

〈研究発表〉

人工下水を用いた嫌気性膜分離法 (SAMBR) の処理性能

渡邊 亮哉¹⁾, 砂庭 崇之¹⁾, 高橋 慎太郎²⁾

若原 慎一郎²⁾, 李 玉友¹⁾

¹⁾ 東北大学大学院工学研究科 (〒 980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 6-6-06)

²⁾ ㈱クボタ (〒 661-8567 兵庫県尼崎市浜 1-1-1)

概要

メタンガス回収や汚泥生成量削減の観点から、嫌気性処理と膜分離技術を組み合わせた嫌気性膜分離法が注目を集めている。本研究では、室温条件において人工下水を用いた連続処理実験を行い、処理性能に及ぼす水理的滞留時間 (HRT) の影響を評価した。他にも、汚泥発生量や物質収支、さらに従来の標準活性汚泥法と比較しての SAMBR の有用性を検討した。その結果、好気性処理と比較して、嫌気性膜分離法は良好な水質、効率の良いエネルギー回収、汚泥生成量の削減が同時に実現する可能性が示唆された。

キーワード：浸漬型嫌気性膜分離法、下水処理、水理的滞留時間、汚泥生成量、物質収支

1. はじめに

膜分離活性汚泥法 (Membrane Bioreactor : MBR) は、下水や工場排水を微生物により処理し、その後膜ろ過を行う手法である。MBR は活性汚泥を沈殿させる代わりに膜によるろ過を行うことで、活性汚泥と処理水の完全分離が可能となる。さらに、膜を使用することで既往の水処理手法より小さなスペースで活性汚泥を分離できることから、近年の水処理技術の中で多大な注目を集めている。しかし、活性汚泥法はプロセス全体で必要とされるエネルギーコストが高い、余剰汚泥の生成量が多い、温室効果ガスの排出等の問題点が挙げられる¹⁾。一方で、嫌気性処理技術は曝気の必要がなく、汚泥発生量が少ないため、省エネルギーな処理が期待されるだけでなく、発生したバイオガスをエネルギー源として利用が可能であるため、創エネルギーの効果も期待できる。この流れにおいて近年、膜分離技術と嫌気性処理を組み合わせたプロセスの開発が注目を集めており、特に省スペースの観点から、分離膜を反応槽内に浸漬させた浸漬型嫌気性膜分離法 (Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor : SAMBR) が研究されるようになった。SAMBR による都市下水処理の研究は、海外の方でラボスケールにて行われているものの²⁻⁴⁾、嫌気性処理に有利な中温条件における検討が多く、室温条件での研究報告は非常に少ない。実際の流入下水の温度は中温条件以下であり、室温または低温条件での処理性能を把握する必要がある。本研究では、SAMBR を下水処理に適用させるための知見の収集を目的として、ラボスケールの反応槽を用いて室温条件で人工下水の連続処理実験を行った。実験では

水理的滞留時間 (HRT) を段階的に短縮することで、処理性能に及ぼす HRT の影響を評価した。他にも、汚泥発生量や物質収支、さらに従来の標準活性汚泥法と比較しての SAMBR の有用性を検討した。

2. 実験方法

2.1 実験装置

本研究に用いた SAMBR の有効容積は 6 L であり、内部に分離膜を一枚設置した。本研究では Kubota 平膜を用いた。膜材質は塩素化ポリエチレン、膜総表面積は 0.116 m² で膜の公称孔径は 0.2 μm である。反応槽内気相部のバイオガスをエアポンプによって循環させ、反応装置下部の散気管から 5 L min⁻¹ で散気させることで、反応槽内の攪拌と膜の物理的な洗浄の効果を持たせた。人工下水の投入と吸引には蠕動ポンプを使用し、タイマー制御によって HRT の調整を行った。発生したガスはガスホルダー内部に集めた。

2.2 実験方法

本研究では反応槽内の温度は反応槽外周部のウォータージャケットに 25 ± 2°C の水を循環させて制御した。植種汚泥には下水処理場の嫌気性消化汚泥を人工下水で馴致したものと食品工場排水処理汚泥を用いた。初期の SS は 4,000 mg L⁻¹ 程度とした。投入基質は都市下水をモデルとした⁵⁾ 人工下水を用いた。人工下水の性状は、Table 1 に示す。HRT は 48 h から開始し、24 h, 12 h, 6 h と段階的に短縮させた。

Table 1 The characteristics of the wastewater.

