

乳牛ふん尿メタン発酵消化液の特性

(独)土木研究所 寒地土木研究所 資源保全チーム上席研究員 横濱充宏

1. はじめに

近年、温室効果ガスの発生抑制の観点から、再生可能エネルギーが注目されるようになる一方で、乳牛ふん尿に由来する環境汚染が問題視されるようになってきた。これらの問題を同時に解決する手段として、乳牛ふん尿をメタン発酵させてバイオガスを発生させ、エネルギーを得るとともに、同時に発生する乳牛ふん尿のメタン発酵処理液（以下、消化液）を液肥として利用するバイオガスプラントがドイツ、デンマーク、スウェーデンなどで実用化されるようになった。

バイオガスプラントにおいては、原料となる乳牛の液状ふん尿（以下、原料スラリー）をメタン発酵することにより、バイオガスだけでなく、原料スラリーとほぼ同量の消化液が発生する。この消化液は液肥としての利用が可能であり、バイオガスプラントの導入は乳牛ふん尿のエネルギー・肥料としての複合的な有効活用と、化学肥料の節減を通して化石燃料使用量の削減に寄与することが可能である。このような背景から、近年、乳牛ふん尿を主原料とし、消化液を液肥として圃場還元するバイオガスプラントの建設が進んでいる。

バイオガスプラントがエネルギー・環境問題の解決に貢献するには、その主原料となっている乳牛ふん尿から生成した消化液の液肥利用の推進が重要であるが、一度メタン発酵処理を受けることから、その特性が通常の乳牛ふん尿とは異なる可能性がある。

そこで、筆者らの研究で明らかとなった、乳牛ふん尿をメタン発酵させた消化液の特性について紹介する。

2. 消化液の一般性状と肥料成分

筆者の所属する寒地土木研究所は、北海道東部の別海町および湧別町に実験用バイオガスプラントを保有している（以下、別海町のバイオガスプラントを別海プラント、湧別町のそれを湧別プラントと称

する。）。別海プラントは成牛換算で1,000頭の、湧別プラントは同200頭の乳牛ふん尿の処理が可能である。

両プラントにおける原料スラリーと消化液の一般性状および肥料成分の分析結果を表1、2に示す。表中のSDは標準偏差を表す。受入槽は原料スラリーを投入する槽、発酵槽は原料スラリーをメタン発酵させ消化液を生成させる槽、殺菌槽は生成した消化液を加熱殺菌処理する槽、貯留槽は加熱殺菌後の消化液を液肥として圃場散布するまで一時的に貯留しておく槽である。受入槽から原料スラリーを、発酵槽～貯留槽から各槽中の消化液を採取し、各項目の分析を行った。各槽の各項目の分析値は危険率5%でt検定により有意差検定を行った。いずれのプラントとも、各槽からの採取液の分析試料数は33検体である。各槽からの採取液の分析値の右にアルファベットが表示されているが、これらが各槽からの採取液なる槽の間で、分析値に有意差があることを示している。

受入槽から採取した原料スラリーと発酵槽から採取した消化液の性状比較により、両液の性状差を検証できる。比較の結果、固形物の分解によって乾物含量の減少と窒素の無機化が生じ、窒素の無機化によって増加したアンモニウム態窒素によりpHが上昇するという傾向が生じていることが判明した。これらの結果から、消化液は原料スラリーに比べて、乾物含量が少ないために流動性が高く散布作業性に優れ、即効性窒素としてのアンモニウム態窒素に富む液肥として評価できる。

メタン発酵処理によって生じたバイオガスプラントの消化液は、即座に農地へ施用されることは稀で、通常は施用まで貯留槽に貯留される。両プラントとも貯留槽は無蓋型であるが、貯留槽における全窒素およびアンモニウム態窒素の減少が顕著である。これらの減少は灰分のそれを大きく上回っているため、雨水による希釈の影響ではなく、アンモニアの空中揮散による窒素成分の損失によるものと考えられる。アンモニアの空中揮散は消化液の窒素肥料成分の損失をもたらすだけでなく、酸性雨の原因ともなるので、今後、バイ

