

10 下水道施設を核とした資源・エネルギー有効利用に関する研究

研究期間：平成 28 年度～令和 3 年度

プログラムリーダー：材料資源研究グループ長 西崎到

研究担当グループ：材料資源研究グループ（資源循環担当）

1. 研究の必要性

循環型社会の構築に向けて、再生可能なエネルギーに対する期待が高まっている。平成 26 年に閣議決定された「エネルギー基本計画」では、再生可能エネルギーの一つとして、下水汚泥の有効活用の推進の方針が示されている。国土交通省が定めた「新下水道ビジョン」では、下水処理場での資源集約・エネルギー供給拠点化・自立化が中期目標として示され、下水汚泥と他のバイオマスとの混合処理や、下水中の栄養塩類を用いた有用藻類の培養・エネルギー抽出等の新たな技術開発を推進することとされている。一方で、例えば河川事業などで発生する刈草や伐木といったバイオマスも、単に廃棄せず有効活用を図ることが求められている。特に下水処理施設においてバイオマスを受け入れ、下水処理に必要となるエネルギーとして効率的に使用することが期待されている。

2. 目標とする研究開発成果

本研究開発プログラムでは、バイオマスエネルギー生産手法の開発として、下水を利用した藻類培養の高効率化を図るとともに、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の高度化の研究を行う。得られた培養藻類・水草と下水汚泥の混合物について、石炭代替固形燃料化等への適用性の検討も行う。また、草木バイオマス有効利用技術の開発として、剪定枝等を下水処理場の汚泥焼却の補助燃料に活用する技術、刈草を汚泥脱水助剤として適用する技術の検討を行う。これらを本研究の範囲とし、以下の達成目標を設定した。

- (1) バイオマスエネルギー生産手法の開発
- (2) 下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発

3. 研究の成果・取組

「2. 目標とする研究開発成果」に示した達成目標に関して、第 4 期中長期間中（平成 28 年度～令和 3 年度）に実施した研究の成果・取組について要約すると以下のとおりである。

(1) バイオマスエネルギー生産手法の開発

下水道を核とした資源回収、エネルギー生産およびエネルギー利用技術の開発を目指し、下水道資源を用いた藻類培養技術の高効率化に関して調査・研究を行った。下水を用いた藻類培養では、藻類回収量の高効率化のために、下水処理水の熱を利用した加温の検討を行った。また、汚泥処理工程で発生する排水を利用した藻類培養について、培養槽の攪拌方法の研究を行った。さらに、培養藻類の回収技術、処理水等を利用した藻類培養技術の開発について検討した。最後に各工程水における藻類培養において、温室効果ガス排出量の試算を行った。以下に、第 4 期中長期間中に得られた成果を示す。

- ・下水を用いた上部開放レースウェイ培養槽による屋外での連続藻類培養において、下水処理水の熱を利用した簡易的な加温でも、通年での藻類培養が可能であることが示された。
- ・消化汚泥の脱水分離液を下水で希釈した溶液を基質として、攪拌方法の異なる 2 系列のカラム型藻類培養水槽を用いて、3 月～10 月の間、太陽光の下で、回分式継代藻類培養を実施した。実験期間中の各系列の溶解性窒素の平均除去率は 77%、96%、溶解性りんは 94%、98%、藻類培養液 1L あたりの平均余剰藻類生産速度は、それぞれ、14.4mgSS/L・d、22.0mgSS/L・d であった。
- ・秋季に得られた、消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験を実

施し、培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価を行った。投入した培養藻類 VS あたりのメタンガス発生量は、攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列の場合、それぞれ、882NmL/g-VS、362NmL/g-VS であり、藻類培養の攪拌方法により大きく異なることがわかった。

- ・ディスクセパレーターによる回収により約 96%の藻類を回収することができた。
- ・藻類培養による温室効果ガス排出量の削減効果は、初沈流出水を用いたレースウェイでの藻類培養で高いことが示唆された。敷地面積が確保できない場合は、密閉縦型やカラム型の培養槽を用いた二次処理水、脱水分離液を用いた藻類培養でも、混合方法を工夫することで、温室効果ガスを削減した藻類培養が可能であることが示唆された。

(2) 下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発

下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発を目指し、河川・道路等の管理で生じる草木バイオマスを下水処理場内で利用する方法に関して調査・研究を行った。剪定枝を下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用するシステムについて、下水汚泥と剪定枝を混焼することによる消費エネルギー削減効果の算定を行った。また、実際の処理場を対象に、混焼可能な草木系バイオマス量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる焼却灰への影響や創エネルギー効果について試算した。さらに、し渣搬送ラインを用いた供給手法について検討するため、実施設を想定した機器で破碎・搬送し、草木破碎物等の物性及び機器の運転状況を調査した。刈草を汚泥脱水助剤として活用する技術について、イネ科以外の植物の脱水助剤としての適用性の検討、刈草混合脱水汚泥を燃焼する際の汚泥処分費の比較検討を行った。また、パイロットスケールの圧入式スクリープレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と、消化汚泥の混合脱水試験を実施した。加えて、実下水処理場のベルトプレス脱水機を用いて、刈草等と消化汚泥の混合脱水試験を行った。さらに、未利用の植物系バイオマスを下水処理場で受け入れ、下水汚泥の脱水助剤として利用することを想定し、システム全体における温室効果ガス排出量を対象とした環境影響評価を行った。刈草の嫌気性消化の効率改善のために、部位別のメタンガス発生ポテンシャルに関する研究を行った。以下に、第4期中長期間中に得られた成果を示す。

- ・下水汚泥焼却炉における排熱を活用した剪定枝廃材の補助燃料利用システムについて、白煙防止空気の利用可能量と、乾燥可能な剪定枝廃材の量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる消費エネルギー削減量を算定した。その結果、従来の化石燃料のみを用いる焼却炉と比較して、15%の消費エネルギーの削減が見込まれた。
- ・実際の下水処理場の汚泥焼却施設をモデルとして、バイオマスの混焼可能性について検討を行った。し渣の混焼ラインからのバイオマス供給を考えたとき、混焼能力の限界値は、焼却炉熱負荷量とバグフィルタの容量、混焼ラインの供給能力から、6wet-t/日が上限値となった。
- ・6.0wet-t/日の剪定枝の混合燃焼を行う場合、消化ガスの消費量を約 1500Nm³/日削減し、余剰ガスで約 2800kWh の発電が可能となった。
- ・バイオマス破碎時におけるし渣破碎機の挙動を調査した。バイオマス破碎時は消費電力が増加したものの、今回の条件では最大でも定格の約 70%の負荷となり、草木破碎物をし渣破碎機に投入することは問題とならないことが示唆された。
- ・し渣破碎機通過後の破碎物の物性については、し渣と草木破碎物の安息角はほぼ同等 (40~45°) であり、シュート部における閉塞の可能性は低い。
- ・処理場に設置されているスクリーコンベア及びフライトコンベアを用いて搬送試験を行ったところ、草木破碎物はいずれも問題なく搬送でき、追加の電力は発生しなかった。あらかじめ適切に破碎した草木破碎物であれば、実処理場におけるし渣破碎機～搬送用コンベアを用いたバイオマス供給は実現可能性が高いと考えられる。
- ・活用が求められている河川等で発生する植物系バイオマスに着目し、下水処理場における汚泥の脱水助剤としての有用性を実験室レベルの遠心脱水試験で検証した。その結果、植物系バイオマスは、従来検討していたイネ科以外の種類でも、下水汚泥の脱水助剤として有用である可能性を示した。また、植物系バイオマスの破碎後のサイズが大きく、固形物含有量が小さいほど、脱水助剤としての効果が見えやすく、汚泥の固形物濃度

10 下水道施設を核とした資源・エネルギー有効利用に関する研究

が大きいほど脱水助剤の効果が見えやすい傾向を示した。

- ・刈草を下水汚泥脱水助剤として混合することで、脱水ケーキの保有熱量が上昇し、補助燃料費が削減され、灰分量の増加による灰処分費が増加しても、汚泥処分費が低減されることが示された。
- ・パイロットスケールの脱水機を用いたバイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が 1.5～14 ポイント低減することが示され、脱水後の湿ケーキ量は、バイオマス添加により減少することが示された。
- ・汚泥への薬注率を 1.76%とし、松および草を 10%程度混合した場合、脱水ケーキの処分費がバイオマスを混合しない場合と比較して、汚泥処分費が 2～6%減少すると試算された。
- ・10 mm 程度に破碎したバイオマスを、添加率 10、20%で消化汚泥に混合した場合、通常薬注率（1.1%）では、バイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が 0.4～0.7 ポイント低減することが示された。また、薬注率を凝集が確認できる最低値に下げても（0.96%）、バイオマスを混合することにより、薬注率が通常時のケーキ含水率よりも下がることを示された。
- ・各実験日における 1 日当たりのケーキ発生量をホッパー重量から試算したところ、バイオマス混合脱水を実施した場合、単位時間当たりのケーキ発生量が削減できることが示された。
- ・実下水処理場での実験結果等をもとに、バイオマス受け入れ費用、発生ケーキの処分費用による試算の結果、通常脱水と比較して、8%～21%、費用が削減できる可能性が示された。
- ・ベルトプレス、スクリュूपレス、遠心分離脱水機により消化汚泥を脱水している下水処理場を対象に、未利用の植物系バイオマスを下水汚泥の脱水助剤として利用することを想定した環境影響評価を行った。その結果、脱水ケーキを下水処理場内で焼却処分する場合、既存の方法と比較して各脱水機で 7.8～12%温室効果ガス排出量を削減でき、下水処理場外で処分する場合 7.1～7.7%削減できる可能性が示された。また、凝集剤使用量を削減して本技術を導入した場合は、それぞれ 5.8～6.3%、12～22%の削減効果があることが示された。
- ・刈草の部位（葉、茎、根）ごとのメタンガス発生ポテンシャルを評価したところ、部位ごとに大きな差異が見られ、刈草中の葉や茎や根などの部位の比率について配慮する必要があると考えられた。また、メタン転換効率を増加させるためには、特定の部位を選択または排除する方法が有効である可能性が考えられた。

RESEARCH ON EFFECTIVE USE OF RESOURCES / ENERGY FOCUSING ON SEWAGE FACILITIES

Research Period : FY2016-2021

Program Leader : Director of Materials and Resources Research Group
NISHIZAKI Itaru

Research Group : Materials and Resources Research Group (Recycling)

Abstract : There is a growing expectation for renewable energy towards building of a recycle-oriented society. "Basic Energy Plan" that was approved by the Cabinet in 2014, shows the promotion policy of effective use of the sewage sludge as one of the renewable energy. The Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism has set "New sewage works vision" and it shows resource intensive, energy supply base and self-reliance sewage treatment plants as a medium-term goal. It includes facilitation of new technological development such as mixing process of sewage sludge and other biomass and extraction methods of useful algae using nutrients in the sewage. On the other hand, for example, biomass such as mowed grass and logging produced in rivers are required to be used without simply disposing. In particular, the sewage treatment facilities are expected to accept biomass and use as energy required for sewage treatment.

In this program, in light of these circumstances, we develop production methods for biomass energy and aim to achieve highly efficient algae culture using the treated wastewater and embark on the studies in advanced technologies for collection, concentration and dehydration for algae culture. We also examine the applicability of mixture of algae culture/water plants and sewage sludge to the coal alternative solid fuel. Technology for utilization of wood chips and pellets as dehydration agent for sewage sludge is also a part of our research.

Key words : biomass, energy, sewage sludge, algae culture

10.1 バイオマスエネルギー生産手法の開発

10.1.1 下水含有栄養塩を活用したエネルギー生産技術の開発に関する研究

担当チーム：材料資源研究グループ

研究担当者：植松龍二、重村浩之、岡安祐司、山崎廉予

【要旨】

下水道を核とした資源回収、エネルギー生産およびエネルギー利用技術の開発を目指し、下水を用いた藻類培養の高効率化を図るため、汚水処理工程や汚泥処理工程で発生する排水を利用した藻類培養や、藻類培養装置形状の比較検討、下水汚泥を利用した藻類培養について検討した。二次処理水よりも前段の工程水を利用することで、藻類培養量を増加させることができると示された。消化汚泥の脱水分離液を工程水で希釈した藻類培養では、攪拌および曝気の混合方法で培養量、メタンガス発生量が大きく異なることが分かった。また、高位発熱量は、18.0～22.4MJ/kg-DS の範囲であり、下水汚泥の乾燥物と同程度となることがわかった。より簡易的な藻類培養方法として、脱水分離液を希釈せずに用いても藻類培養が可能であることが示された。藻類培養装置形状の比較検討では、密閉縦型槽が上部開放レースウェイと比較して、冬季において、10℃程度高い水温を維持することが可能であり、藻類培養量を増加させられることが示された。下水汚泥を利用した藻類培養では、培養藻類量が増加することや、沈殿池における沈降性が良好となること、メタン発生量の増加に寄与する可能性が示された。

さらに、得られた培養藻類のメタン発生ポテンシャルを評価し、評価結果に基づいて、下水処理場における藻類培養導入の可能性を検討した。各工程水における藻類培養技術導入における温室効果ガス削減効果は、初沈流出水を用いたレースウェイでの藻類培養で高いことが示唆された。密閉縦型やカラム型の培養槽を用いた二次処理水、脱水分離液を用いた藻類培養でも、混合方法を工夫することで、温室効果ガスを削減した藻類培養が実現できる可能性が示唆された。また、合わせて、下水処理水放流先に生育する水草と下水汚泥の混合物について、メタン発酵（嫌気性消化）特性解明調査を行った。

キーワード：下水道資源、藻類培養、水処理工程水、汚泥処理工程水、レースウェイ型培養槽、密閉縦型培養槽、カラム型培養槽、混合嫌気性消化、高位発熱量

1. はじめに

新下水道ビジョンでは、下水処理場での資源集約・エネルギー供給拠点化・自立化が中期目標として示されている¹⁾。下水汚泥中には食品残渣並びにその代謝物として高濃度の栄養塩が存在しており、これらを回収して資源利用する手法を検討する必要がある。また、下水処理水中の低濃度の栄養塩についても、閉鎖性水域など高濃度の栄養塩が問題となっている地域においては、除去することで放流先の公共用水域の水質改善につながることから、極力有効利用することが望ましいと考えられる。これらに対し、下水汚泥と他のバイオマスとの混合処理や、下水に含まれる栄養塩類を用いた有用藻類の培養、培養藻類からのエネルギー抽出等の新たな技術開発を推進することで、対策が可能であると考えられる。

2. 目的

化石燃料の枯渇への懸念、化石燃料利用にともなう地球温暖化を背景に、再生可能エネルギーの利用が推進される現代において、藻類を用いたエネルギー生産に大きな注目が集まっている。近年では、都市下水や工場排水に豊富に含まれる窒素、リンといった栄養塩を用いた藻類培養の試みが実施されてきている²⁾³⁾。日本のように下水道システムが広く普及している国々では、下水処理場内に流入してくる栄養塩や、焼却炉や消化ガス由来 CO₂、下水熱など下水処理場が有する資源および下水処理場における土地や施設などのストックを活用した藻類培養によるエネルギー生成が期待される。

既往研究において⁴⁾⁵⁾⁶⁾ ボトリオコッカスやクロレラなどのオイル含量の高い特定藻類や、ユーグレナなどの高機能物質を生産する特定藻類などを対象に、下

水処理水等を用いた培養が実施されているが、これら特定の藻類の培養は、実環境下での適用性、大規模化に課題が残る。

これに対し本研究の第3期中長期計画では、特定藻類の接種は行わず、下水処理水を直接培養液として用い、与えられた環境条件で優占する土着藻類の培養技術の確立および培養藻類のエネルギー利用手法の検討を行ってきた。その結果、下水処理水による藻類培養が可能であることが示された。

上記の結果を受け、本研究では、下水を用いた藻類培養の高効率化(3章)を図るため、汚水処理工程(3.1章)や汚泥処理工程で発生する排水(3.2章)を利用した藻類培養や、藻類培養装置形状の比較検討(3.3章)、下水汚泥を利用した藻類培養(3.4章)について検討した。さらに、得られた培養藻類のメタン発生ポテンシャルを評価し、評価結果に基づいて、下水処理場における藻類培養導入の可能性を検討した(4章)。また、下水処理水放流先に生育する水草と下水汚泥の混合物について、メタン発酵(嫌気性消化)特性解明調査を行った(5章)。

3. 藻類培養の高効率化に関する検討

藻類培養の高効率化において、投入基質の種類を検討した。本研究ではこれまで、下水道資源である二次処理水を用いて、屋外に設置した380Lレースウェイ型培養槽において、土着藻類の培養が可能であることを明らかにしてきた⁷⁾。下水処理場には、下水処理水以外にも、窒素やりんなどの栄養塩を豊富に含む工程水が存在し、それぞれの工程水に適した藻類培養の技術開発が必要と考える(図-1)。本研究では、最初沈殿池流出水(以下、初沈流出水)や汚泥脱水分離液による土着藻類の培養を試みた。二次処理水よりも、窒素やりんなどの栄養塩、微量金属類など様々な物質が多く

含まれているため、藻類培養の効率化に何らかの影響を与えると考えたためである。また、藻類培養装置形状や下水汚泥を利用した藻類培養が、藻類培養の高効率化に寄与するか調査した。

3.1 最初沈殿池流出水および二次処理水を利用した藻類培養

ここでは、初沈流出水と二次処理水を対象とした藻類培養について検討した。

3.1.1 実験方法

藻類培養に用いた基質は、初沈流出水と二次処理水である。藻類培養量の比較実験は、土木研究所が利用しているA処理場内の屋外実験施設にて行った。用いた装置は、380Lレースウェイ型装置であり、HRT(Hydraulic Retention Time:水理学的滞留時間)が4日になるよう、連続的に基質を流入させる連続培養により行った。初沈流出水、および二次処理水は、A処理場内の実験施設に設置された標準活性汚泥処理装置(曝気槽有効容積:100L)より供給した。CO₂は、市販CO₂(体積比率:99.95%)を用い、pHコントローラー(NPH-660NDE、日伸理化、日本)によるpH制御を行いながら添加した。培養液のpHが8以上になった際にポンプが稼働し、pHが7.9以下になった際、ポンプが停止するよう設定した⁸⁾。培養期間は、2016年6月から2017年2月である。分析項目は、培養液のSS(Suspended Solids:浮遊物質量)、クロロフィルaとした。分析頻度は、基本的に週1回とした。また、1月に1回、高位発熱量の測定を行った。1週間に一度、沈殿池から試料の引き抜きを行い、そこで引き抜いた濃縮藻類で高位発熱量の測定を行った。なお、高位発熱総量を測定するために、濃縮藻類のTS(Total Solids:全蒸発残留物)も同時に測定を行った(初沈流出水培養:0.41%、二次処理水培養:0.26%)。

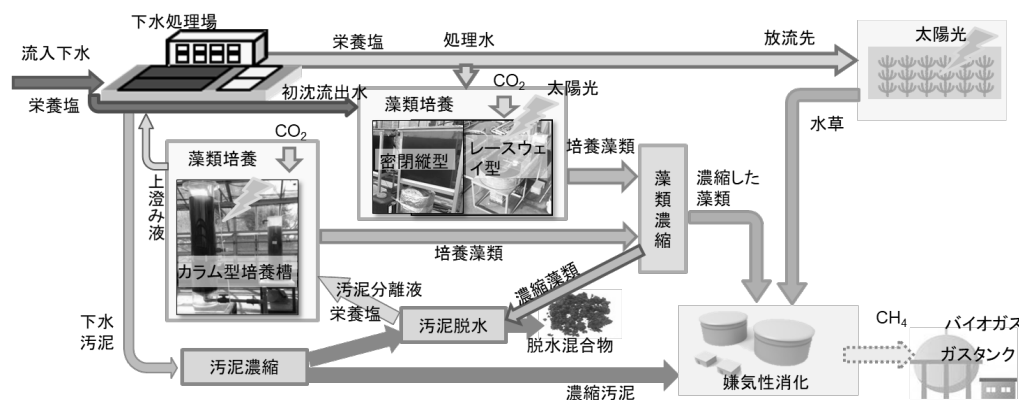


図-1 下水処理場の各工程水を用いた藻類培養、培養藻類および水草のエネルギー化

3. 1. 2 実験結果および考察

各基質での培養における、SS とクロロフィル a の変化の結果を図-2 に示す。夏季、秋季、冬季の3つの期間に分けて、8~9月（期間A）、10月（期間B）、1~2月（期間C）それぞれの平均値として示した。結果より、初沈流出水での培養の方が、二次処理水での培養より、SS、クロロフィル量ともに高くなる結果であった。また、期間B、Cでは藻類培養量（SS）が夏季の50%程度落ちてしまうが、初沈流出水での培養では、夏季の二次処理水培養よりも、培養量が確保できる結果が示された。水質の結果では、測定期間中の活性汚泥の状態が悪く、初沈流出水と二次処理水で水質の差があまり見られなかったにもかかわらず、藻類培養量に差があったことから、栄養塩以外の要因も、藻類培養量に影響を与えていることが示唆された。藻類培養によって、窒素、リンがある程度除去されているが、期間Cにおいては、水温の低下により、窒素の除去率が悪化する傾向がみられた。初沈流出水、二次処理水それぞれの培養における濃縮藻類の高位発熱量は、17,000kJ/kg、17,800kJ/kg と同程度であった。濃縮藻類のTSは、それぞれ0.41%、0.26%と初沈流出水培養の方が多く、高位発熱総量は、1.5倍程度、初沈流出水での培養で高くなる結果となった。図-3に、各基質で培養した藻類中の脂肪酸を示す。ステアリン酸、オレイ

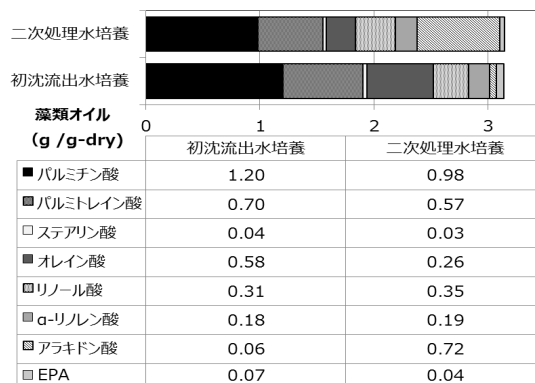


図-3 各藻類培養液中の脂肪酸構成

ン酸、EPA が初沈流出水培養において、二次処理水培養の1.5~2倍程度多かった。一方、アラキドン酸は、二次処理水において、12倍程度多かった。それぞれの基質において、抽出できるオイルの種類に相違があることが示された。

3. 1. 3 まとめ

以上の結果より、二次処理水よりも前段の工程水である、初沈流出水を利用することで、二次処理水での藻類培養よりも、藻類培養量を増加させることができると示された。この要因としては、栄養塩濃度の高さの他にも、窒素の形態がアンモニア性窒素であることや、その他の微量元素類の存在、形態の違いなど様々な要因が考えられる。これらについては、今後調査していく予定である。

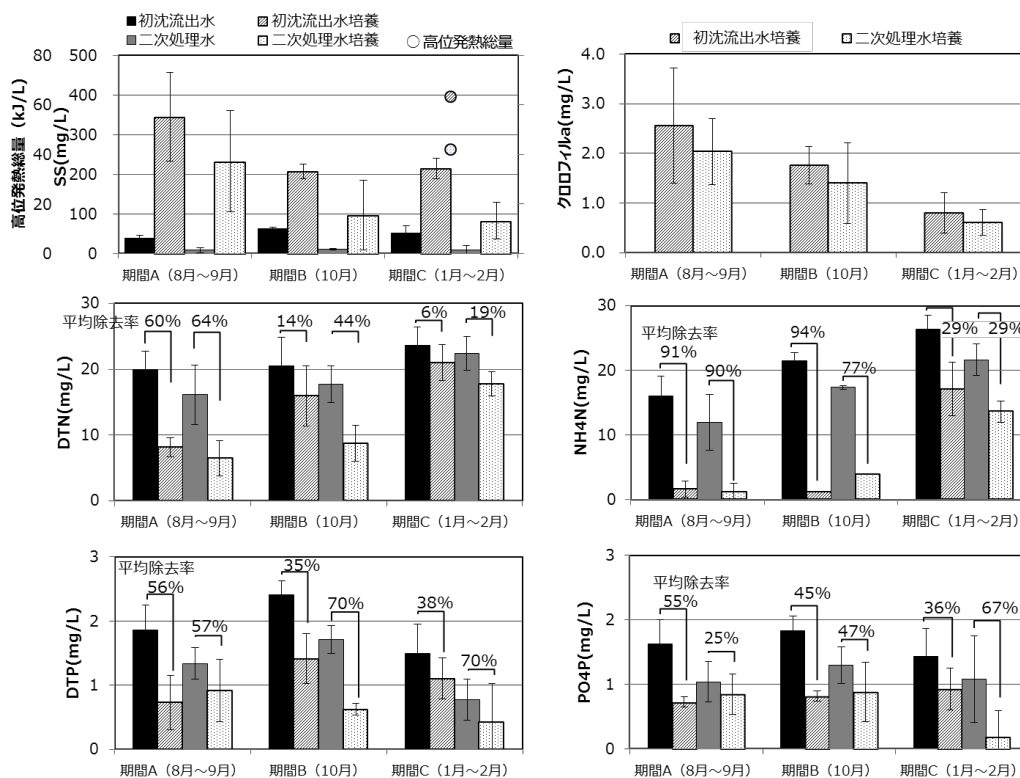


図-2 屋外装置における異なる基質で培養した藻類培養液のSS、クロロフィルa、水質、高位発熱総量

3.2 汚泥処理工程で発生する排水を利用した藻類培養技術の開発

ここでは、汚泥の減容化のために用いられている消化工程で発生する消化汚泥を脱水した際に得られる脱水分離液を対象とした藻類培養技術の開発について検討した。

3.2.1 部分循環式嫌気性ろ床実験装置の処理水により希釈した脱水分離液を用いた藻類培養

3.2.1.1 実験方法

新たに開発する技術の概略を図-4に示す。消化汚泥の脱水分離液は、下水処理方式で標準活性汚泥法、汚泥処理方式で中温嫌気性消化を採用しているB処理場より採取し用いた。なお、脱水分離液は、藻類培養への阻害を考慮し、他の工程水を用いて希釈することとし、一部合流式を含む分流式のA処理場へ流入した下水を、最初沈殿池実験装置で処理し、さらに、部分循環式嫌気性ろ床実験装置にて処理を行った処理水を希釈水として用いた⁹⁾。藻類培養は、内径20cm、厚さ1cm、長さ1mの透明アクリル管を鉛直に立て、底面部分に排出口を設けた上部開放型のカラム型藻類培養装置2系列を用い、茨城県つくば市内の温室内で実施した。藻類培養方法は回分式とし、培養開始時に、消化汚泥の脱水分離液と嫌気性ろ床流出水の混合液と、前回の培養終了時の培養液の一部を、カラム型藻類培養装置に投入し、その後は、一定の系列の攪拌は、系列1では攪拌機により、系列2では小型のエアレーション装置による曝気により行った。また、2系列ともHRTを16.8日に設定した。消化汚泥の脱水分離液と嫌気性ろ床流出水の混合比は、あらかじめ各溶液中の溶

解性りん濃度を測定し、混合液の濃度が4mg-P/Lになるように設定した。前回の培養終了時の培養液は、混合液に対して、1/5の容積の溶液を投入し、合計で30Lになるように調整した。温室での実験に先立ち、室温15~20°Cの実験室内に、蛍光灯により1日あたり12時間、側面から光(光量子密度:約165 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)を照射する5Lのビーカー2系列を設置し、消化汚泥の脱水分離液、嫌気性ろ床流出水、および別の実験で、下水処理水を用いて培養した藻類培養液を投入し、1週間の培養後、温室内で実施する実験と同様の要領で、培養期間1週間の回分式藻類継代培養を3回実施し、得られた培養液を、温室での実験に用いた。さらに、分析開始前に4か月間の馴致期間を設けた。分析は、2018年3月から開始し、培養開始時および終了時の培養液の性状(溶解性各態窒素、溶解性りん、浮遊物質)を分析した。

3.2.1.2 実験結果および考察

温室内で実施した2018年3月~10月の実験期間中における、2系列(系列1—攪拌機による攪拌、系列2—曝気による攪拌)の培養装置内培養液の水質分析結果の平均値を表-1、表-2に示す。培養液中の溶解性窒素濃度、溶解性りん濃度は、培養前後を比較すると、藻類に取り込まれる等の結果、低下した。溶解性窒素は、消化汚泥の脱水分離液中、嫌気性ろ床流出水中とも、大部分がアンモニア性窒素の形態であった。一方、培養終了時の培養液中の溶解性窒素は、系列1では実験の経過に伴い、亜硝酸性窒素が残留する傾向がみられたが、系列2では、同様な傾向はみられなかった。

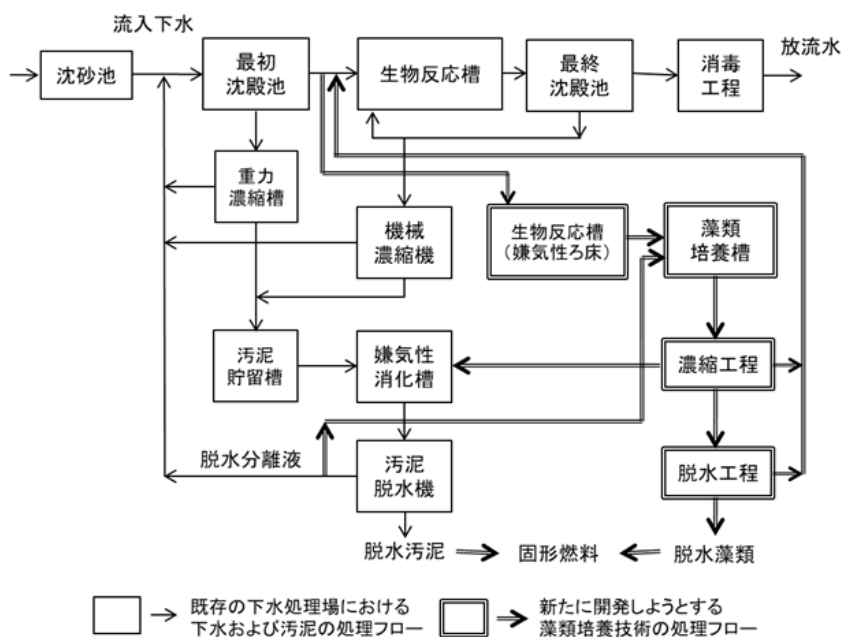


図-4 消化汚泥の脱水分離液を用いた藻類培養によるエネルギー生産のイメージ

表-1 系列1の培養液の分析結果(平均値、単位 mg/L)

| | 培養開始時 | 培養終了時 |
|-------|-------|-------|
| 溶解性窒素 | 35.0 | 1.5 |
| 溶解性りん | 3.30 | 0.05 |
| 浮遊物質 | 76.5 | 369 |

表-2 系列2の培養液の分析結果(平均値、単位 mg/L)

| | 培養開始時 | 培養終了時 |
|-------|-------|-------|
| 溶解性窒素 | 36.1 | 8.34 |
| 溶解性りん | 3.37 | 0.20 |
| 浮遊物質 | 63.1 | 242 |

表-3 回分式嫌気性消化実験における基質の組成

| 系列名 | 投入消化汚泥 | 投入基質 (g-VS) | | |
|-------|--------|-------------|--------|-------|
| | | 濃縮汚泥 | 濃縮培養藻類 | |
| | | | 系列1 | 系列2 |
| I-1 | 400mL | — | — | — |
| I-2 | 400mL | — | — | — |
| II-1 | 400mL | 0.323 | — | — |
| II-2 | 400mL | 0.323 | — | — |
| III-1 | 400mL | 0.323 | 0.065 | — |
| III-2 | 400mL | 0.323 | 0.065 | — |
| IV-1 | 400mL | 0.323 | — | 0.065 |
| IV-2 | 400mL | 0.323 | — | 0.065 |

3. 2. 1. 3 培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価方法

嫌気性消化槽へ培養藻類を投入した際の効果を確認するために、消化汚泥、濃縮汚泥および培養藻類を用いて、消化汚泥のみを添加する系列(ブランク)、消化汚泥に濃縮汚泥のみを添加する系列、消化汚泥に濃縮汚泥と系列1で得られた培養藻類を添加する系列、ならびに、消化汚泥に濃縮汚泥と系列2で得られた培養藻類を添加する系列について、中温条件(35°C)にて回分式嫌気性消化実験を行った。実験に使用した消化汚泥、濃縮汚泥は、茨城県内の、下水処理方式として標準活性汚泥法、汚泥処理方式として中温消化を行っているB処理場より採取して使用した。実験に使用した培養藻類は2018年9月に得られたものを冷蔵保存して使用した。なお、回分式嫌気性消化実験は、2018年10月に実施した。

回分式嫌気性消化実験は、ガラス瓶および攪拌機を組み合わせた反応器を用い、消化汚泥400mLを投入し、表-3に示す所定量の濃縮汚泥、濃縮培養藻類を添加し、沸騰後冷ました水道水を加えて500mLとした。その後、反応器内を窒素ガスで十分に置換し密栓後、35°Cに調整した恒温水槽内に設置し、経時的にメタンガス発生量を測定した。消化汚泥、濃縮汚泥、系列1で得られた濃縮余剰培養藻類濃縮液、系列2で得られた培養藻類の濃縮液の性状分析は、下水試験方法に従って行った。なお、COD_{Cr}の分析は、吸光度計(DR2400、HACH社)により、COD試薬を用いた。アンモニア性窒素濃度の測定には、自動比色分析装置(TRAACS2000、BRANLUEBBE社)を用いた。発生メタンガス量の測定には、水上置換方式のガス流量計(BioReactor Simulator AMPTS II、BioprocessControl)を用いた。

3. 2. 1. 4 培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価結果および考察

回分式嫌気性消化実験におけるメタン生成量(2系列の平均値)の経時変化を、図-5に示す。なお、本実験で用いた消化汚泥、濃縮汚泥、系列1で得られた培養藻類の濃縮液、系列2で得られた培養藻類の濃縮液のTSは1.1%、2.8%、1.7%、1.6%、VSは0.8%、2.4%、1.3%、1.2%であった。濃縮汚泥と系列2の培養藻類を投入した系列IVでは、実験開始後1週間程度の間は、メタン発生速度が大きかったが、その後は、基質を投入しなかったブランクの系列Iと同程度にまで、発生速度が低下した。一方、濃縮汚泥と系列Iの培養藻類を投入した系列IIIでは、実験開始後1週間程度および実験開始後12日目~16日目にかけてメタン発生速度がやや増加し、その後はブランクの系列Iと同程度にまで、発生速度が低下する傾向がみられた。本実験では、実験期間を21日間に設定した。各系列における累積メタン発生量、他の系列でのメタン発生量を差し引いて計算される濃縮汚泥、培養藻類由来のメタン発生量を整理したものを表-4に示す。

本実験における、投入基質の単位VSあたりのメタ

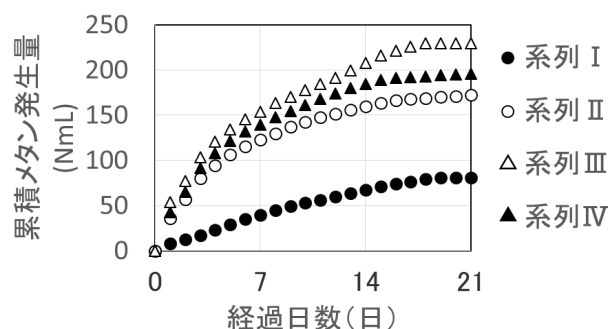


図-5 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時変化

表-4 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量
(単位：NmL)

| 系列名 | 累積メタン発生量 | メタンガスの由来 | | | |
|-----|----------|----------|------|------|------|
| | | 消化汚泥 | 濃縮汚泥 | 培養藻類 | |
| | | | | 系列1 | 系列2 |
| I | 80.8 | 80.8 | — | — | — |
| II | 172.3 | 80.8 | 91.5 | — | — |
| III | 217.6 | 80.8 | 91.5 | 57.3 | — |
| IV | 208.7 | 80.8 | 91.5 | — | 23.5 |

ン発生量は、濃縮汚泥のみを投入した場合で、 $91.5 / 0.323 = 283 \text{NmL/g-VS}$ であった。既往の調査研究で示されている一般的な下水処理場における中温消化での数値 (360NmL/g-VS) に比べてやや小さかった。また、投入基質として、濃縮汚泥のみを投入した場合 (系列II) と、濃縮汚泥および培養藻類を投入した場合 (系列III~IV) を比較し、投入した培養藻類の単位 VS あたりのメタン発生量を算出すると、系列1の培養藻類は $57.3 / 0.065 = 882 \text{NmL/g-VS}$ 、系列2の培養藻類は $23.5 / 0.065 = 362 \text{NmL/g-VS}$ となった。系列1の培養藻類の単位 VS あたりのメタン発生量は、一般的な下水処理場における中温消化での下水汚泥のメタン転換率 (360NmL/g-VS) に比べて、2倍以上大きい数値であった。一方、系列2の培養藻類の単位 VS あたりのメタン発生量は、一般的な下水処理場における中温消化での下水汚泥のメタン転換率 (360NmL/g-VS) と同程度の結果となっていた。以上の結果より、藻類培養の方法によって、得られる培養藻類のメタン発生ポテンシャルは大きく異なることがわかった。

3. 2. 1. 5 培養藻類の凍結乾燥物の高位発熱量測定方法および結果

実験期間中に、1か月に1回程度の頻度で、得られた培養藻類の凍結乾燥試料の高位発熱量を測定した。測定方法は JIS M 8814 により行った。測定結果を表-5 に示す。測定結果は $18.0 \sim 22.4 \text{MJ/kg-DS}$ の範囲であった。石炭の高位発熱量 ($25 \sim 30 \text{MJ/kg-DS}$) には及ばないものの、未消化の下水汚泥の乾燥物¹⁰⁾ ($16 \sim 20 \text{MJ/kg-DS}$) と比較すると同程度であり、固形燃料化への適用可能性が考えられる結果であった。今後、培養により得られた藻類に対して、濃縮・脱水・乾燥または炭化を施した藻類燃料化物について、湿重量基準の低位発熱量を測定し、有効発熱量を評価していく。

表-5 培養藻類の凍結乾燥試料の高位発熱量測定結果
(単位：MJ/kg-DS)

| 日付 | 系列-1 | 系列-2 |
|--------|------|------|
| 4月13日 | 20.3 | — |
| 4月20日 | — | 22.4 |
| 5月11日 | 19.6 | — |
| 5月18日 | — | 21.1 |
| 6月15日 | — | 20.4 |
| 6月22日 | 19.2 | — |
| 7月13日 | — | 18.5 |
| 7月20日 | 18.0 | — |
| 8月17日 | 18.4 | — |
| 8月24日 | — | 18.3 |
| 9月14日 | 18.6 | — |
| 9月21日 | — | 18.5 |
| 10月19日 | — | 20.3 |
| 10月26日 | 21.1 | — |
| 11月23日 | 18.6 | — |
| 11月30日 | — | 21.1 |

3. 2. 2 脱水分離液を希釈せずに用いた藻類培養および流入水により希釈して用いた藻類培養

既存の研究において、嫌気性消化汚泥の脱水分離液を用いた微細藻類培養では、希釈水として初沈流出水を嫌気的な条件にした部分循環式嫌気性ろ床で生物処理した処理水を用いた。嫌気性消化排水を20~25倍に希釈した培養液を用いたカラム型培養槽による回分式の微細藻類培養では、溶液中の溶解性リン、溶解性窒素をほぼ全量藻類に変換することが可能であることを明らかにした⁹⁾。ここでは、嫌気性消化汚泥の脱水分離液による微細藻類培養において、より簡易的な運転方法による培養方法の確立を目的とした。脱水分離液は、栄養塩濃度の低減化のため、上澄み液と沈殿汚泥に分離した。また、希釈水として下水処理場への流入水の使用を検討した。微細藻類の培養は、カラム型培養槽を用いた回分式で行った。

3. 2. 2. 1 実験方法

消化汚泥の脱水分離液は、下水処理方式で標準活性汚泥法、汚泥処理方式で中温嫌気性消化を採用しているB処理場より採取した。藻類培養は、内径20cm、厚さ1cm、長さ1mの透明アクリル管を鉛直に立て、底面部分に排出口を設けた上部開放型のカラム型藻類培養装置2系列を用い、茨城県つくば市内の温室内で実施した。30Lのカラム培養槽を用いて、脱水分離液をA処理場の流入水で25倍希釈した系(脱水分離液4%5L)、脱水分離液のみの系(脱水分離液100%5L)で藻類培養を行った。基質、藻類培養液のSS、クロロフィ

