

嫌気性ろ床法と膜分離活性汚泥法を組み合わせた排水処理装置を用いた 煮豆製造排水の処理特性 (第3報)

Processing Characteristics of the Treatment of Wastewater Produced by the Boiled-Beans Manufacturing Industry Using a
Wastewater Treatment Device Combining an Anaerobic Filter and a Membrane Bioreactor System (3rd Report)

岡井 隆 多田 篤史
Takashi OKAI Atsushi TADA

要 旨

既報では、嫌気性ろ床法の種汚泥としてグラニューール汚泥を用いて処理実験を行い、煮豆製造排水に対する処理性能が良好であることを報告した。今般、新たな嫌気性汚泥として、下水処理場が有する消化槽内の消化汚泥と、乾式メタン発酵施設におけるメタン発酵槽内の汚泥をそれぞれ用いた処理実験を行い、基本的な処理性能を明らかにするとともに、今後の利用可能性について検討した。

Abstract

In a previous report, we conducted treatment experiments using granular sludge as the seed sludge for the anaerobic filter bed method and reported that the treatment performance for wastewater from the production of boiled beans was excellent. In this report, we conducted treatment experiments. We conducted these experiments using digested sludge in a tank at a sewage treatment plant, and sludge in a methane fermentation tank at a dry methane fermentation facility as new anaerobic sludge. We also clarified the basic treatment performance, and discussed the possibility of future utilization.

キーワード：嫌気性ろ床法 揮発性有機酸 (VFA) 水理学的滞留時間 (HRT)

I はじめに

当所では、小規模な食品製造工場から排出される比較的濃度が高い有機性廃水を対象とし、設置費及び維持管理費等の経済的負担の抑制や運転管理が容易であること等の課題に対応できる排水処理方式について検討を行っている。これまで、前段にグラニューール汚泥を種汚泥とする嫌気性ろ床法を後段に膜分離活性汚泥法を組み合わせた排水処理装置を用いた煮豆製造排水の処理性能実験を行い、良好な処理水質と処理条件の最適化の検討を報告したところである^{1), 2)}。

今般、新たな嫌気性汚泥として、下水処理場が有する消化槽内の消化汚泥と乾式メタン発酵施設におけるメタン発酵槽内の汚泥をそれぞれ用いた処理実験を行い、各汚泥を用いた場合の処理性能について評価したので報告する。

実験に用いた排水処理装置は、図1に示すように原水調整槽、嫌気処理槽、MBR槽及び放流水槽から成り、1日処理量を8Lとした。前段の嫌気処理槽のHRTは、1.0日とした。すなわち、有効容積8Lの塩化ビニル樹脂製の角型槽の内部に仕切板を設けて2等分し、側面に流入管及びオーバーフロー管を取り付けたものを使用し、上面を塩化ビニル樹脂製の蓋で覆った。接触材には、ポリプロピレン製で比表面積 $51 \text{ m}^2/\text{m}^3$ のもの(関西化工株式会社製MGM-2550-P100)を用い、1室及び2室にMGM-2550-P100

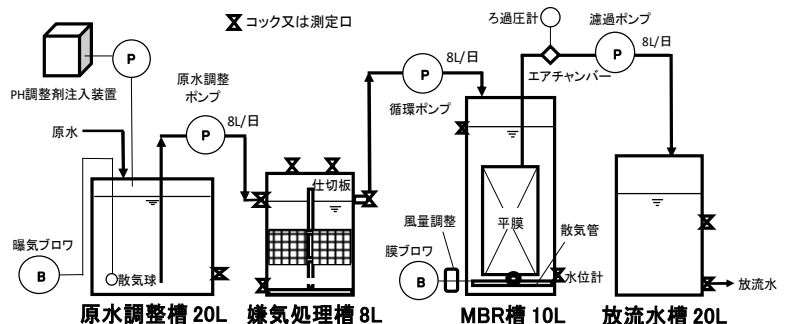


図1 排水処理装置

II 方法

1 実験装置

を各室の1/3の体積を占めるように中層部に充填した。

嫌気処理槽に投入する種汚泥には、高松市東部下水処理場の消化汚泥（以下、「消化汚泥」という。）と、株式会社富士クリーンのメタン発酵槽内の汚泥（以下、「メタン発酵槽汚泥」という。）をそれぞれ用いた。嫌気処理槽を恒温水槽内に設置し、水温幅が2℃以内になるように管理した。