表1 バイオガスプラントにおける原料スラリーおよび消化液の一般性状

施設	採取槽	pH		EC(mS/cm)		乾物(FM%)		灰分(FM%)		有機物(FM%)						
		平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD					
別海 プラント	受入槽	7.13	±0.40	d	9.9	±1.4	b	6.73	±1.11	a	1.52	±0.30	a	5.25	±0.94	a
	発酵槽	7.46	±0.47	c	11.1	±1.1	a	4.96	±1.23	b	1.48	±0.44	a	3.50	±1.00	b
	殺菌槽	8.33	±0.35	a	11.1	±2.7	ab	3.31	±1.26	c	1.17	±0.36	b	2.15	±0.95	c
	貯留槽	7.92	±0.30	b	9.5	±1.7	b	3.36	±1.15	c	1.15	±0.29	b	2.22	±0.87	c
湧別 プラント	受入槽	6.91	±0.28	d	11.1	±1.6	a	7.84	±1.47	a	2.31	±0.76	a	5.54	±1.04	a
	発酵槽	7.88	±0.20	c	11.7	±1.7	a	5.69	±1.04	b	2.21	±0.49	b	3.48	±0.63	b
	殺菌槽	8.69	±0.27	a	10.9	±1.5	b	5.15	±0.79	b	1.93	±0.26	c	3.26	±0.69	b
	貯留槽	8.27	±0.20	b	10.2	±1.6	b	3.85	±0.99	c	1.58	±0.43	d	2.24	±0.61	c

表2 バイオガスプラントにおける原料スラリーおよび消化液の肥料成分

施設	採取槽	T-N(FM%)		NH ₄ -N(FM%)		NH ₄ -N/T-N × 100(%)		P ₂ O ₅ (FM%)		K ₂ O(FM%)		CaO(FM%)		MgO(FM%)								
		平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD	平均	±SD							
別海 プラント	受入槽	0.39	±0.07	a	0.21	±0.04	c	53.6	±7.4	b	0.14	±0.03	a	0.44	±0.05	a	0.14	±0.05	ab	0.08	±0.02	a
	発酵槽	0.38	±0.05	a	0.27	±0.05	a	64.6	±5.7	a	0.14	±0.05	a	0.43	±0.08	ab	0.15	±0.04	a	0.08	±0.02	a
	殺菌槽	0.37	±0.05	a	0.25	±0.05	b	68.6	±11.2	a	0.09	±0.04	b	0.42	±0.11	ab	0.11	±0.04	bc	0.05	±0.02	b
	貯留槽	0.29	±0.07	b	0.19	±0.04	d	64.7	±11.4	a	0.09	±0.05	b	0.39	±0.07	b	0.09	±0.04	c	0.05	±0.03	b
湧別 プラント	受入槽	0.41	±0.05	a	0.17	±0.04	b	41.4	±8.1	b	0.18	±0.05	a	0.55	±0.10	a	0.15	±0.05	a	0.09	±0.02	a
	発酵槽	0.38	±0.06	a	0.23	±0.04	a	57.2	±6.0	a	0.18	±0.06	a	0.55	±0.06	a	0.19	±0.11	a	0.09	±0.01	a
	殺菌槽	0.38	±0.04	a	0.22	±0.02	a	57.3	±6.1	a	0.16	±0.04	a	0.57	±0.05	a	0.17	±0.06	a	0.08	±0.02	ab
	貯留槽	0.29	±0.05	b	0.18	±0.04	b	60.8	±4.4	a	0.12	±0.04	b	0.53	±0.09	a	0.14	±0.05	a	0.06	±0.02	b

