

## 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～33 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、下水処理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 28 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 28 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や、水草と下水汚泥の混合消化特性に関して調査・研究を行った。下水処理水を用いた藻類培養では、二次処理水よりも前段の処理水(最初沈殿池越流水)を基質とすること、SS 分を含んだ基質を用いること、攪拌の効率化により、藻類回収量の高効率化について検討を行った。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、メタン転換特性を調査し、投入水草の VS ベースのメタン転換率について検討を行った。下水処理場における工程水(消化脱離液)を対象とした藻類培養技術の検討を行い、投入液中の溶解性リン・窒素をほぼ全量、藻類等の懸濁態物質に変換することが可能となる方法について検討を行った。以下に、平成 28 年度に得られた成果を示す。

- 下水処理水を用いた藻類培養において、初沈流出水などの、二次処理水よりも前段の処理水を用いることで、培養量の増加が見込まれることが明らかとなった。
- 藻類培養において、投入基質に 100～200mg/L の SS 分が存在することで、培養量の増加が見込まれることが明らかになった。

- ・攪拌を必要とする藻類培養において、光の供給が見込まれない時間帯に、攪拌を停止することで、藻類回収量の増加が見込まれることが示された。
- ・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、 $0.035\sim 0.037\text{NL/gVS}$  であり、昨年度実施した同様の実験の結果 ( $0.15\text{NL/gVS}$ ) に比べて小さく、大きな変動幅があることがわかった。
- ・下水処理場における工程水を対象とした藻類培養技術の開発を行うことを目的として、消化脱離液を嫌気性ろ床処理水で希釈した溶液を用いて、温室内のカラム型藻類培養装置にて回分式藻類培養を実施した。
- ・培養期間を 2 週間に設定した場合、投入液中の溶解性リン・窒素をほぼ全量、藻類等の懸濁態物質に変換することが可能であった。

## (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した時の効果の試算等を行った。刈草の汚泥脱水助剤としての活用に関して、実験室レベルでの検証を行い、脱水後の汚泥の含水率の低減化の可能性について検討を行った。また、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（どんぐり）に注目し、堅果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。以下に、平成 28 年度に得られた成果を示す。

- ・地方自治体における剪定枝の発生量は、一般的に約  $60\text{ kg}/(\text{日}\cdot\text{km}^2)$ が見込まれると考えられた。
- ・直接脱水汚泥と消化脱水汚泥の平均含水率はそれぞれ、76.9%、80.3%であり、流動焼却炉における補助燃料使用量は、それぞれ、脱水汚泥 1kg あたり 593kJ、1,485kJ であった。
- ・簡易的な試算から、剪定枝 5,000kg-wet/日を収集して、乾燥により含水率を 50%から 20%へ削減して、下水汚泥焼却炉で補助燃料として活用することで、化石燃料削減量が、21.4～42.8GJ/日削減される可能性が示唆された。
- ・標準活性汚泥法の濃縮汚泥、消化汚泥、OD 法の濃縮汚泥において、刈草混合により脱水ケーキの含水率が低減することが示された。汚泥の TS に対して、10%程度までの刈草混合では、どのような性状の汚泥でも、汚泥中の含水率が低減する可能性が高いことが示唆された。
- ・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  $0.27\text{NL/gVS}$  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 ( $0.12\text{NL/gVS}$ ) 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。

## 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：植松龍二、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、水草と下水汚泥の混合消化特性に関して調査・研究を行った。下水処理水を用いた藻類培養では、二次処理水よりも前段の処理水を基質とすること、SS分を含んだ基質を用いること、攪拌の効率化により、藻類培養量の高効率化が見込まれることが示唆された。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ところ、投入水草のVSベースのメタン転換率は、大きな変動があることがわかった。下水処理場における工程水（消化脱離液）を対象とした藻類培養技術の検討を行い、投入液中の溶解性リン・窒素をほぼ全量、藻類等の懸濁態物質に変換することが可能となる方法について検討を行った。

キーワード：下水道資源、藻類培養、水草、バイオマス、混合嫌気性消化

#### 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<sup>1)</sup>。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

化石燃料の枯渇への懸念、化石燃料利用にとまなう

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<sup>2)3)</sup>。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CO<sub>2</sub>、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<sup>4)5)6)</sup>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、前中期計画で行ってきた。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。本研究では、下水処理水による藻類培養の高効率化、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の開発を目的とした。

##### 2.1. 藻類培養基質の検討

###### 2.1.1. 培養基質の種類の見直し

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。本研究室ではこれまで、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<sup>7)</sup>。本研究では、最初沈殿池流出水(初沈流出水)や活性汚泥装置反応槽前段の処理水など、二次処理水よりも前段階の下水道資源を用いた、土着藻類の培養を試みた。二次処理水よりも、前段の処理工程の水には、窒素やリンなどの栄養塩、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。

(a) 室内実験

室内実験において、藻類培養の基質の種類検討を行った。検討したのは3種類であり、初沈流出水、活性汚泥装置内反応槽の前段の上澄み水(以下、反応槽の上澄み水)、二次処理水である。それぞれの基質を用いて、1L ビーカーで藻類を培養した。培養には、人工

気象器を用い、20°C、光量 130 μmol/m<sup>2</sup>/s に設定した。培養 期間は、28 日間であり、HRT が4日になるよう、定期的に基質の交換を行った。CO<sub>2</sub> の供給、攪拌は、エアレーションポンプにより行った。基質、藻類培養液の成分分析項目は、溶解性 COD、溶解性リン、溶解性窒素、溶解性アンモニア性窒素 (HACH、東亜ケイディーディー社)、SS (ガラス繊維ろ紙法、JIS-K-0102) とした。また、藻類培養液については、クロロフィル a (アセトン抽出-吸光度法)<sup>8)</sup>も測定した。

それぞれの基質における水質、SS の測定結果を図-1 に示す。初沈流出水、反応槽の上澄み水、処理水の順番で、基質の栄養塩濃度が低くなっている。特に窒素形態が各基質で大きく異なっており、初沈流出水ではほぼすべてがアンモニアの形態であるが、処理水では、アンモニア性窒素が 0mg/L であり、硝酸態窒素の状態になっていると考えられる。SS は、初沈流出水が、処理水の約9倍の 60mg/L であった。

それぞれの基質を用いた、藻類培養液の、SS、クロロフィル a、水質の経日変化を、図-2 に示す。SS は、7 日後まではすべての基質の種類で同様に増加したが、21 日後では、初沈流出水、反応槽の上澄み水と処理水で 100mg/L 程度の濃度差が出た。クロロフィル a については、基質の種類によって濃度の差が大きく現れた。14 日後、初沈流出水での培養では二次処理水の培養の 2 倍の濃度となった。水質の結果では、21 日後から、溶解性窒素が 1mg/L 以下、溶解性リンが 0.2mg/L 以下となり、SS、クロロフィル a の減少傾向の要因となっ

