研究論文

下水処理余剰汚泥の嫌気性消化に及ぼす
高分子凝集剤の影響

坂本 勝*・室谷 憲男*・李 玉友**・野池 達也**

要 旨

高分子凝集剤（カチオン性ポリマー）を注入した濃縮汚泥の嫌気性消化に対する影響を明らかにすることを目的として、余剰汚泥を基質とした回分実験をおこなった。投入汚泥 TS あたり 1 % 以下の薬注率では嫌気性消化に阻害はなかった。実際の下水処理場では 30 日ほどの滞留時間があり、微生物の馴化が進むと考えられ、濃縮時の薬注による影響はないことが分かった。ポリマーの嫌気性消化に及ぼす阻害は、投入汚泥 TS あたり 3 % 以上の薬注率で生じ、薬注率 50 % では投入基質 VS あたりの総ガス生成量は 31 % 減少した。同じ薬注率では、カチオン度の高い凝集剤による阻害が大きかった。通常より過剰な薬注率で実験した結果から、ポリマーによる阻害の原因は、凝集状態や粘性に起因するのではなく、ポリマーのカチオン性による細菌活性への作用であることが明らかになった。

キーワード：高分子凝集剤、嫌気性消化、濃縮汚泥、カチオン性の殺菌作用

1. 緒 言

全国の下水道処理人口普及率は、近年着実に増加し、平成 14 年度末には 65.2 % に上昇した¹⁾。下水道普及率の向上は、流入水量や汚泥量の増加につながるため、新たな処理システムの開発やプロセスのメカニズムの解明は非常に重要である。汚泥処理では、生活環境の変化による有機物含有量の増加、返流水による水処理負荷の増大や脱水効率の低下など多くの課題が発生している²⁾。これらの課題は、食生活の変化ばかりでなく、分流式下水道の採用、ディスポーザ導入による負荷の増加³⁾や高度処理を目的とした前凝集プロセスの導入⁴⁾で、さらに助長されると考えられる。

下水道統計⁵⁾から汚泥濃縮方法をみると、従来の混合濃縮から余剰汚泥を機械濃縮する分離濃縮の事例が増え、平成 6 年度以降その割合は 20 % を超えている。機械濃縮は、遠心式、常圧浮上式、造粒式の採用例が多く、なかでも凝集剤を効果的に使用する場合が増えている。分離濃縮の採用で重力式は沈降しやすい最初

沈殿池汚泥の単独濃縮が中心となり凝集剤の使用は増えていないが、遠心式や浮上式では使用量が増加し、特に高分子凝集剤（以下、ポリマー）の使用例が増えている。高分子合成技術の進歩とともに凝集効果に優れたポリマーが開発され、遠心式などでは効果が高いとの報告⁶⁾がある。また、新しい汚泥濃縮法としてハニカムスクリーン濃縮機⁷⁾やベルト型ろ過濃縮機⁸⁾などはポリマーを効果的に使用し高効率であるため、今後普及すると考えられる。これらの状況から、汚泥濃縮におけるポリマーの使用量はさらに増加していくといえる。

近年、環境問題、エネルギー事情などから、有機性廃棄物をバイオマスとして利用した技術が注目され、下水分野では、「バイオソリッド利活用基本計画」⁹⁾がすすめられている。先に述べた汚泥量増加やポリマーによる濃縮効果の向上は、汚泥消化においてエネルギー回収の増加につながると考えられ、期待が高まる。しかし、ポリマー性状や凝集状態が汚泥消化に与える影響については不明な点が多い。これまでの報

* 三機工業株式会社技術開発本部研究開発部 Masaru SAKAMOTO, Norio MUROTANI

** 東北大学大学院工学研究科 Yu-You Li, Tatsuya NOIKE

2004 年 3 月 3 日受付

2004 年 4 月 13 日受理

告¹⁰⁻¹²⁾では阻害が認められるものの、阻害レベルは明確でなくメカニズムの推察に関する知見はない。また、脱水汚泥の広域処理として高濃度集約汚泥消化の提案¹³⁾もあり、この脱水汚泥には対固形物あたり1%程度のポリマーを含むため、汚泥消化に対するポリマーの影響の解明は重要である。