後段の好気処理には膜分離活性汚泥法（MBR）を採用した。MBR槽の有効容積は、10Lとし、株式会社クボタ製の液中膜カートリッジ（平膜0.11m²×1枚）を使用した。MBR槽のHRTは約1.3日とし、室温でMBR槽のMLSSが7,000～12,000mg/L程度になるよう管理した。

2 実験条件

供試排水には、県内の煮豆製造工場から採取した大豆の湯煮廃水を原水調整槽に投入し、TOCが1,000mg/L、1,500mg/L（以下、「低濃度原水」という。）または2,500mg/L（以下、「高濃度原水」という。）になるように水道水で希釈して8Lまたは16Lとした後、10%水酸化ナトリウム水溶液を添加してpHを7.0に調整（調整前pH4～6）したもの（以下、「原水」という。）を用いた。

嫌気処理槽への植種時のCOD_{Cr}負荷は、消化汚泥については0.73kgCOD_{Cr}/(kgVSS・d)、メタン発酵槽汚泥は0.30kgCOD_{Cr}/(kgVSS・d)となるように別々の槽に汚泥を投入

表1 嫌気処理槽の実験条件

条件	構造	HRT (日)	水温 (℃)	原水 TOC (mg/L)
1	2室	1.0	30	1,500(低濃度)
2				2,500(高濃度)
3			20	1,500(低濃度)
4				2,500(高濃度)

表2 水質調査結果（消化汚泥を用いた場合、定期調査）

条件	水温 (℃)	COD _{Cr}			TOC			
		原水	嫌気処理水	除去率 (%)	原水	嫌気処理水	放流水	除去率 (%)
1 n=3	30	5,230 (5,000～5,400)	980 (700～1,400)	81 (72～87)	1,350 (1,300～1,400)	110 (110～120)	44 (36～50)	96 (96～97)
2 n=3		9,400 (8,800～9,900)	1,600 (1,600)	83 (82～84)	2,630 (2,500～2,800)	200 (190～220)	99 (98～100)	96 (96)
3 n=4	20	5,000 (4,500～5,500)	2,480 (2,200～2,900)	50 (36～59)	1,500 (1,400～1,600)	660 (570～780)	49 (42～55)	97 (96～97)
4 n=3		8,530 (7,400～10,000)	4,470 (3,300～5,600)	48 (44～55)	2,770 (2,500～3,100)	1,260 (870～1,600)	75 (60～100)	97 (96～98)

して水温30℃に保ち、TOC1,000mg/Lの原水を滞留時間を徐々に短くして段階的に加え、約1か月間馴養した。馴養後、嫌気処理槽の水温並びに原水の負荷を段階的に変化させて、基本的に土日祝日を除く平日に表1に示す条件で実験を実施した。なお、条件1と2では実験を行った時期がそれぞれ異なるが、条件3と4では同時期に実験を行った。

各槽の水温、pH、MBR槽のMLSSについては毎日測定し、水質調査に用いる試料は、原水調整槽から原水、嫌気処理槽の2室から嫌気処理水、放流水槽から放流水をそれぞれ週末に採取し（定期調査）、表1の各条件の最終週には毎日採取した（週間変動調査）。

水質調査は、TOCについては工場排水試験方法、揮発性有機酸（VFA）については下水試験方法に準じて行った。COD_{Cr}についてはLovibond製のテストチューブ試薬及び携帯用水質測定器COD計（重クロム酸法）を使用して行った。

