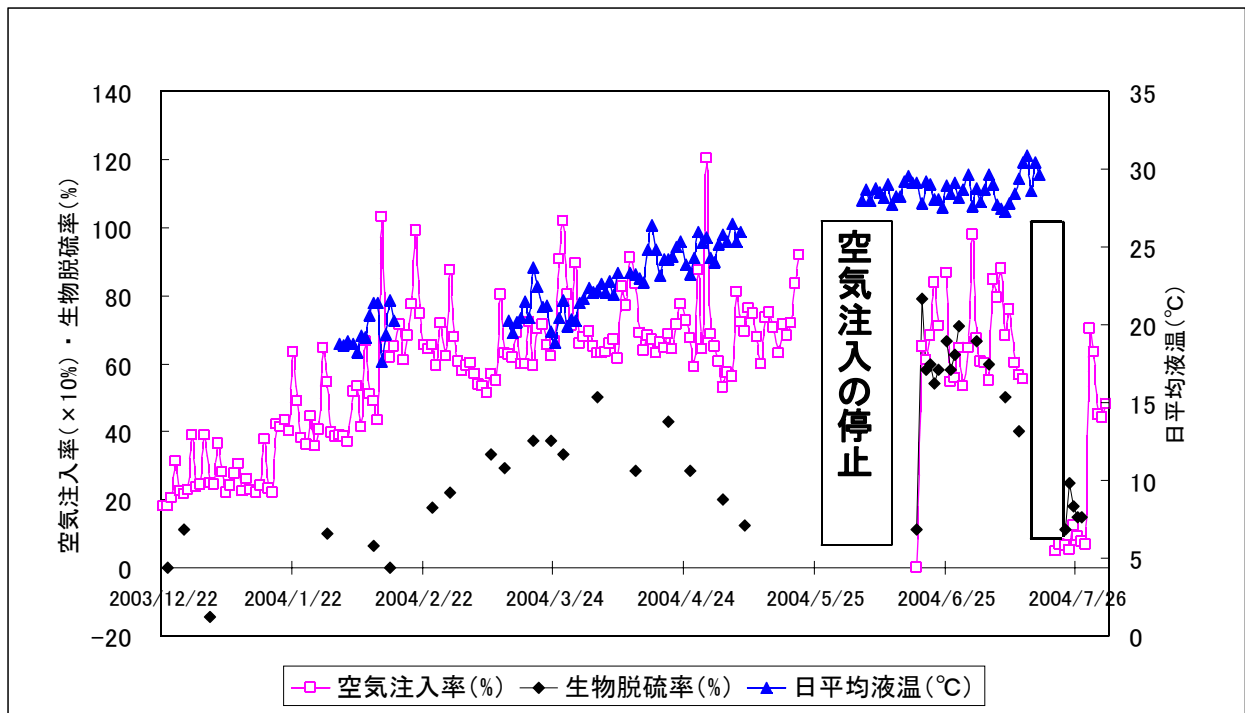


図-22 空気注入率、生物脱硫率及び湿式ガスホルダー液温の推移

流出口の位置を変更してから約1月後に、空気混入量を約 $1\text{m}^3/\text{時}$ から $2\text{m}^3/\text{時}$ (バイオガス発生量を $1300\text{m}^3/\text{日}$ とすると、空気混入率は約2%~4%に相当)に増加すると、生物脱硫効果が認められるようになり、空気混入量を約 $3.5\text{m}^3/\text{時}$ あるいは約 $4\text{m}^3/\text{時}$ (空気混入率として約6~7%に相当)に増加した2月中旬から4月中旬迄の間に生物脱硫率はさらに上昇し、約50%に達し、その後、低下した。この間の消化液の温度は上昇傾向にある。

