

〈特集〉

下水道のカーボンニュートラルに貢献する消化汚泥可溶化装置の開発

木内 智明¹⁾, 永森 泰彦²⁾, 茂庭 忍³⁾, 仕入 英武⁴⁾

¹⁾ 東芝インフラシステムズ(株) 社会システム事業部 水・環境プロセス技術部 水・環境プロセス技術第一担当
(〒212-8581 神奈川県川崎市幸区堀川町72番地34 E-mail: tomoaki.kiuchi@toshiba.co.jp)

²⁾ 東芝インフラシステムズ(株) インフラシステム技術開発センター システム制御・ネットワーク開発部
水・環境ソリューション技術開発担当
(〒183-8511 東京都府中市東芝町1 東芝府中事業所 E-mail: yasuhiko.nagamori@toshiba.co.jp)

³⁾ 東芝インフラシステムズ(株) インフラシステム技術開発センター システム制御・ネットワーク開発部
水・環境ソリューション技術開発担当
(〒183-8511 東京都府中市東芝町1 東芝府中事業所 E-mail: shinobu.moniwa@toshiba.co.jp)

⁴⁾ 東芝インフラシステムズ(株) インフラシステム技術開発センター システム制御・ネットワーク開発部
水・環境ソリューション技術開発担当
(〒183-8511 東京都府中市東芝町1 東芝府中事業所 E-mail: hidetake.shiire@toshiba.co.jp)

概要

下水道のカーボンニュートラル実現への貢献を目指して、下水汚泥に含まれる有機分のさらなる有効利用を図るため、消化汚泥を対象に促進酸化処理を行い、高い可溶化効果を実現する消化汚泥可溶化装置を開発した。ラボスケール実験では、オゾン/過酸化水素の促進酸化処理はオゾン単独処理よりも可溶化しやすく、低コストで高い消化ガス増加効果が得られる方法であることが示唆された。3年間にわたり実施した実規模スケールでの実証試験では、消化ガス発生量増加および汚泥減量の効果が確認でき、下水処理施設への影響は限定的であった。

キーワード：汚泥可溶化, 消化汚泥, 消化ガス, 促進酸化, カーボンニュートラル

原稿受付 2022.5.9

EICA: 27(1) 13-19

1. はじめに

地球規模の課題である気候変動問題の解決に向けて、2015年に第21回気候変動枠組条約締約国会議(COP21)でパリ協定が採択され、世界共通の長期目標として「世界的な平均気温上昇を産業革命以前に比べて2℃より十分低く保つとともに、1.5℃に抑える努力を追求すること」「今世紀後半に温室効果ガスの人為的な発生源による排出量と吸収源による除去量との間の均衡を達成すること(=カーボンニュートラル)」等が合意された¹⁾。

日本政府は2021年10月に「地球温暖化対策計画²⁾」および「パリ協定に基づく成長戦略としての長期戦略³⁾」を閣議決定し、2050年までにカーボンニュートラルを目指すことを宣言した。同計画で下水道分野においては、2030年度の温室効果ガス排出量を2013年度比で208万t-CO₂削減する目標が掲げられている。

同計画を受け国土交通省下水道部は2021年10月に「下水道政策研究委員会 脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会」を設置、5回の委員会開催を経て2022年3月に報告書を公表した⁴⁾。この報告書において下水汚泥のエネルギー化率については、2030年度まで

に37%まで向上(2021年3月時点で26.7%)させること、それにより温室効果ガス排出量を約70万t-CO₂削減する目標が提示されている。

下水汚泥のエネルギー利用技術のうち、下水汚泥から発生する消化ガスを使った発電は既に全国100カ所以上の下水処理施設で行われている。消化ガス発電を更に普及させるためには、下水汚泥の有機分をより多く消化ガスに転換しガス発生量を増やす技術が求められており、その一つに汚泥可溶化がある。

本稿では、当社が開発した消化汚泥可溶化装置の特長を説明するとともに、ラボスケール実験、および実規模スケールでの実証試験の結果を紹介する。

2. 消化汚泥可溶化装置の概要

2.1 汚泥可溶化の原理と課題

汚泥可溶化とは、汚泥の細胞膜・細胞壁を破壊することで溶解性有機物を増やす技術で、消化ガスの増量や汚泥の減量を目的に実施するものである。

これまでにも複数の方式の汚泥可溶化手法(Table 1) が国内でも実証および適用されているものの、普及しているとは言い難い。その理由は手法により異なるものの、可溶化に要するエネルギーや費用が大きい