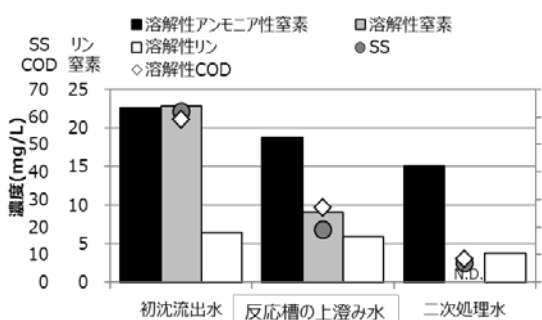


図-1 藻類培養基質の水質および SS

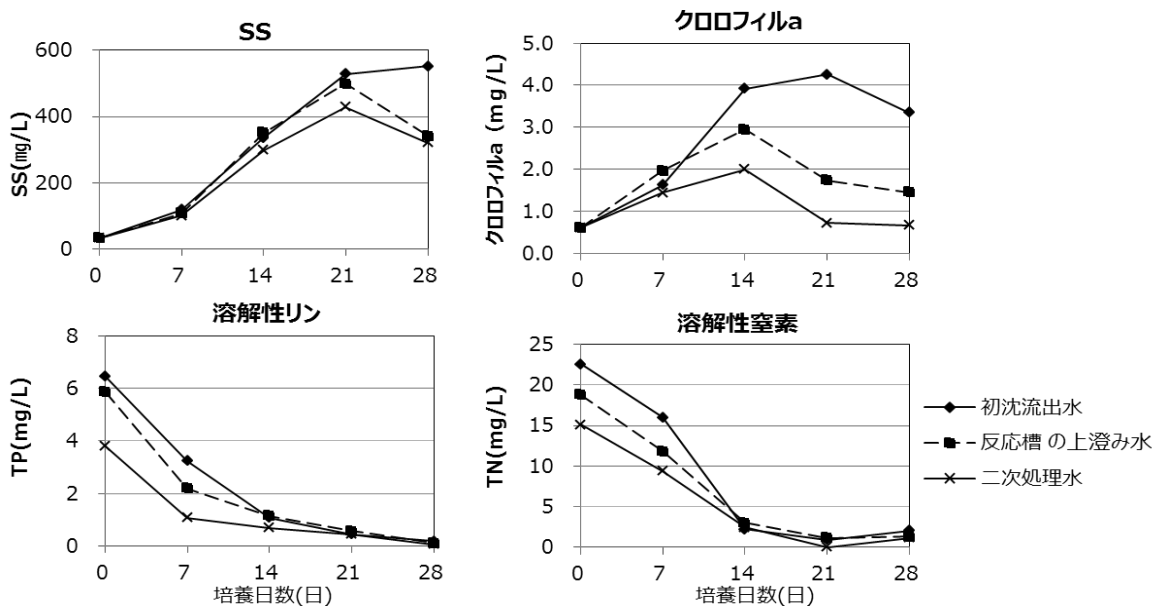


図-2 異なる基質で培養した藻類培養液の SS、クロロフィル a および水質

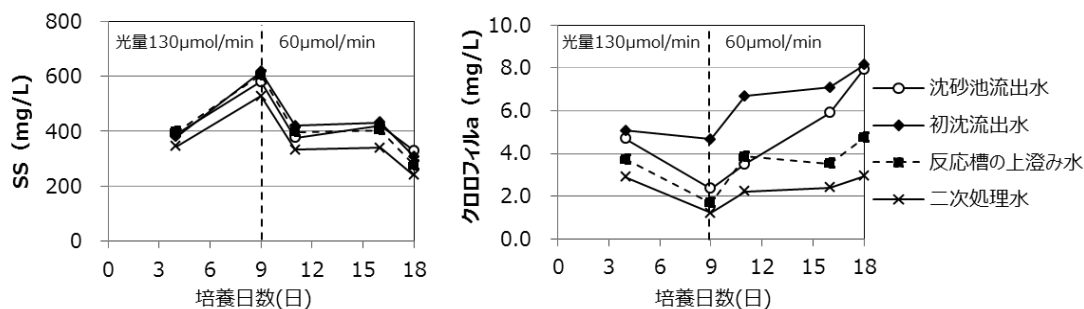


図-3 光量を変化させたときの異なる基質で培養した藻類培養液のSS、クロロフィルa

たとえられる。

初沈流出水では、SSが高いために光の透過量が少なくなるという懸念がある。そこで、次に、光量を落とした場合の検証も行った。用いた基質は、4種類であり、沈砂池流出水、初沈流出水、反応槽内の上澄み水、二次処理水である。培養量は1L、人工気象器内、20℃で行った。光量は、 $130 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ で初期培養を行った後、9日後に半分の $60 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ にし、合計18日間培養を行った。 $60 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ は、日射量に換算すると、おおよそ $1.4\text{MJ}/\text{m}^2$ <sup>9)</sup>となり、曇りの日でも日射量が少ない時に相当する。測定項目は、SSおよびクロロフィルaとした。結果を図-3に示す。SSは、光量が落ちると減少傾向を示し、半分程度の濃度まで下がってしまうが、クロロフィルaは、増加傾向がみられた。また、基質によって、SSの差はほとんどみられなかったが、二次処理水よりは、前段の処理水での培養がよいと考えられる。クロロフィルaは、初沈流出水、沈砂池流出水が、反応槽の上澄み水の2倍、二次処理水の2.5倍程度の濃度であった。以上の2回の検証の結果、藻類培養には、二次処理水よりも前段の処理水を使用した培養量、特にクロロフィルa量が多くなることが示された。また、光量が低くなった場合でも、同様のことが言えると示された。

### (b) 屋外実験

屋外での基質の違いによ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、HRT4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。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。初沈流出水、および二次処理水は、A下水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: 100 L)より供給した。CO<sub>2</sub>は、市販CO<sub>2</sub>(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。pH8以上

になった際にポンプが稼働し、pH7.9以下になった際、ポンプが停止するよう設定した<sup>10)</sup>。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、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、沈殿池から引き抜きを行っており、高位発熱量は、そこで引き抜いた濃縮藻類で測定を行った。なお、高発熱総量を測定するために、濃縮藻類のTS(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%)。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-4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。また、窒素、リンでは各期間中の平均の除去率も示した。水質の平均値は全水質データの平均値を示し、平均除去率は測定日ごとの除去率の平均値を示しているため、図-4のグラフ上の各水質の平均値と平均除去率の値には、ずれが生じており、留意が必要である。

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、 $17,000\text{kJ}/\text{kg}$ 、 $17,800\text{kJ}/\text{kg}$ 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