他の試験の都合上、5月25日~6月21日まで空気混入を停止した。6月22日から $3\text{m}^3/\text{時}$ の空気混入を再開したところ、生物脱硫率はその後約3週間、50~80%の高率となり、その後やはり低下した。7月17日~7月23日にも空気混入を停止し、その後、 $0.3\sim 0.6\text{m}^3/\text{時}$ の空気混入を実施した時の生物脱硫率は11~25%であり、あまり高くない。図-23に示した空気混入率と生物脱硫率の関係から、空気混入率約6~9%の場合に、生物脱硫率の変異が大きく、80%の高い生物脱硫率が達成された時もあったが、殆ど生物脱硫の効果が認められない時もあった。この空気混入率で生物脱硫率が低い事は生物脱硫率が高まった後に生物脱硫率が低下している事と関連があるようであり、今後、生物脱硫率が低くなる原因を解明する必要がある。

高い生物脱硫率が得られた6~9%の空気混入率は後述の担体式生物脱硫装置で得られた結果ともほぼ一致する。北口らは空気混入位置により生物脱硫率が大きく異なることから、適切な空気混入割合は空気とバイオガスの混合程度により大きく変化することを報告している。このため、空気の混合が不十分な条件では、各施設構造に特有の適正な空気混入率が存在すると考えられる。

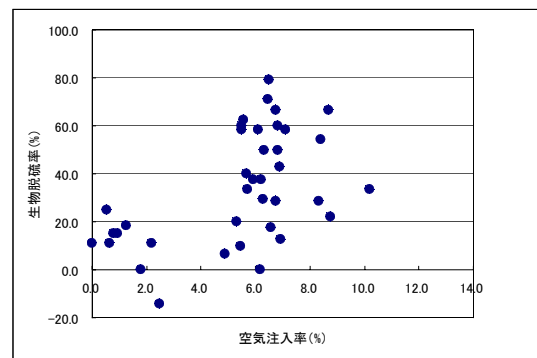


図-23 空気混合率と生物脱硫率の関係

このように空気混入率は生物脱硫に大きく影響するため、安定した生物脱硫のための空気混入技術の確立が重要である。

外気温と湿式ガスホルダー内消化液温度の日平均値の関係を図-24に示した。外気温が約-10℃以下と低い時には消化液配管の温度も低いですが、それでも20℃弱の温度であり、微生物活性が大きく低下することは無い。消化液配管温度は外気温に比べ冬期で約30℃、夏期で約10℃高く推移している。

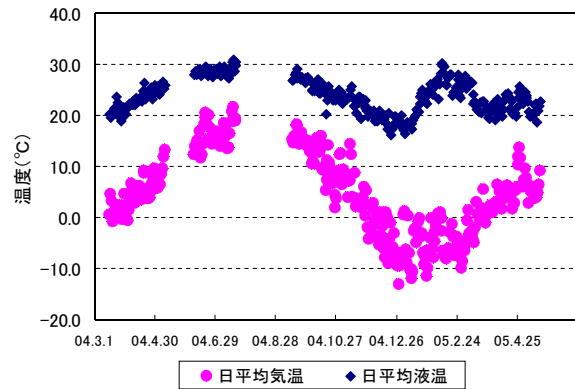


図-24 外気温と湿式ガスホルダー液温の推移

湿式ガスホルダーは断熱材で被覆されて

いないが、日曜日を除くほぼ毎日、糞尿スラリーを発酵槽に投入した時に、約37℃の、投入量と同量の消化液が流入するため、湿式ガスホルダーの消化液配管は外気温よりかなり高温に維持されていると考えられる。

(3) 担体式生物脱硫装置での試験

担体式試験装置の稼働1日目である2003年11月29日から生物脱硫の試験を実施し、表-14右側の結果を得た。稼働開始直後である1回目の測定を除き、76%~85%の高く安定した生物脱硫率が得られた。これは担体により、イオウ酸化細菌の生息場所面積当たりの日ガス処理量(0.5m²/m³/日)が湿式ガスホルダー(2.8m²/m³/日)よりはるかに少ない事や38℃に保温維持されている事が大きな要因である。本装置の場合はバイオガスと空気の混合は十分にされていると考えられるので、80%以上の安定した生物脱硫率が得られた5~8%の空気混入率が適正な割合であると考えられる。この値は上記で述べた湿式ガスホルダーで高い生物脱硫率が得られた空気混入率とほぼ一致している。