ル a、有機物含有率(VSS/SS)、COD_{Cr}、溶解性リンの溶解性窒素、アンモニア性窒素(NH₄-N)、硝酸性窒素(NO₃-N)、亜硝酸性窒素(NO₂-N)の測定を約1週間に1回程度で適宜測定した。屋外の温室内での実験では、任意の水槽に水温計を設置し、水温を常時測定した(SenSu、データテクノロジー株式会社)。外気温は、気象庁よりつくば市の気象データを抽出し、水温との比較を行った¹¹⁾。また、培養藻類はディスクセパレーター(三菱化工機株式会社)による回収実験を行った。ディスクセパレーターに投入された原液は回転体中に多層に配置されたディスクの穴を通して濃縮液と清浄液に分離され、濃縮液は装置外側の壁面に付着し、清浄水

は、上部から排水される仕組みとなっている(図-6)。回収された培養藻類は、JIS M 8814¹²⁾の手法に従い高位発熱量を測定した。

3. 2. 2. 2 実験結果および考察

図-7に、藻類培養の水質の結果を示す。脱水分離液4%5Lの基質SS濃度は、90 mg/L、脱水分離液100%5Lの基質SS濃度は、55 mg/Lであった。SSの結果より、どちらの系においても藻類培養が確認されたが、脱水分離液100%において、培養量が多かった。脱水分離液4%では、1日目に対する8日目のSSが1.9倍であるのに対し、脱水分離液100%では、2.8倍であった。溶解性リンおよびアンモニア性窒素の結果より、脱水分離液4%において、8日目ではいずれの除去率も95%であり、栄養塩がほぼ枯渇したことが原因であると考えられる。脱水分離液100%では、8日目において、溶解性リンの除去率は55%、アンモニア性窒素の除去率は31%であり、栄養塩は十分に残存していた。COD_{Cr}は、脱水分離液100%では上昇がみられた。脱水分離液4%では、COD_{Cr}はほぼ変化しなかった。脱水分離液4%での藻類培養における栄養塩の枯渇およびCOD_{Cr}の変化は、3. 2. 1と同様の結果であった。

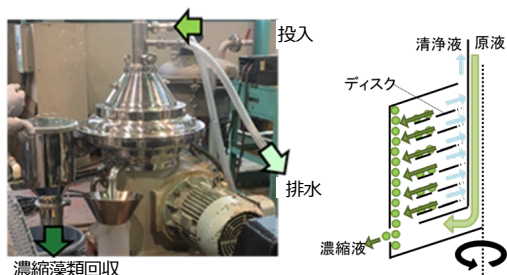


図-6 ディスクセパレーター
(左：全体写真、右：濃縮原理図)

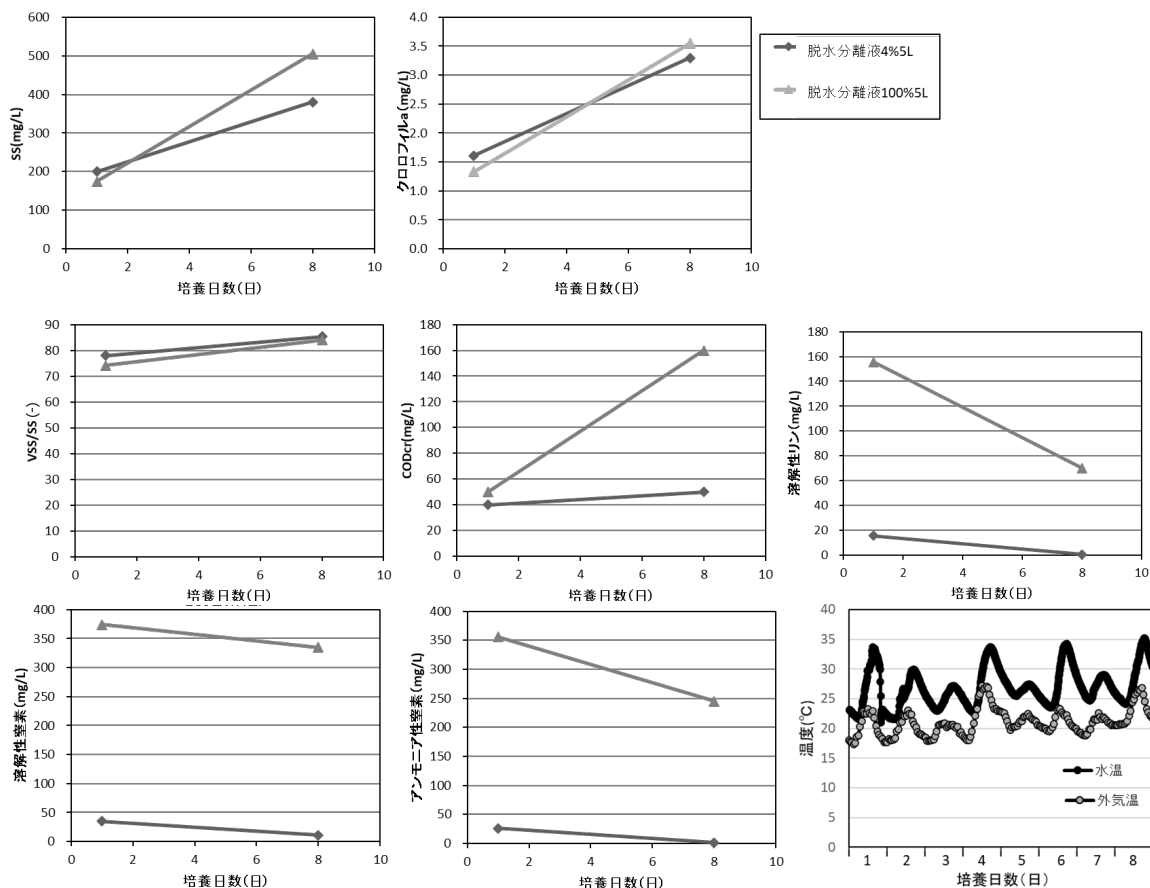


図-7 脱水分離液を用いた藻類培養における藻類培養液のSS、クロロフィル a、VSS/SS、各水質、温度の経時変化

クロロフィル *a* は、いずれの系でも同様の変化であり、1.5 mg/L から 3.5 mg/L 程度まで増加した。VSS/SS は、8 日目において、1 日目と比較してわずかに上昇する傾向を示し、藻類培養による有機物量の増加が確認された。培養期間中の水温は、20°C~35°C 程度であり、平均では、26.9°C であった。外気温と比較すると、昼間では 10°C 程度、夜間でも 5°C 程度高かった。これは、温室内での培養の効果であるといえる。脱水分離液 4% の培養藻類について、ディスクセパレーター(三菱化工機株式会社)による回収実験を行った(図-6)。SS 濃度 175 mg/L、約 180 L の藻類液をディスクセパレーターに投入したところ、65 分間で SS が 9,800 mg/L、TS が 1.0%、VS が 0.86% の濃縮液が 3.1 L 回収できた。このときの排水は、SS が 7 mg/L であり、約 96% の藻類を回収することができた。また、消化槽への投入が可能な濃度まで濃縮することが確認された。

脱水分離液 4% で培養した藻類について、高位発熱量を測定した結果、22.1 MJ/kg-DS であり、未消化の下水汚泥の乾燥物(16-20 MJ/kg-DS) よりも高い熱量であることが示された。これらの結果より、屋外に設置した温室内における自然光を用いた 30 L カラムでの藻類培養においても、藻類培養が見込めることが示された。

3. 2. 3 まとめ

消化汚泥の脱水分離液を工程水で希釈した溶液を基質として、水理学的滞留時間を 16.8 日に設定した 2 系列(攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列)のカラム型藻類培養水槽を用いて、3 月~10 月の間、太陽光の下で、回分式継代藻類培養を実施した。実験期間中の各系列の溶解性窒素の平均除去率は 77%、96%、溶解性リンの平均除去率は 94%、98%、藻類培養液 1L あたりの平均余剰藻類生産速度は、それぞれ、14.4mgSS/L・d、22.0mgSS/L・d であった。

秋季(9 月)に得られた、消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験を実施し、培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価を行った。投入した培養藻類 VS あたりのメタンガス発生量は、攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列の場合、それぞれ、882NmL/g-VS、362NmL/g-VS であり、藻類培養の攪拌方法により大きく異なることがわかった。

消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類を凍結乾燥した試料について、高位発熱量を測定したところ、藻類培養が可能な 3 月~11 月の期間を通じて、18.0~22.4MJ/kg-DS の範囲であり、下水汚泥の乾燥物と同

程度となることがわかった。

汚泥処理工程で発生する排水を用いた微細藻類培養において、脱水分離液を処理場流入水で 25 倍希釈した系および脱水分離液のみの系で藻類培養を行った結果、SS の増加量は脱水分離液のみの系で高く、クロロフィル *a* 濃度は、同程度に増加したことから、脱水分離液を希釈せずに用いた藻類培養が可能であることが示された。

ディスクセパレーターによる回収実験を行ったところ、約 96% の藻類を回収することができた。また、消化槽への投入が可能な濃度まで濃縮することが確認された。脱水分離液 4% で培養した藻類について、高位発熱量を測定した結果、22.1 MJ/kg-DS であり、未消化の下水汚泥の乾燥物(16-20 MJ/kg-DS) よりも高い熱量であることが示された。

3. 3 藻類培養装置形状の比較検討

藻類培養の高効率化において、培養装置の形状を検討した。本研究ではこれまで、屋外に設置した 380L の上部開放レースウェイ型培養槽(写真-7 左)において、土着藻類の培養が可能であることを明らかにしてきた⁷⁾¹²⁾。レースウェイ型で藻類培養を行う場合、水槽を作製するよりも、建設コストを抑えられる利点があるが、上部開放であるため、天候の影響を受けやすく、特に冬季は水温の低下から、藻類培養量の低下が懸念される。また、光を取り込むために、20~30 cm 程度の浅い高さにしなければいけないことから、大規模培養するためには、広い敷地面積が必要となる。

そこで本研究では、天候の影響を受けにくい密閉型で、かつ培養に必要な敷地面積を削減可能な縦型培養槽(写真-7 右)での藻類培養を試み、それぞれにおける藻類培養について検討を行った。

3. 3. 1 実験方法

密閉縦型培養槽では、有効容積 50L (高さ 0.5 m、横 0.5m、幅 0.1m) の培養槽を用いた。培養液は、C 処理場の下水処理水とした。装置の想定設置場所は、処理

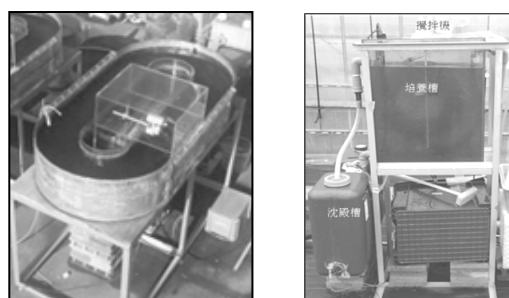


写真-7 上部開放レースウェイ型培養槽と密閉縦型培養槽

場内の建物の壁や外壁等とし、太陽エネルギーは、側方の一面 (0.5m×0.5m) から取り入れることを期待している。また、培養槽の後段に 50L の沈殿槽を設置し、重力濃縮により、培養藻類の回収を行った。また、沈殿槽からの排水を処理水とした。冬季の期間 (11 月～1 月) は、培養槽の集光を期待しない側方の一面 (0.5m×0.5m) に設置した幅 0.01m の加温槽に、C 処理場の下水処理水をかけ流し、下水処理水熱を利用して、培養槽の加温を行った。

密閉縦型槽と藻類培養量を比較するため、上部開放レースウェイ型培養槽での藻類培養も同時に行った。培養液は、A 処理場内の実験施設に設置された標準活性汚泥処理装置で処理された処理水とした。培養槽の後段には、32L の沈殿槽を設置し、重力濃縮により、培養藻類の回収を行った。また、沈殿槽からの排水を

処理水とした。冬季の期間 (11 月～1 月) は、培養槽内に、熱交換用のコイル状チューブを設置し、その内部に A 処理場の下水処理水をかけ流し、下水処理水の熱を利用して、簡易的な培養槽の加温を行った。培養基質、CO₂ 添加、攪拌方法は、3. 1. 1 と同様である。培養期間は、2017 年 6 月から 2018 年 1 月とした。流入基質、培養液、処理水の SS、水質 (COD、アンモニア性窒素 (NH₄-N)、リン酸態リン (PO₄-P)) を分析した。分析頻度は、基本的に週 1 回とした。1 週間に一度、沈殿槽から藻類の引き抜きを行っており、TS (固形物濃度)、VS (有機物濃度) を定期的に測定した。

3. 3. 2 実験結果および考察

各装置での藻類培養における、流入水、培養液の SS、水質分析結果 (COD、NH₄-N、PO₄-P) を図-8 に示す。

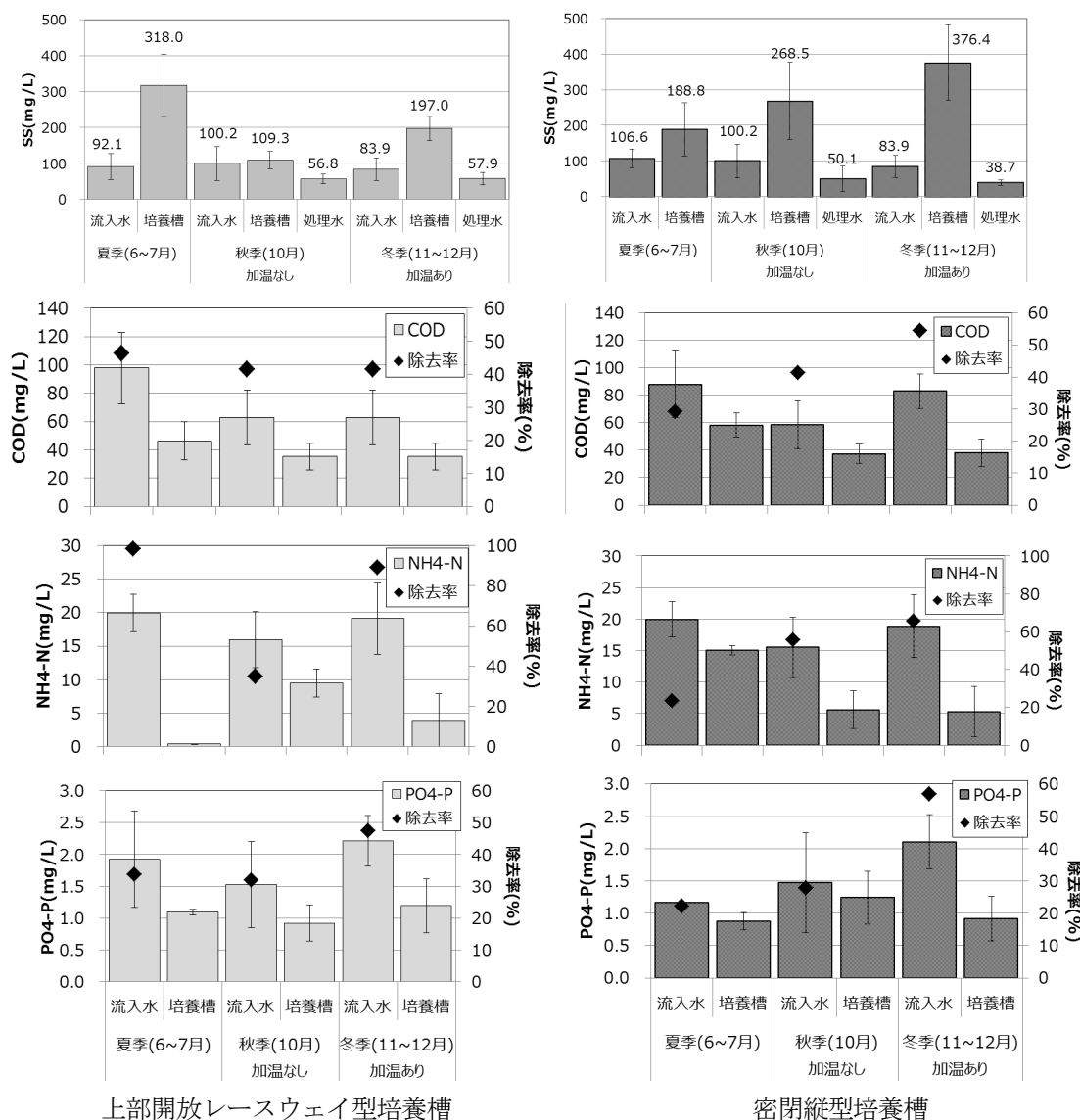


図-8 上部開放レースウェイ型培養槽と密閉縦型培養槽の流入水、藻類培養液の SS、水質

上部開放レースウェイ型培養槽において、夏季（6月～7月）ではSSが300mg/L程度で培養できていた。秋季（10月）は、夜間の水温が10°C程度まで下がることもあり、流入水に対して、培養槽での培養液のSSの増加は見られなかった。密閉縦型培養槽は、2017年6月より装置を立ち上げたため、夏季におけるSSは、200mg/L程度と、上部開放レースウェイ型培養槽よりも低かった。水温は、30～40°C程度で上部開放レースウェイ型培養槽よりも、10°C程度高い温度で培養できていた。冬季においても、上部開放レースウェイ型培養槽よりも10°C近く高い水温で保持できており、日中は、20°C程度まで上昇したため、SSも350mg/Lと高濃度で藻類培養が可能であることが示された。

二次処理水のSSは、上部開放レースウェイ型培養槽においては、秋季の培養液のSSの1/2、冬季の培養液のSSの1/3程度で排水できていた。また、密閉縦型槽では、秋季では、培養槽の培養液のSSの1/5、冬季では、1/10程度で放流できていたが、いずれも処理場外への放流ができるレベルまでは減少しなかった。このため、そのまま系外へ排水する場合は、凝集剤添加やろ過、遠心等の処理が必要となると考えられる。その他の手法として、水処理系へ排水を逆流する手法も考えられるため、藻類を含んだ水を水処理系へ流入させる場合の、活性汚泥への影響等を調査する必要があると考えられる。

藻類培養における水質の変化は、上部開放レースウェイ型培養槽において、夏季のCOD除去率、NH₄-N除去率、PO₄-P除去率は、それぞれ46%、98%、34%程度であり、加温を行った冬季では、それぞれ42%、89%、47%程度であった。密閉縦型培養槽においては、夏季のCOD除去率、NH₄-N除去率、PO₄-P除去率は、それぞれ29%、23%、22%程度であり、加温ありの冬季では、それぞれ55%、66%、57%程度であった。密閉縦型培養槽では、夏季の藻類培養が安定してなかったため、各除去率が低かった。冬季においては、両装置において、窒素除去率に若干差がみられるが、どちらの装置もほぼ同程度のCOD、栄養塩除去率であることが示された。

3. 3. 3 培養藻類の回収

冬季において、沈殿槽での重力濃縮による、培養藻類の回収量(10～20L)とTSを測定した。培養槽の培養液のTSと、沈殿槽での沈殿藻類(1週間で沈殿した分)のTSを測定した結果、その平均値と標準偏差は、上部開放レースウェイ型培養槽では、それぞれ0.058(±0.039)%、0.43(±0.17)%であり、1週間で、約

7.5倍に濃縮された藻類が10～20L程度(培養槽1Lあたり、0.03～0.05L)回収できる結果となった。密閉縦型培養槽では、それぞれ0.079(±0.013)%、0.40(±0.25)%であり、1週間で約5倍に濃縮された藻類が10～20L程度(培養槽1Lあたり、0.2～0.4L)回収できる結果となった。本研究では、上部開放レースウェイ型培養槽と密閉縦型培養槽で同程度の濃度の藻類が回収できる試算であるが、培養槽1Lあたりで換算すると、密閉縦型槽の方が、効率よく回収できる試算となった。回収効率は、沈殿槽の容積(面積)にも影響されるため、培養槽と沈殿槽の容積の関係についても、検証していく必要がある。また、回収藻類のTSは、消化汚泥に投入するバイオマスとしては低いと考えられ、消化槽に投入する濃縮汚泥と同程度のTS1%～3%にするためには、さらに2～7倍は濃縮する必要があると考えられる。これに対しては、沈殿槽の面積を大きくして、水面積負荷を下げることや、凝集剤の投入、遠心分離機などの使用で濃縮効率を上げる等の対応が必要であると考えられる。培養藻類を消化槽へ投入する際に適切なTSについて今後検証し、適切な回収方法を検討していく。

3. 3. 4 培養藻類のエネルギー化

培養藻類のエネルギー化として、藻類と汚泥の混合嫌気性消化によるメタンガス発生量の増加を想定し、冬季の藻類培養における、嫌気性消化槽へ投入した場合の消費エネルギーと生産エネルギーの収支の試算を簡易的に行った。

消費エネルギーにかかわる項目は、培養槽への流入ポンプ(180kJ/m³-槽容量/日)、培養槽の攪拌(144kJ/m³-槽容量/日)、回収時のかき寄せ機(144kJ/m³)の消費電力、嫌気性消化における加温、攪拌等の消費電力(19,080kJ/m³)とした。培養槽への流入量を10,000m³/日、HRTを4日、培養槽の容積を40,000m³と設定した。回収方法は重力濃縮とし、回収率0.76、濃縮倍率58⁷⁾とした場合、回収時の容量は131m³/日であった。

上部開放レースウェイ型培養槽では、培養藻類による総生産エネルギーは、藻類の培養量(197mg/L)と高位発熱量(16.2kJ/g-dry)⁷⁾より、31,914MJ/日と試算され、回収率0.76より、回収エネルギーは、24,255MJ/日と試算された。最終的な生産エネルギーは、メタン転換率(0.51)をかけることで、12,370MJ/日と算出された。消費エネルギーは、8,279MJ/日と試算され、4,091MJ/日のエネルギーが回収できる試算結果となった。

密閉縦型培養槽では、培養藻類による総生産エネルギーは、藻類の培養量(376mg/L)と高位発熱量(16.2kJ/g

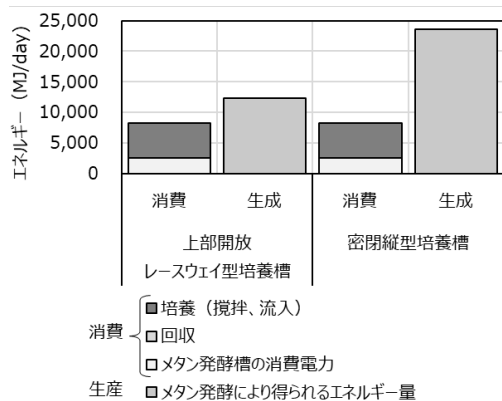


図-9 培養藻類エネルギー化 (嫌気性消化) におけるエネルギー収支 (冬季)

-dry) より、60,912 MJ/日と試算され、回収エネルギーは、46,293 MJ/日と試算された。最終的な生産エネルギーは、メタン転換率 (0.51) をかけることで、23,609 MJ/日と算出され、消費エネルギーは、8,279 MJ/日と試算され、15,330 MJ/日のエネルギーが回収できる試算結果となった。

これらの結果を図-9 に示す。簡易的なエネルギー収支の試算の結果、上部開放レースウェイ型培養槽、密閉縦型培養槽ともに、培養藻類を嫌気性消化へ投入することにより、エネルギー生産が可能であることが示された。

3. 3. 5 まとめ

屋外での初沈流出水を用いた連続藻類培養において、上部開放レースウェイと密閉縦型槽の装置での藻類培養状況の比較を行った。その結果、密閉縦型槽では、上部開放レースウェイと比較して、冬季において、10°C程度高い水温を維持することが可能であり、培養槽のSSを約2倍程度の濃度で培養できるとなることが示された。栄養塩除去率、COD除去率は、どちらの装置においても、同程度見込まれることが示された。

培養藻類のエネルギー化について、消費エネルギーおよび生産エネルギーの簡易的な収支試算を行った結果、嫌気性消化への投入により、エネルギー生産が可能であることを示した。

3. 4 下水汚泥を利用した藻類培養の効率化検討

ここでは、下水道資源による藻類培養の高効率化を目的とし、初沈流出水および初沈流出水に下水汚泥を混合した系において、藻類培養実験を行った。

3. 4. 1 実験方法

藻類培養には、380 L 上部開放レースウェイ型培養槽(図-10)の2系列を用いた。培養基質には、A 処理場の流入水をA 下水処理場内の実験施設に設置した沈殿

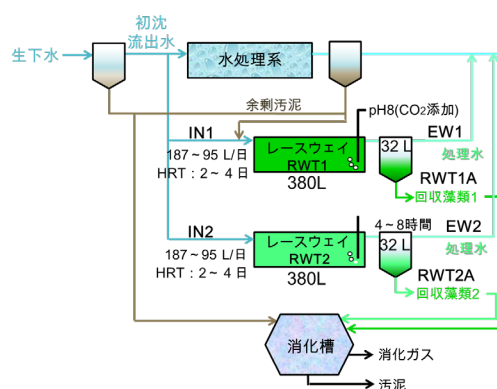


図-10 上部開放レースウェイ型培養槽による実験の概要図

池を通過した後の初沈流出水、およびA 処理場の標準活性汚泥法の余剰汚泥を用いた。培養期間は、2018年の春から冬までの8カ月間とした。最初の60日間は両系列とも初沈流出水を基質とし、藻類培養を行った。その後、系列1(RWT1)において、余剰汚泥を一定量、初沈流出水に混合したものを基質とした(IN1)。系列2(RWT2)では、初沈流出水のみを基質とし(IN2)、藻類培養を行った。余剰汚泥のMLSSは、約8,000 mg/Lであった。前半6カ月間は、HRTを2日で培養し、その後気温が低下したため、HRTを4日で培養した。冬季の間は、下水処理水を培養槽内に流し、培養槽の保温を行った¹³⁾。光合成のために供給するCO₂は、純炭酸ガスボンベを使用し、pHコントローラーで培養液のpHが8になるように制御しながら添加した⁷⁾。培養槽の後段には、32Lの沈殿槽を設置し、重力濃縮により沈殿藻類の回収を行った。沈殿槽からの排水を処理水(EW1、EW2)と定義した。

藻類培養槽への流入水(IN1、IN2)、培養液(RWT1、RWT2)、処理水のSS、流入水、培養液のクロロフィルa、水質分析(CODcr、TN、NH₄-N、TP)を、週1回程度行った。また、週1回、沈殿槽から沈殿藻類の引き抜きを行い、TS(固形物濃度)、VS(有機物濃度)を測定した。実験期間中に6回の培養藻類の沈降試験を行った。培養した微細藻類を500 mLメスシリンダーに入れ、0.5、1、2、24時間後に上澄みのSS濃度を測定した。微細藻類は凝集フロックがほとんどかあるいは全くみられないため、沈殿の評価は上澄みのSS濃度の測定によって行った。

沈殿槽で回収した藻類は、下水汚泥との嫌気性混合消化によって、エネルギー回収に利用することを想定した。夏と冬に収集された藻類のメタン発生ポテンシャル試験をおこなった。消化汚泥には、B 処理場の消

化汚泥 (DS) を用いた。投入汚泥には、B 処理場の最初沈殿池の重力濃縮汚泥および余剰汚泥の機械濃縮汚泥を 1 対 1 で混合した濃縮汚泥 (CS) を用いた。試験は、6 系列で行った。CS を DS の VS に対して 10% 混合した系 (DS+CS (10))、DS に、RWT1 での回収藻類 (RWT1A) を 10% 混合した系 (DS+RWT1A (10))、RWT2 を 10% 混合した系 (DS+RWT2A (10))、CS を DS の VS に対して 20% 混合した系 (DS+CS (20))、DS に、CS を 10%、RWT1A を 10% 混合した系 (DS+CS (10) +RWT1A (10))、CS を 10% と RWT2 を 10% 混合した系 (DS+CS (10) +RWT2A (10)) である。

夏季試験での DS の VS 濃度は 0.82%、CS の VS 濃度は 2.3%、冬季試験での DS の VS 濃度は 0.86%、CS の VS 濃度は 2.2% であった。メタン発生ポテンシャル試験の条件を表-6 に示す。これらの実験は、500 mL 容器中で約 35°C で 30 日間実施した。

3. 4. 2 実験結果および考察

図-11 に藻類培養の結果を示す。図-11 において、余剰汚泥の添加により、IN1 の SS は IN2 の SS の約 2.1 倍であった。RWT1 と RWT2 の SS は、ほぼ培養期間全体にわたって 200 mg/L を超えたまま藻類培養ができていたことから、冬では処理水による加温が有用であることが示された。60 日目以降では、余剰汚泥を添加した RWT1 の SS 濃度は、RWT2 の SS よりも平均して 1.5 倍高かった。EW1 と EW2 では、同程度の低濃度で排水できていたことから、沈殿槽による培養藻類の沈降が効果的に行われたことが示唆された。RWT1 および RWT2 の平均のクロロフィル *a* の濃度は、それぞれ 1.3±0.6 および 1.3±0.5 mg/L であった。RWT1 および RWT2 における TN の平均除去率は、それぞれ 63±14% および 43±17%、NH₄-N の平均除去率は 60%、TP の平均除去率は、それぞれ 84±9.5% および 60±18%、COD の平均除去率は、それぞれ 84±11% と 74±11% であった。これらの結果より、余剰汚泥の添加により、IN1 の栄養素濃度および COD 濃度は、IN2 よりも高かったが、処理水では、同レベルの栄養塩濃度および

COD 濃度で排水できており、余剰汚泥添加により除去率としては高くなったことが示唆された。

実験期間中、RWT1 および RWT2 の平均 TS は、それぞれ 0.08±0.01% および 0.07±0.01% であり、RWT1A と RWT2A の平均 TS は、それぞれ 1.3±0.4% と 1.3±0.5% であった。RWT1A と RWT2A は沈殿槽で約 15-20 倍に濃縮されていた。RWT1A および RWT2A の回収藻類の総量は、それぞれ平均して 17±8.8 および 9.2±5.2 L であったことから、RWT1 では、RWT2 の約 2 倍の藻類が回収されたことが示された。汚泥よりも SS 濃度が低く、フロックが軽い微細藻類の場合、効率の低い低エネルギーで回収することが重要である。廃水由来の藻類と活性汚泥で構成される藻類-細菌培養実験では、バイオマスの沈降性が汚泥により改善されるとし、藻類と汚泥を 1 対 5 で培養することで、沈降性が良好になることが示されている¹⁴⁾。また、*Scenedesmus* sp. と *Chlorella vulgaris* の 2 系統の藻類の沈降と生物凝集の調査では、藻類の細胞のサイズと形状、培養密度、および浸出液のタイプ (莢膜と溶解 EPS) の重要性が示されている¹⁵⁾。このように、適切な濃度の汚泥と細菌類の存在は、微細藻類の沈降により影響を与える可能性がある。

培養槽における培養藻類の沈降試験の結果を、図-12 に示す。沈降速度は平均すると RWT1 と RWT2 で同程度であり、2 時間後の上澄みの SS は 25±12 mg/L 未満であった。本研究における沈殿槽での沈殿時間は 4~8 時間であり、培養微細藻類の沈殿に十分な時間が確保されたことを示している。図-11 において、余剰汚泥を添加した場合と添加しない場合で、同程度のクロロフィル *a* 濃度での培養であったが、上記の理由から、IN1 の SS 濃度が IN2 の約 2 倍であるため、沈殿槽での回収藻類の総量は RWT1 において、RWT2 の 2 倍になったと考えられる。この時、クロロフィル *a* の平均濃度としては同程度 (図-11) であることから、収集された微細藻類量としては、2 倍になることがわかる。

表-6 メタン発生ポテンシャル試験の条件

| 系列 | 系列名 | 混合汚泥 (CS) | 藻類 | 夏季試験における VS (%) | 冬季試験における VS (%) |
|----|---------------------|-----------------|--------------------|-----------------|-----------------|
| 1 | DS | - | - | 0.82 | 0.85 |
| 2 | DS+CS(10) | CS*1(DSのVSの10%) | - | 0.90 | 0.94 |
| 3 | DS+RWT1A(10) | - | RWT1A*2(DSのVSの10%) | 0.90 | 0.94 |
| 4 | DS+RWT2A(10) | - | RWT2A*3(DSのVSの10%) | 0.90 | 0.94 |
| 5 | DS+CS(20) | CS*1(DSのVSの20%) | - | 0.98 | 1.02 |
| 6 | DS+CS(10)+RWT1A(10) | CS*1(DSのVSの10%) | RWT1A(DSのVSの10%) | 0.98 | 1.02 |
| 7 | DS+CS(10)+RWT2A(10) | CS*1(DSのVSの10%) | RWT2A(DSのVSの10%) | 0.98 | 1.02 |

*1 夏季試験のVSは、2.3%、冬季試験のVSは、2.2%

*2 夏季試験のVSは、2.7%、冬季試験のVSは、2.0%

*3 夏季試験のVSは、1.2%、冬季試験のVSは、0.96%

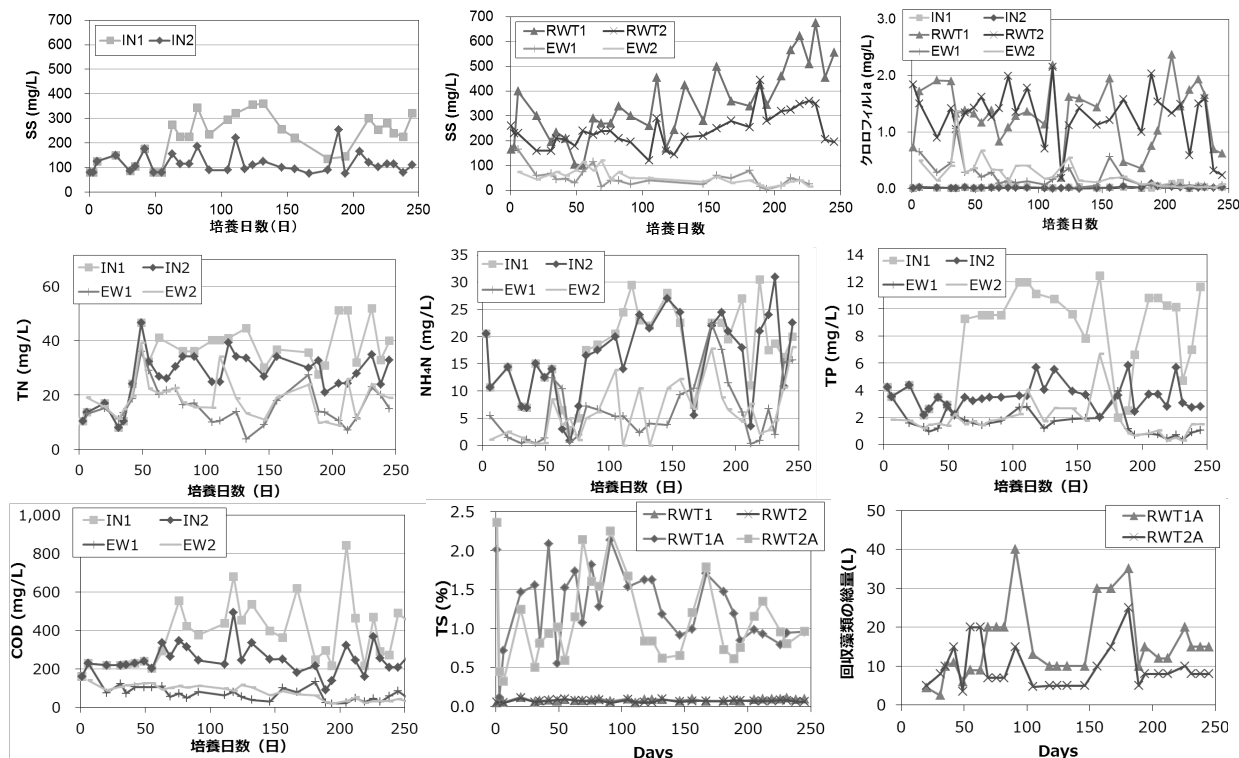


図-11 流入水、培養液、処理水のSS、クロロフィルaおよび、流入水、培養液、処理水の水質の経日変化培養液、回収藻類のTSおよび回収藻類の総量の経日変化

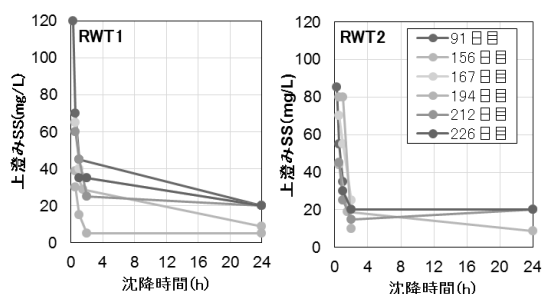


図-12 培養槽での培養藻類の沈降試験

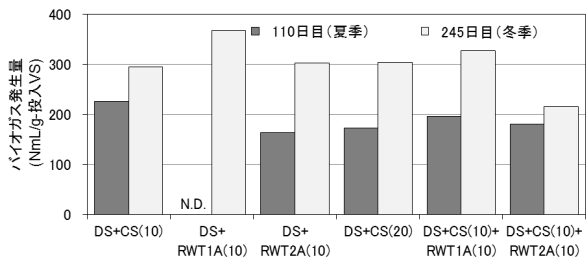


図-13 メタンガス発生ポテンシャル試験の結果

図-13 に、メタンガス発生ポテンシャル試験の結果を示す。夏季の結果は、混合汚泥と微細藻類のみを追加した結果を比較することにより、投入 VS あたりで同等のメタンガスが発生したことが示された。また、

夏季のメタンガス発生量は冬季よりも低かった。夏季の消化汚泥のみのメタン発生量は冬の0.7倍であった。DSの有機物含有量 (VS/TS) は夏季で70%、冬季で72%であり、CSのVS/TSは夏季で82%、冬季で85%であった。夏季では、DSとCSは冬よりも嫌気性消化の状態がわずかに悪かった。分析はしていないが、夏場の活性汚泥法では生分解しやすい有機物が分解され、冬季に比べて生分解しにくい有機物の量が多かった¹⁰⁾ため、夏季の試験において、メタンガス生成量が冬季よりも全体的に少なかったと考えられる。冬季において、混合汚泥の系 (DS+CS (10)) と、微細藻類のみを追加した系 (DS+RWT1A (10) または DS+RWT2A (10)) を比較すると、微細藻類のみの系において、投入 VS あたりのメタンガス発生量が多かったことがわかる。しかし、混合汚泥と微細藻類を混合した系 (DS+CS (10)+RWT1A (10) または DS+CS (10)+RWT2A (10)) のメタンガス発生量は、混合汚泥のみの系 (DS+CS (20)) と同等かそれ以下であった。冬季のRWT1とRWT2の結果を比較すると、RWT1でのメタンガス発生量は、微細藻類のみを追加した場合や、混合汚泥と微細藻類を追加した場合よりも1.2~1.5倍高かった。これは、RWT1AがRWT2Aより高いメタンガス発生ポテンシャルがあることを示唆している。

図-14 に、メタン発生ポテンシャル試験の終了時の DS + CS (10) に対する溶存 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、および COD 濃度の比率を示す。微細藻類を用いたメタン発生試験において、残存濃度は、微細藻類を含まない試験の 0.8~1.2 倍であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は減少する傾向があり、COD 濃度は増加する傾向であった。本研究の微細藻類培養では、初沈流出水と余剰汚泥が使用されたため、微細藻類や微細藻類培養槽による嫌気性消化の排水を活性汚泥処理に戻しても、微細藻類培養システムを導入しない従来の処理に比べて、活性汚泥処理の処理水量が増えることはない想定される。微細藻類の添加により、嫌気性消化排水中の栄養素濃度はわずかに増加する可能性があるが、藻類培養後の沈殿槽からの排水中の栄養素濃度は 60%以上減少する可能性がある (図-10)。したがって、活性汚泥法に戻る排水全体の栄養塩濃度はほぼ上昇せず、水処理系への影響は小さいと考えられる。これについては、今後、詳細な分析が必要である。

3. 4. 3 まとめ

屋外に設置した 380L レースウェイ培養槽において、最初沈殿池流出水および余剰汚泥との混合液を用いて、微細藻類培養を 8 か月間実施し、培養基質の影響を調査した。その結果、余剰汚泥を基質に添加すると、基質 SS 濃度が 2 倍に増加し、培養槽内の SS は、最初沈殿池流出水のみよりも高くなり、沈殿槽で回収された微細藻類量は、約 2 倍に増加することが示された。