本研究では、バイアルを用いた回分実験により、余剰汚泥を基質としポリマーの注入量や分子量を変化させ、汚泥消化に及ぼす阻害レベルの把握およびメカニズムの解明をおこない、さらに実施設における安全性の評価について検討した。

2. 実験方法

2.1 種汚泥と供試汚泥

各汚泥の性状を表1に示す。種汚泥は、下水処理場の中温汚泥消化槽から採取した消化汚泥に、1:1の蒸発残留物(TS)比で混合した初沈濃縮汚泥と余剰濃縮汚泥を添加し、実験室で約4ヶ月間、35℃で培養したものを用いた。供試汚泥は、TSで1.4%に希釈(脱気した蒸留水)した余剰濃縮汚泥を用いた。

2.2 ポリマー

ポリマーの性状¹⁴⁾を図-1に示す。現在、下水汚泥の脱水や濃縮で広く用いられるカチオン性で重合系かつアクリル酸エステル4級塩(DAA)とアクリルアミド(AAM)の共重合物を用いた。また、分子量300万と800万の2種類のポリマーを使用した。ポリマーは脱気した蒸留水に溶解し、実験条件に応じて溶解濃度を変えた。ポリマー溶解液の性状を表2に示す。なお、ポリマーは完全に溶解しており、いずれもT-CODとS-CODの分析値は等しかった。

表1 各汚泥の性状

名 称	種汚泥	供試汚泥
pH	8.0	6.7~7.1
TS (mg/ℓ)	28,000~34,000	13,000~14,000
VS (mg/ℓ)	18,000~20,000	9,500~10,000
SS (mg/ℓ)	25,000~27,000	12,000~13,000
VSS (mg/ℓ)	16,000~18,000	9,000~9,700
T-COD (mg/ℓ)	27,000~30,000	12,000~16,000
S-COD (mg/ℓ)	1,200~1,800	570~1,100

【構造式】

分子量	—	300万	800万
イオン性	—	カチオン	カチオン
0.5%塩粘度	mPa·s	13.0~21.0	85.0~95.0
カチオン度	meq/g	4.6~5.2	4.0~4.6
残存モノマー	%	<0.2	<0.2

図-1 ポリマーの性状

表2 ポリマー溶解液の性状

名 称	0.2%-300	0.5%-300	1.0%-300	0.3%-800
溶解濃度 (%)	0.2	0.5	1.0	0.3
分子量 (万)	300	300	300	800
pH	2.8	2.4	2.1	3.8
TS (mg/ℓ)	2,000	5,400	10,000	3,400
VS (mg/ℓ)	2,000	5,400	10,000	3,200
T-COD (mg/ℓ) (S-COD)	1,300	3,200	6,400	1,700

2.3 回分実験

実験装置の概略を図-2に示す。反応器には容量120mlのバイアル瓶を使用した。汚泥の投入時は、空気の混入を避けるため、バイアル瓶の気相部をN₂ガス(純度99.99995%)で換気した。さらに2分間の換気後、速やかにプチルゴム栓とアルミ製キャップで密栓した。振とう恒温水槽(BT300, ヤマト科学(株))を使用し、35℃で培養した。

2.4 分析方法

pH, TS, 強熱減量(VS), 浮遊物質(SS)およびSSの強熱減量(VSS)は下水試験方法¹⁵⁾に準じて分

図-2 実験装置の概略

析した。化学的酸素要求量 (COD_{Cr}) は比色測定法、アンモニア性窒素 (溶解性、NH₄-N) はネスラー法とし、分光光度計 (DR2010, HACH 社) で分析した。りん (溶解性、PO₄-P) は、イオン分析計 (IA-100, 東亜電波工業(株)) で分析した。炭水化物はフェノール-硫酸法¹⁶⁾、たんぱく質は Lowry 法¹⁷⁾ に準じて分析した。

ガス組成は TCD ガスクロマトグラフ (GC-14A, (株)島津製作所) に吸着型充填剤 (Unibeads C 60/80 : ジーエルサイエンス(株), ガラスカラム : ID 3.0mm ϕ $\times$ 2.1m) を使用した。キャリアガスはヘリウム (圧力 0.15MPa), カラム温度 150°C, 試料導入室および TCD 温度 160°C, 検出器電流 65mA で分析した。