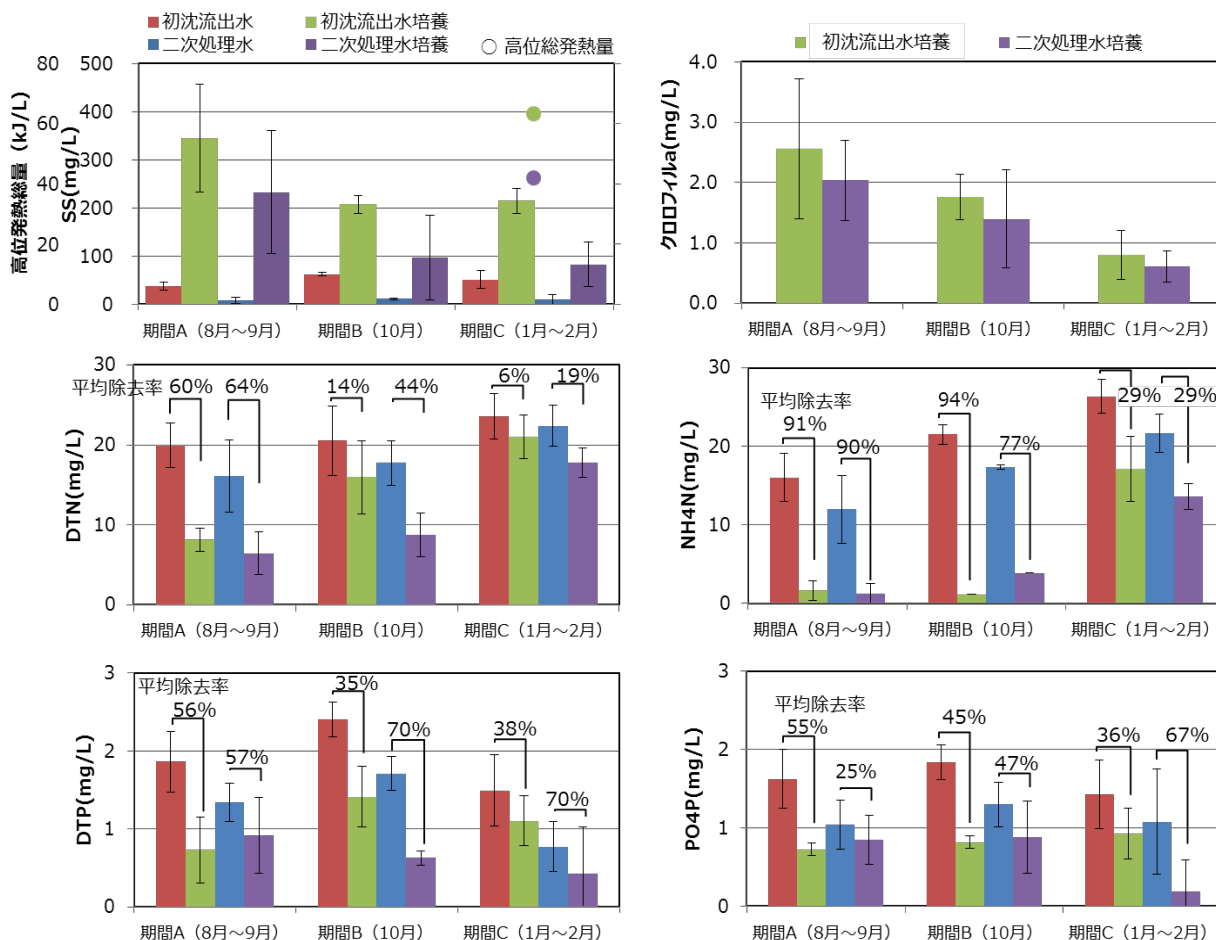


図4 屋外装置における異なる基質で培養した藻類培養液のSS、クロロフィル a、水質、高位発熱総量

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-5 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。

以上の結果より、室内培養、屋外培養どちらにおいても、二次処理水よりも前段の処理水である、初沈流出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。この要因としては、栄養塩濃度の高さの他にも、窒素がアンモニア形態であることや、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。これらについては、今後調査していく予定である。

2. 1. 2. 培養基質中の SS 成分の存在の影響

藻類培養の高効率化において、投入基質の SS 量を検討した。活性汚泥の初期吸着と同様の原理で、藻類

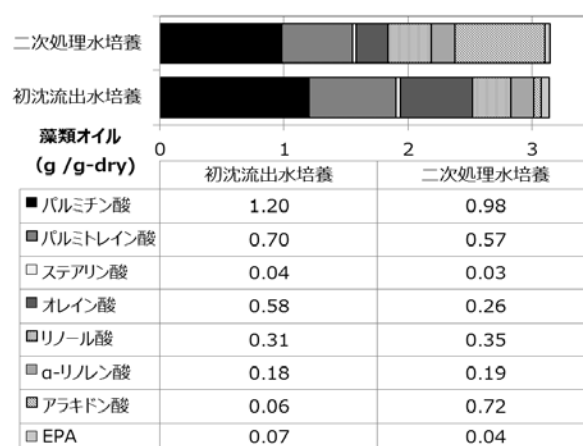


図-5 各藻類培養液中の脂肪酸構成

も SS に付着し、藻類が系内に定着する量が増殖するのではないかと考えたためである。

藻類の培養は、人工気象器内で行った。培養条件は、20℃、光量 60μmol/m/s、培養量は 1L とした。培養方法は、半連続式とし、HRT4 日になるよう、定期的に藻類の引き抜き、基質の投入を行い、10~30 日間培養



を行った。

基質の SS 濃度は、分析値で 30mg/L~1136mg/L の範囲で 8 種類を検証した。基質の種類は、A 下水処理場内の実験施設に設置した 100L 活性汚泥装置における、初沈流出水と余剰汚泥を混合したものを使用した。培養藻類に対して、SS、クロロフィル a を定期的に測定し、経時変化を追った。

結果を図-6 に示す。SS の結果では、投入 SS 濃度が高い方が、SS 濃度が高くなる傾向を示した。しかし、2 週間程度培養を続けると、SS が減少傾向になったり、SS 濃度の増加が見られなくなったりと、投入 SS 濃度の相違の影響が見えにくくなった。本条件での培養における溶液の SS 濃度の上限は、800mg/L 程度であると推定され、それよりも多くなる条件での培養では、SS 濃度は減少傾向になることが示された。投入 SS 濃度 1136mg/L の条件では、培養初日から SS 濃度が減少する傾向を示した。検討した条件の中では、100~200mg/L 程度の投入 SS 濃度であれば、SS を 600mg/L 程度と高く維持できることが示された。クロロフィル a の変化は、投入 SS 濃度 100mg/L 以上で、初期の急激な濃度上昇がみられた。しかし、1 週間以上培養を続けると、減少傾向を示す条件が多かった。以上より、投入 SS 濃度 100~200mg/L で、流入水と余剰汚泥を投入することで、SS を投入しないときと比較して、藻類の増殖量増える可能性が示された。

この要因として、汚泥中に吸着している含まれる微量物質の影響や、汚泥の吸着能の影響など様々な要因が考えられる。また、SS 濃度の上昇により、光の透過度や、細菌の増殖の影響なども考えられる。これらについて、今後も調査して予定である。

## 2. 2. 藻類培養環境の検討

### 2. 2. 1. 攪拌の有無が培養に与える影響

藻類培養においては、活性汚泥と違い、エアレーションを基本的には行わないため、槽内の藻類濃度を均一にするためには、攪拌機での攪拌が必要となる。また、藻類培養濃度が上昇するにつれ、反応槽下部の藻類ま

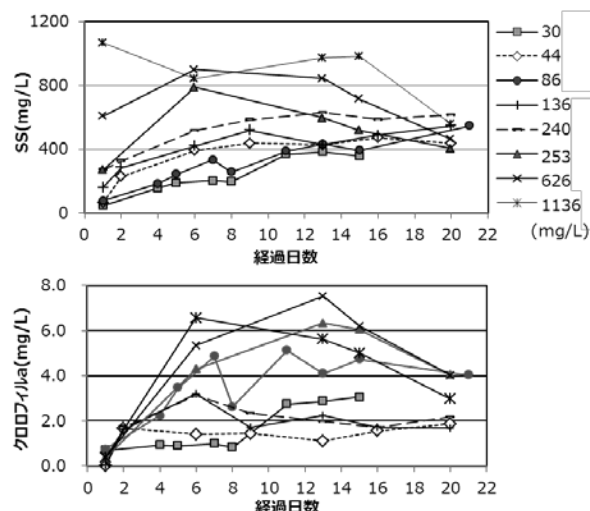


図-6 投入 SS 濃度が異なる藻類培養における SS およびクロロフィル a

で光が透過しにくくなるため、背面からの光の供給を期待しない反応槽においては、藻類培養における攪拌が、藻類への光の供給の意味でも重要である。一方、屋外装置における夜間では、光の供給がないため、攪拌の必要性は低い。夜間の攪拌の必要性がなくなれば、攪拌にかかるコストやエネルギーの消費にもつながる。そこで本研究では、夜間の攪拌の有無による藻類培養量の違いを検証した。