汚泥調査は、条件2及び条件4の実験終了時に嫌気処理槽内に堆積した汚泥及び接触材に付着した汚泥を回収して全量を計量した後、均一になるよう混合したものを試料とし、下水試験方法に準じてSSの強熱減量（VSS）を測定した。

III 結果と考察

1 水質調査結果（消化汚泥を用いた場合）

水質調査結果と原水に対する嫌気処理水のCOD_{Cr}除去率及び原水に対する放流水のTOC除去率を表2に示す。水温30℃の場合、嫌気処理水のCOD_{Cr}は、条件1では平均980mg/L(除去率81%)であり、条件2では、平均1,600mg/L(除去率83%)であった。水温20℃の場合、嫌気処理水のCOD_{Cr}は、条件3では、平均2,480mg/L(除去率50%)であり、条件4では、平均4,470mg/L(除去率48%)

であった。水温の低下により、除去率は大きく低下した。

嫌気処理水は後段の好気処理工程で処理され、全実験期間中の放流水の TOC は、42~100 mg/L(原水に対する除去率 96~98 %)であり、水温 20 °Cでの嫌気処理水の COD_{Cr} 除去率が下がっても、後段の好気処理で有機物の分解が進んでおり、放流水の水質は安定していた。

次に嫌気処理工程における VFA と pH の挙動を図 2 と図 3 に示す。

水温 30 °C の場合、VFA の定期調査結果は、条件 1 の 1

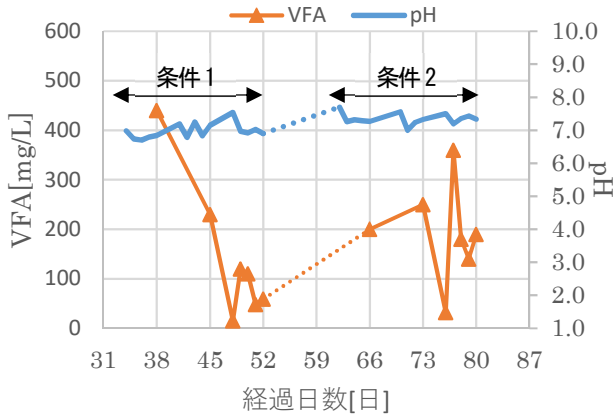


図 2 VFA と pH の挙動 (消化汚泥 : 水温 30 °C)

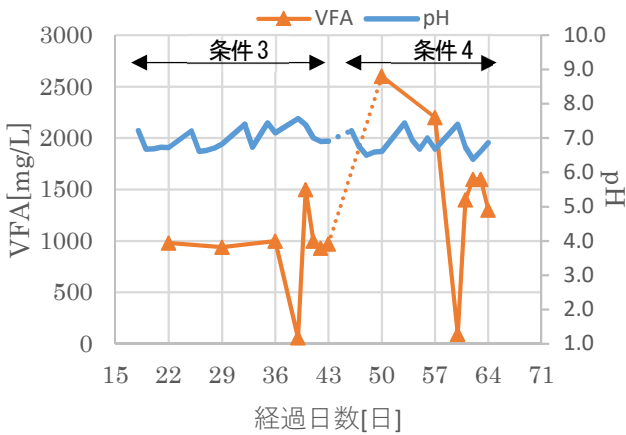


図 3 VFA と pH の挙動 (消化汚泥 : 水温 20 °C)

表 3 水質調査結果 (メタン発酵槽汚泥を用いた場合、定期調査)

