

(56) 超音波照射と電気化学的作用を併用した余剰汚泥の可溶化特性

Sludge Disintegration Treatment by the Simultaneous Use of Ultrasonic and Electrochemical Processes

渡邊 智秀*、曾 道勇**、曹 慶鎮*、黒田 正和*

Tomohide WATANABE*, Dao-Yong ZENG**, Kyung-Jin CHO* and Masao KURODA*

ABSTRACT; A novel disintegration treatment of the activated sludge by the simultaneous use of ultrasonic and electrochemical processes was investigated experimentally. Two reactors equipped with or without an electrolytic diaphragm to divide into the anodic and cathodic compartments were irradiated with ultrasound. The batch disintegration experiments were carried out at different conditions of the ultrasonic frequency, the applied electric current to the electrodes and the initial sludge concentrations. Alkaline and acidic conditions developed in the cathodic and anodic regions of the reactors, respectively, when the electric current was applied even at relatively low electric power. The electrochemically generated alkaline condition and the ultrasonic irradiation synergistically facilitated the activated sludge solubilization, comparing with the sonication alone, whereas, the appearance of acidic condition in the anodic region had no acceleration effect. The acceleration effect of solubilization depended on the applied electric current. The ultrasonic irradiation of higher frequency was ineffective for the sludge disintegration in the simultaneous processes, suggesting that the sonoelectrochemical disruption of bacterial cells was not predominant. In this investigation, the simultaneous use of the ultrasonic and electrochemical reaction processes could achieve the effective sludge solubilization without any chemical doses.

KEYWORDS; Sludge disintegration, ultrasound, electrolysis, alkaline condition, carbohydrate, proteins

1. はじめに

下水等の種々の排水に対する主要な排水処理法として、活性汚泥法等の生物学的方法が用いられており、その普及に対応して副生成物である汚泥が大量に発生している。従来、汚泥は、脱水、嫌気性消化及び焼却等の減容化や安定化を経て主に最終処分されてきたが、最終処分場の負担軽減や資源有効利用の観点から、近年、肥料や土壌改良材等としての緑農地への還元ならびに焼却灰の建設資材への利用が下水汚泥の50%を超えるまでになっている。しかし、このような取り組みのみならず、汚泥の発生源である排水処理システムにおいて生成量そのものの低減を図ったり、生成汚泥からメタンのようなエネルギー資源や構成成分に由来する有機または無機性原料を効率よく回収して、多角的に汚泥を有効利用しうる効果的な資源化システムの開発が求められている。このようなシステムにおいて鍵を握る重要なプロセスのひとつは、汚泥の効率的な可溶化の達成であると考えられ、その技術開発が要請されている。

これまでに汚泥の可溶化法として、熱処理¹⁾、亜臨界または臨界水熱処理^{2)~4)}、オゾン^{5),6)}や酸・アルカリ添加等^{7),8)}を伴う化学または熱化学処理、高圧ホモジナイザー⁹⁾、湿式ビーズミル¹⁰⁾及び高速回転ディスク¹¹⁾

*群馬大学工学部建設工学科 (Department of Civil Engineering, Gunma University)

**群馬大学大学院工学研究科 (Graduate School of Engineering, Gunma University)

等を利用した機械的破碎処理、超音波照射による物理的破碎^{12)~16)}ならびに好熱性細菌を利用した生物学的処理¹⁷⁾等が検討されてきている。前処理プロセスとしてこのような可溶化処理を行うことにより、例えば、汚泥の嫌気性消化では、バイオガスの収率や総括反応速度の大幅な向上^{2), 6), 8), 11)~14), 18)}、また、排水処理システムに組み入れた場合には、処理水質にほとんど影響を与えずに余剰汚泥発生量の大幅な低減が可能であることが報告されている^{5), 16), 17)}。従来検討されてきた可溶化手法はそれぞれに特徴を有しているが、その中で、超音波照射法は、汚泥と直接接触する可動部や薬品添加の必要がなく、比較的容易に汚泥の可溶化ができる一方で無機化率も大きくないため、汚泥からの資源回収の前処理プロセスとして有効な方法となる潜在性を有していると考えられる¹⁹⁾。しかしながら、可溶化を十分に達成するために必要な消費エネルギーが小さくないことに大きな課題がある²⁰⁾。近年、Chiu らは、汚泥懸濁液へのアルカリ剤添加で高アルカリ性にして超音波照射を併用することにより、汚泥の可溶化が超音波照射単独の処理に比べて、大幅に促進されることを報告している²¹⁾。また、高らも同様な実験を行い、汚泥の可溶化速度が向上することを報告している²²⁾。これらの結果は、超音波照射による汚泥可溶化に対する比消費エネルギーを低減する操作としてのひとつの可能性を示唆していると考えられる。