揮発性脂肪酸 (VFA) の測定には高速液体クロマトグラフ (LC-6, (株)島津製作所) にカラムはイオン排除クロマトグラフィー (SCR-101H, (株)島津製作所) を使用した。移動相は 4.6mM 過塩素酸, 流量 1.0mL/min, カラム温度 60°C, 測定波長 210nm で分析した。

粘度は粘度計 (TV-10M, 東機産業(株)) に少量サンプルアダプタ (THM-11, 東機産業(株)) を使用し, 下水試験方法¹⁵⁾ に準じて分析した。温度 35°C, 回転速度 60rpm, 120sec 後の粘度を分析結果とした。

残存モノマー (アクリルアミド) は各サンプルおよび標準物質を pH1 に調整後, 誘導体化 (1 回目 : 臭化カリウム, 0.1M 臭素酸カリウムおよび 0.1M チオ硫酸ナトリウム), 抽出 (酢酸エチル), 濃縮洗浄および誘導体化 (2 回目 : トリメチルアミン) の前処理をおこない, ECD ガスクロマトグラフ (HP5890, ヒューレットパッカード社製) にキャピラリーカラム (DB-WAX, ID 0.25mm ϕ $\times$ 50m, アジレント社製) を使用した。キャリアガスはヘリウム (1.0mL/min), 注入モードはスプリットレス, 試料導入室温度 150°C, オープンは昇温 150°C (15min) $\rightarrow$ 20°C/min $\rightarrow$ 240°C (2 min), 検出器温度 240°C で分析した。

溶解性成分は, 遠心分離 (12,800~28,700G, 10~20min) した上澄みをフィルタ (0.8 μ m, VFA は 0.45 μ m) でろ過したものとした。

3. 実験結果および考察

3.1 実用上の薬注率における実験

実際の下水処理場を想定した汚泥消化に対する阻害の有無について実験した。実験条件 (その 1) を表 3 に示す。種汚泥と供試汚泥は各 40mL 投入した。ポリマーの注入率は, 下水処理場の汚泥濃縮で TS あたり 0.8% 以下が多いことから, 供試汚泥の TS あたり 0.04~0.78% に変化させた。ポリマー溶解濃度は, 一般的な 0.2% とした。手順は, 供試汚泥, ポリマーの順にバイアル瓶に投入し, 空気の混入に注意しながら 1 min ほど攪拌後, 種汚泥を接種した。バイアル瓶内の pH は, いずれも 7.3~7.5 であったため, pH 調整はしなかった。温度は 35°C, 振とう数は 120 回/min, 振とう幅は 40mm とし, 30 日間培養した。

本研究では, 供試汚泥とポリマーの両方を基質と考え, これらを合わせて投入基質とし, 各々の分析結果を合計した。投入基質 VS あたりの累積ガス生成量は, 薬注率の変化に対して, 総ガスでは 0.68~0.70mL/kg VS, メタンガスで 0.48~0.49mL/kg VS とほとんど変化しなかった。メタンガスの割合は, いずれも約 70% で一般的な汚泥消化より若干大きかった。李ら¹⁸⁾ の余剰汚泥を基質とした 130 日間の培養実験では, 投入基質 VSS あたりの総ガス生成量およびメタンガス生成量は, それぞれ, 0.47, 0.31mL/kg VSS と報告している。この実験では, それぞれ, 0.73~0.74, 0.51~0.52mL/kg VSS と李らの結果より大きかった。回分実験では, 各汚泥の性状や実験条件の違いで, ガス生成量は異なるが, 培養期間や累積ガス生成量の結果から, 本実験の基質分解は良好であったといえる。実験終了後のバイアル瓶内の pH は, 7.3~7.6 と基質分解に影響はなかった。実用上の薬注率を想定した本実験では, ポリマーの阻害はなかったと考えられる。

また, 下水処理場の汚泥消化は約 30 日の滞留時間で運転されるため槽容量に対して基質の投入量は少ない。一方, この実験は回分実験のため, 種汚泥と基質の割合は 1 : 1 で基質の影響が顕著にあらわれる。松