項目	単位	
COD	mg L ⁻¹	470 ± 90
BOD	mg L ⁻¹	357 ± 19
タンパク質	mg L ⁻¹	45 ± 23
炭水化物	mg L ⁻¹	94 ± 11
pH		7.6 ± 0.4

2.3 分析方法

水質分析は流入水、反応槽内混合液、膜透過水に対して行った。流入水、膜透過水は化学的酸素要求量 (COD)、生物化学的酸素要求量 (BOD) を定期的に分析した。反応槽内混合液は SS、揮発性浮遊物質 (VSS) について分析を行った。COD は APHA Standard Method に準じて測定した。BOD, SS, VSS は下水試験法に従って測定を行った。水質分析に加えてバイオガス組成、膜圧、膜透過フラックスのモニタリングを行った。

3. 結果および考察

3.1 連続試験の経時変化

Fig. 1 に流入水と膜透過水の COD, BOD 濃度及び反応槽内汚泥濃度の経時変化をそれぞれ示す。HRT 12 h までの膜透過水の COD, BOD は安定しており、高い除去率であった。HRT が 6 h になると、膜透過水の COD, BOD はそれぞれ 250 mg L⁻¹ 以上 (83 日目)、100 mg L⁻¹ (85 日目) となり、処理水質の一時的な悪化が見られた。その後、処理水質は徐々に改善され、96 日目には COD 濃度が 34 mg L⁻¹ となった。この原因として、HRT の短縮に伴う有機物負荷の急激な増加に汚泥が馴致するまでに時間を要したことが挙げられる。SS は実験初期 (11 日目) の 4,500 mg L⁻¹ から、64 日目には 7,300 mg L⁻¹ まで増加した。69 日目に運転トラブルが発生し、汚泥の一部が流出した。そのため SS は 4,200 mg L⁻¹ まで減少したが、106 日目には 10,000 mg L⁻¹ まで増加した。溶解性リアクターの膜透過水の pH は運転期間を通じて 6.8~7.7 で推移し、メタン発酵プロセスにおける最適 pH 範囲内であった。バイオガスのメタンガス濃度は、HRT 12 h の運転期間において 80% 前後で安定した。また、HRT 48h, 24 h, 12 h, 6 h における膜透過水の平均 COD 濃度はそれぞれ 21, 29, 34, 70 mg L⁻¹、平均 COD 除去率はそれぞれ 92, 92, 94, 87% であった。HRT 48 h, 24 h, 12 h における膜透過水の平均 BOD 濃度はそれぞれ 12, 13, 11 mg L⁻¹ で、平均 BOD 除去率はそれぞれ 95, 96, 97% であった。HRT が 6 h に短縮されると一時的に処理水質が悪化したが、これは急に負荷を上げたことが原因であり、その後は徐々に処理

性能が改善された。

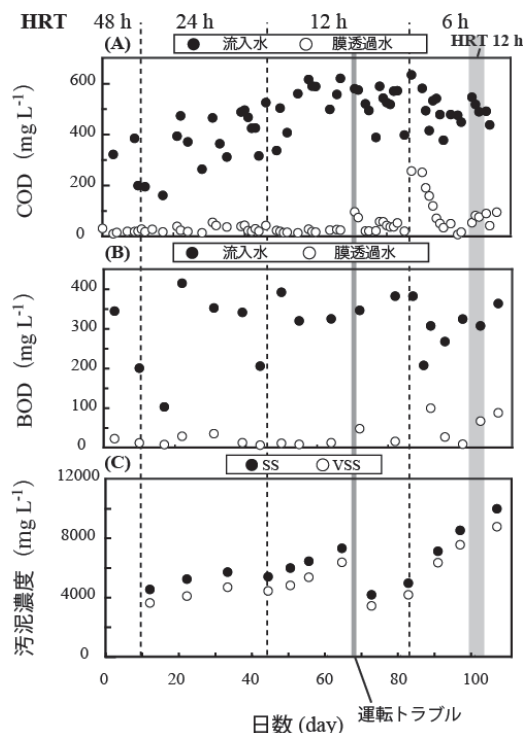


Fig.1 Time course of some typical parameter during continuous operation.

本研究で得られた結果と中温条件で低濃度廃水を処理する SAMBR を用いた既往の研究との比較を Table 2 にまとめた。本研究は 25-30℃ で行われた Huang らの研究³⁾、30℃ の条件下で行われた Lin らや Gao らの研究^{4,6)} や、35℃ の条件下で行われた Aquino らや Hu らの研究^{2,7)} と膜透過水の COD 濃度において差は見られなかった。活性汚泥法を用いた従来の下水処理システムにおける基準では、処理水質は BOD 濃度 20 mg L⁻¹ 以下とされている⁸⁾。本研究では HRT 12 h において、膜透過水の BOD は 13 mg L⁻¹ を達成し、下水道施設の基準を満たしていることが示された。これより、SAMBR は実際に下水処理システムとして利用することが可能であると示された。

Table 2 Comparison of the treatment performance using membrane bioreactor.

