

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 渡辺博志

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

このうち、平成 30 年度は(1)、(2)について実施している。

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、平成 30 年度まで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、培養した藻類の回収方法の検討を行った。さらに、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。以下に、平成 30 年度まで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。
- 沈殿藻類の有機物比率、高位発熱量は、下水汚泥と同程度であり、培養藻類の嫌気性消化への投入が有効である可能性が示された。
- 培養藻類の重力濃縮のみでも、沈殿藻類の回収と処理水の SS 濃度の低下が一定程度見込めることが示された。
- 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。

(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が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。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、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、平成30年度まで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。
- ・ 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。
- ・ 松、竹を用いた模擬ベルトプレス脱水試験の結果、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。また、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。
- ・ 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。
- ・ 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。
- ・ 松の剪定枝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。

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

Research Period : FY2016-2021

Program Leader : Director of Materials and Resources Research Group
WATANABE Hiroshi

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：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、下水道資源を用いた藻類培養技術の高効率化や、培養藻類の回収技術、メタン発生ポテンシャル等に関して調査・研究を行った。初沈流出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。このときの沈殿藻類のVS/TS、高位発熱量は、下水汚泥と同程度であり、嫌気性消化への投入が有効である可能性が示された。重力濃縮のみでも、沈殿藻類の回収と処理水のSSの低下が一定程度見込めることが示された。嫌気性消化汚泥の脱水分離液を用いた藻類培養では、下水で希釈した溶液を基質として、HRT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、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14.4mg-SS/L・d、22.0mg-SS/L・dであった。また秋季に得られた各系列の培養藻類のメタン発生ポテンシャルは、それぞれ882NmL/g-VS、362NmL/g-VS、培養期間中に得られた各系列の培養藻類の凍結乾燥物の高位発熱量は18.0～22.4MJ/kg-DSであった。

キーワード：下水道資源、藻類培養、消化汚泥の脱水分離液、バイオマス、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。

これらの達成に向け、本研究では、「下水処理水を利用した藻類培養の高効率化、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の開発」、「下水処理水放流先に生育する水草の、下水汚泥と混合処理技術の開発」、「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」、「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への適用性調査およびメタン発酵（嫌気性消化）の特性解明調査」を目的とする。

2. 下水処理水を利用した藻類培養の高効率化、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の開発

2.1 目的

化石燃料の枯渇への懸念、化石燃料利用にとまらぬ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。これに対し本研究室では、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（以下、藻類

と記述)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、下水の最初沈殿池流出水(以下、初沈流出水という)や二次処理水による藻類培養が可能であることなどを示してきた^{7,8)}。本研究では、下水道資源による藻類培養の効率化を目的とし、栄養塩や有機物量の多い初沈流出水を基質とした藻類培養の検討を行った。また、通年の藻類培養を目指し、冬季において、下水処理水での加温が有効であるか検討を行った⁹⁾。

2.2 実験方法

藻類培養には、380L 上部開放レースウェイ型培養槽(図-1)を用いた。培養基質は、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池を通過した後の初沈流出水とした。培養槽の後段には、32L の沈殿槽を設置し、重力濃縮により沈殿藻類の回収を行った。沈殿槽からの排水は「処理水」と定義した。光合成のために供給する CO₂ は、純炭酸ガスポンプを使用し、pH コントローラーで pH8 に制御しながら添加し

た³⁾。培養期間は、2017 年 6 月から 2018 年 2 月とした。冬季の期間(11 月~2 月)は、培養槽内に設置した配管に A 処理場の下水処理水を通し、下水処理水の熱を利用した、簡易的な培養槽の加温を行った。この間、系列 1、系列 2 の 2 系列で培養を行い、加温の有無および HRT が藻類培養へ与える影響を調査した。分析は、流入水、培養液、処理水の SS、流入水、培養液のクロロフィル、水質(COD_{Cr}、PO₄-P、NH₄-N)を、週 1 回行った。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。9 月と 1 月には、沈殿藻類の高位発熱量を測定した。

2.3 実験結果

冬季における加温及び水理的滞留時間(HRT)の藻類培養への影響評価の結果(SS、水温)を図-2 に示す。系列 1 は、11 月中旬から加温し、系列 2 は、12 月中旬から加温した。また、2 系列とも 11 月中旬から HRT を 4 日から 8 日に変更し、12 月下旬から 4 日に戻した。