2) 湧別施設での試験

硫化水素濃度の測定結果を図-25に、生物脱硫率と活性炭脱硫率の経時変化を図-26に示す。脱硫前のバイオガスのH₂S濃度は、概ね1500~3000mL/kLの範囲で変動した。測定期間を通じて、生物脱硫装置内の堆積物除去などの管理作業は定期的に行ったが、生物脱硫率が40%を越えるのは一時的であり、安定して持続的な生物脱硫効果は認められなかった。この原因はイオウ酸化細菌の棲息面積当たりのガス処理量が18.6 m³/m²/日と大きく、バイオガスの平均滞留時間は0.03時間と小さい事である可能性が大きい。

活性炭による脱硫では活性炭交換直後には、H₂S濃度が100mL/kL以下まで低下し、脱硫率は90~100%を示した。しかし、その後、経時的に脱硫率は低減した。活性炭脱硫後のH₂S濃度が100mL/kLに達するのは活性炭を交換してから約10日、500mL/kLに達するのは20~30日程度である。したがって、脱硫剤としての活性炭は使用量にも依存するが、定期的に交換する必要がある。

生物脱硫前のH₂S濃度が1500~2000mL/kLの場合と2000mL/kLを超える場合で活性炭脱硫後のH₂S濃度を比較すると、前者では200~300mL/kLであるのに対し、後者では500mL/kLを超えている。このことから、活性炭脱硫後のH₂S濃度は、脱硫前濃度の影響を受けるといえる。

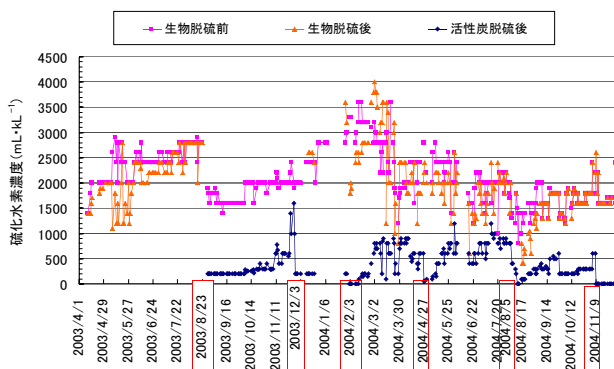


図-25 硫化水素濃度の経時変化（湧別施設）

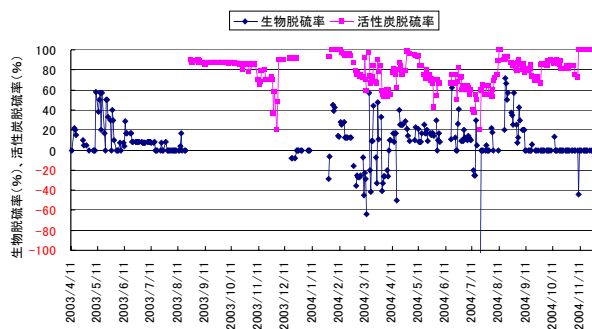


図-26 生物脱硫率と活性炭脱硫率の経時変化（湧別施設）

3) 別海施設での経済性の試算

酸化鉄脱硫塔(写真-34)は直列に配置した2塔(脱硫塔A及び脱硫塔B)から構成される。湿式ガスホルダー(生物脱硫装置)の次に接続された脱硫塔Aの酸化鉄がまず硫化鉄に変化し、脱硫能力が低下し、次に脱硫塔Bでも脱硫能力が低下する。このため、2塔による酸化鉄脱硫後のバイオガス中の H_2S 濃度が上昇し始める。この値が約200mL/kLに達した時点で、脱硫塔Aの劣化した酸化鉄(1225kg/塔)を交換し、バイオガスの回路を切り替え、もう一方の脱硫塔Bを湿式ガスホルダーの次に接続し、その次に脱硫塔Aを接続する。こうして、2塔の酸化鉄脱硫塔の酸化鉄は交互に交換される。

