

博士論文

磁気フェライト・モーションコントロールを用いた
余剰活性汚泥の可溶化技術に関する研究

秋田大学 工学資源学研究科

遠藤 雅也

2018 年 9 月

<目次>

第1章 序論	1
1.1 研究背景	1
1.1.1 活性汚泥法	1
1.1.2 余剰活性汚泥	4
1.1.3 余剰活性汚泥の可溶化技術	6
1.2 研究目的	7
1.3 本論構成	8
1.4 参考文献	9
第2章 余剰活性汚泥減量化のための可溶化技術	12
2.1. 既存の可溶化技術	12
2.1.1. 化学的处理法	12
2.1.2. 生物学的処理法	13
2.1.3. 物理学的処理法	13
2.2. 磁気フェライト・モーションコントロール	15
2.2.1. 装置構成	15
2.2.2. 動作原理と特徴	16
2.3. 評価指標	17
2.3.1. MLSS	17
2.3.2. COD と COD 除去率	19
2.3.3. SV30 と SVI	21
2.3.4. タンパク質濃度と核酸濃度	22
2.4. 参考文献	23
第3章 減量化の為の余剰活性汚泥可溶化実験	25
3.1. 電磁石によるフェライト粒子吸引の基本概念	25
3.1.1. 電磁石による吸引力 F	27
3.2. 臨界電流値	28
3.2.1. 理論式による導出	28
3.2.2. 実験による導出	30
3.2.3. 比較考察	31
3.3. 処理可能汚泥量の向上	32
3.3.1. 金属有無による磁束密度への影響	34
3.3.2. 金属有無による可溶化率への影響	39
3.4. ラボスケール・プラントに対する連続可溶化実験	41
3.4.1. ラボスケール・プラント構築	41
3.4.2. 連続可溶化実験	47
3.5. 第3章の総括	52
3.6. 参考文献	53

第 4 章 バイオ資源化のための余剰活性汚泥可溶化	54
4.1. 余剰活性汚泥のバイオ資源化	54
4.1.1. 既存装置を用いたタンパク質可溶化実験	54
4.2. 温度を考慮した処理装置の開発	56
4.2.1. 小型電磁石を用いた新たな処理装置	56
4.2.2. 小型電磁石 1 台での処理の検討	58
4.2.3. 処理容器選別の為の小型電磁石の性能評価	59
4.3. 室温下における可溶化性能検討	69
4.3.1. フェライト粒子量検討	69
4.3.2. 処理時間-タンパク質濃度の相関性	70
4.4. 低温下における可溶化性能検討	74
4.4.1. 室温-低温下における可溶化効果の比較検討	77
4.5. 第 4 章の総括	81
4.6. 参考文献	83
第 5 章 結論	84
5.1. 本研究の成果	84
5.2. 今後の課題	86
謝辞	87
研究業績	89

第 1 章 序論

1.1 研究背景

水は、我々人間が日々の日常生活を営む上で欠かせない存在である。飲料としての必要性は勿論の事、炊事や洗濯などの家庭生活や、人が豊かな暮らしを送る為の産業活動においても多量の水が消費されている。消費された水達は最終的に河川へと放流されているが、消費された水を無為に河川へと排出し続けると、河川の汚染を引き起こし、水質の悪化を招く^[1]。水質悪化した汚染水はとても人々の使用に耐えうるようなものではなく、1897 年の足尾銅山鉍毒事件^[2]や 1953 年の水俣病^[3]などのような、産業活動の結果として発生する工業排水が水質汚染を引き起こし、人体へ悪影響を及ぼしたような例も過去には存在した。地球には多分な水が存在しており、多少汚染したところで問題はないように思われるかもしれないが、その実情は全く異なる。上述した公害問題は勿論、地球上に存在する水のうち約 9 割は海水で、人間が使える水は全体の 0.8%程度に過ぎないとされているからだ^[4]。そのたった 0.8%の水を全人類が不可逆的に消費し続ければ、いずれ枯渇するのは明白である。このような背景から、日本においてはより良い環境基準へ適応する為に水質汚濁防止法の改正が幾度となく繰り返されてきた他、2014 年には水が健全に循環するための水環境基本法が施行されたなど、とりわけ水質に対する意識は年々高まりつつあるのが現状である^[1,5,6]。

現在、生活排水や産業排水はそのまま河川へ放流するのではなく、国が定める基準までその水質を改善・浄化する必要がある。その浄化する手法として一般的に用いられているのが、活性汚泥法と呼ばれる手法である。活性汚泥法は長い歴史を有する水処理技術であり、水処理性能が高く、運転管理費が安価であるため、日本だけでなく世界的にも一般的な水処理手法である^[7]。本章ではこの活性汚泥法の歴史やメカニズム、そして抱えている問題について述べると共に、そのような背景を踏まえた上での本研究の目指す所について説明する。

1.1.1 活性汚泥法

活性汚泥 (Activated Sludge)とは活性な微生物群の総称であり、これら微生物群によって排水中に含まれる汚れ (有機物)を酸化分解し、排水を浄化するのが活性汚泥法である^[8]。活性汚泥法の歴史は 1914 年に始まり、その基礎は Arden, Lockett et al によって考案された^[9,10]。1914 年当時から現在に至るまで数多くの研究開発がなされてきた結果、活性汚泥法は世界中においてもっとも普及している排水処理技術となり、熱帯から極地方など気候環境を問わず採用されている^[9]。活性汚泥法は別称浮遊生物法とも呼ばれ、それに対して生物学的処理法と称される固着生物法も存在する。これらのメリットとデメリットについて、以下に記す^[9,10]。

- ・浮遊生物法：浄化能力と制御性に優れるが、高い維持管理技術を必要とする。
- ・固着生物法：維持管理が容易、環境変化に対する安定性が高い一方、制御性が劣る。

固着生物法は生物膜法とも呼ばれ、その手法として接触ばっ気法や回転円盤法、散水汙床法などが挙げられる^[10]。浮遊生物法である活性汚泥法と並び、状況・用途に応じてこれらは使い分けられており、浮遊生物法は都市排水などを扱う大型処理施設、固着生物法は水質や水量のバラつきが多種多様である小規模な処理施設において扱われることが多い^[10,11]。またこれら浮遊生物法と固着生物法を併用する処理法もある^[9,12-14]が、本論においては都市下水処理施設において広く一般的に用いられている活性汚泥法について述べる。なお補足として、好気性ではなく嫌気性の微生物群を用いて排水を処理する手法もあり、こちらは後述する余剰活性汚泥と呼ばれる産業廃棄物の発生量が少ない、運転管理費が更に安価になる等のメリットがあるが、処理効率が悪く、処理後の水質は好気性によるそれと比べると決して良好とはいえない^[15]。さらに悪臭も発生するため、好気性生物処理以上に処理環境への配慮をする必要があり、近隣からの反感を受けやすい^[16]。こうした背景からか、現在多くの下水処理場では嫌気性ではなく好気性生物処理が利用されている。

まず、活性汚泥法の概略図を図 1.1 に示す。基本的に、活性汚泥法を適用しているプラントは反応槽、沈殿槽、そして返送ラインで構成されている^[7,9,17]。各槽がどのような形状・外観をしているかの一例として、各槽の写真を図 1.2 に示す。尚、これらの写真を撮るにあたり秋田県秋田市八橋本町に位置する八橋下水道終末処理場に訪問させていただいた。活性汚泥と呼ばれる好気性微生物群は図 1.2(a)に示すような反応槽中に多く存在しており、彼らが排水中の有機物を餌として消化、すなわち酸化分解する事により排水を浄化する。同時にこの時、活性汚泥中の微生物群は酸化分解により得たエネルギーによって増殖する。この一連の流れは式(1)に示すような化学式で表せる^[10]。

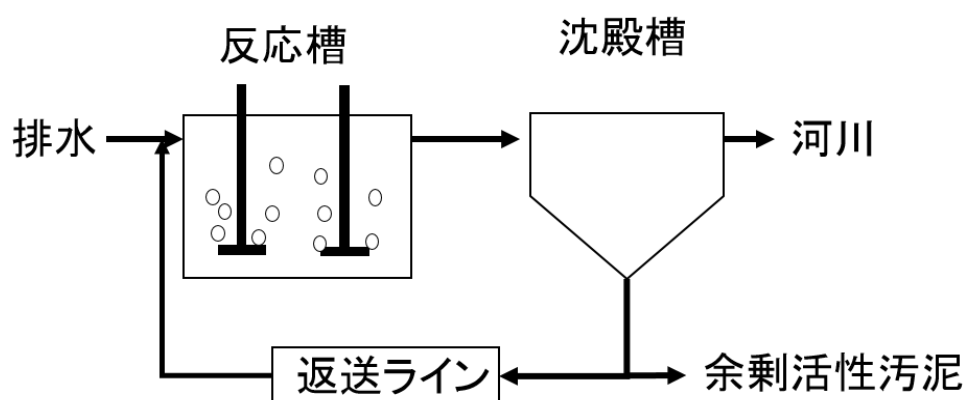
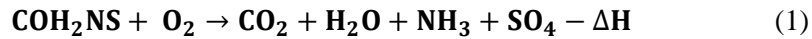
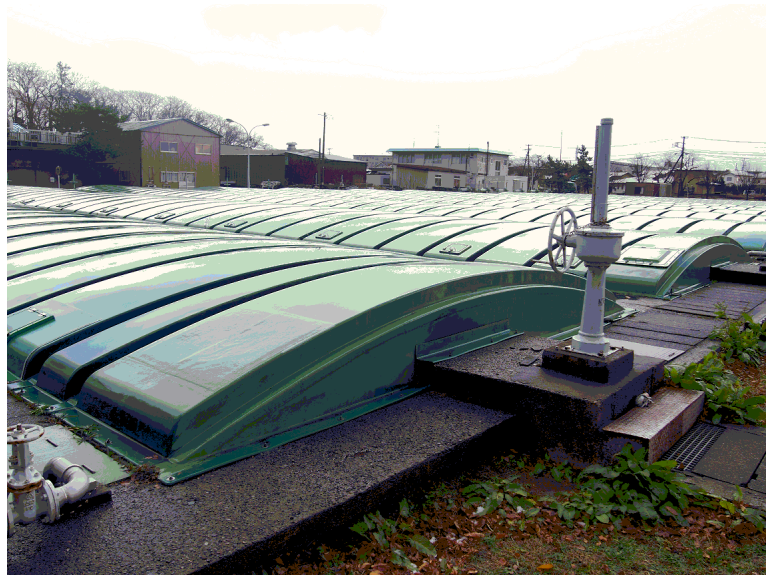


図 1.1 活性汚泥法概略図^[7,9,17]



酸化分解によって浄化された排水は活性汚泥と交じり合い懸濁液となり、図 1.2 (b) に示すような沈殿槽へと流入する。沈殿槽においては沈降分離によって懸濁液を排水と活性汚泥とに分離する。その後、排水は塩素などで軽く消毒された後に河川へと放流される。一方で汚泥に関しては、沈殿槽から図 1.2 (c) に示す返送ラインを通り反応槽へと返送される。ただし、排水の浄化過程において増殖し新たに発生した分の活性汚泥に関しては、余剰活性汚泥として系外へと排出される。これはプラントの運転において反応槽中の活性汚泥濃度を一定に保つ必要があるためであり、このような維持管理は活性汚泥法による排水処理を行う上で非常に重要である^[7-14]。これを怠れば、バルキングや発泡・スカム生成、汚泥の腐敗などが起き、排水処理への悪影響を及ぼすことが知られている^[18-21]。こうした問題の回避の為に、余剰活性汚泥の処理など活性汚泥処理プロセスの適切な管理が必要不可欠である。



(a) 反応槽の外観



(b) 沈殿槽



(c) 返送ライン

図 1.2 秋田県八橋下水道終末処理場のプラント

1.1.2 余剰活性汚泥

<a> 概要

活性汚泥による排水の浄化能力は高く、例えば水中に溶存している有機物(汚れ)量 180 mg/L の排水を、20 mg/L 以下にまで有機物を減らし浄化する事が可能である^[22]。このように排水処理において高い能力を発揮する活性汚泥法だが、当然欠点もある。それは、活性汚泥が排水の処理によって増殖し発生する新たな活性汚泥、つまり前述した余剰活性汚泥の存在である。活性汚泥法による生活排水の処理の結果として発生する余剰活性汚泥は、水を多量に含んだ有機物質の塊であり、放置すると腐敗し環境汚染の原因となる^[15]。そのため余剰活性汚泥は産業廃棄物として、濃縮や脱水、乾燥、焼却などによる汚泥処理がなされている^[17]。このようにして無害化・資源化をなされた後は埋め立てやコンポスト化、溶融スラグとして再利用されている^[17,23,24]。この余剰活性汚泥の処理に掛かるコストが大きく、活性汚泥処理の維持費用において、余剰活性汚泥由来の費用は全体の約 75% を占めている^[7]。こうした影響は日本における全産業廃棄物の廃棄コストにも現れており、平成 27 年度に環境省より発表された産業廃棄物の排出・処理状況に関する報道資料によると、汚泥由来の産業廃棄物の廃棄コストは図 1.3 に示すように全体の約 4 割を占めている^[25]。

活性汚泥法は国外でも用いられている事を 1.1 にて前述したが、当然このような問題は国外においても日本同様に発生している。例えば、ヨーロッパ全体では約 20 億

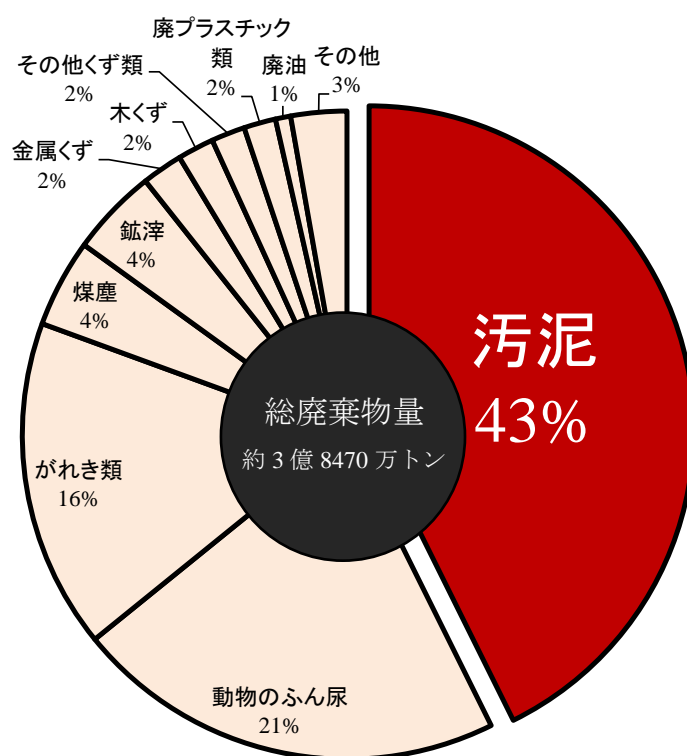


図 1.3 各産業廃棄物が占める廃棄コストの割合^[25]

トン、人口の多さが世界有数である中国では約 40 億トン，世界経済を牽引している先進国アメリカにおいては約 80 億トンもの余剰活性汚泥が毎年発生している^[26]。このように余剰活性汚泥が社会に与える影響が大きいため，この減量化に向けて現在種々の研究が進められている。

 発生メカニズム

前述した通り，活性汚泥が排水を処理すると，活性汚泥中の微生物群が増殖し余剰活性汚泥が発生する。この現象をよりミクロな視点で見ると，微生物が排水中に含まれている有機物を摂取しエネルギーとして取り込んだ結果，排水から汚れである有機物が除去され，その一方で取り込まれたエネルギーによって汚泥中の微生物群が成長・増殖する異化作用・同化作用が起きているとされている^[10,27]。ここで活性汚泥中の微生物群が取り込んだ有機物量を S_r [mg/L]，活性汚泥量を X [kg]としたとき，余剰活性汚泥の発生量 ΔX は以下の式で表すことが可能である^[28]。

$$\Delta X = aS_r - bX \quad (a \gg b) \quad (2)$$

ここで， a は除去有機物-汚泥転換率， b は自己酸化(自己分解)率を意味している。いずれも単位はなく，無次元である。 a および b の詳細については表 1.1 を参考にさせていただきたい^[28,29]。通常， a は b に比べて非常に大きい値を取るため，余剰活性汚泥発生量を示す ΔX は増加し続ける。ここで(2)式より余剰活性汚泥が発生しない条件を考える，仮に ΔX をゼロとする場合，(3)式ようになる。

$$aS_r = bX \quad (3)$$

(3)式において， a が b より同等か十分小さくなれば ΔX はゼロとなり余剰活性汚泥は発生しなくなる。ただし a は生物固有の数値であり，これを変えらるれば微生物に対する遺伝子操作が必要不可欠である^[29]。しかし活性汚泥に含まれている微生物は多岐に渡り，細菌や真菌，藻類，原生動物など多くの微生物が存在している^[10,30-32]。これらに対して遺伝子操作を行うのは非現実的であるため，現在は減量化の為の手法として，遺伝子操作ではなく余剰活性汚泥の可溶化により全体量を減らす研究が進められている。

表 1.1 除去有機物-汚泥転換率と自己酸化率^[28,29]

除去有機物-汚泥転換率	活性汚泥中の微生物群がエネルギーとして排水中の有機物を取り込み，増殖する微生物量の割合
自己酸化(自己分解)率	活性汚泥中の微生物群は，時に遺骸となった他の微生物を排水の有機物と同様に取り込み，自身のエネルギーとして吸収する。このように活性汚泥が他の活性汚泥によって消化され減少する割合

1.1.3 余剰活性汚泥の可溶化技術

1.1.2 において、余剰活性汚泥は埋め立てやコンポスト化などによって処理されている事を説明した。しかしそれらの処理をおこなう最終処分場の不足や、浸出水の社会的問題により、現在は余剰活性汚泥そのものの減量化が求められている^[17]。そのため手法として現在多くの研究が進められているのが、余剰活性汚泥の可溶化である。これは余剰活性汚泥を可溶化（基質化）し、排水中の有機物と同様に生物学的処理によって酸化分解しこれを減らすというものである。余剰活性汚泥を可溶化する手法として、超音波法^[33-35]、オゾン法^[36-39]、好熱細菌法^[40,41]、水熱酸化法^[42,43]などが現在考案されており、各手法については第2章においてより詳細に述べる。これらの手法を用いて余剰活性汚泥を可溶化し生物学的処理による分解をおこなうと、余剰活性汚泥は減少するが、排水中の有機物を酸化分解した場合と同様に新たに活性汚泥が増殖する。このとき、可溶化した汚泥を酸化分解した際に発生する余剰活性汚泥を $\Delta X'$ とした時、 $\Delta X'$ に関する式は数式(2)から以下のように変化する^[28]。

$$\Delta X' = aSr - bX - W + hW \quad (a \gg b) \quad (4)$$

式中の W は可溶化する汚泥量 [kg]、 h は可溶化した汚泥を酸化分解し新たな活性汚泥が発生する割合を示している。式(4)より、可溶化汚泥を酸化分解した際に余剰活性汚泥 $\Delta X'$ をゼロとするための可溶化汚泥量 W は以下のように求まる。

$$W = \frac{\Delta X}{1-h} \quad (5)$$

つまり式(5)より、余剰活性汚泥の発生量 ΔX の $1/(1-h)$ 倍の活性汚泥を可溶化できれば、余剰活性汚泥の発生を抑える事が可能である^[28]。

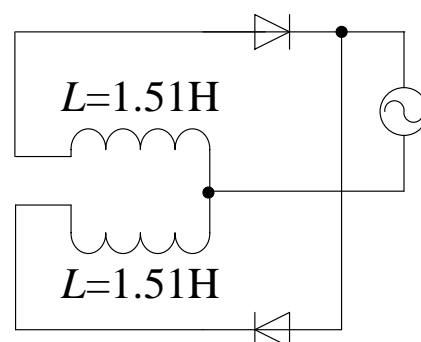
一方で、余剰活性汚泥は微生物のフロックでもあるので、それから得られるタンパク質は飼料や木材粘着剤として利用できる事が知られており、ほかにも物理化学・生物学的プロセスを経る事によってメタンや核酸、多糖類などの生体物質を得る事も可能である^[26,44,45]。このように余剰活性汚泥を酸化分解するのではなく、バイオ資源として得る為に可溶化を進める研究も存在する。ただしバイオ資源としてタンパク質を用いる場合に憂慮すべきなのが、温度である。タンパク質は熱に弱く、活性汚泥に限らない話としてタンパク質を用いる場合には低温化でタンパク質の可溶化・抽出処理を行う必要がある^[46]。

1.2 研究目的

本研究において、既存の可溶化技術とは異なる新たな可溶化技術として磁気フェライト・モーションコントロールによる余剰活性汚泥の可溶化を提案した。磁気フェライト・モーションコントロールとは強磁性体であるフェライト粒子のモーションを磁場によって制御し、活性汚泥中の微生物細胞を機械的力によって可溶化する手法である^[47]。実際の装置外観とその電気回路図を図 1.4 に示す。本手法は簡便な装置構造とシステムによって設備投資費を安価に抑えられ、さらにフェライト粒子は生体への毒性がなく安全である^[48]ことから、活性汚泥の性状に対して悪影響を及ぼさないという特徴を有する。過去の研究においては既に一定の可溶化効果が得られる事は確認されているが、活性汚泥法の連続運転を行っているプラントに対する効果については検討不足であった^[49]。そこで本研究では活性汚泥法による生物学的処理を実施しているラボスケール・プラントに磁気フェライト・モーションコントロールを適用することで、下水処理現場に近い状況を模擬した上で余剰活性汚泥の減量化を検討した。また、新たな試みとしてタンパク質安定化の為に温度を考慮した磁気フェライト・モーションコントロールの処理装置を開発し、本手法を用いた余剰活性汚泥からのタンパク質可溶化についても検討を行った。



(a) 装置の外観



(b) 回路図

図 1.4 磁気フェライト・モーションコントロール処理装置

1.3 本論構成

本論文はこの章を含めて全5章で構成されており、各章の内容は以下に示す通りである。

第1章では、活性汚泥法における歴史や問題点について述べる事で、活性汚泥法を運用し発生しうる余剰活性汚泥を減量化する必要性について明らかにすると共に、そのような背景を踏まえた本研究の目的について述べる。

第2章では、余剰活性汚泥の減容化の為に現在進められている様々な研究について触れ、そうした研究がある中、本研究で提案する磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化技術がどのような立ち位置にあるのか述べる。また、第3章、第4章で用いる評価指標についての基礎知識を測定手法と共に述べる。

第3章では、余剰活性汚泥の減量化に注力した磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化について、従来の処理装置の課題であった処理可能汚泥量の向上について検討すると共に、下水処理場を模擬したラボスケール・プラントへの連続可溶化実験を実施する事で、本手法の余剰活性汚泥に対する減量化性能を明らかにする。

第4章では、第3章とは対照的に余剰活性汚泥の資源化に注力した磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化について、温度を考慮した新たな小型処理装置の開発を行い、その可溶化性能についてフェライト粒子量や処理時間を変えながら検討する。その後、小型処理装置に適した低温環境を構築し、室温と低温下の場合・電磁石1台と2台の場合における可溶化されたタンパク質濃度等の比較検討を行う。

最後となる第5章では、これまでの諸実験の結果に関する考察を踏まえた結論、および今後の課題について述べる。

1.4 参考文献

- [1] 岡本 誠：水環境保全の実態と今後の課題，経済政策研究，第 2 号，167～187 頁 (2006)
- [2] 高石 雅樹，大嶋 宏誌，浅野 哲：足尾鉍山が引き起こした鉍害における環境およびヒトへの影響，国際医療福祉大学学会誌，第 20 巻，第 2 号，59～69 頁 (2015)
- [3] 丸山 定巳：水俣病に対する責任 —発生・拡大・救済責任の問題をめぐって—，環境社会学研究，第 6 巻，23～38 頁 (2000)
- [4] 環境庁水質保全局：これからの水環境のありかた，大蔵省印刷局(1995)
- [5] 正木 孝治：水循環基本法と水循環基本計画について，RIVER FRONT，第 81 号，2～5 頁 (2015)
- [6] 原澤 英夫：水と人間をめぐる昨今の状況，水文・水資源学会誌，第 29 号，第 4 巻，217～218 頁 (2016)
- [7] 大山 昭男：オゾンと活性汚泥法を組み合わせた余剰汚泥減量システムの開発事例，汚泥の減量化と発生防止技術，101～116 頁 (2000)
- [8] 三好 康彦：汚水・排水処理の知識と技術，オーム社 (2003)
- [9] Jiri Wanner：Activated Sludge Bulking And Forming Control，Technomic Publishing Company (1997)
- [10] 北尾 高嶺：生物学的排水処理工学，コロナ社 (2003)
- [11] 上原 義昭：接触ばっ気法の動向，環境技術，第 10 巻，第 11 号，912～920 頁 (1981)
- [12] 柳田 友道：微生物化学 1・2，学会出版センター (1980)
- [13] 須藤 隆一：排水処理の生物学，産業用水調査会 (1977)
- [14] 都留 信也：環境と微生物，共立出版 (1979)
- [15] 片岡 直明：嫌気性生物処理技術の特徴と発展の流れ，エバラ時報，第 229 巻，27～38 頁 (2010)
- [16] 神山 桂一：嫌気性排水処理法，水質汚濁研究，第 10 巻，第 11 号，644～646 頁 (1987)
- [17] 田中 勝 編著：廃棄物学概論，日本環境測定分析協会 (1998)
- [18] Francis L. de los Reyes III and Lutgarde Raskin: Role of filamentous microorganisms in activated sludge forming: relationship of mycolata levels to foaming initiation and stability, Water Research, vol.36, pp.445-459 (2002)
- [19] Antonio M.P. Martins, Krishna Pagilla, Joseph J. Heijnen and Mark C.M. van Loosdrecht: Filamentous bulking sludge—a critical review, Water Research, vol.38, pp.793-817 (2004)
- [20] Michael Wagner, Alexander Loy, Regina Nogueira, Ulrike Purkhold Natuschka Lee and Holger Daims, Microbial community composition and function in wastewater treatment plants, Antonie van Leeuwenhoek, vol.81, pp.665-680 (2002)

- [21] 藤田 正憲：下水処理における障害微生物の制御，日本水処理生物学会誌，第 32 巻，第 3 号，143～148 頁 (1996)
- [22] 松本 光雄，藤嶋 正紀，鈴木 郁雄：小規模下水処理現場における回文式活性汚泥法の採用事例報告，衛生工学シンポジウム論文集，第 3 巻，254～258 頁 (1995)
- [23] 福田 文治：初歩から学ぶ水処理技術，(株)工業調査会 (2001)
- [24] 新井 紀男，林 義次，架谷 昌信，杉山 幸男：余剰活性汚泥の熱分解，化学工学論文集，第 6 巻，第 3 号，301～307 頁 (1980)
- [25] 環境省：産業廃棄物の排出・処理状況について，平成 27 年度産業廃棄物排出・処理状況調査
- [26] Yulin Xiang, Yukun Xiang, Lipeng Wang：Kinetics of activated sludge protein extraction by thermal alkaline treatment, Journal of Environmental Chemical Engineering, vol.5, pp.5352-5357 (2017)
- [27] Peter Spencer Davies：The Biological Basis of Wastewater Treatment, Strathkelvin Instruments Ltd. (2009)
- [28] 松本 成樹：酸化剤と 2 液混合機の組み合わせによる汚泥の削減技術，汚泥の減量化と発生防止技術，227～245 頁 (2000)
- [29] 味埜 俊：活性汚泥モデル，環境新聞社 (2005)
- [30] 森下 勇：活性汚泥の原生動物学，環境産業新聞社 (1973)
- [31] 須藤 隆一，稲森 悠平：図説 生物相からみた処理機能の診断，産業用水調査会 (1997)
- [32] 活性汚泥細菌に関する研究 第 1 報：活性汚泥中の細菌数およびフロック形成菌の分布について，日本水処理生物学会誌，第 4 巻，第 1 号，1～5 頁 (1968)
- [33] 見手倉 幸雄，古崎 康哲，榊原 隆司，安藤 卓也，笹原 伸介，石川 宗孝：超音波を用いた余剰汚泥削減システムに関する研究，環境工学研究論文集，第 39 巻，31～41 頁 (2002)
- [34] Alfredo Cordova Lizama, Cristian Carrera Figueiras, Rafeal Rojas Herrera, Alejandro Zepeda Pedreguera and Juan Enrique Ruiz Espinoza: Effects of ultrasonic pretreatment on the solubilization and kinetic study of biogas production from anaerobic digestion of waste activated sludge, International Biodeterioration and Biodegradation, vol.123, pp.1-9 (2017)
- [35] A Tiehm, K Nickel, M Zellhorn and U Neis: Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, Water research, vol.35, no.8, pp.2003-2009 (2001)
- [36] G. Erden and A. Filibeli: Ozone Oxidation of Biological sludge: Effects on Disintegration, Anaerobic Biodegradability, and Filterability, Environmental Progress and Sustainable Energy, vol.30, no.3, pp.377-383 (2011)
- [37] Audrey Battimelli, C Millet, J P Delgenès and R Moletta: Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling, Water Science and Technology, vol.48, no.4, pp.61-68 (2003)