条件	水温 (°C)	COD _{Cr}			TOC			
		原水	嫌気処理水	除去率 (%)	原水	嫌気処理水	放流水	除去率 (%)
1	30	5,770	1,870	68	1,570	380	51	97
n=3		(5,400~6,100)	(1,800~2,000)	(66~70)	(1,500~1,700)	(340~420)	(40~58)	(96~97)
2	30	8,930	3,800	58	2,700	830	72	97
n=3		(8,600~9,200)	(2,400~4,600)	(49~72)	(2,500~2,800)	(570~1,000)	(63~84)	(97~98)
3	20	5,000	1,800	64	1,500	470	37	98
n=4		(4,500~5,500)	(1,500~2,000)	(57~72)	(1,400~1,600)	(370~590)	(34~39)	(97~98)
4	20	8,530	4,130	52	2,770	1,100	53	98
n=3		(7,400~10,000)	(2,800~5,100)	(45~62)	(2,500~3,100)	(690~1,300)	(45~57)	(98)

週目では 440 mg/L であったが、2 週目は 230 mg/L、3 週目は 59 mg/L となり、週の経過に伴い減少する傾向がみられた。一方、条件 2 の期間の VFA の定期調査結果は 190~250 mg/L と変動は小さかった。条件 1 の週間変動調査では、VFA は週明けの月曜日が 15 mg/L と最も低く、翌日に 120 mg/L まで上昇した後は週末にかけて減少した。月曜日に VFA の濃度が低下する原因は、原水の流入のない週末に嫌気処理槽内の VFA が分解されるためと考えられた。条件 2 の週間変動調査においても、VFA の増減は条件 1 の場合と同様の挙動を示した。

水温 20 °C の場合、定期調査の VFA は、条件 3 の期間では 940~1,000 mg/L とほぼ一定であったが、条件 4 の期間では、1 週目では 2,600 mg/L、2 週目は 2,200 mg/L、3 週目は 1,300 mg/L と週の経過に伴い低下した。週間変動調査では、条件 3、4 とともに条件 1 の場合とほぼ同様の挙動を示した。水温 20 °C では 30 °C の場合と比較して VFA の濃度が高かったが、pH は中性付近 (6.7~7.7) を維持しており、酸敗現象^{3)、4)}による嫌気処理の支障にはならないと考えられた。

2 水質調査結果 (メタン発酵槽汚泥を用いた場合)

水質調査結果と原水に対する嫌気処理水の COD_{Cr} 除去率及び原水に対する放流水の TOC 除去率を表 3 に示す。

水温 30 °C の場合、嫌気処理水の COD_{Cr} は、条件 1 では平均 1,870 mg/L(除去率 68 %)であり、条件 2 では平均 3,800 mg/L(除去率 58 %)であった。水温 20 °C の場合、嫌気処理水の COD_{Cr} は、条件 3 では平均 1,800 mg/L(除去率 64 %)であり、条件 4 では平均 4,130 mg/L(除去率 52 %)であった。水温の低下による除去率の低下は、消化汚泥を用いた場合よりも小さかった。

嫌気処理水は後段の好気処理工程で処理され、全実験

期間中の放流水の TOC は、34~84 mg/L(原水に対する除去率 96~98 %)であり、消化汚泥を用いた場合と同様に、嫌気処理槽の水温の低下により COD_{Cr} 除去率が下がっても、後段の好気処理により放流水の水質は安定していた。

次に嫌気処理工程における VFA と pH の挙動を図 4 と図 5 に示す。

水温 30℃ の場合、定期調査の VFA は、条件 1 の 1 週目

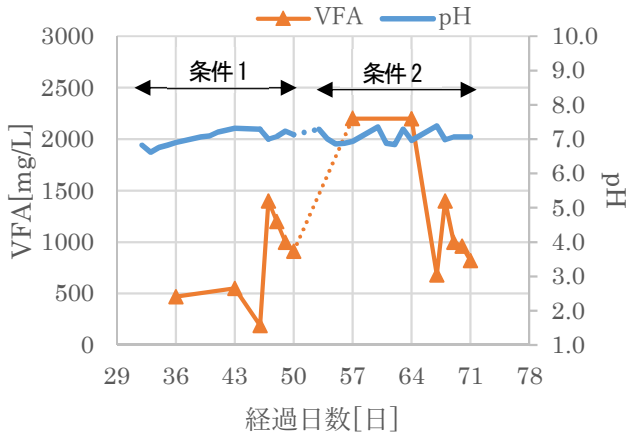


図4 VFA と pH の挙動 (メタン発酵槽汚泥: 水温 30 °C)