藻類培養において、最初沈殿池流出水や余剰汚泥を用いることで、沈殿池における沈降性が良好となり、排水中の SS および水質のレベルが低下することが示された。

採取した微細藻類を用いたメタン発生ポテンシ

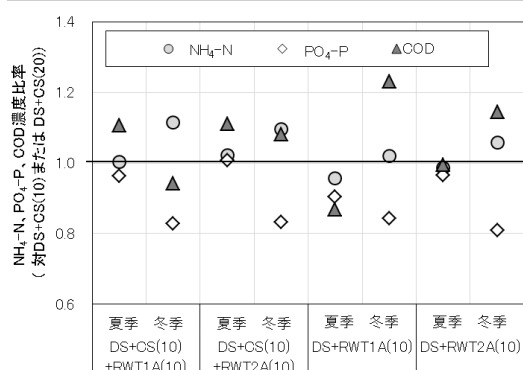


図-14 メタン発生ポテンシャル試験の終了時の DS + CS (10) に対する溶存 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ および COD 濃度比率

ル試験では、微細藻類に混合汚泥と同等以上の有機酸が含まれており、メタン発生量の増加に寄与する可能性が示された。これらの影響は、余剰汚泥を混合して培養した系において、顕著にみられる結果であった。

4. 下水処理場における藻類培養ポテンシャルの評価

本研究室の研究において、各工程水、培養方法での藻類培養実験結果を用いて、下水処理場における藻類培養導入の可能性を検討した。下水処理場での藻類培養における温室効果ガス排出量の評価および下水処理場で敷地面積や嫌気性消化への投入についての実現可能性の評価を行った。

4. 1 藻類培養技術導入における温室効果ガス排出量の評価

4. 1. 1 評価方法

各工程水、培養方法での藻類培養実験における、培養方法、培養時間、培養濃度、メタンガス発生量等を表-7に示す。これらの結果を用いて、微細藻類を培養する際の温室効果ガス排出量の評価を行った。各工程水での藻類培養では、表-8に示す培養条件で試算を行った。初沈流出水、二次処理水での藻類培養における流入水量 (処理水量) は 1,000 m^3 、脱水分離液での藻類培養における流入水量 (処理水量) は、100 m^3 とした。消費電力量、生産電力量にかかわる温室効果ガス排出量試算の項目は、表-9の通りである。電力量の CO_2 換算値は、0.455 $\text{kg-CO}_2/\text{kWh}^{2)}$ 、凝集剤の CO_2 換算値は、2.159 $\text{kg-CO}_2/\text{kWh}^{2)}$ を用いた。流入ポンプ、送水ポンプは、必要流量を確保できる機種を選択した。培養藻類の回収は、初沈流出水、初沈流出水+汚泥、二次処理水によるレースウェイでの藻類培養では、沈殿槽で重力濃縮による回収および高分子凝集剤により凝集沈殿させ、回収する 2 ケースで試算した。実験の結果、これらの培養液では、重力濃縮により培養藻類が沈降回収できたためである。その他の工程水での培養藻類の回収は、沈殿槽で高分子凝集剤による沈殿回収するものとした。また、二次処理水を用いたレースウェイでの藻類培養では、温室効果ガス排出量の削減が可能な条件として、凝集剤による培養藻類の回収に加え、 CO_2 添加なし、夏季での試算とした。培養藻類によるエネルギー生産は、下水汚泥との混合嫌気性消化および消化ガス発電によるものとした。密閉縦型培養槽およびカラム型培養槽では、培養槽個数が多くなるため、各培養槽を攪拌するための攪拌機の総消費電力が大きくなる。

表-7 各工程水を用いた藻類培養の実験結果

| 培養液 | 初沈流出水 | 初沈流出水 +汚泥 | 二次処理水 | | 汚泥分離液 (希釈なし) | 汚泥分離液 (希釈あり) |
|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------|-----------------|
| 培養槽形状 | レースウェイ | | 密閉縦型 | | カラム型 | |
| 培養方法 | 連続式 | | | | 回分式 | |
| HRT (日) | 2~4 | 2~4 | 4 | 1~2 | 18~22 | 16.8 |
| 光条件 | 太陽光 | | | | | |
| CO ₂ 添加 | あり | | | | なし | |
| 培養濃度 (最大)(mg/L) | 200~300 程 度 (360) | 350~500 程 度 (675) | 120~170 程 度 (259) | 110~270 程 度 (490) | 240~370 程度 | 580~610 程度 |
| メタン転換率(%) | 0.52-0.54 | 0.43-0.56 | 0.41 | 0.46-0.57 | 0.38-0.39 | 0.54 |
| 高位発熱量 (MJ/kg-VS) | 19.3-19.6 | 16.4-16.6 | 16.1-15.7 | 17.4-20.8 | 15.6-22.4 | 17.6-23.0 |

表-8 温室効果ガス排出量試算時の各工程水を用いた藻類培養の設定条件

| 培養液 | 初沈 流出水 | 初沈流出 水+汚泥 | 二次処理水 | | 汚泥分離液 (希釈なし) | 汚泥分離液 (希釈あり) |
|------------------------------|-----------|--------------|-------|-------|-----------------|-----------------|
| 培養槽形状 | レースウェイ | | 密閉縦型 | | カラム型 | |
| 処理量(m ³ /日) | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 100 | 100 |
| HRT(日) | 2~4 | 2~4 | 4 | 1~2 | 18~22 | 16.8 |
| 培養槽総容積(m ³) | 4,000 | 4,000 | 4,000 | 1,000 | 2,200 | 1,680 |
| 培養槽高さ(m) | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 2 | 2 | 2 |
| 培養槽総面積(m ²) | 5,000 | 5,000 | 5,000 | 1,000 | 1,100 | 840 |
| 1個あたりの培養槽容積(m ³) | 4,000 | 4,000 | 4,000 | 8.0 | 0.06 | 0.06 |
| 培養槽個数(個) | 1 | 1 | 1 | 125 | 36,667 | 28,000 |
| 送水ポンプ電力(kW) | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 1.5 | 1.5 |
| 攪拌ポンプ電力(kW) | 3.5 | 3.5 | 3.5 | 0.05 | 0.006 | 0.006 |
| 流入炭素濃度(g/m ³) | 44.7 | 45.9 | 12.6 | 31.7 | — | — |
| 炭素含有率(%) | 40 | 34 | 43 | 41 | 46 | 46 |
| 沈殿槽容積(m ³) | 158 | 158 | 1,000 | 450 | — | — |
| 凝集剤添加率(%) | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.0 | 1.0 |
| 回収回数(回/日) | 6 | 6 | 1 | 11 | 0.06 | 0.06 |

表-9 藻類培養における温室効果ガス排出量試算時の諸元

| 項目 | 温室効果 ガス量± | 計算式 | 備考 |
|-------------------------|--------------|---|-----|
| 藻類培養 | | | |
| 送水ポンプ電力量 | + | 消費電力×24 時間 | 17) |
| 攪拌電力量 | + | 攪拌電力×攪拌機本数 (培養槽個数) ×12 時間 | 18) |
| 外部投入炭素量 | / | 炭素必要量(藻類培養量×炭素含有率/CO ₂ 蓄積割合)−流入炭素量 | |
| 大気中の炭素固定量 | - | 外部投入炭素量×20% | |
| 炭素添加量 | / | 外部投入炭素量−大気中の炭素固定量 | |
| CO ₂ 分離装置電力量 | + | 稼働時間 (CO ₂ 添加量(m ³ N/d)/CO ₂ 生産能力(62.5m ³ N/h))×消費電力(27kW) | 19) |
| 回収 (重力濃縮) | | | |
| 凝集剤 | + | 凝集剤使用量 (藻類培養量×沈殿槽容量×薬注率) ×回収回数 (24 時間/沈殿槽での沈降時間) | |
| 沈殿槽攪拌電力量 | + | 単位容積当たりの攪拌電力 (0.005kW/m ³) ×沈殿槽容積×24 時間 | 20) |
| 沈殿槽送水ポンプ電力量 | + | 回収回数×消費電力、消費電力×24 時間 | 17) |
| エネルギー化 | | | |
| 嫌気性消化 | + | 藻類濃縮量 (m ³ /d) ×消費電力量 (5.3kWh/m ³) | 21) |
| メタンガス発電 | - | 藻類濃縮量 (kg/日) ×高位発熱量 (MJ/kg) ×嫌気性消化におけるエネルギー転換率×メタンガス発電機の発電効率 (0.38) /電力熱換算係数 (3.6MJ/kWh) | 19) |

そのため、攪拌機による攪拌ではなく、流入水圧やポンプ循環による攪拌を想定することで、培養槽内の攪拌にかかる消費電力を削減できると仮定し、攪拌機を用いたケースと用いないケースでの培養を想定した条件で試算を行った。

4. 1. 2 評価結果および考察

各工程水での藻類培養における温室効果ガス排出量の結果を、図-15 に示す。初沈流出水において、実験時の温室効果ガス削減量は、199 kg-CO₂/日、初沈流出水+汚泥では、91 kg-CO₂/日であった。凝集剤を添加する場合は、凝集剤使用による温室効果ガス発生量が増加するため、削減効果はわずかに低下する試算結果であった。二次処理水を用いたレースウェイでの藻類培養では、培養量が少ないため、温室効果ガス削減量は、-58 kg-CO₂/日であった。凝集剤使用、CO₂添加なしの夏季での培養において、温室効果ガス削減量が7 kg-CO₂/日とプラスになる結果であった。二次処理水を用いたレースウェイでの藻類培養においては、さらなる培養量の増加が可能な培養方法の検討が必要となる。一方、二次処理水を用いた密閉縦型での藻類培養では、実験時で温室効果ガス削減量が22 kg-CO₂/日であり、混合方法の変更を想定した場合、80 kg-CO₂/日まで増加する試算結果であった。汚泥分離液を用いた藻類培養では、実験時には温室効果ガス削減量がマイナスであったが、混合方法の変更を想定した場合、希釈なしで71 kg-CO₂/日、希釈ありで34 kg-CO₂/日の削減効果が得られる試算結果であった。混合方法の変更は、想定であるため、今後実験により確認していく必要がある。以上の結果より、各工程水における藻類培

養において、温室効果ガスが削減可能な培養方法が検討できた。削減効果としては、初沈流出水を用いたレースウェイでの藻類培養で高いことが示唆された。しかし、レースウェイを用いた藻類培養では、必要な敷地面積が広いため、敷地面積が確保できない場合は、密閉縦型やカラム型の培養槽を用いた藻類培養でも、混合方法を工夫することで、温室効果ガスを削減した藻類培養が可能であることが示唆された。

4. 2 下水処理場における藻類培養導入可能性の試算

全国の嫌気性消化を行っている下水処理場において、培養藻類の投入可能性を調査した。図-16に、平成30年度の下水道統計のデータ²⁴⁾を用いて、全国の嫌気性消化槽における、消化槽容積と投入汚泥量（投入汚泥日総量×消化日数）の差から試算した、投入可能な容積の割合を示す。約半数の消化槽では、消化槽の容積いっぱいまで運転されている状態である。その他41基では、約1%程度、40基程度では、5~20%、投入可能な容積があるとの試算であった。約半数の消化槽においては、藻類を培養して投入することで、消化ガス発生量の増量が見込めることが想定された。そこで、これらの処理場を対象として、脱水分離液を基質とした微細藻類培養を行った場合を想定し、敷地面積、消化槽への投入藻類の増加割合について、適用可能性の試算を行った。1,000 m³、5,000 m³、10,000 m³の藻類培養槽を、それぞれ深さ1 m、2 m、4 mの3ケースで設置、培養日数は、14日と仮定し、敷地面積の5%以下で設置できる処理場数を算出した。また、それぞれの処理場での1日当たりの投入汚泥量に対する、培養藻類の投

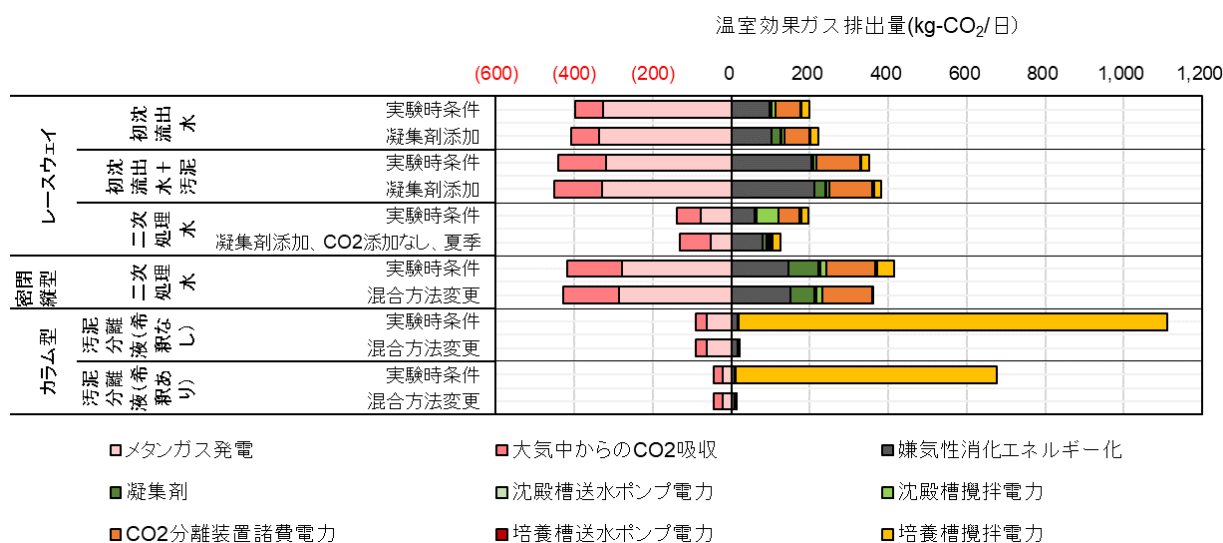


図-15 藻類培養導入時の温室効果ガス排出量
(初沈流出水・二次処理水量1,000 m³/日、汚泥分離液100 m³/日)

入量の割合を試算した。対象とした処理場は、データを取得可能であった131処理場とした。これらの試算結果を図-17に示す。容積1,000 m³程度の培養槽（培養槽面積250~1,000 m²）は、対象とした処理場では、大半の処理場において、5%以下の敷地面積で設置可能である試算結果であった。また、このとき、6割以上の処理場において、投入できる藻類量は、投入汚泥の5%~10%程度であった。この結果は、対象外とした嫌気性消化槽を保有する処理場においても、同様であった。また、培養槽の深さを深くすることで、容積5,000 m³以上の培養槽が5%以下の敷地面積で設置可能な処理場数は増えるが、藻類の投入割合も半数近くが投入汚泥に対して20%以上と大きくなることが示された。一方、今後数十年で、人口減少に伴う投入汚泥量の減少が想定され、培養藻類投入が可能な処理場数や、可能な投入割合が増える可能性がある。藻類の投入割合が増えるほど、消化汚泥の細菌叢への影響が大きくなり、一時的に消化率が悪化する可能性があるため、この点は、今後の動向により調査が必要である。レースウェイ型培養槽や、上部のみから光を取り入れるタンク型培養槽²⁵⁾²⁶⁾での安定的な藻類培養のためには、培養槽の高さを1m程度以下にすることが望ましく、この場合、敷地面積5%以下で5,000m³以上の培養槽を設置できる処理場数は、40以下と限られるが、

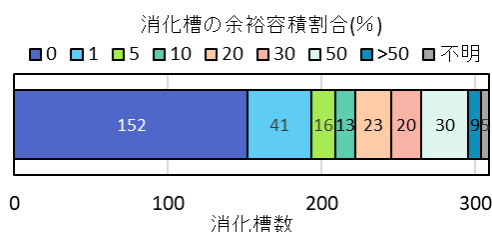


図-16 全国の嫌気性消化槽における、消化槽容積に対する投入可能容積の割合別の消化槽数

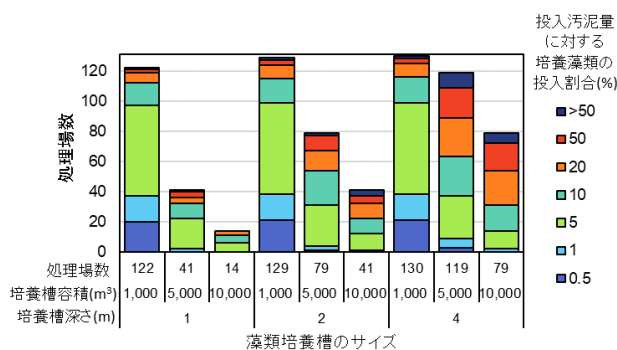


図-17 嫌気性消化槽を保有する下水処理場における、各面積のタンク型培養槽が敷地面積5%以下で設置可能な処理場数および各消化槽への投入汚泥量に対する培養藻類の投入割合

これらのほとんどでは、5%~10%の投入割合となり、現状では、実現可能性が高いと想定される。

タンク型の藻類培養槽では、光の透過量が他の形状の培養槽よりも少なく、培養量は少ない傾向にあるが、培養槽の建設や運転では、他の形状の培養槽よりも安価であり、導入も容易であると考えられる。また、休止中の重力濃縮槽や反応槽がある下水処理場では、それを活用した藻類培養を行えば、初期投資はほぼなしで、培養を開始することが可能である。

一方、大都市等にあり、投入汚泥量が多い消化槽においては、培養藻類の投入量が0.5%以下となるところもあり、その場合は、本研究で検討した培養方法による培養藻類の投入によるバイオガス発生量の増加は顕著には見られない。その場合は、レースウェイ型やタンク型培養槽内に光源を設置することや、光の透過量が多く、設置面積が少なく済む縦型やカラム型培養槽を活用することなど、藻類培養設備を充実させ培養量を増やすことで、培養藻類の消化槽への投入適用性が考えられる。

4.3 まとめ

各工程水における藻類培養において、温室効果ガス排出量の試算を行った結果、削減効果は、初沈流出水を用いたレースウェイでの藻類培養で高いことが示唆された。敷地面積が確保できない場合は、密閉縦型やカラム型の培養槽を用いた二次処理水、脱水分離液を用いた藻類培養でも、混合方法を工夫することで、温室効果ガスを削減した藻類培養が可能であることが示唆された。

下水処理場における藻類培養および培養藻類の嫌気性消化槽への投入によるバイオガス発生量の増量について、処理場の敷地面積および培養藻類の嫌気性消化への投入割合を、統計データをもとに試算した結果、現状の下水処理場の状況において、藻類培養技術導入が実現可能な処理場は一定数存在することが示された。

5. 下水汚泥と水草の混合物のメタン発酵(嫌気性消化)特性の解明

下水処理場の放流先水域に発生する水草を、下水処理場にて下水汚泥と混合し、嫌気性消化によりエネルギーを回収する手法の開発を目的とし、水草と下水汚泥の混合嫌気性消化実験を行い、メタンガス発生量の測定を行った。

5.1 実験方法

嫌気性消化槽での、濃縮汚泥および水草投入による

効果を確認するために、消化汚泥、濃縮汚泥および水草を用いて、消化汚泥のみを添加する系列、消化汚泥に濃縮汚泥のみを添加する系列ならびに消化汚泥に濃縮汚泥と水草の混合比を変化させて添加する系列について、中温条件（35℃）にて回分式嫌気性消化実験を行った。実験に使用した消化汚泥は、茨城県霞ヶ浦浄化センターの濃縮汚泥を基質として、中温条件（35℃）、HRTを20日に設定した嫌気性反応器を連続運転し、そこから得られた余剰消化汚泥とした。実験に使用した濃縮汚泥は、A処理場で採取したものとした。実験に使用した水草は、2016年6月に、滋賀県琵琶湖において刈り取られた後、1か月程度天日乾燥された水草（主にオニビシの茎部分）を、ペースト状になるまで粉砕したものを用いた。

回分式嫌気性消化実験は、ガラス瓶および攪拌機を組み合わせた反応器を用い、消化汚泥400mLを投入し、表-10に示す所定量の濃縮汚泥、水草を添加し、沸騰後冷ました水道水を加えて500mLとした。その後、反応器内を窒素ガスで十分に置換し密栓後、35℃に調整した恒温水槽内に設置し、経時的にメタンガス発生量を測定した。

消化汚泥、濃縮汚泥、投入水草、実験終了後の培養液の性状分析は、下水試験方法に従って行った。なお、COD_{Cr}の分析は吸光光度計（DR2400、HACH社）により、COD試薬を用いた。アンモニア性窒素濃度は、自動比色分析装置（TRAACS2000、BRAN LUEBBE社）を用いた。発生メタンガス量の測定は、水上置換方式のガス流量計（BioReactor Simulator AMPTS II、Bioprocess Control）を用いた。

表-10 回分式嫌気性消化実験における基質の組成

| 系列名 | 投入消化汚泥 | 投入基質 (gVS) | |
|-----|--------|------------|-------|
| | | 濃縮汚泥 | 水草 |
| 1 | 400mL | — | — |
| 2 | 400mL | 0.670 | — |
| 3 | 400mL | 0.670 | 0.134 |
| 4 | 400mL | 0.670 | 0.336 |
| 5 | 400mL | 0.670 | 0.670 |

5.2 実験結果および考察

回分式実験におけるメタン生成量の経時変化を、図-18に示す。なお、回分式実験で用いた消化汚泥、濃縮汚泥、水草のVSは、1.1%、2.7%、9.4%、TSは、2.0%、3.4%、29.3%であった。濃縮汚泥や水草を投入した系列では、実験開始後1週間程度の間は、メタン発生速度が大きかったが、その後は、基質を投入しな

かったブランクの系列と同程度にまで発生速度が低下した。

本実験では実験期間を18日間に設定し、累積メタン発生量を整理した。表-11に、各系列における累積メタン発生量、他の系列でのメタン発生量を差し引いて計算される水草由来のメタン発生量を示す。また、本実験における、投入基質のVSベースのメタン転換率は、消化汚泥の場合280NmL/gVS、濃縮汚泥の場合260NmL/gVS、水草の場合、350~370NmL/gVSであった。

水草に関しては、昨年度も、琵琶湖の水草（主にオニビシ）を対象に同様の実験を実施した¹¹⁾が、その際に得られた投入基質のVSベースのメタン転換率150NmL/gVSと比べて、本年度の結果は1/4程度と小さかった。天候の状況や採取時期が異なり、また、同じオニビシでも採取部位（茎や葉）が異なる可能性もあり、一概には比較できないが、水草に関しては、VSベースのメタン転換率に、かなり大きな変動幅があることがわかった。なお、昨年度と本年度の水草の性状の違いとしては、昨年度の水草のTS、VSは19.3%、16.9%（VS/TS=0.88）であったのに対して、本年度

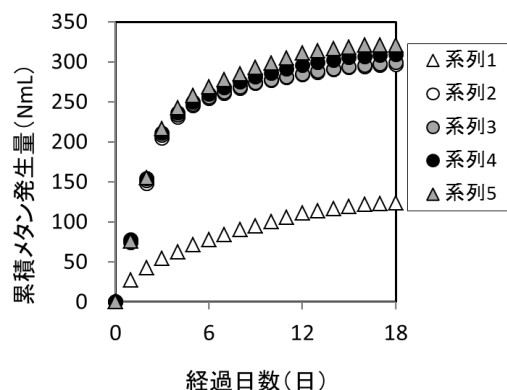


図-18 回分式嫌気性消化実験におけるメタン生成量の経時変化

表-11 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量 (単位: NmL)

| 系列名 | 累積メタン発生量 | メタンガスの由来 | | |
|-----|----------|----------|-------|------|
| | | 消化汚泥 | 濃縮汚泥 | 水草 |
| 1 | 125.6 | 125.6 | 0 | 0 |
| 2 | 296.7 | 125.6 | 171.1 | 0 |
| 3 | 301.4 | 125.6 | 171.1 | 4.8 |
| 4 | 309.1 | 125.6 | 171.1 | 12.5 |
| 5 | 320.7 | 125.6 | 171.1 | 24.1 |

の水草のTS、VSは29.3%、9.4%（VS/TS=0.32）で

あり、VS/TS 比が、メタン転換率を推定する指標となり得る可能性が考えられたが、今後、データを蓄積して、検証していきたいと考えている。

5.3 まとめ

下水処理場の放流先水域に発生する水草について、水草と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験を行い、メタン転換特性を把握した。投入水草の VS ベースのメタン転換率は、350~370NmL/gVS であり、同様の実験の結果 (150NmL/gVS) に比べて小さく、大きな変動幅があることがわかった。

6. まとめ

以下に、得られた成果を示す。

(1) 藻類培養の高効率化に関する検討

- 二次処理水よりも前段の工程水である、初沈流出水を利用することで、二次処理水での藻類培養よりも、藻類培養量を増加させることができると示された。この要因としては、栄養塩濃度の高さの他にも、窒素の形態がアンモニア性窒素であることや、その他の微量物質の存在、形態の違いなど様々な要因が考えられる。
- 消化汚泥の脱水分離液を工程水で希釈した溶液を基質として、水理的滞留時間を 16.8 日に設定した 2 系列 (攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列) のカラム型藻類培養水槽を用いて、3 月~10 月の間、太陽光の下で、回分式継代藻類培養を実施した。実験期間中の各系列の溶解性窒素の平均除去率は 77%、96%、溶解性リンの平均除去率は 94%、98%、藻類培養液 1L あたりの平均余剰藻類生産速度は、それぞれ、14.4mgSS/L・d、22.0mgSS/L・d であった。
- 秋季 (9 月) に得られた、消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験を実施し、培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価を行った。投入した培養藻類 VS あたりのメタンガス発生量は、攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列の場合、それぞれ、882NmL/g-VS、362NmL/g-VS であり、藻類培養の攪拌方法により大きく異なることがわかった。
- 消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類を凍結乾燥した試料について、高位発熱量を測定したところ、藻類培養が可能な 3 月~11 月の期間を通じて、18.0~22.4MJ/kg-DS の範囲であり、下水汚泥の乾燥物と同程度となることがわかった。
- 汚泥処理工程で発生する排水を用いた微細藻類培養において、脱水分離液を処理場流入水で 25 倍希釈した系および脱水分離液のみの系で藻類培養を行った結果、SS の増加量は脱水分離液のみの系で高く、クロロフィル *a* 濃度は、同程度に増加したことから、脱水ろ液を希釈せずに用いた藻類培養が可能であることが示された。
- ディスクセパレーターによる回収実験を行ったところ、約 96%の藻類を回収することができた。また、消化槽への投入が可能な濃度まで濃縮することができることが確認された。脱水分離液 4% で培養した藻類について、高位発熱量を測定した結果、22.1 MJ/kg-DS であり、未消化の下水汚泥の乾燥物(16-20 MJ/kg-DS) よりも高い熱量であることが示された。
- 屋外での初沈流出水を用いた連続藻類培養において、上部開放レースウェイと密閉縦型槽の装置での藻類培養状況の比較を行った。その結果、密閉縦型槽では、上部開放レースウェイと比較して、冬季において、10°C程度高い水温を維持することが可能であり、培養槽の SS を約 2 倍程度の濃度で培養できることが示された。栄養塩除去率、COD 除去率は、どちらの装置においても、同程度見込まれることが示された。
- 培養藻類のエネルギー化について、消費エネルギーおよび生産エネルギーの簡易的な収支試算を行った結果、嫌気性消化への投入により、エネルギー生産が可能であることを示した。
- 屋外に設置した 380L レースウェイ培養槽において、最初沈殿池流出水および余剰汚泥との混合液を用いて、微細藻類培養を 8 か月間実施し、培養基質の影響を調査した。その結果、余剰汚泥を基質に添加すると、基質 SS 濃度が 2 倍に増加し、培養槽内の SS は、最初沈殿池流出水のみよりも高くなり、沈殿槽で回収された微細藻類量は、約 2 倍に増加することが示された。
- 藻類培養において、最初沈殿池流出水や余剰汚泥を用いることで、沈殿池における沈降性が良好となり、排水中の SS および水質のレベルが低下することが示された。
- 採取した微細藻類を用いたメタン発生ポテンシャル試験では、微細藻類に混合汚泥と同等以上の有機酸が含まれており、メタン発生量の増加に寄与する可能性が示された。これらの影響は、余剰汚泥を混合して培養した系において、顕著にみら

れる結果であった。

(2) 下水処理場における藻類培養ポテンシャルの評価

12. 各工程水における藻類培養において、温室効果ガス排出量の試算を行った結果、削減効果は、初沈流出水を用いたレースウェイでの藻類培養で高いことが示唆された。敷地面積が確保できない場合は、密閉縦型やカラム型の培養槽を用いた二次処理水、脱水分離液を用いた藻類培養でも、混合方法を工夫することで、温室効果ガスを削減した藻類培養が可能であることが示唆された。
13. 下水処理場における藻類培養および培養藻類の嫌気性消化槽への投入によるバイオガス発生量の増量について、処理場の敷地面積および培養藻類の嫌気性消化への投入割合を、統計データをもとに試算した結果、現状の下水処理場の状況において、藻類培養技術導入が実現可能な処理場は一定数存在することが示された。

(3) 下水汚泥と水草の混合物のメタン発酵(嫌気性消化)特性の解明

14. 下水処理場の放流先水域に発生する水草について、水草と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験を行い、メタン転換特性を把握した。投入水草の VS ベースのメタン転換率は、350~370NmL/gVS であり、同様の実験の結果 (150NmL/gVS) に比べて小さく、大きな変動幅があることがわかった。

参考文献

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部、公益社団法人日本下水道協会：下水道政策研究委員会 報告書 新下水道ビジョン～「循環のみち」の持続と進化～、2014。
- 2) J.B.K. Park, R.J. Craggs, A.N. Shilton: Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond, *Water Research*, Vol.45, pp.6637-6649, 2011.
- 3) S. Chinnasmy, A. Bhatnagar, R.W. Hunt, K.C. Das: Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biodiesel application, *Bioresource Technology*, Vol.101, pp.3097-3105, 2010.
- 4) S. Cho, T.T. Luong, D. Lee, Y.K. Oh, T. Lee: Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production, *Bioresource Technology*. Vol.102, pp.8639-8645, 2011.
- 5) E.B. Sydney, T.E. da Silva, A. Tokarski, A.C. Novak, J.C.

de Carvalho, A.L. Woiciechowski, C. Larroche, C.R. Soccol: Screening of microalgae with potential for biodiesel production and nutrient removal from treated domestic sewage. *Applied Energy*. Vol.88 (10), pp.3291-3294, 2011.

- 6) 鈴木秀幸ら：下水処理場から発生する「未利用資源」を利活用したユーグレナ培養技術の実証研究，第53回下水道研究発表会講演集，p.184-186，2016。
- 7) 南山瑞彦，高部祐剛：下水道を核とした資源回収・生産・利用技術に関する研究，平成27年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第4347号，2017。
- 8) 高部祐剛，日高平，津森ジュン，南山瑞彦：炭酸添加が下水処理水を用いた藻類培養に与える影響に関する研究，第52回下水道研究発表会講演集，2015。
- 9) 岡安祐司，山崎廉予，重村浩之：消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類の燃料化物としてのポテンシャルについて、環境システム計測制御学会誌，Vol 23, No.2/3, pp.94-100, 2018。
- 10) 岡安祐司，山崎廉予，桜井健介，重村浩之：下水汚泥の嫌気性消化脱離液を用いた藻類培養における水理的滞留時間の影響について，第52回日本水環境学会年会講演集，p.160，2018。
- 11) 気象庁：気象庁ホームページ，<https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2019/12閲覧)
- 12) 日本工業標準調査会：石炭類及びコークス類—ボンブ熱量計による総発熱量の測定方法及び真発熱量の計算方法，JIS M 8814, 2003。
- 13) 山崎廉予，重村浩之：下水を用いた自然発生型藻類培養技術の検討，第21回水環境学会シンポジウム，pp.84-85, 2018。
- 14) 西澤一俊，千原光雄：藻類研究法，共立出版，pp.278-280, 1979。
- 15) 川崎琢真，清水洋平，多田匡秀：吸光光度計を利用した餌料用微細藻培養密度の簡易推定法，水産技術，Vol.9, No.1, pp.27-31, 2017。
- 16) LI, Y., NOIKE, T.: Characteristics of the degradation of excess activated sludge in anaerobic acidogenic phase, *Japan journal of water pollution research*, Vol.10, No.12, pp.729-740, 1987.
- 17) 朝日機材株式会社：水中ポンプ，<http://www.asahikizai.com/wp-content/themes/asahikizai/pdf/nationwide/26.pdf> (2021/12閲覧)
- 18) ポエック株式会社：ステンレス水中攪拌機，<https://www.puequ.co.jp/ja/product/screw/other/main/0>

- 1/teaserItems1/0/link/screw1605.pdf (2021/12 閲覧)
- 19) 株式会社タクマ, 株式会社ルネッサンス・エネルギー・リサーチ, 南但広域行政事務組合: CO₂ 分離膜を適用した次世代低炭素型高効率バイオガス発電システム及びコンバインドシステム, 平成 30 年度環境省委託業務, 2019.
- 20) 国土技術政策総合研究所下水道研究部下水処理研究室: 高効率固液分離技術と二点 DO 制御技術を用いた省エネ型水処理技術導入ガイドライン(案), 国総研資料第 949 号, 2017.
- 21) 国土交通省水管理・国土保全局: 下水汚泥のエネルギー化ガイドライン—改訂版—, 2015.
- 22) 東京電力エネルギーパートナー HP : https://www.tepco.co.jp/ep/notice/news/2019/1516230_8907.html (2021/12 閲覧)
- 23) 鶴巻峰夫, 東海林俊吉, 八木美雄: 汚泥再生処理センターにおける再資源化のライフサイクルインベントリ分析—原単位の精査について—, 廃棄物資源循環学会研究発表会講演集, Vol.23, p.105, 2012.
- 24) 日本下水道協会: 平成 30 年度版 下水道統計第 75 号, 2021.
- 25) Yukiyo Yamasaki, Hiroyuki Shigemura: Microalgae culture using sewage resources under low light transmission conditions, The 58th Japan Annual Technical Conference on Sewerage, 2021.
- 26) 重村浩之, 山崎廉予: 下水道施設を核とした資源・エネルギー有効利用に関する研究, 令和 2 年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第 4423 号, 2022.

10.2 下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発

10.2.1 河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用に関する研究

担当チーム：材料資源研究グループ（資源循環担当）

研究担当者：植松龍二、重村浩之、岡安祐司、宮本豊尚、
山崎廉予、桜井健介、谷藤溪詩

【要旨】

下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発を目指し、河川・道路等の管理で生じる草木等バイオマスを下水処理場内で利用する方法に関して調査・研究を行った。まず、剪定枝を下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用する技術の検討を行った。試算の結果、剪定枝を補助燃料として活用することによって従来の化石燃料使用量を削減できる可能性が示唆された。また、自然乾燥が困難な場合には、下水汚泥焼却炉の白煙防止空気の余剰分が乾燥に利用可能であると考えられた。さらに、剪定枝等の草木は実処理場内に既存と想定される機器で破碎・搬送し、供給できることが示唆された。本研究ではさらに、剪定枝等を焼却する際に懸念されるクリンカ発生について検討し、全国の下水処理場の焼却炉を対象としたアンケートによる発生状況の把握と実験炉において得られた混焼灰の性状についても調査した。次に、下水処理場の汚泥脱水工程において、草木等バイオマスを脱水助剤として活用する技術について検討した。実験室レベルの遠心脱水試験では、刈草、剪定枝、水草など幅広い種類の草木等バイオマスにおいて、消化汚泥の脱水助剤としての有用性が示唆された。また、パイロットスケールのスクリュープレス脱水機、実処理場のベルトプレス脱水機、実規模レベルの遠心分離脱水機において、草木等バイオマスと消化汚泥の混合脱水の有用性を検証した。いずれの脱水機においても、脱水ケーキの含水率の低減、ケーキ発生量の削減が確認された。試算の結果、汚泥処分費の削減効果、一連のシステムにおける温室効果ガス排出量の削減効果が見込まれることが示された。最後に、草木等バイオマスと下水汚泥の混合嫌気性消化について検討した。葉、茎、根、枝や堅果などの部位によってメタン転換ポテンシャルが異なることが示唆され、これらの含有比率について配慮する必要があると考えられた。また、メタン転換効率を増加させるためには、葉や根の部分を選択し、茎部分を排除する方法が有効であると考えられた。下水汚泥の嫌気性消化において、草木等バイオマス（松枝葉）を混合することにより、消化後の汚泥の脱水性の向上が見込めることが示された。

キーワード：バイオマス、剪定枝、刈草、下水汚泥焼却補助燃料、汚泥脱水助剤、藻類培養、混合嫌気性消化、堅果、凍結解凍、温室効果ガス排出量

1. はじめに

下水道整備の進展にともない、令和元年度末時点で下水道処理人口普及率は約 80.1 %、管路延長は約 48 万 km、処理場数は約 2,200 箇所など下水道ストックは増大してきた¹⁾。循環型社会形成推進基本計画（平成 30 年 6 月、閣議決定）²⁾では、「循環資源・バイオマス資源のエネルギー源への利用」のために、下水処理場を地域のバイオマス活用の拠点としてエネルギー回収等を行う取り組みを推進する方向性が示されている。また、国土交通省河川砂防技術基準維持管理編（河川編）³⁾では、伐木や刈草について、リサイクル及びコスト削減の観点から有効利用に努めることとされるな

ど、河川事業等で発生するバイオマスも有効利用が求められている。

下水処理場は、全国に点在するエネルギー消費施設であり、河川事業等に由来するバイオマス（剪定枝や刈草等のバイオマス）の発生源に近接している場合もあることから、効率的なバイオマス利用が期待できる施設であるといえる。このような背景を踏まえて本研究では、河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用を促進することを目的とし、①下水汚泥焼却炉での活用技術、②汚泥脱水助剤としての活用技術、③下水汚泥との混合嫌気性消化技術について検討を行った。

なお、本研究では、剪定枝、刈草、水草など幅広い種類のバイオマスを用いた検討を行っているが、ここではそれらを草木等バイオマスと総称している。

2. 草木等バイオマスを下水汚泥焼却炉で活用する技術の検討

平成 28 年度は、道路等管理に由来する剪定枝および地方自治体における剪定枝の発生量とこれらを下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用した時の効果の試算等を行い、従来の化石燃料使用量を削減可能であるか検討した。河川、道路、公園、ダムなどの管理のため日頃より剪定枝が発生しており、収集体制が確立していることから、比較的利用しやすいバイオマスであると考えられた。これらで発生した剪定枝等の木質バイオマスを、下水汚泥焼却炉における補助燃料として利用できれば、地球温暖化対策として貢献可能と考えられる。しかし、剪定枝は水分を含んでおり、補助燃料として活用する際は、チップを乾燥して利用するのが望ましいと考えられる。そこで、平成 29 年度は木質チップの自然乾燥に要する保管期間、保管場所の面積について調査するとともに、温風を利用した強制乾燥の実用性を検討するため、熱源としての下水汚泥焼却炉の利用可能性を調査した。さらに、剪定枝の灰分とその低減方法を調査した。下水汚泥焼却炉の白煙防止空気は、白煙の防止に必要な熱量以上の熱を大気中へ放出しており、一部が利用可能であることが分かった。これを受けて平成 30 年度は、下水汚泥焼却炉における排熱を活用した剪定枝廃材の補助燃料利用システムについて、実用性の検討に資するため、まず、現状の下水汚泥焼却炉における白煙防止空気の利用可能量を算出し、それで乾燥可能な剪定枝廃材の量を算出した。そして、その剪定枝廃材を補助燃料として利用した時の化石燃料削減量を算定した。

実処理場において導入を考える場合、既存の施設を評価し、最大限活用することが重要である。そこで令和元年度は、下水汚泥焼却炉における剪定枝等の補助燃料利用システムについて実施への導入手法や課題抽出を行うため、モデル都市・処理場におけるバイオマスの発生量や焼却炉での混焼上限値等について机上による検討を行った。混焼にあたってはバイオマスの焼却炉への供給能力が律速になることを明らかとした。令和 2 年度はバイオマスの供給手法として令和元年度に想定した「し渣の混焼ライン」(後述 図-7 を参照)の利用可能性について検討を行った。具体的には、①全国におけるし渣の混焼状況をアンケートにより把握

するとともに、②バイオマス破碎時におけるし渣破碎機の挙動、破碎物の物性及びコンベアによる搬送特性について、実施や実規模装置を用いて調査を行った。その結果、あらかじめ適切に破碎した草木破碎物であれば、実処理場におけるし渣破碎機～搬送用コンベアを用いたバイオマス供給は実現可能性が高いことを明らかにした。最後に令和 3 年度には、草木等バイオマスを補助燃料として利用する際に焼却炉内で発生が懸念されるクリンカに着目した。全国の下水処理場に焼却炉が設置されている公共団体を対象にアンケート調査を実施し、クリンカ発生状況等を調査した。続いて実験炉(ゴールドファーネス炉)によって得られた焼却灰中の溶出試験を行い、混焼によりリンが形態変化していたことを確認した。