- [38] 荒川 清美, 葛 甬生, 小林 琢也, 田中 俊博: オゾンを用いた活性汚泥法における汚泥減容化の基礎的研究, 環境工学論文集, 第 37 巻, 107~118 頁 (2000)
- [39] 岸本 民也, 赤木 靖春: オゾン処理した余剰汚泥のメタン発酵効率に関する基礎的研究, 化学工学論文集, 第 15 巻, 第 6 号, 1051~1056 頁 (1989)
- [40] LiangGuo, Zengshuai Zhang, Mengchun Gao, Zonglian She, Yangguo Zhao, Yiding Guo and Jian Sun: Comparison of thermophilic bacteria and alkyl polyglucose pretreatment on two-stage anaerobic digestion with waste sludge: Biogas production potential and substrate metabolism process, *Bioresource Technology*, vol.249, pp.695-703 (2018)
- [41] 長谷川 進: 好気性好熱細菌による汚泥減量化技術, 紙パ技協誌, 第 55 巻, 第 8 号, 81~87 頁 (2001)
- [42] Xiwei Xu and Enchen Jiang: Treatment of urban sludge by hydrothermal carbonization, *Bioresource Technology*, Vol.238, pp.182-187 (2017)
- [43] M.Paneque, J.M.De la RosaJ.Kern, M.T.Reza and H.Knicker, Hydrothermal carbonization and pyrolysis of sewage sludges: What happen to carbon and nitrogen?, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol.128, pp.314-323 (2017)
- [44] J. Cui et al : 「Experimental investigation of extracting protein by alkaline thermal sludge hydrolysis from sludge」, *Chin. J. Environ. Eng.*, vol.3, no.10, pp.1889-1892 (2009)
- [45] Keke Xiao, Yun Chen, Xie Jiang, Wan Yi Seow, Chao He, Yao Yin, Yan Zhou : Comparison of different treatment methods for protein solubilisation from waste activated sludge, *Water Research*, vol.122, pp.492-502 (2017)
- [46] 岡田雅人, 宮崎 香: 「改訂第 3 版 タンパク質実験ノート」, 羊土社(1996)
- [47] M. Kabir, M. Suzuki and N. Yoshimura: Excess Activated Sludge Reduction by Using Electromagnets and Ferrite Particles, *IEEJ Transactions on Electrical and Electronic Engineering*, Vol.7, No.2, pp.220-224 (2012)
- [48] Bashar Issa, Ihab M. Obaidat, Borhan A. Albiss and Yousef Haik: Magnetic Nanoparticles: Surface Effects and Properties Related to Biomedicine Applications, *Int. J. Mol. Sci.*, vol.14, pp.21266-21305 (2013)
- [49] カビール ムハムドゥル, 千葉 達也, 鈴木 雅史, 吉村 昇: フェライトモーション・コントロールによる余剰汚泥の減容化, 電気学会論文誌 D, 第 134 巻, 第 4 号, 475-476 頁 (2014)

第2章 余剰活性汚泥減量化のための可溶化技術

前章の 1.1.3 でも述べた通り，余剰活性汚泥の減量化・資源化を達成するための手法として，現在は余剰活性汚泥の可溶化の研究が進められている．これは活性汚泥中に含まれている微生物細胞を基質化・低分子化することによって，余剰活性汚泥の減量化を図るというものである．可溶化処理手法は現在に至るまで種々の研究がなされているが，その多くは化学的処理，生物学的処理，物理学的処理に分類することができる^[1]．これらの手法の特徴を表 2-1 に示す．第2章ではこれらの各手法について様々な研究報告を踏まえて解説すると共に，私が新たに提案した磁気フェライト・モーションコントロールによる余剰活性汚泥の可溶化手法について述べていく．

2.1 既存の可溶化技術

2.1.1 化学的処理法

化学的処理法とは，主に酸やアルカリ，オゾン，水熱反応による化学的処理によって余剰活性汚泥の微生物群を溶解し可溶化する手法である^[2-5]．表 2-1 に示す通り薬品や設備費への投資が必要となるためコストが高くなりやすいが，高い可溶化率を誇るのが特徴である．例えば細胞壁を高温高压水中で生分解性の物質に変質させることで可溶化を試みる水熱反応を用いた研究報告によると，活性汚泥濃度 MLSS が 10,000 mg/L である汚泥濃縮液 50 mL に対し 1 時間水熱反応させた結果，反応温度 220°C 以上において活性汚泥の可溶化率が 85%～90% という高い効率が得られた事が報告されている^[3]．ほかにも，オゾン法による可溶化を試みた Subha et al の研究グループでは汚泥中の微生物量を示す VSS を 81% 減量化すると同時に，水中の有機物量である

表 2.1 各処理手法の特徴^[1]

	主な処理手法	特徴	課題
化学的処理法	オゾン法 水熱酸化法	高効率な可溶化が可能	薬品・設備費による コスト増加 減量化に重きを置いて おり資源化が未考慮
生物学的処理法	好熱細菌法	従来の余剰汚泥廃 棄コストと比較し 運転費が削減	培養環境次第で 好熱細菌の活性が低下 減量化に重きを置いて おり資源化が未考慮
物理学的処理法	超音波処理法 ボールミル法	維持管理が容易 高効率に汚泥の破 砕を可能	破碎が汚泥沈降性に 影響を及ぼし沈降分離 へ悪影響の可能性

COD もまた 87%減量したことを報告した^[4]。化学的処理法による研究は表 2-1 に示した通り減量化に重きをおいた研究が多いとされていたが、近年は資源化に関する研究も行われている。例えば 2017 年に Xiang et al の研究グループは化学的処理法であるアルカリ処理法で活性汚泥の資源化を試みており、余剰活性汚泥からのタンパク質抽出量が 69%に達したことが報告されている^[5]。このように高い可溶化率を達成できるのが化学的処理法の最大の利点であると言えるが、同時に高い運転コストという問題もついて回る。水熱反応法であれば化学的処理法の代表ともいえるオゾン法に比べ運転コストを抑えられるが、高温高压水を扱う以上、高度な装置が必要となる^[3]。

2.1.2 生物学的処理法

生物学的処理法として代表されるのが、好熱細菌による活性汚泥の可溶化法である。高温条件下においてプロテアーゼと呼ばれる細胞外分泌酵素を生産する細菌を用いることで活性汚泥中の微生物群を可溶化する手法^[6-8]である。生物反応による可溶化であるため反応速度は化学的処理や物理的処理手法に比べると緩やかであり、例えば塩田らの研究グループでは、分離した好熱菌 *Bacillus stearothermophilus* SPT2-1 株を用いた汚泥可溶化能の評価試験において約 20 時間で VSS 除去率が 40%となったことが報告されている^[6]。また、Y. Sakai et al の研究グループは 100 日以上にも渡る継続実験を行っており、VSS 可溶化率が 40%に達したことを報告している^[7]。これらのような手法と似ているものとして、嫌気性消化というものがある。これは嫌気性細菌が分泌する酵素によって活性汚泥を消化するというものであり、すでに実際の一部の処理場で用いられている手法である^[8]。この嫌気性処理法と好熱細菌法は原理としては類似するが、好熱菌は活性が高く、長谷川らの研究グループが考案したエステプロセスであれば既存手法に比べてより高効率で活性汚泥を可溶化でき、温度維持などを含めた維持管理も容易であるとしている^[9]。

2.1.3 物理学的処理法

物理学的(機械的)処理法としては、湿式ビーズミル法や超音波処理法、高速回転ディスクなどが存在し、文字通り物理的力によって活性汚泥中の微生物細胞を破砕する手法である^[10-18]。湿式ビーズミル法は当初ドイツの Kunz 教授が研究開発し、これを名和らの研究グループが日本風土に合うシステム構築を目指し研究を進めているものである^[10]。名和らによると、この手法による濃縮活性汚泥の可溶化によって 62600 mg/L の汚泥濃度が 30%減少して 43900 mg/L にまで低下し、またこのとき上澄み液の BOD 値も 10 倍以上に増加している事が報告されている^[10]。次に超音波処理法については、汚泥の破砕や嫌氣的分解特性についての研究がなされたのち、好気処理における余剰汚泥削減に有効であるかについての研究がなされている^[16,17]。見手倉らの研究グループによれば、実用的な超音波照射条件下において可溶化率は 10%以下に留まる

ものの、フロックの破碎・微細化によって発生汚泥量の 80% 程度の削減が可能である事が報告されている^[17]。また、超音波を用いた活性汚泥からのバイオ燃料生成のための栄養源の回収を目指す研究もされている^[18]。最後に高速回転ディスクによる余剰活性汚泥の可溶化は今井らの研究グループにより研究開発されており、二枚のディスクにより汚泥をすりつぶす事によってこれを可溶化するというものである^[13]。今井らの研究グループによればディスクの回転数や間隔、可溶化する活性汚泥の濃度によっても可溶化率が変わる事が確認されており、最大でも 50% 前後の可溶化率が得られる事が報告されている^[14]。

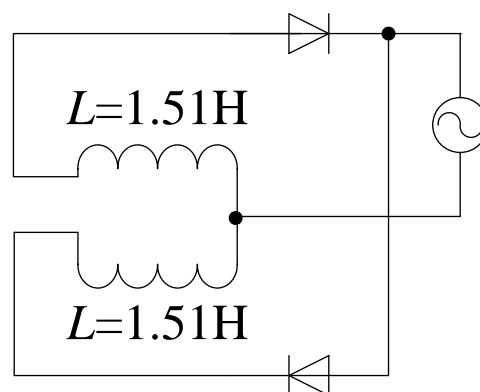
2.2 磁気フェライト・モーションコントロール

2.2.1 装置構成

図 2.1 に、磁気フェライト・モーションコントロール処理装置を示す。本装置は 2 台の電磁石(自己インダクタンス 1.51 H)とダイオード(Vishay 社製, 10ETF10, ピーク逆電流 10 A , ピーク順電圧 1000 V), そして交流電源(BP4610, NF 製, $\pm 60\text{ V}$, $\pm 10\text{ A}$, $\text{DC}\sim 150\text{ kHz}$)のみで構成されており, 非常にシンプルなシステムである。実験において実際に活性汚泥の可溶化を行う際には, 図 2.1(c), (d)に示すような処理容器(内径 60ϕ , 高さ 60 mm)の中に図 2.1(d)のフェライト粒子(Ni 系フェライト, 日本重化学工業(株), 初比透磁率 20 , 飽和磁束密度 200 mT , キュリー温度 250°C)を活性汚泥と共に封入し, 2 台の電磁石の間に設置する。この時交流電源から電圧を印加する事によって, 処理容器に含まれる強磁性体のフェライト粒子を磁場で制御, つまりモーションをコントロールする。



(a) 装置外観



(b) 回路図



(c) 処理容器



(d) フェライト粒子

図 2.1 磁気フェライト・モーションコントロール処理装置

2.2.2 動作原理と特徴

処理容器を二台の電磁石で挟み込み、電圧を印加したときの動作概略図を図 2.2 に示す。図より、電圧無印加時は磁場が発生していないため、活性汚泥よりも重いフェライト粒子は自重で下部に溜まっている。ここで交流電源より電流を流し電磁石から磁場を発生させた場合、図 2.1(b)の回路図から分かる通りダイオードがあるため二台の電磁石が同時に磁場を発する事はなく、

交流電源からの電流の向きが変わる毎に交互に磁場を発する。すると、

(a)上部電磁石に電流が流れ、フェライト粒子が処理容器フタ側(上部)に凝縮

(b)下部電磁石に電流が流れ、フェライト粒子が処理容器底部(下部)に凝縮

というように、強磁性体であるフェライト粒子は (a)と(b)を交互に繰り返すような挙動をする。このフェライト粒子の凝縮に活性汚泥中の微生物群を巻き込ませすりつぶす事によって、活性汚泥中に含まれる微生物群の細胞壁/膜を破碎・可溶化する。これが磁気フェライト・モーションコントロールによる活性汚泥の可溶化の原理である。

磁気フェライト・モーションコントロール処理法は物理的な力によって活性汚泥を可溶化するというものであり、いわゆる物理学的処理法に分類される。本処理法の最大の特徴は、超音波などのような手法と比較すると特別な機器を必要としないための初期投資費の安価さ、維持管理の容易さにある。電磁石や交流電源は勿論、フェライト粒子に関しても安価で手に入れる事が可能である。またフェライト粒子は摩耗損耗に強く、永久磁石を用いれば容易に取り除く事が可能であるため、処理過程において微生物群である活性汚泥を汚損する事がない。かつては電磁石ではなく永久磁石を用いて可溶化を行っていたが、電磁石を用いる事によって電氣的な制御が可能となっており、流れる電流の強さによって磁場の強さを制御できるという特徴がある¹⁹⁾。ただし、本手法の骨子は磁場である為、肝心の磁場が弱いと可溶化率は極端に下がる。そのため処理可能領域はフェライト粒子を動かすに足る磁場が掛かる範囲に限られてしまい、結果として処理できる汚泥量を限定してしまうという問題点もあるため、実用化に至るにはこうした問題の改善は必須である。

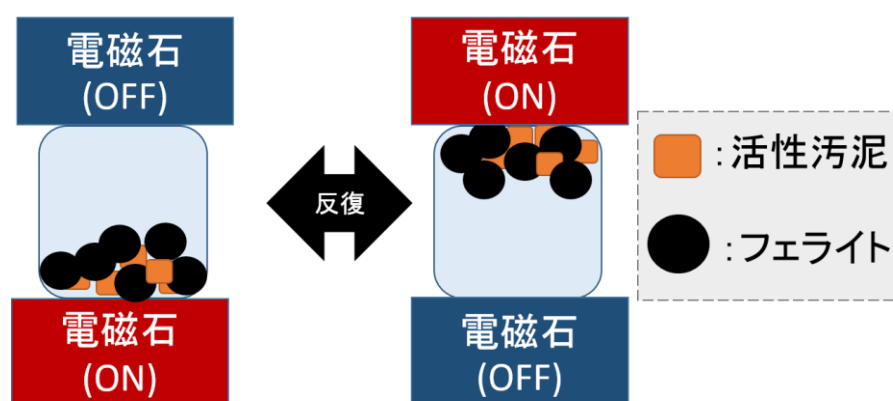


図 2.2 磁気フェライト・モーションコントロールの動作原理

2.3 評価指標

磁気フェライト・モーションコントロールによる余剰活性汚泥の可溶化を評価する上で、活性汚泥濃度を示す MLSS、水中の有機物濃度を示す COD と COD 除去率、活性汚泥の沈降特性を示す SV₃₀ と SVI、タンパク質濃度、核酸濃度について測定を行っている。本節ではこうした種々の評価指標の測定手法について述べる。

2.3.1 MLSS

MLSS とは Mixed Liquor Suspended Solids の略で、混合液中の浮遊物質濃度を指し、特に水中に含まれる活性汚泥濃度を指す指標である^[20,21]。単位は[mg/L]もしくは[g/L]となり、1L 中に含まれる乾燥重量を表している。活性汚泥法による排水処理において MLSS は基本かつ重要な指標であり、例えば基礎的な活性汚泥法である標準活性汚泥法において最適な活性汚泥濃度 MLSS は 2000～3000 mg/L とされており、これより汚泥濃度が低くなると活性汚泥による排水処理能力が追い付かず処理排水の水質が低下する。一方で汚泥濃度が高くなると水中の溶存酸素量に対して活性汚泥量が多くなり、酸素の供給不足によって活性汚泥の活性低下に繋がり、やはり処理排水の水質低下に繋がる。厳密に言えばこうした影響は汚泥負荷の指標と共に考慮する必要があるが、いずれの場合でも MLSS が活性汚泥を扱う上で重要な指標である事には変わりはない。

本研究において MLSS は図 2.3 に示す電子式水分計(MOC-120H, 島津製作所)を用いて測定した。電子式水分計は試料皿にのせた試料へ電熱線から赤外線照射し水分を蒸発させ、その残留物の質量を測定できるというものである。これを活性汚泥に用いた場合、残留物とは即ち活性汚泥となり、その質量から活性汚泥濃度を測定する事が可能である。この時の測定手順を以下に示す。

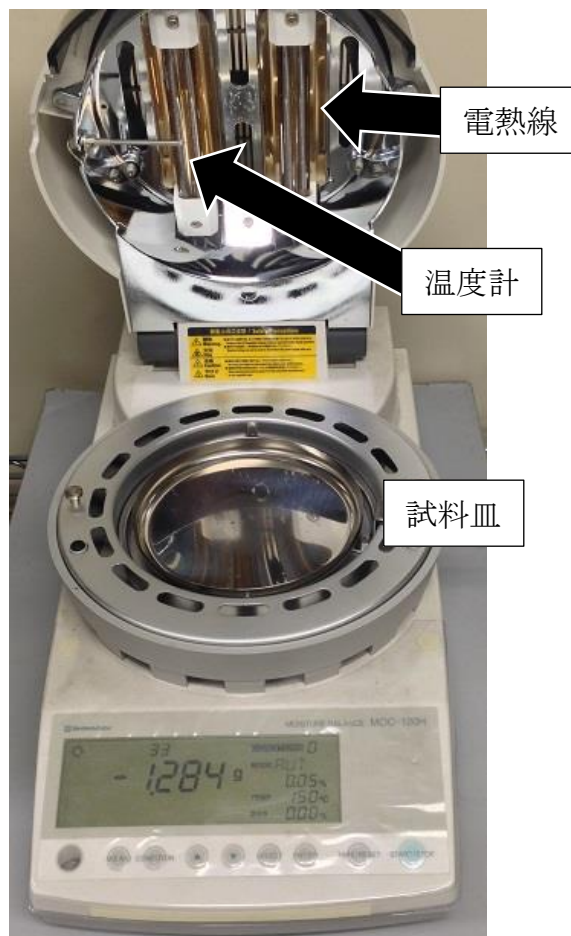
<MLSS 測定手順>

1. アルミカップ(5-075-06, 容量 38mL, 上部径φ60×下部径φ53×深さ 15 mm, アズワン(株))を試料皿上に置いた状態で蓋を閉め、[TARE/RESET]を押しゼロ点調整を行う
2. アルミカップ中に活性汚泥の懸濁液を 10 mL 入れる
3. [START/STOP]を押し、赤外線照射を開始する
4. 赤外線により摂氏 150°C まで温度が上昇、水分を蒸発させる
5. 赤外線照射が終了し、試料温度が室温にまで低下してから[TARE/RESET]を押すと残留物の質量が表示される
6. 5.までの過程を終えた後、残留物質量を以下の式に代入する事で MLSS を算出できる。

$$\text{MLSS} = \frac{\text{残留物質量 mg}}{10 \text{ mL} / 1000} [\text{mg/L}] \quad (2.1)$$



(a) 外観



(b) 内部構造

図 2.3 電子式水分計

2.3.2 COD と COD 除去率

COD とは Chemical Oxygen Demand の略称であり，化学的酸素要求量と呼ばれる^[20,21]．排水など，水中に有機物が溶存している試料に酸化剤を加えると，有機物と酸化剤とが反応し水中の溶存酸素量を消費するが，この消費した酸素量が COD と呼ばれる．これが活性汚泥法においては水中に溶存している有機物量，即ち汚れ等の程度を知る指標となり，処理排水の水質を知る上で重要な指標である．同じような指標として，COD に対して生物が有機物を酸化する際に消費される酸素量を測定して得られる生物学的酸素要求量 BOD が存在するが，こちらは測定に時間が掛かる為，本研究では COD を用いて評価を行う．

COD の測定を行うに当たり，図 2.4 に示す遠心分離機(H-19FMR, KOKUSAN)によって 3000 rpm で 10 min 遠心分離を行い，その上澄み液の COD を図 2.5 に示すような Quick COD (HC-607, セントラル化学)を用い測定した．本装置は過マンガン酸カリウム (KMnO_4)と試料中に含まれる有機物とを 5 min 加熱反応させた後，電量滴定法により COD を測定するものである．その測定手順を以下に示す．

<COD 測定手順>

1. Quick COD の[RANGE]を押し，測定値として予想される COD の 2 倍の測定レンジを設定する
2. 専用のトールビーカーに試薬 B 液(セントラル化学)10 mL，試料 (測定レンジに合わせた量)，試薬 A 液(セントラル化学)1 mL の順に入れた後，トールビーカーの標準線まで蒸留水を加える
3. トールビーカーの上にガラス製の蓋をのせ，電熱ヒーターで加熱する
4. トールビーカー中の混合液に気泡が発生したら[OXIDATION]を押し，5 分間加熱する
5. 5 分後，トールビーカーの蓋を外し，蒸発により減少した分の蒸留水を再びトールビーカーへ加える
6. 装置にトールビーカーを設置し，電極を下ろして[MEASURE]により測定する

ここで得られた COD を用いて，本研究ではさらに COD 除去率を算出した．COD 除去率とは活性汚泥法における流入水から排水が処理されるまでに活性汚泥の酸化分解によって除去された有機物の割合を示す．式 2.2 に COD 除去率の算出式を示す．

$$\text{COD 除去率} = \frac{\text{流入 COD-処理水 COD}}{\text{流入 COD}} [\%] \quad (2.2)$$

COD 除去率は活性汚泥の活性の高さを示す指標となり，COD 除去率が高い活性汚泥は活発に流入水中に含まれる有機物を酸化分解できる．つまり処理排水の浄化が効率よく進む為，COD 除去率が低い其れに比べると水質がよくなる．



図 2.4 遠心分離機



図 2.5 Quick COD

2.3.3 SV₃₀ と SVI

SV とは Sludge Volume の略称であり，特に SV₃₀ とした場合は 30 min での活性汚泥の沈殿率を示す^[20,21]．活性汚泥は時間と共に沈降する特性を持ち，活性汚泥法における沈殿槽においてこのような沈降特性を利用し処理排水と活性汚泥とを固液分離している．それ故にこの沈降特性が悪化し沈降なくなると，処理排水と活性汚泥を正常に分離できなくなり，水質の悪化につながってしまう．こういった状態をバルキングとも呼び，汚泥処理へ悪影響を及ぼす事は第 1 章でも述べた通りである^[22-25]．COD 除去率同様 SV もまた活性汚泥の性状を知る重要な指標であり，磁気フェライト・モーションコントロールが活性汚泥に与える影響を知る上で必要不可欠な指標である．その測定手順を以下に示す．

<SV₃₀ 測定手順>

1. 100 mL メスシリンダーに活性汚泥 100 mL を投入
2. 30 min 静置
3. 100 mL 中に占める汚泥容積をメスシリンダーのメモリから確認

ただし SV₃₀ を測定する上で留意すべきなのが，SV₃₀ は活性汚泥の性状のみならず，活性汚泥濃度 MLSS による影響も受ける点である．MLSS が増加し 100 mL 中に含まれる汚泥量が多い場合においても SV₃₀ は増加する為，SV₃₀ だけでもって活性汚泥の性状を正確に把握する事は難しい．

こうした問題を可能な限り排除した指標が SVI であり，これは SV₃₀ より算出できる．その数式を式 2.3 に示す．

$$SVI = \frac{SV_{30}}{MLSS} \times 10^4 \text{ [g/mL]} \quad (2.3)$$

SVI とは Sludge Volume Index の略称であり，[g/mL]の単位を有する汚泥容積指標である．良好な性状を有する活性汚泥であれば，SVI は 50～150 の間を推移するとされている．一方で沈降特性が悪化すると SVI は 150 より高くなり，対して活性汚泥が少なすぎる等の要因により SV₃₀ が過剰に低い場合 SVI は 50 より低くなる．本研究では特に SVI を用いて活性汚泥の性状を確認し，COD 除去率と同様に磁気フェライト・モーションコントロールによる活性汚泥への影響を評価した．

2.3.4 タンパク質濃度と核酸濃度

活性汚泥は、その 5 割がタンパク質で構成されていると言われている^[5]。活性汚泥中に含まれるこれらが可溶化によって水中に溶け出した場合、水中におけるタンパク質濃度が増大する。このためタンパク質濃度は微生物細胞が可溶化した事を示す指標となり、特にバイオ資源化を考える上でタンパク質濃度は重要な指標である。タンパク質濃度の測定をするにあたり、図 2.6 に示すような NanoDrop 2000/2000C(LMC 社製)を用いて測定を行う。本装置は 0.5~2.0 μL の液体試料によりアームと台座に設置された光ファイバーの間に液柱を形成させ、そこを通る光の分析を行う事で試料のタンパク質濃度を測定する分光分析装置である。測定手順を以下に示す。

<タンパク質濃度測定手順>

1. NanoDrop のアームを上げ、マイクロピペットで試料 2 μL を台座に滴下する
2. アームを下げ、試料の液柱を台座とアーム管で形成する
3. 台座が自動的に試料に最適な光路長となるよう移動する
4. この状態で PC 上のソフトウェアの[Measure]をクリックし、測定を開始
5. 測定終了後、アームを上げ試料をふき取る

測定にあたり、Blank は試料の溶媒としている。また各試料については COD と同様の条件で遠心分離を行っている。

タンパク質に対し、核酸は生体反応を制御するタンパク質の設計図ともされ、核酸とタンパク質の間には非常に深い相関関係がある事が知られている^[26]。こうした事から核酸濃度を知る事はタンパク質濃度の測定への一助となると考え、本研究ではタンパク質濃度のみならず核酸濃度についても測定している。タンパク質濃度は波長 280 nm の光の照射によって測定しているのに対し、核酸濃度は波長 340 nm の光の照射によって測定している。

2.4 参考文献

- [1] 今井 剛, 荒金 光弘, 樋口 隆哉, 関根 雅彦, 村上 定瞭, 竹内 正美: 可溶化技術を用いた汚泥処理に関する研究展望, 廃棄物学会論文誌, 第 10 巻, 第 1 号, 1～8 頁 (2008)
- [2] 芳住 啓輔, 藤原 翔, 平林 和也, 佐藤 明雄: 担体添加活性汚泥法における, オゾンによる汚泥減量化試験, 学会誌「EICA」, 第 19 巻, 第 2・3 号合併号, 26～29 頁 (2014)
- [3] 村上 定瞭: 水熱反応を用いる汚泥消滅型生物法(水熱・生物法)の開発事例, 汚泥の減量化と発生防止技術, 273～287 頁 (2000)
- [4] B. Subha and M. Muthukumar: Optimization of Ozonation Process for the Reduction of Excess Sludge Production from Activated Sludge Process of Sago Industry Wastewater Using Central Composite Design, The Scientific World Journal, vol.2012, pp.1-8 (2012)
- [5] Yulin Xiang, Yukun Xiang and Lipeng Wang: Kinetics of activated sludge protein extraction by thermal alkaline treatment, Journal of Environmental Chemical Engineering, vol.5, no.6, pp.5352-5357 (2017)
- [6] 塩田 憲明, 赤司 昭, 長谷川 進: 好熱細菌を利用した余剰汚泥の発生しない活性汚泥法, 環境技術, 第 28 巻, 第 8 号, 532～534 頁 (1999)
- [7] Y. Sakai, T. Aoyagi, N. Shiota, A. Akashi and S. Hasegawa: Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic aerobic bacteria, Water Science & technology, vol.42, no.9, pp.81-88 (2000)
- [8] 松尾 吉高, 桐山 光市, 佐藤 和明, 野池 達也: 下水汚泥の嫌気性消化と中温消化の比較実験, 衛生工学研究討論会講演論文集, 第 17 巻, 183～190 頁 (1981)
- [9] 長谷川 進: 好熱性細菌を利用した余剰汚泥減量化技術の開発事例, 汚泥の減量化と発生防止技術, 249～267 頁 (2000)
- [10] 名和 慶東: ミル破碎工程を含む汚泥減容化の研究, 環境技術, 第 28 巻, 第 8 号, 562～565 頁 (1999)
- [11] Chockalingam Lajapathi Rai, Johannes Mueller, Georg Struenkmann and Paruchuri Gangadhar Rao: Microbial growth reduction in sewage sludge by stirred ball mill disintegration and estimation by respirometry, Chemical Technology and Biotechnology, vol.83, no.3, pp.269-278 (2008)
- [12] A Tiehm, K Nickel, M Zellhorn and U Neis: Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, Water Research, vol.35, no.8, pp.2003-2009 (2001)
- [13] 深川 勝之, 今井 剛, 高野 剛彦: 高速回転ディスクによる余剰汚泥の可溶化, 環境技術, 第 30 巻, 第 11 号, 46～51 頁 (2001)