Table 1 污泥可溶化技術の種類

分類	原理	方法
物理的	圧力による細胞破壊	すりつぶし ピーズミル
	温度による加水分解もしくは熱変成	蒸気 マイクロ波
	温度・圧力による加水分解	水熱反応 蒸気
	キャビテーション	超音波
化学的	酸化力による細胞破壊	オゾン 酸化剤 電解による塩素生成
	アルカリによるタンパク質溶解	アルカリ剤
生物学的	酵素による細胞破壊	好熱性細菌

こと、可溶化処理後の污泥を脱水した際に発生する脱離液中の有機物、窒素、りん等の濃度が上昇し水処理プロセスの負荷が大きくなること、濃縮污泥を対象とするものは装置規模が大きくなること、などが挙げられる。

2.2 消化污泥可溶化装置の特長

当社はこれまでの方式の課題を克服した下水処理施設に導入しやすい污泥可溶化装置を目指して、濃縮污泥ではなく消化污泥を処理対象とする消化污泥可溶化装置を開発した。本装置の構成とフローを Fig. 1 に示す。本装置は、消化污泥を消化槽から引き抜き、オゾンおよび過酸化水素をインライン注入し、溶解反応タンクで混合攪拌したのち、消化槽へ返送する。

本装置は消化污泥の未消化成分を可溶化するため可溶化効率が高く、また濃縮污泥を対象とするのに比べ装置規模が小さく、かつ既存プロセスへの追加が容易なところが大きな特長である。さらにオゾンと過酸化水素を併用した促進酸化処理、および独自の構造により高効率な攪拌を行う溶解反応タンクを適用することで、従来に比べ低いオゾン濃度および少ないオゾン注

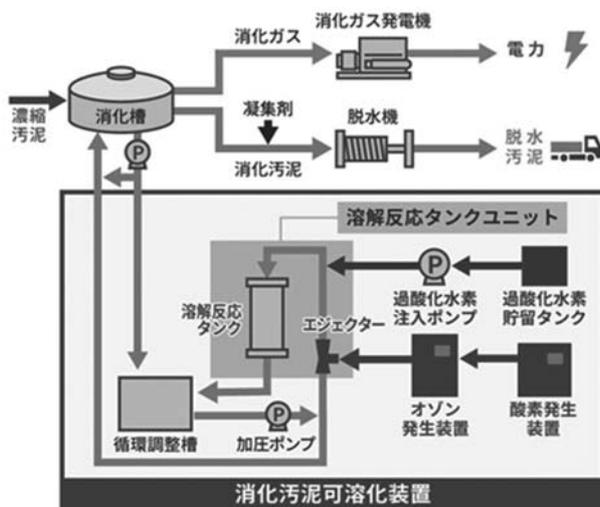


Fig. 1 消化污泥可溶化装置の構成とフロー

入量で高い可溶化効果を実現している。

3. ラボスケール実験による評価

3.1 実験方法

(1) 実験装置

消化污泥可溶化装置の基礎的な特性を把握するため、Fig. 2 に示す実験装置を使用して評価を行った。実験装置は循環調整槽に貯留した消化污泥を加圧ポンプで溶解反応タンクに向けて送液し、途中に設置したエジェクターでオゾン注入しオゾン混合液にする。その混合液を、内部が加圧された溶解反応タンク内の最上部のノズルから噴射し、タンク内に設置された内筒で乱流状態を生じさせて微細気泡化したオゾン溶解させる。この処理法は、一般的な散気管方法と比較してオゾンを多く溶解・反応させることができるため、オゾン注入量を少なくすることができ、かつ消化污泥に溶解されず排出されるオゾンをほとんど発生させない。なお、過酸化水素水は循環調整槽に滴下した。

(2) 評価方法

①可溶化率

下水処理場の消化槽から採取した消化污泥 A を用いてオゾン/過酸化水素処理を行った。オゾン注入率は 0~150 mg/L の範囲とし、污泥のオゾン量が所定量となるまで污泥を循環処理した。オゾン注入率が 0 mg/L の場合は酸素を供給した。過酸化水素の添加率は 0~150 ppm の範囲で、オゾン注入率に比例して添加した。オゾン注入率が 0 mg/L の場合は過酸化水素 50 ppm を添加した。処理污泥サンプルの TS, VS, SS, VSS を分析し、未処理污泥の VSS に対する処理污泥の VSS の減少率を可溶化率として求めた。

②消化ガス増加倍率

①で可溶化処理した污泥の消化ガス生成能を回分式消化試験で求めた。バイアル瓶に污泥サンプルと種污泥を 1:1 の比率で入れ、気相部を窒素置換して封入した。37°C の恒温振とう機にセットし、発生したガス量を測定した。未処理污泥に対する消化ガス増加量の比を消化ガス増加倍率とした。