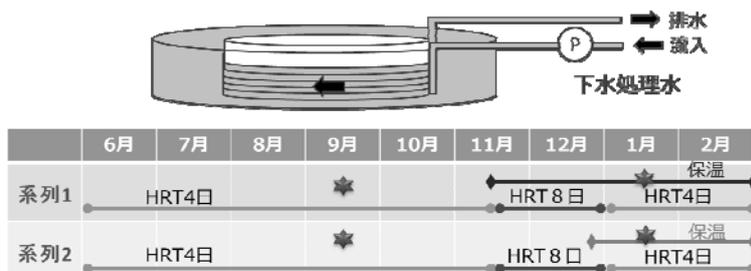


図-1 上部開放レースウェイ型培養槽

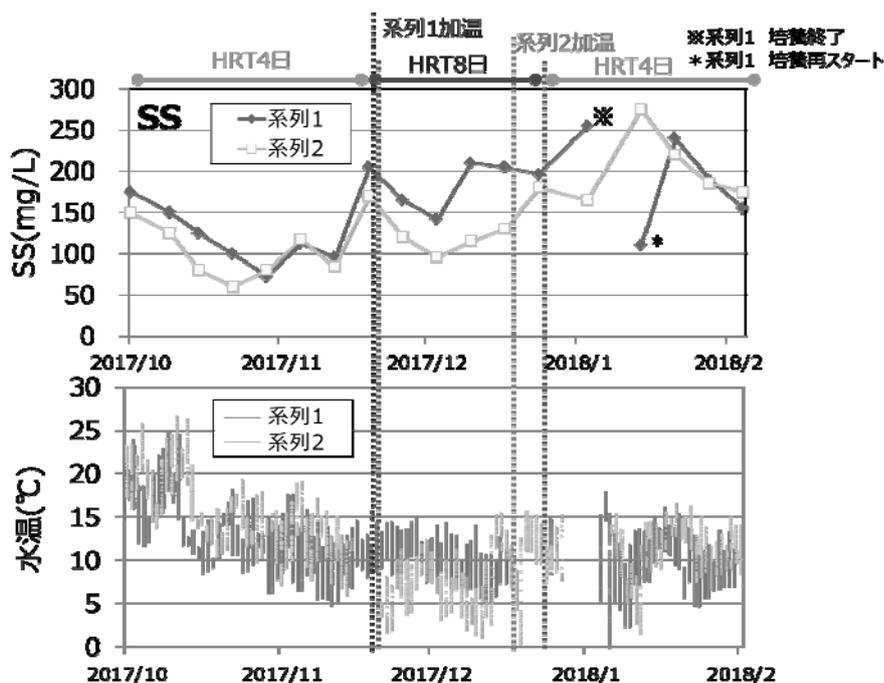


図-2 冬季における加温及び HRT の藻類培養への影響

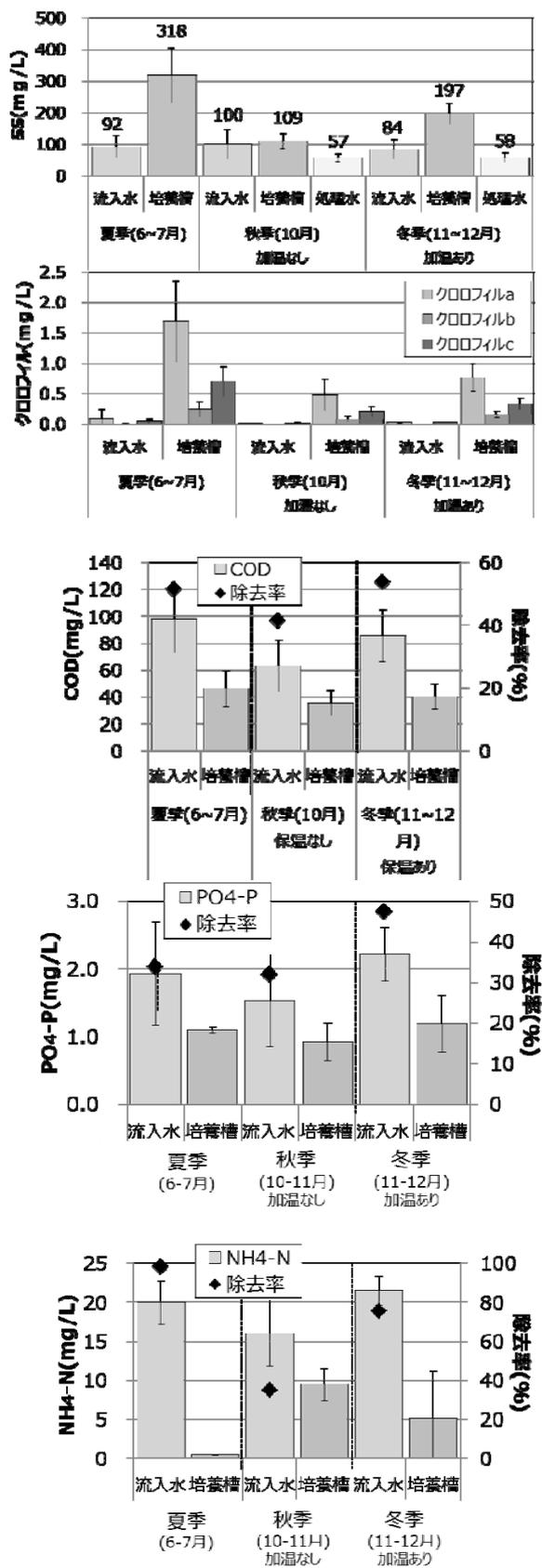


図-3 流入水、培養液、処理水の SS および、流入水、培養液のクロロフィル a、水質

図-2 より、11 月中旬～12 月中旬の間、加温により、系列 1 では、系列 2 よりも 5°C 程度水温が高く、昼間は 15°C 程度で培養できていたことがわかる。SS は 1.5～2 倍程度濃度が高かった。下水処理水を培養槽中の配管に通すだけの簡易的な加温であるが、藻類培養量増加への効果がみられた。HRT を 4 日に戻したあとも、藻類培養が安定して行われていることが示された。

系列 1 の夏季、秋季、冬季におけるバイオマス量、水質分析結果を図-3 に示す。夏季では、水温が 20～30°C と高いこともあり、SS は平均 300mg/L 程度で培養できていた。クロロフィル a は、1.5mg/L 程度であった。秋季は、夜間の水温が 5°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。クロロフィル a も、0.5mg/L 程度まで減少した。一方、冬季において、培養槽の簡易的な加温を行ったことにより、200mg/L 程度での藻類培養が可能であることが示された。

沈殿槽は、重力濃縮のみであるが、処理水の SS は、秋季においては、培養液の SS の 1/2、冬季の培養液の SS の 1/3 程度の約 60mg/L の濃度まで下げられた。しかし、いずれも処理場外へ排水できる濃度まで減少しなかったため、後段処理または、水処理系への返送が必要であると考えられる。藻類培養における水質の変化について、夏季の COD、PO₄-P、NH₄-N の除去率は、それぞれ 51%、34%、98% 程度であり、加温を行った冬季では、それぞれ 54%、47%、75% 程度であった。過去の研究では、下水処理水による藻類培養において COD 除去は見込めなかったが、初沈流出水での藻類培養により、夏季、冬季とも、栄養塩の除去に加え、処理水よりも細菌類が多く存在しており、細菌類の培養も想定され、有機物の除去もある程度は見込めることが示された。冬季において、培養液および沈殿槽での沈殿藻類 (1 週間で沈殿した分) の TS は、それぞれ 0.05(±0.013)%、0.42(±0.21)% であった。このとき沈殿藻類は、10～20L 回収できていたことから、1 週間で、約 8.5 倍に濃縮された藻類が培養槽 1L あたり、0.03L～0.05L 回収できる計算であった。また、沈殿藻類の VS/TS は、75(±6.8)% であった。沈殿藻類を汚泥との混合嫌気性消化に利用することを考えると、沈殿藻類の VS/TS は汚泥と同等であるが、TS 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 倍の濃縮が必要であると考えられる。これに対しては、沈殿槽の表面積を大きくすることや、回収頻度を下げることなどで濃縮効率を上げる等の対応が必要であると考

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℃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のピーカー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。

3.2.2 実験結果

温室内で実施した2018年3月~10月の間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。

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	36.1	8.34
溶解性りん	3.37	0.20
浮遊物質	63.1	242

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	35.0	1.5
溶解性りん	3.30	0.05
浮遊物質	76.5	369

3.3 培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価

3.3.1 実験方法

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℃)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A下水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℃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-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	400m+	0.323	0.065	—
IV-1	400mL	0.323	—	0.065
IV-2	400mL	0.323	—	0.065

3.3.2 分析方法

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、Bioprocess Control)を用いた。

3. 3. 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（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 1 の培養藻類を投入した系列では、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 あたりのメタン発生量は、濃縮汚泥のみを投入した場合で、 $80.8 / 0.323 = 250 \text{ mL/g-VS}$ 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 (0.36 NL/g-VS) に比べてやや小さかった。また、

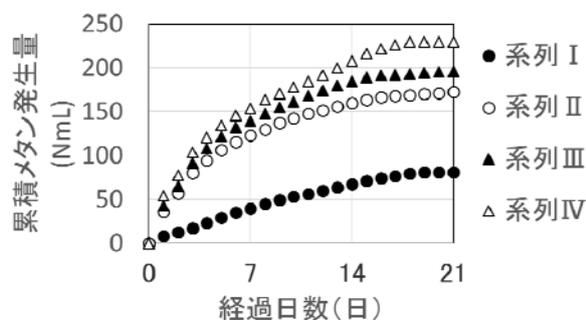


図-5 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時的変化

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

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 (360 NmL/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 (360 NmL/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. 4 培養藻類の凍結乾燥物の高位発熱量測定