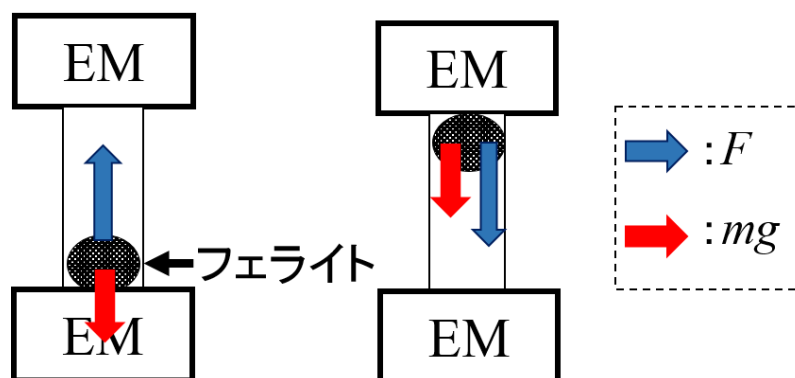
- [14] 今井 剛, 荒金 光弘, 関根 雅彦, 樋口 隆哉, 浮田 正夫: 高速回転ディスク法による余剰汚泥の減量化とその生分解性に関する研究, 土木学会論文集 G, 第 63 巻, 第 4 号, 351～359 頁 (2007)
- [15] 名和 慶東: ミル破碎技術による余剰汚泥減容化プロセスの開発事例, 汚泥の減量化と発生防止技術, 193～204 頁 (2000)
- [16] 柿井 一男, 加藤 裕之, 大原 健, 河合 嘉宏, 吉田 昌司, 栗山 光央, 白檜 高史: 超音波により解体した下水活性汚泥の再凝集性, 生物工学会誌, 第 72 巻, 第 5 号, 371～377 巻 (1994)
- [17] 見手倉 幸雄, 古崎 康哲, 榊原 隆司, 安藤 卓也, 笠原 伸介, 石川 宗孝: 超音波を用いた余剰汚泥削減システムに関する研究, 環境工学論文集, 第 39 巻, 31～41 頁 (2002)
- [18] Guo-Jun Xie, Bing-Feng Liu, Qilin Wang, Jie Ding and Nan-Qi Ren: Ultrasonic waste activated sludge disintegration for recovering multiple nutrients for biofuel production, *Water Research*, vol.93, pp.56-64 (2016)
- [19] Mahmudul Kabir, Masafumi Suzuki and Noboru Yoshimura: A new method for reduction of excess sludge by using ferrite particles, *Japanese Journal of Water Treatment Biology*, vol.43, no.4, pp.189-197 (2007)
- [20] 福田 文治: 初歩から学ぶ水処理技術, (株)工業調査会 (2001)
- [21] 三好 康彦: 汚水・排水処理の知識と技術, オーム社 (2003)
- [22] Francis L. de los Reyes III and Lutgarde Raskin: Role of filamentous microorganisms in activated sludge forming: relationship of mycolata levels to foaming initiation and stability, *Water Research*, vol.36, pp.445-459 (2002)
- [23] Antonio M.P. Martins, Krishna Pagilla, Joseph J. Heijnen and Mark C.M. van Loosdrecht: Filamentous bulking sludge—a critical review, *Water Research*, vol.38, pp.793-817 (2004)
- [24] Michael Wagner, Alexander Loy, Regina Nogueira, Ulrike Purkhold, Natuschka Lee and Holger Daims: Microbial community composition and function in wastewater treatment plants, *Antonie van Leeuwenhoek*, vol.81, pp.665-680 (2002)
- [25] 藤田 正憲: 下水処理における障害微生物の制御, 日本水処理生物学会誌, 第 32 巻, 第 3 号, 143～148 頁 (1996)
- [26] 川村 邦男: 生命の起源を核酸化学から探る: 最初の遺伝子はどのように生まれたか(生命の起源を化学から探る), 化学と教育, 第 48 巻, 第 4 号, 232～235 頁 (2000)

第3章 減量化の為の余剰活性汚泥可溶化実験

第1章では、経済的負担軽減の為に余剰活性汚泥の可溶化が必要であり、減量化を目的とした可溶化と、資源化を目的とした可溶化が存在している事を述べ、第2章では現在研究が進められている種々の可溶化手法や、新たに私が提案した可溶化手法について述べた。本研究は新たに提案した磁気フェライト・モーションコントロールによる余剰活性汚泥の可溶化について検討を重ねるものであり、本章より実際に実験を実施し調査を進めていく。具体的には、第2章で述べた本処理手法が持つ課題についての改善を試みた後、実際の下水処理現場を想定したラボスケールの模擬プラントを用意し、これに対し活性汚泥の連続可溶化処理を実施する事で可溶化性能を検討した。尚、本手法による可溶化は余剰活性汚泥の減量化だけでなく資源化についても視野に入れており、後者については第4章にて詳しく述べる。

3.1 電磁石によるフェライト粒子吸引の基本概念

本題に入る前に、まずは磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の稼働時における強磁性体のフェライト粒子に、どのような力が作用しているかについて明らかにする必要がある。これは図3.1に示している挙動概略図より明らかのように、処理装置稼働時にはフェライト粒子には電磁石の発する磁場から受ける吸引力 F と、フェライト粒子自身の質量より発生する重力 mg が掛かっている。本来、処理容器内は水で満たされている為、このほかにも更に水に関連する力として浮遊力や水の抵抗、フェライト粒子が電磁石から受ける抗力なども存在するが、今回は計算の簡略化と分かりやすさを重視する為省略させていただく。さて、図3.1(a)のように上側の電磁石が作動し、同時にフェライト粒子が底部に存在している時、上向きの吸引力 F と下向きの重力 mg が働き、お互いがお互いを打ち消しあうような形で作用している。一方、図3.1(b)のように下側電磁石が作動し、同時にフェライト粒子が上部に存在している時、フェライト粒子には吸引力 F と重力 mg が下向きに働き、両者の力



(a) 上部電磁石 ON 時

(b) 下部電磁石 ON 時

図 3.1 フェライト粒子の吸引概念図

がシナジーするかのように作用している．ここで，フェライト粒子に作用する力は，図 3.1 (a)と図 3.2 (b)における F と mg の関係を用いて以下のように表す事が出来る．

$$F - mg \quad (\text{図 3.1 (a)の場合, 上向きが正}) \quad (3.1)$$

$$F + mg \quad (\text{図 3.1 (b)の場合, 下向きが正}) \quad (3.2)$$

式(3.1)と(3.2)において，フェライト粒子に作用する力が 0 より大きい場合，フェライト粒子は電磁石の制御化にあり第 2 章で述べた原理の通りの挙動を示す．問題となるのが 0 より小さい場合であり，こうした状況は互いが打ち消しあっている式(3.1)においてのみ発生し得る可能性がある．この場合，フェライト粒子はどの電磁石が ON であろうと下部に留まり続けるため，活性汚泥の可溶化を達成できない．ここで図 3.1 (a)，図 3.1 (b)いずれの場合でも 0 より大きくなる条件は，式(3.1)より $F > mg$ と求まる．つまり電磁石の吸引力が重力より高くなる場合にのみ磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化は成り立つ事がこれらの式より分かる．本章では一定量のフェライト粒子を制御するために最低限必要な電流値(以降，臨界電流値と呼称)について理論的に導き，これに対し実験によって導かれた臨界電流値を比較する事により，磁気フェライト・モーションコントロールによる処理手法についてより理論的に説明していく．

3.1.1 電磁石による吸引力 F

フェライト粒子は強磁性体であり、磁場の影響下では磁性体は内部に磁気モーメントが生じる^[1]。これを磁化(magnetization)あるいは磁気分極(magnetic polarization)と言い、磁性体であるフェライト粒子は磁化による磁気モーメントが生じる事ではじめて、電磁石による制御が可能となる。磁性体を磁化させる為には磁気エネルギーが必要である。ここで、図 3.2 に示す理論モデルのように上下に設置した電磁石の間にフェライト粒子が存在している場合を想定する。電磁石の断面積を S 、磁路長を X 、隙間の磁束密度(magnetic flux density)を B 、磁場(magnetic field)を H 、透磁率(magnetic permeability)を μ とすると、空間のエネルギー密度 v_m は式(3.3)で与えられる^[2]。

$$v_m = \frac{1}{2} \mathbf{H} \cdot \mathbf{B} = \frac{1}{2} \mu H^2 = \frac{B^2}{2\mu} \quad (3.3)$$

ここでフェライト粒子の位置が ΔX だけ変化した場合、真空中の透磁率を μ_0 とすると、蓄えられる磁気エネルギー ΔU_m は

$$\Delta U_m = \frac{1}{2} HBS \Delta X = \frac{SB^2 \Delta X}{2\mu_0} \quad (3.4)$$

となる。よってフェライト粒子に働く電磁石による吸引力 F は以下のように求まる。

$$|F| = \frac{\Delta U_m}{\Delta X} = \frac{SB^2}{2\mu_0} \quad (3.5)$$

ここで電磁石間に働く磁束密度は理想条件とし、漏れ磁束や磁気飽和、ヒステリシス損などといった損失が存在しないとする。その時、アンペールの法則より

$$B = \frac{NI\mu_0}{X} \quad (3.6)$$

であるから、 F に関する式(3.5)は以下のように変形できる。

$$|F| = \frac{SB^2}{2\mu_0} = \frac{S}{2\mu_0} \left(\frac{\mu_0 NI}{X} \right)^2 = \frac{S\mu_0 N^2}{2} \left(\frac{I}{X} \right)^2 \quad (3.7)$$

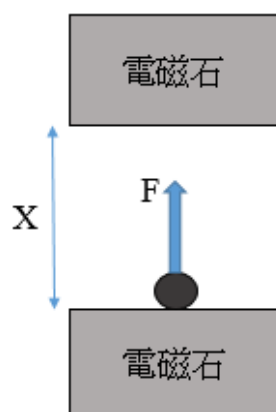


図 3.2 理論モデル

3.2 臨界電流値

3.2.1 理論式による導出

本節では式(3.7)を用いて、一定量のフェライト粒子を制御できる電流値、つまり $F-mg>0$ となるのに必要な臨界電流値を求める。ここで、処理装置に用いている電磁石の断面積 S は $1.96 \times 10^{-3} \text{ m}^2$ 、巻き数 N は 500 である。また、真空中の透磁率 μ_0 は $4\pi \times 10^{-7}$ で表せるから、約 1.257×10^{-6} と求まる^[1]。この時、磁路長 X を 1 cm とし、電流 I を 0.01 A ずつ変化させる時、フェライト粒子 1g に掛かる吸引力と重力の差 $F-mg$ を図 3.3 に示す。式(3.7)より、吸引力 F は電流 I の 2 乗に比例している。よって F は I の増加に伴い指数関数的に上昇し続けるため、吸引力と重力の差である $F-mg$ も図 3.3 のように指数関数的な変化を示している。この結果、電流が 0.06 A の時に $F-mg$ は正となっており、フェライト粒子が 1g の場合においては臨界電流値が 0.06 A である事が分かった。

同様に、磁路長を始め 1 cm から、本処理装置において実現できる最大の磁路長 7 cm まで変化させた場合における $F-mg$ の推移を図 3.4、数値を表にしてまとめたものを表 3.1 に示す。図より、磁路長が大きくなるほどグラフが横ばいになっている。このグラフから臨界電流値を読み取ると、 X を 1 cm から 7 cm まで変化させた時、臨界電流値はそれぞれ 0.06 A, 0.12 A, 0.17 A, 0.23 A, 0.29 A, 0.34 A, 0.40 A となっている事が分かり、 $F-mg$ が正となるための臨界電流値は磁路長と比例するように上昇している事が明らかとなった。

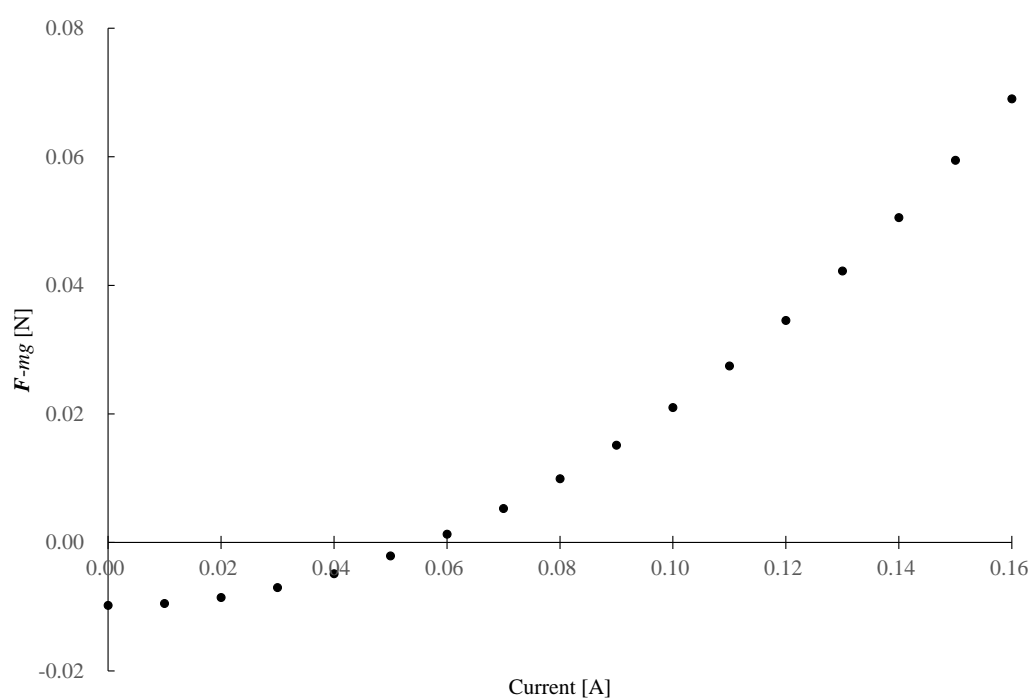


図 3.3 磁路長 1 cm における電流に対する $F-mg$ の推移

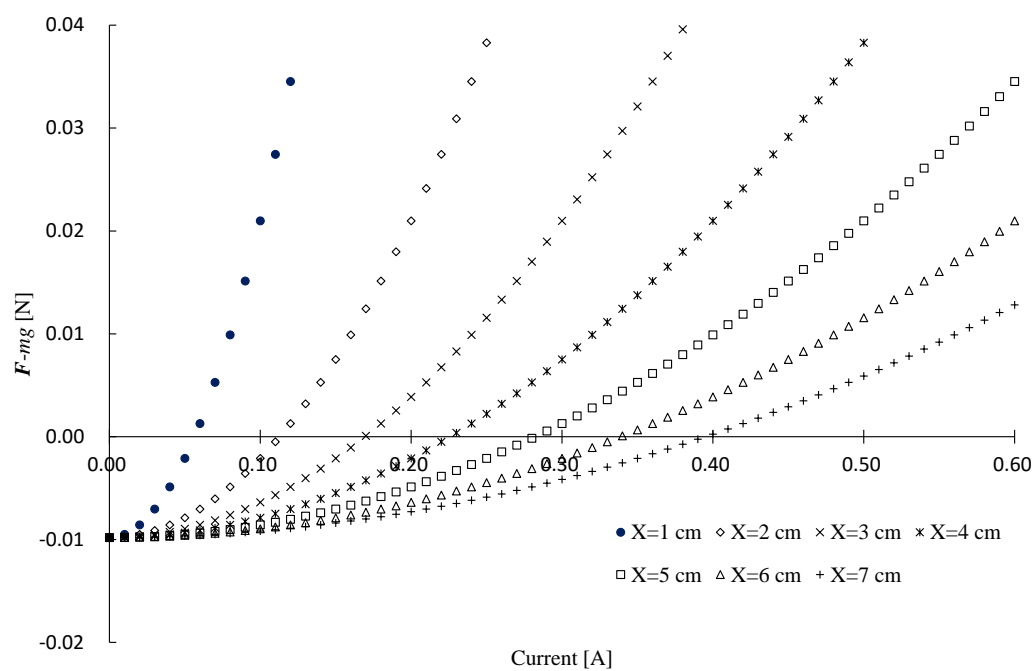


図 3.4 各磁路長 X における電流に対する $F-mg$ の推移

表 3.1 臨界電流理論値

磁路長 X [cm]	臨界電流値 I [A]
1	0.06
2	0.12
3	0.17
4	0.23
5	0.29
6	0.34
7	0.40

3.2.2 実験による導出

続いて、実験による臨界電流値の導出も行う。3.2.1と同様にフェライト粒子は1 gとし、このフェライト粒子が電磁石により吸引される時の電流値を実験より明らかにする。実験を進める上で、今回は図 3.5 に示すような実験環境を構築した。これはパイプをシャーレの間に固定しているものであり、パイプの直系は 1.8 cm、長さは 1～7 cm のものをそれぞれ用意している。パイプの長さが、ここでは磁路長に相当する。実験の際には各パイプの中にフェライト粒子 1 g を入れ、シャーレの間に固定し、処理装置の電磁石にバイポーラ電源から電流を流す。この時徐々に電流値を上昇させていき、フェライト粒子が動き出した時の電流値を臨界電流値として測定し記録した。その結果は図 3.6、表 3.2 に示す通りであり、磁路長 X を 1～7 cm まで変化させると臨界電流値はそれぞれ 0.07 A, 0.09 A, 0.13 A, 0.18 A, 0.21 A, 0.30 A, 0.43 A となった。これらの結果を元に、次節にて理論値と実験により得られた測定値を比較し考察する。



図 3.5 実験光景

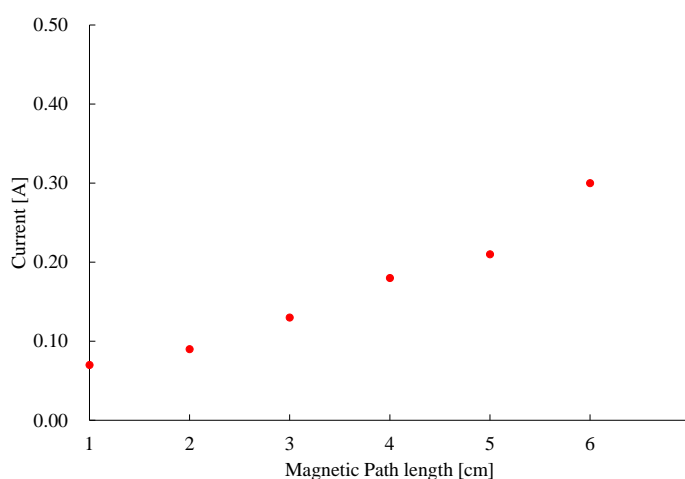


図 3.6 各磁路長に対する臨界電流値

表 3.2 臨界電流測定値

磁路長 X [cm]	臨界電流値 I [A]
1	0.07
2	0.09
3	0.13
4	0.18
5	0.21
6	0.30
7	0.43

3.2.3 比較考察

臨界電流値の理論値、実測値をそれぞれまとめたグラフを図 3.7 に示す。図より、臨界電流値の実測値は理論値と同じような傾向を見せていたが、全体を通して臨界電流値はほぼ低い値となっていた。平均の百分率誤差は約 18.6 % となり、高くはないが低いとも言えない値を取っている。このような誤差が生まれた要因として、今回理論値を導出する過程でヒステリシス損などの細かな損失を考慮せず求めた為であると思われる。ただし理論値と実測値の両方に言える事として、磁路長が長くなるほど臨界電流値が高くなり、より大きな電流を流さなければフェライト粒子を制御できないという点である。これは実測値を見ても明らかで、例えば磁路長 1 cm では 0.07 A の電流でフェライト粒子を制御できるものの、磁路長が 6 cm にもなると臨界電流値は 0.30 A となる。特に磁気フェライト・モーションコントロールにおいて磁路長は処理容器の高さでもあり、処理容器を選ぶ際にはこうした磁路長と臨界電流値の関係について深く考慮する必要がある。磁路長を長くし大容量の処理容器に対応するにはより高性能な電磁石、つまり自己インダクタンスが高い電磁石の用意を求められ、さもなければ十分な可溶化が行えず磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化が正しく実施されないだろう。

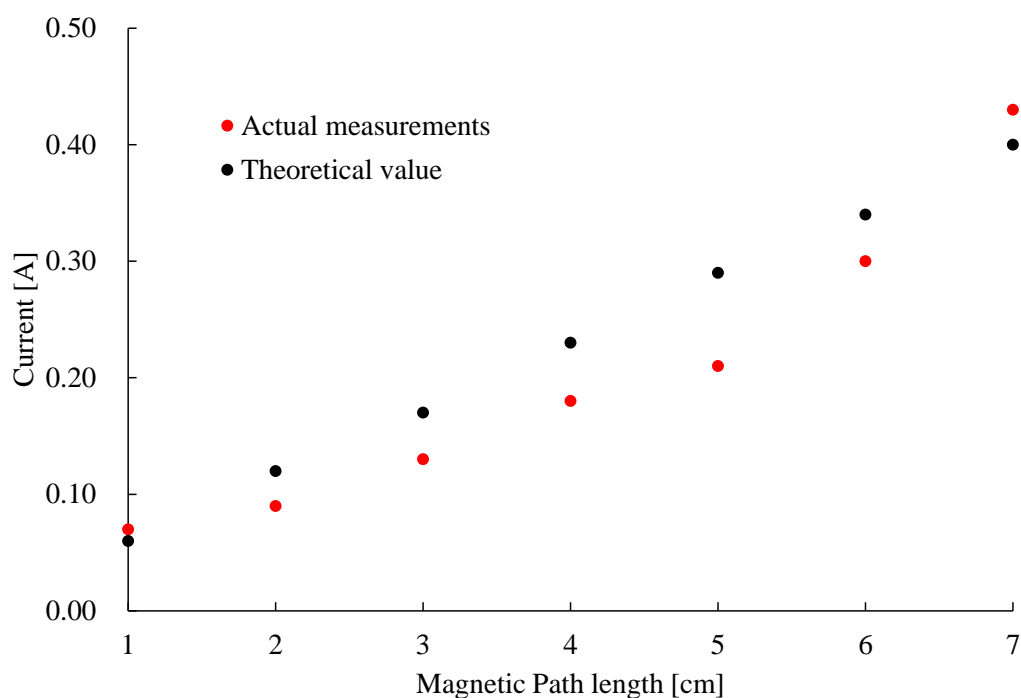
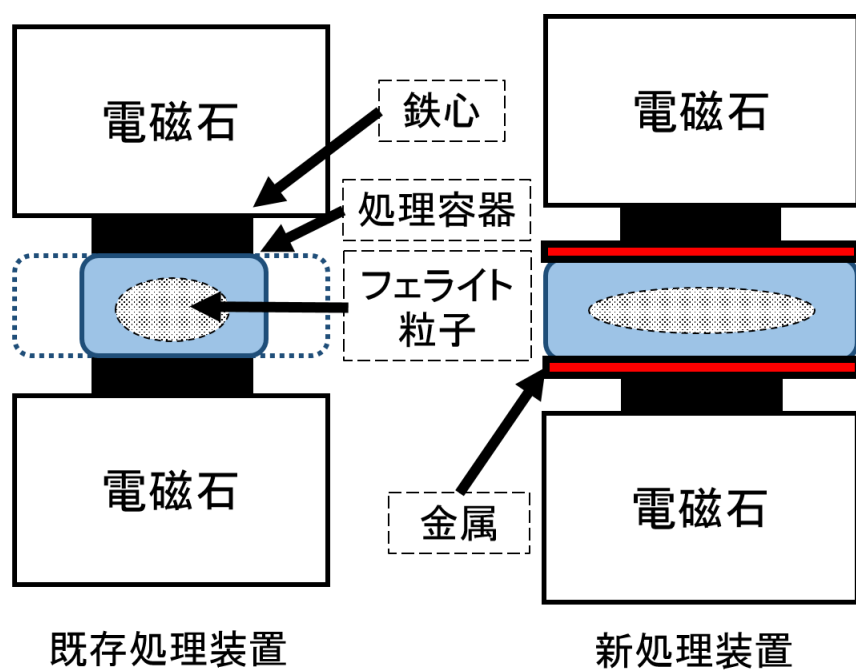


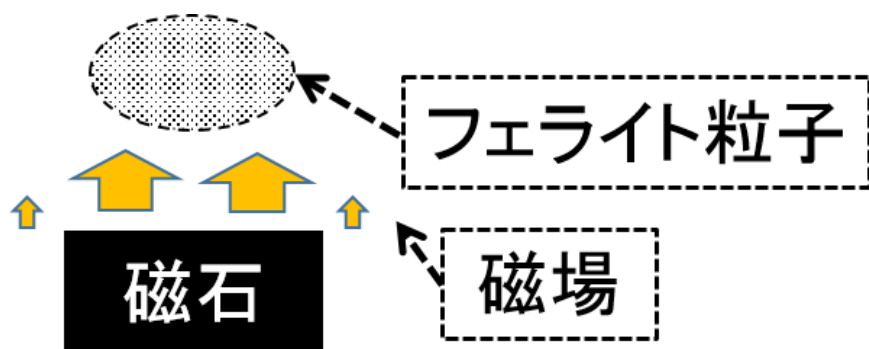
図 3.7 臨界電流値の理論値と実測値

3.3 処理可能汚泥量の向上

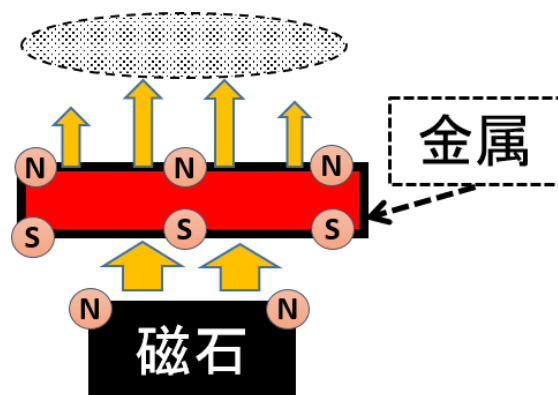
第2章にて、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化手法には課題が存在することがわかった。それは、当該手法による処理できる活性汚泥量が限られているというものである。まず、磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の概略図を図3.1に示す。本装置は磁場によってフェライト粒子を制御し可溶化するというものであり、可溶化の性能は磁場の状態如何に大きく左右される上に、フェライト粒子は強磁性体であるため強い磁束が存在する場所に偏りやすい。以上の二点を踏まえた時、既存の処理装置の構成だと強い磁束が存在する鉄心中心部にフェライト粒子が偏ってしまう為、大きな処理容器を容易し一度に処理できる活性汚泥量を増加しても、フェライト粒子の制御により実際に可溶化できる処理範囲が変わらないため、結果として可溶化効率が低下してしまう。この問題を改善する為に、私は図3.8(a)のように鉄心と処理容器との間に金属板を挟み込むことで、図3.8(c)に示すような磁化^[1]を引き起こし、中央への磁束の偏りの緩和を試みた。このように磁化を利用する事によって、より大きな容量の汚泥の可溶化にも対応でき、可溶化効率の低下を防ぐことができる考えた。この仮説を立証する為、金属板の有無による磁束強度の差と、実際の活性汚泥可溶化率に対する影響について実験より検討する。



(a) 従来の処理装置



(b) 処理可能範囲概略

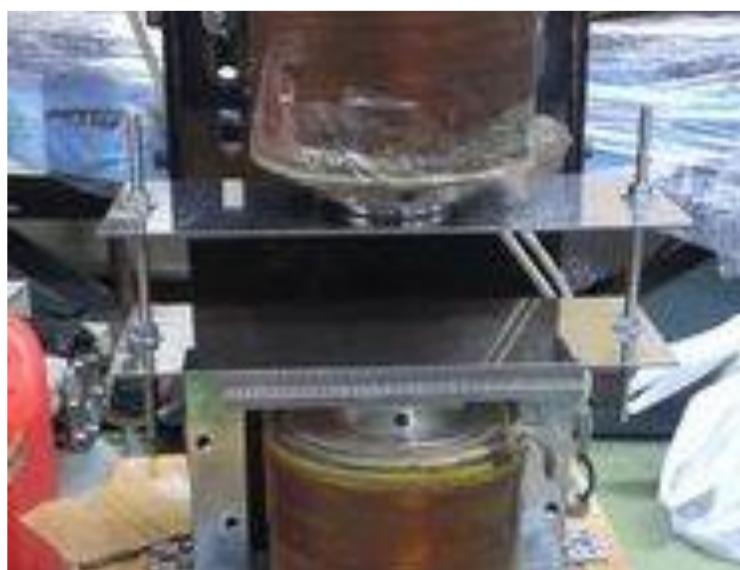


(c) 金属挿入後の処理可能範囲概略

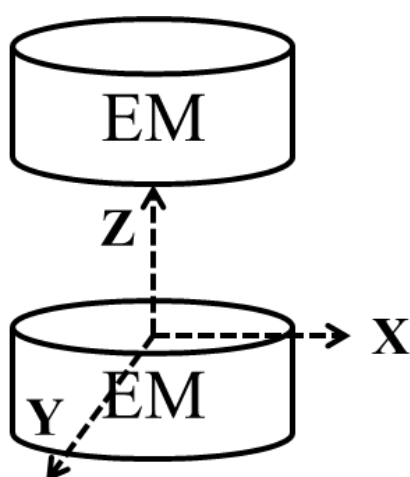
図 3.8 既存処理装置における処理可能範囲の概略図

3.3.1 金属有無による磁束密度への影響

磁束密度を測定するにあたり、今回は厚さ 0.5 mm, 1.0 mm, 2.0 mm の長方形のステンレス(SUS430, 比透磁率 500 H/m, 導電率 0.02 S/m)^[3]金属板を用意し、本金属板を挿入し装置を稼働させた場合の金属板表面付近の磁束密度についてガウスメータ(GM04, Hirst Magnetics 社製)を用いて測定した。装置は交流電源より電圧 100 Vp-p, 周波数 1 Hz の方形波電圧を印加することで稼働させた。また、磁束密度は測定点によって大きく変化するため、今回は図 3.9 に示すように鉄心中心部を原点とし X, Y, Z 軸を定義した上で測定を進めた。