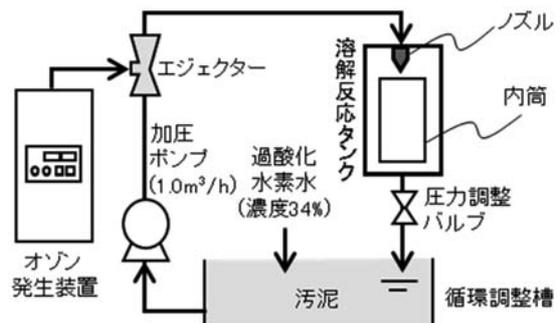


Fig. 2 実験装置

③過酸化水素添加率の消化ガス増加に対する影響

①とは別に採取した消化汚泥 B を対象に、汚泥に対するオゾン注入率を 40 mg/L に固定して過酸化水素を 0~100 ppm の範囲で添加してオゾン/過酸化水素処理を行った。また、比較のためオゾン注入率 150 mg/L のオゾン単独処理（過酸化水素添加なし）も実施した。いずれの処理汚泥も消化ガス発生量を回分消化試験で測定し、未処理汚泥のガス量に対する処理汚泥のガス量の割合を消化ガス増加倍率とした。

3.2 結果および考察

(1) 可溶化率

オゾン処理とオゾン/過酸化水素処理した汚泥サンプルの、未処理汚泥に対する可溶化率を Fig. 3 に示す。

オゾン注入率 0 mg/L のサンプルでも可溶化が確認された。これは実験装置のエジェクターやノズル通過時の汚泥破碎効果によるものと推察され、汚泥をエジェクターと溶解反応タンクに繰り返し通過させることで可溶化が促進されることが示唆された。オゾン注入率 50 mg/L より大きいサンプルでは、注入率に応じて可溶化率が増加した。同じオゾン注入率で過酸化水素添加の有無が異なるサンプルの比較では、オゾン/過酸化水素処理したサンプルは、オゾン単独処理のサンプルに比べて可溶化率が 1.5~4.2 pt 高く、オゾン/過酸化水素処理はオゾン処理よりも可溶化しやすいことが示唆された。

(2) 消化ガス増加倍率

オゾン処理とオゾン/過酸化水素処理した汚泥サンプルの消化ガス増加倍率を Fig. 4 に示す。

可溶化率と同様、オゾン注入率 0 mg/L のサンプルでもガスの増加がみられたがその程度は小さく、汚泥破碎のみではガス増加への寄与は大きくないと推察された。オゾン処理したサンプルは注入率が増加するとガスは増加したが、オゾン注入率 150 mg/L で過酸化水素を 150 ppm 添加したサンプルではガス増加倍率が低下したことから、過酸化水素添加率には適切な添加範囲があることが示唆された。このサンプルを除いて、同じオゾン注入率で過酸化水素添加の有無が異なるサンプルを比較すると、オゾン/過酸化水素処理し

たサンプルでガスの増加が大きく、未処理汚泥に対して最大 1.76 倍のガス増加が得られた。

(3) 過酸化水素添加率の消化ガス増加に対する影響

過酸化水素添加率をパラメータとしてオゾン/過酸化水素処理した汚泥サンプルの消化ガス増加倍率を、オゾン注入率 150 mg/L のオゾン単独処理の結果と併せて Fig. 5 に示す。消化ガス増加倍率は Fig. 4 よりも小さくなった。これは使用した消化汚泥の濃度が低い（消化汚泥 A：TS 2.00%，VS/TS 比 0.78 に対し、消化汚泥 B：TS 1.81%，VS/TS 比 0.76）ため可溶化ポテンシャルが低下したためと考えられた。Fig. 5 では、過酸化水素未添加に対して過酸化水素添加率 20 ppm と 40 ppm の場合に消化ガス増加倍率が高くなり、60~100 ppm では逆に低下した。このことから過酸化水素には適切な添加範囲があることが示唆された。過酸化水素添加率 20 ppm で消化ガス増加倍率は最も高くなり、オゾン注入率 150 mg/L のサンプルの 1.26 倍に近い 1.24 倍に達した。著者らが過去に実施したオゾン処理とオゾン/過酸化水素処理の導入費用の試算⁵⁾では、過酸化水素の添加費用はオゾン注入費用の約 1/3 程度であり、オゾン/過酸化水素処理はオゾン単独処理に比べ低コストで高い消化ガス増加効果が得られる汚泥可溶化方法であることが示唆された。