汚泥を高アルカリ性にする一般的な方法は、既報^{21), 22)}のようにアルカリ剤の充分な添加であるが、薬剤添加をせずにこのような環境を効果的に形成することが可能であれば、超音波照射による可溶化を促進する作用に加えて、可溶化処理液の塩濃度の大幅な増大を避けることができると考えられる。外部からの薬剤添加を伴わずに液性状を変化させる方法のひとつとして、余剰汚泥のような汚泥懸濁液には電解質成分が共存していること及び、一般に電解質水溶液に電極を浸漬して電解すると、低電流でも陽極及び陰極近傍に酸性及びアルカリ性環境がそれぞれ形成できることに着目すると、電気分解法が適用可能性を有しているものと考えられる。また、電解では、付随的效果として、直接的な電気化学反応や酸化力のある成分の生成による間接的な作用ならびに超音波照射と併用した場合の複合作用等の可溶化への寄与も期待される。しかしながら、これまでに電気分解と超音波照射を併用した汚泥の可溶化は、ほとんど検討されていない。そこで本研究では、以上の観点を踏まえて、電気分解と超音波照射を併用することによる、小さな比消費エネルギーで外部からの薬剤添加を必要としない効果的な汚泥の可溶化促進処理の可能性を検討することを目的とした。まず、その第1段階として、このような併用処理の基本的な汚泥可溶化特性に関し、可溶化促進効果の有無ならびに槽形式及び操作条件が及ぼす影響について実験的に検討を行った。また、汚泥懸濁液の pH を変化させる作用以外に、超音波照射を併用した系において電解が有する可能性がある可溶化へ及ぼす付随的效果の有無についても検討を加えた。

2. 実験装置及び方法

2. 1 供試汚泥

K 市公共下水道の終末処理場で採取した返送汚泥を種汚泥として、研究室において人工排水を約 0.2kg-COD/kg-SS・d の負荷で供給しながら約 1 年間運転している、有効容積約 40L の回分式活性汚泥処理槽の汚泥懸濁液を可溶化実験に利用した。この汚泥懸濁液の pH は、7.0~7.5 であり、MLVSS/MLSS 比は 0.9 程度であった。実験へ用いるにあたり、採取した汚泥懸濁液は、MLSS 濃度が 10~40g/L の範囲で所定濃度となるように沈殿濃縮した。

2. 2 実験装置

図 1(a)及び(b)に実験装置の概略を示す。(a)は、内径約 8cm の塩化ビニル樹脂製円筒容器で、この中に 2 組の電極を陰極が容器中心に対して対向するように設置した無隔膜型槽となっている。なお、有効液容積は約 350mL であり、陰極間の距離は約 4cm となるようにした。一方、(b)は、断面が 9cm×9cm で液有効容積が約 600mL の塩化ビニル樹脂製矩形容器であり、その容積が 2 等分されるようにセラミック製電解隔壁で中央を隔て、その両側がそれぞれ陽極部及び陰極部となるように 1 組の電極を各部の中央に設置した。容器内

に設置した電極は、両槽ともに開口比が約35%で厚さ約1mmの白金被覆メッシュ状チタン電極であり、処理槽(a)では、幅3.8cm×高さ7cmの電極を陽極とし、幅6.9cm×高さ7cmの電極を陰極として用いた。また、処理槽(b)では、幅9cm×高さ8cmの電極を陽極及び陰極として用いた。

処理槽内に満たした汚泥への超音波照射には、バス型超音波洗浄器（本多電子製、W-118）を用いた。この装置の幅25cm×長さ37cm×高さ25cmの洗浄容器内に約7.5Lの水を満たすとともに、上記の処理槽を設置した後に所定条件で超音波を照射した。

2. 3 実験方法

MLSS濃度を10~40g/Lの範囲の所定濃度に調整した汚泥懸濁液（特に断らない場合は10g/L）を実験装置内に入れ、実験装置を所定量の水が満たされている超音波洗浄器内へ設置した。実験は、超音波照射の有無、周波数（28kHzまたは100kHz）及び電極へ通電する総電流値（0~400mA）を種々変化させた操作条件において回分式で行い、COD_G、溶解性タンパク質濃度、溶解性炭水化物濃度、pH、SS及びVSS等の経時変化を測定した。超音波照射する場合の発信装置の出力は500Wで

一定とした。なお、無隔膜型槽では、2枚の陰極に囲まれた槽の中心付近から充分に攪拌した後、また、隔膜型槽では、陽極及び陰極室をそれぞれ充分に攪拌してから汚泥懸濁液を採水した。一般に超音波照射に伴い液温度が上昇し、この熱的作用による汚泥の可溶化も広義には、超音波照射による可溶化と考えられるが、超音波照射なしに電極への通電をした条件等と比較する際に液温度上昇の影響をできるだけ除くため、本研究では、実験期間中に超音波洗浄槽内の水温がほぼ一定となるように適宜、水を交換して約40℃となるようにした。また、超音波照射がない実験条件では、汚泥の沈殿による影響を低減するために実験装置内の汚泥懸濁液をマグネティックスターラーで攪拌しながら実験した。