屋外に設置した 20L タンクにおいて、処理水を基質とした藻類培養を行った。HRT は 4 日程度で連続運転を行った。攪拌を 24 時間行う系と、夜間 (18 時~6 時の 12 時間) 停止させる系の 2 系列を同時に運転し、SS、クロロフィル a、窒素除去率、リン除去率を比較した。培養期間は、2016 年 10 月の 1 カ月間とした。結果を図-7 に示す。SS、クロロフィル a とともに、攪拌なしの方が、培養期間中の濃度が高いことが示された。特にクロロフィル a は、2 倍程度の差となった。これは、攪拌を停止することで、藻類が沈殿し、夜間の流出が防げたからであると考えられる。一方、水質を見ると、窒素除去率、リン除去率ともに同程度であり、夜間の攪拌を停止することで、水質が悪化することはないと

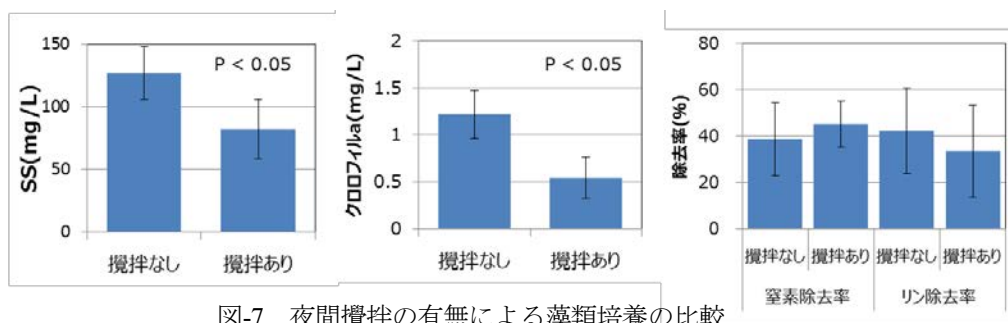


図-7 夜間攪拌の有無による藻類培養の比較



示された。以上の結果より、攪拌を必要とする形状の藻類培養装置においては、光の供給がない夜間の攪拌を停止することで、反応槽内の藻類培養量を高く維持できるとともに、攪拌にかかるエネルギーやコスト削減が見込まれることが示された。

### 3. 下水汚泥と培養藻類・水草の混合物のメタン発酵(嫌気性消化)特性の解明

#### 3. 1. 目的

本研究では、下水を用いて培養した藻類や、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ている。本年度は、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嫌気性消化の実験を行い、特性を把握した。

#### 3. 2. 実験方法

##### 3. 2. 1. 回分式実験

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°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°C)、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-1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°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。

##### 3. 2. 2. 分析方法

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<sub>Cr</sub>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-1 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

#### 3. 3. 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-8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。

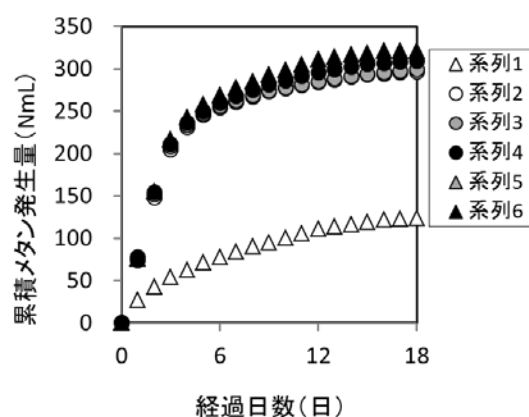


図-8 回分式嫌気性消化実験におけるメタン生成量の経時変化

表-2 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

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-2 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 0.028NL/gVS、濃縮汚泥の場合 0.26NL/gVS、水草の場合、0.035～0.037NL/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<sup>11)</sup>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 0.15NL/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。

#### 4. 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

##### 4. 1. はじめに

2.で述べたように、既往の調査研究の結果、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。下水処理場には、下水処理水以外にも、窒素やリンなどの栄養塩を豊富に含む工程水が存在する。そこで本研究では、これらを対象とした藻類培養技術について検討する。まず、手始めとして、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消化脱離液を対象とした藻類培養技術の開発について検討することとした。新たに開発する技術の概略を図-9 に示す。

消化脱離液は、原液のままでは、藻類培養には高濃度すぎることから、他の工程水を用いて希釈することとし、希釈水には、藻類培養の際に太陽光を遮断する浮遊物質を含まず、また、藻類の基質となる栄養塩が可溶化されて含まれている条件を考慮し、最初沈殿池流出水をさらに嫌気的な条件（部分循環式嫌気性ろ床）で生物処理された処理水を適用することを検討する。また、藻類培養後の培養液に対しては、濃縮工程を適用し、濃縮藻類と上澄水に分離し、濃縮藻類は嫌気性消化工程へ、上澄水は、希釈水を採取した箇所へ返流させる方法を検討する。

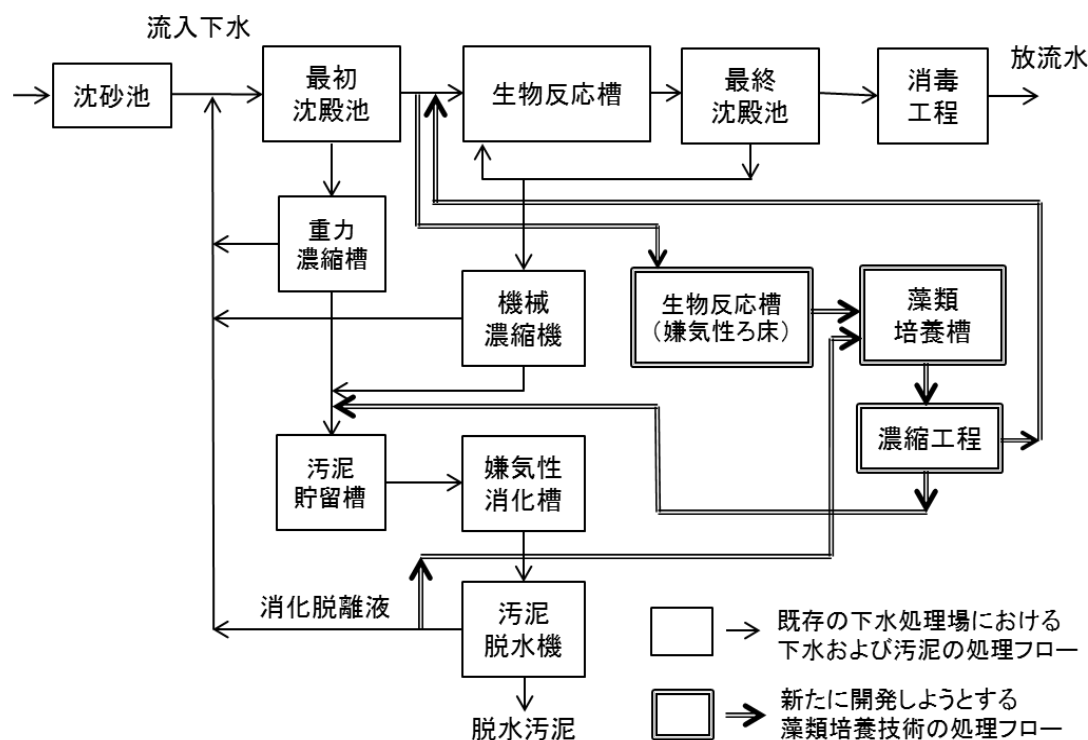


図-9 新たに開発する技術の概略

本年度は、消化脱離液と嫌気性ろ床流出水を用いた藻類培養方法について検討を行った。

#### 4. 2. 方法

##### 4. 2. 1. 藻類培養方法

消化脱離液は、下水処理方式として標準活性汚泥を、汚泥処理方式として中温消化を採用しているB下水処理場の消化汚泥の脱離液を採取し利用した。嫌気性ろ床流出水は、一部合流式を含む分流式のA下水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利用した。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カラム型藻類培養装置を用い、茨城県つくば市の国土技術政策総合研究所温室内にて実施した。藻類培養装置の上部は、温室内の大気に開放する型とした。藻類培養方法は回分式とし、培養開始時に、消化脱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、一定の培養期間(1週間または2週間)を設定し放置した。培養液の攪拌は、常時、小型のエアレーション装置にて行った。消化脱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リン濃度を測定し、混合後に溶解性リン濃度が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、消化脱離液と嫌気性ろ床流出水の混合液に対して、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。