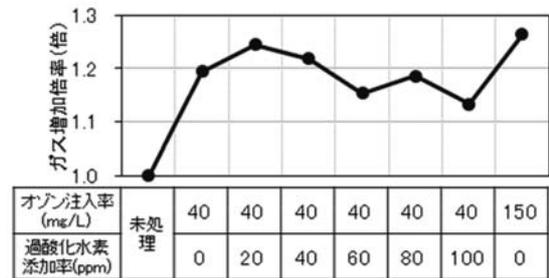


Fig. 5 過酸化水素添加率に対するガス増加倍率

4. 実規模スケール試験による評価

消化汚泥可溶化装置を実際の下水処理施設に導入した場合の効果を検証する目的で、実規模スケールでの実証試験を北海道江別市の江別浄化センターで実施した。

汚泥処理フローを Fig. 6 に示す。汚泥可溶化装置は既設系一次消化槽に接続して可溶化処理を行い、既設系を試験系、新設系を対照系とする対照実験で汚泥可溶化効果を確認した。

実証試験装置の外観と処理フローを Fig. 7 に示す。実証試験装置は汚泥を貯留する循環調整槽、汚泥にオゾンと過酸化水素を注入して可溶化処理するオゾン溶解装置、オゾン生成装置、過酸化水素注入装置で構成されている。循環調整槽では、既設系一次消化槽の汚

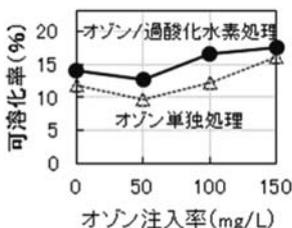


Fig. 3 オゾン注入率と可溶化率の関係

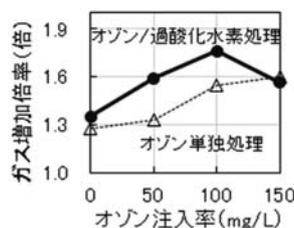


Fig. 4 オゾン注入率とガス増加倍率の関係

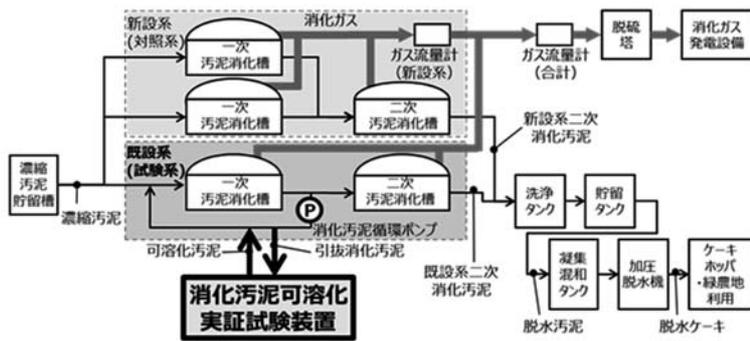


Fig. 6 実証試験に関する污泥処理の概略フロー

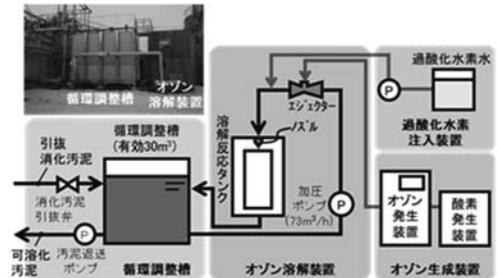


Fig. 7 実証試験装置の外観と処理フロー

泥循環ラインを介して循環調整槽への消化污泥の引抜と可溶化污泥の返送を行っている。オゾン溶解装置は、循環調整槽に貯留された消化污泥を加圧ポンプで循環し、オゾンガスと過酸化水素を注入して、溶解反応タンク内最上部のノズルから噴射し、オゾン/過酸化水素の促進酸化反応により污泥を可溶化する。

4.1 実証試験方法

(1) 実証試験装置の運転

実証試験装置の運転は、(1) 消化污泥引抜工程、(2) 污泥可溶化工程、(3) 可溶化污泥返送工程、の3つの工程をバッチ処理で行った。主要な試験履歴をTable 2に示す。試験はまず運転パラメータ試験(a)を行い1バッチの運転条件をTable 3のように定め、その条件で1バッチ/日の平日運転(b)からスタートし、段階的にバッチ数を増やして処理量を増加(c)させた。その後、3バッチ/日の連続運転12日とメンテナンス2日を組み合わせた2週間のサイクル運転(d)を延べ約11か月行った。次いで、試験開始時に実施した運転パラメータ試験(e)を再度行い、可溶化によるガス増加量が運転パラメータ試験(a)と同