2. 4 分析方法

槽内から採取した汚泥懸濁液中の溶解性成分の分析は、孔径0.45μmのろ紙でろ過をして、そのろ液を用いて行った。タンパク質濃度は、牛血清由来アルブミンを標準試料としてLowry法を用いて測定した²³⁾。炭水化物濃度は、でんぷんを標準試料としてフェノール-硫酸法で測定した²⁴⁾。COD_Gは、Standard methodsに従って測定した²⁵⁾。また、pH、MLSS及びMLVSS等は下水試験方法に従って測定した²⁶⁾。

3. 結果及び考察

3. 1 超音波照射による可溶化に対する電極設置の有無の影響

超音波照射と電解を併用した可溶化実験に先立ち、超音波照射による汚泥の可溶化に対する槽内への電極設置の影響を検討した。図1(a)に示した無隔膜槽を用い、槽内への電極設置の有無及び超音波照射の有無による溶解性COD生成の経時変化の例を図2に示す。なお、槽内へ電極を設置せずに28kHzの超音波を照射した条件を対照系として、その溶解性COD生成に対する比で示した。対照系で生成した溶解性CODは、実

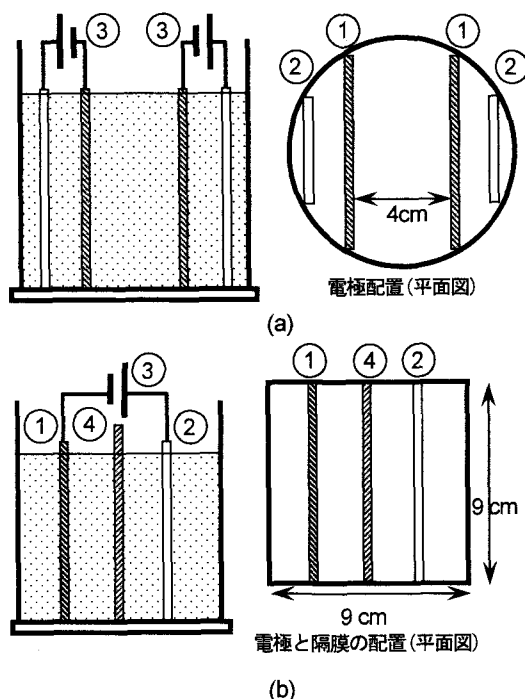


図1 実験装置の概略(a)無隔膜型槽、(b)隔膜型槽

1. 陰極, 2. 陽極, 3. 直流安定化電源,
4. セラミック製電解隔膜

験開始後1時間で310mg/L、3時間で1560mg/L及び6時間で2460mg/Lであった。槽内に電極を設置すると、汚泥の可溶化に伴うCOD生成が若干低下する傾向を示したが、その程度は、おおむね10%以下であり、その影響はごく小さいものと考えられた。一方、超音波を照射しない条件における溶解性CODの生成は、無視できる程度に小さく6時間後でも約60mg/Lであった。この結果は、40℃程度の温度条件下では、熱的作用による汚泥の可溶化はほとんど起こらないことを示している。また、40～50℃程度未満の熱処理では、余剰汚泥の熱的可溶化がほとんど進行しないことも報告されていることから⁹⁾、本実験で超音波照射がある条件における溶解性COD生成は、超音波の物理的作用によるものと考えられた。

なお、見かけの超音波密度（汚泥懸濁液量に対する発信装置の消費電力）に対する可溶化速度で単純に比較した場合、ホーンを汚泥懸濁液に浸漬する直接照射で得られた他の研究結果^{12), 16), 27)}に比べると小さいと推定される。本研究では、バス型超音波洗浄器を用い、バス内に満たした水と実験槽の壁を介して汚泥懸濁液へ超音波が照射されており、発信装置の電力消費に対して有効に汚泥懸濁液へ伝播した超音波エネルギーが、ホーンシステムに比べて必然的に小さくなるためであると考えられる²⁸⁾。しかしながら、図2に示したように超音波照射の有無で溶解性COD生成に大きな差があったことから、本系でもキャビテーションが発生する閾値以上で細胞の破碎も生じる程度の超音波が槽内に伝播していたと考えられた。

3. 2 無隔膜型槽での併用可溶化処理における操作条件の影響

3. 2. 1 併用処理の効果と電流条件の影響

図3(a)に28kHzの超音波照射に併せて種々の電流値で通電を行った場合における溶解性COD生成の無通電系(超音波照射のみ)に対する比の経時変化を示す。なお、無通電系において生成した溶解性COD(COD_{control})は、実験開始後1時間で260mg/L、3時間で1360mg/L及び6時間で2360mg/Lであった。また、後述の式(1)に基づいて算出した可溶化率は、例えば、図に示した180mAの通電条件において、実験開始から1時間で7.4%、3時間で17%及び6時間で20%であった。本図からわかるように、電極への通電を併用することにより、汚泥の可溶化は促進され、実験の範囲内で電流値の増大とともにその効果が大きくなる

ことが明らかとなった。しかし、この促進効果は、1～2時間までの初期段階で大きいものの、時間経過につれて低減した。図3(b)に陰極で囲まれた槽の中心領域におけるpHの経時変化を示す。図からわかるように、