(a) 金属板挿入後の処理装置



(b) 測定概略図



(c) 実際の測定環境

図 3.9 測定概略図

まずは、金属厚みによる磁束密度への影響を明らかにするため、各厚みの金属板を挿入した場合の金属板表面付近(1 mm 以内)の磁束密度を測定した。測定点は鉄心中心部の原点から X 軸方向に-10~10 cm 間で 1 cm 間隔に最大磁束密度を測定した。この測定結果を表 3.3 に示す。そして、表 3.3 の結果を基に磁束密度分布を図 3.10(a)~(c)のように図示し、Y 軸を原点に固定し全厚みにおける磁束密度分布を図 3.10(d)に図示した。図を見るとわかる通り、厚みが薄いほど最大磁束密度が高く、厚くなるほど低くなっていた。これは、高透磁率の磁性体に覆われた空間の磁場が弱くなるという磁気シールド効果によって説明が出来ると思われる^[1]。今回、用いた金属板はプローブの真下に置かれている。つまり磁場を発する電磁石からプローブを半ば遮蔽するような形で金属板が置かれているため、磁気シールド効果が働き金属板内部を磁束が通過した結果、プローブで測定された最大磁束密度が低下したのだと考えられる。ただし、金属板挿入の目的が強い磁束の偏りの緩和であるため、磁束密度が低下する事については本研究においてさほど問題とならない。ただし、予備実験においてフェライト粒子を制御するのに必要な磁束密度が 41.3 mT 以上である事が確認できたため、今回は 41.3 mT を保証した上で中心部への強い磁束密度の偏りを抑える事が望ましい。これらの結果より、磁場の偏りの緩和という観点で見ると、本実験では 2.0 mm の金属板を用いる事が最適であるとした。

続いて、2.0 mm の金属板の有無による磁束密度への影響について調査した。測定点は図 3.9(b)のような 3 次元空間を想定し、それぞれ (3,0,0), (6,0,0), (9,0,0)の 3 点とした。なお、単位は cm である。このとき各点について電圧を変化させながら磁束密度を計測した。この結果を図 3.11 に示す。図 3.10 の結果と多少最大磁束密度が異なるのは、前実験を行ったときの Z 軸方向の距離とで僅かながら差異があった為であり、図 3.10 と図 3.11 とでは一概に比較は出来ない事に留意していただきたい。それを踏まえた上で図 3.11 から分かる通り、金属板の挿入によって磁束密度の強度が抑えられているのが分かる。特に中心部においてこの傾向が顕著であり、本来の目的である磁束密度の偏りの緩和が達成されている事が確認できた。本実験の結果をもとに、次は実際の活性汚泥の可溶化率に対する影響について検討する。

表 3.3 各厚みにおける磁束密度分布計測結果

(a) 厚さ 0.5 mm における磁束密度分布計測結果

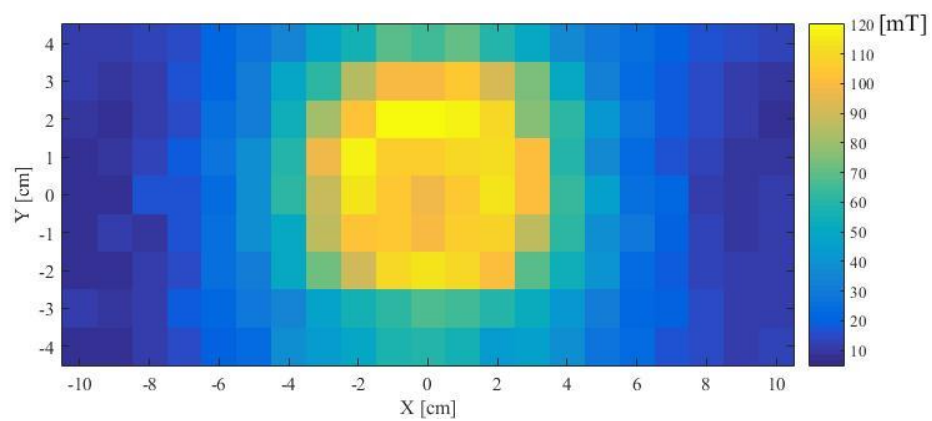
		X軸[cm]																					
Y軸[cm]		-10	-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
	4	11.5	10.8	12.9	14.6	22.5	27.8	35.5	48.1	56.1	68.1	65.7	70.9	59.3	51.1	37.0	28.4	26.5	20.1	16.9	14.5	12.8	
	3	10.4	10.2	11.7	16.3	22.4	31.2	49.9	60.8	85.3	99.3	98.9	104.4	91.9	73.4	50.6	33.6	24.6	18.4	14.6	11.7	9.1	
	2	9.0	8.5	11.7	15.0	24.8	31.1	55.0	81.3	103.8	118.5	119.2	117.0	111.0	76.2	61.6	42.2	26.9	18.2	14.5	10.4	7.4	
	1	8.0	9.3	13.6	17.9	27.2	38.9	60.5	97.6	116.8	106.0	106.6	109.8	112.3	101.7	59.9	36.4	24.4	16.4	12.6	9.1	9.1	
	0	8.2	7.9	16.4	15.8	23.0	37.6	62.3	88.8	114.4	104.4	97.3	105.5	114.0	101.1	63.8	45.0	25.4	22.1	11.9	10.0	11.4	
	-1	7.9	11.2	9.9	17.4	25.1	38.8	51.7	87.1	102.4	104.8	99.8	105.8	109.0	86.9	62.4	39.1	28.4	20.7	12.2	9.4	11.2	
	-2	6.9	7.7	10.7	15.1	26.5	30.7	51.7	71.6	89.5	110.2	113.0	110.1	101.4	68.5	53.9	39.7	23.9	18.0	12.6	11.0	10.8	
	-3	10.7	10.2	11.8	17.6	22.1	28.5	35.1	46.9	56.1	61.3	67.8	65.1	59.5	52.9	41.0	30.7	22.9	20.9	14.6	11.1	11.3	
	-4	6.9	8.3	11.4	15.6	19.8	24.1	38.7	43.7	49.6	58.4	59.4	56.4	43.4	44.8	38.5	27.8	23.3	17.5	14.3	10.4	12.2	

(b) 厚さ 1.0 mm における磁束密度分布計測結果

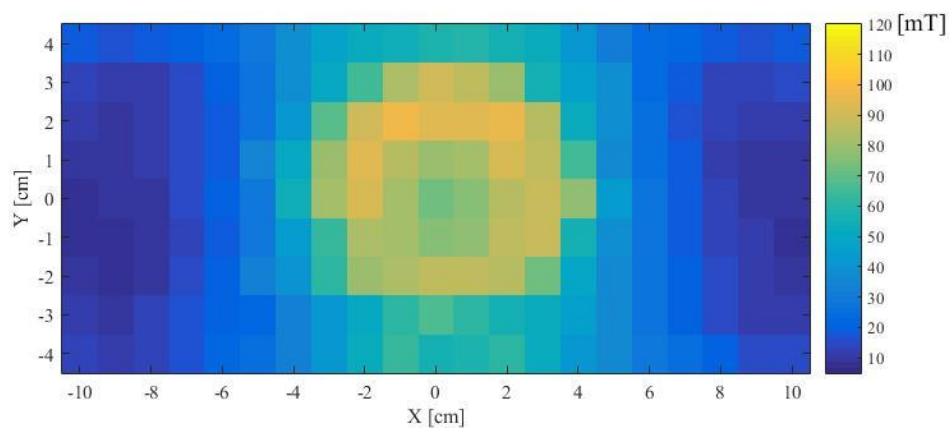
		-10	-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Y軸[cm]	4	18.0	16.6	18.0	19.8	24.4	28.8	38.7	47.3	53.5	53.7	58.2	59.4	55.5	52.9	41.7	31.8	24.4	21.2	18.0	16.0	18.7
	3	13.7	12.0	11.6	14.4	19.9	26.8	37.4	51.7	66.0	82.6	90.9	87.0	79.8	56.8	44.7	38.0	24.1	18.3	13.8	12.5	14.2
	2	11.0	9.9	11.2	14.8	18.9	28.3	41.9	69.4	90.2	97.4	93.4	93.7	95.3	84.9	52.7	38.6	26.3	17.0	12.7	10.6	11.6
	1	9.3	9.2	10.9	15.2	19.2	34.6	50.8	80.4	94.1	85.3	79.6	81.0	92.1	86.9	64.5	36.3	26.2	18.4	11.9	9.5	9.2
	0	8.5	9.1	10.3	14.1	19.5	29.8	54.4	81.2	91.7	81.9	72.6	75.5	84.4	89.4	78.1	44.1	26.6	18.4	12.3	10.1	9.8
	-1	8.4	8.4	9.9	12.8	18.0	28.9	43.3	63.6	83.8	81.1	76.4	77.6	87.6	88.4	56.9	37.6	28.0	19.2	13.3	10.5	8.5
	-2	9.1	8.3	10.2	15.1	20.4	32.0	40.4	62.2	79.8	83.9	86.7	87.6	85.0	72.4	49.0	35.7	27.8	20.9	15.0	10.7	9.7
	-3	10.8	10.0	12.5	15.9	19.8	22.6	33.0	42.2	50.1	61.1	67.5	62.4	56.8	52.6	45.4	36.7	27.9	20.8	15.6	11.7	12.1
	-4	12.7	11.5	12.6	16.7	21.3	25.2	32.7	42.2	52.5	62.9	56.4	58.5	62.1	53.1	42.0	36.4	29.7	25.8	20.2	15.4	15.1

(c) 厚さ 2.0 mm における磁束密度分布計測結果

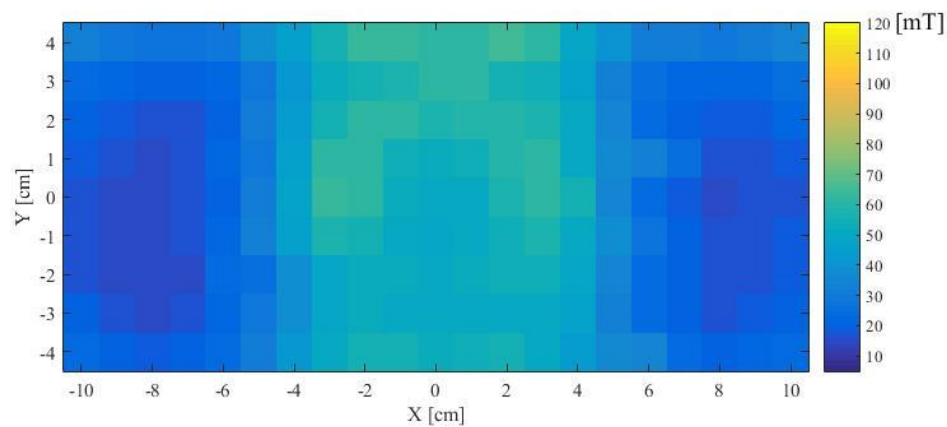
		-10	-9	-8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Y軸[cm]	4	32.2	29.1	27.7	27.8	29.4	37.9	45.5	56.6	63.0	64.2	60.9	62.0	65.2	60.9	48.9	39.4	31.3	30.7	30.1	31.1	34.6
	3	24.5	22.0	19.8	20.5	22.7	29.5	41.1	52.7	56.3	58.8	61.8	60.8	55.7	54.5	46.7	32.7	25.6	21.7	21.5	22.6	25.2
	2	20.5	18.0	16.3	17.1	20.8	30.7	43.9	56.3	61.0	60.8	58.7	60.7	60.7	57.5	50.9	34.4	24.3	20.4	17.8	19.2	21.2
	1	17.9	16.7	15.5	15.9	22.0	29.7	46.3	61.4	61.9	55.0	53.1	54.8	59.9	61.6	50.0	36.8	33.6	26.4	15.9	17.5	18.8
	0	16.0	15.3	14.1	16.5	21.1	31.9	47.7	63.7	61.6	52.9	51.0	51.4	57.2	62.2	55.4	34.0	24.0	18.1	14.7	16.1	16.7
	-1	16.7	15.2	14.3	17.0	21.5	32.3	45.2	57.7	56.1	50.0	48.7	50.2	54.3	58.4	50.0	38.4	27.6	19.8	16.0	16.4	17.8
	-2	17.3	15.1	14.3	15.4	23.2	25.8	38.9	49.0	52.7	51.9	50.8	52.2	54.5	54.7	48.4	34.3	24.7	19.8	16.6	17.4	18.9
	-3	19.5	16.9	15.1	16.6	21.6	28.4	38.4	49.0	52.2	50.6	51.5	51.7	51.1	51.6	47.1	32.6	23.8	20.9	17.1	17.8	20.9
	-4	23.9	20.6	18.5	20.2	24.7	31.4	42.2	50.0	55.8	56.8	52.5	54.8	56.0	51.3	44.5	36.2	35.4	24.3	20.4	21.5	24.1



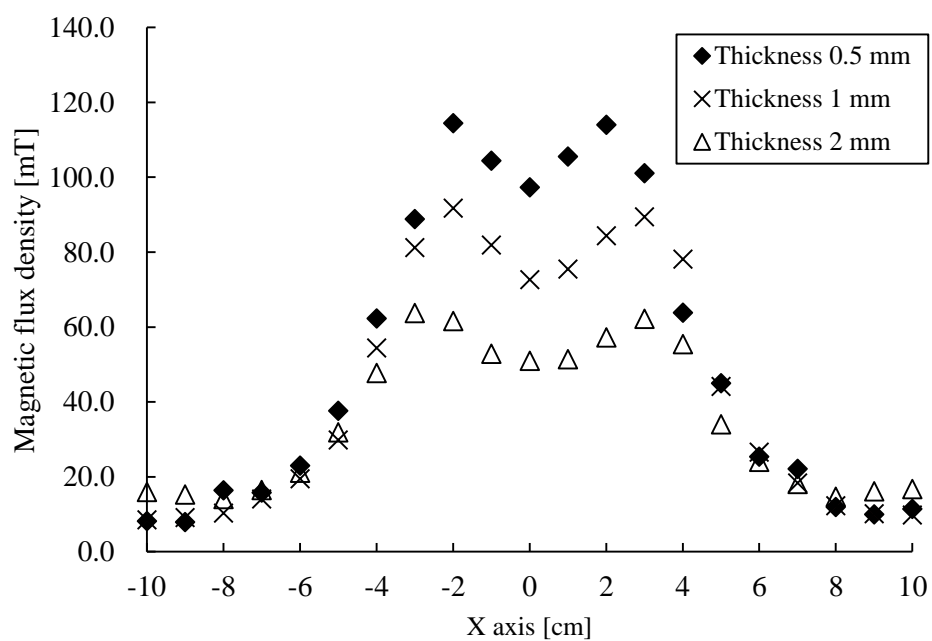
(a) 厚さ 0.5 mm



(b) 厚さ 1.0 mm



(c) 厚さ 2.0 mm



(d) Y 軸が 0 における各厚みの磁束密度

図 3.10 各厚みにおける磁束密度分布

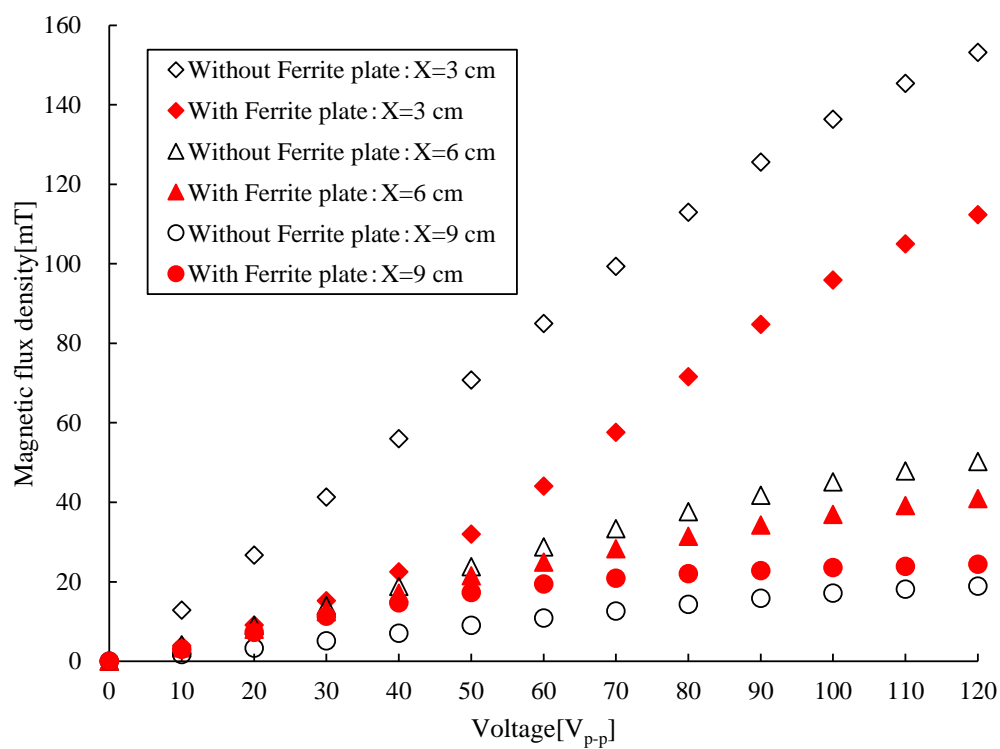


図 3.11 金属板挿入前後での磁束密度の変化

3.3.2 金属有無による可溶化率への影響

本実験の目的は、装置で可溶化する活性汚泥量を処理容器の拡大によって増加させたとき、金属板挿入によって可溶化率が向上するか確認するというものである。そこで今回、図 3.12 に示すように容器を拡大し、処理可能な汚泥量は 180 mL から 290 mL にまで増大している。このような全長およそ 120 mm の容器を用意したのは、図 3.10 を見るとわかる通り厚み 2.0 mm において磁束密度 41.3 mT 以上である範囲がおよそ 100~120 mm であった為である。こうした結果を踏まえ、今回は図 3.12 (b)に示す容器を電磁石に挟み込み、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を試みる。尚、活性汚泥は八橋下水道終末処理場よりご提供いただいた種汚泥をラボプラントにおいて人工排水を用いて培養したものを利用した。人工排水の組成は表 3.4 に示す。この培養活性汚泥 290 mL を本装置で可溶化し、可溶化前後の活性汚泥濃度について調査する。可溶化にあたり、装置は交流電源より周波数 1 Hz、電圧 100 Vp-p の方形波電圧を印加し、3 h の処理を行った。また、使用したフェライト粒子の粒径は 53 μm 以下、フェライト粒子粒量は 85.3 g とした。装置の動作条件については、過去の研究において最適条件が報告されている為、これらを参考にした^[4]。

実験結果を図 3.13 に示す。処理前は 4000 mg/L であった活性汚泥濃度が、金属板未挿入で 2200 mg/L まで減少したのに対し、金属板挿入時は 1400 mg/L まで減少した。金属板挿入による磁束の偏りの緩和が、このように可溶化効率の向上につながった事が実験からも明らかとなった。下水処理という環境を考慮し今回は腐食に強いステン

表 3.4 人工排水組成

材料(製造元) [単位]	量
グルコース(16806-25, ナカライテスク(株)) [mg/L]	500
ペプトン(Bacto, USA, 販売 ナカライテスク(株)) [mg/L]	500
酵母エキス(Bacto, USA, 販売 エーディア(株)) [mg/L]	250
リン酸アンモニウム(01309-01, 関東化学(株)) [mg/L]	7



(a) 以前の処理容器
(内径 60 ϕ , 高さ 60 mm)



(b) 新処理容器(横向きで利用)
(本体：内径 60 ϕ , 高さ 100 mm
キャップ：内径 40 ϕ , 高さ 20 mm)

図 3.12 処理容器の外観

レス板を用いたが、透磁率などといった観点から更に材料を吟味すれば、さらに可溶化率を向上出来る可能性がある。本実験結果によって、本装置の更なる可溶化効率向上が示唆され、磁化を利用した改善については今後も続けて深く検討を重ねる価値があると考ええる。

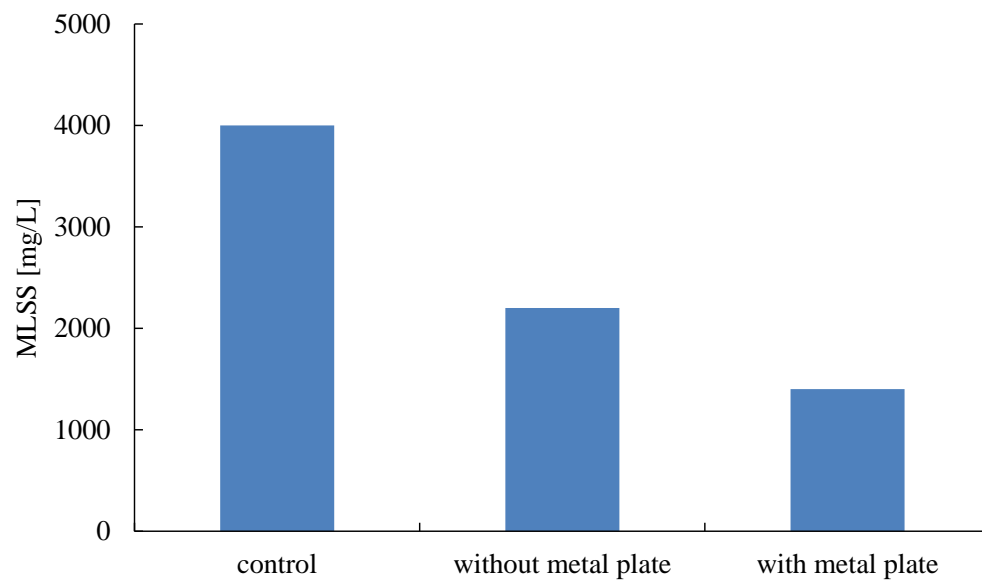


図 3.13 金属有無による活性汚泥可溶化への影響

3.4 ラボスケール・プラントに対する連続可溶化実験

前節で磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の可溶化効率の向上を図った。この結果を踏まえ、続いて下水処理場のプラントを模擬したラボスケールのプラントを連続運転し、これに継続的に可溶化処理を実施する事でプラント中の活性汚泥濃度 MLSS の増加を抑制する事が可能であるかを実験により検討していく。プラントを模擬するにあたり、参考として八橋下水道終末処理場へ実際に訪問させていただき、それをもとに反応槽・沈殿槽・返送汚泥ラインから成るラボスケールの模擬プラントを構築した。

3.4.1 ラボスケール・プラント構築

<a> 反応槽

八橋下水道終末処理場の反応槽を図 3.14 に示す。下水処理場の反応槽は暗室となっており、屋外に敷設された反応槽プラントへの雨水の侵入や、太陽からの光が入射するのを防ぐ事で、培養環境が変化しないようにしている。これに対し、私が製作したラボスケール・プラントを図 3.15 に示す。横幅 450 mm×奥行 175 mm×高さ 163 mm の直方体のポリエチレン製の槽となっており、有効容積は 7 L である。反応槽中の活性汚泥への曝気は、図 3.15 (c)に示すような円形平板型のエアストーンを用いて、エアポンプ(Silent β 120, 株式会社マルカン)により行った。このような円形平板型エアストーンを用いたのは、エアストーンの発する気泡によって反応槽中の活性汚泥を攪拌するためである。また、エアポンプの空気量は 2 L/min とした。



(a) 反応槽外観

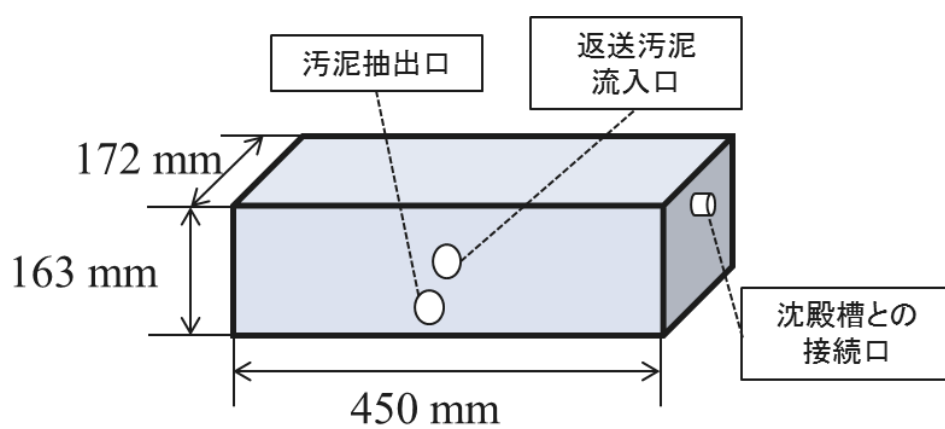


(b) 反応槽内部(活性汚泥)

図 3.14 八橋下水道終末処理場の反応槽



(a) 反応槽外観



(b) 反応槽寸法概略



(c) エアストーン

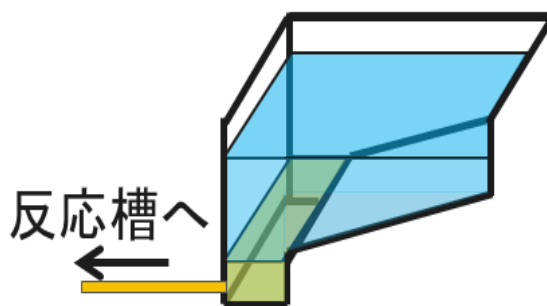
図 3.15 ラボスケール・プラントの反応槽

 沈殿槽と返送汚泥ライン

八橋下水道終末処理場の沈殿槽を図 3.16 に示す．沈殿槽の内部は図 3.16 のように底部が傾斜となっており，ここで溜められた汚泥は返送汚泥ラインを通り反応槽へと戻される．対して，私が製作したラボスケールの沈殿槽を図 3.17 に示す．ラボスケール・プラントにおいて扱う活性汚泥量は下水処理場のそれと比較して非常に少ない事，沈殿槽を置くスペース自体が限られている事から，細口ボトル(ポリプロピレン，本体 $\Phi 131 \times 245$ ，ネジ口 GL32，アズワン株式会社)を利用し図のような円筒状の沈殿槽を用意し，これに返送汚泥ラインをつないでいる．また，沈殿槽には汚泥を沈殿させやすくするためにモーター(D-5N，100 V，50Hz，1.5 W，1 rpm，SERVO)を設置しており，これにより汚泥を図 3.18 に示すような返送汚泥ラインへと流している．



(a) 沈殿槽外観

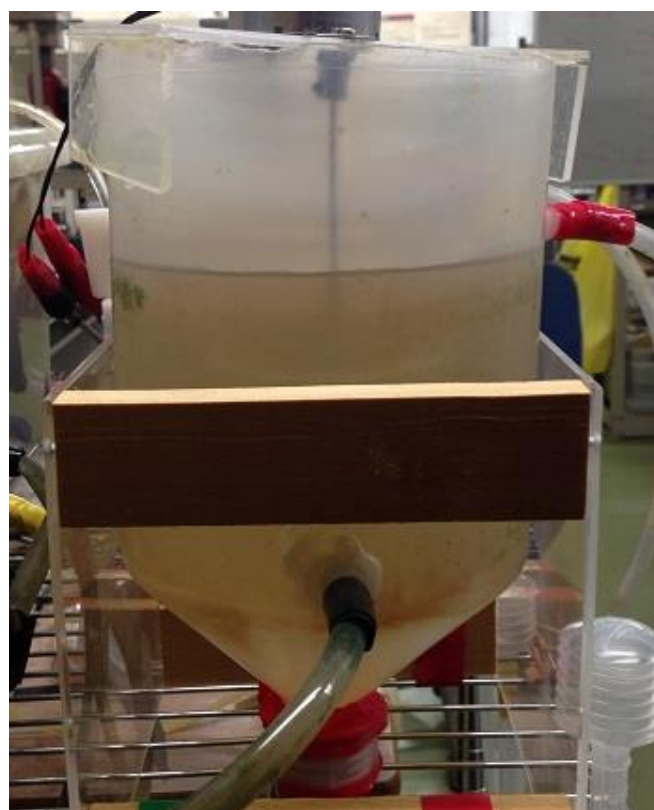


(b) 沈殿槽概略図

図 3.16 八橋下水道終末処理場の沈殿槽

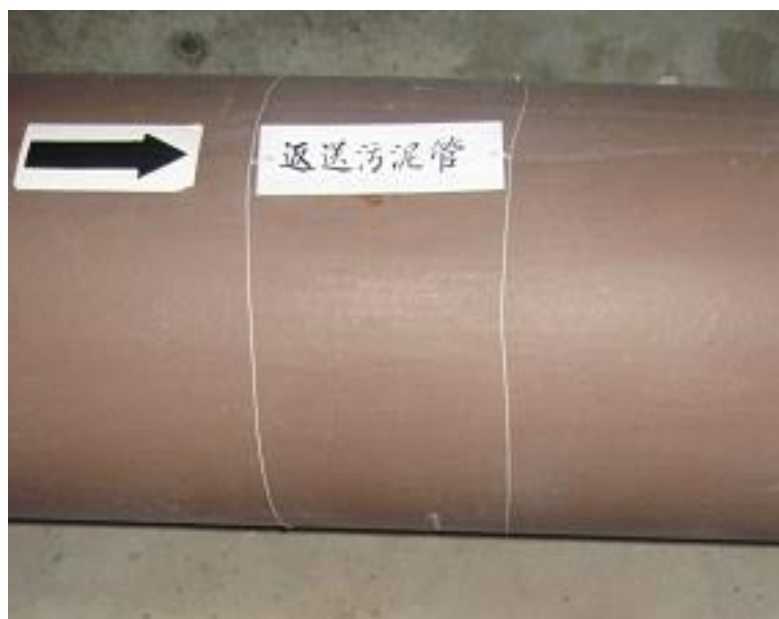


(a) 沈殿槽上面



(b) 沈殿槽側面

図 3.17 ラボスケール・プラントの沈殿槽



(a) 八橋下水道終末処理場の返送汚泥ライン



(b) ラボスケール・プラントの返送汚泥ライン

図 3.18 返送汚泥ライン

3.4.2 連続可溶化実験

<a> 実験条件

製作したラボスケール・プラントに対し、磁気フェライト・モーションコントロール処理装置を利用して継続的に可溶化処理を行っていく。製作したラボスケール・プラントの外観が図 3.19 である。本プラントは同構成のものが二基用意されており、それぞれ毎日 08:00～20:00 の間稼働し、反応槽の初期 MLSS は 2000 mg/L とした。用いた人工排水の組成は表 3.1 に示した通りである。この人工排水を 2 L/day 反応槽に流入させている。反応槽ばっ気量は前述のとおり 2 L/min となっている。稼働時間外にはすべての動作が停止し、可溶化実験は毎日稼働時間内である 12 時頃に反応槽から活性汚泥を 290 mL 抽出し実施した。以下に実験工程の流れを示す。