Table 2 主要な試験履歴

試験名称	試験期間	運転バッチ数
(a) 運転パラメータ試験 (1回目)	2019/5/7 ~17	4
(b) 平日運転 (1バッチ/日)	2019/5/20 ~24	3
(c) 平日運転 (2~3バッチ/日)	2019/6/3 ~8/9	57
(d) サイクル連続試験 (12日連続試験+2日メンテナンス)	2019/8/21 ~2020/4/8	535
(試験中断)	2020/4/9 ~5/31	-
(d) サイクル連続試験 (12日連続試験+2日メンテナンス)	2020/6/10 ~8/23	149
(e) 運転パラメータ試験 (2回目)	2020/9/7 ~25	13
(f) 1か月連続試験	2020/10/5 ~11/3	90
(g) 3か月連続試験	2020/11/16 ~2021/2/14	273
(h) 連続試験	2021/2/16 ~3/27	120

Table 3 1バッチの運転条件

項目	設定値	備考
污泥処理量 [m³/バッチ]	22.6	
消化污泥引抜工程時間 [min]	-	引抜量が污泥処理量の設定値に達するまで実施
污泥可溶化工程時間 [min]	-	オゾン注入率が設定値に達するまで実施
可溶化污泥返送工程時間 [min]	-	引抜量と同量を返送するまで実施
オゾン注入率 [mg/L]	45	
過酸化水素添加率 [ppm]	20	

等であることを確認した後、90バッチ、273バッチを無停止で運転する1か月連続運転(f)、3か月連続運転(g)を問題なく完了した。その後も連続試験(h)を実施した。

(2) 分析と評価

①消化ガス増量効果

式(1)と式(2)を用いて求めた消化ガス倍率比が1より大きい場合、污泥可溶化によって消化ガスが増加したものとし、式(3)と式(4)で求めた消化ガス増加量をその増加量とした。また、式(5)を用いて試験系と対照系の消化率をそれぞれ求めた。

$$\text{消化ガス倍率 [倍]} = \frac{\text{消化ガス量 [m}^3\text{/日]}}{\text{濃縮污泥量 [m}^3\text{/日]}} \quad (1)$$

$$\text{消化ガス倍率比 [-]} = \frac{\text{試験系消化ガス倍率 [倍]}}{\text{対照系消化ガス倍率 [倍]}} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \text{濃縮污泥 VS 当たりの消化ガス量 [m}^3\text{/kg-VS]} \\ = \text{消化ガス量 [m}^3\text{/日]} \div (\text{濃縮污泥量 [m}^3\text{/日]} \\ \times 10^3 \times \text{濃縮污泥 VS [\%]} \times 10^{-2}) \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \text{消化ガス増加量 [L/kg-VS]} = (\text{試験系濃縮污泥 VS 当たりの消化ガス量 [m}^3\text{/kg-VS]} \\ - \text{対照系濃縮污泥 VS 当たりの消化ガス量 [m}^3\text{/kg-VS]}) \times 10^3 \end{aligned} \quad (4)$$

$$\text{消化率 [\%]} = (\text{濃縮污泥 VS [\%]} - \text{二次消化污泥 VS [\%]}) \div \text{濃縮污泥 VS [\%]} \times 10^2 \quad (5)$$

②汚泥減容効果

試験系と対照系の二次消化汚泥のSSの差分を求めて、SS差分がマイナスであれば汚泥可溶化により消化汚泥のSSが減少したものとした。

③既設への影響

消化ガスと脱水ケーキは月1回の頻度でサンプリングして、消化ガスは濃度分析を行い、脱水ケーキは肥料分析法および肥料等分析法に基づく含有量試験と、環境庁告示第59号水質汚濁に係る環境基準で定められている溶出試験を実施した。また、二次消化汚泥は遠心脱水プロセスを模擬したラボスケール実験により脱離液を取出し、脱離液のCOD_{Cr}、全窒素、全りん濃度を測定した。凝集剤はC、Dの2種類を使用した。

4.2 実証結果

(1) 消化ガス増量効果

消化ガス倍率比、消化ガス増加量、可溶化汚泥量、消化率を Fig. 8 に示す。消化ガス倍率比 (Fig. 8 a) は、サイクル連続試験をスタートした2019年8~9月は増加、10月~2020年1月は減少したが、2020年2月より増加に転じた。1カ月連続試験を実施した2020年10月以降の平均では消化ガス倍率比は1.28、消化ガス増加量 (Fig. 8 b) は192 L/kg-VSであり、汚泥可溶化によって消化ガスが増加することが示唆された。なお、2019年11月~2020年2月は消化ガス増加量がマイナスとなっているが、消化率 (Fig. 8 c) は試験系が対照系を上回っていることから、ガス増加量のマイナスは実証試験で設置した対照系ガス流量計の不具合に起因するものと推察された。