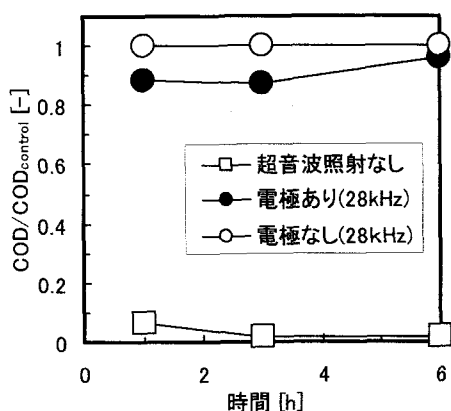


図2 可溶化に対する電極設置の有無の影響(電流値 0mA)

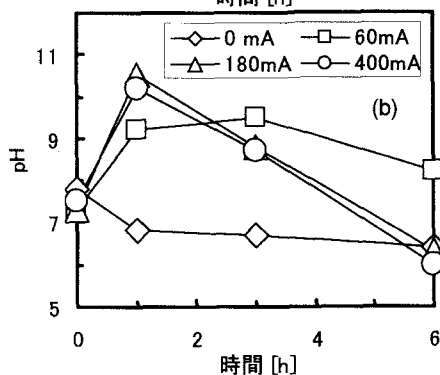
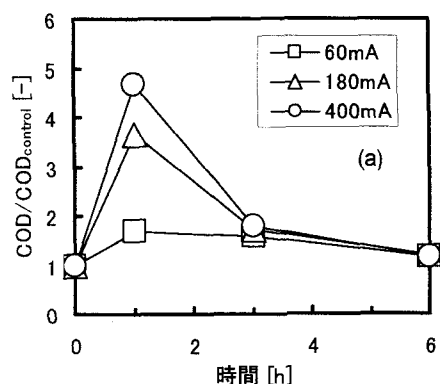


図3 併用処理における電流値の影響(周波数: 28kHz) (a): 無通電系に対する溶解性COD生成比、(b): pHの変化

電極への通電に伴う陰極での水の電解により、この領域がアルカリ性になることが確認された。また、pHは電流の増大につれて大きくなる傾向があったが、時間経過とともに低下し、最終的にはほぼ中性となって無通電条件と大差がなくなる傾向を示した。このような pH の変化の挙動から、アルカリ性環境の形成が汚泥の可溶化を促進する一方で、無隔膜型槽では、可溶化生成物による pH 緩衝等により、実験条件のような比較的低電流条件では陰極近傍の液本体を十分なアルカリ性に長時間維持できないことが、可溶化促進効果の低減に強く影響しているものと推定された。なお、アルカリ性環境が形成される陰極近傍に対して、陽極近傍では酸性領域が形成されて汚泥の可溶化に影響を及ぼすことが考えられるが、その効果の有無については、後述の隔膜型槽を用いた実験で検討した。

図4に実験開始から1時間までの溶解性COD、溶解性タンパク質及び溶解性炭水化物生成の相違を併用処理と各単独処理（超音波照射のみ及び通電のみ）に対して比較した例を示す。超音波照射のみ及び通電のみでの操作に比べて、併用処理では、溶解性COD、溶解性タンパク質及び溶解性炭水化物の生成がいずれも大きくなっており、例えば、図に示した実験条件では、併用処理における溶解性CODの生成が、各単独処理の単純和に比べて約3.6倍増大した。また、溶解性タンパク質及び炭水化物でも同様の傾向を示した。従って、併用処理では、超音波照射による汚泥の物理的可溶化と通電に伴う電解に関連して生じる化学的可溶化がそれぞれ独立して進行するのではなく、これらが相乗的に作用して汚泥の可溶化を促進しているといえる。一般に微生物細胞の破碎に比べ、汚泥フロックは比較的小さな超音波強度や比超音波エネルギーでも容易に壊れて微細化することが報告されている^{15), 16), 27)}。併用処理では、陰極領域の液本体がアルカリ性となっており、超音波照射によるフロックの微細化により、液本体とフロック中の微生物細胞の接触性が向上し、化学的な細胞の破碎による細胞内成分の溶出が促進されることが、主な相乗効果の機構であると現段階では推察される。また、Hua and Hoffmann は、難分解有機物のソノケミカル分解反応において超音波が照射されている液相へ気体を吹き込んで飽和させるとキャビテーションの発生が誘発され、分解が促進されることを報告している²⁹⁾。従って、本研究の併用処理系では、水の電解に伴いガスが生成していることを考慮すると、キャビテーション発生が誘発されてフロックの微細化や細胞の破碎が進行しやすくなっている可能性もあると考えられる。このような可溶化促進効果の機構の有無については、今後さらに検討する必要がある。