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¹²⁾ ($16 \sim 20 \text{ MJ/kg-DS}$) 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

4. まとめ

本年度、下水を利用した藻類培養の高効率化技術の開発、培養藻類の回収技術、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について調査した。以下に、得られた成果を示す。

1. 初沈流出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。
2. 沈殿藻類のVS/TS、高位発熱量は、下水汚泥と同程度であり、嫌気性消化への投入が有効である可能性が示された。重力濃縮のみでも、沈殿藻類の回収と処理水のSSの低下が一定程度見込めることが示された。
3. 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、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%、溶解性りんの前平均除去率は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。
4. 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。
5. 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、藻類培養が可能で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。

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) 国立研究開発法人土木研究所：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、pp.26-51、2017。
- 8) 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。
- 9) 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。
- 10) 岡安祐司、山崎廉予、重村浩之：消化脱離液を用いて培養した微細藻類の嫌気性消化に関する基礎的研究、第55回下水道研究発表会講演集、pp.1139-1141、2018
- 11) 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。
- 12) 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た藻類培養における攪拌方法の影響について、第53回日本水環境学会年会講演集、p.371、2019。
- 13) 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一改訂版一、p.47、2015。

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：重村浩之、岡安祐司、桜井健介、山崎廉予

【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で補助燃料として活用する技術について、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。植物系バイオマスを汚泥脱水助剤として適用する技術において、イネ科以外の種類でも下水汚泥の脱水助剤としての有用性の可能性があり、バイオマスのTSが脱水性に影響する可能性があることが明らかとなった。また、遠心脱水以外にも、模擬ベルトプレス脱水でも効果があることが示された。さらに、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。河川事業等の公共事業に由来する刈草の部位（葉、茎、根）ごとのメタン転換ポテンシャルを評価したところ大きな差異が見られ、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、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。

キーワード：バイオマス、剪定枝、刈草、汚泥脱水助剤、混合嫌気性消化

1. はじめに

下水道整備の進展にともない、平成27年度末時点で下水道人口普及率は約77.8%、管路延長は約47万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25年5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、全国に点在し、かつ、エネルギー消費施設であり、また、河川事業等に由来するバイオマス（剪定枝や刈草）の発生源に近接している場合もあり、効率的なバイオマス利用が期待できる。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する。

2. 剪定枝を木質バイオマスとして下水汚泥焼却炉で活用する技術の検討⁴⁾

過年度⁵⁾示したように、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、剪定枝は比較的利用しやすいバイオマスであると考えられる。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、剪定枝は含水率が45%-59%(湿量基準)⁶⁾程度であり、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。一方で、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⁵⁾。

本稿では、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。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。

本稿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-1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、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。

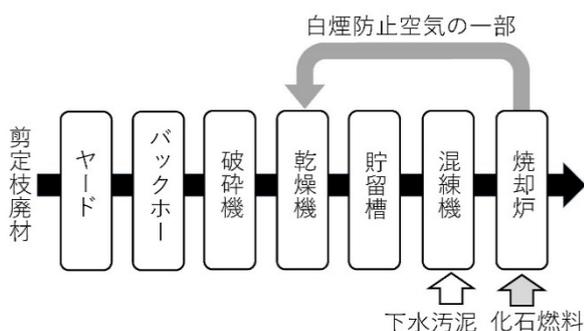


図-1 剪定枝廃材の補助燃料利用システムにおける剪定枝廃材のフロー

2. 1 方法

2. 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^{6) 7)}。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⁸⁾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-2 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/h⁹⁾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¹⁰⁾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 1.30¹¹⁾とし、排煙処理後の燃焼排ガスの温度は 40℃⁹⁾とし、下水汚泥の組成は文献¹²⁾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。

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

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。

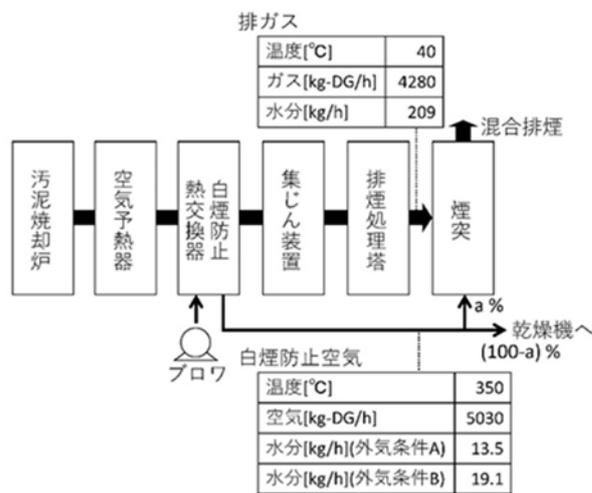


図-2 排ガスと白煙防止空気の混合条件

2. 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°C 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-1 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¹³⁾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)¹³⁾で示される。

$$Q = F_S \{ (C_S + W_1 C_L)(T_W - T_{M1}) + (W_1 - W_2)(\Delta h_V)_W + (C_S + W_2 C_L)(T_{M2} - T_W) \} \quad \text{---(2)}$$

ここで、 C_S : 材料の比熱容量 (=1250[J/(kg·K)]¹⁴⁾、 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¹⁵⁾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¹³⁾の以下の式(3)から求めた。

$$(\Delta h_V)_W = 2500 - 2.44(T_W - 273) \quad \text{---(3)}$$

表-1 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. 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、白煙防止空気で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¹⁶⁾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 LHV_{wet} [MJ/kg-wet] は、文献¹⁷⁾から以下の式(4)、(5)で計算した。

$$LHV_{wet} = HHV_{wet} - 2.44\{9H(1 - M_W) + M_W\} \quad \text{---(4)}$$

$$HHV_{wet} = HHV_{dry}(1 - M_W) \quad \text{---(5)}$$

ここで、 HHV_{wet} : 高位発熱量 [MJ/kg-wet]、 H : 水素含量 [kg-H/kg-dry]、 M_W : 含水率、 HHV_{dry} : 高位発熱量 [MJ/kg-dry] である。

2. 1. 4 消費エネルギー量の試算

消化脱水汚泥 14,600 トン/年 (50 トン/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-2 に示した。機器は、剪定枝廃材は、含水率 50% で 5 トン/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¹⁸⁾を用いて計算した。従来システムの補助燃料消費量は、文献⁵⁾から A 重油で 40L/トンとした。

表-2 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]
破砕機	120	5	600
乾燥機	22	7	154
混練機	5.5	24	132

2. 2 結果と考察

2. 2. 1 白煙防止空気の利用可能量

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-3、図-4 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-3 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。