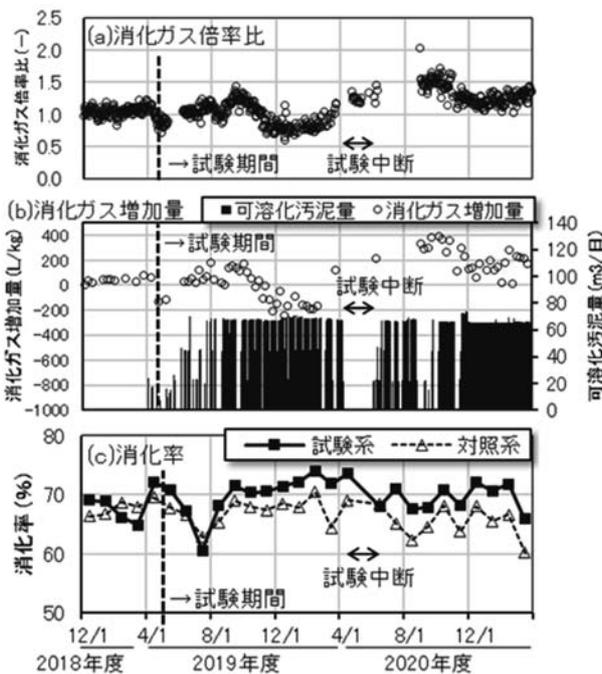


Fig. 8 汚泥可溶化が消化ガス量と消化率に与える影響

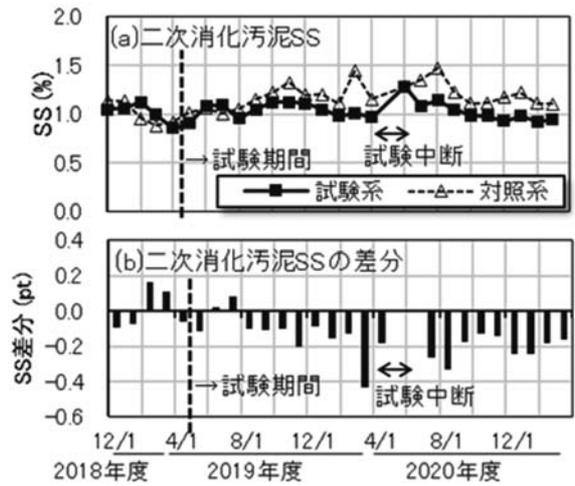


Fig. 9 汚泥可溶化が二次消化汚泥SSに与える影響

(2) 汚泥減容効果

試験系と対照系の二次消化汚泥のSSとSS差分を Fig. 9 に示す。サイクル連続試験を開始した2019年8月以降SS差分 (Fig. 9 b) はマイナスとなっており、その平均値は-0.17 ptであった。可溶化によって二次消化汚泥SS濃度として平均で0.15 ptの汚泥減容効果が確認された。

江別浄化センターでは、今回の試験系と対照系の二次消化汚泥を合流させたのちに洗浄および脱水処理を行っているため、試験系、および対照系由来の脱水汚泥および脱水ケーキの量はそれぞれ、以下の方法により試算した。

- ・試験系 (対照系) 脱水汚泥量 = 全体の脱水汚泥量 × 二次消化汚泥引抜量のうち試験系 (対照系) の割合
- ・脱水汚泥濃度は、脱水汚泥固形物量の試験系と対照系の合計が全体と等しく、かつ試験系と対照系の脱水汚泥の濃度差が二次消化汚泥のSS差分と同じ値となるよう計算。
- ・試験系 (対照系) 脱水汚泥固形物量 = 試験系 (対照系) 脱水汚泥量 × 試験系 (対照系) 脱水汚泥濃度
- ・脱水ケーキ量は、試験系と対照系の脱水ケーキ量の比が、試験系と対照系の脱水汚泥固形物量の比と同じ値となるよう計算。

脱水汚泥の固形物量の試算結果を Table 4 に、脱水ケーキ量の試算結果を Table 5 に示す。Table 5 から、試験系由来の脱水ケーキ量は実証前に比べ4%減少したのに対し、対照系は7%増加したとの試算結果を得た。可溶化を行わなかった場合、試験系も対照系と同じく、実証前から実証期間の脱水ケーキ量が7%増加したと想定すると、試験系由来の脱水ケーキ量は $4.51 \text{ t/日} \times 1.07 = 4.83 \text{ t/日}$ であったと考えられる。この想定脱水ケーキ量と、実際の脱水ケーキ量の違いを可溶化処理による減量効果であるとする、その値は $1 - (4.35 \text{ t/日} \div 4.83 \text{ t/日}) = 0.099$ となり、9.9%の