表3 原料スラリーおよび消化液の重金属含量（新鮮物当たり）

試験施設		Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	As (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	
別海 プラント	受入槽	平均値±SD n=13	11.5±3.4	2.5±1.3	0.04±0.04	0.49±0.90	0.11±0.12	0.01±0.02	0.47±0.27	0.86±0.90
	発酵槽	平均値±SD n=13	13.7±3.7	3.4±2.0	0.04±0.04	0.57±0.95	0.09±0.07	0.01±0.02	0.40±0.20	0.95±1.21
	殺菌槽	平均値±SD n=10	14.3±6.8	4.2±3.0	0.04±0.04	1.04±1.13	0.08±0.06	0.02±0.03	0.37±0.21	0.95±1.01
	貯留槽	平均値±SD n=8	12.6±9.2	2.3±1.1	0.06±0.07	0.63±0.61	0.10±0.10	0.01±0.01	0.42±0.31	0.95±1.00
湧別 プラント	受入槽	平均値±SD n=10	15.7±5.8	3.1±1.7	0.08±0.05	0.31±0.43	0.11±0.04	0.01±0.02	0.95±0.34	1.51±1.43
	発酵槽	平均値±SD n=12	14.6±1.7	3.2±0.9	0.08±0.06	0.16±0.15	0.11±0.02	0.01±0.01	1.09±0.41	0.16±1.44
	殺菌槽	平均値±SD n=7	15.3±2.3	3.1±0.8	0.10±0.05	0.33±0.31	0.09±0.01	0.03±0.01	1.45±0.25	2.67±0.83
	貯留槽	平均値±SD n=6	12.0±2.0	3.5±0.6	0.14±0.07	0.13±0.23	0.11±0.02	0.04±0.00	1.17±0.10	2.87±0.76
肥料取締法で 表示義務が生じる基準		300以上*	900以上 ^{a,b}	—	—	—	—	—	—	—
許容値(汚泥肥料等)		—	—	5.00	100.00	50.00	2.00	500.00	300.00	—

バイオガスプラントの建設を考えている諸氏には有蓋型貯留槽の導入を推奨する。

3. 消化液中の重金属含量

発酵処理、殺菌処理、貯留による重金属含量の変化は生じなかった。乳牛ふん尿を原料にしている限り、重金属含量は非常に少なく、肥料取締法上の許容上限値を大幅に下回った(表3)。しかし、重金属が多いとされる下水汚泥や水産廃棄異物等を副原料として使用する場合は事前にこれらの副原料候補の重金属含量分析を行い、副原料としての採用の可否を検討する必要がある。

4. 消化液中の雑草種子の発芽率

メタン発酵の方式として、低温発酵(発酵温度20℃前後)、中温発酵(同37℃前後)、高温発酵(同55℃前後)が知られている。著者らは中温・高温発

酵処理および殺菌槽における加熱処理が原料スラリー中の雑草種子の発芽率におよぼす影響を検討するため、北海道の牧草地における代表的な雑草であるエゾノギシギシの種子を用いた室内試験を行った。中温発酵処理、高温発酵処理によりエゾノギシギシの無休眠種子は全く認められなくなった。しかし、中温発酵処理30日間で36%、高温発酵処理20日間で14%、同30日間で9%の二次休眠種子が残存し、完全死滅には至らなかった。中温発酵処理後の加熱処理により、二次休眠種子率は4~11%に低下した。しかし、中温発酵後の加熱温度および加温時間の違いの影響は判然としなかった。いずれにしても、中温発酵と加熱処理の組み合わせないし高温発酵処理により、エゾノギシギシ種子の約9割を死滅させ、二次休眠種子を1割前後に抑えることが可能であり、これらの処理により原料スラリー中に混入したエゾノギシギシ種子の生存率を効果的に低下できることが明らかとなった(表4)。

表4 発酵および加温処理がエゾノギシギシ種子の発芽におよぼす影響

処理	供試種子数 (個)	無休眠種子率 (%)	二次休眠種子率 (%)	死滅種子率 (%)
対照区	100	93.7	0.0	6.3
中温発酵30日(MF)	100	0.0	36.0	64.0
MF+70°C1時間	100	0.0	11.0	89.0
MF+70°C5時間	100	0.0	5.0	95.0
MF+55°C4時間	100	0.0	4.0	96.0
MF+55°C7.5時間	100	0.0	10.0	90.0
MF+55°C15時間	100	0.0	11.0	89.0
高温発酵20日	100	0.0	14.0	86.0
高温発酵30日	100	0.0	9.0	91.0

5. 消化液の圃場散布に伴うアンモニア揮散特性

表1、2に示すように、消化液は原料スラリーに比べて、pH、全窒素に占めるアンモニウム態窒素含量の割合ともに高く、アンモニアの揮散が生じやすい性状を有しているといえる。この性状を反映して、ステンレスバット上への施用、液の下方浸透が許されない土壌薄層への施用ともに、消化液の方が原料スラリーより、施用したアンモニウム態窒素量に対する揮散したアンモニウム態窒素量の割合（以下、アンモニア揮散率）が高かった。しかし、ステンレスバット上への施用と土壌薄層上への施用ではアンモニア揮散率が大きく異なり、後者で大幅に抑制された（図1）。