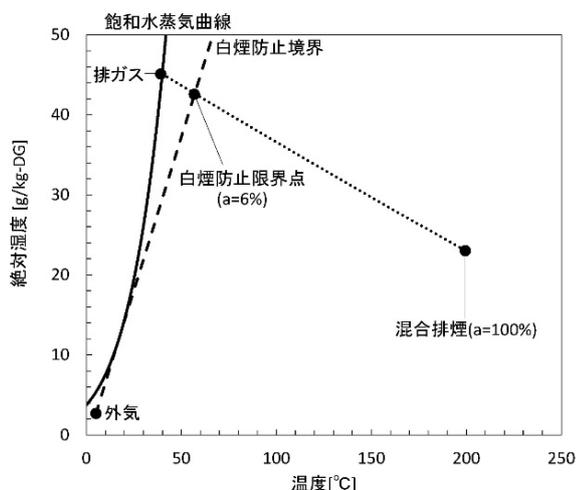


図-3 飽和水蒸気曲線（実線）と外気条件 A における白煙防止境界（破線）と混合排煙（点線）から求めた白煙防止境界点

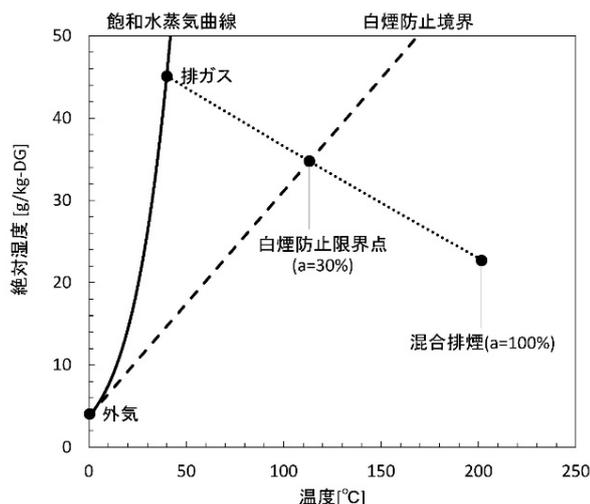


図-4 飽和水蒸気曲線（実線）と外気条件 B における白煙防止境界（破線）と混合排煙（点線）から求めた白煙防止境界点

2. 2. 2 白煙防止空気で乾燥可能な剪定枝廃材量

表-3 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

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、 $0.85(=1.8 \times 0.94 \times 0.5)$ GJ/h、 $0.63(=1.8 \times 0.7 \times 0.5)$ 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-4 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¹⁹⁾、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。剪定枝廃材の年間発生量を地方公共団体の面積で除して、一般に 60 kg-wet/(d・km²)程度⁵⁾であり、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。

表-4 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

2. 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%¹⁶⁾であり、持ち出し熱量は、灰分の比熱 0.84 kJ/(kg・℃)、温度 850℃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少な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/L²⁰⁾）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、593 MJ/t⁵⁾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²¹⁾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/L²⁰⁾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. 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-5 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。

■ 破碎機等電力 □ 補助燃料 □ 焼却炉電力

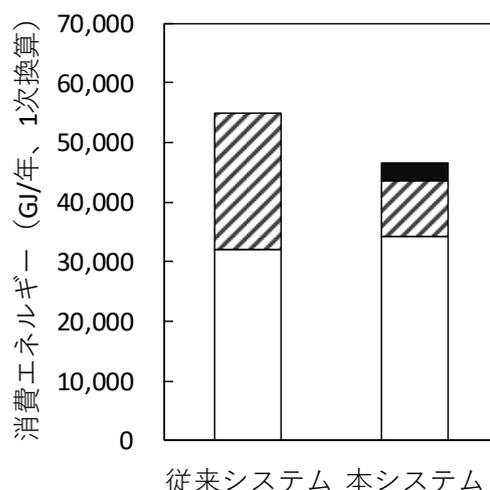


図-5 従来システムと本システムの年間消費エネルギー量

2. 3 結論

本稿では、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。

- 外気条件 A (気温 5℃、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℃、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。
- 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。

3. 刈草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を下水道事業で受け入れ、汚泥の脱水助剤として活用する技術を開発する。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、凝集剤添加や汚泥処理費用の削減が可能となり、かつ刈草のリサイクルシステムが確立できる。

本研究では、これまで、裁断したイネ科の刈草を様々な性状の汚泥と混合し、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²¹⁾。また、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が示された。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²²⁾。

本研究では、本提案技術がイネ科以外のバイオマスでも有用であることを示すため、様々な植物系バイオマスを用いたバイオマス混合脱水試験を行った²³⁾。また、遠心脱水以外の脱水機での有用性を確認するため、模擬ベルトプレスによる脱水試験を実験室レベルで行った²⁴⁾。

また、脱水汚泥の処分方法として、下水処理場内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。

3.1 様々な植物系バイオマスを混合した下水汚泥の脱水試験による脱水性評価

3.1.1 植物系バイオマス混合汚泥脱水試験方法

植物系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。実験に用いた植物系バイオマスの種類、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-5 に示す。実験に用いた植物系バイオマスは、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。それぞれの植物系バイオマスにおいて、表-5 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。植物系バイオマスの混合率は、下水汚泥の TS に対して植物系バイオマスの 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²²⁾。

3.1.2 植物系バイオマス混合汚泥脱水試験結果

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-6 に示す。図-6 左には、試験値である、植物系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植物系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、植物系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-6 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、植物系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-6 右より、凝集剤 0%では、刈草混合率の増加に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増加することが示された。従来の脱水条件と近い、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-7 に、各植物系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、それぞれの植物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、植物系バイオマスのサイズ、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。

表-5 実験に用いた植物系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1カ月程度天日干し		高枝ハサミで剪定	落下した枯死葉を回収	—
前処理方法	ハサミで10mm程度に裁断	粉碎機で1～5mm程度に粉碎	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	破砕機(GS150, ohashi)で5mm程度に裁断
バイオマスのTS(%)	87.5	97.7	48.9	92.8	49.4	89.8	88.5
*汚泥種類 (TS(%))	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
採取処理場	消化汚泥(1.88), A 処理場	OD 汚泥(1.05), B 処理場					

*標準汚泥, OD (オキシデーションドッチ) 汚泥は濃縮したものを使用

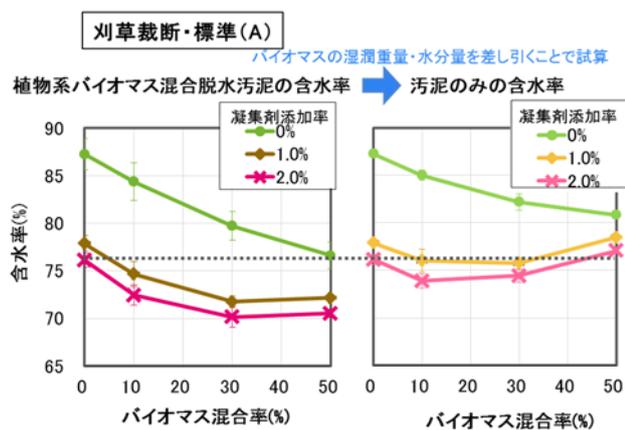


図-6 植物系バイオマス混合脱水汚泥と汚泥のみの含水率

図-7 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、どのような種類の植物系バイオマスも、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、使用したい植物系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。