メンブレンタイプ	℃	HRT (h)	流入水 (mg-COD L ⁻¹)	膜透過水 (mg-COD L ⁻¹)	参考文献
	30 ± 3	8-12	342-527	40	4)
MF	35	6	450 ± 20	18 ± 9	2)
MF	30	24	500	20	6)
MF	25-30	8-12	550	17	3)
MF	35	3-24	460	27-48	7)
MF	25 ± 2	12	470 ± 82	34 ± 21	本研究

3.2 汚泥生成量と物質収支の評価

HRT 12 h におけるリアクターの汚泥生成量を算出した。汚泥生成量は VSS の増加量を除去 COD の総量で除することにより算出した。HRT 12 h における除去 COD あたりの汚泥生成量はそれぞれ 0.1 g-VSS-COD_{rem}⁻¹ となった。除去 COD あたりの汚泥生成量の単位を換算し、汚泥転換率を算出すると、15% となった。一般的な標準活性汚泥法における除去 COD あたりの汚泥生成量は 0.3~0.6 g-VSS g-COD_{rem}⁻¹ であると言われている⁹⁾。以上の結果より、SAMBR の汚泥生成量は従来の標準活性汚泥法の 3~4 割程度となることが確認された。これは、反応槽の汚泥の引き抜きを行わず、分離膜によって SRT (汚泥滞留時間) を長くすることができたため、反応槽内の汚泥の自己消化が進み、汚泥生成量が少なくなったと考えられる。

また HRT 12 h におけるリアクターの COD 物質収支を算出した。投入した COD を 100% とし、膜透過水中の COD、メタンガス、生成された汚泥の割合を算出した。発生メタンガス量は、発生バイオガス量を測定し、ガス組成からメタンガス量を求め、さらに化学量論より 1 g の COD は 0.35 L のメタンガスと等価であることを用いて算出した。生成された汚泥の割合は除去 COD あたりの汚泥生成量より算出した。その結果、投入 COD 100% に対して、膜透過水 6%、メタンガス 72%、汚泥 15% となった。低濃度廃水の処理において、嫌気性バツフルドリアクターを用いた Krishna らの研究¹⁰⁾ではメタン収率は HRT 10 h、27°C で 64% と報告されている。また、UASB (上向流嫌気性汚泥ろ床) リアクターを用いた Uemura らの研究¹¹⁾ではメタン収率は HRT 4.7 h、25°C で 60% であった。これらの研究と比較して、SAMBR を用いた低濃度廃水処理は高いメタン収率であったことが示された。

3.3 従来の下水処理プロセスとの比較

Fig. 2 に 1 万 m³ の下水を従来の下水処理プロセスと SAMBR で処理した場合のケーススタディを示す。下水の COD 濃度は糸川らの研究^{12,13)}や後藤らの研究¹⁴⁾を基に 480 mg L⁻¹ と定義した。従来の下水処理プロセスにおいて、1 万 m³ の下水を処理した際、2.36 t-DS の下水汚泥が生成されると報告されている(初沈汚泥と余剰汚泥の割合は 50:50 とする)⁵⁾。また、これらの汚泥を嫌気性処理した場合、およそ 1,085 m³ のバイオガス(メタン、60%)が生成され、1.32 t-DS の消化汚泥が排出される¹⁵⁾。また、生成したバイオガスを電力換算すると、2,017 kWh の電力に換算されることが示された(発電効率は 0.30 とする)。

SAMBR に関しては、下水 1 万 m³ に対して、バイオガスが 1,510 m³ (メタン、80%) 生成され、汚泥が 0.48 t-DS 発生することが示された。また、発生した

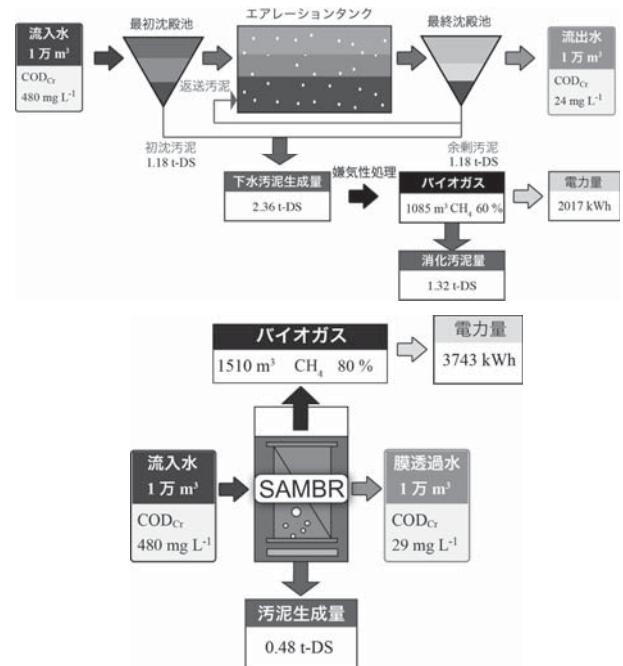


Fig.2 The case study treating 10,000 m³ sewage.