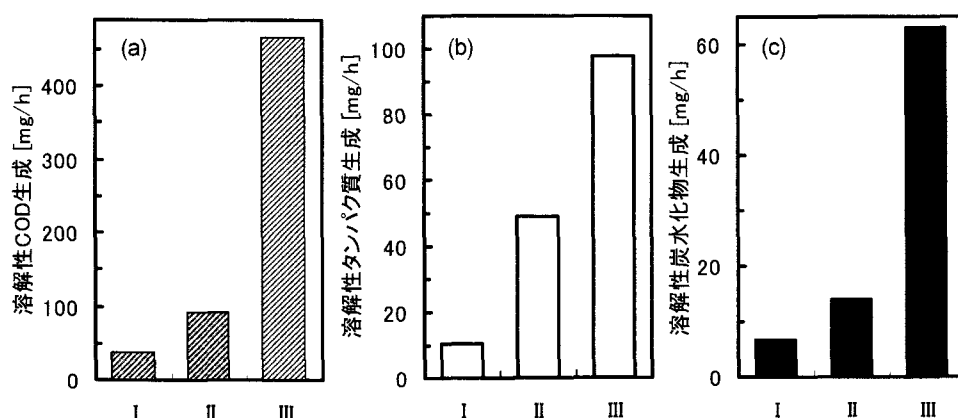


図4 併用処理及び各単独処理における溶解性成分生成の相違(実験開始から1時間)
Case I : 400mA 通電のみ、Case II : 28kHz 超音波照射のみ、Case III : 400mA 通電と
28kHz 超音波照射の併用

3. 2. 2 周波数と汚泥濃度の影響

図5に併用処理における超音波周波数の影響を超音波照射がない条件（通電のみ）を対照系として溶解性

COD の比で示す。なお、対照系における生成した溶解性 COD ($COD_{control}$) は、実験開始から 1 時間で 110mg/L、3 時間で 540mg/L 及び 6 時間で約 1100mg/L であった。図から明らかなように、28kHz に比べて 100kHz では、汚泥可溶化の効果が小さかった。データは示さないが、処理前後の VSS 濃度の変化も同様に 100kHz で小さかった。超音波照射のみによる汚泥の可溶化では、周波数の影響を大きく受け、その増大につれて可溶化速度の低下が報告されており²⁷⁾、これは、キャビテーション径が低周波数ほど大きくなりその崩壊で生じるせん断応力も強くなることが影響していると考えられている¹⁹⁾。一方、溶解性の難分解性有機物質に対するソノエレクトロケミカル分解では、高周波数の超音波照射で分解速度が大きくなることが報告されている³⁰⁾。従って、これらの既往の知見を考慮すると、本研究の併用処理系では、電極界面が超音波照射で常に更新されて活性化するようなソノエレクトロケミカル効果による汚泥の可溶化の寄与はほとんどなく、超音波単独での処理と同様に、超音波照射は主にせん断応力の発生によるフロックの微細化や細胞の破碎に関与しているものと推察される。

初期汚泥濃度の相違が併用処理における可溶化へ与える影響を表 1 に示す。MLSS が 40g/L 程度までの範囲では、汚泥濃度の増大につれて、溶解性 COD、タンパク質及び炭水化物生成量ならびに VS 減少量がともに増大した。このとき、VS 減少量に対する各溶解成分の生成量は、それぞれほぼ一定であった。超音波照射単独での可溶化では、高汚泥濃度条件ほどキャビテーション発生核や強いせん断力を生じる場へ汚泥がさらされる確率が增大することが指摘されている¹⁹⁾。本研究の併用処理でも同様に高汚泥濃度条件での操作が効果的であると考えられる。

表 1 無隔膜型槽の併用処理における初期汚泥濃度の影響 (400mA、28kHz で 2 時間)

初期 MLSS [g/L]	溶解性 COD [g/g-VS]	VS 減少量 [g]	η_{VS}^* [-]	溶解性タンパク質 [g/g-VS]	溶解性炭水化物 [g/g-VS]
10	1.97	0.35	0.11	0.44	0.29
30	1.95	0.53	0.055	0.45	0.45
40	2.07	0.63	0.050	0.48	0.54

* $\eta_{VS} = (MLVSS_0 - MLVSS) / MLVSS_0$ で定義され、 $MLVSS_0$ は初期濃度を表す。

3. 3 隔膜型槽における併用処理特性

3. 3. 1 陽・陰極部の可溶化への寄与

陰極が向き合うように設置した無隔膜型槽における併用処理実験から水の電解に伴うアルカリ性環境の形成が汚泥の可溶化を促進することが示唆された。しかしながら、無隔膜槽では、実験の範囲において高アルカリ性環境を長く維持することが困難であったことが効果の低減に対して主に関与していると考えられた。これに対する改善性と陽極領域の可溶化への影響を検討するために、陰極部と陽極部を隔壁で分離した槽を用いて可溶化実験を行った。

図 6 に隔膜型槽を用いた併用処理で超音波周波数を 28kHz で一定とし、電流値を変化させた場合の可溶化率と pH の変化を示す。なお、可溶化率 η_c は、COD を用いて次式に基づいて算出した。