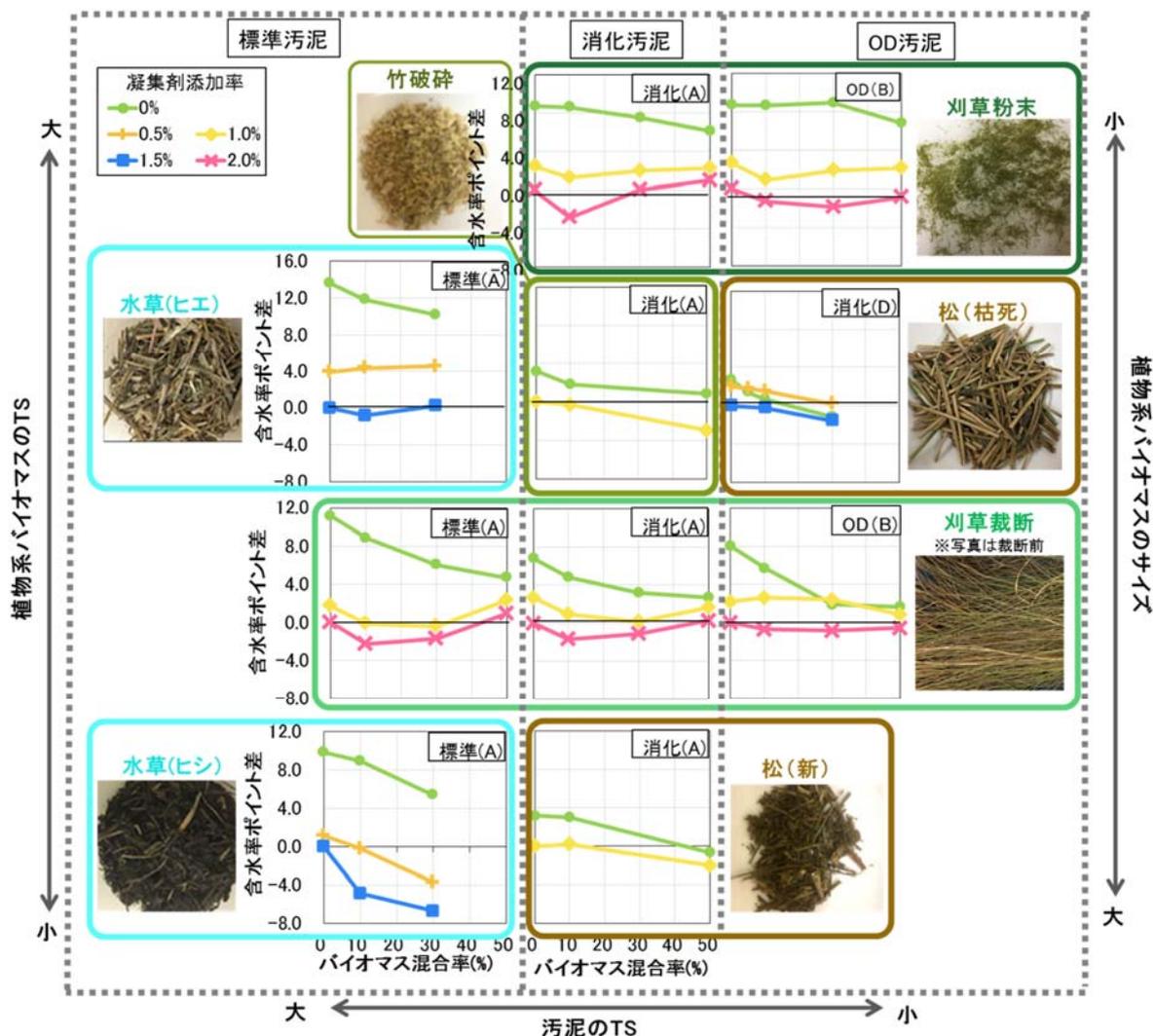


図-7 各植物系バイオマスと汚泥の混合脱水試験から試算した汚泥のみの含水率のポイント差 (バイオマス混合率 0%, 凝集剤添加率最大時の汚泥のみの含水率と比較)

刈草裁断と刈草粉末の結果を比較すると、消化 (A) において、刈草粉末 10%、凝集剤 2.0%において、含水率ポイント差が最も低いが、全体としてみると、刈草裁断の方が、刈草粉末よりも含水率ポイント差が低い傾向にあり、マイナスになる条件も多いことがわかる。また、標準汚泥において、バイオマス 10%時の結果を各植物系バイオマスで比較すると、水草 (ヒシ) が最も含水率ポイント差が低く、次いで刈草裁断、水草 (ヒエ) の順で低い結果であった。これより、植物系バイオマスの破碎後のサイズが大きく、TS が小さいほうが、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. 2 模擬ベルトプレスを用いた下水汚泥の植物系バイオマス混合脱水試験による脱水性評価

3. 2. 1 模擬ベルトプレスを用いた脱水試験方法

3. 2. 1. 1 実験に用いた汚泥および植物系バイオマスの種類と性状

実験に用いた汚泥の種類、性状を表-6 に示す。標準活性汚泥法の汚泥として、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の 1 対 1 混合汚泥 (以下、標準)、消化汚泥として A 処理場の消化汚泥を用いた。松の剪定枝は、D 処理場で採取し、標準汚泥では、樹木粉碎機 (GS283D、株式会社大橋) で破碎後、6mm スクリーンに通し、チップサイズを均一にしたもの (松 1 と表記)、消化汚泥では、樹木粉碎機 (GS150D、株式会社大橋) で破碎し、5mm スクリーンに通し、チップサイズを均一にしたもの (松 2 と表記) を使用した。竹チップは、樹木粉碎機 (GS283D、株式会社大橋) で破碎後、6mm スクリーンに通し、チップサイズを均一化したものを株式会社大橋より提供いただき、使用した。凝集剤は、カチオン系高分子 (カチオン度: 強、分子量: 3 百万、溶解液粘度 (25 °C、30 rpm、0.5 %) : 1400) を用いた。

表-6 実験に用いた下水汚泥、植物系バイオマスの種類、性状

下水汚泥			
表記	標準汚泥		消化汚泥
種類	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の 1 対 1 混合汚泥		A 処理場の消化汚泥
固形物濃度(%)	28		1.2
試験に用いたバイオマス	松 1、竹		松 2、竹
植物系バイオマス			
表記	松 1	松 2	竹
種類	D 処理場内に生息する松の剪定枝		竹チップ
固形物濃度(%)	89	89	46
備考	樹木粉碎機(GS283D)で破砕 後、6mm スクリーンを通過	樹木粉碎機(GS150D)で破砕 後、5mm スクリーンを通過	樹木粉碎機(GS283D)で破砕 後、6mm スクリーンを通過