表 3 実験条件 (その 1)

	Control	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6
ポリマー (mL)	0.0	0.1	0.2	0.4	0.6	1.0	2.0
溶解液	—	0.2%~300					
薬注率 (% 対 TS)	0.00	0.04	0.08	0.16	0.24	0.39	0.78

本ら^{19, 20)}は、汚泥消化において重金属の毒性は回分実験では大きく阻害を受けるが、連続投入では著しい馴化を示すと報告している。実施設では、後述(3.2項)するポリマーの分解性や阻害レベルも考慮すると、汚泥消化槽内にポリマーは蓄積しないと考えられる。したがって、実際の汚泥濃縮の薬注率では、汚泥消化に対して阻害は与えないといえる。

3.2 ポリマーの嫌気性消化に及ぼす影響

実際の下水処理場を想定した場合、汚泥消化に対してポリマーは阻害を与えないことが示唆されたが、基礎的な知見を得る目的で、さらに高い薬注率で実験をおこない、阻害レベルの把握およびメカニズムを解明した。実験条件(その2)を表4に示す。分子量300万のポリマーを用いた系をグループA、分子量800万の系をグループBとし、2種類のポリマーで実験した。種汚泥と供試汚泥は各35ml投入した。グループAでは薬注率が供試汚泥のTSあたり1%~50%になるよう溶解濃度や注入量を調整した。グループBは高濃度の

溶解液が作られず投入量が制限されたため、薬注率は1%~20%とした。また、投入手順は3.1項と同様とした。バイアル瓶内のpHは、いずれも6.8~7.6であったため、pH調整はしなかった。搅拌による接触を減らすことで粘性等による差が出るように、振とう数は80回/minに減少させ、振とう幅は25mmに小さくした。温度は35℃で、30日間培養した。

3.2.1 薬注率の影響

投入基質 VS あたりの総ガス生成量の経日変化を図-3に示す。グループA、Bともに高薬注率側で投入基質 VS あたりの総ガス生成量が低下した。Controlと比較してA-50、B-20で、それぞれ、31%、23%減少した。同じ薬注率で比較すると、いずれもグループAの方が総ガス生成量は少なく、その差は高薬注率側で顕著であった。実験終了後、バイアル瓶内のpHは7.2~7.7であり、基質分解に影響はなかった。

薬注率と投入基質 VS あたりのメタンガス生成量を図-4に示す。3.1項の結果から薬注率1%までは阻

表4 実験条件(その2)

	Control	グループA						グループB					
		A-05	A-1	A-5	A-10	A-20	A-50	B-05	B-1	B-5	B-10	B-20	
ポリマー (ml)	0.0	0.44	0.88	4.4	8.8	17.6	22.1	0.74	1.5	7.4	14.7	29.4	
溶解液	—	0.5%-300					1.0%-300	0.3%-800					
薬注率 (%対 TS)	0.0	0.49	1.0	4.8	10	19	45	0.51	1.0	5.1	10	20

図-3 投入基質 VS あたりの総ガス生成量の経日変化

図-4 薬注率と投入基質 VS あたりのメタンガス生成量

図-5 グループAにおけるS-COD量の変化

害がなくメタンガス生成量は一定、また、5%付近では減少すると仮定すると、グループA、Bともに薬注率3%以上で阻害が生じると考えられる。海野ら¹⁰⁾は人工基質を用いたポリエチレンイミンのメタン生成への影響で、適正な薬注率に近い2%以上で阻害が生じると報告している。また、近藤ら¹¹⁾は余剰汚泥を用いたポリアクリルアミド系のメタン生成への影響で、薬注率2.2%まで増加させたとき、2%以上で影響があると予想している。これらのポリマーは中カチオン系であり、強カチオン系アクリル酸エステルに関する本研究でも同様の結果が得られた。したがって、有機系高分子凝集剤では2～3%の薬注率から阻害が生じるといえる。グループAとBの比較から、ポリマーの分子量が大きいほど阻害は少ないことがわかった。