Table 4 脱水污泥の固形物量の試算

項目	試験前	試験期間	算出方法
①脱水污泥量 [m ³ /日]	180	158	浄化センター月報より
②脱水污泥形物量 [t/日]	2.77	2.56	浄化センター月報より
③脱水污泥濃度 [%]	1.54	1.62	②÷①
④試験系と対照系の脱水污泥濃度差 (対照系-試験系) [pt]	0.02	0.17	二次消化污泥SS濃度の差分と同じと仮定
⑤脱水污泥量 [m ³ /日]	62	54	①×二次消化污泥引抜量のうち試験系の割合
⑥脱水污泥濃度 [%]	1.53	1.51	(②×10 ² -③×④)÷①
⑦脱水污泥固形物量 [t/日]	0.95	0.82	⑤×⑥
⑧脱水污泥量 [m ³ /日]	118	104	①×二次消化污泥引抜量のうち対照系の割合
⑨脱水污泥濃度 [%]	1.55	1.68	⑥+④
⑩脱水污泥固形物量 [t/日]	1.82	1.74	⑧×⑨
⑪脱水污泥固形物量の比 (試験系÷全体)	0.344	0.320	⑦÷②
⑫脱水污泥固形物量の比 (対照系÷全体)	0.656	0.680	⑩÷②

Table 5 脱水ケーキ量の試算

項目	試験前	試験期間	算出方法	試験前に対する変化率
⑬全体 [t/日]	13.14	13.58	浄化センター月報より	13.58÷13.14=103%
⑭試験系 [t/日]	4.51	4.35	⑪×⑬	4.35÷4.51=96%
⑮対照系 [t/日]	8.63	9.23	⑫×⑬	9.23÷8.63=107%

減量効果があったと推定された。

(3) 既設への影響

消化ガスの濃度分析の結果を Fig. 10 に示す。構成比の大きい成分 (メタン, 二酸化炭素, 窒素) の比率 (Fig. 10 a) については, 実証試験の前後, および実証期間を通じて大きな変動はなかった。また, メタン濃度について試験系と対照系で比較を行った (Fig. 10 b) が, これについても実証試験の前後, および実証期間を通じて大きな差異はみられなかった。したがって, 可溶化処理によるメタン濃度への影響はないと考えられる。硫化水素については (Fig. 10 c) 対照系より試験系のほうがやや高い傾向がみられたが, その差は実証期間を通じて比較的小さい範囲で安定していた。また, 試験系と対照系の消化ガスが合流した後の脱硫塔入口と試験系の差はほとんどなかったことから, 可溶化処理が硫化水素濃度に影響を及ぼした可能性は低いと考えられる。アンモニアについては (Fig. 10 d) 実証期間を通じて, 試験系・対照系いずれにおいても検知されなかった。