1. 08:00 にプラントが稼働開始
 2. 12:00 にプラントから活性汚泥 290 mL を抽出
抽出した活性汚泥とフェライト粒子を処理容器に封入，その後可溶化処理を行う
※可溶化の実験条件については 3.1.2 と同様である
 3. 3 h 後，可溶化後の汚泥を反応槽へ戻す
この際，各プラントの MLSS，COD，SVI を測定・算出
 4. 20:00 にプラントが停止
- プラントは 2 基あるが，上記の可溶化実験を行ったのはそのうちの 1 基のみであり，もう一方については対照系として通常運転を実施した。

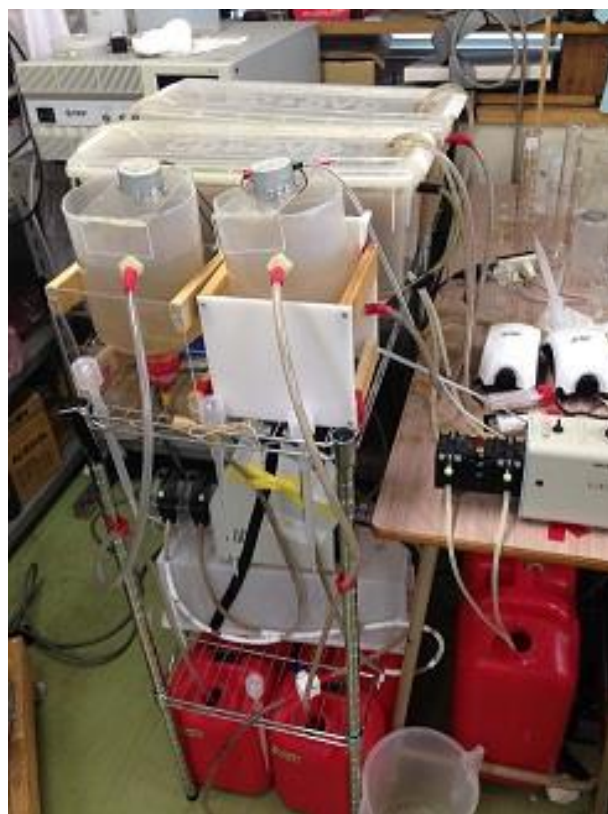


図 3.19 ラボスケール・プラント

 実験結果

✓ MLSS

測定期間中における MLSS 測定結果を図 3.20 に示す．図中において青線が通常運転を行ったプラントである Control の系，赤線が実際に可溶化処理を実施している系である．ただし開始当初 MLSS が低かった為，実際に可溶化処理を実施したのは MLSS が 2000 mg/L に達した 7 日目以降であり，それまでは可溶化処理を実施する系においても通常運転を行っている．

結果を見ると，通常運転を実施した系においては開始 2100 mg/L から最終的に 3000 mg/L にまで増加した．一方，可溶化処理を実施した系では開始 1900 mg/L から 2400 mg/L にまで増加している．全体を通して，通常運転の系と比べて磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を継続的に実施している系において MLSS が低い傾向にあることから，本手法による余剰活性汚泥の抑制への効果が表れている事が確認できる．ここで，通常運転の系において実験開始から終了までで濃度が 900 mg/L 増加しており，かつ反応槽の有効容積は 7 L であるから，6300 mg の活性汚泥(余剰活性汚泥)が発生している事になる．これに対して可溶化処理を実施した系では実験開始から終了までで 500 mg/L が増加しており，同じく有効容積 7 L より増加した活性汚泥量は 3500 mg という事が分かる．この間 14 日が経過している事から，つまり通常運転では活性汚泥量が 450 mg/day の速度で増加し，可溶化処理の系では 250 mg/day という速度で増加している事となり，この差分である 200 mg/day が磁気フェライト・モーションコントロールにより可溶化されている事が分かる．この結果に対する妥当性を，3.2.1 の実験での結果を利用し検証する．3.2.1 の実験では本装置の可溶化率がおおよそ 50～60%であった事が分かっており，仮に 50 %の可溶化率で MLSS 2000 mg/L

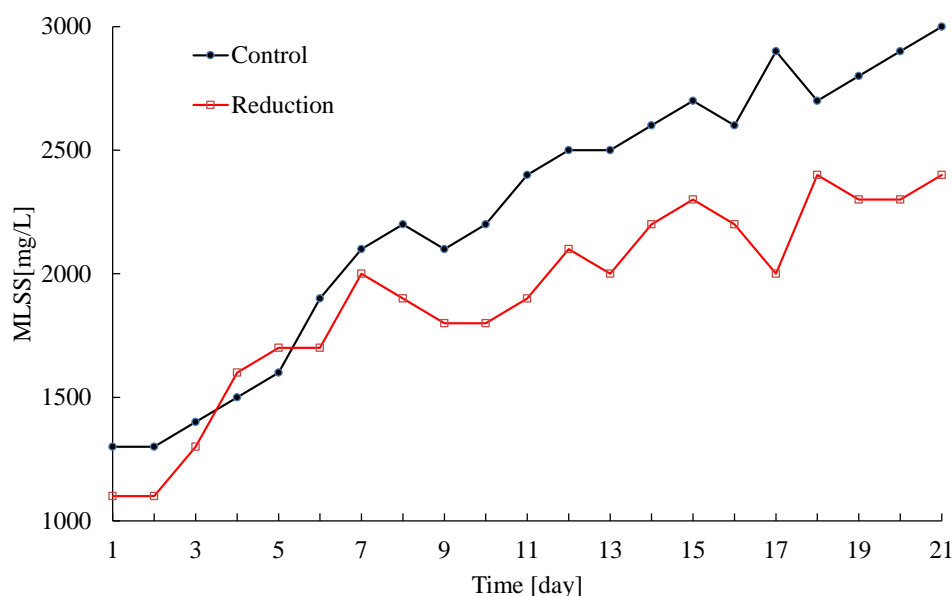


図 3.20 減容化評価試験の MLSS 測定結果

の活性汚泥 290 mL を可溶化した場合、可溶化される理論上の活性汚泥量は 290 mg であり、これが 1 日に可溶化される活性汚泥量となる。連続処理実験の結果から算出された可溶化量 200 mg/day と 3.2.1 の実験結果から算出された可溶化量 290 mg/L の間に多少の差異が見られるが、これはこのように理論上の数値と実際の数値の間で著しい乖離は見られなかったことから、今回の結果についてはある程度の妥当性が得られていると考える。よって、この結果より磁気フェライト・モーションコントロールによる余剰活性汚泥の可溶化に一定の効果が期待できる事が確認された。ただし、図 3.20 を見ればわかる通り、可溶化処理の系において依然 MLSS は増加し続けている。ラボスケール・プラントにおいて余剰活性汚泥の完全な抑制を達成する為に更なる可溶化効率の改善、つまり 1 日に発生する活性汚泥量 450 mg を可溶化する為に現在の 50～60% から最低でも 80% にまで向上を図る必要がある

✓ COD

続いて、COD 除去率の測定結果を図 3.21 に示す。MLSS と同様、青線が通常運転を実施している系、赤線が可溶化処理を実施している系である。尚、COD 除去率については第 2 章の式(2.2)より算出した。

結果を見ると明らかな通り、通常運転を実施している系と可溶化処理を実施している系いずれの場合においても COD 除去率が 90% 台という高い数値を維持している。例えば 7 日目時点でプラントからの排水の COD は Control, Reduction それぞれにおいて 37.4 mg/L, 30.9 mg/L であったのに対し、実験最終日ではそれぞれ 11.5 mg/L, 14.3 mg/L であり、非常に低い数値となっていた。通常、物理学的手法によって活性汚泥を可溶化すると、微生物が基質化する事によって液中の有機物濃度が大きくなる事が知られている^[5]が、こうした影響が見られなかった事から可溶化し基質化した微生物が活性汚泥によって酸化分解されている事が分かる。この結果から、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化によって、活性汚泥法による処理排水の水質への悪影響が見られなかった事が確認できた。

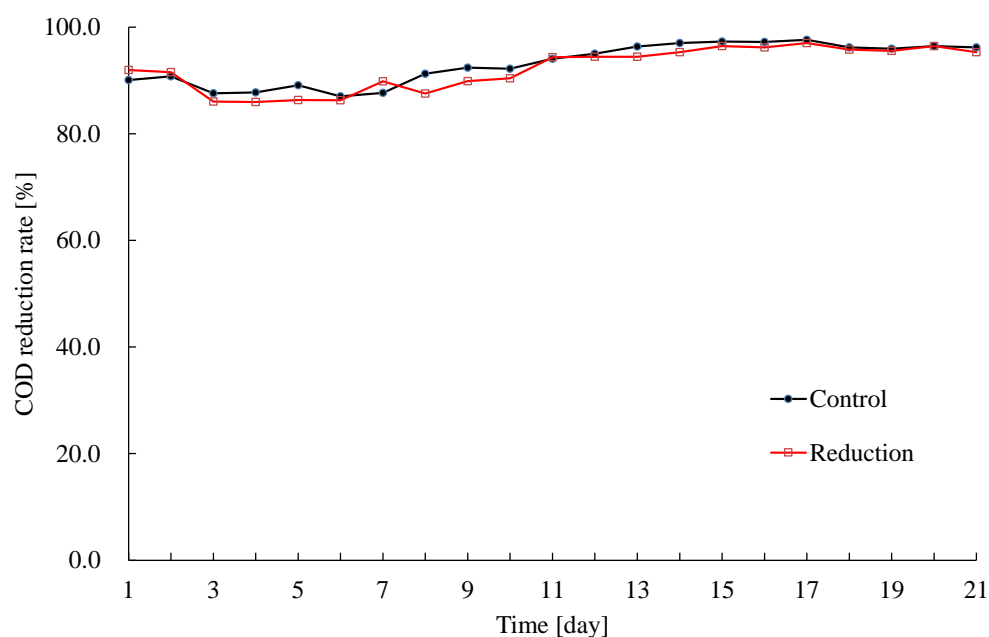


図 3.21 COD 除去率測定結果

✓ SVI

続いて、SVI の測定結果を図 3.22 に示す。SVI は SV_{30} の測定結果をもとに算出しており、これまでの結果同様、青線が通常運転を実施している系であり、赤線が可溶化処理を実施している系である。1 日目、2 日目については測定が困難であったため、データが存在しない。また、SVI は第 2 章の式(2.3)より算出した。

SVI は、活性汚泥の沈降性を示す指標である^[6,7]。活性汚泥法において活性汚泥の沈降性は排水の水質に大きく関わり、もし沈降性が悪化すれば排水と活性汚泥との固液分離において悪影響を及ぼし水質が低下してしまう。沈降性に問題が無ければ SVI は 150～50 の間を推移するとされており、こうした観点で図 3.22 を見ると、初期において沈降性が悪かったものの、その後は 150～50 の間を推移し、活性汚泥が良好な沈降性を示している事が確認された。可溶化処理を実施している系において通常運転の系と比較すると多少 SVI が高かったが、この結果は両方の系いずれにおいても良好な状態である事を示唆した COD 除去率の結果を補完するものであり、一定の妥当性が得られていると考える。つまり磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化によって、活性汚泥に対する悪影響はほぼ見られず、活性汚泥の活性を維持しながら可溶化が可能である事が示唆された。

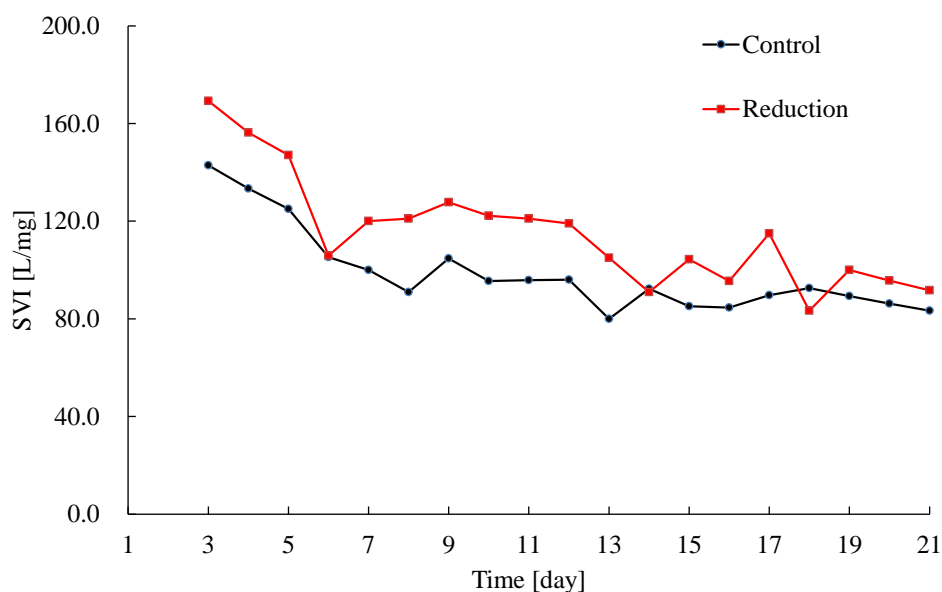


図 3.22 SVI 算出結果

3.5 第3章の総括

第3章では、主に余剰活性汚泥の減量化を目的とした磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化について、既知の物理学的知見による磁気フェライト・モーションコントロールの理論的な説明、現在の処理装置が抱える問題への改善、並びにラボスケール・プラントへの連続実験による可溶化性能を調査した。各調査項目において、得られた知見と今後の課題について以下にまとめる。

・磁路長が臨界電流値に与える影響

ヒステリシス損などの損失について考慮しない事を前提とした上で、アンペールの法則や電磁石の吸引力に関する力より、フェライト粒子に作用する力を理論的に説明した。また、そうした上でフェライト粒子に作用する重力に対して電磁石の吸引力が勝る境界の電流値(臨界電流値)について、理論式から導出した理論値と実験による実測値の比較を行った結果、理論値・実測値いずれの場合でも磁路長が広がるほどより大きな電流を流さなければフェライト粒子の制御が難しくなる事が示唆された。よって磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化においては、自己インダクタンスに代表されるような電磁石の性能、流れている電流の大きさについて正しく理解し、適切な磁路長を選択する必要性を確認した。必要以上の磁路長を確保する事は、磁気フェライト・モーションコントロールが正しく実施されなくなる恐れがある。

・処理可能汚泥量の向上

本装置が抱える大きな問題点として、処理可能な汚泥量が限定されているというものがあった。この点について金属板の挿入による磁化の利用で改善を試みた結果、処理可能な汚泥量は以前の 180 mL から 290 mL にまで 1.6 倍に拡大し、この時の可溶化率は 50～60%であった。この結果によって磁化を用いれば処理可能汚泥量の向上に一定の効果を期待できる事が分かり、今後更なる検討を重ねる価値があると考えた。

・ラボスケール・プラントに対する連続処理実験

磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化性能を調査する為、八橋下水道終末処理場を参考に製作したラボスケール・プラントに対して継続的に可溶化処理を実施し、可溶化処理を行っているプラントと行っていないプラントを比較することでその効果を検討した。この結果、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化によって余剰活性汚泥の発生を一定程度抑制し、かつ活性汚泥の性状に対して悪影響を及ぼさない事が分かった。ただし完全な抑制とまではならず、そのためには現在の可溶化率を最低でも 80% 台にまで向上させる必要があり、装置の更なる改善が必要である。

3.6 参考文献

- [1] 関根 松夫, 佐野 元昭 : 電磁気学を理解する, 昭昇堂 (1996)
- [2] 小塚 洋司 : 電気磁気学 その物理像と詳論, 森北出版(株) (1998)
- [3] Henry W. Ott : 実践ノイズ遮減技法, JATEC 出版 (1990)
- [4] M. Kabir, M. Suzuki, N. Yoshimura: Excess Activated Sludge Reduction by Using Electromagnets and Ferrite Particles, IEEJ Trans. Electric. Electron. Engg., vol.7, no.2, pp.220-224 (2012)
- [5] 今井 剛, 荒金 光弘, 関根 雅彦, 樋口 隆哉, 浮田 正夫 : 高速回転ディスク法による余剰汚泥の減量化とその生分解性に関する研究, 土木学会論文集 G, 第 63 巻, 第 4 号, 351~359 頁 (2007)
- [6] 福田 文治 : 初歩から学ぶ水処理技術, (株)工業調査会 (2001)
- [7] 三好 康彦 : 汚水・排水処理の知識と技術, オーム社 (2003)

第4章 バイオ資源化のための余剰活性汚泥可溶化

前章において、磁気フェライト・モーションコントロールによる余剰活性汚泥の減量化を目的とした可溶化について、種々の実験をもとに現在抱えている課題への対策や可溶化性能の評価を実施した。それに対し本章では同じ可溶化技術を用いて、余剰活性汚泥の資源化に向けた可溶化について検討を進める。特に余剰活性汚泥由来のタンパク質は有用な資源となる事が知られており^[1-3]，こうした背景から磁気フェライト・モーションコントロールによるタンパク質の溶出について実験を進めていく。

4.1 余剰活性汚泥のバイオ資源化

余剰活性汚泥が経済的に負担となっている事、その減量化の為にあらゆる可溶化手法の研究が進められている事については、第1章にて述べた通りである。これは基質化した余剰活性汚泥を他の活性汚泥によって共食いのように酸化分解し除去してもらおうというものだが、一方で活性汚泥はタンパク質やバイオ燃料、化学農薬に比べ安全性の高い生物農薬、酢酸や乳酸などの短鎖脂肪酸が生産できる再生可能資源である事が知られている^[4,5]。こうした事実背景から、酸化分解によって除去するのではなく資源として得る為の可溶化についても種々の研究報告がなされている。例えば Yulin Xiang らは熱-アルカリ処理法により活性汚泥の可溶化を行った結果、汚泥タンパク質の抽出収率がおおよそ 69% となった事を報告しており^[1]，Keke Xiao et al は超音波処理やアルカリ処理、熱処理による活性汚泥の可溶化によって可溶性タンパク質濃度が処理前後で比較してそれぞれ 11, 23, 12 倍に増加した事を報告している^[3]。既に述べた通り毎年大量の余剰活性汚泥が発生している事から、これらの資源化は非常に重要な意味を持つと考え、磁気フェライト・モーションコントロールにおいてもこの資源化の為の可溶化、特に活性汚泥由来タンパク質の可溶化が可能であるかについて検討していく。

4.1.1 既存装置を用いたタンパク質可溶化実験

タンパク質可溶化の可能性を検討するのであれば、実際に既存処理装置を用いてタンパク質の可溶化を試みるのが最善である。よって今回、MLSS がそれぞれ 2000, 4000, 8000 mg/L の活性汚泥を用意し、これに対し磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を実施しタンパク質濃度の調査を行った。これまでの磁気フェライト・モーションコントロールに関する実験に倣い、電磁石にはバイポーラ電源 (BP4610, (株)エヌエフ回路設計ブロック)より電圧 100 V_{pp}、周波数 1 Hz の方形波電圧を印加し、3 h の間稼働し続けることで可溶化処理を実施した。使用フェライト粒子量は 85.3 g とし、フェライト粒子粒径は 53 μm 以下としている。この結果を図 4.1 に示す。初期 MLSS 濃度がそれぞれ 2000, 4000, 8000 mg/L であったとき、処理後の

タンパク質濃度はそれぞれ 1.42, 2.44, 3.71 mg/mL であった。図を見れば分かる通り、初期汚泥濃度が高くなるほど処理後のタンパク質濃度が上昇しており、一定の相関性が存在している事が分かる。このような結果が得られたことで磁気フェライト・モーションコントロールによるタンパク質可溶化の可能性については確認できたが、本実験を進めていく上で新たな課題もまた発生した。それは、温度である。電磁石にはヒステリシス損などの損失や、コイルに流れる電流によるジュール熱の損失が存在し、電流を流すとそうした損失から熱が発生するが、この熱は特に電磁石の軸である鉄心に集まりやすく、実験中は電磁石の温度が上昇する。事実、3 h という処理後に電磁石の鉄心に触れると、明らかに発熱している事が分かった。電磁石で処理容器を挟み込むという磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の構造上の問題として、電磁石自身が発熱してしまうと熱が処理容器に伝わる恐れがある。一方、タンパク質を扱う上でこうした温度の上昇は避けるべきとされており^[6]、この温度の問題について次節より深く掘り下げていく。

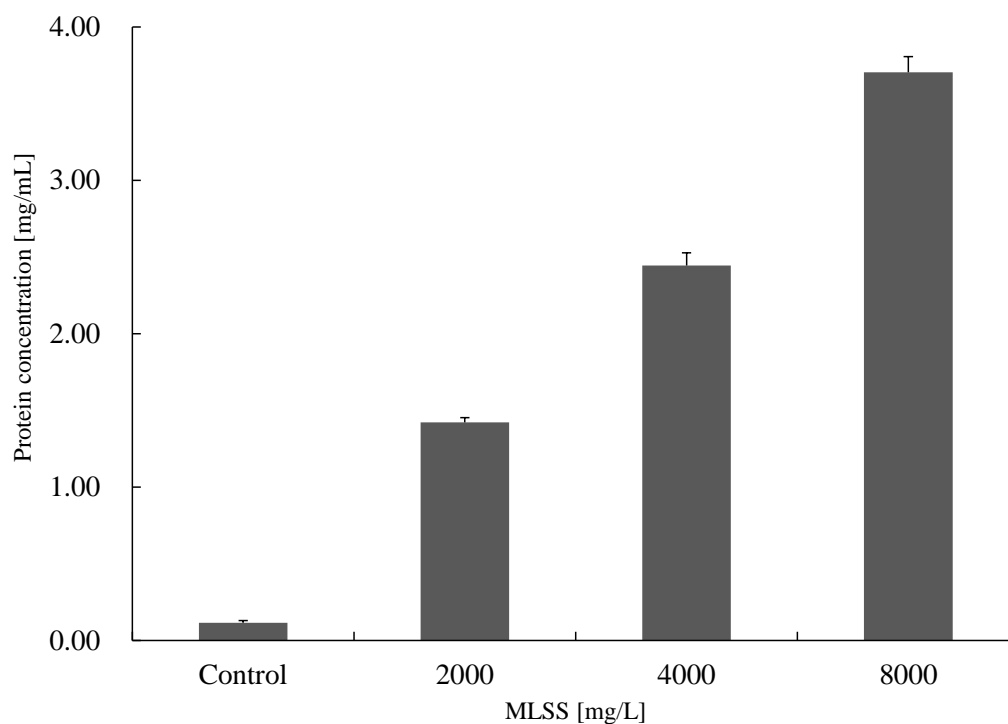


図 4.1 可溶化処理後のタンパク質濃度

4.2 温度を考慮した処理装置の開発

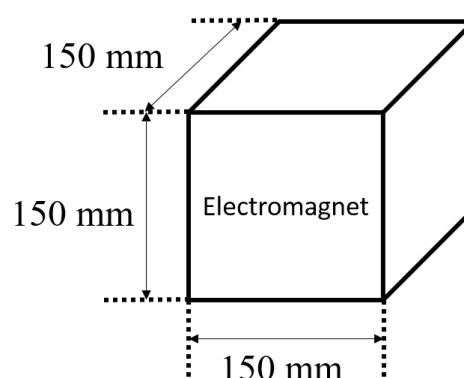
活性汚泥からタンパク質を得る場合、問題となるのが可溶化による温度上昇である。可溶化によって汚泥由来タンパク質を得る研究がなされている事は前述したとおりだが、その多くが温度を考慮していない^[1-3]。一方で、とりわけ医療分野などにおいてはタンパク質を扱う場合、4℃以下という低温を維持する事が望ましいとされている^[6]。これは、タンパク質の機能解析のためのプロテオーム解析において、余剰活性汚泥からタンパク質を得る場合とは異なり、タンパク質が安定しているか、変性していないか等といった点を特に重視している為であると思われる^[6,7]。このような背景がある事から、汚泥由来のタンパク質についてもこうした温度上昇について十分考慮し活性汚泥の可溶化を図る事は、余剰活性汚泥のバイオ資源化を試みる上で非常に重要であるといえる。そこで私は、磁気フェライト・モーションコントロールによる活性汚泥からのタンパク質可溶化を検討する上で、低温下という条件においての可溶化を試みる事とした。

4.2.1 小型電磁石を用いた新たな処理装置

既存の磁気フェライト・モーションコントロールの処理装置と電磁石の寸法を図4.2に示す。図4.2(a)のように本装置は2台の電磁石で処理容器を挟み込む事で磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化が達成できるが、この上でさらに低温下を実現する場合、可能な限り処理容器と電磁石の間に障害物が生じるのは避けたい事から、処理装置全体を冷却するのが望ましい。ところが既存装置は非常に大きく、図4.2(b)に示すように電磁石1台の寸法が幅150 mm×高さ150 mm×奥行150 mmの大きな立方体であり、更にこれを上下で2台用いている。冷却する空間が広ければ



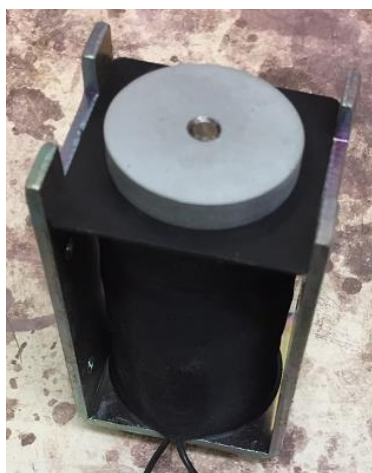
(a) 既存処理装置



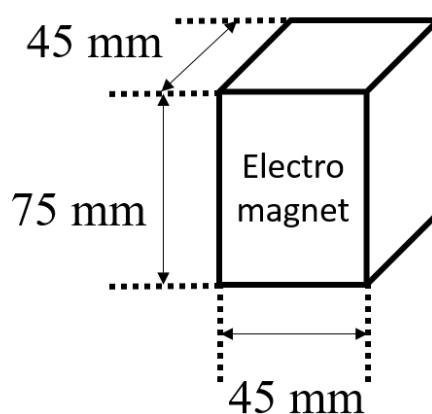
(b) 使用電磁石の寸法

図 4.2 既存処理装置外観と寸法

広いほどその為のコストもまた増す事は自明であるため、処理装置をより小型化する必要がある。そこで私は図 4.3 に示すような小型電磁石(定格電圧 $80\text{ V}_{\text{p-p}}$, 自己インダクタンス 7.8 H)を用いて新たな磁気フェライト・モーションコントロール処理装置を開発した。小型処理装置全体の外観を図 4.3 (a)に示す。また、図 4.3 (b)に示す通り小型電磁石の寸法は幅 45 mm ×高さ 75 mm ×奥行 45 mm となっている。図 4.3 (c)を見れば分かる通り、その大きさは遥かに小さく、従来用いていた電磁石と比較すると体積にして約 20 分の 1 以下という非常に小さなものとなっている。