1塔当りの交換費用は、使用済みのペレットの処理費も含め、約70万円である。生物脱硫のための運転経費に関し、空気混入のための電気代は最大で約465円/日(定格出力2.2kWで24時間稼働、8.8円/kWh)と試算される。バイオガスの発生量を設計値の1300m³/日、発生直後の硫化水素濃度を2400mL/kL、生物脱硫率を80%、脱硫剤の飽和吸収量(kg-H₂S/kg-脱硫剤)を0.15(出展:浅野孝幸、バイオガスの脱硫技術、酪農学園大学エクステンションセンター、2002)とすると、生物脱硫装置を設置しない場合には脱硫剤の交換費用が約659万円/年、生物脱硫を併用した場合の費用は約149万円(脱硫剤交換:132万円+電気代:17万円)と試算される。

脱硫剤の飽和吸収量が0.30(出展:脱硫剤メーカーの脱硫剤に関する資料)の場合では、生物脱硫を設置しない場合での脱硫剤の交換費用は約330万円/年、生物脱硫を併用した場合の費用は約83万円(脱硫剤交換:66万円+電気代:17万円)と試算され、この場合にも生物脱硫併用で経費は安価である。

上記試算を整理し表-15に示した。これには施設費を含まないが、別海施設の湿式ガスホルダーは生物脱硫の有無にかかわらず必要施設である。湿式ホルダー内の温度保持のための課題を別にすれば、この他に生物脱硫のために必要とされるのは、空気混入装置でこれは高額な物ではない。したがって、生物脱硫を十分に機能させることが経済的にも重要と考えられる。

表-15 脱硫経費の比較

(千円/年)



写真-34 2塔から構成される酸化鉄脱硫塔

項目	脱硫剤の飽和吸収量=0.1		脱硫剤の飽和吸収量=0.3	
	酸化鉄脱硫のみ	生物脱硫併用	酸化鉄脱硫のみ	生物脱硫併用
脱硫剤交換	6590	1320	3300	660
生物脱硫電気代	—	170	—	170
合計	6590	1490	3300	830

4. 小括

1) 別海施設

別海施設では湿式ガスホルダーがバイオガス中の硫化水素を微生物的に除去する生物脱硫の機能も担っているが、機能発揮が不十分な事があった。

- (1) 湿式ガスホルダーでのバイオガス流入口と流出口は当初近接していたが、その時に空気混入量を0%~4%の範囲で変更しても生物脱硫の顕著な改善効果は認められなかった。
- (2) 湿式ガスホルダーの流出口の位置を流入口に対向するように移動し、湿式ガスホルダー内でのバイオガスの滞留時間を長くした。これにより空気混入率が6~9%の範囲で、生物脱硫率は低い時もあるが、約80%まで高めることもできた。今後、生物脱硫率が低い時の原因解明が必要である。
- (3) 施設内に設置した小規模な担体式生物脱硫試験装置では温度を38℃に保持し、空気混入率が5%~8%の時に、約80%の安定した生物脱硫率が達成された。
- (4) 脱硫経費に関して、生物脱硫施設を併設し機能させる方が酸化鉄脱硫単独の場合よりも安価であると試算された。前者の脱硫法ではイオウ資源の循環がなされる事もあり、生物脱硫を十分に機能させる事が望ましい。

2) 湧別施設

- (1) 湧別施設では生物脱硫と活性炭脱硫を直列配置している。生物脱硫率が40%を越えるのは一時的であり、イオウ酸化細菌の棲息面積当たりのガス処理量が18.6 m³/m²/日と大きく、バイオガスの平均滞留時間は0.03時間と小さい事から安定した持続的な生物脱硫効果は認められなかった。
- (2) 活性炭脱硫では活性炭の交換直後では顕著な脱硫効果を示したが、経時的に脱硫率は低下し、定期的な活性炭交換が必要であった。活性炭脱硫の定量的な効果については今後に残された課題である。

謝辞

生物脱硫の試験に関しては、北海道立工業試験場の浅野孝幸主任研究員他のご教示とご指導を頂いた。また、別海施設の生物脱硫に関する試験は大成建設(株)およびドーコン(株)との共同研究で実施した。記して深く感謝します。