2. 1 道路等管理に由来する伐木・流木・剪定枝を下水汚泥焼却炉で活用する技術の検討

道路等管理に由来および地方自治体における剪定枝の発生量とこれらを下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用した時の効果の試算等を行い、従来の化石燃料使用量を削減可能であるか検討した。

2. 1. 1 道路等管理に由来する伐木・流木・剪定枝の現状

河川、道路、公園、ダムなどの管理のため、毎年定期的に樹木の伐採、流木の回収等が行われている。例えば、全国の道路緑化樹木の本数は、平成 23 年度末時点で、高木 675 万本、中低木 14,016 万本が存在し⁴⁾、定期的に剪定が行われている。国土交通省の 109 国道事務所、102 河川事務所、17 公園事務所、25 ダム事務所に対して実施したアンケート結果によれば、これらの事務所から、剪定枝葉は 170TJ/年相当が発生していると推算されている⁵⁾。また、国内の 199 ダムからは、概算で 230TJ/年相当の流木が発生している⁶⁾。一般に、バイオマスは「広く、薄く」存在している上、水分含有量が多い、かさばる等の扱いづらいという特性のために収集が困難であることが、バイオマスが十分に活用されていない原因の一つである⁷⁾が、河川、道路、公園、ダムなどの管理のため日ごろより草木が伐採、収集されており、収集・利用が容易であることから、比較的利用しやすいバイオマスであると考えられる。

2. 1. 2 地方自治体における剪定枝の発生量

地方自治体で実際に発生する剪定枝量の一例を表-1 にまとめた。地方自治体がとりまとめる際に、「草木」として草を含めて集計している場合が多く、剪定枝量

表-1 地方自治体で発生している剪定枝量の例

| 地域 | 対象物 | 発生量 (トン/年) | 自治体面積 (km ²) ¹³⁾ | 計算された1日・ 1km ² あたりの発 生量(kg/(日・km ²)) |
|----------------------|--------------------|---------------|--|---|
| 八王子市 ⁸⁾ | 街路樹、公園緑化木(推計) | 3,644 | 186 | 54 |
| 町田市 ⁹⁾ | 剪定枝資源化センターに搬入されたもの | 1,728 | 72 | 66 |
| 浜松市 ¹⁰⁾ | 家庭及び街路樹、公園緑化木 | 33,962 | 1558 | 60 |
| 堺市 ¹¹⁾ | 環境系剪定枝 | 3,470 | 150 | 63 |
| 東京都区部 ¹²⁾ | 緑被地全般(推計) | 13,620 | 627 | 60 |

表-2 剪定枝の性状の測定例¹⁴⁾

| | 水分含量 (kg/kg-wet) | 高位発熱量 (MJ/kg-dry) | 水素含量 (kg-H/kg- dry) | 灰分 (kg/kg-dry) |
|-----|---------------------|----------------------|---------------------------|-------------------|
| 最小値 | 0.447 | 17.9 | 0.0571 | 0.017 |
| 最大値 | 0.590 | 19.8 | 0.0631 | 0.132 |

として集計している場合は限られていた。家庭から発生するものを含まない場合もあったが、発生量はいずれも約60 kg/(日・km²)であった。

2. 1. 3 剪定枝の含水率、高位発熱量等の性状

土木研究所は、国土交通省の河川または国道事務所等で採取した草本類の組成を調査した¹⁴⁾。そのデータのうち、剪定枝に該当する14種の試料の水分含量、高位発熱量、水素含量、灰分の最小値と最大値を表-2に示した。

2. 1. 4 下水汚泥焼却炉における補助燃料の使用実態

補助燃料とは、「主燃料だけでは、燃焼温度が低いあるいは燃焼が継続できない場合に負荷する燃料」¹⁵⁾であり、下水汚泥焼却炉における脱水汚泥燃焼時の補助燃料には、一般に重油、灯油、消化ガス、都市ガスが用いられている¹⁶⁾。

平成26年度下水道統計¹⁷⁾を元に作成した直接脱水汚泥と消化脱水汚泥の含水率と投入汚泥量あたりの補助燃料使用量の関係を図-1に示した。直接脱水汚泥の平均含水率は76.9%であり、流動焼却炉における補助燃料使用量は直接脱水汚泥1kgあたり593kJ(A重油で16.0mL相当)であった。消化脱水汚泥の平均含水率は80.3%であり、流動焼却炉における補助燃料使用量は消化脱水汚泥1kgあたり1,485kJ(A重油で40.0mL相当)であった。直接脱水汚泥の計算にあたっては、消化施設を有していない又は稼働しておらず、流動焼却炉を持つ下水処理場を抽出し、焼却炉への投入汚泥量、含水率、補助燃料使用量が記載された74処

理場(156基)のデータを用いた。消化脱水汚泥の計算にあたっては、消化施設が稼働し、流動焼却炉を持つ下水処理場を抽出し、焼却炉への投入汚泥量、含水率、補助燃料使用量が記載された25処理場(36基)のデータを用いた。脱水汚泥量あたりの補助燃料使用量は、補助燃料使用量の総和を投入脱水汚泥量の総和で除して計算した。各種の補助燃料(特A重油、A重油、灯油、都市ガス、プロパンガス、消化ガス)は低位発熱量^{18),19)}に換算して計算した。

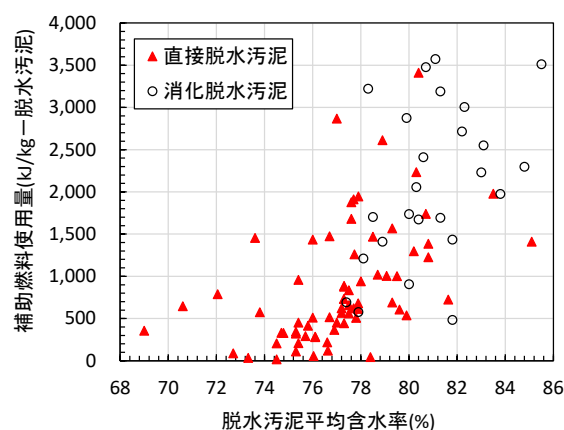


図-1 直接脱水汚泥と消化脱水汚泥の含水率と脱水汚泥量あたりの補助燃料使用量の関係

2. 1. 5 剪定枝を下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用した時の効果の簡易試算

2. 1. 5. 1 試算方法

前節のとおり下水汚泥焼却炉には、補助燃料が利用されるが、消化ガス以外は、化石燃料であり、地球温暖化対策の観点から、使用量削減を今後求められると考えられる。剪定枝等の木質バイオマスを、下水汚泥焼却炉における補助燃料として利用できれば、それに貢献可能と考えられる。

土木研究所は、平成 17 年から平成 20 年に、共同研究により、混合装置、圧送ポンプ等を用いた実証試験において、汚泥と木質バイオマス（広葉樹のチップやバーク）等を予め混合してから、過給式流動焼却炉へ投入できることを実証した^{20),21)}。しかし、剪定枝は対象としていなかった。

剪定枝は含水率が高いので、補助燃料として活用する際には、乾燥して利用するのが望ましいと考えられるが、現在、導入事例は見当たらない。そこで、剪定枝を乾燥させて下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用するシステムを導入した時の効果を簡易的に試算した。試算対象は、システム導入による化石燃料削減量、システム導入後の化石燃料使用量とした。

剪定枝は、下水処理場近辺から収集し、破碎、乾燥させてから利用することを想定した。試算条件は、以下のとおりとした。

- 剪定枝の受入能力：5,000kg-wet/日
- 収集された剪定枝の水分含量：0.5kg/kg-wet
- 乾燥後の水分含量：0.2kg/kg-wet
- 収集された剪定枝の高位発熱量：19MJ/kg-dry
- 収集された剪定枝の水素含量：0.06kg-H /kg-dry
- 剪定枝の化石燃料代替効率：50-100%
- 下水汚泥焼却炉の処理能力：100t-脱水汚泥/日
- 消化工程：無し
- 導入前の化石燃料使用量：593kJ/kg-脱水汚泥

なお、剪定枝の受入能力は、剪定枝発生量は 60 kg-wet/(日・km²)、収集範囲は 5km 圏内を想定して設定した。剪定枝の含水率、高位発熱量、水素含量は、土木研究所の調査¹⁴⁾を参考に設定した。化石燃料代替効率は、文献²²⁾を参考に、焼却炉に投入した剪定枝の熱量あたりの化石燃料の削減熱量と定義した。導入前の化石燃料使用量は、前節の直接脱水汚泥の平均値を利用した。剪定枝の乾燥には、下水汚泥焼却炉の廃熱を用いることとし、追加的なエネルギーの消費は無いものとした。剪定枝を下水処理場まで運搬するためのエネルギーは、従来からごみ処理場等へ運搬されていた

ものと同等とみなし、追加的な消費はないものとした。破碎や乾燥の動力は、エネルギーを要するがシステムの構成により異なるので、試算には含めなかった。

- 投入剪定枝熱量は以下の式で求めた。
投入剪定枝熱量(MJ/日)＝乾燥剪定枝投入量(kg-wet/日)×剪定枝低位発熱量(MJ/kg-wet)
乾燥剪定枝投入量(kg-wet/日)＝剪定枝受入量(kg-wet/日)×{1-収集剪定枝水分含量(kg-H₂O/kg-wet)} / {1-乾燥剪定枝水分含量(kg-H₂O/kg-wet)}
- 低位発熱量は、文献²³⁾を元に以下の式で計算した。
低位発熱量(MJ/kg-wet)＝高位発熱量(MJ/kg-wet)－2.44×{9×水素含量(kg-H/kg-dry)×(1-水分含量(kg-H₂O/kg-wet))+水分含量(kg-H₂O/kg-wet)}

$$\text{高位発熱量(MJ/kg-wet)} = \text{高位発熱量(MJ/kg-dry)} \times \{1 - \text{水分含量(kg-H}_2\text{O/kg-wet)}\}$$

- 化石燃料削減量は以下の式で求めた。
化石燃料削減量(MJ/日)＝投入剪定枝熱量(MJ/日)×化石燃料代替効率(%)/100
- システム導入後の化石燃料使用量は、以下の式で求めた。

導入後の化石燃料使用量(MJ/kg-wet)＝下水汚泥焼却炉の処理能力(t-wet/日)×従来の化石燃料使用量(kJ/kg-wet)－化石燃料削減量(MJ/日)

2. 1. 5. 2 試算結果

剪定枝(高位発熱量 19MJ/kg-wet、水素含量 0.06kg-H/kg-dry を仮定)の水分含量が変化した時の、低位発熱量は、表-3 のとおりとなった。

補助燃料削減量は、21.4～42.8GJ/日(A 重油で 580～1,150L/日相当)と試算された。化石燃料使用量については、導入前は 59.3GJ/日(A 重油で 1,600L/日相当)であり、導入により 16.5～37.9GJ/日(A 重油で 450～1,020L/日相当)へ削減された。

表-3 剪定枝（高位発熱量 19MJ/kg-wet、水素含量 0.06kg-H/kg-dry と仮定）の水分含量と低位発熱量

| 水分含量(kg/kg-wet) | 低位発熱量(MJ/kg-wet) |
|-----------------|------------------|
| 0.00 | 17.7 |
| 0.10 | 15.7 |
| 0.20 | 13.7 |
| 0.30 | 11.6 |
| 0.40 | 9.6 |
| 0.50 | 7.6 |
| 0.60 | 5.6 |

2. 2 剪定枝等の木質バイオマスを下水汚泥焼却炉で活用する技術の検討

木質チップの自然乾燥に要する保管期間、保管場所の面積について調査した。つぎに、土地の制約などから自然乾燥が困難な場合を想定し、温風を利用した強制乾燥の実用性を検討するため、熱源としての下水汚泥焼却炉の利用可能性を調査した。さらに、剪定枝の灰分とその低減方法を調査した。

2. 2. 1 木質チップの自然乾燥の可能性

スギの枝葉を自然乾燥させた実験では、破碎径を段々細かくして空隙が小さくなるほど乾燥速度は遅くなり、チップは特に遅い²⁴⁾。イチョウやプラタナスを数十 cm 程度で切断したものを、屋内で乾燥させたケースでは、含水率 20%以下にするのに 1~3 か月程度を要するが、チップでは約 3 か月でも含水率 20%に達しておらず²⁵⁾、チップの自然乾燥には時間を要する。また、34mm×14mm×4mm 程度のスギ・ヒノキチップを水浸させて含水率を調整した実験では、攪拌なしで乾燥するのは表面から 10cm 程度までであり、攪拌の効果が顕著であるとされている²⁶⁾。河川、道路、公園、ダム等の管理に由来する剪定枝を多量に乾燥する場合、破碎径等により変化するものの、温風を用いる強制乾燥に比べて長く時間がかかり、広大な土地を要すると考えられた。

また、チップを保管する際には、微生物の活動に起因する発酵熱と、油脂類の酸化に起因する発熱による火災²⁷⁾の発生に注意する必要がある。破碎チップは、切削チップよりも発火の危険性が高いので、注意が必要である²⁸⁾。なお、堆肥化等のため剪定枝チップを保管している場合、積み上げ高さの上限を 3m または 3.5m に設定している例があり²⁵⁾、積み上げ高さの上限に配慮する必要がある。

2. 2. 2 木質チップの乾燥に適した下水汚泥焼却炉の排熱の種類

50t/d の下水汚泥焼却炉から、中・低温排熱は年間約 3PJ 程度発生しているが、排熱温度が低く用途が限られること等から大半が利用されずにいる²⁹⁾。これは、土地の制約などから自然乾燥が困難な場合に、木質チップの乾燥熱源として利用できる可能性がある。具体には、「洗煙排水」や「白煙防止空気」がある。それぞれの性質、温度、熱量を表-4 に示す。

洗煙排水は、熱量は多いが、温度が低く活用が難しい。また、塩化物イオン、硫酸イオン濃度が高い場合³⁰⁾があり、ステンレス鋼に対して腐食させる可能性がある。

表-4 洗煙排水や白煙防止空気の特徴

| | 洗煙排水 | 白煙防止空気 |
|-----|----------------------------------|--|
| 性質 | 排煙処理塔において、硫黄酸化物、硫化水素、ばいじん等を吸収した水 | 白煙防止のため煙突において洗浄排煙と混合するために、白煙防止熱交換器で加温された空気 |
| 温度* | 50°C ²⁹⁾ | 350°C ²⁹⁾ |
| 熱量* | 10GJ/h ²⁹⁾ | 1.8GJ/h ²⁹⁾ |

*温度と熱量は、50 トン/日の流動床式焼却炉の例

一方、白煙防止空気は、白煙の防止に必要な熱量以上の熱を大気中へ放出しており、一部が利用可能である³¹⁾。白煙防止空気は、外気を熱交換器で加温したものであり、絶対湿度が低く、洗煙排水に比べて熱量は少ないものの、乾燥に適していると考えられた。ごみ焼却施設では、環境省の「高効率ごみ発電施設整備マニュアル³²⁾」において、原則として白煙防止処理をせず、より高効率なエネルギー回収を推進するよう努めることとされている。ただし、白煙が見えること等について、周辺住民に理解を求めるよう努める必要がある³²⁾。白煙防止基準を設定する場合は、外気温度 5°C、湿度 50%程度が一般的である³³⁾とされている。

2. 2. 3 剪定枝の灰分

剪定枝を燃料として利用する際、灰分が多いと重量当たりの熱量が低下し、灰の炉外への持ち出し熱量も増加するのに加えて、灰の処分量が増加するため、重要な成分である。土木研究所が調査¹⁴⁾した、国土交通省の河川または国道事務所等で採取された剪定枝に該当する 14 試料の灰分は、1.7~13%であった。一般社団法人日本木質バイオマスエネルギー協会の制定した木質チップの規格³⁴⁾において、灰分は最大で 5.0%である。また、一般社団法人日本木質ペレット協会の制定した木質ペレット品質規格³⁵⁾において、灰分は最大で 2.0%である。

灰分を下げようとする場合、剪定枝の灰分は平均直径と相関関係がある³⁶⁾ため、平均直径が一定以上の剪定枝を用いることで灰分を低減可能と思われる。また、混入する土砂を取り除くことも有効であり、剪定枝から篩目 1mm で土砂を篩分けた事例³⁷⁾では、灰分が 3.4%から 1.7%まで減少したとのことであり、これらによっても灰分が低下することが期待される。

2.3 剪定枝廃材の補助燃料利用システムの実用性の検討³⁸⁾

2.2 において下水汚泥焼却炉の白煙防止空気は、白煙の防止に必要な熱量以上の熱を大気中へ放出しており、一部が利用可能であることが分かった。そこで、下水汚泥焼却炉における排熱を活用した剪定枝廃材の補助燃料利用システムについて実用性の検討に資するため、まず、現状の下水汚泥焼却炉における白煙防止空気の利用可能量を算出し、それで乾燥可能な剪定枝廃材の量を算出した。そして、その剪定枝廃材を補助燃料として利用した時の化石燃料削減量を算定した。下水汚泥焼却炉は、処理能力 50t/d 規模を想定した。なお、本稿における含水率は、特に記述の無い場合は、材料の湿潤重量に占める水分重量の割合（湿量基準）で表した。

なお、本項における剪定枝廃材の補助燃料利用システム（以下、「本システム」と呼ぶ）のフローは、図-2 に示したとおり、ヤードに収集された剪定枝廃材を、バックホーで破砕機に投入してチップ化し、下水汚泥焼却炉の近傍で白煙防止空気を用いた乾燥機で乾燥させ、貯留槽において短時間貯留後、混練機を用いて下水汚泥と混練し、下水汚泥焼却炉へ投入することを想定した。なお、白煙防止空気は貯留せずに、乾燥機の稼働時のみ、発生している白煙防止空気の一部を使用することとした。

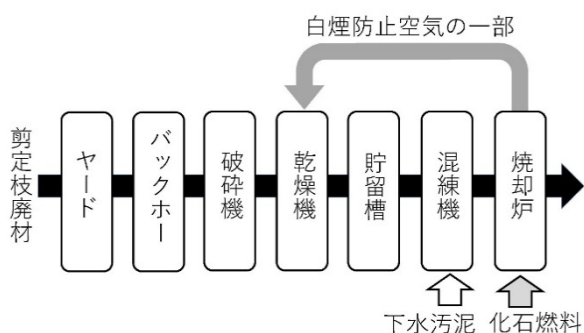


図-2 剪定枝廃材の補助燃料利用システムにおける剪定枝廃材のフロー

2.3.1 方法

2.3.1.1 白煙防止空気の利用可能量

生じた白煙防止空気のうち、白煙の防止に必要な量を引いた余剰分は、他の目的に利用可能であり、これを白煙防止空気の利用可能量として算出した。白煙は、排気ガス中の水蒸気が凝縮したものであり、白煙防止空気と排ガスが混合されて煙突から排出され、外気温度まで温度が低下する過程で、絶対湿度が飽和水蒸気

量よりも低ければ白煙は生じない。このことから、飽和水蒸気曲線を描いたグラフを用いて、白煙の発生の有無を判定することができる^{39),40)}。白煙を防止する条件として想定する外気温度及び湿度は、白煙を防止する条件として、外気温度 5℃、湿度 50%程度が一般的である³³⁾とされていることから、「外気温度 5℃、湿度 50%」（以下、「外気条件 A」と呼ぶ）と、冬季のより厳しい条件を想定した「外気温度 0℃、湿度 100%」（以下、「外気条件 B」と呼ぶ）の 2 種類の外気条件を設定して、白煙防止空気の利用可能量を試算した。

排ガスと製造された白煙防止空気 a% を混合した時の計算条件を図-3 に示した。白煙防止空気は、下水汚泥焼却炉の排ガスを冷却させるため、白煙防止熱交換器を通じて 1.8GJ/h²⁹⁾ が外気と熱交換されて 350℃まで昇温し、製造されるものとした。絶対湿度は外気と等しく、外気条件 A、B において、それぞれ、2.7、3.8 g/kg-DG（乾きガス重量）とした。この白煙防止空気の比エンタルピーは 358 kJ/kg-DG であることから、白煙防止空気の製造量は 5030 kg-DG/h と設定した。排煙処理後の排ガス量は、文献⁴¹⁾の計算方法に従って 4280 kg-DG/h と設定した。ここで、焼却炉の空気比は、流動焼却炉で一般的な 1.30⁴²⁾ とし、排煙処理後の燃焼排ガスの温度は 40℃²⁹⁾ とし、下水汚泥の組成は文献⁴³⁾の値を用いた。排ガスと白煙防止空気は、煙突内において標準気圧下で混合されるものとし、それらの混合気体（以下、「混合排煙」と呼ぶ）の温度 T_M [K] を、エネルギー保存則を用いて以下の式(1)から計算した。

$$C_a n_a (T_M - T_a) + C_b n_b (T_M - T_b) + \frac{a}{100} \{ C_c n_c (T_M - T_c) + C_d n_d (T_M - T_d) \} = 0 \quad \dots(1)$$

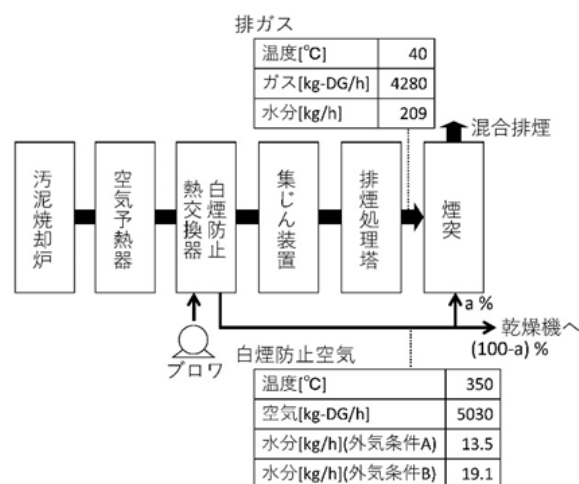


図-3 排ガスと白煙防止空気の混合条件

ここで、式(1)中の下付きの a、b、c、d は、それぞれ、排ガス中の乾きガス、排ガス中の水分、白煙防止空気中の乾き空気、白煙防止空気中の水分を表す。 $C_{a,b,c,d}$: 定圧モル熱容量[J/(mol・K)]、 $n_{a,b,c,d}$: 物質質量[mol/h]、 $T_{a,b,c,d}$: 温度[K]、a : 白煙防止空気の利用率[%]を表す。 C_a 及び C_c は、30 J/(mol・K)、 C_b 及び C_d は、33 J/(mol・K)として計算した。なお、物質質量は、各成分の重量を分子量で除したものである。

2. 3. 1. 2 白煙防止空気乾燥可能な剪定枝廃材量

外気条件 A、B において、下水汚泥焼却炉における白煙防止空気を熱源とした際に、連続式熱風乾燥機により乾燥可能な剪定枝廃材量を算出した。乾燥機に供給される熱量は、製造された白煙防止空気の熱量 1.8GJ/h に、前節で算出された利用可能な割合を乗じて計算した。利用可能な白煙防止空気を外気と混合して標準気圧、温度 100℃で利用することを想定した。その熱風の絶対湿度は外気と同等とした(表-5 参照)。乾燥機は、バンドによる材料移送型の対流伝熱乾燥機を用いることとし、文献⁴⁴⁾から、熱効率(=乾燥に使用される熱量/乾燥機に供給される熱量)は 0.5 と設定した。剪定枝廃材の含水率は、乾燥開始時 50%、乾燥終了時 20%と設定した。乾燥に使用される熱量 Q [J/h]と乾燥可能な材料の供給速度 F_s [kg/h]の関係は、湿球温度において全ての水分が蒸発するものとして、概算で以下の式(2)⁴⁴⁾で示される。

$$Q = F_s \{ (C_s + W_1 C_L)(T_W - T_{M1}) + (W_1 - W_2)(\Delta h_v)_W + (C_s + W_2 C_L)(T_{M2} - T_W) \} \dots(2)$$

ここで、 C_s : 材料の比熱容量(=1250[J/(kg・K)]⁴⁵⁾)、 W_1 : 乾燥開始時の平均含水率[kg/kg-dry]、 C_L : 水の比熱容量(=4200[J/(kg・K)])、 T_W : 湿球温度[K]、 T_{M1} : 乾燥開始時の材料温度[K] (外気温と同じ)、 W_2 : 乾燥終了時の平均含水率[kg/kg-dry]、 $(\Delta h_v)_W$: 湿球温度 T_W における蒸発潜熱[J/kg]、 T_{M2} : 乾燥終了時の材料温度[K] (熱風温度と同じ)を示した。式(2)中の含水率は、材料の乾燥重量に占める水分重量の割合(乾量基準)である。湿球温度 T_W は、湿度図表⁴⁶⁾から求めた。湿球温度 T_W における蒸発潜熱 $(\Delta h_v)_W$ は、文献⁴⁴⁾の以下の式(3)から求めた。

$$(\Delta h_v)_W = 2500 - 2.44(T_W - 273) \dots(3)$$

表-5 外気条件別の乾燥用熱風の設定温度と絶対湿度

| 外気条件 | | | 乾燥用熱風 | |
|------|---------|-----------------------|---------|----------------|
| 名称 | 温度 [°C] | 絶対湿度 [g/kg-DG] (相対湿度) | 温度 [°C] | 絶対湿度 [g/kg-DG] |
| A | 5 | 2.7 (50%) | 100 | 2.7 |
| B | 0 | 3.8 (100%) | | 3.8 |

2. 3. 1. 3 剪定枝廃材の混焼による化石燃料削減量

外気条件 A、B において、白煙防止空気乾燥可能な剪定枝廃材を利用した際の、下水汚泥焼却炉における化石燃料削減量を算定した。化石燃料削減量は、その低位発熱量が、投入した剪定枝廃材の低位発熱量と等しいものとして計算した。剪定枝廃材の高位発熱量、水素含量は、土木研究所の調査¹⁴⁾における剪定枝の平均から、19.2 MJ/kg-dry、0.059 kg-H/kg-dry とした。低位発熱量 [MJ/kg-wet]は、文献²³⁾をもとに 2. 1. 5. 1 に先述した式で計算した。

2. 3. 1. 4 消費エネルギー量の試算

消化脱水汚泥 14,600t/年 (50t/日、年間稼働日数 292 日) の従来システムに、本システムを導入することを想定し、年間消費エネルギー量を試算して、従来システムとの比較を行った。本システムの主な電力使用機器を表-6 に示した。機器は、剪定枝廃材は、含水率 50% で 5t/日を想定して動力値を設定した。その他に磁選機、コンベア等として、日消費電力 100kWh 計上した。これらの機器の負荷率は 70%とした。また、電力は、1 次エネルギー換算係数 9.76MJ/kWh を用いて、エネルギー量へ換算した。焼却炉の電力消費量は、簡易算定式⁴⁷⁾を用いて計算した。従来システムの補助燃料消費量は、2.1.4 から A 重油で 40L/トンとした。

表-6 本システムの主な電力使用機器

| | 動力 [kW] | 日稼働時間 [h] | 日消費電力 [kWh] |
|-----|---------|-----------|-------------|
| 破碎機 | 120 | 5 | 600 |
| 乾燥機 | 22 | 7 | 154 |
| 混練機 | 5.5 | 24 | 132 |

2. 3. 2 結果と考察

2. 3. 2. 1 白煙防止空気の利用可能性

混合排煙が、外気条件まで温度及び絶対湿度が低下しても、白煙を防止可能な条件(以下、「白煙防止限界

点」と呼ぶ)を算出するため、外気条件 A、B における、飽和水蒸気曲線、白煙防止境界、混合排煙 (a=0-100%) の温度及び絶対湿度を図-4、図-5 に示した。白煙防止境界とは、外気条件を表す点を通る飽和水蒸気曲線の接線 (図中の破線) で表される。白煙防止限界点は、その白煙防止境界と、混合排煙(a=0-100%)の直線 (図中の点線) の交点から求められる。外気条件 A の時、白煙が防止されるのは、混合排煙が温度 59℃以上、絶対湿度 42g/kg-DG 以下の時であった。この条件を満たすのは、式(1)から、表-7 の値を用いて、白煙防止空気の利用率 6%以上の時であり、利用可能量は残りの 94%と試算された。外気条件 B の時、白煙が防止

表-7 式(1)において余剰空気利用率を求めた際の各成分の物質質量及び温度

| 外気条件 | A | B |
|----------------|-----|-----|
| n_a [kmol/h] | 149 | 149 |
| n_b [kmol/h] | 12 | 12 |
| n_c [kmol/h] | 175 | 175 |
| n_d [kmol/h] | 0.8 | 1.1 |
| T_a [K] | 313 | 313 |
| T_b [K] | 313 | 313 |
| T_c [K] | 623 | 623 |
| T_d [K] | 623 | 623 |

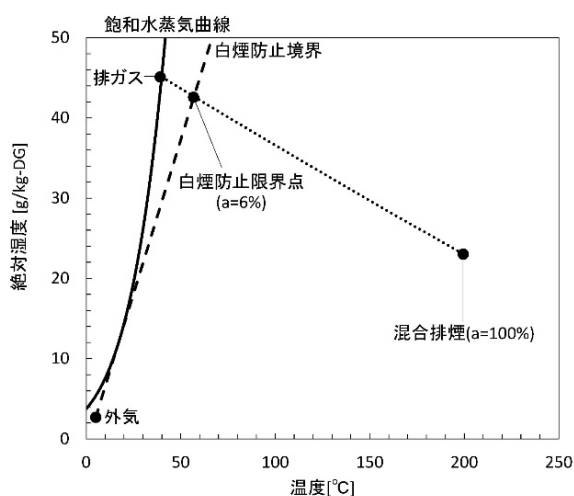


図-4 飽和水蒸気曲線 (実線) と外気条件 A における白煙防止境界 (破線) と混合排煙 (点線) から求めた白煙防止限界点

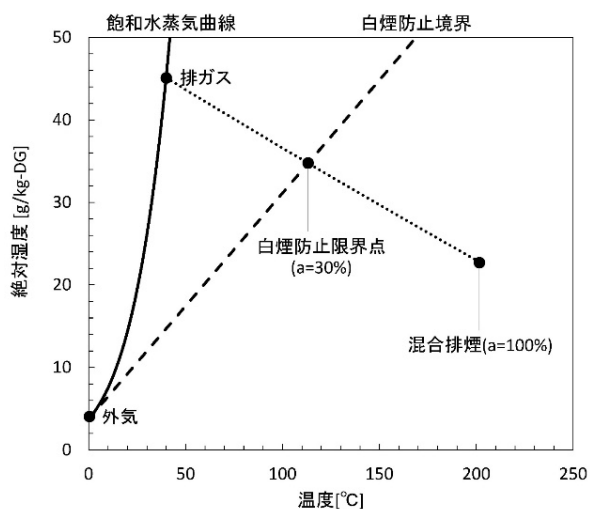


図-5 飽和水蒸気曲線 (実線) と外気条件 B における白煙防止境界 (破線) と混合排煙 (点線) から求めた白煙防止限界点

されるのは、混合排煙の温度 116℃以上、絶対湿度 34g/kg-DG 以下の時であった。白煙防止空気の利用率は、30%以上の時であり、白煙防止空気の利用可能量は 70%であった。

2. 3. 2. 2 白煙防止空気で乾燥可能な剪定枝廃材量

外気条件 A、B において、湿球温度は 32、33℃で、蒸発潜熱は式(3)より共に 2420 kJ/kg であった。乾燥に使用される熱量Qは、外気条件 A、B において、それぞれ、0.85(=1.8×0.94×0.5) GJ/h、0.63(=1.8×0.7×0.5) GJ/h であった。乾燥可能な材料の供給速度(式(2)の F_S)は、表-8 の値を用いて式(2)から計算して、外気条件 A、B において、それぞれ、399 kg-dry/h、293 kg-dry/h であり、乾燥機が週 5 日、1 日につき 7 時間稼働する場合、1 週間あたり、それぞれ、14.0 t-dry、10.3 t-dry であった。地方公共団体における剪定枝廃材の発生量は、冬季は秋季の半分程度となる事例もあるが⁴⁸⁾、年間を通じて同量の剪定枝廃材を搬入するものと見なした。2.1.2 より、剪定枝廃材の年間発生量を地方公共団体の面積で除すと一般に 60 kg-wet/(d・km²)程度で

表-8 乾燥可能な材料の供給速度を求めた際の含水率及び温度

| 外気条件 | A | B |
|-------------------|------|------|
| W_1 [kg/kg-dry] | 1.00 | 1.00 |
| W_2 [kg/kg-dry] | 0.25 | 0.25 |
| T_w [K] | 305 | 306 |
| T_{M1} [K] | 278 | 273 |
| T_{M2} [K] | 373 | 373 |

あり、剪定枝廃材の含水率を 50%とし、1 週間あたりでは、 $210(=60 \times 0.5 \times 7)$ kg-dry/km²である。このことから、本節の剪定枝廃材の乾燥可能量は、外気条件 A、Bにおいて、それぞれ、 $66.5(=14.0/210 \times 1000)$ km²、 $48.8(=10.3/210 \times 1000)$ km²の地域から 1 週間に発生する剪定枝廃材の量に相当した。

2. 3. 2. 3 剪定枝廃材の混焼による化石燃料削減量

計算の結果、含水率 20%の乾燥された剪定枝廃材の低位発熱量は、13.9 MJ/kg-wet であった。乾燥された剪定枝廃材を、前節で計算されたとおり、399 kg-dry/h、又は、293 kg-dry/h で供給する時、化石燃料の削減効果は、それぞれ、 $6930(=399/0.8 \times 13.9)$ MJ/h、 $5090(=293/0.8 \times 13.9)$ MJ/h であった。なお、剪定枝廃材に含まれる灰が、熱を系外へ持ち出すこととなるが、剪定枝の灰分は平均で約 5%¹⁴⁾であり、持ち出し熱量は、灰分の比熱 0.84 kJ/(kg・°C)、温度 850 °Cと仮定する時、剪定枝廃材の発熱量の 0.2%($=0.05 \times 850 \times 0.84/13.9 \times 0.8/1000$)であり、算定結果への影響が小さいことからカットオフした。

乾燥機が週 5 日、1 日につき 7 時間稼働する場合、外気条件 A、B における、化石燃料削減量は、それぞれ、1 週間あたり 243 GJ、178 GJ となった。これは A 重油 (低位発熱量 37.1MJ/L¹⁸⁾) にして、6550L、4800L に相当した。従来型の下水汚泥焼却炉において直接脱水汚泥を焼却する時の補助燃料消費量の平均は、2. 1. 4 より 593 MJ/t であり、処理能力 50t/d の下水汚泥焼却炉において、1 週間あたり 208 GJ 消費される。剪定枝廃材を活用することにより削減可能な化石燃料は、外気条件 A、B において、従来消費されていた補助燃料の、それぞれ、117%、86%に相当した。なお、今回の検討では化石燃料代替効率 (=削減された化石燃料の低位発熱量/投入した剪定枝廃材の低位発熱量) を考慮しなかったが、実際の利用においては、考慮が必要な可能性が考えられ、留意が必要である。

本稿で想定した剪定枝廃材の補助燃料利用システムにおいて追加的に生じる化石燃料消費の中で、大きなものは、破碎工程のバックホーと破碎機である。文献⁴⁹⁾によると、バックホーと破碎機で、軽油が 0.033 L/kg-dry 消費される。軽油の低位発熱量は 35.8 MJ/L¹⁸⁾であるので、外気条件 A、B において乾燥可能な剪定枝廃材を、チップ化するのに、週 5 日、1 日につき 7 時間稼働する場合、それぞれ、1 週間あたり 16.3 GJ、11.9 GJ 要する。これらを加味しても、剪定枝廃材の補助燃料利用システムは、十分な化石燃料削減効果が期待された。

2. 3. 2. 4 年間消費エネルギー量の試算

外気条件 A における従来システムと本システムの年間消費エネルギー量の試算結果を図-6 に示した。本システムは、従来システムと比べて 8,300GJ/年(15%)の減少が見込まれた。

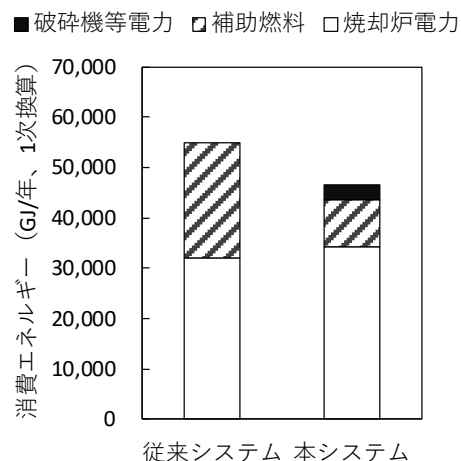


図-6 従来システムと本システムの年間消費エネルギー量

2. 3. 3 まとめ

下水汚泥焼却炉における排熱を活用した剪定枝廃材の補助燃料利用システムの実用性の検討に資するため、2 種類の外気条件を設定して、白煙防止空気の利用可能量と、乾燥可能な剪定枝廃材の量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる化石燃料削減量を算定した。得られた結論は、以下の通りである。

- A) 外気条件 A (気温 5°C、相対湿度 50%) の時、白煙防止空気の 6%を排ガスと混合すれば白煙が防止され、利用可能量は残りの 94%と試算された。外気条件 B (気温 0°C、相対湿度 100%) の時、白煙防止空気の利用可能量は 70%であった。
- B) 外気条件 A、B において、処理能力 50t/d の下水汚泥焼却炉の白煙防止空気の利用可能量で乾燥可能な剪定枝廃材の供給速度は、乾燥重量で、それぞれ、399 kg/h、293 kg/h と算定された。下水汚泥と混焼することによる化石燃料の削減効果は、それぞれ、6930 MJ/h、5090 MJ/h と算定された。

処理能力 50t/d の下水汚泥焼却炉において、乾燥機が週 5 日、1 日につき 7 時間稼働する場合、剪定枝廃材を活用することにより削減可能な補助燃料は、外気条件 A、B において、それぞれ、従来消費されていた補助燃料の、117%、86%に相当した。

2. 4 混焼可能な草木等バイオマス量と混焼による焼却灰への影響についての検討

実処理場において導入を考える場合、既存の施設を評価し、最大限活用することが重要である。そこで、下水汚泥焼却炉における剪定枝等の補助燃料利用システムについて、実施場への導入手法や課題抽出を行うため、A市のZ処理場をモデルに検討を行った。

A市では、2つの下水処理場の汚泥を集約し、Z処理場で汚泥の集約処理を行っている。汚泥処理プロセスは初沈汚泥を重力濃縮、余剰汚泥を機械濃縮し、中温消化後に脱水を行い、全量を焼却処理している。また、助燃材としては消化ガスを使用している。

供用中の焼却炉は2号炉(50t-wet/日)、3号炉(100t-wet/日)、4号炉(70t-wet/日)の3基である。現状発生する脱水汚泥は約120t-wet/日であるため、2号炉と4号炉を同時に運転すると効率が良い。しかし定期点検等で2号炉もしくは4号炉を休ませるときは3号炉を運転する必要があり、このときは設計値に対して70%~80%の負荷となっている(表-9参照)。消化ガスは焼却炉の助燃材・消化槽の加温として利用しているほか、余剰の消化ガスを用いた消化ガス発電も行っている。

混焼の検討にあたっては、既存施設の最大活用のため、し渣の混焼ラインからの剪定枝等の供給を想定した(図-7参照)。し渣ホップの容量は10m³であり、3号炉のし渣搬送能力の設計値は300kg/hである。

表-9 Z処理場の各焼却炉における処理状況

| 組合せ | 運転日数 | 平均処理量(t/日) | 設計値に対する割合 |
|-----|------|------------|-----------|
| 2号炉 | 184 | 39.8 | 79.6% |
| 3号炉 | | 81.7 | 81.7% |
| 2号炉 | 219 | 47.9 | 95.7% |
| 4号炉 | | 69.2 | 98.8% |
| 3号炉 | 44 | 72.2 | 72.2% |
| 4号炉 | | 59.1 | 84.4% |

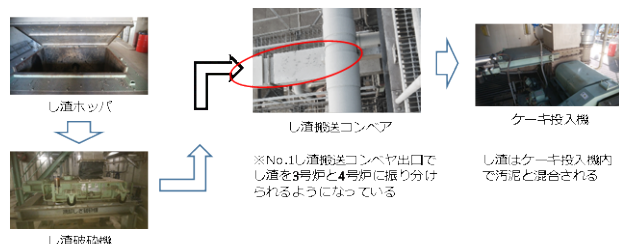


図-7 し渣の混焼ライン構成機器

2. 4. 1 方法

2. 4. 1. 1 A市の草木等バイオマス発生量

A市では、一般家庭から発生する刈草・剪定枝は資源ごみとして回収され、処理されている。また、建設部局で管理する河川敷や道路、公園等の公物から発生する刈草や剪定枝についても収集後、市内にて破碎され、主に市外で有効利用が図られている。そこでA市の全部局に対してアンケート調査を実施し、平成30年度の公共事業由来及び一般家庭から回収されたバイオマス量を整理した。