(a) 小型電磁石



(b) 小型電磁石の寸法



(c) 各電磁石の外観比較

図 4.3 小型電磁石外観と寸法

4.2.2 小型電磁石 1 台での処理の検討

前節において電磁石の寸法を小さくする事により小型化を達成した．しかし磁気フェライト・モーションコントロールの手法は電磁石 2 台を用いるというものであり，最終的に装置を組み上げる場合に全体の高さが 2 倍以上となり，大型化してしまう．そこで今回，タンパク質の可溶化を試みる上で電磁石 1 台でも可溶化が出来ないか検討した．その可溶化概略図を図 4.4 に示す．主な流れは 2 台の場合とほぼ同様であるが，小型電磁石に流れていた電流が止まった時，フェライト粒子は自重により底部へと移動する．周波数が 1 Hz である事からこの移動は 1 秒間のみ続き，その後小型電磁石に電流が流れフェライト粒子が上部へと凝縮する．ただしこのように電磁石 1 台で装置を構成した場合，考えられる問題点として破碎強度の低下が挙げられる．磁気フェライト・モーションコントロールではフェライト粒子が磁場によりコントロールされ凝縮を繰り返す事によって，活性汚泥中の微生物群の細胞壁・細胞膜を破碎し，可溶化する．これが電磁石 1 台とした場合，凝縮の回数が単純に 2 分の 1 となるため，処理全体を通して微生物群に対する可溶化性能が劣化する可能性がある．また，フェライト粒子の自重による移動についても，磁場による底部への移動に比べればその速度が異なる為，これによる影響が生じる事も十分考えられる．そこで本研究では電磁石の数による可溶化性能への影響も検討すべきと考え，図 4.5 のように電磁石 1 台の場合と 2 台の場合における処理装置を用意した．なお，回路図に関しては従来の処理装置と同一な為割愛させていただく．

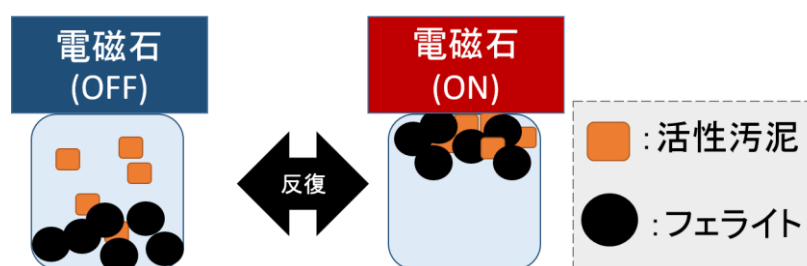
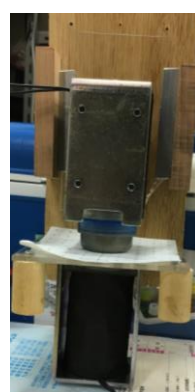


図 4.4 小型電磁石における可溶化概略図(1 台の場合)



(a) 電磁石 1 台



(b) 電磁石 2 台

図 4.5 処理装置概略図

4.2.3 処理容器選別の為の小型電磁石の性能評価

従来の装置から新たな装置を開発する上で、重要となるのが処理容器の選別である。どのような形状で、かつどのような高さを持つ容器が最適であるかは電磁石が発する磁場の強さ、つまり電磁石の性能によって決まる。電磁石の性能が高い、つまり強い磁場を広範囲に発する事が出来るものであればあるほど、より大型の容器を用いる事ができ、即ち処理可能汚泥量の増加につながる。このため、実際の可溶化試験に入る前に小型電磁石の性能や特性について調べる事が必要不可欠である。そこで今回、この小型電磁石の I - V 及び B - V 特性、磁束密度分布を調査し、新たな処理装置のための処理容器選別を行った。

<a> I - V , B - V 特性

小型電磁石に交流電源を繋ぎ、印加電圧を $50 \sim 100 \text{ V}_{\text{p-p}}$ まで変化させたときの I - V 特性、並びに B - V 特性を調査した。電流 I に関してはバイポーラ交流電源の液晶で測定電流値が確認でき、磁束密度 B についてはガウスメータ(GM04, Hirst Magnetics)を用いて小型電磁石の鉄心中心部表面の磁束密度を、プローブを用いて計測した。その結果を図 4.6 に示す。左の縦軸が電流、右の縦軸が磁束密度であり、電圧の上昇とともに電流は $0.5\text{A}_{\text{p-p}}$ から $0.9\text{A}_{\text{p-p}}$ まで、磁束密度については 39.5 mT から 49.0 mT まで上昇していた。先に説明した通りフェライト粒子の制御に必要な磁束密度はおよそ 41.3 mT 程度あればよい事が分かっている為、 $60\text{V}_{\text{p-p}}$ 以上であれば十分な磁束密度が得られる事が分かった。

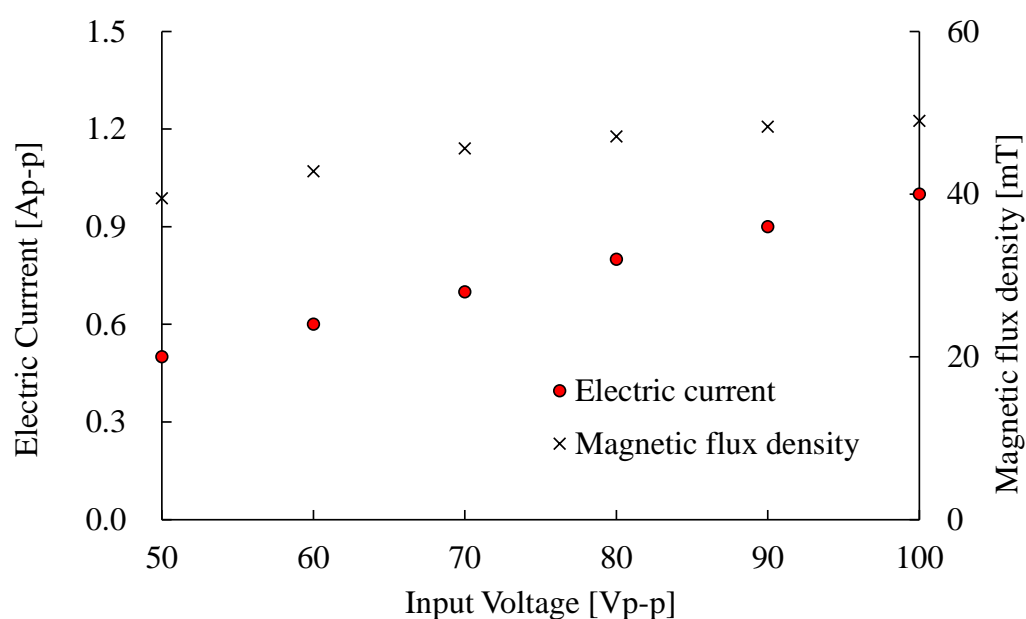
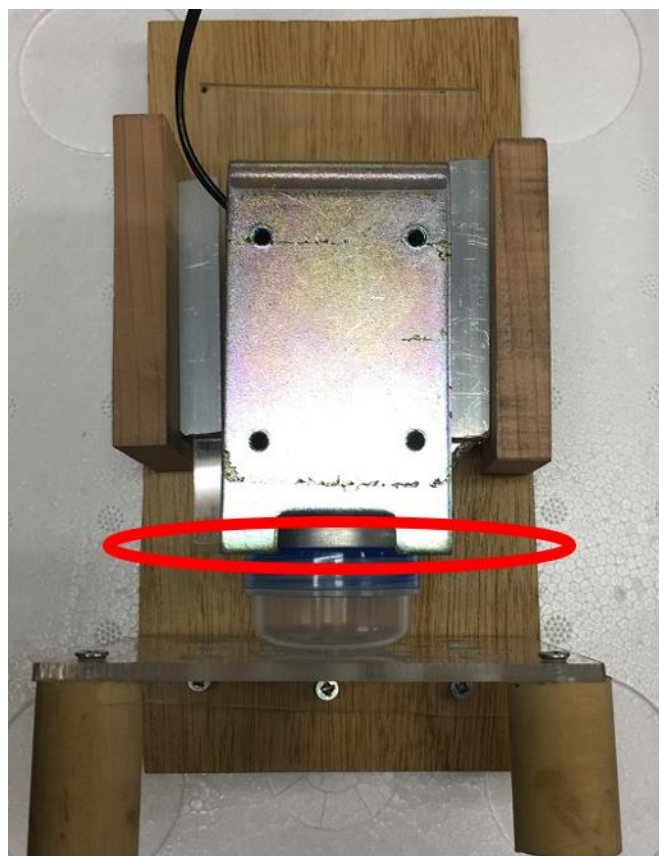


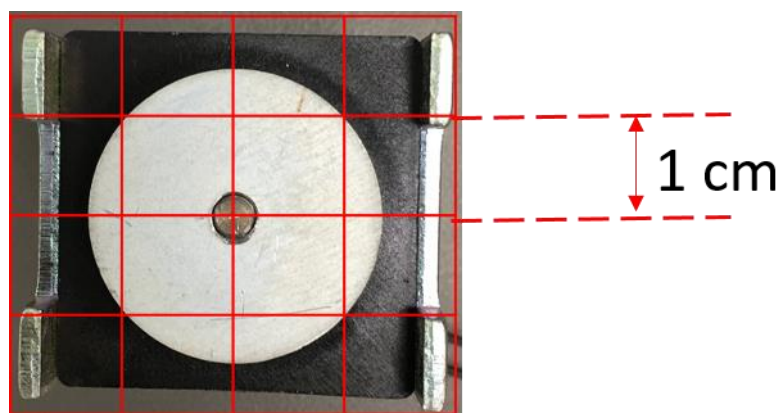
図 4.6 小型電磁石 2 個接続時の I - V 特性・ B - V 特性

 磁束密度分布

続いて、小型電磁石の発する磁束密度分布についても計測した。計測するに当り、印加電圧は $50\text{ V}_{\text{p-p}}$ から $100\text{ V}_{\text{p-p}}$ まで $10\text{ V}_{\text{p-p}}$ 刻みで変化させ、各電圧値における電磁石の磁束密度分布を計測した。計測範囲は図 4.7 に示すような電磁石の下部断面を計測範囲とし、これを縦横 1 cm 毎に区切ったうえでガウスメータを用いて計測を行った。その結果を表 4.1 に示す。



(a) 電磁石外観



(b) 磁束密度分布計測範囲 (電磁石下部断面)

図 4.7 小型電磁石外観及び磁束密度分布の計測範囲

更に表 4.1 を基に磁束密度分布を図 4.8 のように図示した．図 4.8 は 5×5 の 磁束密度カラーマップグラフとなっており，青から赤に近づくにつれ磁束密度が高くなっていく．磁束密度の単位は mT であり，各色が相当する数値については各グラフ左部に記載されている凡例のとおりである．表 4.1 に記載されている通り， 5×5 の範囲の磁束密度を，ガウスメータを用いて計測することにより電磁石断面範囲の磁束密度分布を計測した結果，電圧の上昇に従って全体的に磁束密度が上昇している事が分かる． B - V 特性の計測において電圧の上昇と磁束密度の上昇が比例関係にあった事が分かっているが，磁束密度分布の計測においても同様の傾向が示されている事が分かった．また， I - V 特性の計測において電圧上昇と共に電流が増加している事が分かっている．ここで，磁束密度と電流の関係は電磁石に流れる電流を I ，自己インダクタンスを H ，鎖交磁束数を Φ とした時，以下のような式で表せる^[8]．

$$\Phi = LI \quad (4.1)$$

式(4.1)より，自己インダクタンスは定数であるとすれば磁束密度は電流に比例するという事が言える．つまり，このように B - V 特性に見られるような電圧の上昇と共に磁束密度が高くなったのは， I - V 特性で見られるような電流上昇による影響だという事を式(4.1)によって説明する事ができる．計測範囲において確認された最大磁束密度は電圧 $80 \text{ V}_{\text{p-p}}$ のときにもっとも高く 75.6 mT を記録し，その後電圧が上がる毎に $90 \text{ V}_{\text{p-p}}$ で 73.2 mT ， $100 \text{ V}_{\text{p-p}}$ で 71.4 mT となっておりほぼ横ばいの変化であった．また多少の磁束密度の差はあるが，すべての計測結果において高い磁束密度は中心部 $2 \text{ cm} \times 2 \text{ cm}$ の範囲に集中している事が分かった．これはまさしく小型電磁石の鉄心の範囲であり，つまりこの結果からは小型電磁石の鉄心と同程度の面積，例えば半径 1.5 cm の円形の処理容器であれば，活性汚泥の可溶化処理範囲と高い磁束密度範囲が重なり適切である事が分かった．また，磁束密度は定格電圧である $80 \text{ V}_{\text{p-p}}$ のときに最も良好な分布を示していた為，本研究において小型電磁石を用いた実験を行う際には印加電圧を $80 \text{ V}_{\text{p-p}}$ とする事とした．

表 4.1 各印加電圧における磁束密度分布計測結果

(a) 50V_{p-p} 時の磁束密度分布計測結果

		X [cm]				
		-2	-1	0	1	2
Y [cm]	2	22.1	10.4	31.9	6.5	7
	1	10.2	45.7	43.2	51	29.8
	0	19.7	42	39.5	44.4	40.8
	-1	6.1	52.3	47.6	61.5	21.3
	-2	17.4	33.6	9.2	3.5	12.6

(b) 60V_{p-p} 時の磁束密度分布計測結果

		X [cm]				
		-2	-1	0	1	2
Y [cm]	2	9.6	2.7	53.5	14.1	16.7
	1	14.1	54.6	48.7	59.3	24.7
	0	26.3	46.3	42.8	46.6	41.8
	-1	7.9	59.3	48.7	69.5	23.2
	-2	13.6	2.7	34.8	9.6	6.5

(c) 70V_{p-p} 時の磁束密度分布計測結果

		X [cm]				
		-2	-1	0	1	2
Y [cm]	2	14.1	11.6	23.5	0.8	6.6
	1	15.4	68.2	52.3	56.8	19.6
	0	34.8	49.2	45.6	50.8	37.5
	-1	28.6	69.2	53	71.9	23.6
	-2	2.9	3.8	22	5	13.2

(d) 80V_{p-p}時の磁束密度分布計測結果

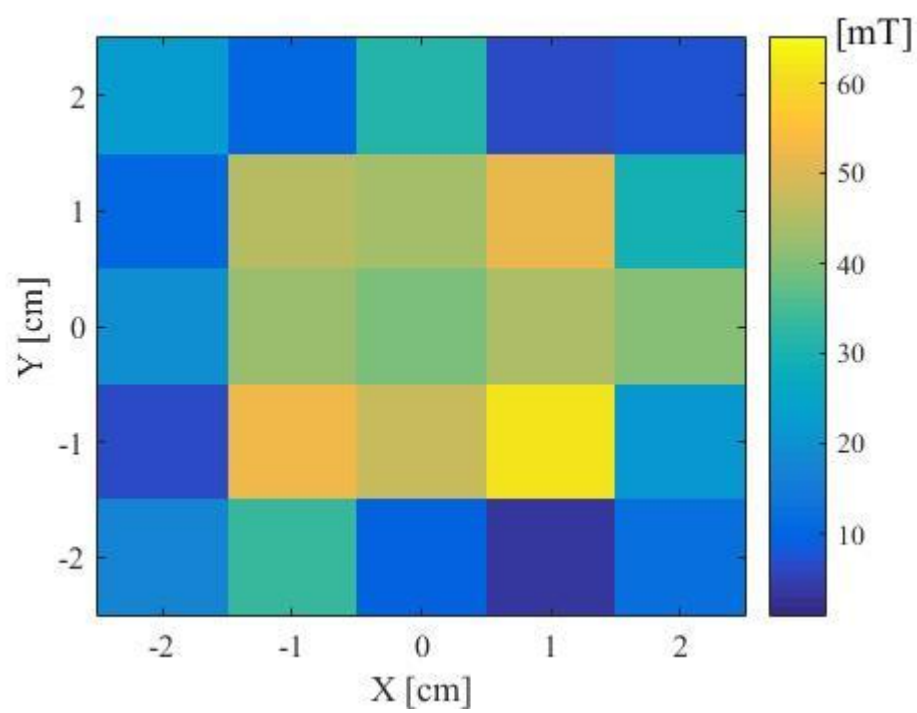
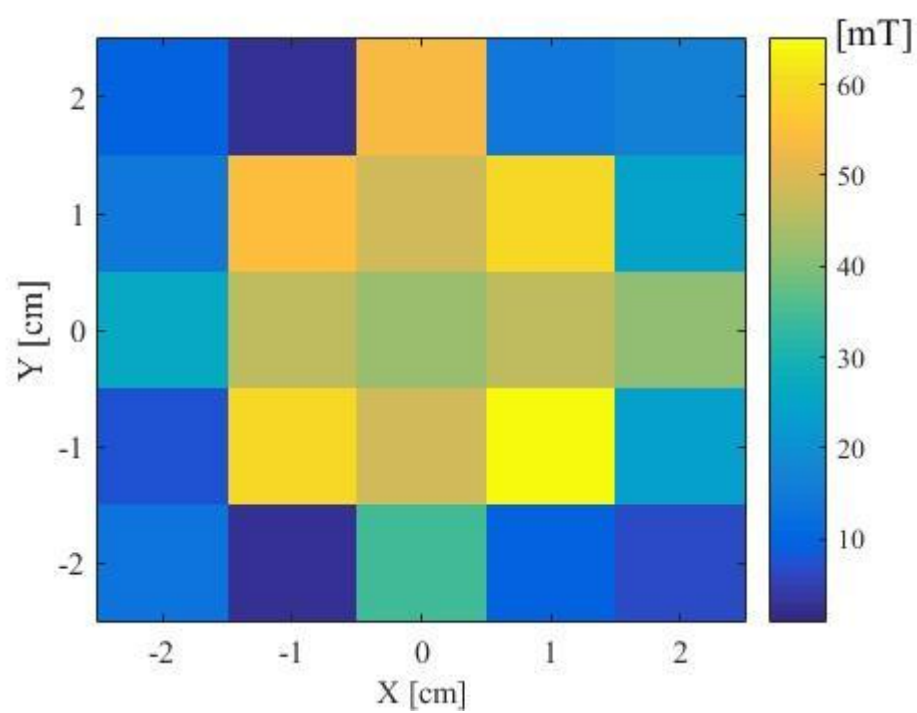
		X [cm]				
		-2	-1	0	1	2
Y [cm]	2	20.5	5.8	39.5	7.4	15.3
	1	17.2	70.5	56	64.5	19.8
	0	38	53.3	47.1	52.3	31.3
	-1	23.7	75	56.9	75.6	14.5
	-2	16.5	8.8	45.7	8.2	13.7

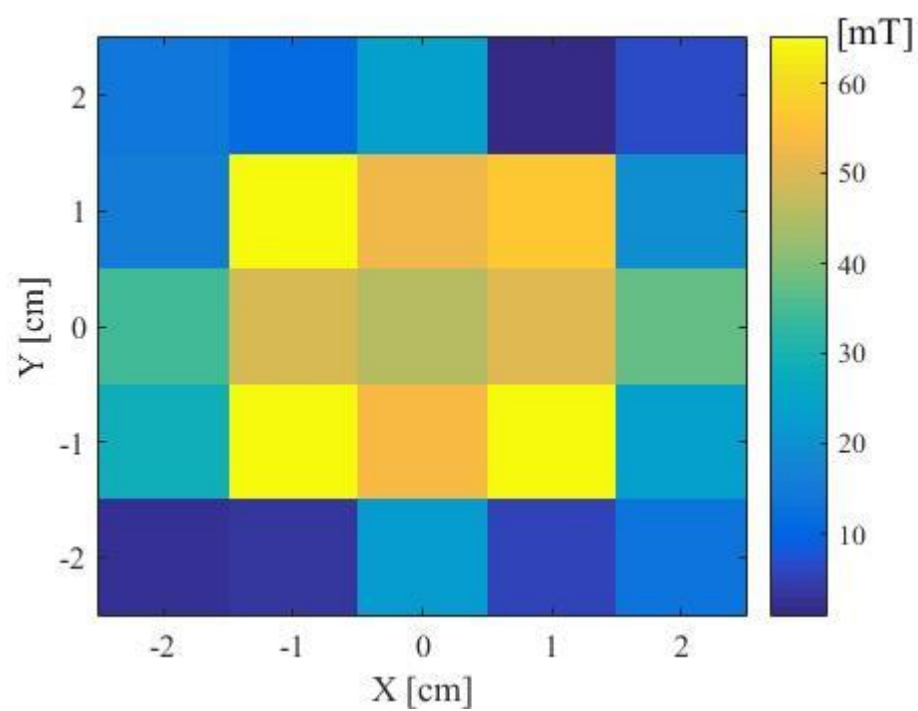
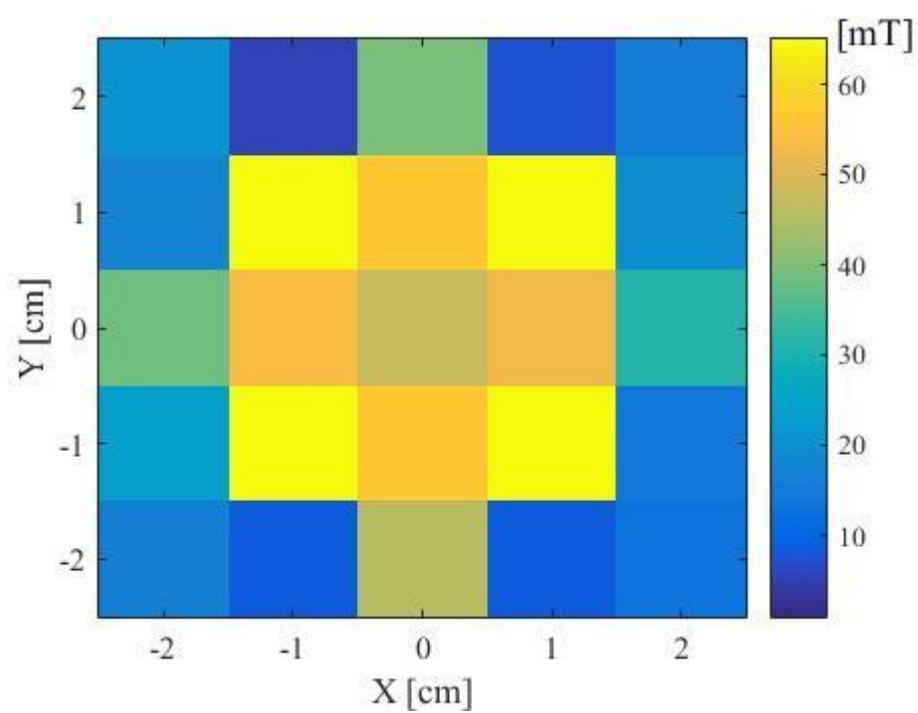
(e) 90V_{p-p}時の磁束密度分布計測結果

		X [cm]				
		-2	-1	0	1	2
Y [cm]	2	35.7	0.6	46.5	3	14.2
	1	18.8	71.2	56.1	63.2	16.7
	0	33.3	55.1	48.3	52.9	35.4
	-1	21.7	70	57	73.2	20.6
	-2	6.4	10.8	42.2	1	20.9

(f) 100V_{p-p}時の磁束密度分布計測結果

		X [cm]				
		-2	-1	0	1	2
Y [cm]	2	16.7	10.4	33.3	9.1	10.9
	1	22.2	66.7	55.1	63	18.9
	0	49	54.6	49	52.3	42
	-1	17.8	71.4	56.3	68.7	17.4
	-2	9.9	1.3	30.7	4.3	10.6

(a) $50V_{pp}$ 時の磁束密度分布(b) $60V_{pp}$ 時の磁束密度分布

(c) $70V_{pp}$ 時の磁束密度分布(d) $80V_{pp}$ 時の磁束密度分布

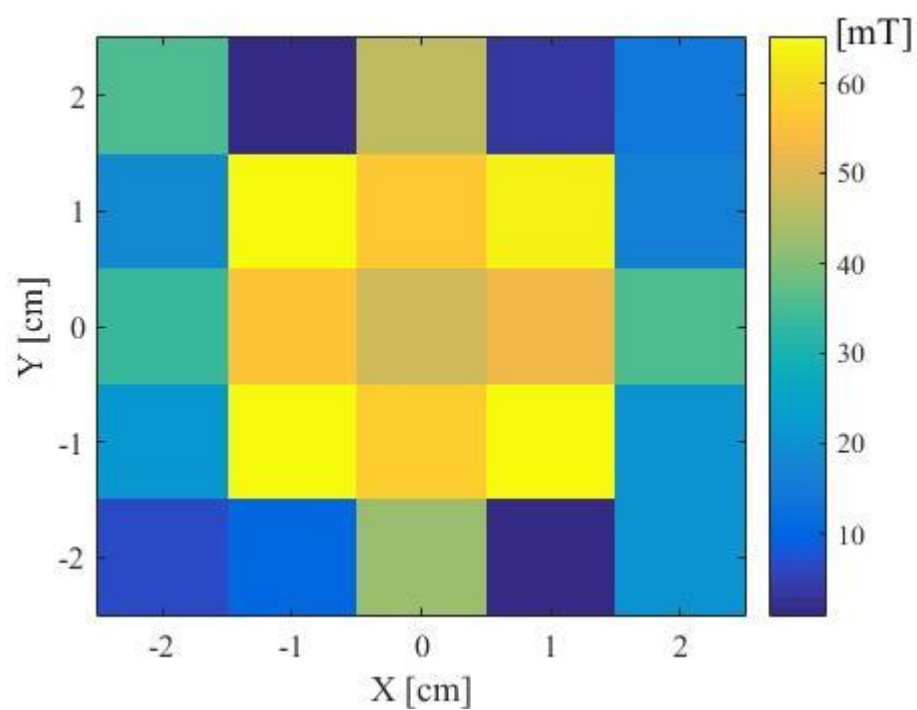
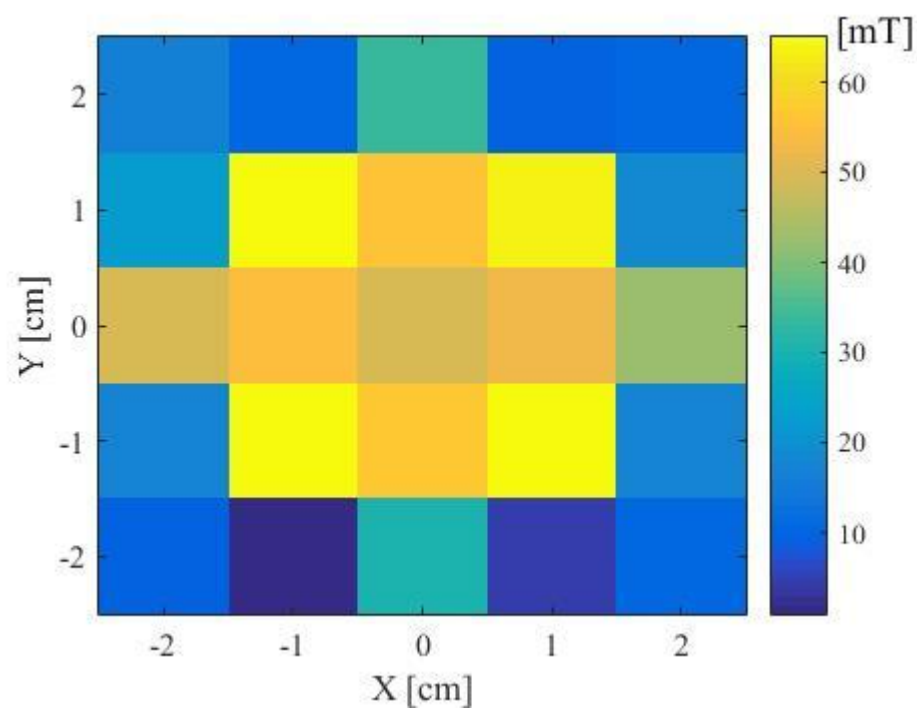
(e) 90V_{p-p}時の磁束密度分布(f) 100V_{p-p}時の磁束密度分布

図 4.8 各印加電圧における磁束密度分布

<c> Z 軸方向に対するフェライト粒子挙動確認

磁場は XY 方向だけでなく高さ方向つまり Z 軸方向にも 3 次的に発生している。フェライト粒子の制御を目的とした場合、電磁石の性能把握は「磁束密度分布」のような XY 方向のみの 2 次元平面における磁束密度分布の計測だけではならず、Z 軸方向の磁束密度の強さ、即ちどの程度の高さまで電磁石によってフェライト粒子を吸着する事が可能であるかが重要となり、これはそのまま磁気フェライト・モーションコントロールにおける処理容器の限界高さとなる。しかし 3 次元空間の磁束密度分布をガウスメータのプローブで以て計測するのは困難である為、図 4.9 のように一定の高さを有する筒容器にフェライト粒子を 2 g 程度入れ、これを小型電磁石によって制御する事が可能であるかを確認する事によって Z 軸方向における電磁石の性能を評価する事とした。実験にあたり、小型電磁石には周波数 1Hz で電圧 80 V_{pp} の方形波電圧を印加している。筒を 1 cm～7 cm まで変えて確認した結果、フェライト粒子が制御出来たのは 2 cm までであり、3 cm では一部しか制御できず、4 cm 以降はまったく制御できなかった。高さ 2 cm におけるフェライト粒子の挙動を図 4.10 に示す。このように高さ 2 cm であればフェライト粒子を十分制御できる事が分かった為、小型電磁石を用いた場合の処理容器の高さは 2 cm 程度が妥当である事が分かった。

以上、<a>～<c>の結果より小型電磁石において最適な処理容器は半径 1.5 cm 程度の断面積を有する高さ 2 cm の容器であれば望ましい事が分かった。そこで今回はこれらの条件を満たす容器として、図 4.11 に示すような長野化学容器(株)にて製造されている内径 30φ×高さ 20 mm のポリエチレン製容器を利用する事とした。