3. 2. 1. 2 脱水試験方法

脱水試験に供した凝集剤添加率は、汚泥の固形物量に対して、1.0 %、1.5 %、2.0 %とした。松および竹の混合率は、汚泥の固形物量に対して、松または竹の固形物量で、0 %、10 %、30 %、50%とした。凝集剤の混合は、急速攪拌(120 rpm)1 分、緩速攪拌(30 rpm)5 分で行った。約 500mg の汚泥を簡易脱水試験キット(東京都下水道サービス株式会社)を用いて、模擬的なベルトプレス脱水試験を実施した。凝集汚泥に松または竹を定量混合し、ろ布上に設置した型枠内に流し込み、加圧を行った。その後、型枠を外し、汚泥をろ布ではさみ、約 3kg の重石を手動でローリングさせ、圧搾脱水を行った。ろ布上に残った汚泥を脱水汚泥とし、含水率を測定した。刈草混合によって含水率は物理的に減少するため、刈草の重さを差し引くことで、汚泥の含水率を算出した。また、脱水前と脱水後の汚泥の湿潤量、ろ液量を測定し、脱水前後での汚泥の湿潤重量の変化を調査した。

3. 2. 2 脱水試験結果

各汚泥の脱水試験における、刈草量を差し引いて算出した汚泥中の含水率の結果を図-8 に示す。標準汚泥では、バイオマスを混合しない、バイオマス混合割合 0 %の結果と比較して、バイオマスを 10 %または 30 %で混合した場合、脱水後の汚泥の含水率が 1.0~3.0 %程度低下した。松では、1~3 %程度の含水率の低下であり、松の混合割合が高いほど効果がみられる傾向であった。竹では、1.5 %程度の含水率の低下であり、竹の混合割合や凝集剤添加量での差は、ほぼ見られなかった。消化汚泥では、バイオマス混合割合 0 %と比較して、バイオマスを 10、30 %混合した場合、脱水後の汚泥の含水率は 0.5~3 %程度低下した。松では、0.5~2.0 %の含水率の低下であり、竹では、2.0~3.0 %程度の含水率の低下がみられ、いずれもバイオマスの混合割合を増加させるほど、含水率の低減効果がみられた。竹においては、凝集剤 2.0%の条

件で、50 %まで混合率を増やしたが、含水率の低減効果は 30 %とほぼ同程度であった。

標準汚泥では、竹よりも松の方が含水率の低減効果がみられ、消化汚泥では、竹の方が含水率の低減効果がみられる傾向であった。これは、汚泥の種類の差や、松の破砕方法の差が影響しているものと考えられる。図-9 に、標準汚泥の脱水試験において、凝集剤 1.0 %、松の混合割合 0%および 30%時の脱水前後の汚泥の湿潤重量を示す。

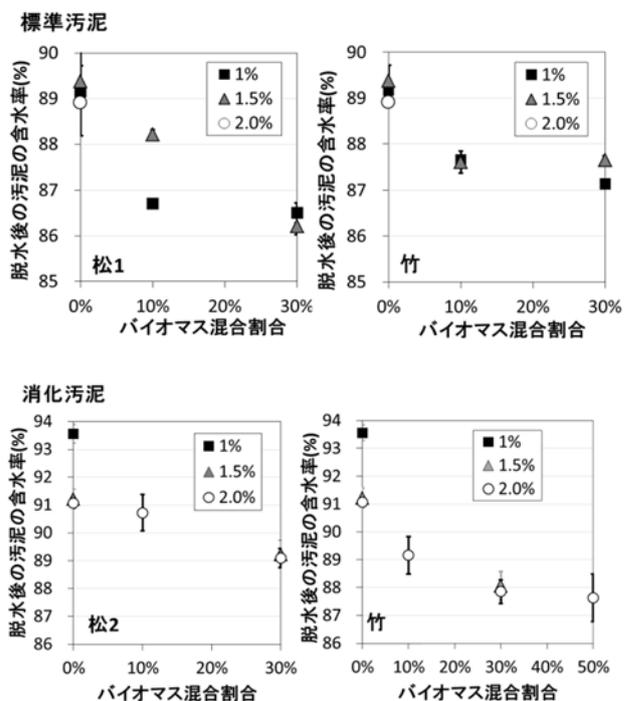


図-8 脱水汚泥の含水率(バイオマス量を差し引いた計算値)

また、図-10 に、標準汚泥の脱水実験における、脱水前の汚泥の湿潤重量に対する脱水後の汚泥の湿潤重量の割合を示す。図-9 において、バイオマスは、汚泥の固形物量に対して 30%で混合しているため、脱水前と、脱

水前(松混合後)を比較すると、汚泥の湿潤重量は、わずかに増加していることがわかる。バイオマス混合 0%と30%の脱水後の汚泥の湿潤重量とろ液の割合を比較すると、バイオマスを混合した方が、脱水後の汚泥の湿潤重量の割合が少ないことがわかる。

図-10 より、他の条件も含めて脱水前後の汚泥の湿潤重量の変化をみると、バイオマスを混合して脱水することによって、脱水後の汚泥の湿潤重量は、8~9 割程度に減容していることがわかる。バイオマスの混合割合が増えることで、脱水後の汚泥の湿潤重量は増加するが、凝集剤 2%と比較した場合、同程度以下には削減できる可能性が示唆された。バイオマスを混合することによって、脱水前の総重量はわずかに増加するが、水分量の低減効果が大きいことで、脱水後の汚泥重量は削減できることが示された。

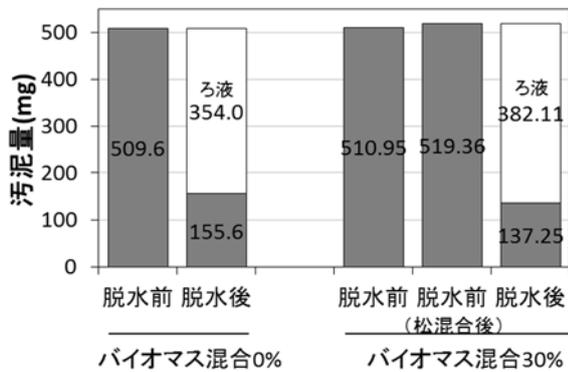


図-9 松混合での脱水前後の汚泥の湿潤重量(標準汚泥、凝集剤 1%)

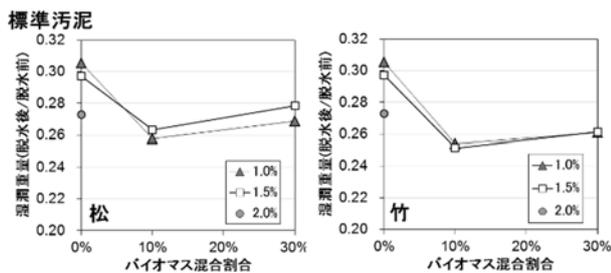


図-10 脱水前に対する脱水後の汚泥の湿潤重量(標準汚泥)