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 $\mu$ mol/m<sup>2</sup>/s)を照射する5Lのビーカー2系列を設置し、消化脱離液、嫌気性ろ床流出水および2.で示した380L屋外レースウェイ培養槽で採取した培養液を投入し、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、温室での実験に使用した。なお、温室での実験は、2017年1月より開始した。

##### 4. 2. 2. 分析方法

培養開始時および培養終了後の培養液、培養期間を2週間に設定した系では、中間時(1週間後)の培養液についても、性状分析を行った。分析項目は、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P、溶解性各態窒素、SSとした。分析は、下水試験方法に従って行い、窒素・リンの濃度測定には、自動比色分析装置(TRAACS2000、BRAN LUEBBE社)を用いた。

#### 4. 3. 結果および考察

2017年1月~3月の間の実験期間中における、2系列(培養期間:1週間、2週間)の培養装置内培養液の水質分析結果を図-10に示す。なお、SSの分析については、実験開始後14日目以降に行った。

消化脱離液中のPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P濃度は50~60mg-P/L、嫌気性ろ床流出水中のPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P濃度は1.7~2.5mg-P/Lの範囲であり、結果として、消化脱離液を嫌気性ろ床流出水で20~25倍に希釈する格好となった。培養水中のPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P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。実験期間中は、日射量が徐々に大きくなっていく時期であったことから、低下の幅は、徐々に大きくなり、培養期間2週間の系列では、培養終了時に、培養液中のPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P濃度は、定量下限値程度にまで低下したが、培養期間1週間の系列では、0.8mg-P/Lまでにしか低下しない状態で推移した。溶解性窒素の形態は、消化脱離液中、嫌気性ろ床流出水中いずれも、大部分がアンモニア性窒素であった。培養液中の溶解性窒素濃度は、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。実験期間中は、リンと同様に、低下の幅は、徐々に大きくなり、培養期間2週間の系列では、培養終了時に、培養水中の濃度は定量下限値程度にまで低下したが、培養期間1週間の系列では、10~20mg-N/Lまでにしか低下しない状態で推移した。培養終了時の培養液中の溶解性窒素の形態は、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素が大部分を占めたが、それらの比率について、明確な傾向はみられなかった。培養液中のSS濃度は、培養前後を比較すると、藻類が増殖した結果、増大した。増大の幅は、実験期間中、徐々に大きくなり、培養期間1週間の系列では、培養終了時に300mg/Lに程度まで、培養期間2週間の系列では、培養終了時に480mg/L程度にまで、増加する状況となった。

今後は、高水温期も含めた年間を通じた検討を行い、日射量や水温、水質等と藻類増殖速度の関係を整理し、最適な培養条件について検討する予定である。また、攪拌方法の改善や、CO<sub>2</sub>添加等についても検討していきたいと考えている。

#### 5. まとめ

本年度、下水処理水を利用した藻類培養の高効率化技術の開発、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、水草と下水汚泥の混合物のメタン発酵(嫌気性消化)の特性解明調査について調査した。以下に、得られた成果を示す。

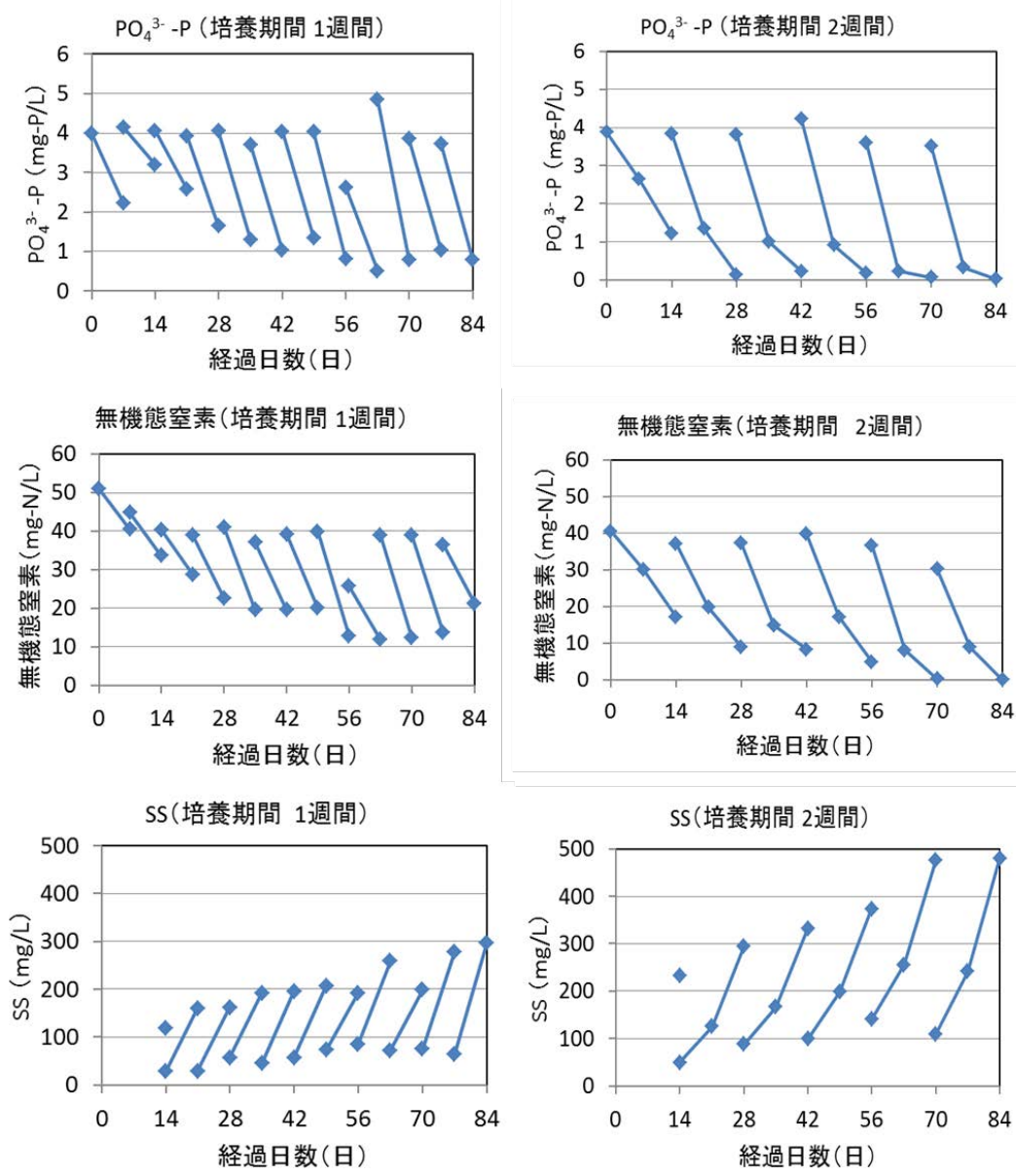


図-10 回分式藻類培養実験における培養液中の水質変化

- 下水処理水を用いた藻類培養において、初沈流出水などの、二次処理水よりも前段の処理水を用いることで、培養量の増加が見込まれることが明らかとなった。
- 藻類培養において、投入基質に 100~200mg/L の SS が存在することで、培養量の増加が見込まれることが明らかになった。
- 攪拌を必要とする藻類培養において、光の供給が見込まれない時間帯に、攪拌を停止することで、藻類回収量の増加が見込まれることが示された。
- 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、0.035~0.037NL/gVS であり、昨年度実施した同様の実験の結果 (0.15NL/gVS) に比べて小さく、大きな変動幅があることがわかった。
- 下水処理場における工程水を対象とした藻類培養技術の開発を行うことを目的として、消化脱離液を嫌気性ろ床処理水で希釈した溶液を用いて、温室内のカラム型藻類培養装置にて回分式藻類培養を実施した。
- 培養期間を 2 週間に設定した場合、投入液中の溶解性リン・窒素をほぼ全量、藻類等の懸濁態物質に変換することが可能であった。

## 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. Woiciehowski, 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、p.26-51,2017
- 8) 日本水道協会：上水試験方法、2001
- 9) 稲田勝美：人工光と植物の生育。「光と植物生育-光選択利用の基礎と応用-」、養賢堂、東京、1984
- 10) 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
- 11) 国立研究開発法人土木研究所：平成 27 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 4347 号、2017.