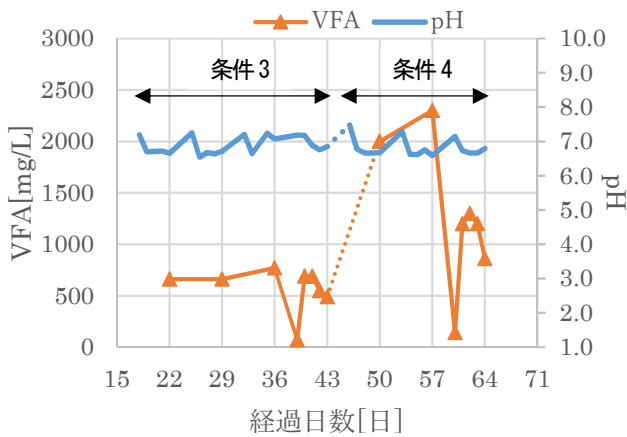


図5 VFA と pH の挙動(メタン発酵槽汚泥:水温 20 °C)

表4 種々の嫌気性汚泥を用いた処理性能の比較

汚泥の種類	処理槽の構造	HRT (日)	水温 (°C)	処理槽容量 (L)	汚泥負荷 (kgCOD _{Cr} / (kgVSS · d))	汚泥発生率 (kg-VSS / kg-COD _{Cr})	平均値		
							原水 COD _{Cr} (mg/L)	嫌気処理水 COD _{Cr} (mg/L)	COD _{Cr} 除去率 (%)
消化汚泥	2室	1.0	30	8	0.76	—	5,230	980	81
消化汚泥の馴養汚泥					0.72	0.030	9,400	1,600	83
メタン発酵槽汚泥			0.41		—	5,000	2,480	50	
			0.53		0.033	8,530	4,470	48	
メタン発酵槽汚泥の馴養汚泥	2室	1.0	30	8	0.35	—	5,770	1,870	68
メタン発酵槽汚泥の馴養汚泥					0.47	0.015	8,930	3,800	58
			0.28		—	5,000	1,800	64	
0.35			0.047		8,530	4,130	52		
グラニュール汚泥の馴養汚泥	2室	1.0	30	40	0.72	—	4,900	1,600	67
					0.83	0.023	8,230	2,370	71
			0.70		—	4,850	3,200	33	

では 470 mg/L であったが、2 週目は 550 mg/L、3 週目は 910 mg/L となり、週の経過に伴い増加する傾向がみられた。条件 2 の期間の VFA は、1~2 週目が 2,200 mg/L と高く、3 週目には 820 mg/L まで低下した。この期間の pH は 6.8~7.4 であり、目立った低下は見られなかったが、消化汚泥を用いた場合の VFA が 190~250 mg/L であったことと比較すると高く、COD_{Cr} 除去率が消化汚泥を用いた場合よりも低いことから、嫌気処理槽でメタン生成菌による VFA の分解が十分には進んでいないことが示唆された。

水温 20℃ の場合、定期調査の VFA は、条件 3 の期間では 490~770 mg/L であり大きな増減はなかったが、条件 4 の期間の 1~2 週目では 2,000~2,300 mg/L と高く、3 週目には 860 mg/L まで低下した。週間変動調査では、条件 1~4 とともに月曜日が最も低く、火曜日に上昇した後は徐々に低下した。pH は実験期間中、中性付近 (6.5~7.5) を維持していた。

3 汚泥の処理性能評価

表 4 に嫌気処理槽に用いた汚泥ごとの処理条件と処理水質及び汚泥発生率を示す。汚泥発生率は、それぞれの汚泥を用いた実験終了時に回収、計量した汚泥量と実験期間中の COD_{Cr} 除去量から算出した。汚泥の処理性能の比較検討のため、既報²⁾のグラニュール汚泥を用いた実験結果についても合わせて示す。