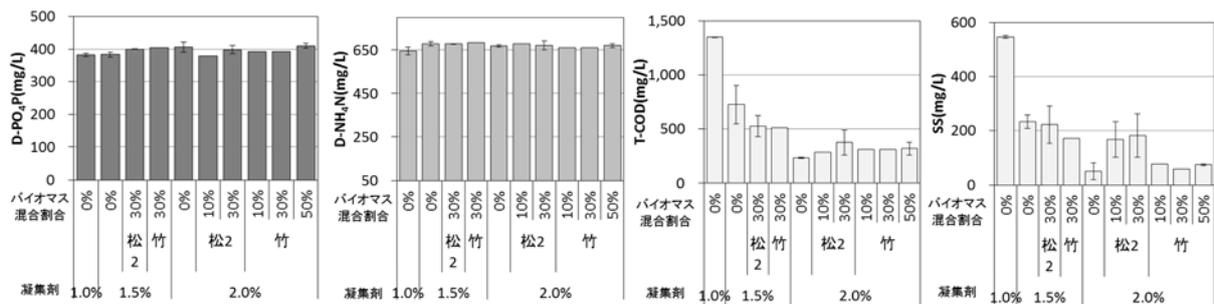


図-12 消化汚泥の脱水試験におけるろ液の性状(溶解性リン、溶解性アンモニア性窒素、全 COD、SS)

図-11 に、標準汚泥の脱水試験において、凝集剤 1.0%、バイオマス混合割合 0%、松 30%、竹 30%の条件における、脱水後の汚泥、ろ布の様子を示す。ろ布への汚泥の付着状況は、どの条件でもほぼ変化はなく、バイオマスを混合することによって、汚泥の剥離には影響がないものと考えられる。汚泥へのバイオマスの混合状況を比較すると、汚泥中に均一に混合されていることがわかる。

図-12 に、消化汚泥の脱水試験におけるろ液の溶解性リン、溶解性アンモニア性窒素、全 COD の水質分析結果、SS 測定結果を示す。溶解性リン、溶解性アンモニア性窒素においては、バイオマス混合による変化はほぼないことが示された。全 COD については、わずかに上昇する傾向がみられた。SS は、松を混合した場合に上昇する傾向を示すが、竹を混合した場合は、ほぼ影響がないことが示された。

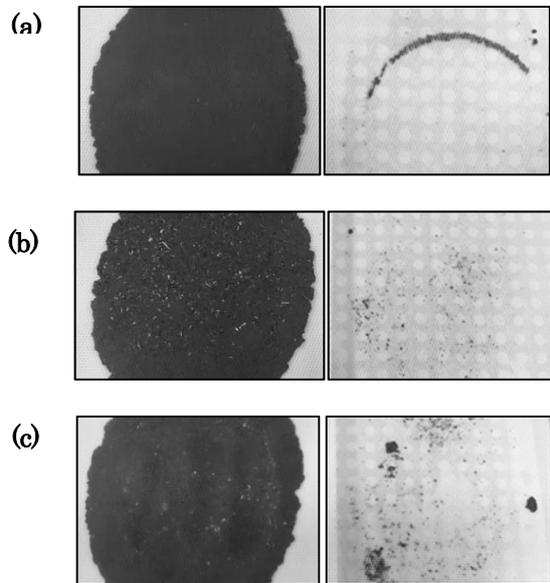


図-11 標準汚泥の脱水後の汚泥、ろ布の様子((a)バイオマス 0%、(b)松 30%、(c)竹 30%)

3. 2. 3 模擬ベルトプレスを用いたバイオマス混合脱水試験のまとめ

本研究では、バイオマスとしての活用が求められている木竹草類等のなかで、松、竹に着目し、下水汚泥の脱水助剤としての有用性を実験室レベルの模擬ベルトプレス脱水試験で検証した。その結果、標準活性汚泥法の濃縮汚泥、消化汚泥において、バイオマス混合により、脱水効率の向上が見られることが明らかとなった。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。また、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。有効利用があまりなされていない松や竹において、下水道事業で受け入れて利用することで、バイオマスリサイクルの確立や汚泥処分コスト削減に寄与できる可能性があることが示された。

3. 3 下水処理場内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

3. 3. 1 試算方法

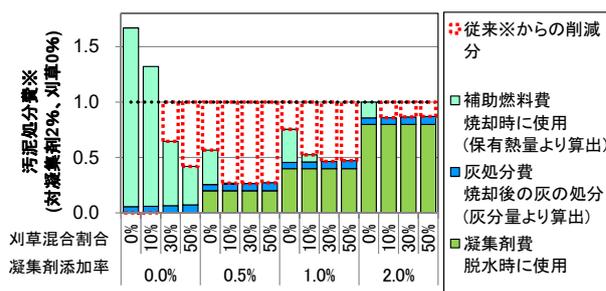
植物系バイオマスを汚泥に混合することで、脱水時の凝集剤使用量や発生する脱水汚泥量の変化によって、脱水汚泥処分費が変化する可能性がある。そこで、刈草標準(A)(3.1参照)を用いた場合の汚泥処分費を試算した。脱水汚泥の処分方法は、下水処理場内の焼却炉での焼却とした。

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年度の一カ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²²⁾。

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)²²⁾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²²⁾し、算出した。

3. 3. 2 試算結果

図-13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-13 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:4,762トン/月)

4. 下水汚泥と植物系バイオマスの混合嫌気性消化の効率向上技術

4. 1 はじめに

河川事業等の公共事業に由来する植物系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²⁵⁾、²⁶⁾も報告されており、また、土木研究所においても、既往の調査研究²⁷⁾、²⁸⁾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、ある程度のメタン転換が期待できることを示してきたところである。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バイオマスの中には、性状が大きく異なる葉や茎や根等が混在しており、これらの比率の違いによりメタン発生量が異なることが考えられる。

本研究では、公共事業に由来する植物系バイオマス(刈草)の葉、茎、根の差に注目し、一例として、クズ(葛)について部位ごとの、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、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²⁹⁾。

4. 2 下水汚泥とクズの混合嫌気性消化

4. 2. 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、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下水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。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-7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。

表-7 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. 2. 2 分析方法

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. 2. 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-14 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-8 に示す。

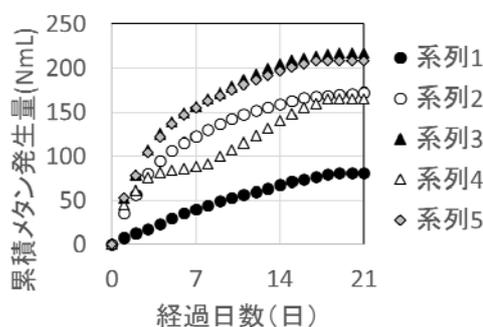


図-14 クズを用いた回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時的変化

表-8 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

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=282NmL/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 (0.36NL/gVS) 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 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²⁷⁾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（ 118NmL/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. 3 下水汚泥と松の混合嫌気性消化