## 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、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できる可能性が示唆された。刈草の汚泥脱水助剤としての活用に関して、実験室レベルでの検証を行った結果、10 mm程度に裁断した刈草を汚泥 TS に対して 10%程度混合することにより、脱水後の汚泥の含水率の低減化が見込まれる可能性が示唆された。また、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（どんぐり）に注目し、堅果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、刈草（葉や茎）を投入基質とした場合に比べて大きく、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。

キーワード：バイオマス、剪定枝、刈草、脱水助剤、混合嫌気性消化、堅果

#### 1. はじめに

下水道整備の進展にともない、平成 25 年度末時点で下水道人口普及率は約 77.0%、管路延長は約 46 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<sup>1)</sup>。循環型社会形成推進基本計画（平成 25 年 5 月、閣議決定）<sup>2)</sup>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）<sup>3)</sup>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、エネルギーを比較的多く消費する施設であり、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. 木質バイオマスを下水汚泥焼却炉で活用する技術

##### 2.1 河川・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、2011 年度末時点で、高木 675 万本、中低木 14,016 万本が存在し<sup>4)</sup>、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<sup>5)</sup>。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<sup>6)</sup>。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<sup>7)</sup>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。

##### 2.2 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・km<sup>2</sup>)であった。

##### 2.3 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

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 <sup>2</sup> ) <sup>13)</sup>	計算された1日・ 1km <sup>2</sup> あたりの発生 量(kg/(日・km <sup>2</sup> ))
八王子市 <sup>8)</sup>	街路樹、公園緑化木(推計)	3,644	186	54
町田市 <sup>9)</sup>	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 <sup>10)</sup>	家庭及び街路樹、公園緑化木	33,962	1558	60
堺市 <sup>11)</sup>	環境系剪定枝	3,470	150	63
東京都区部 <sup>12)</sup>	緑被地全般(推計)	13,620	627	60

表-2 剪定枝の性状の測定例<sup>14)</sup>

	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

所等で採取した草本類の組成を調査した<sup>14)</sup>。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. 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」<sup>15)</sup>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<sup>16)</sup>。

平成26年度下水道統計<sup>17)</sup>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<sup>18),19)</sup>に換算して計算した。

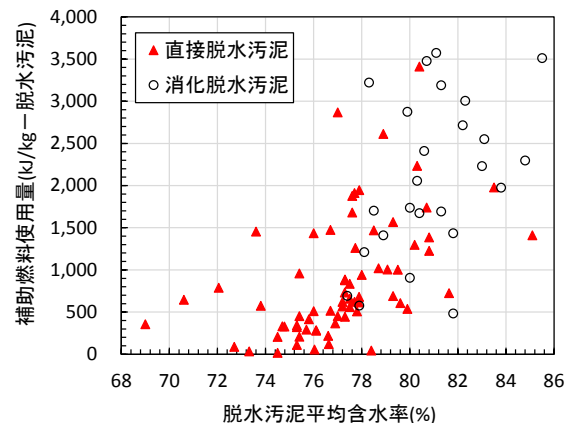


図-1 直接脱水汚泥と消化脱水汚泥の含水率と脱水汚泥量あたりの補助燃料使用量の関係

## 2. 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. 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、使用量削減が期待される。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(広葉樹のチップやパーク)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<sup>20),21)</sup>。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・km<sup>2</sup>)、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<sup>14)</sup>を参考に設定した。化石燃料代替効率は、文献<sup>22)</sup>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。

$$\text{投入剪定枝熱量(MJ/日)} = \text{乾燥剪定枝投入量(kg-wet/日)} \times \text{剪定枝低位発熱量(MJ/kg-wet)}$$

$$\text{乾燥剪定枝投入量(kg-wet/日)} = \text{剪定枝受入量}$$

$$\text{(kg-wet/日)} \times \{1 - \text{収集剪定枝水分含量(kg-H}_2\text{O/kg-wet)}\} / \{1 - \text{乾燥剪定枝水分含量(kg-H}_2\text{O/kg-wet)}\}$$

低位発熱量は、文献<sup>23)</sup>を元に以下の式で計算した。

$$\text{低位発熱量(MJ/kg-wet)} = \text{高位発熱量(MJ/kg-wet)} - 2.44 \times \{9 \times \text{水素含量(kg-H/kg-dry)} \times (1 - \text{水分含量(kg-H}_2\text{O/kg-wet)}) + \text{水分含量(kg-H}_2\text{O/kg-wet)}\}$$

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

化石燃料削減量は以下の式で求めた。

$$\text{化石燃料削減量(MJ/日)} = \text{剪定枝投入熱量(MJ/日)} \times \text{化石燃料代替効率(\%)} / 100$$

システム導入後の化石燃料使用量は、以下の式で求めた。

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

## 2. 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

### 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、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、実験室レベルで検証を行った。

#### 3. 1. 材料

用いた汚泥の種類、性状を表4に示す。標準活性汚泥法の汚泥として、A処理場の混合汚泥（以下、標準）、消化汚泥としてA処理場の消化汚泥（以下、消化）、オキシデーションディッチ法（OD法）の汚泥として、B、C処理場の濃縮汚泥（以下、OD1、OD2）を用いた。標準の汚泥は、初沈汚泥の濃縮汚泥と余剰汚泥の濃縮汚泥を、重量比で1対1に混合したものを用いた。A処理場は、消化工程があり、標準活性汚泥法の脱水前の濃縮汚泥が存在しないため、自作した濃縮汚泥を用いた。B、C処理場の汚泥は、濃縮方法が異なるため、汚泥濃度が2.5倍程度異なっている。

標準法の汚泥は、初沈汚泥中に含まれる繊維質によって比較的脱水しやすい汚泥である。消化汚泥は、通常固形物濃度が低く、難脱水性を示すという特徴がある。OD法を採用している処理場は、処理区域が小さく、分流式の排除方式の場合が多いことから、発生汚泥の有機分は70~85%となっており、難濃縮性、難脱水性を示すことが多い<sup>24)</sup>という特徴がある。季節変動による汚泥の性状の相違を考慮し、10月

(秋季)と1月(冬季)の2回採取した。

刈草は、土木研究所敷地内に生息しているイネ科植物を用いた。河川での除草は、多くの地域で5月~7月頃と8月~10月頃の年2回行われており、今回の実験では、10月に収集した刈草を用いた。刈った後、通常の河川での除草と同様、2~3日放置し、その後、刈草の長さが10mm程度になるように、ハサミで裁断した<sup>25)</sup>。刈草の全固形物濃度（Total Solids：TS）は85~87%、有機物濃度（Volatile Solids：VS）は92%程度であり、刈草のTSは、過去の知見<sup>26)</sup>と同程度であった。凝集剤は、カチオン系高分子凝集剤（カチオン度：強、分子量：3百万、溶解液粘度（25度、30rpm、0.5%）：1400）を用いた。