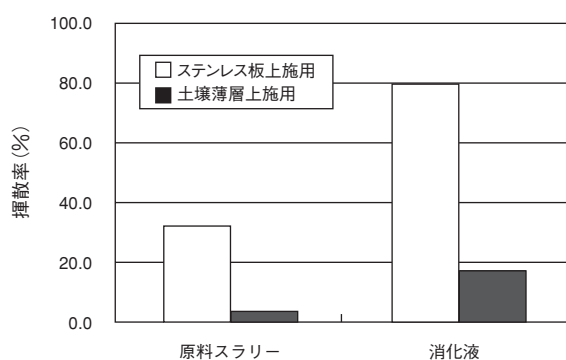


図1 室内試験でのアンモニア揮散率

このことから、消化液を液肥として施用する場合、液と大気との接触を極力抑え、土壌との接触を図ることが、アンモニア揮散による窒素損失を防ぐ上で、原料スラリーを施用する場合以上に、重要であることがわかった。

前述のように、下方浸透を抑制した状態で土壌薄層へ施用した場合、消化液の方が原料スラリーより

アンモニア揮散が多いという結果となった。

しかしながら、圃場へ施用した場合、結果は全く逆となり、消化液で原料スラリーよりアンモニア揮散率が小さいという結果となった（図2）。圃場施用の場合、施用された供試液は下方へ浸透することが可能であることから、実際の圃場での施用の場合、液の浸透性がアンモニア揮散を決定する主要因であり、消化液の方が乾物含量が低い（表1）ため、原料スラリーより浸透しやすく、アンモニア揮散率が低くなると推察される。

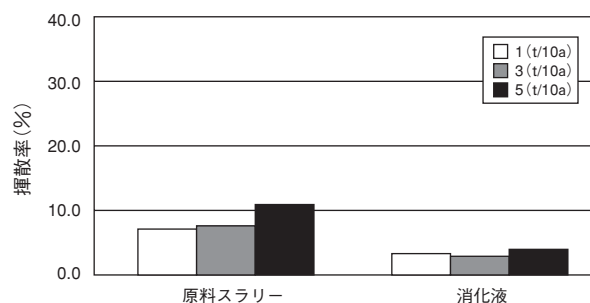


図2 圃場試験でのアンモニア揮散率（5月）

6. 消化液の草地圃場散布による土壌改善効果

消化液を散布している圃場および散布していない圃場を4圃場ずつ、各圃場6箇所から土壌試料を採取・分析し、危険率5%でt検定により消化液施用圃場と非施用圃場の各分析値の層差（層差=1層目：深さ0～5cmの分析値-2層目：深さ5～10cmの分析値）での有意差を検証した。

(1) 腐植の集積

腐植物質の増加は土壌の団粒化を介して保肥力の増加、土壌の膨軟化、孔隙特性の改善に関与するとされている。

別海プラントで生成した消化液の非散布圃場では、腐植含量は1層目が2層目より平均で2.56%多い程度であったが、散布圃場では、1層目で2層目より平均で4.14%多くなっており、消化液散布により、表層の深さ0～5cmで腐植含量の増加が統計的に有意に生じていた(図3)。このように、今回の調査により消化液の散布が、表層の深さ0～5cmの領域において、腐植物質の増加を生じさせることが明らかとなった。