グループAにおけるS-COD量の変化を図-5に示す。この図は、実験前後のControl、A-10、A-20およびA-50におけるバイアル瓶内のS-COD量を比較したものである。実験開始時のS-COD量は、種汚泥、供試汚泥およびポリマーの合計とした。実験開始時は、薬注率が高いほどポリマーの割合は大きくなり、A-10、A-20およびA-50で、それぞれ、28、56、141mgであった。実験終了時のS-COD量は、それぞれ、38、33、30mgであることから、A-20およびA-50では実験開始時のポリマーのS-COD量より少なくなった。これは、投入したポリマーが分解されたことを示しており、ポリマーは阻害物質であると同時に嫌気性消化で分解可能な物質であると示唆される。Dohanyosら²¹⁾およびDemirerら²²⁾は、アクリル酸およびそのエステル類は嫌気性処理で分解可能と報告している。また、

Blumら²³⁾は、アクリル酸類のIC₅₀ (50%阻害濃度) は62～150mg/ℓと報告している。一方、本研究では、ポリマーの実験開始時の濃度はA-50で1500mg/ℓ、総ガス生成量がControlの69%であることから、IC₅₀はさらに高い濃度であると考えられる。一般的に、モノマー単体の毒性とそのポリマーの毒性は相関がない²⁴⁾ ことから、IC₅₀は高いと考えられる。これらのことから、アクリル酸エステル系のポリマーは、嫌気性消化に対して阻害するが、分解可能な物質であると考えられる。なお、近年、高分子凝集剤にはさまざまなモノマー物質が使用されており、Blumらのデータベースに準じた知見も今後必要と考えられる。

実験終了時のグループAにおける各物質質量の変化を図-6に示す。図中の割合は、各バイアル瓶内の物質量をControlの量で除した比である。炭水化物は、薬注率の増加に対して変化がなかった。たんぱく質はA-20、50で大きく増加し、分解されにくくなった。金ら²⁵⁾は人工基質を用いた無機系凝集剤の酸発酵への影響において、小松ら²⁶⁾は下水処理場の汚泥を用いたPACのメタン生成への影響で、たんぱく質成分への阻害が大きく、易分解性より難分解性物質に対し阻害が大きいと報告している。本結果から、炭水化物では阻害がなく、たんぱく質で阻害が生じていることから、有機系高分子凝集剤でも無機系と同じ傾向であるといえる。溶解性アンモニア性窒素がA-20、50で若干増加していることから、たんぱく質やアミノ酸、アンモニア類の分解に影響を及ぼすと考えられる。ただし、バイアル瓶内の濃度は、グループA、B、いずれも560～720mg N/ℓであり、アンモニア性窒素によ

図-6 グループAにおける各物質質量の変化

る阻害はないといえる。また、VFAについては、グループA、B、いずれも検出されなかったことから、メタン生成段階が律速ではなかったといえる。溶解性りんは、薬注率の増加に対して変化がなかった。高岡ら²⁷⁾は、初沈汚泥を用いた無機系凝集剤のメタン生成で凝集剤の添加により、りん固定化効果が得られたと報告しているが、本結果から、有機系高分子凝集剤では、りん固定化効果は得られないことがわかった。

3.2.2 阻害を及ぼす原因

これまでの研究から、凝集剤の阻害については主に、

①凝集効果による基質と基質を分解する微生物の接触効率の低下^{25, 28)}、②細菌活性への作用²⁵⁾、が原因として挙げられている。

実験終了時における薬注率と粘度の関係を図-7に示す。グループAの粘度は、薬注率の増加にしたがいA-10まで減少し続け、A-20で大きく上昇した。グループBでは、B-5まで減少し、B-10で大きく上昇した。なお、A-50およびB-20は、粘度計の測定範囲を上回り、測定不可能であった。各グループとも薬注率の増加にしたがい粘度が減少し、さらに薬注率が増加する