2. 4. 1. 2 Z処理場における混焼可能量の検討

相対的に運転日数の多い2号炉+3号炉における運転条件下において、混焼可能な草木等バイオマス量の検討を行った。投入汚泥の条件は現状での同運転条件下における投入量とした。混焼可能量を決定する因子として、①焼却炉熱負荷量と②バグフィルタの容量を設定した。焼却炉熱負荷量とは、焼却炉に投入可能な熱量のことで、過負荷となると施設の損傷につながる。また、バグフィルタの容量を超えると、集塵能力を超えてしまい、ばい煙の問題が生じる。

①焼却炉熱負荷量

焼却炉熱負荷量による草木等バイオマスの供給可能量は、近似的に次式で評価できるとする。

$$\text{焼却炉熱負荷量} \geq$$

$$\begin{aligned} & \text{下水汚泥供給量} \times \text{下水汚泥低位発熱量} \\ & + \text{消化ガス供給量} \times \text{消化ガス低位発熱量} \\ & + \text{草木等バイオマス供給量} \\ & \quad \times \text{バイオマス低位発熱量} \end{aligned}$$

$$+ \text{燃焼用乾き空気の保有熱量}$$

$$+ \text{燃焼用空気中の水分が保有する潜熱}$$

②バグフィルタの容量

バグフィルタの容量による草木等バイオマスの供給可能量は、次式で評価できる。なお、消化ガス中には灰分がほとんど含まれていないため、バグフィルタの容量に影響しないと仮定した。

$$\text{バグフィルタ容量} \geq$$

$$\text{下水汚泥供給量} \times \text{汚泥中の灰分}$$

$$+ \text{バイオマス供給量} \times \text{バイオマス中の灰分}$$

2. 4. 1. 3 焼却灰の性状変化に関する検討

流動焼却炉の出側における焼却灰の付着、堆積に起因し、排ガス流路の詰りや亀裂発生が生じる事例が報告されている⁵⁰⁾。これは焼却炉内で焼却灰の少なくとも一部が熔融して粘着性が生じ、粘着性により焼却灰が排ガス流路壁面などに付着し、さらに焼却灰粒子同士が粘着して、堆積してしまうためと考えられている

51)。バイオマス等の混合焼却により焼却灰の性状は変化するため、机上検討により、これらの事象の発生可能性について検討を行った。

検討にあたっては特許：第 5711348 号⁵¹⁾の手法を用いた。本法は、脱水汚泥中に含有される各成分の割合を mol 換算して求めた下記のリンに対する総塩基比 X1 もしくは X2 が 1.05 以上であれば、840~900℃の温度域において焼却灰が溶融しにくくなり、より確実かつ安定して付着、堆積を防止し得るというものである。

$$X1 = \frac{\text{Na}(\text{mol}) + \text{K}(\text{mol}) + \text{Ca}(\text{mol} \times 2) + \text{Mg}(\text{mol} \times 2) + \text{Al}(\text{mol} \times 3) + \text{Fe}(\text{mol} \times 3)}{\text{P}(\text{mol} \times 3)}$$

$$X2 = \frac{\text{Na}(\text{mol}) + \text{K}(\text{mol}) + \text{Ca}(\text{mol} \times 2) + \text{Mg}(\text{mol} \times 2) + \text{Al}(\text{mol} \times 3) + \text{Fe}(\text{mol} \times 3) + \text{Cu}(\text{mol} \times 2) + \text{Zn}(\text{mol} \times 2) + \text{Ba}(\text{mol} \times 2)}{\text{P}(\text{mol} \times 3)}$$

草木等バイオマスの混焼により、カリウムの増加やリン濃度の低下が期待される一方で、バイオマスに付着している砂分から供給されるケイ素の影響により、X1 及び X2 の値が変化することが見込まれる。

2. 4. 1. 4 経済性の試算

本システムの導入に伴う経済性のうち、電力について試算を行った。

混焼に必要なし渣混焼系の補器類を動作するのに必要なコンベア等の電力量（合計 12.9kW）を定格の 8 割と仮定して計算した。混焼にともない余剰となった消化ガスによる発電量を計算し、電力単価を乗じて電気料金を想定した。電力単価は簡易計算のため 15 円/kWh と仮定した。また消化ガス発電による発電量は、Z 処理場の実績から 1.9kWh/Nm³とした。

2. 4. 2 結果と考察

2. 4. 2. 1 A 市の草木等バイオマス発生量

平成 30 年度に A 市で発生する草木等バイオマスのうち、公共事業に由来するものが年間約 6,400t、家庭由来が年間約 4,500t 回収されていた。月別では、1 月~3 月に家庭から発生するバイオマスは減少しているが、この時期の公共事業由来のバイオマス発生量は継続して 400wet-t/月以上となっている。逆に公共事業由来のバイオマスが減少する 4 月は家庭からの回収量が多くなっている。そのため、両者を組み合わせることで、年間を通じて安定的に 400wet-t/月以上を維持することが可能となる(図-8 参照)。

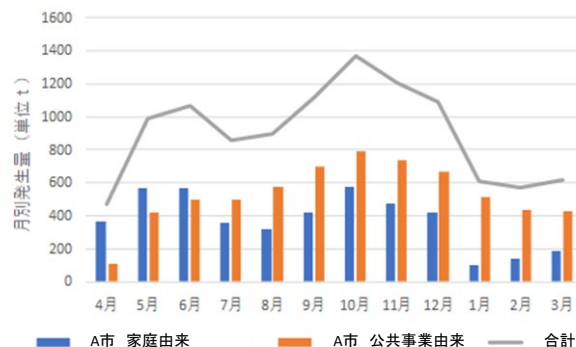


図-8 A 市における月別の草木等バイオマス発生量

2. 4. 2. 2 Z 処理場における混焼可能量の検討

3 号炉の焼却炉熱負荷量 28,753 MJ/h、バグフィルタの容量は 263kg/h（乾灰として）である。また、焼却炉の燃焼温度を 850℃程度、空気過剰率を 30%、空気温度を 20℃、余熱後の空気温度を 650℃と仮定する。

また脱水汚泥の供給量は 81.7t/日と設定し、脱水汚泥と草木等バイオマスの計算諸元は表-10 に示す。

表-10 脱水汚泥と草木等バイオマスの計算諸元

| | | 脱水汚泥 | 草木系バイオマス | |
|--------------|----------|---------|----------|------|
| 含水率 | % | 78 | 50 | |
| 可燃分率 | % | 70 | 78.9 | |
| 高位発熱量 | KJ/kg-DS | 16400 | 17500 | |
| 可燃成分組成 | C | %-VS | 50.9 | 59.9 |
| | H | %-VS | 8.7 | 7 |
| | N | %-VS | 7.9 | 1.2 |
| | S | %-VS | 1.2 | 0 |
| | O | %-VS | 31.4 | 31.9 |
| 可燃分の理論乾き燃焼空気 | kg/kg | 7.54829 | 7.92262 | |

①焼却炉熱負荷量から求められる上限値

概ね焼却炉における入熱と出熱が等しくなる自然に達するのは、草木等バイオマスを 20wet-t/日混焼する場合であった。このとき汚泥から供給される熱量は、 $81.7 \times (1-0.78) \times 16400 \div 24 = 1.23 \times 10^4$ MJ/h、草木等バイオマスから供給される熱量は $20 \times (1-0.50) \times 17500 \div 24 = 7.22 \times 10^3$ MJ/h である。

また、汚泥の理想燃焼空気量が $81.7 \times (1-0.78) \times 0.70 \times 7.54829 \div 24 = 3.96$ t/h、草木等バイオマスの理想燃焼空気量は $20 \times (1-0.50) \times 0.789 \times 7.92262 \div 24 = 2.60$ t/h

であることから、供給される燃焼用空気は $(3.96+2.60) \times 1.3 = 8.53 \text{t/h}$ となる。空気の供給熱量の基準温度を 20°C とし、一般的な予熱後の空気温度である 650°C から標準温度 20°C の平均的な乾燥空気の比熱については、アメリカ国立標準技術研究所 (NIST) が公開している窒素、酸素、アルゴンの近似式^{52),53),54)} から計算した。まず各分子の 650°C と 20°C の比熱を求めたのち、乾燥空気の組成 (質量比) を勘案して 650°C 及び 20°C の乾燥空気の比熱を求め、最後にこの二つを単純平均して求めた。その結果、燃焼用乾き空気の保有熱量は、 $8.53 \times (650-20) \times 1.066 = 5.73 \times 10^3 \text{MJ/h}$ となる。

続いて、空気中の水分量を $0.01 \text{kg-H}_2\text{O/kg-DA}$ (20°C で相対湿度が約 70%) と仮定⁵⁵⁾ すると、燃焼用空気中の水分は $8530 \times 0.01 = 85.3 \text{kg/h}$ である。 650°C から 20°C の平均的な水蒸気の比熱は空気と同様に NIST の近似式⁵⁶⁾ (20°C については外挿) から平均して求め、潜熱については飽和蒸気表⁵⁷⁾ より求めた。その結果 650°C で予熱された空気中の水分の供給熱量は $0.0853 \times ((650-20) \times 2.052 + 2453) = 320 \text{MJ/h}$ となる。その結果総入熱量は $1.23 \times 10^4 + 7.22 \times 10^3 + 5.73 \times 10^3 + 320 = 2.56 \times 10^4 \text{MJ/h}$ となる。

ここで、焼却炉熱負荷量と総入熱量を比較すると $28,753 > 2.56 \times 10^4 \text{MJ/h}$ となり、バイオマス混焼量が 20wet-t/日 であっても焼却炉熱負荷量には余裕がある。すなわち焼却炉の熱負荷量の限界までバイオマスを混焼する場合、その量は 20wet-t/日 以上となることが分かった。

②バグフィルタの容量から求められる上限値

単位時間当たりの脱水汚泥の供給量は 81.7wet-t/日 としているため、供給汚泥中の灰分量は表-10 の諸元より $81.7 \times (1-0.78) \times (1-0.70) = 5.39 \text{dry-t/日}$ となる。バグフィルタの容量は $263 \text{kg/h} = 6.31 \text{t/日}$ であることから、容量の範囲内で供給可能なバイオマスは $(6.31-5.39) \div (1-0.50) \div (1-0.789) = 8.7 \text{wet-t/日}$ となる。

③混焼可能量

①と②及びし渣の搬送能力から、本条件における 3

号炉での混焼可能量はし渣の搬送能力 ($300 \text{wet-kg/h} = 7.2 \text{wet-t/日}$) が限界値となる。実際には Z 処理場では一日あたり 1.2wet-t のし渣を焼却処分していることから、バイオマスの混焼可能量は 6.0wet-t/日 である。

また、3号炉+4号炉の運転では、3号炉への汚泥供給量が 72.2t/日 と 2号炉+3号炉の運転と比べて減少するため(表-9 参照)、焼却炉熱負荷量及びバグフィルタの容量から求められる上限値は大きくなる。その結果、この場合においても、バイオマスの供給能力が混焼可能量の上限を規定する因子となる。

2. 4. 2. 3 焼却灰に与える影響

検討の対象とした汚泥は混合汚泥 (消化汚泥 : 初沈重力濃縮汚泥 = 7 : 3) であり、これは実処理場で現在焼却に供されている比率と同等とした。また検討に使用した混合汚泥と草木系バイオマスの組成は ICP 法により分析を行い、表-11 に示す組成であった。

バイオマス添加に伴いリン濃度が低下するため、指標の分母が小さくなる。そのためリンに対する総塩基比は 1.5 以上となり本条件において焼結による閉塞等の問題が発生しないと考えられる。ただし、温度域によっては灰の熔融等が発生する可能性があるため、実際の実験等により確認を行う必要がある。

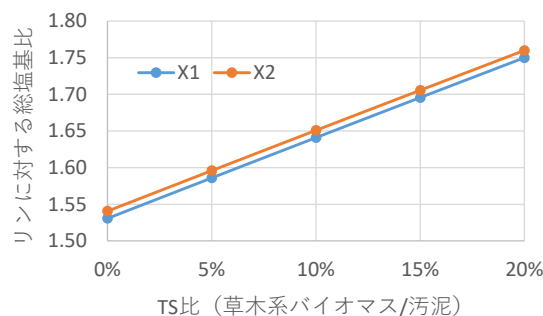


図-9 バイオマス混合比率とリンに対する総塩基比

2. 4. 2. 4 経済性の検討

バイオマスの購入量を 2.4.2.2 で求めた最大混焼可能量 6.0wet-t/日 とすると、消化ガスの消費量を約 $1,500 \text{Nm}^3/\text{日}$ 削減することができ、この余剰ガスで一日あたり $1500 \times 1.9 = \text{約} 2,800 \text{kWh}$ の発電が可能となった。一方でし渣混焼系の補器類の動作に必要な電力量

表-11 混合汚泥と草木系バイオマスの組成 (%-dry)

| | Na | K | Ca | Mg | Al | Fe | Cu | Zn | Ba | P |
|----------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|------|
| 混合汚泥 | 0.29 | 0.63 | 0.93 | 0.53 | 0.74 | 2.6 | 0.010 | 0.022 | 0.083 | 2.3 |
| 草木系バイオマス | 0.05 | 0.66 | 1.6 | 0.23 | 0.93 | 0.80 | 0.002 | 0.006 | 0.004 | 0.12 |

は一日あたり $6.0 \div 0.3 \times 12.9 \times 0.8 = \text{約}200 \text{ kWh}$ となり、消費される電力以上の発電が見込まれる結果となった。この効果は年間約 14 百万円となる。ただし詳細な検討についてはバイオマスの購入費・輸送費・灰処分費についても考慮する必要がある。

なお、6.0wet-t/日の混焼をする場合、一年間では約 2,200wet-t/年のバイオマスを消費することになる。これは A 市で発生している草木等バイオマスの約 2 割相当となる。

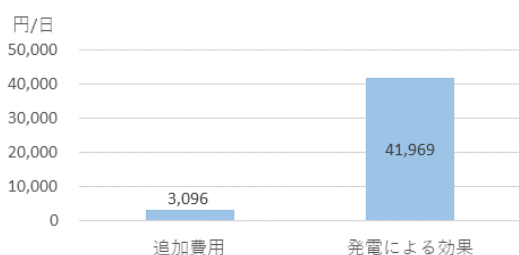


図-10 混焼による追加経費と発電による効果の試算

2. 4. 3 まとめ

本項では、実際の処理場を対象に、混焼可能な草木等バイオマス量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる焼却灰への影響や経済性について試算した。得られた結論は、以下の通りである。

- A) A 市では公共由来のバイオマスが年間約 6,400t、家庭由来のバイオマスが年間約 4,500t 回収されていた。両者の発生量の傾向が異なるため、組み合わせることで安定したバイオマスの確保が可能となる。
- B) Z 処理場の 100t/日炉についてバイオマスの混焼可能性について検討を行った。し渣の混焼ラインからのバイオマス供給を考えたとき、混焼能力の限界値は、焼却炉熱負荷量とバグフィルタの容量、混焼ラインの供給能力から、6wet-t/日が上限値となった。
- C) Z 処理場と検討に使用した草木等バイオマスを混焼した場合、焼却灰中のリンに対する総塩基比は 1.5 以上となり焼結による閉塞等の問題は発生しないと考えられる。

6.0wet-t/日の混焼を行う場合、消化ガスの消費量を約 1,500Nm³/日削減し、余剰ガスで約 2,800kWh の発電が可能となった。電気料金の削減額は年間約 14 百万円となったが、バイオマスの購入費・輸送費・灰処分費についても考慮する必要がある。

2. 5 し渣の混焼ラインの利用に関する技術の検討

実処理場において導入を考える場合、既存の施設を

評価し、最大限活用することが重要である。令和元年度は下水汚泥焼却炉における剪定枝等の補助燃料利用システムについて、実施への導入手法や課題抽出を行うため、モデル都市・処理場におけるバイオマスの発生量や焼却炉での混焼上限値等について机上による検討を行い、混焼にあたってはバイオマスの焼却炉への供給能力が律速になることを明らかとした⁵⁸⁾。

令和 2 年度はバイオマスの供給手法として令和元年度に想定した「し渣の混焼ライン」(図-11)の利用について検討を行った。具体的には、①全国におけるし渣の混焼状況をアンケートにより把握するとともに、②バイオマス破碎時におけるし渣破碎機の挙動、破碎物の物性及びコンベアによる搬送特性について調査した。

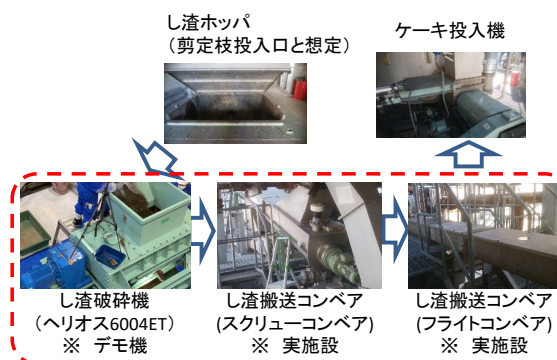


図-11 し渣混焼ラインの機器構成例と令和 2 年度検討範囲 (赤枠内)

2. 5. 1 方法

2. 5. 1. 1 全国のし渣混焼状況

し渣は、下水道用語集 (2000 年版)によると、「スクリーンかすと同義」とされ、「流入下水中のごみ、木片等の浮遊性のきょう雑物を、スクリーンで除去したもの」とされている^{59), 60)}。下水道施設計画・設計指針と解説 (2019 年版)によると、「近年、廃棄物の最終処分場の確保が困難なことから、処理場内で発生するスクリーンかすや沈砂等を脱水汚泥と混合し、焼却するケースもある」とされ、混焼を想定する焼却炉の構造に関する留意点についても言及されている⁶¹⁾。

しかしながら、実際に混焼を実施している処理場数や混焼率については調べられていない。そこで今回想定しているし渣の混焼ラインからのバイオマス供給システムについて、適用可能な処理場を把握するため、全国の下水汚泥焼却炉を有している下水道事業者に対してアンケート調査を実施し、令和元年度のし渣の混焼状況を整理した。

2. 5. 1. 2 実施設におけるバイオマス搬送特性

実施設のし渣混焼ラインを想定したバイオマスの搬送特性の調査を行った。令和2年度に検討したのは①バイオマス破碎時におけるし渣破碎機の挙動調査、②破碎物の物性調査、③コンベアによる破碎物の搬送特性調査である。

①バイオマス破碎時におけるし渣破碎機の挙動調査

実処理場で導入されているし渣破碎機（ヘリオス6004ET）のデモ機（図-12）を用い、破碎の可否及び破碎時における電流値の変化について調査した。

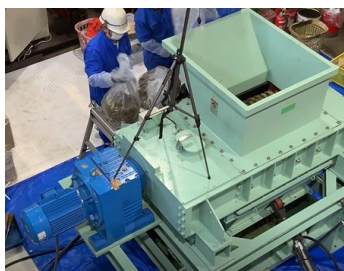


図-12 実験に供したし渣破碎機

破碎機の能力は、最大処理量が0.5t/hであり、カッターは刃巾25mm、30列である。動力は7.5kW、三相4線式、200V、50Hzのインバーター制御である。実験に供した試料は、Z処理場で発生するし渣（汚泥系統のスクリーンかす）及び草木混合物（あらかじめ20mm以下に破碎・調製したもの）である。

②破碎物の物性調査

バイオマスをコンベアで搬送するにあたって、搬送路の閉塞やバイオマスの飛散が懸念される。

このうち閉塞については、コンベアの乗り継ぎ等で搬送物を落下させる際、搬送物が積み重なって「高い山」が形成されてしまうと次のコンベアに円滑に送ることができなくなる。そこで安息角を指標として、破碎物の物性を評価した。安息角の測定は、所定量の試料を、床から筒底の高さが40cmの位置に設置した筒（直径12cm、筒長15cm）を通して、床に落下させ、その時にできた試料堆積物の山の写真を撮影し、画像解析ソフト(imageJ)で解析することにより測定した。安息角は左右の角度の平均値とした。この試験を3回繰り返し、それらの平均値を採用した。

また、し渣の搬送はフライトコンベア等の閉鎖空間で実施されるよう設計されているが、飛散しやすい搬送物を対象とすると、フライトのチェーンなどに付着し、搬送時の抵抗増加、異音及び異常発熱等の原因にもなりかねない。そこで飛散性について確認するため、Willsらが示した式⁶²⁾を用いて評価した。Willsらが区

分した「コンパクト」な物体の場合、飛散条件は式(4)で表現される。

$$\frac{1}{2}\rho_a U^2 C_F > \rho_m l g l \cdots (4)$$

ここで、 l はコンパクトな物体の代表長さ、 ρ_a は空気の密度、 ρ_m は物体の密度、 C_F は空気力係数、 U は飛び出すときの風速、 g は重力加速度である。 l は広い定義の摩擦係数で、置かれているだけの「ルーズ」な物体では $l \approx 1$ とされる⁶³⁾。物体の密度についてはかさ密度を採用し、風速をコンベアの搬送速度と同値と仮定し、速度に応じた舞い上がる可能性のある代表長さを求めた。密度については、安全側の観点から、湿潤条件におけるかさ密度を採用した。かさ密度の測定は以下により求めた。まず所定量のサンプルをバケツにとり、これを逆さまにしてペール缶（直径28.5cm、高さ38cm）に移した。その時のペール管内に存在する試料の高さを定規により最長部と最短部を測定し、その平均値から求めたかさ体積で所定量を除いた。

③コンベアによる破碎物の搬送特性調査

Z処理場で実際に供用されているスクリーコンベア（定格搬送能力300kg/h、定格出力1.5kW、定格電圧400V）及びフライトコンベア（定格搬送能力300kg/h、定格出力0.75kW、定格電圧400V）を用い、搬送の可否及び搬送時における電力消費量の変化について調査した。実験に供した試料は、①で破碎したスクリーンかす及び草木破碎物であり、現在の運転条件である100kg/hの搬送速度でバイオマスを供給した。

実験の評価は、実際の運搬の可否のほか、電流値の変動からみた抵抗の変化、及び搬送可能な草木破碎物のエネルギー量と使用電力量で行った。

2. 5. 2 結果と考察

2. 5. 2. 1 全国のし渣混焼状況

令和元年度に供用されている下水汚泥焼却炉は120処理場の244炉であった。このうちし渣を混焼しているのは44処理場と全体の約1/3の処理場であった。

44カ所の処理場のうち、スクリーンかすのみを混焼しているのが24処理場であり、沈砂池のスクリーンかすのみを混焼しているのが11処理場、主に最初沈殿池と濃縮設備の中間（以下汚泥処理系統）に設置されたスクリーンかすのみを混焼している処理場が4処理場であった。また、し渣単独ではなく沈砂も同時に焼却している処理場は20処理場であった。なお、汚泥処理系統のスクリーンは、4-5mm程度の目巾であり、沈砂池の細目スクリーンが概ね20mmとなっている。そのため、回収比率は処理場によって異なる

ものの概ね汚泥処理システムのスクリーンかすが沈砂池のスクリーンかすよりも多く回収される傾向にある(表-12)。スクリーンかす及び沈砂の令和元年度の混焼量は全国で約1万t/年となっていた(図-13参照)。全国で見れば混焼量の約8割がスクリーンかす、約2割が沈砂となった。し渣等の汚泥に対する混焼率(湿潤重量ベース)は図-14に示すヒストグラムとなった。中央値は3.8%、平均値は4.6%、最大値は12.5%であった。下水道事業団の機械設備標準仕様書においては、し渣混焼は下水道施設から発生するし渣を対象とし、混焼率を通常5質量%以下(最大10質量%)とすることが示されており⁶⁴⁾、概ねこの仕様を踏襲している処理場が多いことが分かった。

表-12 スクリーンかすの発生比の例

| | A処理場 | B処理場 | C処理場 | D処理場 | E処理場 |
|--------------|------|------|------|------|------|
| 沈砂池細目スクリーン中 | 20mm | 20mm | 25mm | 25mm | 25mm |
| 初沈汚泥系統スクリーン中 | 4mm | 8mm | 4mm | 5mm | 5mm |
| 回収比 | 6.2 | 16.2 | 1.6 | 1.4 | 15.8 |

※ 回収比は、初沈汚泥系統に設置されたスクリーンの回収量を沈砂池のスクリーン回収量で除した値

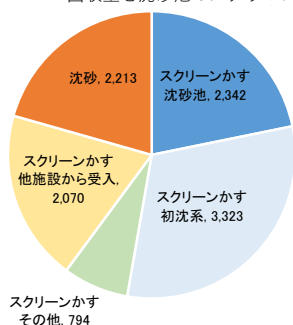


図-13 混焼物の割合(単位:t)

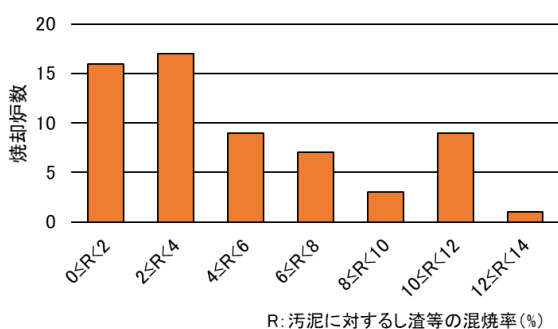


図-14 汚泥に対するし渣混焼率のヒストグラム

2. 5. 2. 2 実施におけるバイオマス搬送特性

① バイオマス破碎時におけるし渣破碎機の挙動調査

し渣破碎機は、破碎物が存在しない無負荷状態であったとしても、刃を回転させるため等に一定の電流が必要であり、本装置では13Aであった。

元来の目的であるし渣(汚泥系スクリーンかす)の投入時は、電流はほとんど変化しなかった。し渣はトイレットペーパーや毛髪等の繊維分と油脂分から構成されており、これらは柔らかく、厚みがあるものではない。そのため破碎機の通過には負荷がかからなかったと考えられる。

一方草木破碎物の投入時は、電流値は増加し、最大で21Aまで上昇した。草木破碎物の中に含まれている剪定枝等の木質は硬さや厚みがあるため、破碎機の通過に際してより大きな力で圧縮あるいは切断が必要となる。しかし今回使用した破碎機の定格電流値(29.3A)に対して最大でも約70%の負荷となり、今回の条件では草木破碎物をし渣破碎機に投入することは問題とならないことが示唆された。

② 破碎物の物性調査

(1) 安息角の評価

①のし渣破碎機通過後の、し渣及び草木破碎物の安息角の測定状況を図-15(a),(b)に示す。いずれもほぼ同等(40~45°)であり、シュート部における閉塞の可能性は低いことが確認できた。



図-15 (a) 破碎機通過後し渣の安息角



図-15 (b) 破碎機通過後草木破碎物の安息角

(2) 飛散性の評価

し渣と草木破碎物のかさ密度は湿潤状態で0.68g/cm³、0.18g/cm³であった。この値をもとに、飛散に必要な風速を式(4)より求めた。破碎物の長さは破碎後の20mm以下の範囲で、粒径の条件を変化させた計算結果を表-13に示す。概ね草木破碎物はし渣の半分の風速で飛散することがわかる。一方、し渣搬送におけるバケットコンベアの搬送速度は5m/min(=0.083m/s)以下とする⁶⁵⁾とされており、1μm程度以上の大きさであれば、コンベアの搬送に伴う飛散について発生しにくいと考えられる。

表-13 飛散に必要な風速

| 代表長さL (mm) | | 0.001 | 0.01 | 0.1 | 1 | 10 | 20 |
|--------------|-------|-------|------|-----|-----|------|------|
| 風速U (m/s) | し渣 | 0.10 | 0.3 | 1.0 | 3.2 | 10.2 | 14.4 |
| | 草木破砕物 | 0.05 | 0.2 | 0.5 | 1.7 | 5.2 | 7.4 |

次に、コンベアの乗り継ぎやシュート部における粉塵発生について検討するため、ストークス数と粒径の関係を調べた。ストークス数とは、粒子の流れに対する追従性を示す指標であり、大気中での落下現象は次式で表現される⁶⁶⁾。

$$S = \frac{\rho_p d^2 u}{\mu L}$$

ここで、 S はストークス数、 ρ_p は物体の密度、 d は粒径、 u は代表速度、 μ は空気粘度(20°Cとして $1.82 \times 10^{-5} \text{Pa} \cdot \text{s}$)⁶⁷⁾、 L は代表長さである。代表長さについてはコンベアの乗り継ぎ高さを想定して1mと仮定し、代表速度を粒子の最大速度である終末沈降速度とすると u は次式で表現できる⁶⁶⁾。

$$u = \sqrt{\frac{4(\rho_p - \rho_a)g d}{3\rho_a C_D}}$$

ここで、 ρ_a は空気の密度、 g は重力加速度、 C_D は抗力係数である。抗力係数はレイノルズ数 Re を用いると次式で示される⁶⁶⁾。

$$C_D = \begin{cases} \frac{24}{Re} & : Re < 2 \\ \frac{10}{\sqrt{Re}} & : 2 < Re < 500 \\ 0.44 & : Re > 500 \end{cases} \quad \text{ただし } Re = \frac{\rho_a d u}{\mu}$$

粒径に対するストークス数の計算結果を図-16に示す。ストークス数が1より十分大きければ粒子は流体(ここでは空気)の動きに関係なく運動する⁶⁶⁾。ストークス数が十分に大きい場合(ここでは $S > 10$ と仮定)、その粒子はし渣・草木破砕物ともに1mm程度以

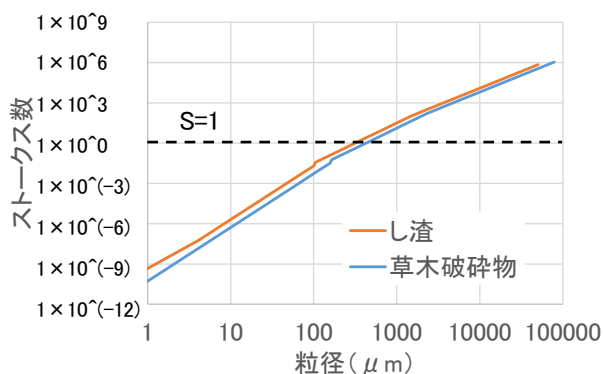


図-16 粒径とストークス数

上のオーダーとなる。逆に言えば、1mm程度以下のオーダーの粒子については、空気の動きなどの影響を受けた飛散が発生する可能性があり、留意する必要がある。

③コンベアによる破砕物の搬送特性調査

Z処理場で供用されているスクリーコンベア及びフライトコンベアは、し渣及び草木破砕物の閉塞や付着が生じることなく搬送することができた。消費電力については、無負荷状態も含めていずれも実験期間中一定の値(スクリーコンベアは3.7A、フライトコンベアは2.15A)を示しており、付着等による抵抗の増大は発生せず、消費電力は増加しなかった。

また、かさ密度より単位時間当たりの搬送可能体積について評価した。本研究では、し渣と比べて草木破砕物は単位時間当たりの搬送可能質量は小さくなることが明らかとなった。すなわち、し渣のかさ密度(0.68g/cm³)に比べて草木破砕物(0.18g/cm³)は小さく、し渣の設計搬送能力である300kg/h(し渣として441.2L/h)と同等の体積を搬送するとすれば、草木破砕物の搬送量は約79kg/hにとどまる。なお、本実験においてはこの能力以上の草木破砕物の搬送を行ったが、特に問題は生じなかった。

また低位発熱量を求めたところ、し渣は1.7MJ/kg、草木破砕物は8.7MJ/kgであった。し渣の設計最大搬送能力300kg/hでは、し渣が供給できる低位発熱量は $5.1 \times 10^2 \text{MJ/h}$ 、体積が制限となる場合には草木破砕物が供給できる低位発熱量は $6.9 \times 10^2 \text{MJ/h}$ となり、草木破砕物のほうがより大きな熱量を供給できることが分かった。なおZ処理場でのし渣搬送系に要する機器の総容量は約40kW(= $1.4 \times 10^2 \text{MJ/h}$)であるので、機器の運転に必要なエネルギーよりも供給するエネルギーのほうが大きくなっており、し渣及び草木破砕物のコンベア搬送による焼却炉での燃焼は合理的であるといえる。

2.5.3 まとめ

本項で得られた結論は、以下の通りである。

- 全国の焼却を実施している120処理場のうち、し渣を混焼しているのは44処理場であった。混焼しているし渣は処理場によって異なっており、し渣の混焼率は、中央値で3.8%、平均値で4.6%、最大値は12.5%であった。
- バイオマス破砕時におけるし渣破砕機の挙動を調査した。バイオマス破砕時は消費電力が増加したものの、今回の条件では最大でも定格の約70%の負荷となり、草木破砕物をし渣破砕機に投入す

ることは問題とならないことが示唆された。

- C) し渣破碎機通過後の破碎物の物性については、し渣と草木破碎物の安息角はほぼ同等(40~45°)であり、シュート部における閉塞の可能性は低い。また、1μm程度以上の大きさであればコンベアの搬送に伴う飛散は発生しにくいと考えられる。コンベアでの乗り継ぎでは、1mm程度以下のオーダーの粒子について飛散が発生する可能性があり、留意する必要がある。
- D) Z処理場に設置されているスクリーコンベア及びフライトコンベアを用いて搬送試験を行ったところ、草木破碎物はいずれも問題なく搬送でき、追加の電力は発生しなかった。
- E) かさ密度から単位時間当たりの搬送可能体積について評価すると、し渣と比べて草木破碎物は単位時間当たりの搬送可能質量は小さくなった。供給できる熱量は、草木破碎物のほうがし渣より大きくなった。
- A) ~E) の結果から、あらかじめ適切に破碎した草木破碎物であれば、実処理場におけるし渣破碎機~搬送用コンベアを用いたバイオマス供給は実現可能性が高いと考えられる。

2.6 草木等バイオマスの混焼におけるクリンカ発生懸念に対する検討と灰の変質

本項では、混焼時の課題として草木等バイオマスの補助燃料として利用する際に焼却炉内で発生が懸念されるクリンカに着目した。まずは、全国の下水処理場に焼却炉が設置されている公共団体(245基)を対象にアンケート調査を実施し、補助燃料使用とクリンカ発生状況を調査した。続いて実験炉(ゴールドファーンネス炉)によって得られた焼却灰中のリンの形態変化について調査を行った。尚、本項では最も回答が多かった流動焼却炉で補助燃料としてA重油を単独で平常運転時に使用する焼却炉を対象とした。

2.6.1 方法

2.6.1.1 全国の状況調査

アンケート調査は焼却炉を設置している全国の処理場(245基)を対象とした。回答は全ての焼却炉から得たが、休止中等の炉が21基あり、データを集計できた炉は224基であった。流動焼却炉はその内の192基であり、A重油を補助燃料として使用している炉は84基あった。これを対象に補助燃料とクリンカの発生状況を整理した。汚泥および燃料の低位発熱量はアンケート回答を用いたが、燃料について回答がない場合

や高位発熱量と思われる回答については、A重油:36.7MJ/L⁶⁸⁾として計算した。全投入エネルギーに対する補助燃料の割合(%)および負荷率は次式に従いそれぞれ求めた。

$$\text{全投入エネルギーに対する補助燃料の割合 (\%)} = \frac{\text{補助燃料のエネルギー (G)}}{\text{汚泥+補助燃料のエネルギー (G)}} \times 100$$

$$\text{負荷率 (\%)} = \frac{\text{実際の汚泥処理量 (wet-t/年)}}{\text{設計汚泥処理能力 (wet-t/日) \times 実運転日数 (日/年)}} \times 100$$

2.6.1.2 リンの形態変化

消化汚泥はX処理場(高度処理)およびY処理場(標準法)より採取した。刈草と剪定枝は、B市にて採取し、令和元年度に類似した破碎機(ヘリオス社製 6004ET-2530)を用いて処理した。これらを一度乾燥させた後、さらに卓上型ミルで粉碎し、ゴールドファーンネス炉にて850℃で燃焼試験を行い、焼却灰を得た。草木等バイオマスは、湿潤ベースの汚泥との合計重量に対し、10~30%となるように混合した。得られた灰については、純水(環境庁告示13号試験に準拠)、2%クエン酸水溶液(肥料試験法ク溶性試験に準拠)により溶出された検液及び硝酸マイクロウェーブ法により得られた検液を、ICPにより測定を行い、焼却灰中のリンの形態を調査した。

2.6.2 結果と考察

2.6.2.1 全国の下水汚泥焼却炉の実態

全投入エネルギーに対する補助燃料の割合と、負荷率の関係を図-17に示す。負荷率が低いと、全投入エネルギーに対する補助燃料の割合が高い傾向が見られた。また、消化汚泥(一部消化を含む)を脱水後、焼却する処理場は全体の13%であるが、この場合は負荷率が80%程度でも、投入エネルギーの40%以上を補助燃料で補っている処理場も見られた。補助燃料の割合が30%以上の炉は75t/日未満および75t/日以上~125t/日未満の比較的小きな炉に多く見られることが分かった。

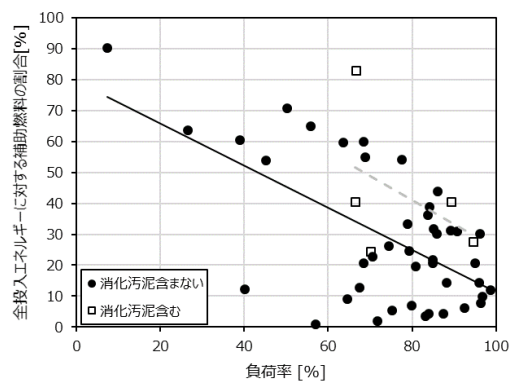


図-17 負荷率と補助燃料の割合の関係

次に、高度処理を行っている処理場では汚泥にリンが蓄積していると予想されるため、高度処理によって発生した汚泥を焼却している流動焼却炉のフリーボード(FB)部温度に注目した(図-18)。クリンカ発生なしと回答した炉は、FB部温度が850℃以上～860℃未満の回答数が多く、クリンカ発生ありと回答した炉は860℃以上～870℃未満の回答数が多かった。高度処理を行っている処理場においては、高いFB部温度で運転している炉ほど、クリンカが発生しやすい傾向が見られた。既往の報告では P_2O_5 含有率が増加することにより焼却灰の融点が低下する傾向が実験的に得られており⁶⁹⁾、本調査でもこれと矛盾しない結果であった。

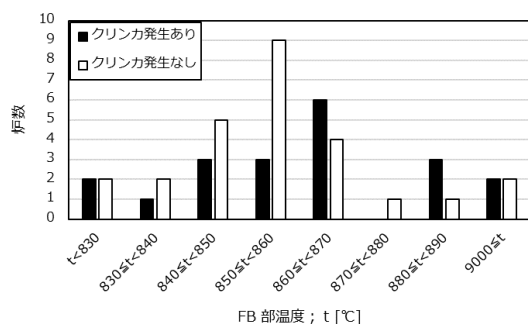


図-18 高度処理実施処理場の流動床炉FB部温度

2. 6. 2. 2 リンの形態変化

下水汚泥焼却灰に多く含まれるリンは、バイオマスの混合によってリン含有量は相対的に低下する。X処理場およびY処理場から採取した汚泥を単独で焼却試験(専焼)した灰には、全リンとして5～9%含有していたが、混焼することにより3～8%の含有率となった(図-19)。この時リンの形態について、いずれも水溶性の割合は多くても0.5%程度であった。Y処理場の専焼灰は、約9割が2%クエン酸水溶液に溶解する形態(ク溶性リン)であったが、X処理場専焼灰はク溶性の割合は3割程度と小さかった。これはX処理場で使用されている鉄塩が、強固にリン酸と反応した形態をとっていると考えられる。一方、特に剪定枝との混焼によりク溶性リンの割合が増加する傾向がみられ、リンの形態が変化していることが示唆された。リン資源としての価値という観点からは、特に高度処理を行っているX処理場の汚泥を剪定枝と混焼することで植物が利用可能な形態であるク溶性リンが大きく増加している。すなわち、草木との混焼はリン資源としての価値を高める可能性が示唆された。なお、草木にはカリウムが多く含まれるが、混焼灰においてもカリウムを2%程度含有しており、約半分がク溶性を示した。