メタンガスを電力換算すると、3,743 kWh の電力に変換されることが示された。これは、活性汚泥法で発生した下水汚泥を嫌気性処理した際に出るバイオガスから算出された電力量の 1.5 倍以上の値であった。SAMBR を用いた場合の下水汚泥生成量は、標準活性汚泥法のおよそ 1/4 程度であり、汚泥生成量の削減が期待できることが示された。さらに活性汚泥法において発生した汚泥を嫌気性処理した際、1,085 m³ のバイオガスが生成し、1.32 t-DS の消化汚泥が排出されるのに対し、SAMBR では生成した汚泥を処理せずにそれ以上のバイオガスが生成されることから効率良くエネルギーに変換されていることが確認できた。これらの結果から、SAMBR により良好な水質、効率の良いエネルギー回収、汚泥生成量の削減が同時に実現する可能性が示唆された。

参考文献

- 1) 米本剛史, 李 玉友: 下水処理におけるエネルギー消費に及ぼす処理方式および処理規模の影響に関する統計分析, 下水道協会誌, 45 (544), 96-105 (2008)
- 2) S.F. Aquino, A.Y. Hu, A. Akram and D.C. Stuckey: Characterization of dissolved compounds in submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBRs), *J. Chem. Technol. Biot.*, 81 (12), 1894-1904 (2006)
- 3) Z. Huang, S.L. Ong and H.Y. Ng: Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: Effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling, *Wat. Res.*, 45 (2), 705-713 (2011)
- 4) H. J. Lin, K. Xie, B. Mahendran, D. M. Bagley, K. T. Leung, S. N. Liss and B. Q. Liao: Factors affecting sludge cake formation in

- a submerged anaerobic membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, 361, 126-134 (2010)
- 5) 米本剛史, 李 玉友: 水質改善効果とエネルギー消費を考慮した下水処理システムの環境性能評価, 下水道協会誌, 45 (549), 81-91 (2008)
- 6) D. W. Gao, T. Zhang, C. Y. Y. Tang, W. M. Wu, C. Y. Wong, Y. H. Lee, D. H. Yeh and C. S. Criddle: Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor: Differences in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension, *J. Membr. Sci.*, 364(1), 331-338 (2010)
- 7) A. Y. Hu and D. C. Stuckey: Activated carbon addition to a submerged anaerobic membrane bioreactor: Effect on performance, transmembrane pressure, and flux, *J. Environ. Eng.*, 133(1), 73-80 (2007)
- 8) 日本下水道協会: 下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2001年版, 日本下水道協会 (2001)
- 9) G. Tchobanoglous, F. L. Burton and H. D. Stenseel: Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Metcalf & Eddy, Inc., p. 585 (2004)
- 10) G. V. T. Gopala Krishna, P. Kumar, and P. Kumar: Treatment of low-strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR), *Journal of environmental management*, 90(1), 166-176 (2009)
- 11) S. Uemura and H. Harada: Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions, *Bioresour. Technol.*, 72 (3), 275-282 (2000)
- 12) 糸川浩紀, 橋本敏一, 村上孝雄: 活性汚泥モデルでの利用を想定した下水処理場流入水有機成分の分画, 下水道研究発表会講演集, 40, 162-164 (2003)
- 13) 糸川浩紀, 村上孝雄, 佐藤公俊: モンテカルロ法による各種活性汚泥法の処理水質変動要因の解析, 下水道研究発表会講演集, 44, 58-60 (2007)
- 14) 後藤雅子, 田崎滋久, 甘 長准: 下水処理場へのし尿投入影響検討における活性汚泥モデル (ASM) の活用, 下水道研究発表会講演集, 48, 716-718 (2011)
- 15) Y. Y. Li, O. Mizuno, T. Miyahara, T. Noike and K. Katsumata: Ecological analysis of the bacterial system in a full-scale egg-shaped digester treating sewage sludge, *Wat. Sci. Technol.*, 36 (6-7), 471-478 (1997)