図-7 薬注率と粘度の関係

と急に上昇する傾向を示した。これは、適正な薬注率を超えると凝集剤の過剰な電荷で分散作用に変わり、粘度が減少したと考えられる。さらなる薬注率の増加で粘度が上昇した理由は、過剰分のポリマー自体の粘性が強く影響したことで説明できる。また、分子量の大きいグループBは、グループAより粘性が強いいため、低薬注率側で粘度が急上昇したことからも説明できる。実験前の凝集状態は、グループAは薬注率1%、グループBは0.5%が最適で、これより高薬注率ではいずれも分散状態であった。実験終了時、A-50およびB-20は良好な凝集状態であったことから、微生物と凝集したポリマーは供試汚泥とともに分解された後、未凝集のポリマーも新たに吸着し分解作用が繰り返され、適正な薬注率に近づいたと考えられる。これらをまとめると、薬注率は増加しても分解作用は進行することから、凝集状態や粘性の影響は基質分解を低減させる原因にならないといえる。むしろ、凝集状態では基質と微生物が吸着するので、接触効率は高まると考えられる。ところで、一般的にカチオン性は界面活性剤等で強い殺菌性を示す^{29, 30)}。本研究で使用したポリマーは強カチオンで、カチオン度が高いグループAの方が、メタンガス生成に対する阻害影響も大きかったことから、カチオン度の差が原因であると考えられる。実験終了時における残存モノマーの分析では、全てアクリルアミドモノマーは検出限界以下(<0.01 mg/ℓ)であった。ポリマー製造時の残存および分解過程から生じるアクリルアミドモノマーの毒性影響は

ないといえる。ゆえに、金属類や無機系凝集剤による作用と同様にカチオン性の阻害が原因であると考えられる。今後、無機系凝集剤を含め、カチオン度を比較した実験も必要と考えられる。

4. 結 語

回分実験により余剰汚泥を基質とした汚泥消化に対する高分子凝集剤(カチオン性ポリマー)の影響に関する研究から得られた知見をまとめるとつぎのとおりである。

- 1) 投入汚泥 TS あたり 1 % 以下でのポリマー注入率では、汚泥消化に阻害を及ぼさない。実施においては、微生物の馴化が進むため、阻害作用はないといえる。
- 2) ポリマーの汚泥消化に及ぼす阻害は、投入汚泥 TS あたり 3 % 以上で生じる。同じ薬注率では、カチオン度の高い凝集剤による阻害が大きい。
- 3) 薬注率の増加による阻害の原因は、凝集状態や粘性に起因するのではなく、ポリマーの有するカチオン性による細菌活性への作用が大きい。

謝辞：本研究を行うにあたり、高分子凝集剤を提供いただきました第一工業製薬㈱に心から感謝いたします。

引用文献

- 1) 国土交通省資料：平成14年度末の下水道整備状況について、(2003)
- 2) 森孝志：下水汚泥の濃縮・脱水の課題と展望、環境技術, **31** (2), 133-134 (2002)
- 3) 松原誠：ディスプレイ普及時の影響判定の考え方(案)について、生活と環境, **47** (10), 19-23 (2002)
- 4) 宗宮功：衛生工学研究から環境工学研究へ、土木学会論文集, (643), VII-14, 1-10 (2000)
- 5) (社)日本下水道協会編：下水道統計、各年度版
- 6) 平松達生：薬注遠心濃縮機の機構と効果、PPM, **26**(2), 30-38 (1995)
- 7) 中川健一、野中時雄、岡本正悟、半田大介：メタルハニカムスクリーンを用いた汚泥濃縮技術、第39回下水道研究発表会講演集, 809-811 (2002)
- 8) 津倉洋：ベルト型ろ過濃縮システムの実用化、環境技術, **31** (2), 138-139 (2002)
- 9) 国土交通省資料：バイオソリッド利活用基本計画(下水汚泥処理総合計画)策定マニュアル(案)、(2002)
- 10) 海野肇、川嶋真吾、明島高司：余剰汚泥の嫌気性消化に及ぼす凝集剤処理の影響、水処理技術, **28** (11), 685-690 (1987)
- 11) 近藤次夫、村上孝雄、大嶋吉雄：凝集汚泥の嫌気性消化実験、第26回下水道研究発表会講演集, 532-534 (1989)
- 12) 菅原正孝、板坂浩和：ポリマー凝集汚泥の嫌気性消化、土木学会第44回年次学術講演会, 982-983 (1989)
- 13) 藤島繁樹、宮原高志、水野修、野池達也：脱水汚泥の嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響、土木学会論文集,