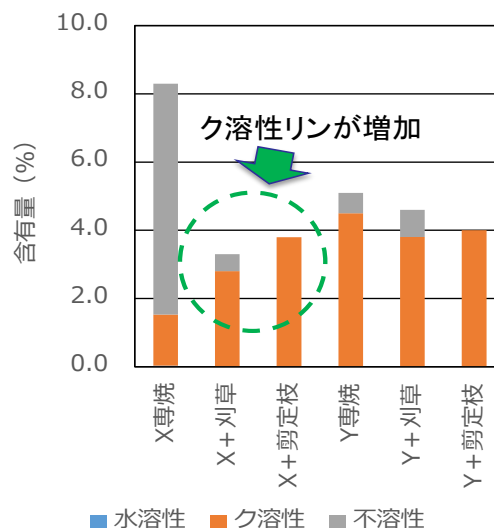


図-19 焼却灰中のリンの形態変化

2. 6. 3 まとめ

本項で得られた結論は、以下の通りである。

- 負荷率が低い炉では補助燃料の使用が増加する傾向が見られた。特に、設計能力が小さい焼却炉では負荷率が低い傾向であった。消化汚泥を脱水後、焼却している場合では負荷率が高くても、補助燃料の割合が高い傾向であった。
- 高度処理を行っている処理場では、流動焼却炉フリーボード部を高い温度で運用している炉ほどクリンカが発生しやすい傾向が見られた。これはリンが影響したものと考えられる。
- 下水汚泥焼却灰のリン含有量は、バイオマスの混合によって低下した。汚泥と剪定枝を混焼すると、リンの形態が変化していることが示唆された。

今後、高度処理が導入されている処理場でも消化プロセスを追加する可能性がある。このような処理場では、追加的な補助燃料が必要となるため、草木等バイオマスの活用が重要となる。クリンカの発生については混焼時においても重要な課題となるため、引き続き検討を行っていく。

3. 草木等バイオマスを汚泥脱水助剤として適用する技術

1. で示した課題について、河川等で発生する刈草等の草木等バイオマスを下水道事業で受け入れ、下水汚泥の脱水助剤として活用する技術の開発を行った。これにより、河川事業においては、刈草の処分にかかる費用の削減、下水道事業においては、凝集剤添加量や汚泥処分費用の削減が可能となり、草木等バイオマスのリサイクルシステムの確立が期待される。

平成 28 年度の研究において、10 mm 程度に裁断したイネ科の刈草を、様々な性状の汚泥（標準活性汚泥法の最初沈殿池重力濃縮汚泥と余剰汚泥機械濃縮汚泥の混合汚泥、消化汚泥、オキシデーショondiッチ法の濃縮汚泥）と混合し、汚泥の脱水性が向上するか否か、実験室レベルで遠心脱水試験を行った。その結果、刈草の混合により、脱水時の汚泥の含水率の低減化が見込まれることが明らかとなった^{70), 71)}。

平成 29 年度には、本研究提案技術を導入した際の河川事業における刈草処分費、下水処理場における汚泥処分費の試算を行い、経済的な有意性の有無を検証した結果、河川事業における刈草処分費は、焼却処理するよりも破碎処理後に下水処理場へ受け渡す方が削減できる可能性を示した。下水道事業における汚泥処分費は、下水処理場外での焼却処分を想定した場合、凝集剤 1.0%、刈草 10%を混合して脱水を行うことで、汚泥処分費が削減できる可能性が示された⁷²⁾。

平成 30 年度の研究においては、従来検討していたイネ科の刈草以外のバイオマス種類（水草であるオニビシ、スズメノヒエ、クロマツの剪定枝、竹粉）でも下水汚泥の脱水助剤としての有用性の可能性があること、草木等バイオマスの破碎後のサイズが大きく、植物の TS（固形物濃度）が小さいほど、脱水助剤としての効果が見えやすい傾向を示すこと、汚泥の TS が大きいほど脱水助剤の効果が見えやすい傾向を示すことが明らかとなった^{73), 74)}。また、クロマツの剪定枝、竹粉では、模擬ベルトプレス脱水試験を行った。その結果、脱水後の汚泥量は、バイオマスを混同しない場合と同等レベル、またはそれ以下となり、汚泥を処理場外に搬出する場合のコスト削減が見込まれることが示された。バイオマス混合による脱水の際の汚泥の剥離、ろ液の水質への影響はほぼないものと考えられた⁷⁴⁾。

令和元年度の研究においては、1 m³/h 程度処理が可能なパイロットスケールの圧入式スクリュープレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と、消化汚泥の混合脱水試験を行った。また、本

技術導入による経済的な有意性を明らかにすることを目的とし、下水処理場外で焼却処分した場合における、汚泥処分費の試算を行った。その結果、10、30、50%のバイオマス添加率において、最適薬注率では、バイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が 1.5～14 ポイント低減することが示された。また、バイオマス添加率が高いほど、脱水効果が高い傾向を示した。薬注率を凝集する最低濃度まで下げると、バイオマス添加による脱水ケーキの含水率低減効果は見られなかった。脱水後の湿ケーキ量は、バイオマス添加により減少することが示された。これは、バイオマス添加による脱水ケーキの含水率の低減効果が影響していることが示唆された。脱水時における汚泥から分離された排水の水質について、全リン、アンモニア性窒素、全 COD_{Cr} とともに、バイオマスを混合することで、減少する傾向を示した。バイオマスを下水処理場で破碎し、バイオマス混合脱水を行った後、処理場外の焼却場で焼却処分を行う場合、松および草を 10%程度混合して脱水を行うと、脱水ケーキの処分費がバイオマスを混合しない場合と比較して 2～6%減少することが示された^{58), 75)}。

令和 2 年度の研究においては、実下水処理場のベルトプレス脱水機において、数種の草木等バイオマス（イネ科の刈草、水草であるナガエツルノゲイトウ）と消化汚泥の混合脱水の冬季の実証試験を行った。水草は、湖沼での刈り取り後、乾燥および破碎の前処理が必要であるため、下水処理場内での前処理について敷地面積の点での可能性を試算した。また、本技術導入による経済的な有意性を明らかにすることを目的とし、下水処理場外で脱水ケーキを処分した場合における、汚泥処分費の試算を行った^{76), 77)}。

令和 3 年度の研究においては、実下水処理場のベルトプレス脱水機において、数種の草木等バイオマスと消化汚泥の混合脱水の夏季の実証試験を行い、汚泥処分費の削減が見込める試算結果であった。また、実規模レベルの遠心分離脱水機において、刈草と消化汚泥の混合脱水の実証試験を行った結果、脱水ケーキの含水率低減、凝集剤削減、ケーキ発生量の削減が可能であることが示唆された。

上記の結果を元に、スクリュープレス脱水機、ベルトプレス脱水機、遠心分離脱水機における草木等バイオマス混合脱水において、必要設備等を考慮した一連のシステムにおける、温室効果ガス排出量の試算を行った⁷⁸⁾。その結果、本技術導入により、温室効果ガス排出量の削減が見込める試算結果となった。

3.1 実験室レベルにおける草木等バイオマス混合汚泥脱水試験

3.1.1 方法

草木等バイオマスを下水汚泥に混合して脱水することで、汚泥の脱水性が向上するか検証を行った。実験に用いた草木等バイオマスの種類、採取場所、採取方法、前処理方法、汚泥の全固形物(Total Solids: TS)を表-14に示す。実験に用いた草木等バイオマスは、イネ科、水草、松剪定枝、竹の4種類、種類や前処理方法の違いを含めると7種類である。脱水試験に用いた汚泥は、A処理場の最初沈殿池の重力濃縮汚泥と、余剰汚泥の機械濃縮汚泥を1対1で混合した汚泥(以下、標準(A))、A処理場の消化汚泥(以下、消化(A))、B処理場のOD汚泥の重力濃縮汚泥(以下、OD(B))、D処理場の消化汚泥(以下、消化(D))の4種類である。それぞれの草木等バイオマスにおいて、表-14に示すように、それぞれ異なる汚泥を用いて脱水試験を行った。草木等バイオマスの混合率は、下水汚泥のTSに対して草木等バイオマスのTSで0%~50%の範囲で検討した。凝集剤は、カチオン系の高分子凝集剤を

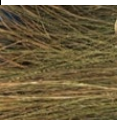

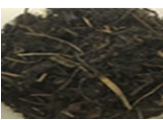
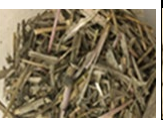



用いた。凝集剤添加率は、実下水処理場での添加率が1~2%程度であることを考慮して、下水汚泥のTSに対して0%~2.0%の範囲で検討した。脱水方法は、実処理場での脱水方法として最も多く使われている遠心脱水とした。脱水試験は、「脱水セル法遠沈管試験」を参考に、50ml容の100メッシュのろ過筒に凝集剤と刈草を混合した汚泥を投入し、遠心分離機で3,000rpm、20分間の遠心分離を行った⁷²⁾。

3.1.2 結果

刈草裁断と標準(A)の混合脱水試験における含水率の結果を図-20に示す。図-20左には、試験値である、草木等バイオマス混合脱水汚泥の含水率を示す。下水汚泥よりも含水率が低い草木等バイオマスを混合することで、脱水汚泥の含水率は物理的に減少する。そのため、草木等バイオマスの重さと水分量を、混合脱水汚泥から差し引くことで、脱水後の汚泥のみの含水率を試算した。その結果を図-20右に示す。この試算値により、脱水汚泥中に含まれる水分が、草木等バイオマスの混合によって減少したか否かが検証できる。

図-20右より、凝集剤0%では、刈草混合率の増加に

表-14 実験に用いた草木等バイオマスおよび汚泥の諸元

| 表記 | 刈草裁断 | 刈草粉末 | 水草(ヒシ) | 水草(ヒエ) | 松(新) | 松(枯死) | 竹 |
|----------------------|---|---|---|---|--|---|---|
| 種類 | イネ科未同定 | | オニビシ | スズメノヒエ | クロマツ | | |
| 採取場所 | 土木研究所敷地内 | | C処理場内のストックヤード | | D処理場内のクロマツ林 | | — |
| 写真 |  |  |  |  |  |  |  |
| 採取方法 | ハサミで裁断後、2~3日放置 | | 琵琶湖南湖の敷地周縁部で表層刈取り後、約1ヵ月天日干し | | 高枝バサミで剪定 | 落下した枯死葉を回収 | 破砕機(GS150, ohashi)で5mm程度に裁断 |
| 前処理方法 | ハサミで10mm程度に裁断 | 粉砕機で1~5mm程度に粉砕 | 破砕機(MGS-1510Si, ミナト)で30~50mm程度に裁断 | ハサミで10mm程度に裁断 | 破砕機(G283D, ohashi)で10~30mm程度に裁断 | ハサミで10mm程度に裁断 | |
| バイオマス TS(%) | 87.5 | 97.7 | 48.9 | 92.8 | 49.4 | 89.8 | 88.5 |
| *汚泥種類 (TS(%)), 採取処理場 | 標準汚泥(2.85), A処理場 | — | 標準汚泥(2.53), A処理場 | 標準汚泥(2.34), A処理場 | 消化汚泥(1.22), A処理場 | 消化汚泥(1.35), D処理場 | 消化汚泥(1.22), A処理場 |
| | 消化汚泥(1.88), A処理場 | | | | | | |
| | OD汚泥(1.05), B処理場 | | | | | | |

*標準汚泥、OD(オキシデーションディッチ)汚泥は濃縮したものを使用

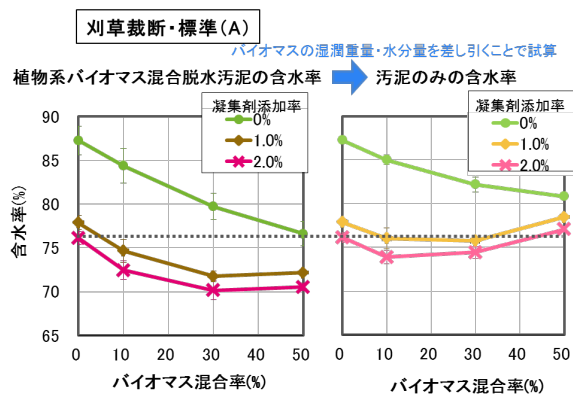


図-20 草木等バイオマス混合脱水汚泥と汚泥のみの含水率

ほぼ比例して汚泥のみの含水率が低下していることから、刈草の混合により、脱水汚泥の脱水量が增加する

ことが示された。従来の脱水条件に近い、凝集剤2.0%、刈草0%と比較すると、凝集剤2.0%、刈草10%または30%および凝集剤1.0%、刈草30%で、含水率はそれぞれ-2.2%、-1.7%、-0.3%低減した。刈草の混合割合によっては、脱水汚泥の含水率の低減効果がみられ、刈草が脱水助剤として有用であることが示された。

図-21 に、各草木等バイオマスと各汚泥の混合脱水試験の結果を示す。縦軸は、バイオマス混合率 0%で、各試験における凝集剤添加率が最も大きい条件での汚泥のみの含水率と比較したときの、各条件での汚泥のみの含水率の差を、含水率ポイント差として示している。ここでは、それぞれの草木等バイオマス混合実験において、含水率ポイント差がマイナスとなる、特に含水率が低いケースに着目して考察を行う。また結果の配置は、汚泥の種類、TSの大小、草木等バイオマス

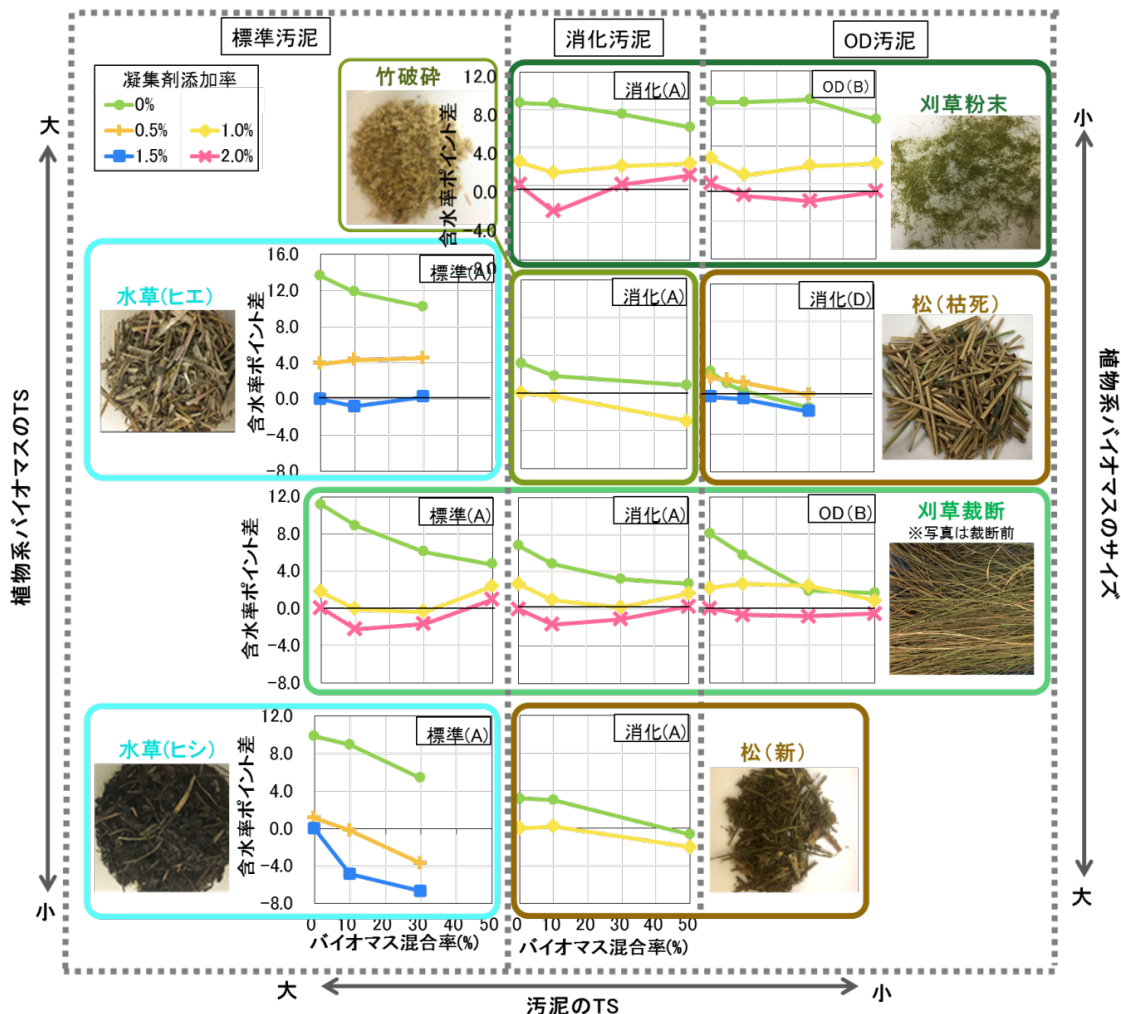


図-21 各草木等バイオマスと汚泥の混合脱水試験から試算した汚泥のみの含水率のポイント差 (バイオマス混合率 0%, 凝集剤添加率最大時の汚泥のみの含水率と比較)

のサイズ、TSの大小で分類して並べている。この結果より、脱水汚泥の含水率の低減効果が見えやすい条件を考察した。

図-21より、各結果において、バイオマス混合率の条件は異なるが、少なくとも1条件以上は、含水率のポイント差がマイナスになる条件があることがわかる。これより、本研究の範囲においては、どのような種類の草木等バイオマスも、脱水助剤としての素質を持っている可能性が示された。混合率が低い場合は、含水率の低減効果が見えにくいのだが、高すぎる場合は、脱水汚泥の総重量が上昇する懸念がある。そのため、使用したい草木等バイオマスと汚泥の組み合わせにおいて、事前に最適な混合率を評価する必要がある。次に、刈草裁断10%、凝集剤2.0%の条件において、汚泥の種類で結果を比較すると、標準(A)で最も含水率ポイント差が低くなっており、次いで消化(A)、OD(B)の順で低いことがわかる。刈草粉末を用いた場合も、OD(B)より、消化(A)で、含水率の低減効果が見えやすい傾向がある。これより、汚泥のTSが大きいほど、脱水汚泥の含水率の低減効果が見えやすい傾向があることが示された。

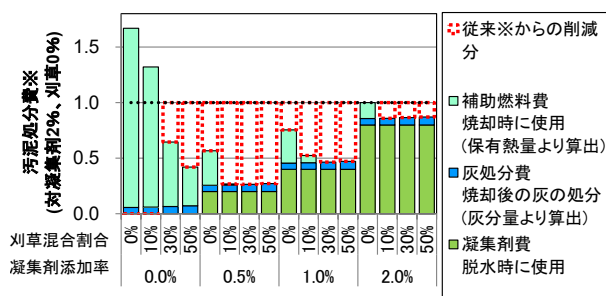
3.1.3 下水処理場内の焼却施設における草木等バイオマス混合脱水汚泥の処分費の試算

草木等バイオマスを汚泥に混合することで、脱水時の凝集剤使用量や発生する脱水汚泥量の変化によって、脱水汚泥処分費が変化する可能性がある。そこで、刈草標準(A)(3.1参照)を用いた場合の汚泥処分費を試算した。脱水汚泥の処分方法は、下水処理場内の焼却炉での焼却とした。

刈草の受入れの費用は、実質0円とした。汚泥脱水設備に投入する汚泥量は、高分子凝集剤を使用した濃縮汚泥または消化汚泥の脱水を行っている1,212か所の下水処理場における、平成26年度の一か月あたりの脱水設備投入汚泥量の平均値である4,762t/月とした⁷²⁾。

汚泥処分費としては、脱水時の凝集剤費(820円/kg)、補助燃料費(A重油、80円/L)、焼却灰処分費(8,000円/t)⁷²⁾の合計とした。補助燃料量は、刈草混合脱水汚泥の有機物含有量、保有熱量より、自燃限界を試算⁷²⁾し、算出した。

図-22より、凝集剤0%、刈草30~50%および凝集剤0.5~2.0%、刈草10~50%において、従来よりも汚泥処分費用が安くなる可能性を示した。刈草を混合することで脱水ケーキの保有熱量が上昇し、補助燃料費が削減され、灰分量の増加による灰処分費が増加しても、汚泥処分費が低減されることが示された。



※凝集剤添加率2.0%、刈草混合割合0%時の結果を従来として比較

図-22 刈草混合脱水汚泥の処理場内での焼却処分費用の試算結果(汚泥量:4,762t/月)

3.2 パイロットスケール脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験

3.2.1 パイロットスケール脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験方法

パイロットスケール脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験に用いた草木等バイオマスは、イネ科の刈草の破砕物(以下、「草」)、クロマツの松剪定枝の破砕物(以下、「松」)、竹の粉砕物(以下、「竹」)の3種類である。イネ科の刈草は、国土交通省国土技術政策総合研究所の敷地内に自生しているものを、草刈り機で裁断し、翌日、樹木破砕機(GS131GH、10mmスクリーン、大橋製)により、10mm程度に破砕した。破砕後のTSは51.1%であった。松の剪定枝は、国土交通省国土技術政策総合研究所敷地内に生息しているものを、高枝ハサミで剪定し、翌日、刈草と同様に10mm程度に破砕した。破砕後のTSは49.7%であった。竹は、破砕機(GS150、大橋製)で5mm程度に粉砕したものを購入した。TSは55.8%であった。それぞれの破砕物を、写真-1に示す。脱水試験に用いた汚泥は、E処理場の消化汚泥(以下、「消化」)である。実験時のTSは、2.04%、pHは7.9、アニオン度は0.6 meq/g-TS、粗蛋白質は、28.5%/TS、繊維状物質(100メッシュ)は1.3%/SS、繊維状物質(200メッシュ)は3.7%/SSであった。



刈草の破砕物 松の破砕物 竹の粉砕物

写真-1 脱水試験に用いた草木等バイオマス

草木等バイオマスの添加率は、下水汚泥の固形物量に対して草木等バイオマスの固形物量で 0%、10%、30%、50%のいずれかで検討した。凝集剤は、カチオン系の高分子凝集剤（イシブロック ICA-609 U）を使用した。薬注率は、試験直前にビーカー試験により検討した各下水汚泥の最適薬注率および最低薬注率とし、それぞれ 1.76%、1.37%であった。最低薬注率では、松 10%の混合脱水試験を行った。混合脱水試験の条件は、表-15 に示す 12 ケースとした。脱水試験は、ハイブリッド型圧入式スクリープレス脱水機（脱水部スクリーン径 φ300 mm：写真-2）を用いたスクリープレス脱水で行った。脱水試験は、1 条件につき 1 時間程度脱水機を運転させ、その間、草木等バイオマスを凝集混和槽の上部から各添加率となるよう、一定時間に一定量ずつ投入した。バイオマス投入から 30 分程度経過後、脱水ケーキを採取し、TS、VS を測定し、含水率を算出した。バイオマス混合脱水試験において、脱水後には、バイオマスが含まれた脱水ケーキが得られる。含水率の算出時には、バイオマスも含めた脱水ケーキの見かけの含水率の値が得られるが、その値より脱水後のバイオマスの TS および含水率を差し引いて、脱水ケーキのみの含水率を真の含水率として試算した。脱水後のバイオマスの TS の測定、含水率の算出は、脱水ケーキ中に混合されたバイオマスを取り出して行った。また、写真-2 に示す濃縮部および脱水部からの排水を採取し、SS の測定および、全リン、アンモニア性窒素、全 COD_{Cr} の測定を HACH(東亜ディーケー株式会社)により行った。また、一部の汚泥について、ICP-MS により、金属等の分析を行った。

表-15 脱水試験ケース

| 消化汚泥（薬注率 1.76%/TS ^{*1} 、1.37%/TS ^{*2} ） | | |
|---|-----------|------------------------|
| | 符号 | バイオマス（混合率%） |
| 1 | - | (0) ^{*1} |
| 2 | - | (0) ^{*2} |
| 3 | 消化-松、1.76 | 松(9.7) ^{*1} |
| 4 | | 松(49.3) ^{*1} |
| 5 | 消化-松、1.37 | 松(9.7) ^{*2} |
| 6 | 消化-草、1.76 | 刈草(9.7) ^{*1} |
| 7 | 消化-竹、1.76 | 竹粉(9.7) ^{*1} |
| 8 | | 竹粉(47.9) ^{*1} |

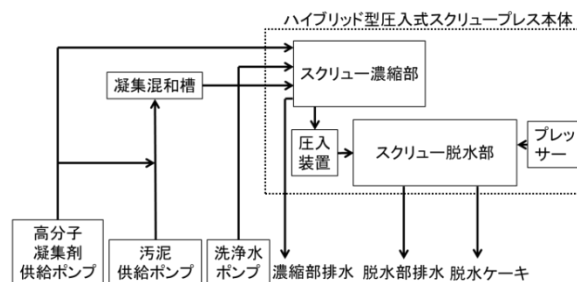


写真-2 圧入式スクリープレス脱水機
(脱水部スクリーン径 φ300 mm)

3. 2. 2 パイロットスケール脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験結果

バイオマスの含水率は、下水汚泥に混合する前の含水率と比較して、脱水後では、松は約 8%、草は約 13%上昇し、竹では含水率は変化しなかった。松よりも草の方が、水分の吸収量が高いことが示された。

図-23 にバイオマス混合脱水試験における、バイオマス添加率と脱水ケーキの含水率の関係を示す。破線はバイオマスも含めた脱水ケーキの見かけの含水率を示し、実線はバイオマスの固形物量と脱水後の含水率を差し引いて試算した、脱水ケーキの真の含水率を示している。図-23 より最適薬注率（1.76%）では、バイオマス添加率が上昇するほど、脱水ケーキの見かけの含水率、真の含水率ともに減少することが示された。松を添加すると、約 10%では 4.6 ポイント、約 50%では 14 ポイント、脱水ケーキの真の含水率が低下した。草では、約 10%の添加で 6.6 ポイント、竹では、約 10%の添加で 2.4 ポイント、約 50%の添加で 11 ポイント、脱水ケーキの真の含水率が低下した。約 10%の添加率で比較すると、草が最も脱水ケーキの含水率の低減効果が高く、次いで松、竹の順であった。約 50%の添加では、竹よりも松で脱水効果が高い結果であった。

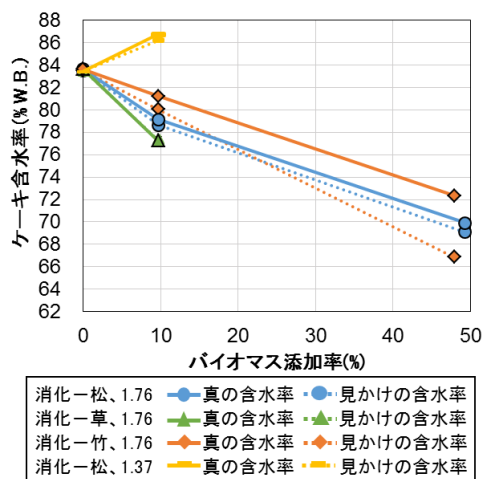


図-23 バイオマス添加率と脱水ケーキ含水率の関係

写真-3に、バイオマス混合脱水試験における、脱水ケーキの写真を示す。刈草は、松よりも幅が狭く、竹よりも長さが長いため、汚泥中の水分を効率よく抜けさせる効果があると推測される。一方、薬注率を凝集する最低添加率(1.37%)まで下げた場合、脱水ケーキの含水率は、バイオマスを添加することで上昇した。これは、バイオマスの混合により凝集効果が悪化したことが原因の一つであると考えられる。本研究では、1ケースしか実験できなかったため、今後、薬注率をどの程度まで削減できるか調査する必要がある。

図-24に、バイオマス添加率と脱水機運転1時間あたりに排出される湿ケーキ量の関係を示す。バイオマス添加により、湿ケーキ量が減少することが示された。薬注率1.76%の場合、松の添加ではバイオマス添加0%と比較すると約0.9倍、刈草では0.95倍、竹では0.94倍にそれぞれ湿ケーキ量が減少した。薬注率を下げた場合においても、松の添加により湿ケーキ量が0.97倍減少した。バイオマス混合により固形物量は増えるが、含水率の低減効果によって湿ケーキ量中の水分量が減少し、排出される湿ケーキ量が減少することが示された。各バイオマスを汚泥に混合することで、重金属濃度への影響がないか調査した。その結果を図-25に示す。鉛、ヒ素、カドミウム、セレンの脱水汚泥中の濃度は、各バイオマスを混合しない場合と比較して減少する傾向であった。クロムは、松を混合した場合において、減少する傾向であるが、竹を混合した場合は、バイオマスを混合しない場合と同程度であり、草を混合した場合は、わずかに上昇する傾向を示した。

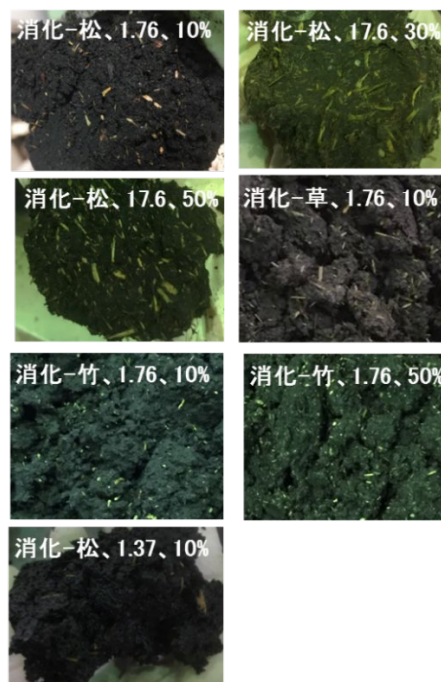


写真-3 バイオマス混合脱水ケーキの様子

以上より、草木等バイオマスを混合することで、脱水汚泥中の重金属濃度の大幅な上昇はみられないことが示された。

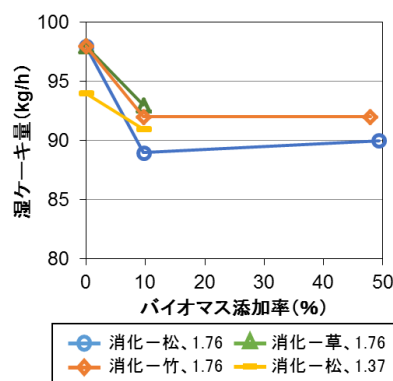


図-24 バイオマス添加率と湿ケーキ量の関係 (凡例の数値は、凝集剤添加率(薬注率)を示す)

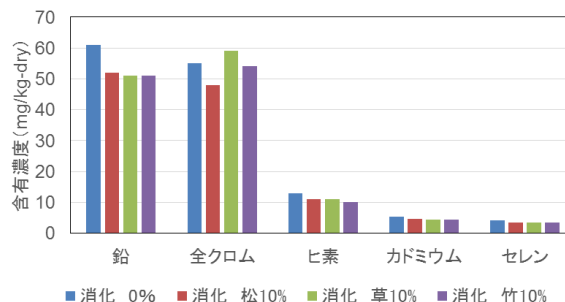


図-25 バイオマス混合による重金属含有量への影響 (凡例の数値は、バイオマス添加率を示す)

図-26 に、脱水時の濃縮部および脱水部の排水の全リン、アンモニア性窒素、全 COD_{Cr} の濃度を示す。薬注率 1.76% の時、脱水部の全リンは、バイオマスを追加することで減少する傾向を示したが、竹 ($P<0.01$) 以外は有意な差は見られなかった。アンモニア性窒素は、バイオマス添加により脱水部で減少する傾向を示し、松では有意に減少することが示された ($P<0.01$)。全 COD_{Cr} は、バイオマスを追加することで、脱水部で減少する傾向を示した ($P<0.01$)。排水中の水質濃度の減少は、排水中の SS 濃度の減少による影響であると推測される。

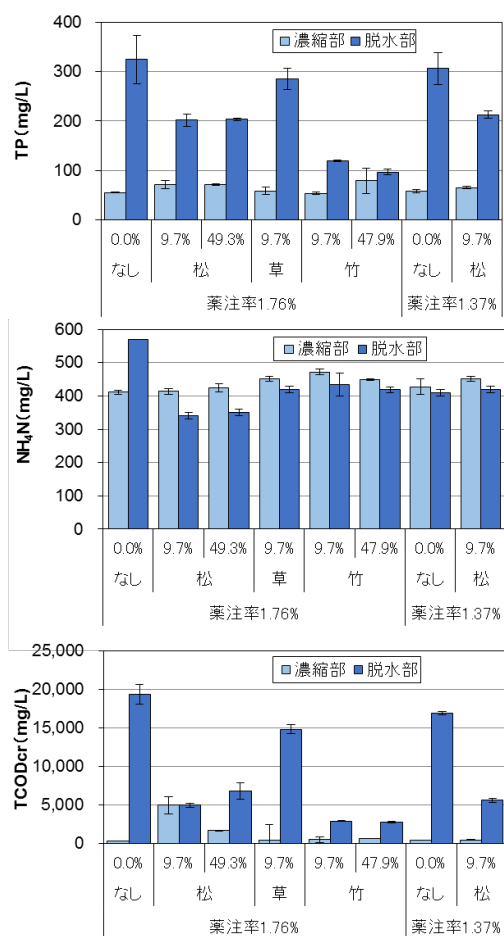


図-26 バイオマス添加脱水における濃縮部および脱水部からの排水の水質 (TP、NH₄-N、TCOD_{Cr})

3. 2. 3 下水処理場外の焼却施設におけるバイオマス混合脱水汚泥の処分費の試算

草木等バイオマスを下汚泥に混合することで、バイオマスの破碎に掛かる費用が増加し、脱水時の薬注率の変化や湿ケーキ量の変化による脱水ケーキ処分に掛かる費用が変化する。そこで、本研究の各実験ケースについて、汚泥処分全体に掛かる費用を試算し、草

木等バイオマスと汚泥の混合脱水により、汚泥処分費の削減が可能であるか検証を行った。

草木等バイオマスの回収および下水処理場への運搬に掛かる費用は、バイオマスが発生した事業体において焼却処分を行っていた費用を下水処理場への運搬費用に変更するものとし、バイオマス発生事業体で負担するものと考えた。よって、下水処理場での資材調達費は考慮しないものとした。下水処理場では破碎処理を行い、その費用を負担するものとした。松の剪定枝および刈草の破碎は、本研究で用いた樹木破碎機 (GS131GH、10 mmスクリーン、大橋製) で 10 mm 程度に破碎するものとした。本破碎機は、最大処理量 2.8 m³/h、燃料は自動車用無鉛ガソリン、燃費は 2.5 L/h である⁷⁵⁾。時間当たりのバイオマスの処理量は、本研究で実際に処理した量および処理した時間より算出した。松の剪定枝は、114.7 kg を 2 時間で処理し、刈草は、13.77 kg を 20 分で処理したため、それぞれの処理量を 57 kg/h、41 kg/h とした。刈草は、松の剪定枝よりも柔らかく扱いにくいいため、剪定枝よりも処理に時間がかかる傾向であった。竹粉は、購入したものを使用したため、その単価である 150 円/kg⁷⁵⁾を試算に用いた。

本研究において、脱水ケーキの処分方法は、下水処理場外の焼却施設における焼却処分を想定した。下水処理場外での汚泥処分費は、脱水時の凝集剤費、運搬費、最終処分費を含む脱水ケーキ処分費の合計とした。凝集剤費は 820 円/kg、脱水ケーキ処分費は 16,000 円/t⁷⁵⁾とした。汚泥脱水設備に投入する汚泥量は、高分子凝集剤を使用した濃縮汚泥または消化汚泥の脱水を行っている 1,332 か所の下水処理場における、平成 28 年度の一カ月あたりの平均値である 4,989 t とした⁷⁵⁾。脱水前の汚泥の TS と各実験ケースにおける脱水後の湿ケーキ量の値を用いて、一カ月あたりの脱水ケーキ量を試算し、バイオマス破碎/購入費、凝集剤費、脱水ケーキ処分費を合計して汚泥処分費とした。

図-27 に、各実験ケースにおいて、下水処理場外の焼却処分場で処分した場合の汚泥処分費の試算結果を示す。最適薬注率で松および草を約 10% 添加した場合、脱水ケーキ処分費の削減効果がみられ、バイオマス破碎費を追加しても、汚泥処分費が 0.94 および 0.98 倍に削減できる可能性を示した。松では、約 50% 添加した場合でも、添加しないときと同じ汚泥処分費で処分できることが示された。例えば、下水処理場内での発生バイオマスを処分する場合は、それぞれの処分費の削減効果が得られるものと考えられる。竹は、既製品

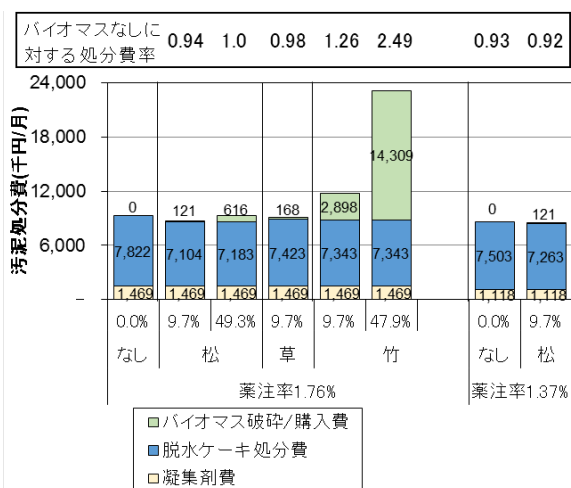


図-27 各実験ケースにおける下水処理場外での焼却処分時の汚泥処分費試算結果

を購入した場合の試算であるため、添加することでバイオマス購入費が増加し、汚泥処分費が増加する結果となった。下水処理場で破碎を行うことで、バイオマス購入費は削減できる可能性がある。薬注率を1.34%にした場合、凝集剤費、脱水ケーキ処分費の削減により、汚泥処分費としては削減できる傾向を示した。

3.3 実下水処理場のベルトプレス脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験

3.3.1 実下水処理場のベルトプレス脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験方法

バイオマス混合脱水試験は、F 処理場で冬季に実施した。本処理場は、1日あたりの流入水量が約 15,000 m³の中規模処理場であり、汚泥処理工程には消化設備を有しており、1日あたり約 100 m³の消化汚泥（汚泥濃度 1.6~1.8%程度）を、ベルトプレス脱水機により脱水している。

本試験で用いたバイオマスの性状を表-16 に示す。刈草①および刈草②は土木研究所内で採取し、刈り取りの当日または翌日に破碎処理を行った。水草は、F 下水処理場と同じ市内にある G 湖において管理業者が

表-17 脱水試験の実験ケース(13 系列)

| 実験日 | サンプル名 | 薬注率(%) | バイオマス種類 | 混合割合*(%) |
|-----|-------|--------|---------|----------|
| 1日目 | 系列1 | 1.1 | なし | |
| | 系列2 | 1.1 | 水草 | 10.0 |
| | 系列3 | 1.1 | 刈草② | 10.0 |
| | 系列4 | 1.1 | なし | |
| 2日目 | 系列5 | 0.96 | なし | |
| | 系列6 | 0.96 | 刈草① | 10.0 |
| | 系列7 | 0.96 | 刈草② | 10.0 |
| | 系列8 | 0.96 | 水草 | 10.0 |
| | 系列9 | 0.96 | なし | |
| 3日目 | 系列10 | 1.1 | なし | |
| | 系列11 | 1.1 | 刈草① | 10.0 |
| | 系列12 | 1.1 | 刈草① | 20.0 |
| | 系列13 | 1.1 | なし | |

*汚泥の固形物量に対するバイオマスの固形物量

刈り取ったものを使用し、屋根付きの風通しがよい倉庫で、約 17 日間乾燥後、破碎処理を行った。バイオマスは、樹木破碎機(GS131GH、10 mm スクリーン、大橋製)で 10 mm 程度に破碎後、5 mm のふるいにかけて、破碎しきれなかった分を取り除いた。脱水試験は 3 日間で、表-17 に示す 13 ケースを実施した。薬注率は、通常、本処理場で使用している薬注率である 1.1 %および、試験直前にピーカー試験により検討した凝集する最低薬注率である 0.96%の 2 種類で検討した。使用した凝集剤は、カチオン系の高分子凝集剤である。

バイオマスの投入は、凝集混和槽の上部から行い、各混合割合となるよう、1 分間に一定量の投入を 30 分間程度行った。投入開始から約 50 分~1 時間後に脱水ケーキを採取し、TS、VS（有機物濃度）を測定し、含水率、バイオマス混合割合を算出した。

3.3.2 実下水処理場のベルトプレス脱水機による草木等バイオマス混合脱水試験結果

① 脱水状況

凝集混和槽におけるバイオマスの投入において、目視での確認ではあるが、攪拌機の回転数が 68.5 rpm（周速度 3.7 m/s）以上で、バイオマスが汚泥中に混合された。バイオマスを完全に混合するためには、回転