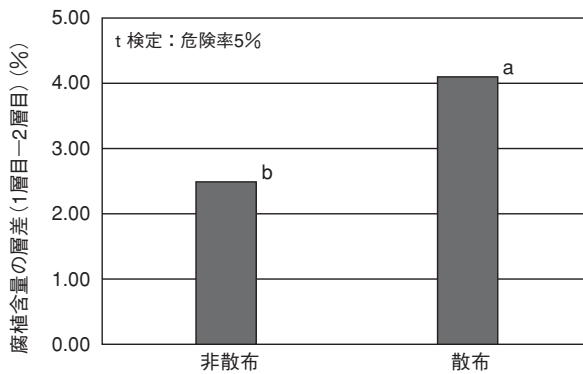


図3 消化液の散布が土壤表層の腐植集積におよぼす影響

(2) 膨軟化

図4に示すように、消化液散布がなされていない圃場の容積重は深さ0～5cmで5～10cmに比べて殆ど変わらず、深さ0～5cmで -0.16 (g/cm^3) 程小さい程度であったが、消化液散布圃場では表層での容積重の低下が顕著で深さ0～5cmの容積重が5～10cmの容積重に比べて、 0.27 (g/cm^3) 程度小さくなっていった。このように、消化液散布圃場では非散布圃場に比べて表層での容積重の低下つまり、土壤の膨軟化が顕著に進行していた。

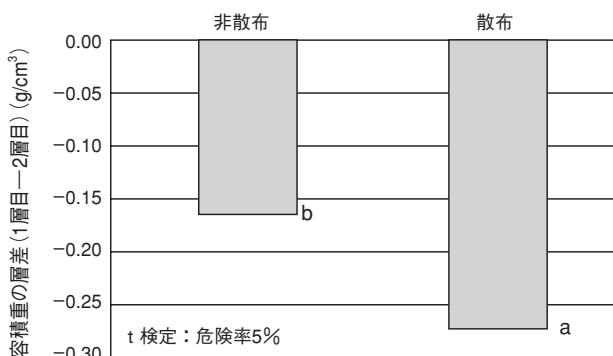


図4 消化液の散布が土壤表層の容積重低下におよぼす影響

消化液の長期的散布は営農機械の走行による土壤表層の堅密化を防ぐだけでなく、膨軟化をもたらす、牧草の根の伸長にとって良好な土壤環境の形成に役立っているといえる。

(3) 排水性の改善

粗孔隙は土壤の排水性を改善し、余剰水を迅速に排除する働きがあり、この孔隙が増加すると圃場内の余剰水が迅速に排除され、植物の根に十分な空気を供給することが可能となる。消化液非散布圃場では、1層目が2層目より平均で8.7 (Vol.%) 多い程度であったが、散布圃場では、1層目で2層目より平均で14.1%多くなっており、消化液散布により表層の深さ0～5cmで粗孔隙の増加が統計的に有意に生じていた(図5)。今回の調査により、消化液の散布が、表層の深さ0～5cmの領域において、土壤の排水性の改善をもたらしていることがわかった。

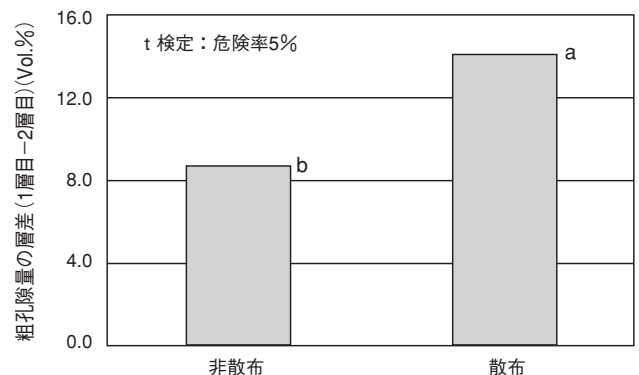


図5 消化液の散布が土壤表層の粗孔隙増加におよぼす影響

7. まとめ

乳牛ふん尿をメタン発酵処理した消化液は、以下のような特性を有すると考えられる。

①消化液は原料スラリーに比べて、乾物含量が少ないために流動性が高く散布作業性に優れ、即効性窒素としてのアンモニウム態窒素に富む液肥として評価できる。

②原料が乳牛ふん尿である限り、消化液の重金属含量は極めて微量で、肥料取締法上の許容上限値を大幅に下回っている。

③加熱処理をせずとも、メタン発酵処理のみにより、消化液中の雑草種子発芽率は大幅に低下する。

④消化液は原料スラリーに比べ、圃場施用に伴うアンモニア揮散が少なく、窒素肥料成分の損失が小さい。

⑤消化液の施用は、草地圃場の表層の腐植を増加させ、表層の膨軟化と排水性の改善をもたらす。