4. 3. 1 実験方法

D 下水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図-15に示す。1種類目は、葉を枝と分離後、松葉を 10 mm程度にハサミで裁断したもの(図-15①)、2種類目は、葉と分離した枝を、裁断機で裁断し、2~3 cm程度にしたもの(図-15②)、3種類目は、松枝葉を、分離せず粉砕機で粉砕したもの(図-15③)である。



① 松葉 10mm ②松枝破砕機 ③松枝葉粉砕

図-15 投入バイオマス

嫌気性消化実験は、中温条件（ 35°C ）の回分式とし、表-9に示す4つの系で行った。消化汚泥、濃縮汚泥は、A下水処理場で採泥した。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 を投入後、表-9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。反応器内を窒素ガスで十分に置換して密栓後、 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。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(TS(固形物量)、VS(有機物量))は、下水試験方法に

従って行った。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。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。

表-9 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	

4. 3. 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-16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-17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-17 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。松枝葉を粉碎することで、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。

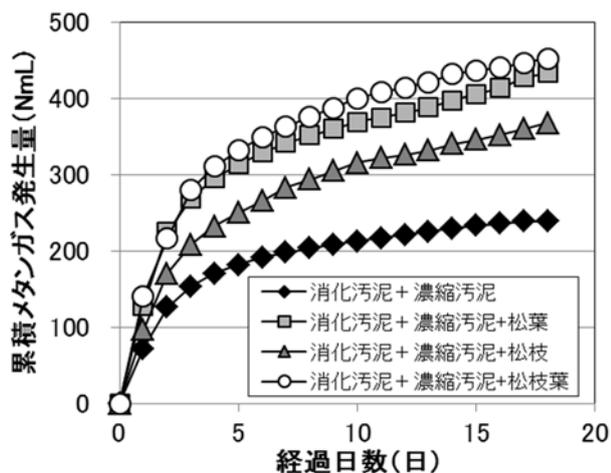


図-16 松を用いた回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時的変化

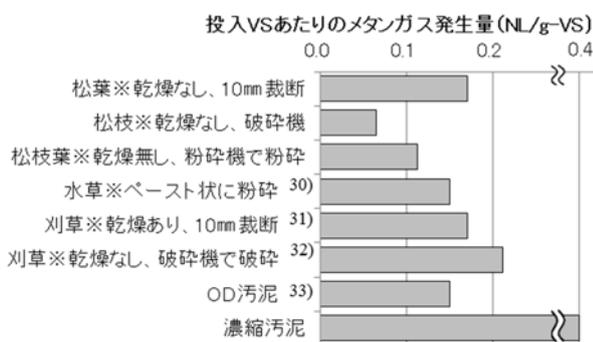


図-17 投入 VS あたりのメタンガス発生量^{30)・31)・32)・33)}

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-18 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、裁断や粉碎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。

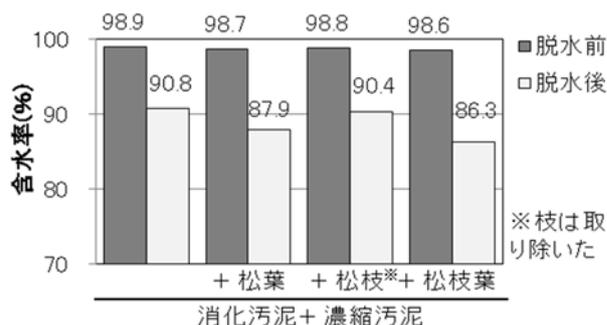


図-18 実験終了後の消化汚泥の脱水性の評価

4. 4 下水汚泥と植物系バイオマスの混合嫌気性消化の効率向上技術のまとめ

以上の結果より、公共事業に由来する植物系バイオマス（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。

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。

5. まとめ

本年度、木質バイオマスを下水汚泥焼却炉で活用する技術、刈草を汚泥脱水助剤として適用する技術、下水汚泥と刈草の混合嫌気性消化の効率向上技術について調査した。以下に得られた成果を示す。

1. 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化石燃料削減量を算定した。
2. 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の有用性の可能性があること、植物系バイオマスの破碎後のサイズが大きき、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。

3. 松、竹を用いた模擬ベルトプレス脱水試験の結果、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。また、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。
4. 河川事業等の公共事業に由来する刈草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ているが、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く、何らかの対策が必要であると考えられる。本年度は、刈草の部位（葉、茎、根）ごとのメタン転換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。
5. 松の剪定枝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。

参考文献

- 1) 公益社団法人日本下水道協会：平成 28 年度下水道白書 p.50、2016.
- 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) 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.
- 5) 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.
- 6) 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.
- 7) 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.
- 8) 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）、https://www.env.go.jp/recycle/waste/3r_network/7_misc/man_wtfspec/1-1_hrf.pdf (参照：2018. 5. 18)、2013.
- 9) 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、<http://www.mlit.go.jp/common/000038167.pdf> (参照：2018. 5. 18)、2007.
- 10) 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.
- 11) 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.
- 12) 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.
- 13) 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.
- 14) 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、<https://www.affrc.go.jp/pubs/koufufu-pro/documents/seikasyu28.pdf> (参照：2018. 5. 18)、2010.
- 15) 公益社団法人化学工学会：改定七版化学工学便覧、p.325、2011.
- 16) 独立行政法人土木研究所：草本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、<https://www.pwri.go.jp/team/recycling/pwri4095a.pdf> (参照：2018. 5. 22)、2008.
- 17) 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：バイオマスプロセスハンドブック、p.76、2012.
- 18) 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、<http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryounn/tnn0859pdf/ks085912.pdf>

- 19) 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/CMS2016n_endozisseki.pdf (参照：2018. 7. 9) .
- 20) 環境省：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 Ver. 5. 0 (平成 26 年 7 月 10 日版)、http://offset.env.go.jp/document/j-ver/default_list.pdf (参照：2018. 5. 18)、2014.
- 21) 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.
- 22) 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、環境工学フォーラム論文集、Vol.73、No.7、pp.365-373、2017.
- 23) 山崎廉予、重村浩之：バイオマス資源の事業間連携活用～植物系バイオマスを活用した下水汚泥の脱水技術～、平成 30 年度国土交通省国土技術研究会、自由課題 一般部門<活力>、pp.3-69 - 3-74、2018.
- 24) 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 回日本下水道研究発表会講演集、Vol. 56、pp.1166-1168、2018.
- 25) 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.
- 26) 山本茂浩：下水汚泥と刈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.
- 27) 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.
- 28) 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.
- 29) 山崎廉予、重村浩之：松枝葉と下水汚泥の混合嫌気性消化に関する基礎的研究、平成 30 年度土木学会全国大会第 73 回年次学術講演会プログラム、V-II-099、pp.197-198、2018.
- 30) 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.
- 31) 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.
- 32) 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.
- 33) 戸苺丈仁、池本良子、古婷婷、小野紘、日高平、津森ジュン、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.