嫌気処理槽の水温が 30 °C の場合、原水に対する嫌気処理水の COD_{Cr} 除去率は、消化汚泥を用いたときは 81~83 % であり、グラニュール汚泥を用いたときの 67~71 % と同程度以上である。両者ともに汚泥負荷を揃えた条件で実験を開始したため、消化汚泥を用いた 30 °C の処理性能は、グラニュール汚泥と同程度以上と考えられる。

メタン発酵槽汚泥を用いた場合、植種開始時の汚泥負荷は $0.35 \text{ kgCOD}_{\text{Cr}} / (\text{kgVSS} \cdot \text{d})$ であり、消化汚泥やグラニューール汚泥の場合より低いが、水温 30°C の COD_{Cr} 除去率が $58 \sim 68\%$ であり、消化汚泥やグラニューール汚泥を用いた場合の除去率よりも低いため、水温 30°C での処理性能は劣ると考えられる。

一方、水温 20°C では、消化汚泥を用いた場合の COD_{Cr} 除去率は $48 \sim 50\%$ に低下し、グラニューール汚泥を用いた場合でも 33% と大きく低下していたが、メタン発酵槽汚泥を用いた場合は、 $52 \sim 64\%$ であり、水温 30°C のときよりも低いものの低下の程度は小さかった。メタン発酵槽汚泥を用いた実験条件は、他の汚泥を用いた場合よりも汚泥負荷が低いことに留意する必要があるものの、水温の低下の影響を受けにくい特徴を有していると思われる。

図6に汚泥負荷と汚泥発生率の関係を示す。図中、塗りつぶしたマーカーは、嫌気処理槽の水温が 30°C のデータであり、白抜きは 20°C の実験結果である。

消化汚泥を用いた場合の汚泥発生率は、嫌気処理槽の水温が 30°C のとき $0.030 \text{ kgVSS}/\text{kgCOD}_{\text{Cr}}$ であり、グラニューール汚泥を用いた場合の $0.023 \text{ kgVSS}/\text{kgCOD}_{\text{Cr}}$ と比べるとやや高くなった。また、 20°C のときは $0.033 \text{ kgVSS}/\text{kgCOD}_{\text{Cr}}$ となり、水温 30°C の場合と比較して大きな増加はなかった。このことから、消化汚泥を用いた場合、水温が 30°C から 20°C に下がると除去率は約 80% から約 50% に減少するものの、水温を 20°C に下げても汚泥発生率はあまり変わらないことから、安定した運転が可能と考えられる。

メタン発酵槽汚泥を用いた場合の汚泥発生率は、嫌気処理槽の水温が 30°C のとき $0.015 \text{ kgVSS}/\text{kgCOD}_{\text{Cr}}$ となり、使用した汚泥の中で最も低くなった。一般的に汚泥負荷が低