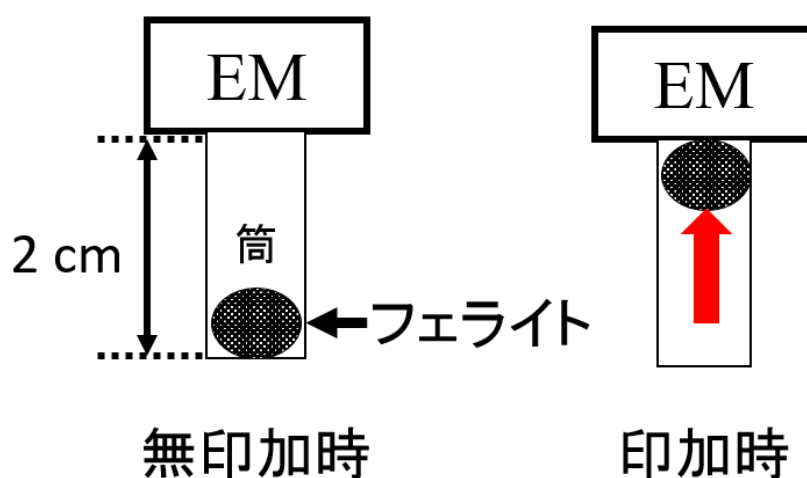


図 4.9 筒を用いた挙動確認概略(2 cm 時)

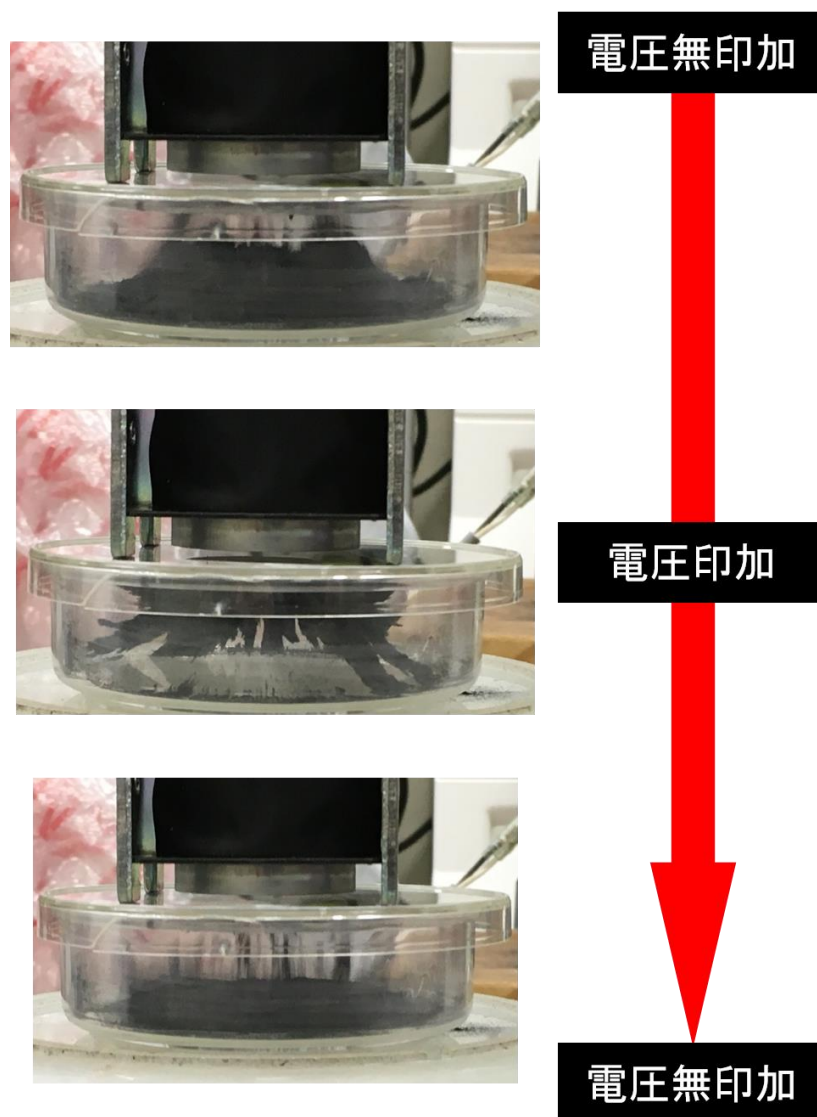


図 4.10 フェライト粒子の挙動



図 4.11 処理容器

4.3 室温下における可溶化性能評価

4.2 において、小型電磁石を用いた新たな処理装置の開発を行った。この結果、従来の磁気フェライト・モーションコントロール処理装置と比較して装置環境が大幅に変化した。特に顕著なのが処理可能汚泥量の変化であり、容器が非常に小さくなった事によって以前の 290 mL から 10 mL にまで減少した。こうした時、用いるフェライト粒子量についても再検討が必要である^[9]。290 mL のときに 85.3 g のフェライト粒子を用いていた事を考慮すれば、10 mL のときは約 2.9 g 程度のフェライト粒子が最適であるだろうと思われるが、電磁石そのものが変わり磁束密度の分布も変わっている以上、実験を踏まえた調査が改めて必要になる。そこで低温下における具体的な可溶化試験に入る前に、室温下において小型電磁石を用いた磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の可溶化性能を評価する。具体的には、最適なフェライト粒子量の再検討と、処理時間に対するタンパク質濃度・核酸濃度の相関性について検討を行った。

4.3.1 フェライト粒子量検討

小型電磁石 2 台を用いて、最適なフェライト粒子量を検討した。実験において、小型電磁石には周波数 1 Hz で電圧 80V_{pp} の方形波電圧を印加した。処理汚泥量は先に述べた通り 10 mL とし、活性汚泥濃度 MLSS は約 8000 mg/L に調整した。処理時間は暫定であるが 5 min とし、フェライト粒子量は 1~5 g の間で 1 g ずつ変化させた。尚、フェライト粒子粒径に関しては、53 μ m 以下という過去のデータを参照している^[10]。これはフェライト粒子粒径が活性汚泥中の微生物群に対して磁気フェライト・モーションコントロールを適用した場合を想定している事、そして小型電磁石を用いた場合においても可溶化対象は活性汚泥であり従来と変わらない事を根拠としている。仮に可溶化対象が活性汚泥ではなく異なる細菌類等になる場合は、このフェライト粒子粒径についても改めて検討が必要であるだろう。

この結果を図 4.12 に示す。グラフ中にはタンパク質濃度だけでなく核酸濃度も示している。結果を見るとタンパク質濃度と核酸濃度の間に相関性が見られ、フェライト粒子が 2 g の場合において最大となった。しかしその後、3 g から 5 g まで増加するに至るまで両濃度は減少し続けていた。このような結果となった要因として、汚泥由来のタンパク質の性質にあると考えている。活性汚泥より得られたタンパク質は接着剤として用いられる事があるほど粘着質である事が知られており、フェライト粒子が増加するほど付着するタンパク質も増加し、可溶化を阻害している可能性がある。フェライト粒子に対するタンパク質の付着を阻害できるような薬品添加による仮説検証が待たれるが、その為の知見が現状では不足している為、今回は現時点で最も良好なタンパク質濃度・核酸濃度を得る事が出来たフェライト粒子量 2 g の条件を採用する事とした。

4.3.2 処理時間-タンパク質濃度の相関性

処理時間についても、小型電磁石 2 台を用いて検討を進めた。実験条件は 4.3.1 と同様であるが、フェライト粒子量は 2 g とし、処理時間は 5 min～30 min まで変化させている。この結果を図 4.13 に示す。図 4.13 も図 4.12 と同様タンパク質濃度と核酸濃度が示されており、両濃度の間に相関性が見られた。また処理時間の増加と共に両濃度が増加していることから、処理時間とタンパク質濃度・核酸濃度の間に相関性が見られ、小型電磁石の可溶化処理によるタンパク質の可溶化が行われている事を確認できた。

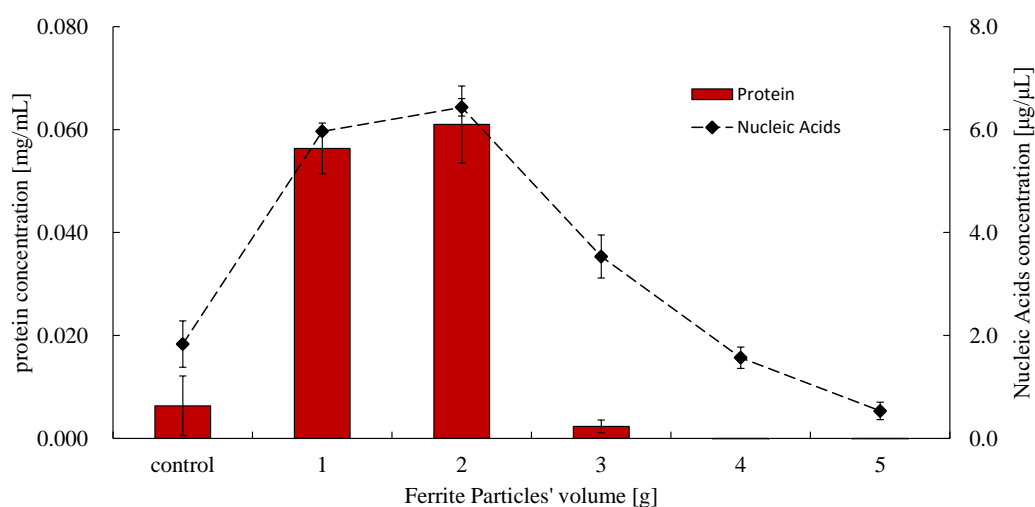


図 4.12 フェライト粒子量に対する各濃度の推移

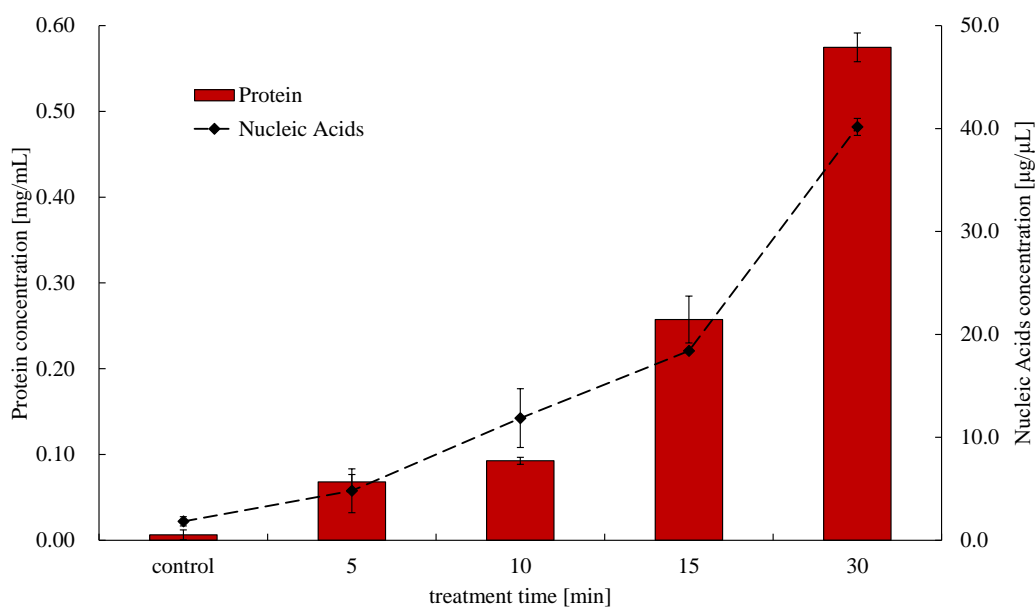


図 4.13 処理時間に対する各濃度の推移

さらに追加実験として、より短時間の処理時間においても同様の相関性が確認できるか確認した。実験条件は変わらず同様である。その結果を図 4.14 に示す。図 4.14 (a) に示しているのが MLSS の推移であり、初期濃度約 8090 mg/L であった活性汚泥濃度が、1 min で 5910 mg/L、5 min で 5820 mg/L に低下した。小型処理装置においても従来の装置同様に MLSS の低下が確認され、特に 1 min で 25% 程度の可溶化が可能である事が分かった。ただし処理している汚泥量は全体で 10 mL である為、実際に可溶化している汚泥量は少ない。続いて COD の推移を図 4.14 (b) に示す。初期 COD は 22.97 mg/mL であったが、1 min で 36.43 mg/L、5 min で 38.30 mg/L となり、最大で 60% 程度の増加が確認された。図 4.14 (a) において活性汚泥の可溶化が確認されたが、可溶化した活性汚泥中の微生物群が水中に溶解した結果、水中の有機物濃度を示す指標である COD が増加したと考えられる。最後に、タンパク質濃度と核酸濃度の推移を図 4.14 (c) に示す。図のように小型処理装置による可溶化によってタンパク質濃度と核酸濃度が共に上昇しており、処理時間との相関性も見られた。

以上のように、時間を問わず処理時間とタンパク質・核酸濃度の間で相関性が見られた事、また活性汚泥濃度 MLSS の減少や COD の増加も確認できた。よって小型処理装置による活性汚泥の可溶化に一定の効果が見られ、小型電磁石を用いた磁気フェライト・モーションコントロールが可能である事が確認できた。次節ではこの結果を踏まえ、低温下におけるタンパク質の可溶化を試みる。

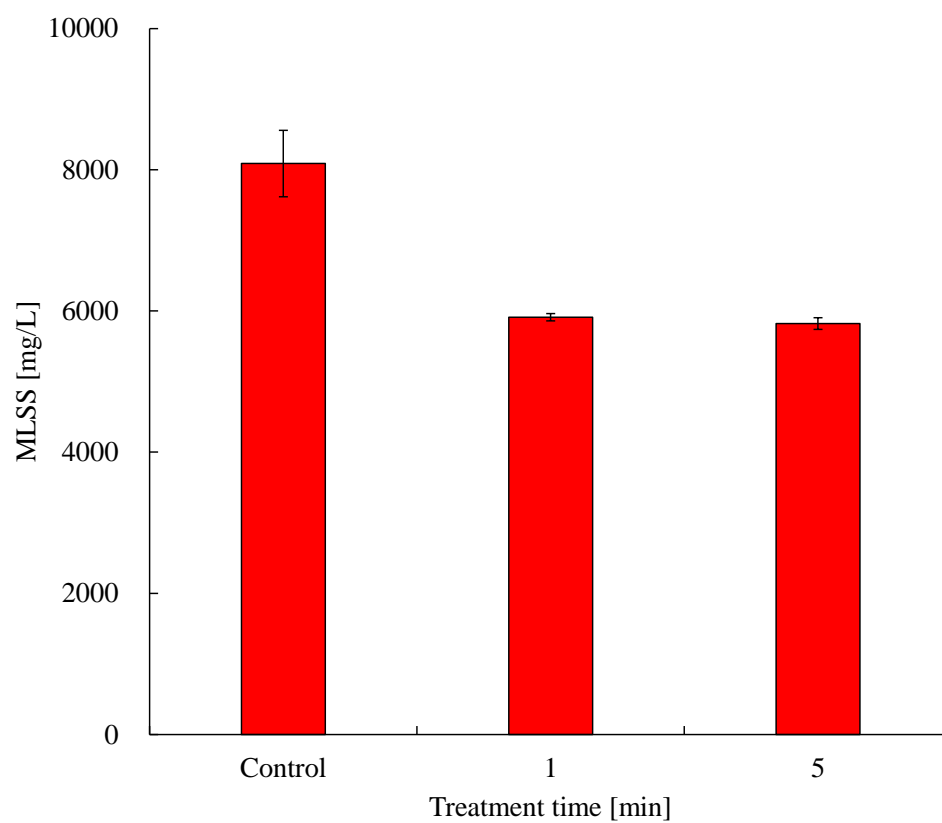


図 4.14 (a) 短時間処理における MLSS 推移

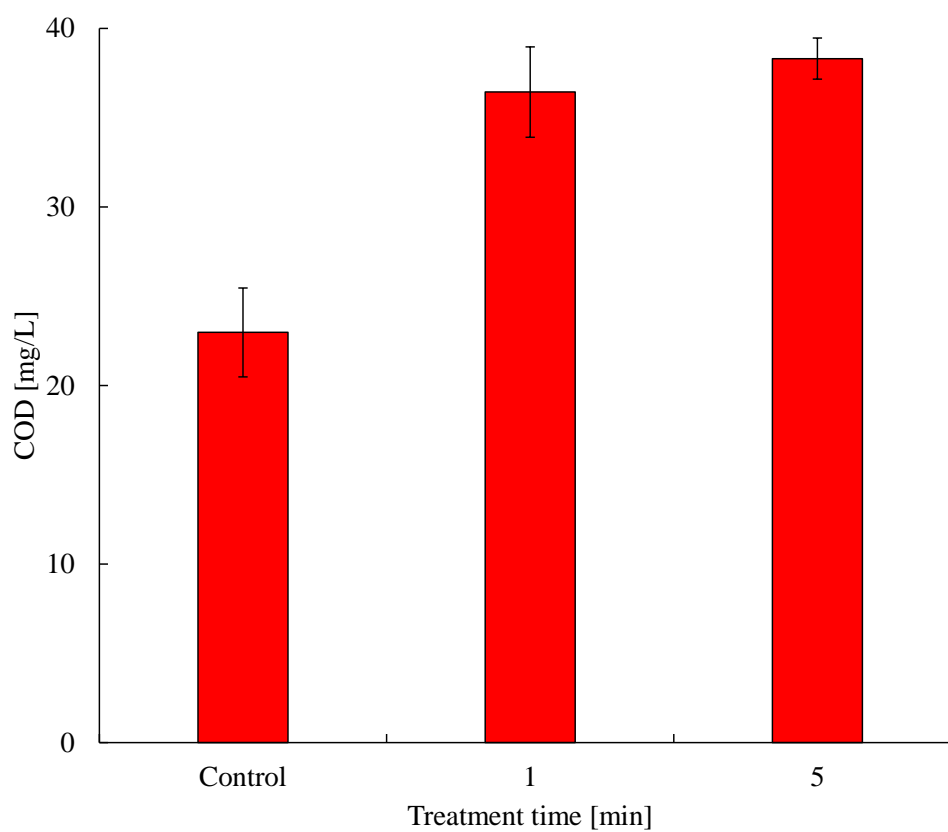


図 4.14 (b) 短時間処理における COD 推移

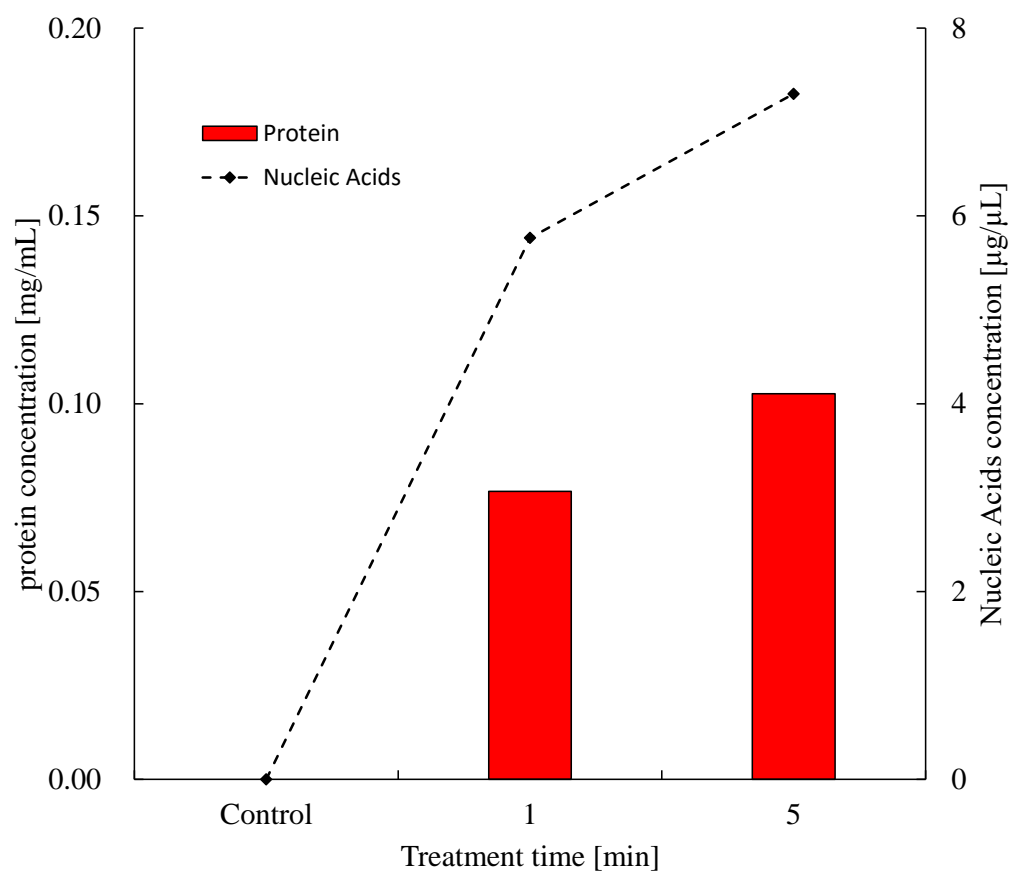


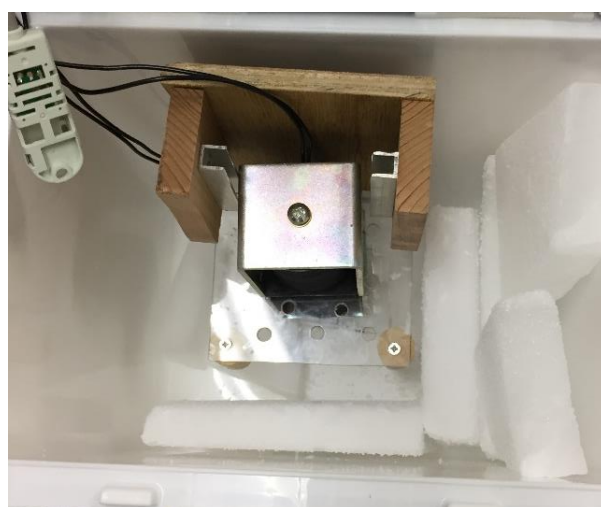
図 4.14 (c) 短時間処理におけるタンパク質濃度・核酸濃度推移

4.4 低温下における可溶化性能評価

低温環境を構成するにあたり，本研究では図 4.15 に示すような二つの環境，即ち冷蔵庫(MR-607，マルマン(株))とクーラーボックス(M-8157，CAPTAIN STAG)を用意した．この環境に小型処理装置を配置した時，各環境における処理容器内の温度変化を計測し，低温環境が構築出来ているか確認する．温度変化を計測するにあたり，図 4.16 に示すようなデータロガー ((Midi LOGGER GL240，GRAPHTEC 社製)を用いて容器内温度を計測した．また，温度計測は最大で 60 min まで連続的に実施し，その間電磁石には周波数 1 Hz で電圧 80 V_{p-p} の方形波電圧を印加し続けた．



(a) 冷蔵庫



(b) クーラーボックス

図 4.15 低温環境



図 4.16 データロガー

低温環境下における容器内温度の推移を図 4.17 に示す。グラフ中の実線は冷蔵庫における処理容器の温度推移であり、破線はクーラーボックスにおいてドライアイスを用いた場合の温度推移である。また赤線が電磁石 2 台における温度変化、対して青線が電磁石 1 台における温度変化である。グラフ中に青の破線が存在しないが、これは電磁石 1 台においてドライアイスを用いたとき、5 min 時点で完全に容器内の水が凍結してしまい、測定が不可能であった為である。また電磁石 2 台の場合でも 15 min 以降は凍ってしまった為、それ以降のデータが存在しない。その上で結果を見ると、電磁石 1 台よりも 2 台用いる場合において容器内温度が高く、かつクーラーボックスでドライアイスを用いた場合よりも冷蔵庫による低温環境を構築した場合において温度が高かった。この結果から明らかになる事として以下の 2 点が挙げられる。

- 電磁石 2 台の場合は冷蔵庫では冷却能力が不足
→ドライアイスによる冷却が望ましい
- 電磁石 1 台の場合はドライアイスでは凍結
→冷蔵庫による冷却が望ましい

よって、本研究では電磁石 1 台の場合においては冷蔵庫を、電磁石 2 台の場合においてはドライアイスを用いて低温環境を構築する事とした。このような環境の違いは今後の課題とも言え、電磁石の台数を問わず温度を一定に保つ環境を今後構築する必要があると考えている。

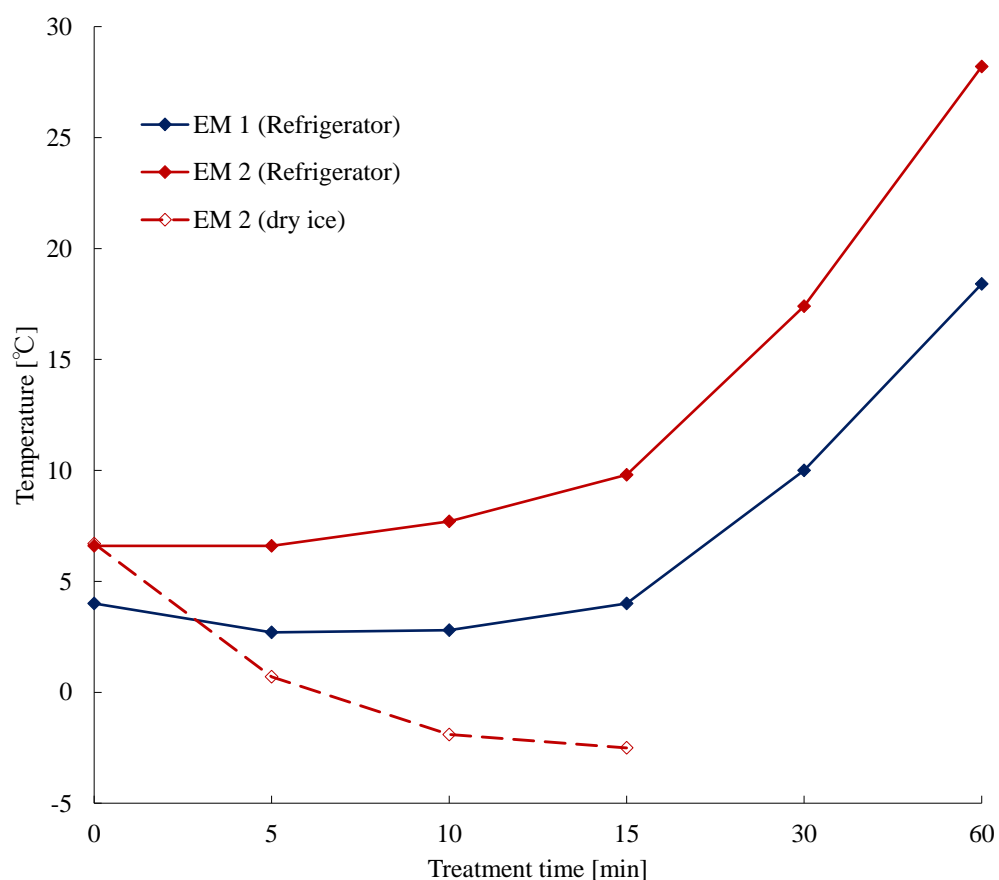


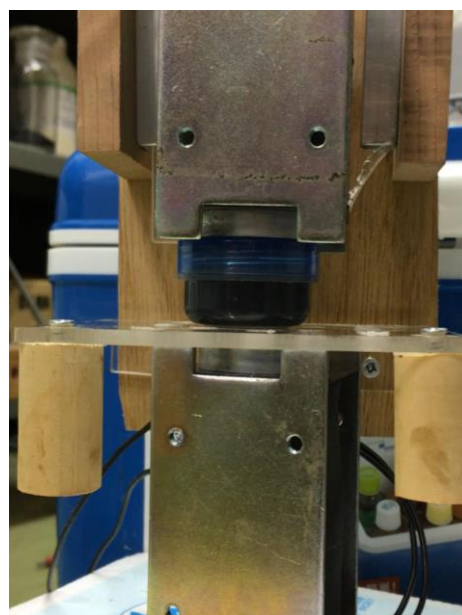
図 4.17 容器内温度変化

4.4.1 室温-低温下における可溶化効果の比較検討

タンパク質を扱う場合は低温である事が望ましいとされているのは、先に述べた通りである。しかし一方で磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化において、低温環境である場合とそうでない場合で結果にどれほどの差が表れるのかはまだ確認できていない。そこで今回、低温・室温下における磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を実施し、温度の違いによる比較検討を行う。可溶化を実行するにあたり、小型電磁石には周波数 1 Hz で電圧 80 Vp-p の方形波電圧を印加した。可溶化前の活性汚泥濃度 MLSS は 3000 mg/L であり、これを 10 mL 可溶化処理する。使用フェライト粒子量は 2 g とし、その粒径は 53 μm 以下に調整した。その上で処理時間を 5 min, 10 min, 15 min としたときのタンパク質および核酸濃度を確認する。処理時間を 15 min までとしたのは、電磁石 2 台の場合においてドライアイスを用いると容器内部が凍ってしまい、かつ温度が上昇してしまう為である。図 4.18 にこの実験光景を示す。