表-16 実験に用いた草木等バイオマスの性状

| 表記 | 刈草① | | 刈草② | | 水草 | | |
|---------|-----|---------------|----------------|------|------------|------|------|
| | 種類 | イネ科の刈草（主にススキ） | イネ科の刈草（主にクマザサ） | 種類 | ナガエツルノゲイトウ | 種類 | |
| 写真 | 破碎前 | | | 破碎前 | | 破碎前 | |
| | 破碎後 | | | 破碎後 | | 破碎後 | |
| 含水率 (%) | | 13.1 | 8.1 | 30.0 | 10.6 | 87.0 | 19.2 |



(a) 排出部のろ布サイドの脱水ケーキの様子
(バイオマスが端にたまっている)



(b) 脱水ケーキ中にバイオマスが混合されている様子
写真-4 脱水ケーキの様子

数を上げる必要があり、薬注率 1.1 %では 1.1 倍、0.96 %では 1.3 倍、バイオマスを混合しない通常時よりも上げる必要があった。

凝集混和槽において混合されたバイオマス混合汚泥が、ベルトプレス脱水機のろ布に乗るまでの過程を観察した。実験で使用したベルトプレス脱水機では、投入トラフが脱水機入口の中央に設置してあり、凝集剤と混和した汚泥は、両端に向かって広がりながらろ布に均一に乗り、脱水される仕組みであった。そのため、汚泥中に混合しきれていないバイオマスは、ろ布の両端に流れ、脱水ケーキの両端 5cm 位に塊になる傾向がみられた。両端以外の部分においては、バイオマスは汚泥中に均一に混合されていた(写真-4)。バイオ

マス混合の偏りによるサイドリーク等の脱水機への不具合はみられなかった。また、薬注率を下げた系列では、バイオマスがろ布の端によってしまう現象に、解消傾向がみられた。これは、汚泥の凝集が弱くなったことで、バイオマスが汚泥中に混合しやすくなったためだと考えられる。

② 脱水ケーキ含水率

各試験ケースにおける、バイオマス込みの見かけの脱水ケーキ含水率およびバイオマス量を差し引いた真の脱水ケーキ含水率の結果を図-28 に示す。横軸は、汚泥 1m³ に対するバイオマスの湿潤混合量を示している。見かけのケーキ含水率は、バイオマス混合により、0.7~1.8 ポイント低減した。真の含水率では、0.4~0.7 ポイント低減した。また、薬注率を下げても、バイオマスを混合することにより、薬注率が通常時のケーキ含水率(図-28 (a) 0 kg/m³ 時のケーキ含水率 81.7%)よりも下がることが示された(図-28 (a), (b) の点線以下)。バイオマス混合による、凝集剤使用量の削減が可能であることが示された。

バイオマスは、汚泥の固形物量に対して 10 %、20 %で混合したため、約 2 kg/m³、4 kg/m³の混合割合となるはずであったが、3. 3. 2①で示した通り、ろ布の位置によって、バイオマス混合に偏りがみられたため、ケーキを採取したろ布中央部分ではバイオマスの混合割合が低くなる傾向であった。

③ ケーキ発生量

ケーキ発生量は、各実験系列で測定することは困難なため、バイオマス混合脱水の実証実験を行った脱水機と通常の脱水を行った脱水機において、1日当たり

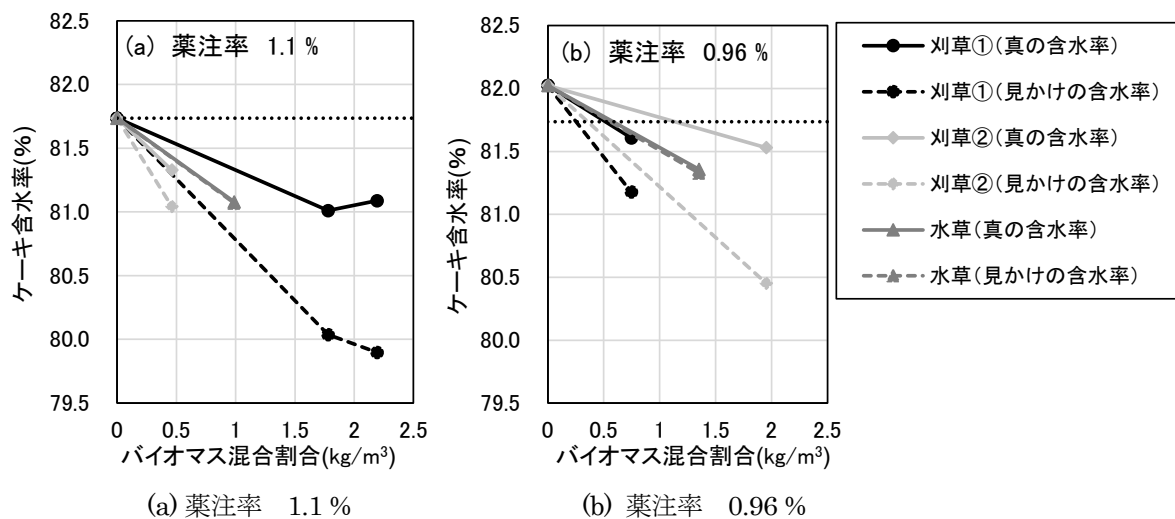


図-28 脱水ケーキの含水率

(真の含水率：バイオマス量を差し引いた計算値、見かけの含水率：バイオマス込みの含水率)

表-18 各実験日におけるケーキ発生量

| 項目 | 単位時間あたりのケーキ発生量 | |
|-----|----------------|------|
| | バイオマス混合脱水 | 通常脱水 |
| 単位 | t/h | t/h |
| 1日目 | 0.74 | 0.85 |
| 2日目 | 0.74 | 0.85 |
| 3日目 | 0.76 | 0.85 |

のケーキ発生量をホッパー重量から比較した。結果を表-18に示す。バイオマス混合脱水を実施した場合、単位時間当たりのケーキ発生量が削減できる結果であった。また、薬注率を下げた2日目においても、ケーキ発生量は同様に削減できた。ろ布速度、上下のろ布圧力、ケーキ厚みは、脱水方法による差はみられなかった。なお、試験期間中の各日において、バイオマス投入の総時間は、脱水機稼働時間の約3分の1であった。今回は、ホッパー重量での算出であったため、ケーキ発生量の削減分は概算量であるが、バイオマス混合脱水により、少なくとも発生量の削減は可能であることが示された。

3. 3. 3 実下水処理場におけるバイオマス前処理の可能性検討

水草は、刈取り時の含水率が87%と高く、本研究で使用した破砕機で処理するためには、可能な限り乾燥させることが望ましい。水草の乾燥は、水草の飛散を防ぐため、屋内の風通しのよい環境で、30 cm程度の塀で囲ったスペースにおいて自然乾燥で行った。乾燥時間を短縮させるため、水草を薄く並べた平干しと、乾燥スペースを削減するため、水草を30 cm程度に積重ねた方法で、乾燥にかかる日数を検証した。乾燥期間中の平均気温は7.2℃(最低-5.2℃、最高14.7℃)、平均湿度は58%であった。各乾燥条件における含水率の変化を図-29に示す。平干しでは、7日以上乾燥で含水率が20%を下回り、破砕機での破砕が可能となった。積重ねた場合、上部は平干しと比較して乾燥が遅いものの、10日以上乾燥で約20%の含水率となった。積重ねた場合、下部では乾燥が進まなかったため、3日後に上下を反転させたところ(図-29)、含水率の低下が確認できたため、乾燥途中での切り返しが必要であることがわかった。積重ねた場合では、切り返しを行うことで、17日以上乾燥で含水率が30%になった。試算の結果、本研究で実施した乾燥方法において、水草の乾燥に必要な敷地面積は、平干しで約136 m²/t、積重ねで約44 m²/tであった。

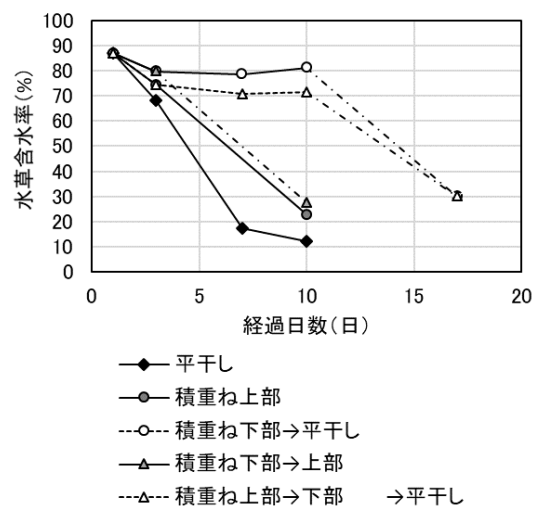


図-29 水草乾燥時の含水率の変化

全国の中規模処理場(水処理量10,000~50,000 m³/日)のうち、消化汚泥を脱水している処理場において、バイオマス汚泥の固形物比に対して10%混合して脱水すると仮定した場合、1日に必要な水草の湿潤量は約2.9 t、刈草は約0.5 tであった。平干し、積重ねのそれぞれにおいて、水草乾燥に必要な敷地面積は、各中規模処理場の敷地面積(平均約67,000 m²)に対して、8%、4%であった。実証実験を実施したF処理場においては、それぞれ2%、1%であった。本研究では、日光が直接当たらない場所での乾燥であったため、天日乾燥が可能な施設とすれば、さらに乾燥にかかる日数、スペースは削減できると想定される。一方、刈草においては、冬季の場合はももとの含水率が低く、刈取り直後に破砕可能であり、乾燥スペースは不要で、ストック、作業スペースのみで、水草よりも必要な敷地は少なくなる。本試算では、乾燥に必要なスペースのみを試算したが、作業、乾燥したバイオマスのストックスペースを考慮しても、バイオマス前処理スペースは、下水処理場において十分に確保できるものと想定される。また、夏季においては、刈草の含水率や湿度、気温等の乾燥環境が変わるため、再度検討が必要である。

3. 3. 4 実下水処理場における草木等バイオマス混合脱水導入におけるコスト評価

表-19に、バイオマス混合脱水による費用対効果の結果を示す。3. 3. 3で示したバイオマス必要量の試算と同じ条件において、試算した。ケーキ発生量を11 t/日、ケーキ処分費を16,000円/t-脱水ケーキ、凝集剤費用を820円/kgと設定し、バイオマス受入れ費用を10,000円/t-バイオマス、発生量の削減を3. 3. 2③で

表-19 バイオマス混合脱水による費用対効果

| 試算項目 | 脱水方法 | 通常脱水 | バイオマス混合脱水 | | |
|------------------------------|------|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | | 刈草① | 刈草② | 水草 |
| バイオマス必要量 | t/日 | - | 0.43 | 0.54 | 2.90 |
| バイオマス受け入れによる収入 (a) | 千円/年 | - | 1,579 | 1,962 | 10,565 |
| 凝集剤費用(薬注率通常) (b) | 千円/年 | 7,602 | 7,602 | 7,602 | 7,602 |
| ケーキ処分費 (c) | 千円/年 | 64,240 | 60,386 | 60,386 | 60,386 |
| -(a)+(b)+(c) | 千円/年 | 71,842 (100) | 66,409 (92) | 66,026 (92) | 57,423 (80) |
| 凝集剤費用(バイオマス混合時薬注率13%削減) (c)' | 千円/年 | 7,602 | 6,635 | 6,635 | 6,635 |
| -(a)+(b)+(c)' | 千円/年 | 71,842 (100) | 65,442 (91) | 65,058 (91) | 56,455 (79) |

概算量として算出された削減量の約半分の6%と仮定した⁷⁷⁾。その結果、バイオマス混合脱水により、通常脱水と比較して、年間で約5,400千円～15,400千円の便益が見込める試算結果であった。また、バイオマス受け入れ時の収入がない場合においても、年間約3,800千円～4,800千円の便益が見込める。本試算で想定したケースでは、バイオマス混合脱水において、バイオマス受け入れ費用、発生ケーキの処分費用による試算の結果、通常脱水と比較して、8%～21%、費用が削減できる可能性が示された。本試算には、バイオマスの破砕機、投入機、保管施設等の初期費用が含まれていないが、これらを考慮しても、数年以内に便益が見込めることが想定された。

3.4 下水処理場への草木等バイオマス混合脱水システム導入における環境影響評価

3.4.1 評価方法

本技術を下水処理場へ導入するにあたって、温室効果ガス排出量の削減に寄与するか否かが一つの評価指標となる。草木等バイオマス混合脱水システムの実下水処理場への導入においては、草木等バイオマスの発生事業における焼却処分量の削減、下水道事業における脱水ケーキ発生量の削減、凝集剤使用量の削減や焼却時の熱量増加による補助燃料の削減により、温室効果ガス排出量の削減が期待できる。一方で、下水道事業における草木等バイオマスの破砕、脱水機への投入機器等の追加設備の電力使用による温室効果ガス排出量の増加が懸念される。そこで本研究では、本技術の既存の研究で得られた結果をもとに、温室効果ガス排出量を対象とした環境影響について定量的に評価し、環境影響面における本システムの有用性を示すこととした。

本研究の評価シナリオを図-30に示す。対象とした下水処理場は、消化汚泥をベルトプレス脱水機、スクリュープレス脱水機または遠心分離脱水機を用いて、高分子凝集剤を添加して脱水しており、各種データが得られる下水処理場とした⁷⁸⁾。脱水ケーキの処分は、下水処理場内の汚泥焼却炉で焼却処分している下水処理場と下水処理場外に搬出して処分している下水処理場で分けて評価した⁷⁸⁾。

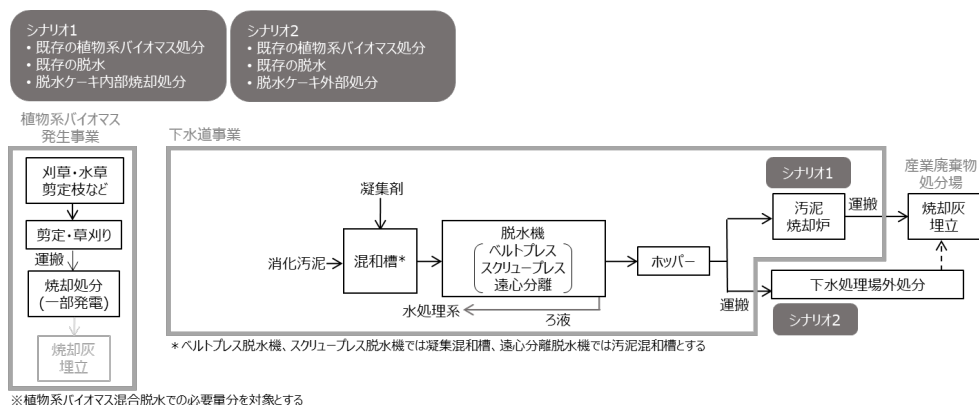
草木等バイオマスの一般廃棄物処理場への運搬距離は、各都道府県の一般廃棄物処理場数および可住面積から、各都道府県別に算出した。運搬回数は、対象とした各下水処理場での草木等バイオマスの必要量を2tトラックで回収したものとして算出した⁷⁸⁾。

草木等バイオマスの焼却処分にかかる温室効果ガス排出量は、一般廃棄物処理場の焼却施設の電力消費による増加分と焼却発電による削減分を考慮した⁷⁸⁾。

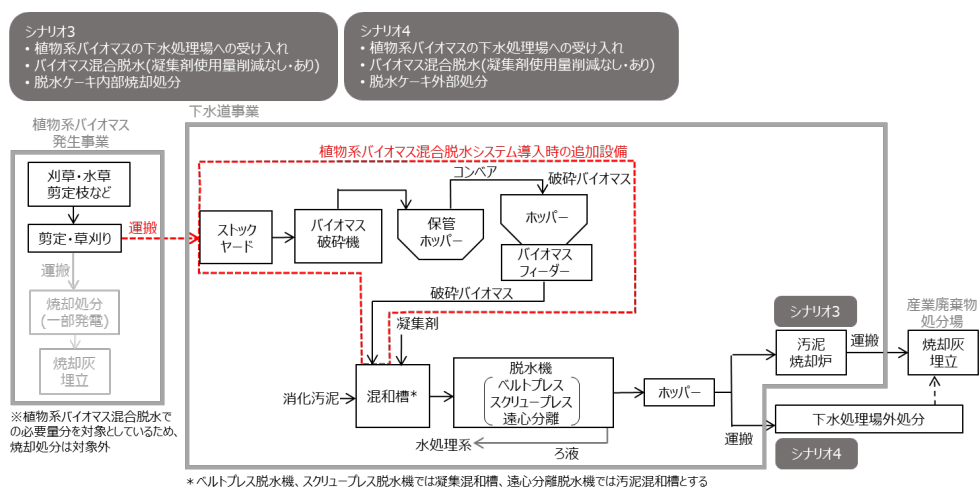
草木等バイオマスの下水処理場への運搬距離は、草木等バイオマスの一般廃棄物処理場への運搬距離と同様に算出した。運搬回数は、対象とした各下水処理場での草木等バイオマスの必要量を2tトラックで回収したものとして算出した⁷⁸⁾。

草木等バイオマスを破砕するための破砕機、破砕物を保管ホッパーからバイオマスフィーダーのホッパーへ投入するためのコンベア、混和槽へ定量的に投入するためのバイオマスフィーダーが必要となるため、これらの電力使用量を試算に加えた⁷⁹⁾。

草木等バイオマス混合脱水においては、凝集剤使用量の削減を見込める可能性が示唆されたため、ベルトプレス脱水では凝集剤使用量を13%⁷⁷⁾、遠心分離脱水では50%⁷²⁾削減したケースにおいても評価を行った。スクリュープレス脱水では、凝集剤使用量を削減したケースは、評価を行わなかった。



(a)既存システム(既存の草木等バイオマス焼却処分、既存の脱水、脱水ケーキ内部焼却処分または脱水ケーキ外部処分)



(b)草木等バイオマス混合脱水システム導入(草木等バイオマスの下水処理場への受け入れ、草木等バイオマス混合脱水(凝集剤削減使用量なし・あり)、脱水ケーキ内部焼却処分または脱水ケーキ外部処分)

図-30 評価対象シナリオ

草木等バイオマス混合脱水ケーキは、消化汚泥よりも発熱量が高い草木等バイオマスが混合されていることにより、発熱量の上昇がみられ、汚泥焼却炉での補助燃料削減が期待できる⁷²⁾ため、下水処理場内の汚泥焼却炉での焼却処分のケースにおいては、補助燃料の削減量を試算対象とした⁷⁸⁾。焼却灰は産業廃棄物最終処分場での埋立てとした。

産業廃棄物最終処分場への運搬距離は、草木等バイオマスの一般廃棄物処理場への運搬距離と同様に算出した。運搬回数は、焼却灰を10tトラックで回収したものとして焼却灰量から算出した⁷⁸⁾。

下水処理場外での産業廃棄物中間処理場における脱水ケーキ処分では、発生する脱水ケーキの下水処理場外への運搬のみを温室効果ガス排出量の対象とした⁷⁸⁾。下水処理場外の産業廃棄物中間処理場では、草木

等バイオマス混合脱水ケーキ以外の最初沈殿池汚泥や余剰汚泥、混合汚泥を脱水している下水処理場からの脱水ケーキや、その他の産業廃棄物が大量に混合して処分されるため、草木等バイオマス混合脱水ケーキが一部混合したとしても、産業廃棄物中間処理場での温室効果ガス排出量の増減への寄与は低いものとみなし、温室効果ガス排出量算出の対象外とした。産業廃棄物中間処理場への運搬距離は、草木等バイオマスの一般廃棄物処理場への運搬距離と同様に算出した⁷⁸⁾。

3. 4. 2 評価結果

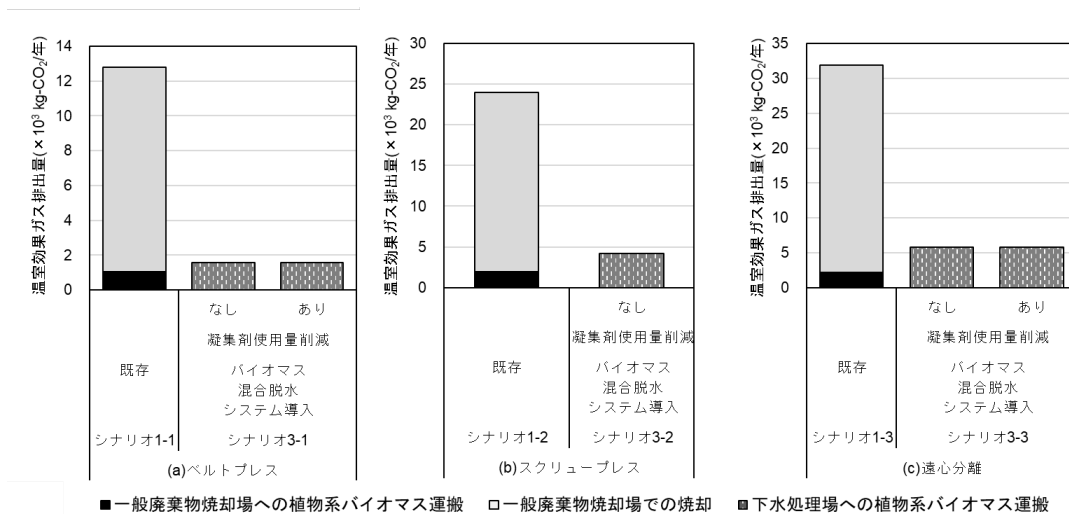
各シナリオにおける温室効果ガス排出量を図-31、32に示す。図-31より、下水処理場内の汚泥焼却炉で脱水ケーキを焼却している下水処理場での既存システム(シナリオ1)における温室効果ガス排出量は、ベルト

プレス脱水では平均 $4,532 \times 10^3 \text{ kg-CO}_2/\text{年}$ 、スクリープレス脱水では平均 $5,973 \times 10^3 \text{ kg-CO}_2/\text{年}$ 、遠心分離脱水では平均 $10,863 \times 10^3 \text{ kg-CO}_2/\text{年}$ であり、遠心分離脱水で最も多かった。これは、遠心分離脱水で対象としている下水処理場の脱水汚泥量が、他の脱水の2倍以上であり、汚泥焼却炉の電力、補助燃料にかかる温室効果ガス量が多く算出されたためである。

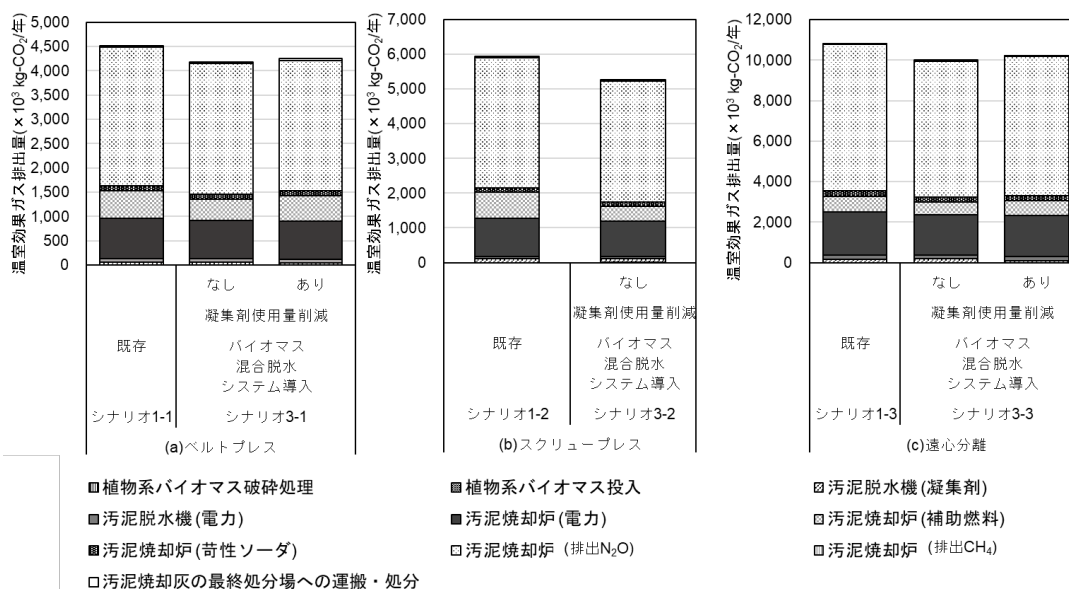
草木等バイオマス混合脱水システムを導入するシナリオ全体では、凝集剤使用量を削減しない場合、ベルトプレス脱水では7.8%、スクリープレス脱水機で12%、遠心分離脱水では7.9%の削減が見込まれる

試算であった。また、凝集剤使用量を削減する場合、ベルトプレス脱水では6.3%、遠心分離脱水では5.8%削減できる試算であった。温室効果ガス排出項目別で見ると、汚泥焼却炉での N_2O 排出量の寄与が大きかった。

図-32より、下水処理場外で脱水ケーキを処分している下水処理場における、既存システム(シナリオ2)での温室効果ガス排出量は、ベルトプレス脱水(シナリオ2-1)では平均 $60,280 \text{ kg-CO}_2/\text{年}$ 、スクリープレス脱水(シナリオ2-2)では平均 $59,500 \text{ kg-CO}_2/\text{年}$ 、遠心分



(1) 草木等バイオマス発生事業



(2) 下水道事業

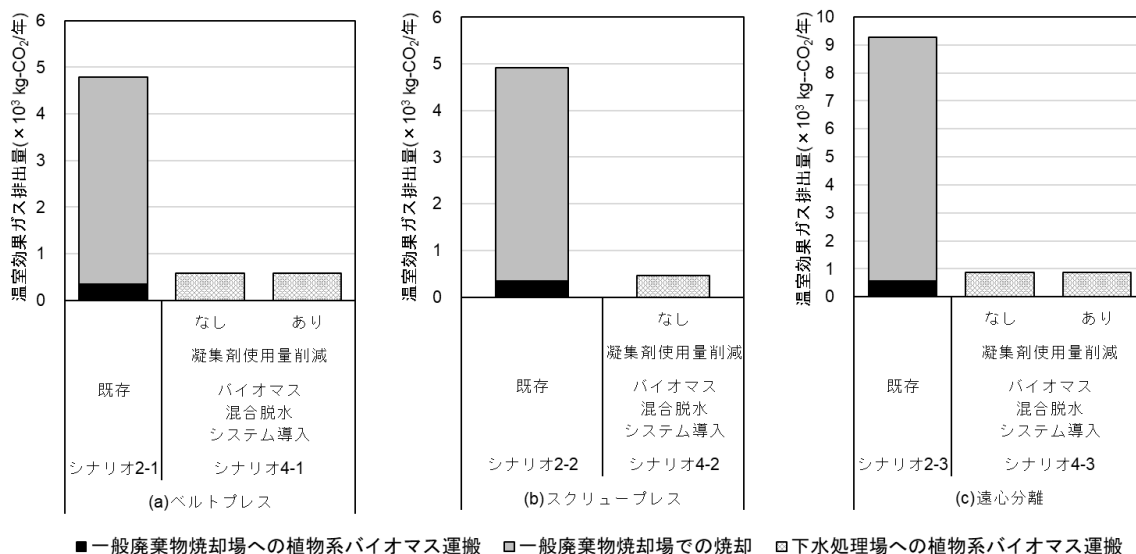
図-31 シナリオ1、3における温室効果ガス発生量(草木等バイオマスの下水処理場への受け入れ、草木等バイオマス混合脱水(凝集剤使用量削減なし・あり)、脱水ケーキ内部焼却処分)
(a)ベルトプレス、(b)スクリープレス、(c)遠心分離

離脱水(シナリオ 2-3)では平均 125,360 kg-CO₂/年であり、遠心分離脱水で最も多かった。遠心分離脱水機の電力消費量は、ベルトプレス脱水機の 1.3 倍、スクリーンプレス脱水機の 2.4 倍であり、これが結果に影響していた。

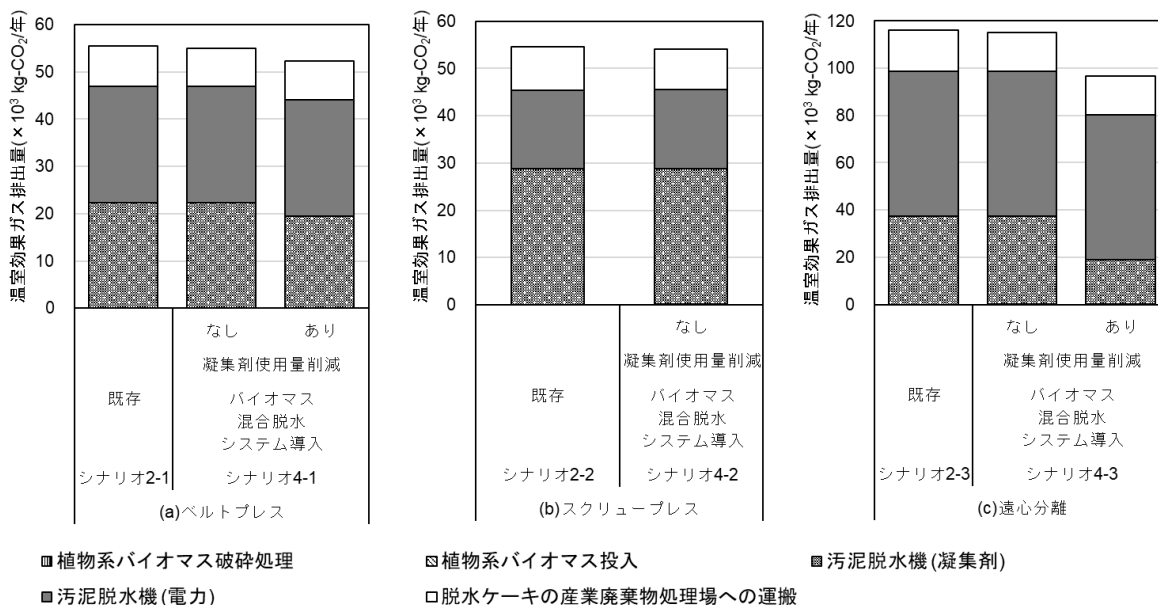
図-32 (2)より、下水道事業では、凝集剤使用量を削減しない場合、ベルトプレス脱水(シナリオ 4-1)では 0.1%、スクリーンプレス脱水(シナリオ 4-2)では 0.3%、遠心分離脱水(シナリオ 4-3)では 0.4%の温室効果ガス排出量削減効果が見込める試算であった。草木等バイ

オマス混合脱水により、脱水ケーキ発生量の削減が見込まれることで、脱水ケーキの運搬にかかる温室効果ガス排出量が削減されるが、草木等バイオマスの破碎、脱水機への投入にかかる電力量が増えるため、温室効果ガス排出量はほぼ変化しない結果であった。

一方、凝集剤使用量の削減を行う場合の下水道事業における温室効果ガス排出量は、ベルトプレス脱水では 5.2%、遠心分離脱水では 16%の削減効果が見込める試算であった。システム全体としては、凝集剤使用量を削減しない場合で、ベルトプレス脱水では 7.1%、



(1) 草木等バイオマス発生事業



(2) 下水道事業

図-32 シナリオ 2、4 における温室効果ガス発生量(草木等バイオマスの下水処理場への受け入れ、草木等バイオマス混合脱水(凝集剤使用量削減なし・あり)、脱水ケーキ外部処分)
(a)ベルトプレス、(b)スクリーンプレス、(c)遠心分離

スクリープレス脱水では 7.7 %、遠心分離脱水では 7.1 %、凝集剤使用量を削減した場合、ベルトプレス脱水では 12 %、遠心分離脱水では 22 %削減が見込める試算であり、凝集剤使用量の削減により、温室効果ガス排出量の削減効果が大幅に上昇することが示唆された。

既存の研究において、草木等バイオマス混合脱水を導入することで汚泥処分費の削減が可能であることや、草木等バイオマスの受け入れ費用を見込むことで、さらに事業費削減が見込めることを明らかにしており⁷⁾、未利用の草木等バイオマスの有効利用方法の選択肢の幅が広がることを示した。本研究により、環境影響面への好影響が示され、草木等バイオマス発生事業、下水道事業を含めた地域全体への本システム導入意義がさらに強調されたと考えられる。

3.5 草木等バイオマス汚泥脱水助剤として適用する技術のまとめ

本研究で得られた結果は以下の通りである。

A) 活用が求められている河川等で発生する草木等バイオマスに着目し、下水処理場における汚泥の脱水助剤としての有用性を実験室レベルの遠心脱水試験で検証した。その結果、刈草、剪定枝、水草など幅広い種類の草木等バイオマスにおいて、下水汚泥の脱水助剤としての有用性が示唆された。また、草木等バイオマスの破碎後のサイズが大きく、TS が小さいほど、脱水助剤としての効果が見えやすい傾向を示すこと、汚泥の TS が大きいほど脱水助剤の効果が見えやすい傾向を示すことが明らかとなった。

実験結果を用いて、凝集剤 0 %、刈草 30~50 %および凝集剤 0.5~2.0 %、刈草 10~50 %の条件で草木等バイオマス混合脱水システムを導入した場合において、下水処理場内の焼却施設での脱水ケーキ焼却処分を想定した試算を行った。その結果、従来よりも汚泥処分費用が安くなる試算結果であった。刈草を混合することで脱水ケーキの保有熱量が上昇し、補助燃料費が削減され、灰分量の増加による灰処分費が増加するが、全体の汚泥処分費としては低減できる可能性が示された。

B) パイロットスケールの圧入式スクリープレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と、消化汚泥の混合脱水試験を行った。10、30、50 %のバイオマス添加率および最適薬注率 (1.76 %) では、草木等バイオマス混合脱水におい

て、混合しない場合の脱水と比較して、脱水ケーキの含水率が 1.5~14 ポイント低減することが示された。また、バイオマス添加率が高いほど、脱水効果が高い傾向を示した。

脱水後の湿ケーキ量は、バイオマス添加により減少することが示された。これは、バイオマス添加による脱水ケーキの含水率の低減効果が影響していることが示唆された。

脱水時における汚泥から分離された排水の水質について、全リン、アンモニア性窒素、全 COD_{Cr} ともに、草木等バイオマスを混合することで、減少する傾向を示した。

草木等バイオマスを下水処理場で破碎し、草木等バイオマス混合脱水を行った後、処理場外の焼却場で焼却処分を行う場合、松および草を 10 %程度混合して脱水を行うと、脱水ケーキの処分費が草木等バイオマスを混合しない場合と比較して 2~6 %減少することが示された。

C) 実下水処理場のベルトプレス脱水機を用いて、水草、刈草、竹の破碎物を消化汚泥に混合して脱水する実証実験を行った。凝集混和槽への草木等バイオマスの投入では、草木等バイオマスを完全に混合するために、薬注率 1.1 %では 1.1 倍、0.96 %では 1.3 倍、バイオマスを混合しない通常時よりも、回転数を上げる必要があった。

ベルトプレス脱水機において、草木等バイオマスは、ろ布の中央部分では、均一に汚泥中に混合されるが、ろ布の両サイドに一部流れ、塊ができる傾向であった。薬注率を下げることで、ろ布の両サイドでの塊は解消される傾向がみられた。

10 mm 程度に破碎した草木等バイオマスを、添加率 10、20 %で消化汚泥に混合した場合、通常薬注率 (1.1 %) では、草木等バイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が 0.4~0.7 ポイント低減することが示された。また、薬注率を凝集が確認できる最低値に下げても (0.96 %)、草木等バイオマスを混合することにより、薬注率が通常時のケーキ含水率よりも下がることを示された。

各実験日における 1 日当たりのケーキ発生量をホッパー重量から試算したところ、草木等バイオマス混合脱水を実施した場合、単位時間当たりのケーキ発生量が削減できることが示された。

水草乾燥において、平干し、積重ねのそれぞれに必要な敷地面積は、中規模処理場の敷地面積に対して、8 %、4 %であった。実証実験を実施した F 処

理場においては、それぞれ2%、1%であった。作業、乾燥したバイオマスのストックスペースを考慮しても、バイオマス前処理スペースは、下水処理場において十分に確保できるものと想定された。

草木等バイオマス混合脱水において、バイオマス受け入れ費用、発生ケーキの処分費用による試算の結果、通常脱水と比較して、8%~21%、費用が削減できる可能性が示された。バイオマスの破碎機、投入機、保管施設等の初期費用を考慮しても、数年以内に便益が見込めることが想定された。

- D) ベルトプレス、スクリュープレス、遠心分離脱水機により消化汚泥を脱水している全国の下水処理場を対象に、未利用の草木等バイオマスを下水処理場で受け入れ、下水汚泥の脱水助剤として利用することを想定し、システム全体における温室効果ガス排出量を対象とした環境影響評価を行った。

その結果、脱水ケーキを下水処理場内で焼却処分する場合、既存の方法と比較して各脱水機で7.8~12%温室効果ガス排出量を削減でき、下水処理場で処分する場合7.1~7.7%削減できる可能性が示された。凝集剤使用量を削減して本技術を導入した場合は、それぞれ5.8~6.3%、12~22%の削減効果があることが示された。草木等バイオマス混合脱水システムは、未利用の草木等バイオマスの有効利用方法として活用でき、下水処理場における汚泥処分費削減に加え、温室効果ガス排出量の削減に寄与できる技術であることが示された。

4. 河川事業等に由来するバイオマスと、下水汚泥との混合嫌気性消化の効率向上技術

河川事業等の公共事業に由来するバイオマスの有望な利用方法の一つとして、下水処理場での下水汚泥との混合による嫌気性消化が考えられ、新潟市での検討事例^{79), 80)}も報告されている。また、土木研究所においても、既往の調査研究^{81), 82)}で、刈草(草の葉や茎)について検討し、特殊な前処理を行わなくても裁断のみで、ある程度メタン転換が期待できることを示してきた。一方で、実際の公共事業から発生する一般的に刈草と呼ばれている草木等バイオマスの中には、草の葉や茎のみならず草の種子や、樹木の堅果が混在しており、これらに由来するメタン発生量についても無視することができないと考えられる。

平成28年度は、公共事業に由来するバイオマス中に混在する種子や堅果に注目し、一例として、堅果(どんぐり)について、下水汚泥との混合消化によるメタ

ン転換ポテンシャルについて検討を行った⁷⁰⁾。

一方で、刈草中の有機物のメタンへの転換率は、下水汚泥に比べて小さいこと、何らかの前処理を加えることで、メタン転換率が向上する事例も報告されている。そこで、平成29年度は、草木等バイオマスの前処理手法として、凍結して細胞中の水の凍結に伴う体積増加により細胞壁を破碎する手法について検討した⁸³⁾。なお、刈草は種類が多岐にわたるため、陸上植物と同様に緑色植物亜界に属し、クロロフィルa, bによる光合成を行う単純な緑藻を模擬刈草に見立てて、培養した緑藻に対して前処理手法を適用した場合としない場合の、培養緑藻と下水汚泥との混合嫌気性消化によるメタン転換ポテンシャルについて検討を行った。

平成30年度は、公共事業に由来する草木等バイオマスの葉、茎、根等の部位ごとにおけるメタン転換ポテンシャルの差に注目し、一例として、クズ(葛)について葉、茎、根の各部位と下水汚泥との混合消化によるメタン転換ポテンシャルについて検討を行った。また、下水処理場の敷地内や、海辺等に生息している松(クロマツ)の剪定枝の処理として、下水汚泥との混合嫌気性消化に着目し、松の葉と枝の各部位と下水汚泥との混合嫌気性消化によるメタン転換ポテンシャルについて検討を行った⁷⁹⁾。

4.1 樹木の堅果(どんぐり)と下水汚泥の混合嫌気性消化実験

4.1.1 実験方法

嫌気性消化槽での、濃縮汚泥および堅果投入による効果を確認するために、消化汚泥、濃縮汚泥および堅果を用いて、消化汚泥のみを添加する系列(ブランク)、消化汚泥に濃縮汚泥のみを添加する系列、ならびに、消化汚泥に濃縮汚泥と堅果を添加する系列について、中温条件(35℃)にて回分式嫌気性消化実験を行った。実験に使用した消化汚泥は、A処理場の濃縮汚泥を基質として、中温条件(35℃)、HRTを20日に設定した嫌気性反応器を連続運転し、そこから得られた余剰消化汚泥とした。実験に使用した濃縮汚泥は、A処理場で、2017年2月に採取したものとした。実験に使用した堅果は、2016年11月~12月にかけて、茨城県つくば市の国土技術政策総合研究所敷地内にて採取したマテバシイ(*Lithocarpus edulis*)の堅果を用いた。なお、採取した堅果は、殻斗を除去し、水道水を満たした容器に投入し、沈降しないものを除去後、ざるを用いて水洗いし、水切りした後、冷蔵保存した。冷蔵保存した堅果は、回分式嫌気性消化実験を行う際に、含

