

DHS リアクターによるバイオメタネーションの性能評価と微生物群集構造解析

長岡技術科学大学大学院 (学) ○山田 光陽

(正) 渡利 高大, (正) 山口 隆司, (正) 幡本 将史

1. はじめに

エネルギー貯蔵を電気よりも容易な水素ガスに変換する Power to Gas という技術が注目されている。この水素ガスの高付加価値化として、メタンガスへの変換が挙げられる。水素ガスからメタンガスへ変換する方法の一つとして、バイオメタネーションがあり、水素資化性メタン生成古細菌によって水素と二酸化炭素からメタンが生成される。しかし、バイオメタネーションには、金属触媒反応によるメタネーションと比べて低効率であること、栄養塩液への水素ガスの溶解が律速となることなどの課題が残されている。本研究では、スポンジを微生物保持担体として使用することで液体の自然流下による気体の溶解を可能にした DHS リアクター技術を適用したバイオメタネーションシステムの構築に取り組んだ。リアクターの性能評価および微生物群集の特徴把握を目的として、下水消化汚泥を初期汚泥に用いたラボスケールリアクターの連続運転を行った。

2. 実験方法

2.1 リアクター運転および分析方法

本研究で使用したリアクターの概要図を図-1 に示す。DHS リアクターは、空塔容積 25 L の塩ビ製カラムを使用し、恒温庫内に設置した。カラム内にスポンジ担体をランダムに充填し、総担体体積は 7.8 L とした。汚泥の植種は、中温下水消化汚泥を Widdel 培地 (pH 7.5) と体積比で等量を混合し、その混合液にスポンジ担体を浸漬して行った¹⁾。また、Widdel 培地を栄養塩液としてリアクター上部から散水しリアクター内を循環させた。ガス状基質は、二酸化炭素: 水素 = 約 1:4 の比率で 100 ml min⁻¹ の流量 (ガス滞留時間 4.2 h) でリアクター下部から連続的に供給した。汚泥植種後から 70 日目までを常温環境 (25 °C) で運転した。その後、中温環境 (35 °C) で約 350 日間運転した。栄養塩液の散水は、常温環境では一定とし、中温環境では断続間隔を変更して実施した。

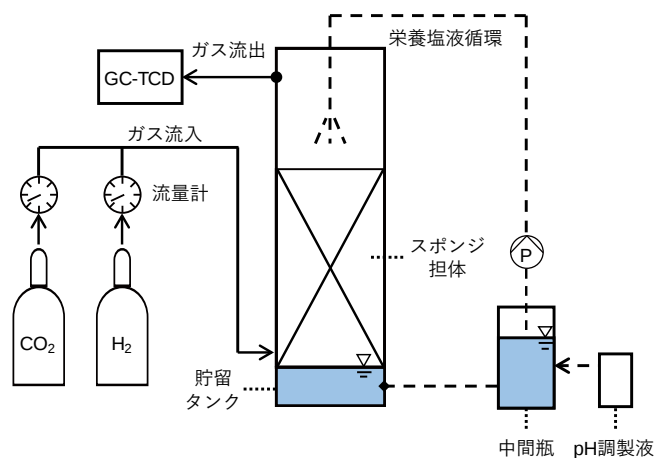


図-1 DHS-BHM システムの簡略化した模式図。実線矢印はガスの流入および流出、破線矢印は栄養塩液の循環ラインを表す。

2.2 測定項目

運転開始 50 日目から、リアクター上部から流出させたガスの組成を分析した。栄養塩液は中間瓶 (図-1) からサンプリングし、pH、溶解性 COD (s-COD) 濃度、揮発性脂肪酸 (VFA) 濃度を測定した。

2.3 微生物群集構造解析

初期汚泥、常温環境および中温環境の栄養塩液、中温運転後のスポンジ保持汚泥を対象サンプルとした。サンプルから FastDNA SPIN Kit for Soil (MP Biomedicals) を用いて DNA を抽出し、Univ515F-Univ806R のプライマーセットを使用して PCR 増幅を行った。QIAquick PCR Purification Kit (QIAGEN) を使用して精製した PCR 産物は、iSeq 100 (Illumina) によって塩基配列を取得し、QIIME2 によって 16S rRNA 遺伝子配列の解析を行った。

3. 実験結果および考察

3.1 メタンガス生成

表-1 に、常温環境および中温環境の流出ガスの組成およびメタン生成速度 (MPR) を示す。常温環境における最大メタン濃度および最大 MPR は、それぞれ 5.56 %, 0.24 NL_{CH4} L⁻¹_{VR} d⁻¹であった。中温環境における