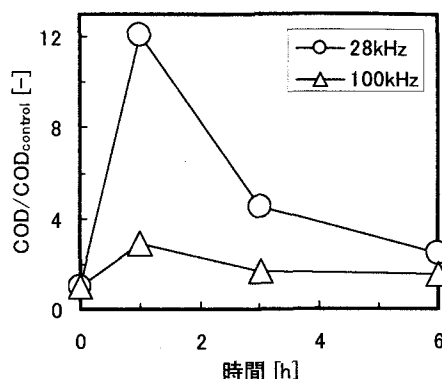


図 5 併用処理における周波数の影響 (電流値 400mA)

$$\eta_c = \frac{SCOD - SCOD_0}{TCOD_0 - SCOD_0} \quad (1)$$

ここで、 $TCOD_0$ および $SCOD_0$ はそれぞれ実験開始時における汚泥懸濁液の全 COD_G 及び溶解性 COD_G を表す。図 6(a) に示したように、陰極部では、通電されていると可溶化率が 30% 程度以上となっても、高アルカリ性環境に維持された。可溶化率及び pH は、電流値が 100mA 程度以上であれば、電流値によらずそれぞれほぼ一定となっており、必要以上に通電をしても可溶化率を向上できるわけではないことが示唆された。換言すると、隔膜型槽は、無隔膜型槽に比べて、低電力でも安定したアルカリ性を維持できることを意味している。一方、陽極部では、図 6(b) に示したように、電極への通電で pH は低下し、100mA 以上では、2 程度で安定した。汚泥懸濁液に酸を添加すると汚泥が可溶化することが報告されているものの⁷⁾、本系における陽極部での可溶化率は、超音波照射のみで操作された場合に比べて、酸性環境となっている通電併用条件で低下した。この原因は現在のところ不明であるが、少なくとも陽極部には、汚泥の可溶化を促進する効果はないことが見出された。また、無通電条件を除いて、実験の範囲内では電流値によらず、陽極部の可溶化率がほとんど変化しなかったことから、直接的な汚泥の電気化学的酸化や電気化学的に陽極で生成した酸化力のある物質による間接的酸化に伴う汚泥の可溶化はほとんど起こっていないと考えられた。以上のことから、無隔膜型槽の併用処理における汚泥の可溶化の促進は、主にアルカリ性環境の形成にあることが確認された。

図 7 に併用処理で陰極部及び陽極部において生成した溶解性 COD に対するタンパク質及び炭水化物の占める割合を示す。陽極部では、炭水化物の占める割合が相対的に高いのに対し、陰極部では、タンパク質の割合が高く、各部における傾向は大きく異なった。活性汚泥の酸またはアルカリ熱処理では、アルカリ条件で溶解性成分に占めるタンパク質の割合が高く、酸性条件で炭水化物の割合が高いことが報告されている⁷⁾。従って、本系の場合も陽・陰極部におけるそれぞれの pH が溶解性 COD の構成に影響していると考えられる。また、タンパク質は、微生物細胞を構成する成分の約 40~60% を占め

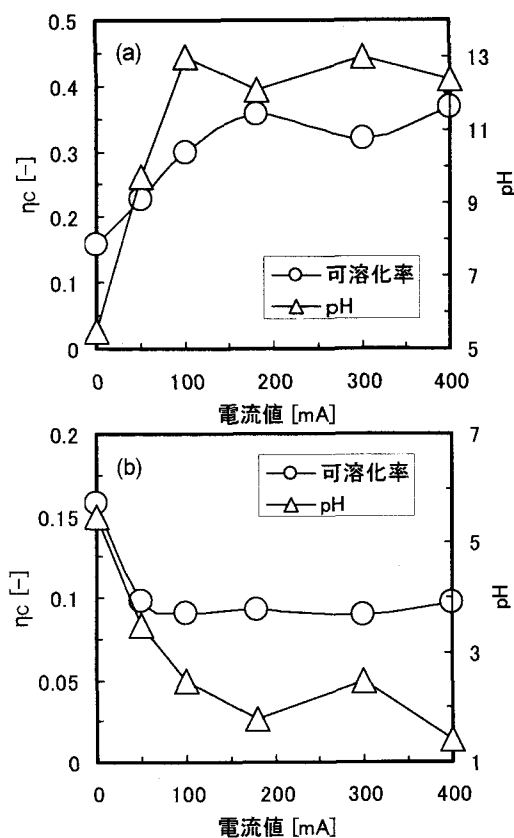


図 6 併用処理における可溶化率及び pH に対する電流値の影響 (28kHz 超音波照射で 2 時間後) (a): 陰極部、(b): 陽極部

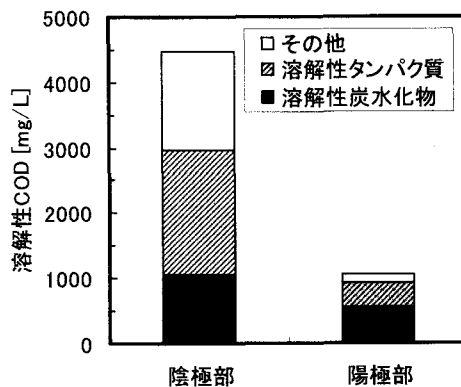


図 7 併用処理における可溶化成分の構成 (180mA、28kHz で 2 時間)