- (622), VII-11, 73-80 (1999)
- 14) 第一工業製業株資料より
 - 15) ㈱日本下水道協会編：下水試験方法, (1997)
 - 16) 福井作蔵：還元糖の定量法, (株学会出版センター, (1978)
 - 17) 菅原潔, 副島正美：蛋白質の定量法 第2版, (株学会出版センター, (1979)
 - 18) 李玉友, 野池達也：嫌気性消化の酸生成相における余剰活性汚泥の分解特性, 水質汚濁研究, **10** (12), 729-740 (1987)
 - 19) 松本順一郎, 野池達也：し尿の嫌気性消化に及ぼす硫酸第1鉄の影響, 下水道協会誌, **5** (54), 25-32 (1968)
 - 20) 松本順一郎, 野池達也：汚泥消化に及ぼす重金属類の影響 (II), 下水道協会誌, **10** (115), 2-18 (1973)
 - 21) Dohanyos, M., Zabranska, J. and Grau, P. : Anaerobic breakdown of acrylic acid, *Anaerobic Digestion*, IAWPRC, 287-294 (1988)
 - 22) Demirer, G.N. and Speece, R.E. : Anaerobic biotransformation of four 3-carbon compounds (acrolein, acrylic acid, allyl alcohol and *N*-propanol) in UASB reactors, *Water Research*, **32** (3), 747-759 (1998)
 - 23) Blum, D.J.W. and Speece, R.E. : A database of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations, *Research Journal WPCF*, **63** (3), 198-207 (1991)
 - 24) 高分子凝集剤環境協会編：高分子凝集剤の安全性について (カチオン編), (2003)
 - 25) 金鍾珉, 宗宮功：有機酸発酵における凝集汚泥中の無機・高分子凝集剤の阻害効果, 下水道協会誌, **36** (441), 101-108 (1999)
 - 26) 小松敏宏, 岩部秀樹, 堅田智洋：嫌気性消化に与える水処理凝集剤の影響, 第32回下水道研究発表会講演集, 691-693 (1995)
 - 27) 高岡昌輝, 廣田淳一, 武田信生, 藤原健史：前凝集沈殿汚泥の嫌気性消化特性, 土木学会論文集, (685), VII-20, 17-26 (2001)
 - 28) Dentel, S.K. and Gossett, J.M. : Effect of chemical coagulation on anaerobic digestibility of organic materials, *Water Research*, **16** (5), 707-718 (1982)
 - 29) Kabara, J.J. : Structure-function relationships of surfactants as antimicrobial agents, *Journal of the Society Cosmetic Chemists*, **29** (11), 733-741 (1979)
 - 30) Davis, B. and Jordan, P. : An overview of the biocidal activity of cationics and ampholytes, *Special Publication. Royal Society of Chemistry*, **77**, 195-210 (1991)

Effect of Polymer Coagulant on Anaerobic Digestion of Excess Activated Sludge

Masaru SAKAMOTO, Norio MUROTANI, Yu-You Li, Tatsuya NOIKE

ABSTRACT

The influence of cationic polymer coagulant on anaerobic digestion (AD) of thickened excess activated sludge was examined by the batch experiments. The polymer addition rate of 1% or less of TS to the sludge did not affect the AD. The anaerobic digester at the actual sewage treatment plant has a retention time of as long as 30 days, therefore it is considered that anaerobes are acclimatized to the polymer, so that the polymer added to the activated sludge during the thickening does not influence the AD. However, the polymer addition rate of 3% or more to TS of the sludge inhibited the AD, and the total gas production per unit weight input VS was decreased of 31% in the control at the polymer addition rate of 50%. The polymer with a higher cationic degree significantly inhibited the AD at the same polymer addition rate. It was found that the inhibition was not caused by the coagulation state or the viscosity of the sludge, but by the cationic disinfecting action to anaerobes through the experiment on the higher polymer addition.

Key Words : polymer coagulant, anaerobic digestion, thickened sludge, cationic disinfecting action