#### 3. 2. 脱水試験方法

凝集剤添加率は、実下水処理場での添加率を考慮して、汚泥のTSに対して、なし、0.5%、1.0%、2.0%とした。刈草混合率は、汚泥TSに対して、0%、10%、30%、50%とした。刈草は、凝集剤と同時に混合した。攪拌にはJarテストを用い、急速攪拌（120rpm）、1分、緩速攪拌（30rpm）、5分で脱水した。脱水試験は、脱水セル法遠沈管試験を参考に実施した<sup>26)</sup>。50ml容の100メッシュのろ過筒に刈草混合凝集汚泥を投入し、遠心分離機で3,000rpm、20分間の遠心分離を行った。ろ過筒に残った汚泥を脱水汚泥とみなし、下水試験方法<sup>27)</sup>に従って、TSを測定し、含水率を算出した。

刈草は、汚泥よりもTSが高いため、混合するとTSが増加し、見かけ上の含水率は減少する。刈草の混合が、汚泥中の水分量減少に寄与したか否かを確認するため、刈草混合脱水ケーキのTSと水分量から、刈草のみのTSと水分量を差し引くことで、脱

表-4 実験に用いた汚泥の種類、性状

表記	標準*1		消化	OD1	OD2	
	A処理場					B処理場
汚泥の種類	初沈汚泥	標準活性汚泥法の余剰汚泥	消化汚泥	OD法汚泥	OD法汚泥	
濃縮方法	重力	遠心	—	重力	遠心	
TS(%)*2	秋季*3	2.50	2.95	1.03	1.23	2.98
	冬季*3	3.10	3.2	1.13	1.18	2.98
脱水方法	—		遠心	スクリュープレス	ベルトプレス ロータリープレス	
凝集剤添加率(%)*2	秋季	—		1.63	1.36	1.77
	冬季	—		1.47	1.47	1.91
脱水ケーキ含水率(%)*2	秋季	—		77.9	83.0	83.3
	冬季	—		78.9	83.1	83.8

\*1初沈汚泥と余剰汚泥を、重量比1対1混合で作製

\*2標準、消化のTS、凝集剤添加率、脱水ケーキ含水率は、H27年度の月報、OD1、OD2は、H28年度の日報を参照

\*3秋季は、9月~11月、冬季は、12月~2月(OD1、OD2は、12月~1月)の平均値

水ケーキのみの含水率を試算した。

### 3. 3. 実験結果および考察

秋季の TS の実測値は、標準は 2.85 %、消化は 1.33 %、OD1 は 1.05 %、OD2 は 3.33 %、冬季における TS の実測値は、順番に 3.20 %、1.42 %、0.93 %、2.54 % であった。表—1 の実績値と比較して、ほぼ同程度の値で測定できていると考えられる。各汚泥における、秋季、冬季の刈草混合脱水ケーキの含水率、および刈草の TS と水分量を除いた脱水ケーキのみの含水率の結果を図-2 に示す。凝集剤 2 %、刈草混合 0 % での各汚泥の含水率を、実処理場における現状の脱水ケーキの含水率とみなし、表 4 での脱水ケーキの含水率の実績値と比較した。秋季における、脱水ケーキの含水率の測定値は、標準は 87.3 %、消化は 86.5 %、OD1 は 90.3 %、OD2 は 88.3 % であり、冬季における測定値は、それぞれ順番に 86.0 %、

90.0 %、89.8 %、90.0 % であった。どの汚泥においても、脱水ケーキの含水率は、実績値よりも測定値の方が高かった。実験室レベルでの 50 ml 程度の少量の脱水試験であるため、脱水効果が見えにくく、含水率が上がった可能性が考えられる。本実験においては、効果の過小評価になっていることが懸念されるが、刈草混合率の変化による含水率の変化の傾向としては、評価可能であるという前提のもと議論することとする。

図-2 より、凝集剤なしの時の刈草混合脱水ケーキ、脱水ケーキのみの含水率は、どの汚泥でも刈草混合率にほぼ比例して低下する傾向を示し、刈草が脱水性を向上させることは示されたと考えられる。刈草混合による脱水性向上の原理は、繊維質等を脱水助剤とした場合<sup>28)</sup>と同様、汚泥中の空隙確保による、汚泥中の水分の抜けが良好に行われるためであると

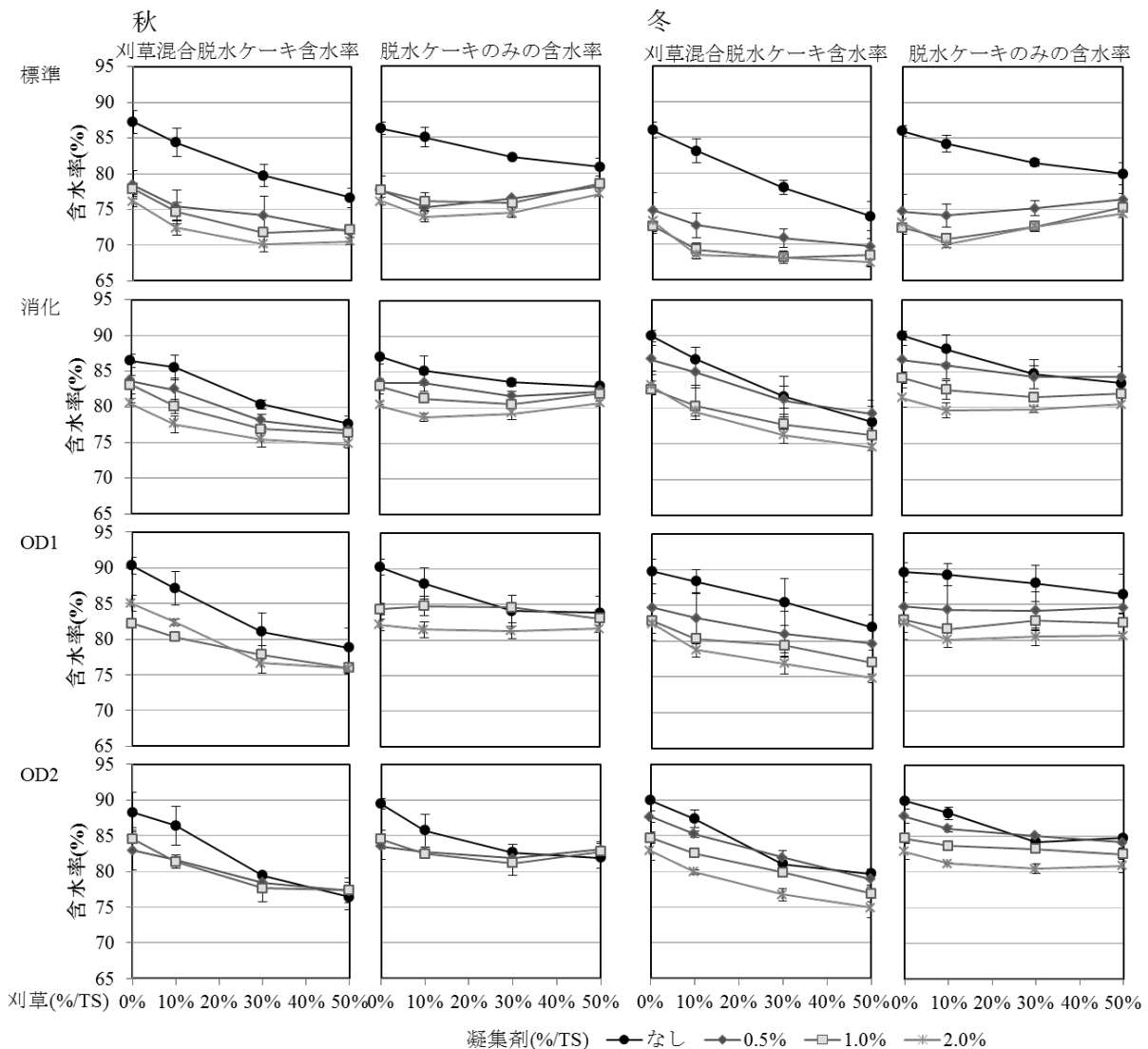


図-2 刈草混合脱水ケーキの含水率と脱水ケーキのみの含水率 (秋季, 冬季)