ているため、その可溶化が容易な高アルカリ性環境下において汚泥全体の可溶化率も高くなっていると考えられた。

3. 3. 2 隔膜型槽の有効性

図8に本研究で用いた無隔膜型槽ならびに隔膜型槽の陰極部および槽全体における併用処理での可溶化率 η_c の時間変化の例を示す。なお、図中の隔膜型槽全体での実験期間中の可溶化率は、陰極部及び陽極部における溶解性 COD 濃度と懸濁液量から算出される槽全体での平均溶解性 COD 濃度に基づいて計算したが、実験終了時（2 時間後）におけるその値は、両部分の汚泥懸濁液を混合して実測した溶解性 COD 濃度とほぼ一致することを確認している。本図より、槽形状や汚泥懸濁液の量が同一でないため、超音波照射による可溶化に対するこれらの影響がそれぞれ異なっていることを考慮する必要があるものの、隔膜型槽では、超音波照射と電極への通電の併用処理による汚泥の可溶化を効果的に促進できることが示された。隔膜型槽の陰極部は無隔膜槽に比べて大幅に可溶化速度が向上していることから、陰極部が安定した高アルカリ性環境に維持されやすくなっていることが、大きく寄与していると現状では考えられる。なお、隔膜型槽における併用処理期間中での陰及び陽極部の pH は、それぞれ 11 及び 2 程度に維持されているが（図 6 参照）、実験終了後に両部の懸濁液の全量を混合して、pH を測定したところ、約 5.6 であった。このことから、本法による可溶化処理では、可溶化促進のためのアルカリ剤ばかりでなく、可溶化処理後に中和剤のような薬剤添加が不要となる可能性が実験的に示された。但し、図 6 に示したように、陽極部は、併用処理による汚泥の可溶化促進に対して直接的な効果がほとんどないことから、処理槽容積あたりの可溶化性能を向上するためには、陰極部と陽極部の容積率を変更する等の装置工学的検討が必要であると考えられる。

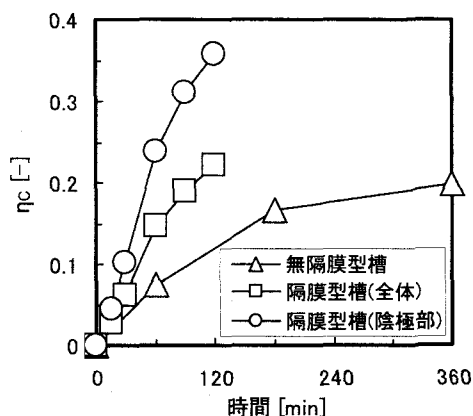


図8 槽形式による可溶化の相違 (180mA、28kHz)

4. まとめ

隔膜型電解槽及び陰極が対向するように電極を設置した無隔膜型槽において電極への通電と超音波照射を併用して汚泥の可溶化を行い、その基本的特性に関して以下の知見を得た。

- (1) 電極への通電と超音波照射を併用することにより、外部から薬品を添加することなく汚泥の可溶化を超音波単独の処理に比べて大幅に促進する可能性が示された。このとき、陰極領域で高アルカリ性環境が形成されることが主に寄与し、また、超音波照射による汚泥の物理的可溶化と通電による電解に伴う化学的可溶化がそれぞれ独立して進行するのではなく、相乗的に作用して汚泥の可溶化を進行させていることが示唆された。
- (2) 隔膜型槽にすることで高アルカリ性環境を低電流条件で長時間維持でき、無隔膜型槽に比べて可溶化速度を向上できることが示唆された。
- (3) 超音波が照射されている陽極部では酸性環境の形成や電気化学的酸化作用による可溶化促進も期待されたが、その効果はほとんど認められなかった。このため、可溶化に対する槽効率を向上させるには陽極部をできるだけ小さくする等の装置的工夫が必要であると考えられた。その一方で、隔膜型槽の場合、処理終了後に陰・陽極部の液を混合することで、外部から薬剤の添加をせずに可溶化処理液の中和も可能であることが示唆された。
- (4) 併用処理で可溶化成分生成速度を増大するには、高汚泥濃度及び低周波数の超音波照射条件が望ましく、