(a) 電磁石 1 台の場合



(b) 電磁石 2 台の場合

図 4.18 室温-低温における可溶化効果比較検討実験

電磁石を 1 台としたときの活性汚泥からのタンパク質・核酸の可溶化性能の比較を図 4.19 に示す。青が低温下、赤が室温下のデータであり、一目で低温下において両濃度が上昇している事が分かり、最終的に室温下ではタンパク質濃度と核酸濃度がそれぞれ 0.155 mg/mL, 10.6 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ であったのに対し、低温下ではそれぞれ 0.224 mg/mL, 17.9 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ となった。特に 10 min 時点でその差は歴然であり、低温下における両濃度は室温下のそれと比べおよそ 3 倍であった。前述したようにタンパク質は低温下でなければ変性しやすく、またプロテアーゼによる分解も行われる為、低温下を維持した事によってタンパク質・核酸の検出量が増えたのだと考えられる。

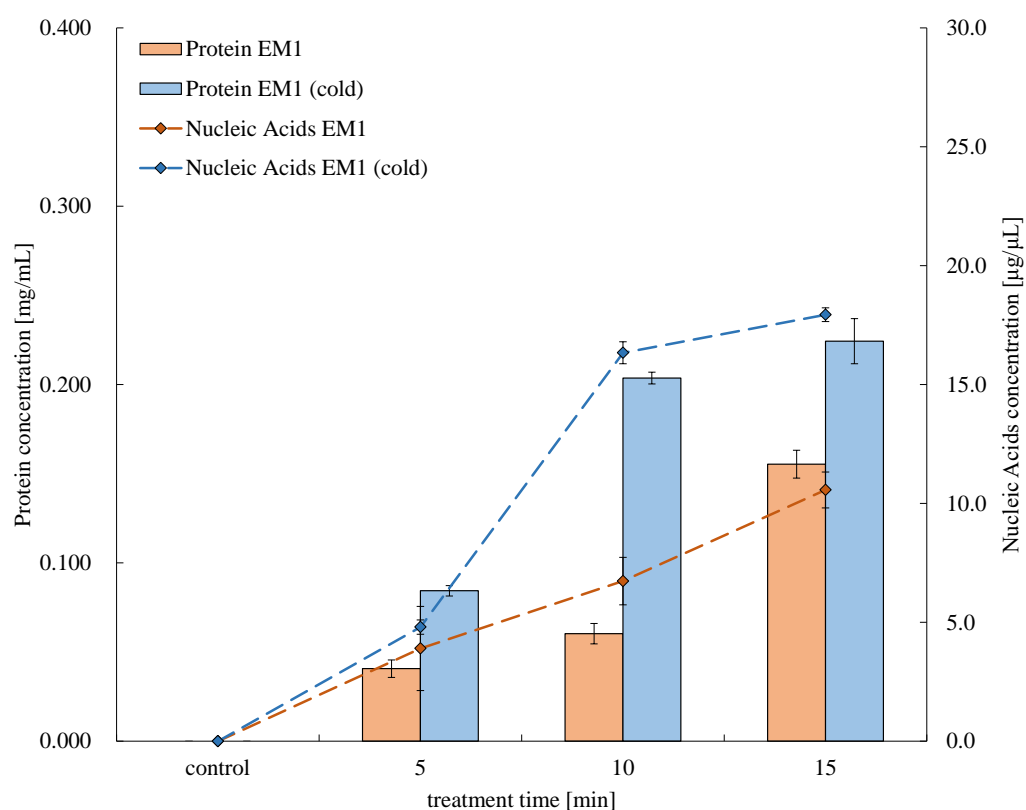


図 4.19 電磁石 1 台における室温-低温下可溶化性能比較

続いて図 4.20 に、電磁石 2 台における結果を示す。やはり電磁石 2 台の場合でも 1 台の場合と同様の傾向を見せており、最終的に室温ではタンパク質濃度・核酸濃度がそれぞれ 0.159 mg/mL, 12.0 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ であったのに対し、低温下ではそれぞれ 0.359 mg/mL, 24.3 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ であり、上昇している事が分かる。処理時間 10 min においてこの差が大きくなっている点についても同様であり、図 4.19 と図 4.20 より室温下に比べ低温下においてタンパク質の可溶化できる量に優位性がある事を確認した。

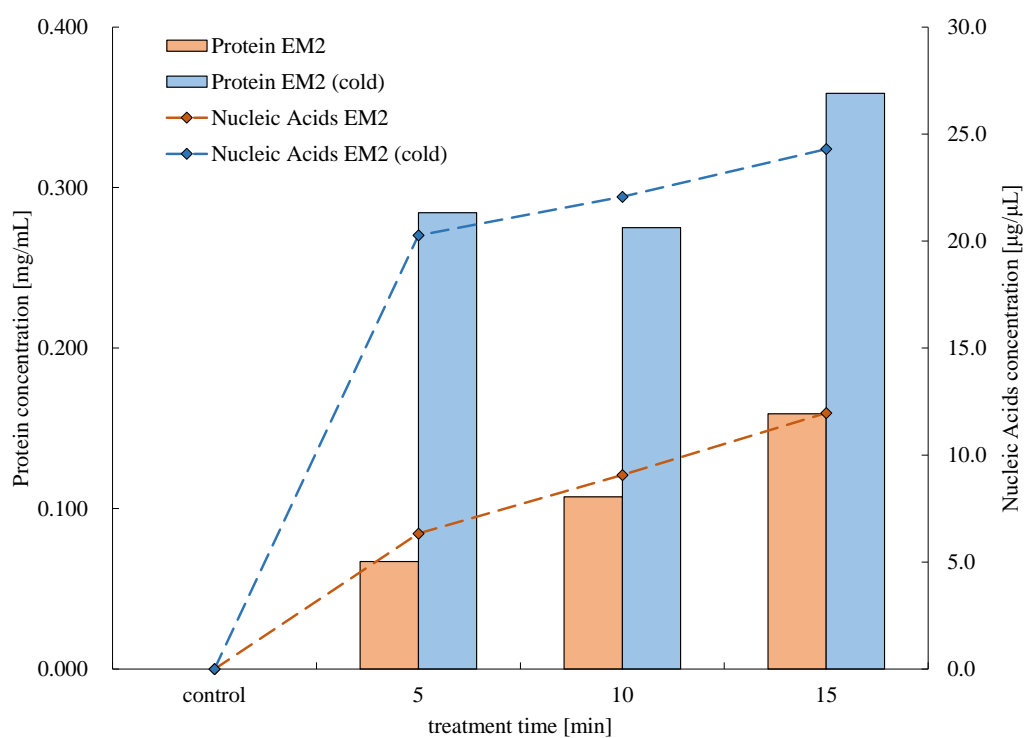


図 4.20 電磁石 2 台における室温-低温下可溶化性能比較

以上の結果を踏まえて、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を考えたとき電磁石 1 台と 2 台ではどちらが望ましいのか検討したのが図 4.21 になる。青が電磁石 1 台の場合、赤が電磁石 2 台の場合であり、図を見ると分かる通り電磁石 2 台の場合において高い濃度が確認されていた。興味深い点として、室温下と低温下を比較した時は処理時間 10 min において決定的な差が生まれ始めたのに対し、電磁石の台数を比較した場合は処理時間 5 min という比較的早い段階で決定的な差が生まれた点である。処理時間が 5min のとき、電磁石 1 台ではタンパク質濃度と核酸濃度がそれぞれ 0.084 mg/mL, 4.8 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ であったのに対し、電磁石 2 台ではそれぞれ 0.284 mg/mL, 20.3 $\mu\text{g}/\mu\text{L}$ であり、数値にして 2 倍以上の差が現れている。仮に今後低温環境を構築する条件を統一した場合、電磁石 1 台と 2 台の間で生じるコストの差は単純計算で 2 倍程度である事を鑑みれば、処理時間やコスト等の観点から見ても電磁石 2 台において非常に高い可溶化効率が得られる事がこの結果より確認された。

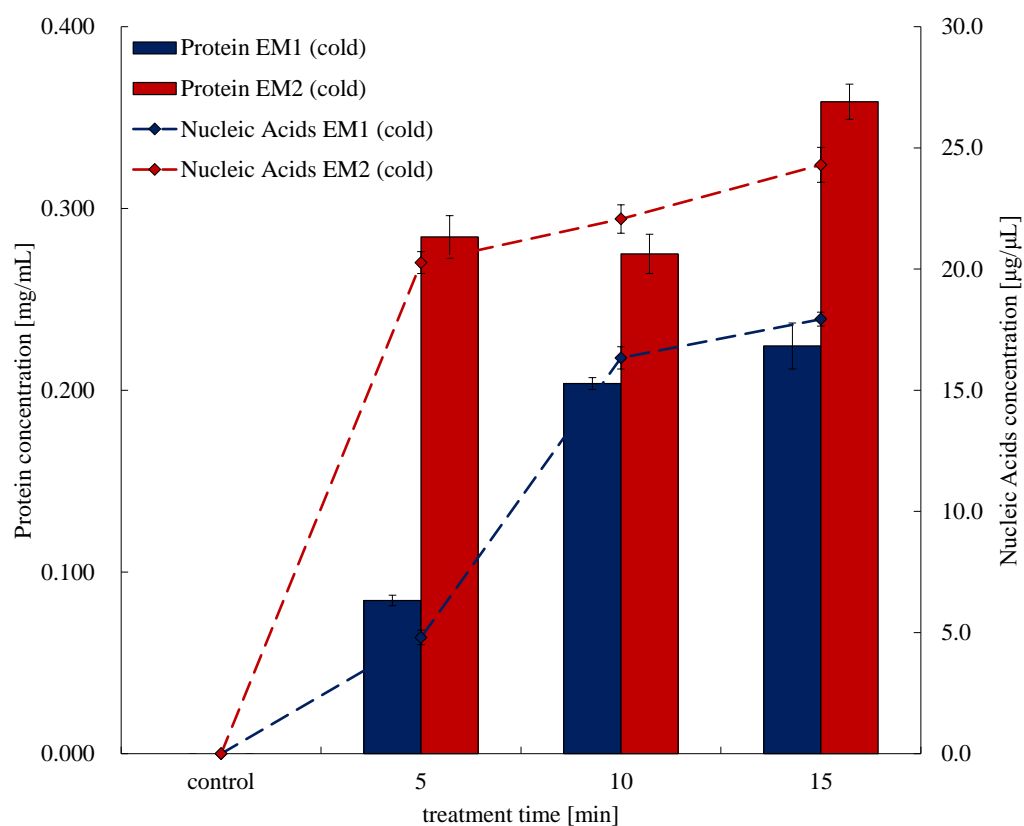


図 4.21 電磁石 1 台と 2 台における可溶化性能の比較

4.5 第4章の総括

第4章では、主に余剰活性汚泥のバイオ資源化を目的とした磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を図り、温度を考慮した新たな小型処理装置の開発や、可溶化性能の評価、ならびに室温-低温におけるタンパク質可溶化後の濃度への影響を調査した。各調査項目について、得られた知見と今後の課題について以下にまとめる。

・既存処理装置によるタンパク質可溶化

既存の処理装置を用いて活性汚泥からタンパク質の可溶化を実施した。この結果、初期 MLSS 濃度がそれぞれ 2000, 4000, 8000 mg/L であった時、処理後のタンパク質濃度はそれぞれ 1.42, 2.44, 3.71 mg/mL となり、活性汚泥濃度とタンパク質濃度の間に相関性があることを確認した。ただし処理過程で電磁石が発熱し、試料の温度を上げてしまう恐れがあるため、温度を考慮した新たな処理装置を開発する必要があると判断した。

・小型処理装置の開発

タンパク質の可溶化を図る上で温度を考慮すべきと判断し、従来の処理装置と比較して小型化した新たな処理装置を開発した。本装置は体積にしておよそ 20 分の 1 以下となる小型電磁石を用いた処理装置であり、小型化を図る事により冷却時のコスト低減を狙った。また、従来は電磁石 2 台を用いていたが、今回は電磁石 1 台の場合における可溶化を検討する事とした。

・小型処理装置の可溶化性能の検討

室温下における小型処理装置を用いた可溶化性能を、フェライト粒子量や処理時間を変化させ、この時のタンパク質濃度・核酸濃度を測定することにより検討した。この結果、フェライト粒子量の変化では 2 g の場合においてもっとも良好なタンパク質濃度・核酸濃度の増加が見られた。汚泥由来のタンパク質は非常に粘着質である事が知られており、フェライト粒子の増加は粘着するタンパク質の増加を引き起こし可溶化を阻害する可能性があるため、今後更なる調査が必要であると思われる。また処理時間の変化においては、処理時間とタンパク質・核酸濃度の間に良好な相関性が見られ、処理時間をさらに短くした場合でも同様であり、更にこのとき MLSS や COD といった指標についても測定を行った結果、処理時間 5 min で MLSS は 25%低下し、COD は 60%程度の増加が確認された。よって、今回新たに開発した小型処理装置においても磁気フェライト・モーションコントロールにおける活性汚泥の可溶化が行われている事が確認できた。

- ・室温-低温での可溶化後タンパク質濃度への影響

室温，ならびに低温下において同条件の可溶化を実施した．低温環境を構築するにあたり，電磁石を1台扱う場合には冷蔵庫を，電磁石2台扱う場合にはドライアイスを用いて4℃以下という低温環境を組み上げた．電磁石1台の場合ドライアイスを用いると凍結し，一方で2台の場合に冷蔵庫を用いると冷却能力の不足で温度が上昇してしまい，低温である事を重視した結果電磁石の数によって低温環境の条件を変更せざるを得なかった．この環境の違いによる結果への影響は僅かであると思われるが，低温環境の構築については今後再検討が必要であるだろうと考えている．このような条件を踏まえた実験の結果，電磁石の数を問わず室温よりも低温におけるタンパク質濃度が増加し，特に処理時間10 minにおいてその傾向は顕著に表れていた．また電磁石の数による比較も行った結果，電磁石1台の場合よりも2台の場合においてタンパク質・核酸濃度が増大していた．特に顕著であったのが処理時間5 minであった場合で，室温-低温を比較した場合よりも早く効果が表れていた．これは温度以上に電磁石の数による影響が大きい事を意味する．電磁石1台でのフェライト粒子の制御を可能とする為に自重を利用して制御していたが，これは電磁石2台の時のように磁場で完全に制御する場合と比較して大きく可溶化効率が劣化してしまう事が明らかとなり，コスト的にも不利となる事が分かった．

- ・既存処理装置と小型処理装置で得られたタンパク質濃度の関連性

8000 mg/L の活性汚泥を可溶化した時，既存装置においてタンパク質濃度は3.71 mg/mLまで上昇した．一方，小型処理装置ではタンパク質濃度は0.1 mg/mL程度となり，両者の間で大きな乖離が見られた．使用しているフェライト粒子量や処理容器の容量，電磁石そのものが異なる事など，その要因は様々考えられるが，その詳細な解明には未だ至っていない．よって今後，磁気フェライト・モーションコントロールによるタンパク質の可溶化について，SDS-PAGEなどによるより細やかな解析が必要となるだろう．

4.6 参考文献

- [1] Yulin Xiang, Yukun Xiang, Lipeng Wang : Kinetics of activated sludge protein extraction by thermal alkaline treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol.5, pp.5352-5357 (2017)
- [2] J. Cui et al : Experimental investigation of extracting protein by alkaline thermal sludge hydrolysis from sludge, *Chin. J. Environ. Eng.*, Vol.3 , No.10, pp.1889-1892 (2009)
- [3] Keke Xiao, Yun Chen, Xie Jiang, Wan Yi Seow, Chao He, Yao Yin, Yan Zhou : Comparison of different treatment methods for protein solubilisation from waste activated sludge, *Water Research*, vol.122, pp.492-502 (2017)
- [4] Y. Liu, X. Li, X. Kang, Y. Yuan and M. Du : Short chain fatty acids accumulation and microbial community succession during ultrasonic-pretreated sludge anaerobic fermentation process: effect of alkaline adjustment, *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, vol.94, pp.128-133 (2014)
- [5] M.Z. Alam, A. Fakhru'l-Razi and A.H. Molla : Biosolids accumulation and biodegradation of domestic wastewater treatment plant sludge by developed liquid state bioconversion process using a batch fermenter, *Water Res.*, vol.37, pp.1889-1892 (2009)
- [6] 岡田 雅人, 宮崎 香 : 無敵のバイオテクニカルシリーズ 改訂第3版 タンパク質実験ノート上 抽出・分離と組換えタンパク質の発現, 羊土社 (1996)
- [7] 平野 久 : プロテオーム解析概論, *ぶんせき*, 第367巻, 348-353 頁 (2005)
- [8] 関根 松夫, 佐野 元昭 : 電磁気学を理解する, 昭晃堂 (1996)
- [9] 船木 東紀, カビール ムハムドゥル, 鈴木 雅史, 吉村 昇 : フェライト粒子のモーションコントロールによる微生物の殺菌効果, *電気学会論文誌 A*, 第134巻, 第11号, 604~609 頁 (2005)
- [10] M. Kabir, M. Suzuki, N. Yoshimura : A New Method for Reduction of Excess Sludge by Using Ferrite Particles, *Japanese Journal of Water Treatment Biology*, Vol.43 , No.4, pp.189-197 (2007)

第5章 結論

5.1 本研究の成果

本研究では余剰活性汚泥の減量化、ならびに資源化を目的とし、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化について調査を進めてきた。第3章にて余剰活性汚泥の減量化の為に磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の処理可能汚泥量の向上や、ラボスケール模擬プラントに対する連続的可溶化実験によって、可溶化効果の評価を行った。続く第4章においては、減量化に関して調査を進めた第3章から一転し、資源化のための可溶化を達成する為に従来の処理装置から大幅に小型化した処理装置の開発を行い、かつ低温環境を前提とした可溶化が室温と比較して可溶化後のタンパク質・核酸濃度にどのような影響があるか調査を行った。それぞれの実験・調査によって得られた結論を以下にまとめる。

<a> 余剰活性汚泥の減量化のための可溶化

- ・金属板挿入による磁束偏りの緩和と可溶化効率の改善

磁気フェライト・モーションコントロール処理装置が現在抱えている問題点として、処理可能な汚泥量が限られているという点があった。この問題点に対する改善策として、本研究では金属板の挿入による磁化を利用し、フェライト粒子を制御できる範囲拡大や中心部へのフェライト粒子の偏りの緩和を図った。このような考え方から SUS430 のステンレス板を電磁石と処理容器の間に挿入した結果、鉄心中心部において印加電圧が $100 \text{ V}_{\text{p-p}}$ の時、金属板挿入によって磁束密度が 136.33 mT から 95.87 mT にまで約 40 mT 程度の大きな減少が見られ、中心部への偏りが緩和された。さらに金属板挿入前後における活性汚泥の可溶化実験についても実施した結果、金属板挿入前後でそれぞれ活性汚泥濃度 MLSS が 2200 mg/L 、 1400 mg/L となり、金属板挿入後に可溶化効率が改善された事が確認された。

- ・ラボスケール・プラントに対する連続可溶化実験

実際の下水处理場プラントを模擬したラボスケール・プラントに対し、磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化を実施する事で、本処理法による余剰活性汚泥への効果を評価した。ラボスケール・プラントを模擬するにあたり八橋下水道終末処理場を参考にさせていただき、反応槽・沈殿槽・返送汚泥ラインを模擬した。プラントは2つの系を用意し、初期汚泥濃度を 2000 mg/L とした上で、同一の条件でそれぞれ通常運転を続ける系と可溶化処理を実施する系にて実験を実施した。この結果、実験最終日において通常運転の系は 3000 mg/L まで MLSS が増加したのに対し、可溶化処理を実施し続けた系に関しては 2400 mg/L までに留まった。これにより磁気フェライト・モーションコントロールによる可溶化が一定の効果を発揮している事が

確認出来たが、依然として余剰活性汚泥は増え続けていた。これを完全に抑制するには磁気フェライト・モーションコントロールによる活性汚泥の可溶化率を最低でも 80 % 程度にまで高める必要があり、今後更なる装置の改善・改良が必要だろう。

 余剰活性汚泥の資源化のための可溶化

・小型処理装置の開発と性能評価

余剰活性汚泥由来のタンパク質は様々な用途がある資源であり、これを得る為に現在種々の研究がなされている。しかしタンパク質を扱う際には温度に関して特別な考慮が必要である。その為に本研究では従来の磁気フェライト・モーションコントロール処理装置の小型化を図り、新たな処理装置を開発した。これは従来の電磁石の体積の約 20 分の 1 という非常に小さな電磁石を用いた装置であり、これにより従来の大型な処理装置と比較すればコストを抑えて十分な冷却が可能となった。その上で小型処理装置の可溶化性能評価をフェライト粒子の変化と処理時間の変化によって実施した結果、フェライト粒子 2 g の場合においてタンパク質・核酸濃度が最も増加した。またあらゆる処理時間で可溶化処理を実施した結果、処理時間とタンパク質・核酸濃度の間で相関性が見られ、これは処理時間の短縮を図っても同様であった。また処理時間 5 min において MLSS が初期濃度 8090 mg/L から 5820 mg/L まで 20 % 程度低下し、上澄み液の COD は 22.97 mg/L から 38.30 mg/L まで 60 % 程度の増加が見られ、このことから小型処理装置において可溶化が確かに行われている事を確認できた。

・室温-低温におけるタンパク質濃度への影響

電磁石 1 台の場合においてはドライアイスを用いる事によって低温環境を構築し、室温と低温における可溶化前後のタンパク質・核酸濃度について調査を行った。この結果、1 台・2 台いずれの場合でも低温下において両濃度が増加傾向にあり、特に処理時間 10 min においてその傾向は顕著に表れていた。また電磁石の数についても比較検討を行った結果、電磁石 2 台の場合の方が両濃度が大きく増加していた。この傾向は処理時間 5 min において顕著であり、電磁石 1 台の場合ではタンパク質濃度と核酸濃度がそれぞれ 0.084 mg/mL, 4.8 µg/µL であったが、2 台の場合ではそれぞれ 0.284 mg/mL, 20.3 µg/µL であった。これらの結果より、低温下かつ電磁石 2 台を用いる事によってタンパク質を効率よく得られる可能性が示唆された。

以上の結果より、磁気フェライト・モーションコントロールによる活性汚泥の可溶化によって余剰活性汚泥の減量化や資源化への可能性が示唆され、磁気フェライト・モーションコントロール処理法が余剰活性汚泥の可溶化技術として利用できる可能性を見出した。今後更なる検討を進める事で、廃棄物ゼロを目指すゼロ・エミッション排水処理システムへの応用や、新たな細胞破碎手法としての利用価値が期待できる。

5.2 今後の課題

研究を進めていく上で、新たに露わとなった課題も存在する。

第 1 に減量化において、現在の可溶化率では未だ不足であり、最低でも 80 % 程度まで向上する必要がある。現在の可溶化率が 50～60 % であり、ここから更に 20 % 程度の改善を図るのは容易ではないが、用いる金属板についてはまだ再考の余地があると考えている。今回は SUS430 ステンレス板を用いたが、他種の金属板についても用いる事により、可溶化効率がさらに改善する可能性もある。また、用いている磁性体粒子は球状のフェライト粒子であるが、球状の場合ほど凝縮しても隙間が生じてしまう。この形状を変化させる事によって凝縮時の隙間を狭め、破碎強度の向上が可能か検討出来ないか考えている。これらのような改善策による可溶化率の向上を図り、より高濃度かつ大量の活性汚泥に対する減量化試験が必要であるだろう。

第 2 に資源化について、低温環境を構築する上で必ずしも条件が一致していなかった。温度という観点から見れば電磁石の数によらずいずれも 4℃以下という低温を達成できたが、今後の調査ではこうした環境についても厳密な設定が必要であるだろうと考えている。また低温を考慮した事により装置が小型化し、一度に処理できる活性汚泥量が低下した。時間あたりの処理可能汚泥量でいえば、従来の処理装置は 96.7 mL/h (処理汚泥量 290 mL のとき) であったが、小型処理装置では処理時間 5 min で 120 mL/h, 10 min で 60 mL/h, 15 min で 40 mL/h というように処理時間 10 min 以上では時間あたりの処理汚泥量が低下してしまう。また、5 min の場合でも実際の可溶化率は MLSS にして 20 % 程度であり、従来の処理装置と比べ半分以下である。フェライト粒子の量によっては活性汚泥由来のタンパク質の粘着性が問題となる等、小型処理装置においては課題が多く検討を続ける必要があるだろう。

謝辞

本研究の遂行にあたりまして、ご多忙のところ指導教員としてご指導・ご鞭撻を賜りました

秋田大学大学院理工学研究科 数理・電気電子情報学専攻 電気電子工学コース

熊谷 誠治 教授

に心より御礼申し上げます。

本論を総括し纏めるにあたり、副査として多角的な観点からのご指摘によるご指導を賜りました

秋田大学大学院理工学研究科 数理・電気電子情報学専攻 電気電子工学コース

倉林 徹 教授

秋田大学大学院理工学研究科 数理・電気電子情報学専攻 電気電子工学コース

田島 克文 教授

秋田大学大学院理工学研究科 数理・電気電子情報学専攻 人間情報工学コース

水戸部 一孝 教授

諸先生方に心より御礼申し上げます。

本研究の遂行にあたりまして格別のご協力を賜りました

東北公益文化大学学長 (元秋田大学学長)

吉村 昇 教授

に心より御礼申し上げます。

本研究の遂行および本論の纏め等、ご多忙の中わが身を顧みず格別のご指導・ご鞭撻を賜りました

秋田大学大学院理工学研究科 数理・電気電子情報学専攻 電気電子工学コース

カビール ムハムドゥル 准教授

に深く御礼申し上げますと共に、ご闘病中も著者を含めた学生諸君のため心を砕き弛まぬご指導と教鞭を執り続け、導いてくださった

故 鈴木 雅史 教授

に深い哀悼の意を込めて御礼申し上げます。

本研究の遂行並び研究・研究室生活に係る数多くのサポートを頂きました

秋田大学 大学院理工学研究科 数理・電気電子情報学専攻

小原 直子 技術職員

に深く御礼申し上げます。

本研究の遂行においてナノ・メータ領域における磁性材料に関する知見について大変参考になるご教授を頂きました

秋田大学大学院理工学研究科 システムデザイン工学専攻 機械工学コース

山本 良之 准教授

に心より御礼申し上げます。

著者が研究室配属となった平成 24 年から平成 30 年に至るまで、同じ時を過ごし苦楽を共にする事で人間的に成長する機会を与えてくれた基礎電気研究室(旧 鈴木研究室)の学生諸君に心より御礼申し上げます。

最後に、著者を生み育み、そして著者が生まれ故郷を発ってもなお絶えず援助を与えてくださった

父 遠藤 亨，母 遠藤 広美

に心よりの謝意を表し，謝辞とさせていただきます。

研究業績

論文

- 1. カビール ムハムドウル, **遠藤 雅也**, 鈴木 雅史, 吉村 昇:「汚泥返送ラインにおける余剰汚泥処理に関する研究」, 電気学会論文誌D, 第134巻, 第2号, 239～240頁 (2014)
- 2. **遠藤 雅也**, カビール ムハムドウル, 鈴木 雅史, 吉村 昇:「返送汚泥ラインにおける磁気-フェライト処理法を用いた余剰活性汚泥の減容化」, 電気学会論文誌D, 第136巻, 第3号, 198～203頁 (2016)
- 3. **Masaya Endo** and Mahmudul Kabir : Excess Activated Sludge Treatment with Ferrite Particles and Electro Magnets, International Journal of Engineering Sciences & Research Technology, vol.7, issue 5, pp. 251-256 (2018)
- 4. **Masaya Endo**, Mahmudul Kabir and Noboru Yoshimura: Cell Fractionation and Extraction of Protein from Activated Sludge by Using Ferrite Particles' Motion Controlling System, IEEJ Transactions on Electrical and Electronic Engineering (投稿中)

学会発表

国内学会

- 1. **遠藤 雅也**, カビール ムハムドウル, 鈴木 雅史:「ゼロ・エミッション排水処理システムの開発」, 日本水処理生物学会第51回大会 (2014 年 11 月 山梨大学)
- 2. **遠藤 雅也**, カビール ムハムドウル, 鈴木 雅史:「ラボ・スケールプラントにおける磁気-フェライト処理法を用いた活性汚泥の減容化評価試験」, 日本水処理生物学会第52回大会 (2015 年 11 月 北九州市立大学)

3. 遠藤 雅也, カビール ムハムドゥル, 鈴木 雅史:「フェライトモーションコントロールを用いたゼロ・エミッション排水処理技術」, 第19回日本水環境学会シンポジウム (2016 年 9 月 秋田県立大学 秋田キャンパス)
4. 遠藤 雅也, 斎藤 穂, カビール ムハムドゥル, 鈴木 雅史:「フェライト粒子のモーションコントロールによる新たな細胞分画法」, 日本水処理生物学会第53回大会 (2016 年 11 月 千葉工業大学 津田沼キャンパス)

国際学会

1. **Masaya Endo**, Mahmudul Kabir and Noboru Yoshimura:Cell Fraction and Extraction of Protein by Using Ferrite Particles' Motion Controlling System, The 8th International Conference on Materials Engineering for Resources (ICMR)(Oct.25-27, 2017) Akita, Japan, Proceedings of ICMR 2017, pp.327-329