水率が 60%程度となるように、超純水を加え、ミキサーでペースト状になるまで破碎して使用した。なお、回分式嫌気性消化実験は、2017年2月～3月にかけて実施した。

回分式嫌気性消化実験は、ガラス瓶および攪拌機を組み合わせた反応器を用い、消化汚泥 400mL を投入し、表-20 に示す所定量の濃縮汚泥、堅果を添加し、沸騰後冷ました水道水を加えて 500mL とした。その後、反応器内を窒素ガスで十分に置換し密栓後、35℃に調整した恒温水槽内に設置し、経時的にメタンガス発生量を測定した。

表-20 回分式嫌気性消化実験における基質の組成

| 系列名 | 投入消化汚泥 | 投入基質 (gVS) | |
|-----|--------|------------|-------|
| | | 濃縮汚泥 | 堅果 |
| 1-1 | 400mL | — | — |
| 1-2 | 400mL | — | — |
| 2-1 | 400mL | 0.670 | — |
| 2-2 | 400mL | 0.670 | — |
| 3-1 | 400mL | 0.670 | 0.132 |
| 3-2 | 400mL | 0.670 | 0.132 |

4. 1. 2 分析方法

消化汚泥、濃縮汚泥、冷蔵保存堅果、破碎堅果、実験終了後の培養液の性状分析は、下水試験方法に従って行った。なお、COD_{Cr} の分析は、吸光度計 (DR2400、HACH 社) により、COD 試薬を用いた。アンモニア性窒素濃度の測定には、自動比色分析装置 (TRAACS2000、BRANLUEBBE 社) を用いた。発生メタンガス量の測定には、水上置換方式のガス流量計 (BioReactor Simulator AMPTS II、Bioprocess Control) を用いた。

4. 1. 3 結果および考察

回分式嫌気性消化実験におけるメタン生成量の経時変化を、図-33 に示す。なお、本実験で用いた消化汚泥、濃縮汚泥、冷蔵保存堅果、粉碎堅果の TS は 1.8%、3.2%、70.0%、39.5%、VS は 1.1%、2.5%、68.8%、38.9%であった。濃縮汚泥や堅果を投入した系列では、実験開始後 1 週間程度の間は、メタン発生速度が大きかったが、その後は、基質を投入しなかったブランクの系列と同程度にまで、発生速度が低下した。本実験では、実験期間を 18 日間に設定した。各系列における累積メタン発生量、他の系列でのメタン発生量を差し引いて計算される濃縮汚泥、堅果由来のメタン発生量を表-21 に示す。

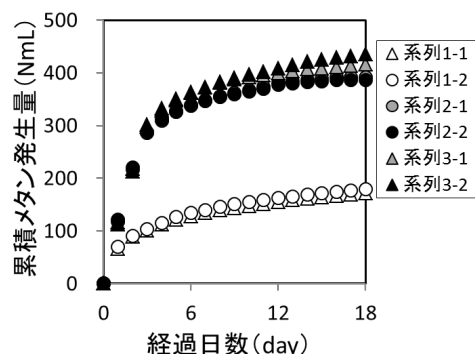


図-33 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時変化

表-21 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量 (単位: NmL)

| 系列名 | 累積メタン発生量 | 平均値 | メタンガスの由来 | | |
|-----|----------|-------|----------|-------|------|
| | | | 消化汚泥 | 濃縮汚泥 | 堅果 |
| 1-1 | 171.7 | 175.5 | 175.5 | — | — |
| 1-2 | 179.2 | | — | — | |
| 2-1 | 391.0 | 388.8 | 175.5 | 213.3 | — |
| 2-2 | 386.6 | | — | — | |
| 3-1 | 415.6 | 425.4 | 175.5 | 213.3 | 36.2 |
| 3-2 | 435.2 | | — | — | |

本実験における、投入基質の単位 VS あたりのメタン発生量は、濃縮汚泥のみを投入した場合で、 $213.3 / 0.670 = 318 \text{ NmL/gVS}$ であった。既往の調査研究で示されている一般的な下水処理場における中温消化での数値 (360 NmL/gVS) に比べてやや小さかったが、これは、濃縮汚泥を採取した下水処理場が窒素・リンの除去を行う高度処理運転を実施していることによるものと考えられる。

また、投入基質として、濃縮汚泥のみを投入した場合 (系列 2) と、濃縮汚泥および堅果を投入した場合 (系列 3) を比較し、投入堅果の単位 VS あたりのメタン発生量を算出すると、 $36.2 / 0.132 = 274 \text{ NmL/gVS}$ となった。この数値は、既往の調査研究結果⁸²⁾で示されている、濃縮汚泥および葉や茎のみの刈草を投入した、中温条件での回分式嫌気性消化実験結果から得られた、投入刈草の単位 VS あたりのメタン発生量 (118 NmL/gVS) と比較すると大きく、一般的な下水処理場における中温消化での下水汚泥のメタン転換率 (360 NmL/gVS) には及ばないものの、既往の調査研究結果⁸³⁾で示されている畜産廃棄物 (牛糞尿 290 NmL/gVS 、豚糞尿 300 NmL/gVS) や食品廃棄物 (じゃ

がいも 300 NmL/gVS)、木質廃棄物(爆砕コナラチップ 210~280 NmL/gVS)に匹敵する数値であった。

以上の結果より、公共事業に由来するバイオマスの下水汚泥との混合消化によるメタン転換ポテンシャルを評価する際には、刈草中に混在している種子や堅果のポテンシャルについて配慮する必要があると考えられた。

4.2 凍結融解による前処理を行った草木等バイオマスと下水汚泥の混合嫌気性消化実験

4.2.1 実験方法

嫌気性消化槽での濃縮汚泥および模擬刈草投入による効果を確認するために、消化汚泥、濃縮汚泥、濃縮藻類、凍結解凍濃縮藻類を用いて、消化汚泥のみを添加する系列(ブランク)、消化汚泥に濃縮汚泥のみを添加する系列、消化汚泥に濃縮汚泥と濃縮藻類を添加する系列ならびに消化汚泥に濃縮汚泥と凍結解凍濃縮藻類を添加する系列について、中温条件(35℃)にて回分式嫌気性消化実験を行った。実験に使用した消化汚泥、濃縮汚泥は、下水処理方式として標準活性汚泥法、汚泥処理方式として中温消化を行っているA処理場より採取して使用した。実験に使用した濃縮藻類は、既述の下水処理場で発生した消化脱離液を用いてHRT=16.8日の条件で継代培養して得られた余剰藻類培養液⁸⁴⁾を遠心分離により固液分離し、上澄水を取り除いたものとした。その一部については、-20℃に設定した冷凍庫内に一日置き、その後、冷蔵庫内にて解凍し、凍結解凍濃縮藻類試料とした。

嫌気性消化実験装置の構成、消化汚泥、濃縮汚泥、濃縮藻類、凍結解凍濃縮藻類、実験終了後の培養液の性状分析、発生メタンガス量の測定は、4.1と同様である。表-22に示す所定量の濃縮汚泥、濃縮藻類、凍結乾燥濃縮藻類を添加し、沸騰後冷ました水道水を加えて500mLとし、実験を開始した。なお、回分式嫌気性消化実験は、2017年10月~11月にかけて実施した。

4.2.2 結果および考察

本実験で用いた消化汚泥、濃縮汚泥、濃縮藻類、凍結解凍濃縮藻類のTSは1.2%、2.8%、1.4%、1.4%、VSは0.9%、2.3%、1.1%、1.1%であった。濃縮汚泥や濃縮藻類を投入した系列では、実験開始後1週間程度の間は、メタン発生速度が大きかったが、その後は、基質を投入しなかったブランクの系列と同程度にまで、発生速度が低下した。本実験では、実験期間を21日間に設定した。各系列における累積メタン発生量、

表-22 回分式嫌気性消化実験における基質の組成

| 系列名 | 投入消化汚泥 | 投入基質 (gVS) | | |
|-----|--------|------------|-------|-------|
| | | 濃縮汚泥 | 濃縮藻類 | |
| | | | 凍結 | 解凍 |
| 1-1 | 400mL | — | — | — |
| 1-2 | 400mL | — | — | — |
| 2-1 | 400mL | 0.344 | — | — |
| 2-2 | 400mL | 0.344 | — | — |
| 3-1 | 400mL | 0.344 | 0.069 | — |
| 3-2 | 400mL | 0.344 | 0.069 | — |
| 4-1 | 400mL | 0.344 | — | 0.069 |
| 4-2 | 400mL | 0.344 | — | 0.069 |

他の系列でのメタン発生量を差し引いて計算される濃縮汚泥、濃縮藻類、凍結解凍濃縮藻類由来のメタン発生量を表-23に示す。

本実験における、投入基質の単位 VS あたりのメタン発生量は、濃縮汚泥のみを投入した場合で、 $72.6 / 0.344 = 211 \text{ NmL/gVS}$ であった。既往の調査研究で示されている一般的な下水処理場における中温消化での数値(360 NmL/gVS)に比べてやや小さかったが、これは、下水処理場の消化槽が連続式であるのに対して、本実験では、回分式実験であることによるものと考えられる。

また、投入基質として、濃縮汚泥のみを投入した場合(系列2)と、濃縮汚泥および濃縮藻類を投入した場合(系列3)を比較し、投入濃縮藻類の単位 VS あたりのメタン発生量を算出すると、 $24.2 / 0.069 =$

表-23 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量
(単位: NmL)

| 系列名 | 累積メタン発生量 | メタンガスの由来 | | | |
|-----|----------|----------|------|------|-----|
| | | 消化汚泥 | 濃縮汚泥 | 濃縮藻類 | |
| | | | | 凍結 | 解凍 |
| 1-1 | 105.2 | 107.5 | — | — | — |
| 1-2 | 109.7 | | | | |
| 平均 | 107.5 | | | | |
| 2-1 | 178.6 | 107.5 | 72.6 | — | — |
| 2-2 | 181.4 | | | | |
| 平均 | 180.0 | | | | |
| 3-1 | 198.8 | 107.5 | 72.6 | 24.2 | — |
| 3-2 | 209.6 | | | | |
| 平均 | 204.2 | | | | |
| 4-1 | 187.6 | 107.5 | 72.6 | — | 2.5 |
| 4-2 | 177.4 | | | | |
| 平均 | 182.5 | | | | |

351NmL/gVS となった。この数値は、既往の調査研究結果²⁶⁾で示されている、濃縮汚泥および葉や茎のみの刈草を投入した、中温条件での回分式嫌気性消化実験結果から得られた、投入刈草の単位 VS あたりのメタン発生量 (0.118 NL/gVS) と比較すると大きく、一般的な植物と比べると、メタン転換ポテンシャルが大きい結果であった。

一方、濃縮汚泥のみを投入した場合 (系列 2) と、濃縮汚泥および凍結解凍濃縮藻類を投入した場合 (系列 4) を比較し、投入凍結解凍濃縮藻類の単位 VS あたりのメタン発生量を算出すると、 $2.5/0.069=36$ NmL/gVS となった。この数値は、凍結解凍を行わない濃縮藻類の場合 (系列 3) に比べて著しく小さく、凍結解凍処理により、メタン発生ポテンシャルを著しく低下させる結果となった。凍結操作により、有機物の酸発酵に關与する酵素が失活した等の理由が考えられるが、詳細な原因は不明である。

4. 3 クズの葉、茎、根と下水汚泥の混合嫌気性消化

4. 3. 1 実験方法

嫌気性消化槽での濃縮汚泥およびクズ投入による効果を確認するために、消化汚泥、濃縮汚泥およびクズを用いて、消化汚泥のみを添加する系列(ブランク)、消化汚泥に濃縮汚泥のみを添加する系列、消化汚泥に濃縮汚泥とクズの葉を添加する系列、消化汚泥に濃縮汚泥とクズの茎を添加する系列、ならびに、消化汚泥に濃縮汚泥とクズの根を添加する系列について、中温条件 (35°C) にて回分式嫌気性消化実験を行った。実験に使用した消化汚泥、濃縮汚泥は、下水処理方式として標準活性汚泥法、汚泥処理方式として中温消化を行っている A 処理場より採取して使用した。実験に使用したクズ (*Pueraria montana var. lobata*) は、2018 年 9 月に、茨城県つくば市の国土技術政策総合研究所敷地内にて刈り取り、葉、茎、根を分離し、それぞれ含水率が 3 %程度となるように、超純水を加え、ミキサーでペースト状になるまで破碎して使用した。

嫌気性消化実験装置、消化汚泥、濃縮汚泥、クズの葉ペースト、クズの茎ペースト、クズの根ペースト、実験終了後の培養液の性状分析、発生メタンガス量の測定は、4. 1 と同様である。表-24 に示す所定量の濃縮汚泥、クズを添加し、沸騰後冷ました水道水を加えて 500mL とし、実験を開始した。なお、回分式嫌気性消化実験は、2018 年 10 月に実施した。

表-24 回分式嫌気性消化実験における基質の組成

| 系列名 | 投入消化汚泥 | 投入基質 (g-VS) | | | |
|-----|--------|-------------|-------|-------|-------|
| | | 濃縮汚泥 | クズ | | |
| | | | 葉 | 茎 | 根 |
| 1 | 400mL | — | — | — | — |
| 2 | 400mL | 0.323 | — | — | — |
| 3 | 400mL | 0.323 | 0.065 | — | — |
| 4 | 400mL | 0.323 | — | 0.065 | — |
| 5 | 400mL | 0.323 | — | — | 0.065 |

4. 3. 2 結果および考察

回分式嫌気性消化実験におけるメタン生成量の経時変化を、図-34 に示す。なお、本実験で用いた消化汚泥、濃縮汚泥、クズの葉ペースト、クズの茎ペースト、クズの根ペーストの TS は 1.1%、2.8%、2.7%、2.2%、2.7%、VS は 0.8%、2.4%、2.4%、2.0%、2.5%であった。濃縮汚泥とクズの葉、根を投入した系列では、実験開始後 1 週間程度の間は、メタン発生速度が大きかったが、その後は、基質を投入しなかったブランクの系列と同程度にまで、発生速度が低下した。一方、濃縮汚泥とクズの茎を投入した系列では、実験開始後 4 日目~8 日目にかけてメタン発生速度が低下し、その後回復する傾向がみられた。本実験では、実験期間を 21 日間に設定した。各系列における累積メタン発生量、他の系列でのメタン発生量を差し引いて計算される濃縮汚泥、クズの各部位由来のメタン発生量を整理したものを表-25 に示す。

本実験における、投入基質の単位 VS あたりのメタン発生量は、濃縮汚泥のみを投入した場合で、 $91/0.323=282$ NmL/gVS であった。既往の調査研究で示されている一般的な下水処理場における中温消化での数値 (360NmL/gVS) に比べてやや小さかった。また、

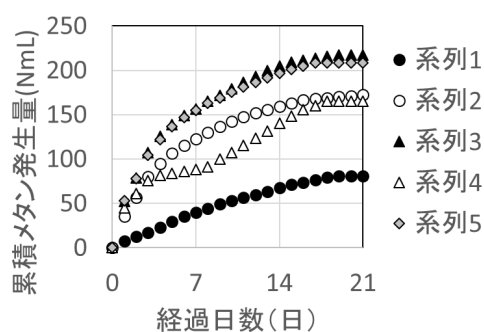


図-34 クズを用いた回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時的変化

表-25 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量
(単位: NmL)

| 系列名 | 累積メタン発生量 | メタンガスの由来 | | | | |
|-----|----------|----------|------|----|----|----|
| | | 消化汚泥 | 濃縮汚泥 | クズ | | |
| | | | | 葉 | 茎 | 根 |
| 1 | 81 | 81 | — | — | — | — |
| 2 | 172 | 81 | 91 | — | — | — |
| 3 | 218 | 81 | 91 | 45 | — | — |
| 4 | 165 | 81 | 91 | — | -7 | — |
| 5 | 209 | 81 | 91 | — | — | 36 |

投入基質として、濃縮汚泥のみを投入した場合(系列2)と、濃縮汚泥およびクズを投入した場合(系列3~5)を比較し、投入したクズの単位 VS あたりのメタン発生量を算出すると、葉は $45/0.065=692 \text{ NmL/gVS}$ 、茎は $-7/0.065=-108 \text{ NmL/gVS}$ 、根は $36/0.065=554 \text{ NmL/gVS}$ となった。クズの葉および根の数値は、既往の調査研究結果²⁰⁾で示されている、濃縮汚泥および刈草(葉と茎の混合物)を投入した、中温条件での回分式嫌気性消化実験結果から得られた、投入刈草の単位 VS あたりのメタン発生量(118 NmL/gVS)や、一般的な下水処理場における中温消化での下水汚泥のメタン転換率(360NmL/gVS)に比べて大きい数値であった。一方、クズの茎の数値はマイナスの値となり、嫌気性消化における生物反応を阻害するなどの理由により、メタン転換を減少させる結果となっていた。

4. 4 松の葉または枝と下水汚泥の混合嫌気性消化

4. 4. 1 実験方法

G 処理場内のクロマツ林から採取した松枝葉を用いて、3種類の前処理により、下水汚泥との混合嫌気性消化実験を行った。それぞれの前処理における投入バイオマスの様子を写真-5に示す。1種類目は、葉を枝と分離後、松葉を10mm程度にハサミで裁断したもの(写真-5①)、2種類目は、葉と分離した枝を、裁断機で裁断し、2~3cm程度にしたもの(写真-5②)、3種類目は、松枝葉を、分離せず粉砕機で粉砕したもの(写真-5③)である。

嫌気性消化実験は、中温条件(35℃)の回分式とし、表-26に示す4つの系で行った。消化汚泥、濃縮汚泥は、A処理場で採泥した。実験は、表-26に示す所定量の濃縮汚泥、投入バイオマスを添加し、滅菌した水道水を加えて全量を500mLとした。実験期間は、18日間とした。消化汚泥、濃縮汚泥、投入バイオマス、実験終了後の消化汚泥の性状分析、発生メタンガス量の測定は、4. 1

①松葉 10mm ②松枝破砕機 ③松枝葉粉砕
写真-5 投入バイオマス

表-26 回分式嫌気性消化実験における消化汚泥、濃縮汚泥、バイオマスの投入量

| 系列 | 名称 | 消化汚泥 ml | 濃縮汚泥 | | 投入バイオマス | |
|----|---------------|---------|-----------|------|-----------------------|--|
| | | | 投入湿重量 (g) | 備考 | | |
| 1 | 消化汚泥+濃縮汚泥 | 400 | 11.38 | — | — | |
| 2 | 消化汚泥+濃縮汚泥+松葉 | 400 | 11.38 | 4.21 | 濃縮汚泥の VS に対して 500% 投入 | |
| 3 | 消化汚泥+濃縮汚泥+松枝 | 400 | 11.38 | 3.53 | | |
| 4 | 消化汚泥+濃縮汚泥+松枝葉 | 400 | 11.38 | 3.89 | | |

と同様である。また、実験終了後の消化汚泥について、脱水性の評価を行った。高分子凝集剤を添加(濃縮汚泥のみの TS に対して 1.5%)した消化汚泥を、遠心脱水(3,000rpm、20分)した。脱水前と脱水後の汚泥について、含水率を測定した。

4. 4. 2 結果および考察

回分式実験における累積メタン生成量の経時変化を、図-35に示す。なお、回分式実験で用いた消化汚泥、濃縮汚泥、投入バイオマスの VS 濃度は、それぞれ 0.99%、3.48%、松葉 47.0%、松枝 56.0%、松枝葉 50.9%であった。濃縮汚泥のみを投入した系と比較して、松枝葉を投入した3つの系において、実験開始直後からメタン発生速度が速くなり、累積メタンガス発生量も高かった。測定期間中の累積メタン発生量は、松葉を投入した系では、濃縮汚泥のみの約 1.8 倍、松枝葉を投入した系では、約 1.9 倍と安定して高かった。松枝を投入した系では、実験開始の翌日は、約 1.3 倍であったが、18日後には、約 1.5 倍まで増えていた。これは、枝が固形物として大きいため、メタン転換に時間がかかっているものと考えられる。培養期間を延ばすことで、メタン生成速度はさらに上昇するのではないかと考えられる。松枝葉バイオマスを投入した系、および水草や刈草の混合嫌気性消化等における、投入

VSあたりのメタンガス発生量を図-36に示す。投入VSあたりのメタンガス発生量は、松枝葉を投入した系から濃縮汚泥のみの系の、18日後のメタン発生量を差し引き、松枝葉投入によるメタン発生量の増加分を算出し、松枝葉の各VSで除した値とした。図-36より、松葉を投入した系は、刈草や水草と同程度の発生量であり、濃縮汚泥の40%程度であった。松枝葉を投入した系は、松葉を投入した系の約64%、松枝を投入した系は、約41%の発生量であった。松枝葉を粉砕することで、メタンガス発生量の増加を期待したが、枝が含まれることで、メタンガス発生量が低くなってしまった可能性が考えられる。

次に、実験終了後の消化汚泥の脱水性の評価を行った結果を図-37に示す。なお、松枝を投入した系では、枝を抜いて評価を行ったため、参考値として示している。4系列の消化汚泥について、脱水前の含水率は、98.6~98.9%とほぼ同じであったが、脱水後の含水率は、松葉の系は、濃縮汚泥のみと比較して2.9%、松枝葉は4.5%含水率が低かった。これにより、裁断や粉砕をした松枝葉を混合することで、消化後の汚泥の脱水性が向上する可能性が示された。

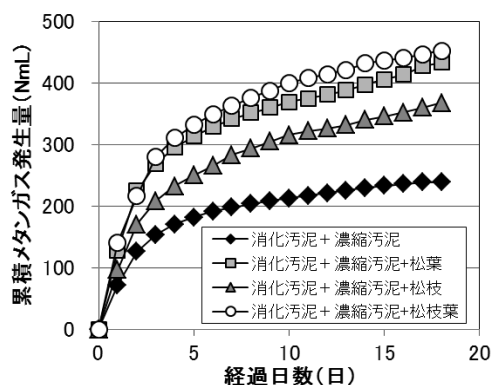


図-35 松を用いた回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時的変化

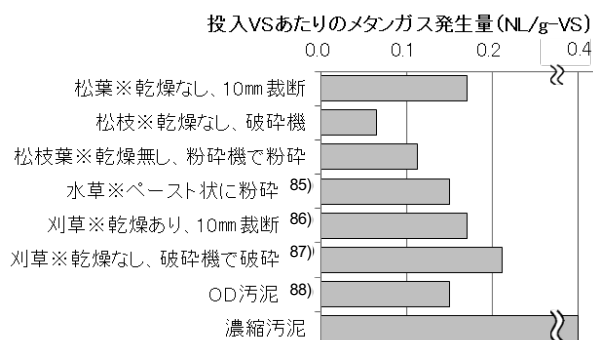


図-36 投入VSあたりのメタンガス発生量 85), 86), 87), 88)

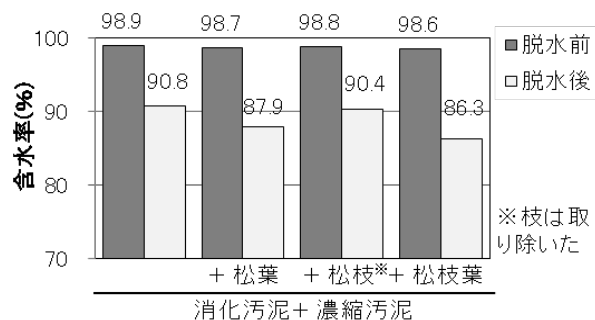


図-37 実験終了後の消化汚泥の脱水性の評価

4.5 下水汚泥と草木等バイオマスの混合嫌気性消化の効率向上技術のまとめ

本研究で得られた結果は以下の通りである。

A) 公共事業に由来するバイオマス中に混在する種子や堅果に注目し、一例として、マテバシイ堅果(どんぐり)について、下水汚泥との混合消化(中温消化)によるメタン転換ポテンシャルについて検討を行った。回分式嫌気性消化実験の結果、投入堅果の単位VSあたりのメタン発生量は0.27 NL/gVSと算出され、刈草(葉や茎)を投入基質とした場合のメタン転換率(0.12 NL/gVS)に比べて大きかった。

公共事業に由来するバイオマスの下水汚泥との混合消化によるメタン転換ポテンシャルを評価する際には、刈草中に混在している種子や堅果のポテンシャルについて配慮する必要があると考えられた。

B) 下水汚泥と刈草の混合嫌気性消化における、刈草の前処理手法として、凍結解凍手法について検討した。模擬刈草と見立てた緑藻と下水汚泥との混合消化(中温消化)によるメタン転換ポテンシャルを評価したところ、凍結解凍操作により、むしろメタン発生ポテンシャルを著しく低下させる結果となり、前処理手法としては不相当であることがわかった。

C) 公共事業に由来する草木等バイオマス(刈草)の下水汚泥との混合消化によるメタン転換ポテンシャルを評価する際には、刈草中の葉や茎や根などの部位の含有比率について配慮する必要があると考えられた。また、メタン転換効率を増加させるためには、葉や根の部分を選択し、茎部分を排除する方法が有効であると考えられた。

D) 松枝葉の有効利用方法の一つとして考えられる下水処理場での嫌気性消化技術導入に必要な基礎的知見を収集するために、松枝葉と下水汚泥の混合嫌気性消化に関する実験を行った。その結果、松枝葉は

刈草と同程度のメタンガス発生ポテンシャルを持つことが示された。松枝は、松葉よりもメタンガス発生量が低かったが、培養期間を延ばすことで、発生量の増加が期待できる可能性が示された。また、松枝葉混合により、消化後の汚泥の脱水性の向上が可能となることが示された。

謝辞

本研究の実施にご協力いただきました公共団体・下水処理場の関係者各位に感謝の意を示します。また、アンケート調査にご協力いただいた全国の公共団体の皆様に謝意を示します。また、本研究の一部は、下水汚泥焼却炉における剪定枝等バイオマスの補助燃料利用に関する共同研究（土木研究所・京都大学大学院・月島機械株式会社・株式会社タクマ）により実施した。

参考文献

- 1) 公益社団法人日本下水道協会：令和3年度下水道白書 p.56、2021
- 2) 閣議決定：循環型社会形成推進基本計画、2015 http://www.env.go.jp/recycle/circul/keikaku/keikaku_3.pdf (参照：2017.2.27)
- 3) 国土交通省河川砂防技術基準維持管理編（河川編）、平成27年3月改定、2015、http://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/gijutsu/gijutsukijunn/ijikanri/kasen/pdf/gijutsukijun.pdf (参照 2017.2.27)
- 4) 国土交通省国土技術政策総合研究所：わが国の街路樹 VII、国土技術政策総合研究所資料第780号、2014
- 5) 独立行政法人土木研究所：公共事業由来バイオマスの資源化・利用技術に関する研究、平成20年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第4157号、2009
- 6) 牧孝憲、高橋正人、落修一、三宅且仁、尾崎正明：「全国のダム流木発生量調査」、土木学会論文集 G, Vol.63 No.1, 22-29, 2007.
- 7) バイオマス・ニッポン総合戦略、平成18年3月31日閣議決定
- 8) 八王子市：「剪定枝等のエネルギー化実証事業」報告書、2010、<http://www.city.hachioji.tokyo.jp/kurashi/life/004/a546973/a871645/p007136.html> (参照：2017.3.30)
- 9) 町田市：2015年度剪定枝資源化センター年間集計表、https://www.city.machida.tokyo.jp/kurashi/kankyo/gomi/shiryu/shisetu/new_senteisi_sigenka_centar.files/2015_senteisi.pdf (参照：2017.3.30)
- 10) 浜松市：浜松市バイオマス活用推進計画、平成25年12月、2013、<https://www.city.hamamatsu.shizuoka.jp/shin-ene/biomass/documents/bio-keikaku.pdf> (参照：2017.3.30)
- 11) 堺市：堺市一般廃棄物処理実施計画（平成28年度）、https://www.city.sakai.lg.jp/shisei/gyosei/shishin/kankyo/gomi_recy/haikibutsu_jisshi/index.files/H28jishikeika.pdf (参照：2017.3.30)
- 12) 小濱翔馬、川崎正博、高口洋人：「東京23区における剪定枝を活用した木質系バイオマスエネルギー導入に関する研究」、空気調和・衛生工学会大会学術講演論文集、2010.
- 13) 国土地理院：平成28年全国都道府県市区町村別面積調、<http://www.gsi.go.jp/KOKUJYOH/MENCHO201610-index.html> (参照：2017.3.30)
- 14) 独立行政法人土木研究所：草木系バイオマスの組成分析データ集、土木研究所資料第4095号、平成20年2月、2008
- 15) 財団法人日本下水道協会発行：下水道用語集 2000年版、p.366、2000
- 16) 社団法人日本下水道協会発行：下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2009年版、p.422、2009
- 17) 公益社団法人日本下水道協会発行：平成26年度版下水道統計、2016
- 18) オフセット・クレジット（J-VER）制度における温室効果ガス算定用デフォルト値一覧
- 19) 社団法人日本下水道協会発行：下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2009年版、p.359、2009
- 20) 独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構：平成17年度～平成19年度成果報告書「都市バイオマス収集システムを活用するためのエネルギー転換要素研究開発」、2008
- 21) 独立行政法人土木研究所、独立行政法人産業技術総合研究所、月島機械株式会社、三機工業株式会社：高含水バイオマスの熱化学的エネルギー直接変換技術に関する共同研究報告書、土木研究所共同研究報告書第423号、2011
- 22) 国土交通省国土技術政策総合研究所：B-DASHプロジェクト No.4 廃熱利用型低コスト下水汚泥固形燃料化技術導入ガイドライン（案）、p.123、2014
- 23) 公益社団法人化学工学会、一般社団法人日本エネルギー学会編集：バイオマスプロセスハンドブック、p.76、2012
- 24) 農林水産技術会議事務局：第3編 木質バイオマス変換総合技術の開発、地域活性化のためのバイオマスの利用技術の開発(2)、pp.153-165、2014
- 25) 国土交通省国土技術政策総合研究所：都市由来植物廃材のエネルギー利用手法等に関する技術資料、国総研資料第845号、pp.167-168、2015

- 26) 宮田大輔、鈴木保志、小畑篤史、後藤純一、板井拓司、政岡尚志、吉井二郎：木質チップの自然乾燥における攪拌の効果、pp.75-83、90(2)、2008
- 27) 水田 亮、望月真、海和晋史、鳥谷淳：災害廃棄物の発熱及び出火危険性に関する検証、消防技術安全所報 52 号、pp.96-104、2015
- 28) 株式会社森林環境リアライズ、株式会社富士通総研、環境エネルギー普及株式会社：木質バイオマスボイラー導入・運用にかかわる実務テキスト、2013
- 29) 資源のみち委員会：資源のみちの実現に向けて 報告書、p.30、2007、<http://www.mlit.go.jp/common/000038167.pdf> (参照 2017.8.8)
- 30) 岩下栄、小川裕正、落修一、石田貴、井上匠、尾家俊康、和泉一也：焼却炉からの排熱利用によるバイナリー発電技術の適用について、第 51 回下水道研究発表会講演集、2014.
- 31) 三島俊一：複数熱源に対する温度差発電技術の適応に関する研究、博士論文、佐賀大学、2016.
- 32) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課：高効率ごみ発電施設整備マニュアル、平成 22 年 3 月改定、2010、https://www.env.go.jp/recycle/misc/he-wge_facil/ (参照：2017.8.8)
- 33) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課：廃棄物処理施設の発注仕様書作成の手引き(標準発注仕様書及びその解説)エネルギー回収推進施設編ごみ焼却施設(第 2 版)、2013、https://www.env.go.jp/recycle/waste/3r_network/7_misc/man_wtfspec/1-1_hrf.pdf (参照：2017.8.8)
- 34) 木質バイオマスエネルギー利用推進協議会制定：燃料用木質チップの品質規格、2014
- 35) 一般社団法人日本木質ペレット協会制定：木質ペレット品質規格、2017、<https://w-pellet.org/download/1313/> (参照：2017.9.12)
- 36) 澤井徹、梶本武志、本庄孝子、佐野寛、難波邦彦、井田民男、瀧端学、左近孝憲：和歌山県における果樹剪定枝のエネルギー利用—剪定枝の灰分、C/N 比および燃焼特性—、https://www.jstage.jst.go.jp/article/jriet1972/35/12/35_12_916/_article-char/ja/ (参照：2017.9.12)
- 37) 地方独立行政法人北海道立総合研究機構産業技術研究本部工業試験所：一般廃棄物(枝・葉・草等)を原料としたペレット燃料製造、技術支援成果事例集、2016
- 38) 桜井健介、重村浩之：下水汚泥焼却炉の排熱で乾燥した剪定枝廃材と下水汚泥の混焼による補助燃料削減効果の算定、第 46 回環境システム研究論文発表会講演集、pp.123-129、2018.
- 39) 大高誠、姚金海：大型工業用節水機能付き冷却塔、エバラ時報、pp.20-22、2017.
- 40) 伊藤章：身のまわりの化学工学煙突の煙は CO₂?—白煙防止のはなし—、化学工学、75、7、p.474、2011.
- 41) 公益社団法人全国都市清掃会議：ごみ処理施設整備の計画・設計要領 2017 改訂版、2017.
- 42) 社団法人日本下水道協会：第 4 章汚泥処理第 7 節汚泥焼却、下水道施設計画・設計指針と解説後編 2009 年版、pp.413-429、2009.
- 43) 建設省都市局下水道部、日本下水道事業団：汚泥焼却炉の省エネルギー化に関する調査報告書、1988.
- 44) 中村正明、立元雄治：第 8 章乾燥機的设计、初歩から学ぶ乾燥技術第 2 版—基礎と実践—、pp.120-147、2013.
- 45) 独立行政法人森林総合研究所：木質ペレット成型機構の解明、森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集 28、p.16、2010.
- 46) 公益社団法人化学工学会：改定七版化学工学便覧、p.325、2011.
- 47) 国総研資料 第 859 号、B-DASH プロジェクト No.9 脱水・燃焼・発電を全体最適化した革新的下水汚泥エネルギー転換システム導入ガイドライン(案)、2015
- 48) 町田市環境資源部資源循環課：2016 年度剪定枝搬入量及びたい肥搬出量実績、町田市ホームページ、https://www.city.machida.tokyo.jp/kurashi/kankyo/gomi/shiryo/shisetu/new_senteisi_sigenka_centar.files/CMS2016nendozisseki.pdf (参照：2018. 7. 9)
- 49) 藤原宣夫：植栽樹木の二酸化炭素固定量からみた都市緑化施策の評価に関する研究、博士論文(千葉大学)、2005.
- 50) 中田友三：下水汚泥焼却炉の閉塞危険性評価方法及び閉塞防止方法、東京都下水道局技術調査年報 2016、Vol.40、pp.135-148、2016
- 51) 特許第 5711348 号 下水汚泥の焼却処理方法、下水処理方法、及び下水処理設備
- 52) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Nitrogen <https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?Name=Nitrogen&Mask=1#Thermo-Gas> (参照：2020.3.2)
- 53) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Oxygen <https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?Name=oxygen&Units=SI&cTG=on#Thermo-Gas> (参照：2020.3.2)
- 54) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Argon <https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?Name=argon&Units=SI&cTG=on#Thermo-Gas> (参照：2020.3.2)
- 55) 一般社団法人火力原子力発電技術協会：火力発電技術必携(第 8 版)、p.79、2016

- 56) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Water
<https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C7732185&Units=SI&Mask=1#Thermo-Gas> (参照：2020.3.2)
- 57) 一般社団法人火力原子力発電技術協会：火力発電技術必携（第8版）、p.84、2016
- 58) 国立研究開発法人土木研究所：河川事業等に由来するバイオマス の下水処理場内利用に関する研究、令和元年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第4402号、pp.26-35、2021
- 59) 日本下水道協会：下水道用語集 2000年版、p.167、2000
- 60) 日本下水道協会：下水道用語集 2000年版、pp.210-211、2000
- 61) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2019年版、pp.571-572、2019
- 62) Wills, J.A.B Lee, B.E and Wyatt, T.: A model of wind-borne debris damage, *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, Vol.90, Issues 4-5, pp.555-565、2002
- 63) 西村宏明、谷口徹郎、丸山敬：飛散物の軌跡の解析と建材の耐衝撃試験、日本建築総合試験所機関紙 GBRC、135号、Vol.34, No.1, pp.14-24、2009
- 64) 地方共同法人日本下水道事業団：機械設備標準仕様書 平成31年度、p.13-1、2019
- 65) 地方共同法人日本下水道事業団：機械設備標準仕様書、平成31年度、pp.13-23 - 13-24、2019
- 66) 粉体工学会：粉体層の操作とシミュレーション、pp.74-81、2009
- 67) 国立天文台：理科年表、平成30年度、p.396、2017
- 68) 資源エネルギー庁：エネルギー源別標準発熱量・炭素排出係数(2018年度改訂)の解説、p.52-83、2020、https://www.enecho.meti.go.jp/statistics/total_energy/pdf/stte_028.pdf
- 69) 幸田直也、貫上佳則、有吉欽吾、下岸徹也、田仲弘幸：下水汚泥焼却時における溶融物生成に及ぼす下水汚泥中の無機成分の影響、土木学会論文集 G、Vol.77, No.7, pp. III_393-III_401、2021年
- 70) 国立研究開発法人土木研究所：河川事業等に由来するバイオマス の下水処理場内利用に関する研究、平成28年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第4370号、pp.27-35、2018。
- 71) 山崎廉予、重村浩之：刈草を下水汚泥の脱水助剤として活用するための基礎的研究、第54回下水道研究発表会講演集、pp.1012-1014、2017
- 72) 山崎廉予、重村浩之：刈草の汚泥脱水助剤としての利用検討、環境工学論文集、Vol.73, No.7, pp.365-373、2017
- 73) 国立研究開発法人土木研究所：河川事業等に由来するバイオマス の下水処理場内利用に関する研究、平成30年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.19-34、2020
- 74) 山崎廉予、重村浩之：植物バイオマス混合による下水汚泥脱水への影響評価、第56回下水道研究発表会講演集、pp.1166-1168、2019
- 75) 山崎廉予、重村浩之：植物系バイオマスの活用による下水汚泥の脱水性向上とその効果、下水道協会誌、54、698、pp.98-107、2020
- 76) 国立研究開発法人土木研究所：河川事業等に由来するバイオマス の下水処理場内利用に関する研究、令和2年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第4423号、pp.11-21、2022
- 77) 山崎廉予、重村浩之：未利用の植物系バイオマスの脱水助剤利用における効果、第58回下水道研究発表会、pp.860-862、2021
- 78) 山崎廉予、重村浩之：下水処理場への植物系バイオマス混合脱水システム導入における環境影響評価、廃棄物資源循環学会論文誌、Vol. 33, pp. 54 - 68, 2022
- 79) 山本茂浩：新潟市における再生可能エネルギーの取組み、第50回下水道研究発表会講演集、pp.916-918、2013
- 80) 山本茂浩：下水汚泥と刈り草等の混合消化実証実験、第51回下水道研究発表会講演集、pp.937-939、2014
- 81) 独立行政法人土木研究所：平成24年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料、第4275号、2013
- 82) 栗田雄佑、小松俊哉、姫野修司：異なる下水汚泥を用いた刈草と混合嫌気性消化における分解特性の把握、第51回下水道研究発表会講演集、pp.940-941、2014
- 83) 国立研究開発法人土木研究所：平成29年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料、2018
- 84) 岡安祐司、山崎廉予、桜井健介、重村浩之：下水汚泥の嫌気性消化脱離液を用いた藻類培養における水理学的滞留時間の影響について、第52回日本水環境学会年会講演集、p.160、2018
- 85) 岡安祐司、山崎廉予、植松龍二：水草と下水汚泥の混合嫌気性消化に関する基礎的研究、第54回下水道研究発表会講演集、N-10-7-7、pp.1093 - 1095、2017
- 86) 日高平、王峰、津森ジュン：下水汚泥と刈草の混合嫌気性消化、第17回日本水環境学会シンポジウム講演集、p.153、2014
- 87) 竹田悠人、栗田雄佑、小松俊哉、姫野修司：下水汚泥と刈草の混合嫌気性消化特性、土木学会論文集 G(環境)、71、pp.19-26、2015
- 88) 戸苅丈仁、池本良子、古婷婷、小野紘、日高平、津森ジュン

ン、柳井敦、木野下裕茂、清水浩之：OD 汚泥と廃油揚げを主体とする 7 種類の廃棄物系バイオマスの高濃度

混合消化、土木学会環境工学論文集 G(環境)、70、pp.425-432、2014