これらの傾向は、超音波照射単独の可溶化処理と同様であった。また、電流値は高アルカリ性環境が維持される程度で充分であった。

- (5) 今後は、エネルギー消費と可溶化率の関係や高強度の超音波照射条件下における併用処理の可溶化促進効果の程度等についてさらに検討を加えていく必要がある。

参考文献

- 1) Haug R.T., Stuckey D.C., Gosset J.M. and McCarty P.L.: Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **50**, 73-85 (1978)
- 2) Stuckey D.C. and McCarty P.L.: The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of the activated sludge, *Wat. Res.*, **18**(11), 1343-1353 (1984)
- 3) 藤田昌史, Kyoun-Grean Kim, 大門裕之, 藤江幸一: 高温高压水反応による余剰汚泥可溶化処理液の生物学的リン除去の炭素源としての有効性評価, *環境工学研究論文集*, **40**, 23-28 (2003)
- 4) 今井剛, 福田高史, 村上定暉, 浮田正夫, 関根雅彦, 樋口隆哉: 亜臨界水を用いた下水汚泥の資源化に関する研究, *環境工学研究論文集*, **40**, 405-414 (2003)
- 5) Yasui H. and Shibata M.: An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, **30**(9), 11-20 (1994)
- 6) Weemaes M., Grootaerd H., Simoons F. and Verstaete W.: Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Wat. Res.*, **34**(8), 2330-2336 (2000)
- 7) Aravinthan V., Mino H., Satoh S., Takizawa S. and Matsuo T.: Alkaline, acid and thermal solubilization for minimization of waste sludge, *Environ. Eng. Res.*, **35**, 189-198 (1998)
- 8) Tanaka S. and Kamiyama K.: Thermochemical pretreatment in the anaerobic digestion of waste activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **46**(10), 173-179 (2002)
- 9) Camacho P., Deleris S., Geauguey V., Ginestet P. and Paul E.: A comparative study between mechanical, thermal and oxidative disintegration techniques of waste activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **46**(10), 79-87 (2002)
- 10) Koop J., Muller J., Dichtl N. and Schwedes J.: Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated excess sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(11), 129-136 (1997)
- 11) 今井剛, 浮田正夫, 深川勝之, 河村友喜, 関根雅彦, 樋口隆哉: 高速回転ディスクによる余剰汚泥の高効率可溶化処理に関する研究, *環境工学研究論文集*, **38**, 131-139 (2001)
- 12) Shimizu T., Kudo K. and Nasu Y.: Anaerobic waste activated sludge digestion -A bioconversion mechanism and kinetic model, *Biotech. and Bioeng.*, **41**, 1082-1091 (1993)
- 13) 汪群慧, 陳建成, 柿本幸司, 尾川博昭, 加藤安彦: 前処理による余剰汚泥の嫌気性消化効率の向上, *水環境学会誌*, **18**(11), 875-882 (1995)
- 14) Neis U., Nickel K., and Tiehm A.: Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration, *Wat. Sci. Tech.*, **42**(9), 73-80 (2000)
- 15) Chu C., Chang B., Liao G., Jean D.S. and Lee D.: Observations on changes in ultrasonically treated waste activated sludge, *Wat. Res.*, **35**(4), 1038-1046 (2001)
- 16) 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, *環境工学研究論文集*, **39**, 31-41 (2002)
- 17) 桂健治, 三浦雅彦, 長谷川進: 好熱性微生物を利用した余剰汚泥が発生しない活性汚泥プロセス, *水環境学会誌*, **21**(6), 360-366 (1998)
- 18) Goel R., Tokutomi T. and Yasui H.: Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pretreatment, *Wat. Sci. Tech.*, **47**(12), 207-214 (2003)

- 19) Neis U., Nickel K., and Tiehm A.: Ultrasonic disintegration of sewage sludge for enhanced anaerobic biodegradation, In: *Advances in Sonochemistry*, T. J. Mason and A. Tiehm (ed.), Vol.6, Elsevier Science, Amsterdam, pp. 59-90 (2001)
- 20) Lehne G., Muller A. and Schwedes J.: Mechanical disintegration of sewage sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **43**(1), 19-26 (2001)
- 21) Chiu Y., Chang C., Lin J. and Huang S.: Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(11), 155-162 (1997)
- 22) 高仁範, 李玉友, 野池達也: 嫌気性水素生成細菌を用いた下水汚泥からの水素生産, 第6回日本水環境学会シンポジウム講演集, 113-114 (2003)
- 23) Peterson G.L.: A simplification of the protein assay method of Lowry et al. which is more generally applicable, *Analytical Biochem.*, **83**, 346-356 (1977)
- 24) Dubois M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A. and Smith F.: Colorimetric method for determination of sugars and related substances, *Anal. Chem.*, **28**(3), 350-356 (1956)
- 25) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*: 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation, Washington DC, USA (1998)
- 26) 下水試験方法 (1997年版), 日本下水道協会(1997)
- 27) Tiehm A., Nickel K., Zellhon M. and Neis U.: Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, *Wat. Res.*, **35**(8), 2003-2009 (2001)
- 28) Mason T. J.: The design of ultrasonic reactors for environmental remediation, In: *Advances in Sonochemistry*, T. J. Mason and A. Tiehm (ed.), Vol.6, Elsevier Science, Amsterdam, pp. 247-268 (2001)
- 29) Hua I. and Hoffmann M.R.: Optimization of ultrasonic irradiation as an advanced oxidation technology, *Environ. Sci. Technol.*, **31**(8), 2237-2243 (1997)
- 30) Trabelsi F., Ait-Lyazidi H., Ratsimba B., Wilhelm A.M., Delmas H., Fabre P.L. and Berlan J.: Oxidation of phenol in wastewater by sonoelectrochemistry, *Chem. Eng. Sci.*, **51**(10), 1857-1865 (1996)