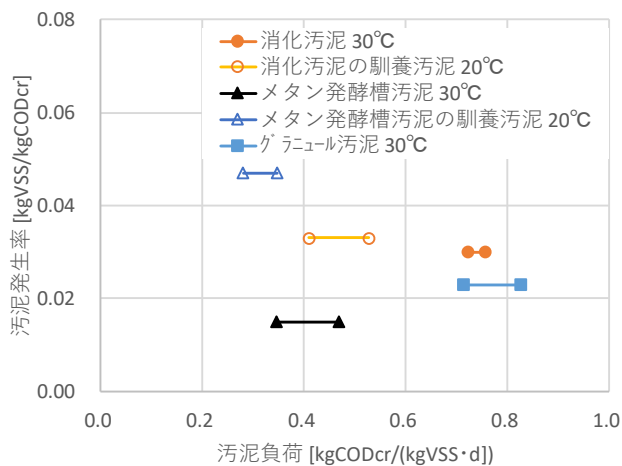


図6 嫌気性汚泥ごとの汚泥負荷と汚泥発生率の比較

い場合は汚泥発生率も低くなるため⁵⁾、グラニューール汚泥を用いた場合と単純に比較はできないが、メタン発酵槽汚泥は VSS が高く、汚泥負荷を下げる事が可能であり、水温 30°C では稼働時の汚泥の発生量を抑えた運転が期待できる。一方、水温 20°C では実験中にスカムが発生し、汚泥発生率は $0.047 \text{ kgVSS}/\text{kgCOD}_{\text{Cr}}$ まで増加したが、スカムを含めない場合の汚泥発生率は $0.024 \text{ kgVSS}/\text{kgCOD}_{\text{Cr}}$ となり、水温 30°C のグラニューール汚泥を用いた場合とほぼ同じであった。メタン発酵槽汚泥を用いた場合は、水温 20°C でも嫌気処理水の COD_{Cr} 除去率の低下が小さいことから、長期間の運転により処理が安定化し、汚泥の発生量を抑えた運転ができる可能性がある。

IV まとめ

排水処理において嫌気性処理を選択する場合、処理水槽の立ち上げには種汚泥が必要になる。これまで嫌気性ろ床の種汚泥として検討したグラニューール汚泥が入手困難となったことから、代替汚泥としての利用可能性を検討するため、消化汚泥と乾式メタン発酵槽汚泥を嫌気処理槽の種汚泥として使い、後段に膜分離活性汚泥法を組み合わせた排水処理装置を用いて大豆湯煮廃水の処理実験を行った。

消化汚泥を用いた場合の嫌気処理工程での COD_{Cr} 除去率は、水温 30°C のとき $81 \sim 83\%$ となり、グラニューール汚泥と同程度以上であった。水温 20°C では除去率は約 50% まで減少したが、グラニューール汚泥を用いた場合よりも高かったことから、代替汚泥としての可能性があると思われた。

メタン発酵槽汚泥を用いた場合の COD_{Cr} 除去率は、水温 30°C のとき $58 \sim 68\%$ となり、他の汚泥を用いた場合よりもやや低くなったが、水温を 20°C に下げても除去率は $52 \sim 64\%$ であり、水温の低下の影響を受けにくい特徴があった。また、汚泥発生率が水温 30°C で最も低くなったことから、汚泥の引抜き及び廃棄にかかる維持管理コストの抑制が期待でき、代替汚泥として有望と思われた。

消化汚泥、メタン発酵槽汚泥ともに、特に水温が 20°C のときに VFA が多く残存していることから、嫌気処理槽でメタン生成菌による VFA の分解が十分には進んでいないことが示唆されており、今後は酸生成工程や嫌気処理工程の HRT の見直しなど処理の最適化に向けた検討が必要になる。

嫌気処理槽にいずれの汚泥を用いた場合でも、後段の好気処理により放流水の TOC は 100 mg/L 以下に処理でき

ており、処理水質は安定していた。

文献

- 1) 岡井隆, 坂本憲治:嫌気性ろ床法と膜分離活性汚泥法を組み合わせた排水処理装置を用いた煮豆製造排水の処理特性, 全国環境研会誌, 45(2), 16-21, (2020)
- 2) 岡井隆, 坂本憲治:嫌気性ろ床法と膜分離活性汚泥法を組み合わせた排水処理装置を用いた煮豆製造排水の処理特性(第2報), 香川県環境保健研究センター所報, 20, 35-40, (2021)
- 3) 社団法人海外環境協力センター:産業廃水処理技術移転マニュアル(総論編、基礎技術編、食品工場廃水編), https://www.env.go.jp/earth/coop/coop/document/male2_j/male_j.pdf, (2023/9/8 閲覧)
- 4) 須藤隆一:水環境保全のための生物学, 170-173, 産業用水調査会, (2004)
- 5) 須藤隆一:微生物固定化法による排水処理, 102-109, 産業用水調査会, (1988)