キーワード 微生物群集構造, メタン, 嫌気性消化汚泥

連絡先 〒940-2188 新潟県長岡市上富岡町 1603-1 長岡技術科学大学 E-mail: hatamoto@vos.nagaokaut.ac.jp

最大メタン濃度および最大 MPR は, 39.9 %, 1.54 NL_{CH₄} L⁻¹_{VR} d⁻¹であった. また, Widdel 培地交換後に 32.7 %までメタン濃度が上昇した. しかし, これらのメタン濃度は継続して観察されず, その後 7 日間で約 15 %まで低下したため, メタン菌の至適環境を維持できなかったことが考えられた. 中温環境と比較して常温環境のメタン生成率が低い理由として, 常温環境がメタン菌の活性に及ぼす悪影響が, 水素ガスの気液物質移動速度に及ぼす影響よりも大きいことが示唆されている³⁾. 全ての Phase を通して, メタン濃度が 50 %を超えておらず, 二酸化炭素と水素の転換が十分でなかった. 最大メタン濃度 39.9 %の場合の二酸化炭素と水素の転換率に相当する体積流量は, それぞれ 15.2 ml min⁻¹, 36.8 ml min⁻¹であった. この場合のガス滞留時間は約 8 h であり, 本リアクターにおけるガス滞留時間が十分でないことが示唆された. また, 最大 MPR 1.54 NL_{CH₄} L⁻¹_{VR} d⁻¹は, 4 h のガス滞留時間を有する既往の研究と同程度であった⁴⁾. 常温運転開始から 7 日目に, 栄養塩液の s-COD 濃度の増加を初めて観察し, その後継続して増加した. VFA を分析したところ, 全てのサンプルで 80 %以上を酢酸が占めていた. バイオメタネーションにおける酢酸生成は, ホモ酢酸生成菌の代謝産物もしくは嫌気発酵の生成物であることが示唆されている^{3,5)}.

3.3 微生物群集構造解析結果

図-2 に, 初期汚泥, 常温環境および中温環境の栄養塩液サンプル, 中温運転後のスポンジ保持汚泥に対して行った微生物群集構造解析の結果を示す. 常温環境では *Methanobacterium* 属, さらに中温環境では *Methanobrevibacter* 属の水素資化性メタン菌が検出された. *Methanobacterium* 属は, 既往の常温および中温バイオメタネーションで優占していたメタン菌であった³⁾. *Methanoculleus* 属は, スポンジ担体保持汚泥で優占した特徴的なメタン菌であった. メタン菌以外では, ホモ酢酸生成菌の *Acetobacterium* 属や嫌気性発酵細菌の *Clostridium* 属などが検出され, VFA の蓄積に関与していたことが示唆された⁶⁾. また, 全サンプルを対象とした主座標分析の結果, 微生物群集は 3 つのグループに分類された. 3 グループは, 常温運転時の栄養塩液 (Group A), 中温運転時の栄養塩液 (Group B), 中温運転後スポンジ担体 (Group C) であった. スポンジの高さ方向による影響は観察されず, 特に温度環境によって, 微生物群集構造が誘導されていたことが示唆された.

表-1 DHS リアクターの運転条件と流出ガス

Phase	運転期間 [Day]	温度 [°C]	HRT [h]	流出ガスプロファイル	
				メタン濃度 [%]	MPR [NL _{CH₄} L ⁻¹ _{VR} d ⁻¹]
Start-up	1 – 49	25	8	—	—
1 ^a	50 – 70	25	8	2.34	0.10
2 ^b	71 – 181	37	8	16.21	0.62
3 ^b	182 – 224	37	0.27	18.04	0.69
4 ^b	225 – 296	37	0.13	16.56	0.63
5 ^c	297 – 316	37	8	9.67	0.36

各 Phase の有意差は, 異なるアルファベットで表記した (p < 0.05, Tukey's test)

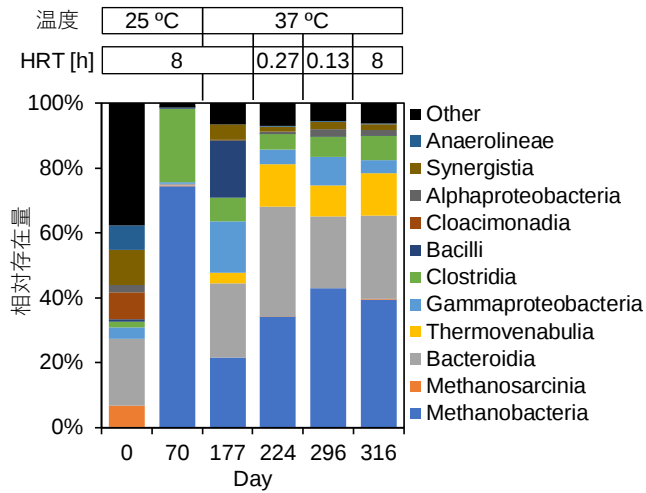


図-2 各サンプルにおける綱レベルの相対存在量. 5 %以上優占したものを示した.

4. まとめおよび今後の予定

中温下水消化汚泥を初期汚泥として用いた DHS リアクターによる連続バイオメタネーション実験において, 最大メタン濃度 39.9 %, 最大 MPR 1.54 NL_{CH₄} L⁻¹_{VR} d⁻¹を観察した. これによって, バイオメタネーション装置としての DHS リアクターの可能性が示された. 今後, さらなるメタン生成率の向上のために, スポンジ担体形状の最適化などによる影響評価を行う.

参考文献

1) L. Jürgensen, et al., *Biomass Bioenergy*, **66**:126–132, 2014.
2) T. Okubo, et al., *Water Research*, **102**(1):138–146, 2016.
3) T. Ullrich et al., *GCB Bioenergy*. **11**(1):63–71, 2019.
4) D. Rusmanis, et al., *Bioengineered*, **10**(1):604–634, 2019.
5) L. Chen, et al., *J Biosci Bioeng*, **131**(2):168–175, 2021.
6) R. Slat, et al., *Int J Syst Evol Microbiol*, **35**(1):10–15, 1985.