考えられる。

凝集剤を添加した時の標準では、秋季の脱水ケーキは含水率70%で低減化が頭打ちになっており、凝集剤1%以上、刈草混合30%以上では、効果が変わらない結果となった。冬季の脱水ケーキでは、凝集剤1%以上、刈草混合10%以上で含水率が68%となり、秋季と同様の脱水傾向を示した。脱水ケーキのみの含水率として見ると、秋季、冬季とも凝集剤0.5%以上、刈草混合10%で含水率の低減化が最も良いことが示された。刈草混合10%以上で、含水率が上昇していくのは、刈草混合による脱水効果がみられないことにより、刈草混合率が上昇するほど、脱水ケーキのみの含水率が計算上、上昇するためと考えられる。消化では、脱水ケーキのみの含水率をみると、秋季、冬季とも凝集剤0.5%、1.0%では、刈草30%混合まで含水率の低減化がみられ、凝集剤2.0%では、刈草10%までが効果がある結果となった。OD1においては、冬季において、凝集剤2%のときに、刈草混合0%と比較して、刈草混合10%以上の時に、2.5%程度の低減効果がみられた。OD2では、凝集剤を添加した場合、秋季において、刈草混合50%では、脱水ケーキのみの含水率が上昇した。また、冬季においては、刈草混合50%では、30%と比較して脱水ケーキのみの含水率は変わらなかった。よって、刈草混合30%以下において、含水率の低減効果がみられることが示唆された。

秋季、冬季の季節で比較すると、冬季の方が刈草混合による含水率の低減効果が見えやすい傾向が示された。冬季の汚泥の方が秋季の汚泥よりも有機物含有率が高く、難脱水性を示す傾向があるため、このような結果になった可能性が考えられる。

#### 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<sup>29)30)</sup>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<sup>31)32)</sup>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、草の葉や茎のみならず草の種子や、樹木の堅果(どんぐり)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。

本研究では、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。

##### 4.1. 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、茨城県霞ケ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、茨城県霞ケ浦浄化センターで、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-5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。

##### 4.2. 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<sub>Cr</sub>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

表-5 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

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. 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-3 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、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-6 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、 $213.3/0.670=318\text{NmL/gVS}$  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 ( $0.36\text{NL/gVS}$ ) 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<sup>3)</sup>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 ( $0.118\text{NL/gVS}$ ) 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

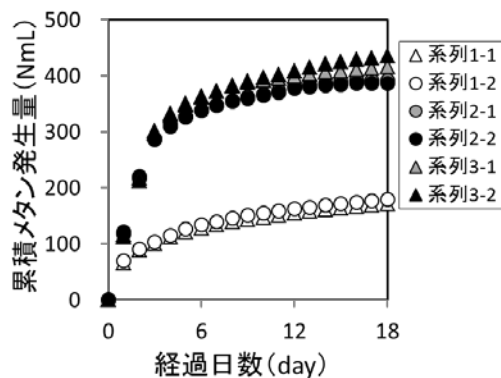


図-3 回分式嫌気性消化実験におけるメタン発生量の経時的変化

表-6 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				

下水汚泥のメタン転換率 ( $0.36\text{NL/gVS}$ ) には及ばないものの、既往の調査研究結果<sup>3)</sup>で示されている畜産廃棄物 (牛糞尿  $0.29\text{NL/gVS}$ 、豚糞尿  $0.30\text{NL/gVS}$ ) や食品廃棄物 (じゃがいも  $0.30\text{NL/gVS}$ )、木質廃棄物 (爆砕コナラチップ  $0.21\sim 0.28\text{NL/gVS}$ ) 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。

#### 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. 地方自治体における剪定枝の発生量は、一般的に約  $60\text{ kg}/(\text{日}\cdot\text{km}^2)$ が見込まれると考えられた。

2. 直接脱水汚泥と消化脱水汚泥の平均含水率はそれぞれ、76.9%、80.3%であり、流動焼却炉における補助燃料使用量は、それぞれ、脱水汚泥 1kg あたり 593kJ、1,485kJ であった。
  3. 簡易的な試算から、剪定枝 5,000kg-wet/日を収集して、乾燥により含水率を 50%から 20%へ削減して、下水汚泥焼却炉で補助燃料として活用することで、化石燃料削減量が、21.4～42.8GJ/日削減される可能性が示唆された。ただし、破碎や乾燥の動力は、試算には含まれていない。
  4. 標準活性汚泥法の濃縮汚泥、消化汚泥、OD 法の濃縮汚泥において、刈草混合により脱水ケーキの含水率が低減することが示された。汚泥の TS に対して、10 %程度までの刈草混合では、どのような性状の汚泥でも、汚泥中の含水率が低減する可能性が高いことが示唆された。
  5. 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 0.27NL/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（0.12NL/gVS）に比べて大きかった。
  6. 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。
- 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、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\\_cenar.files/2015senteisi.pdf](https://www.city.machida.tokyo.jp/kurashi/kankyo/gomi/shiryu/shisetu/new_senteisi_sigenka_cenar.files/2015senteisi.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/kankyogomi\\_recy/haikibutsu\\_jisshi/index.files/H28jishi-keikaku.pdf](https://www.city.sakai.lg.jp/shisei/gyosei/shishin/kankyogomi_recy/haikibutsu_jisshi/index.files/H28jishi-keikaku.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/KOKUJYOHOMENCHO201610-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、<https://www.pwri.go.jp/team/recycling/pwri4095a.pdf>（参照：2017.4.3）
  - 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、[http://www.j-ver.go.jp/document/jver\\_default\\_list.pdf](http://www.j-ver.go.jp/document/jver_default_list.pdf)（参照：2017.4.3）
  - 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

## 参考文献

- 1) 公益社団法人日本下水道協会：平成 26 年度下水道白書 p.48、2015
- 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](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](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

- 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、  
<http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryoutnn/tnn0803pdf/ks0803.pdf>（参照：2017.4.4）
- 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) 公益社団法人日本下水道協会：下水道維持管理指針実務編-2014 年度版、2014
- 25) 南山 瑞彦、岡安 祐司、桜井 健介：平成 27 年度下水道関係年報、土木研究所資料第 4347 号、p.16-25、2017
- 26) 平松達生 武川幸一：脱水セル法遠沈管試験による遠心脱水機のケーキ含水率推定、第 31 回下水道研究発表会講演集、Vol.48、p.604-606、1994
- 27) 公益社団法人日本下水道協会：下水試験方法 上巻、2012
- 28) 碓井 次郎、細川 恒：下水汚泥由来繊維利活用システムについて、第 53 回下水道研究発表会講演集、Vol.53、p.1076-1078、公益社団法人日本下水道協会、2016
- 29) 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.
- 30) 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.
- 31) 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.
- 32) 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.
- 33) 岡安祐司：嫌気性消化を評価する有機物指標について、再生と利用、No. 153、pp.46-47、2016.