脱水ケーキの含有量試験と溶出試験の結果, いずれにおいても実証期間を通じて, 基準値を超過したものはなく, 値が大きく変動した項目もなかった。

脱離液の濃度測定の結果を Fig. 11 に示す。COD_{Cr} は試験系のほうがやや高い傾向を示したが, 全窒素, および全りん濃度は同等であった。

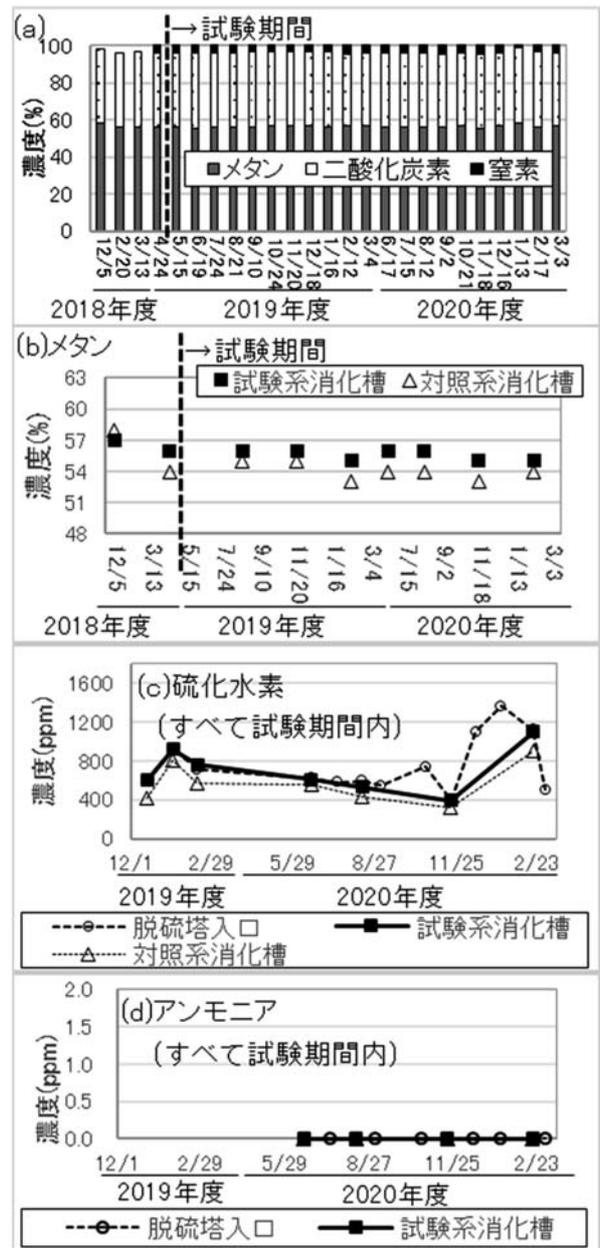


Fig. 10 消化ガスの濃度分析の結果

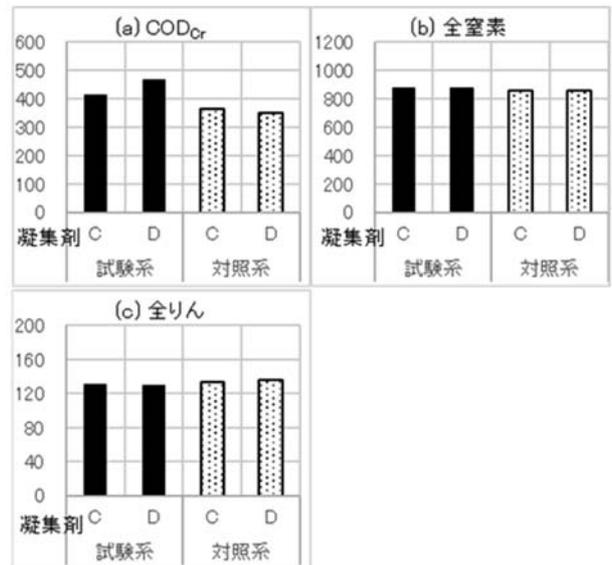


Fig. 11 脱離液の濃度測定の結果

5. おわりに

当社は下水処理施設に導入しやすい汚泥可溶化装置を目指して、消化汚泥の未消化成分を対象にオゾンと過酸化水素を併用した促進酸化処理を行い、装置規模を小さくしつつ高い可溶化効果を実現する消化汚泥可溶化装置を開発した。

ラボスケール実験では、オゾン／過酸化水素処理はオゾン単独処理よりも可溶化しやすく、低コストで高い消化ガス増加効果が得られる汚泥可溶化方法であることが示唆された。

3年間にわたり実施した実規模スケールでの実証試験では、1.28倍の消化ガス発生倍率の増加、および192 L/kg-VSの消化ガス増加量が確認でき、9.9%の汚泥減量効果があったと推定された。また、既設への影響について、消化ガス組成や脱水ケーキ性状への影響はほとんどなかった。脱離液のCOD_{Cr}はやや高い傾向を示したが、全窒素、および全りん濃度は同等であった。

今後も消化汚泥可溶化技術をはじめとする下水汚泥の有効利用技術を発展させることで、下水道におけるカーボンニュートラル、脱炭素社会の実現に貢献していく。

謝辞

実規模スケールでの実証試験では、北海道江別市上下水道部に多大なご協力、ご支援をいただいた。深く感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 環境省 脱炭素ポータル カーボンニュートラルとは、
https://ondankataisaku.env.go.jp/carbon_neutral/about/, (参照 2022-04-20)
- 2) 地球温暖化対策計画 (令和3年10月 閣議決定),
<http://www.env.go.jp/earth/211022/mat01.pdf>, (参照 2022-04-20)
- 3) パリ協定に基づく成長戦略としての長期戦略 (令和3年10月 閣議決定),
<http://www.env.go.jp/earth/chokisenryaku/mat04.pdf>, (参照 2022-04-20)
- 4) 下水道政策研究委員会 脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会報告書 ～脱炭素社会を牽引するグリーンイノベーション下水道～ (令和4年3月),
<https://www.mlit.go.jp/report/press/content/001474979.pdf>, (参照 2022-04-20)
- 5) 永森泰彦, 茂庭忍, 小原卓己, 木内智明, 金平真梨子, 加治木博明, 中野聡: オゾン／過酸化水素処理での汚泥可溶化による消化ガス増量と汚泥減容, 第54回下水道研究発表会, pp. 1057-1059 (2017)