

固定化微生物法を用いた自己消化促進型活性汚泥プロセスの開発
ー汚泥減容効果に対する消化温度と固定化担体導入の影響ー

東京大学大学院工学系研究科 ○小松 和也
味 埜 俊
アジア工科大学環境工学科 滝沢 智

1. はじめに

下水処理に広く利用されている活性汚泥法は、下水中の汚濁物を汚泥(微生物)に転換して系外に排出するメカニズムであるが故に大量の余剰汚泥の発生が必須であり、その処理・処分に当たり、埋め立て処分を中心とした最終処分地の確保が問題となっている。そのため、種々の汚泥の減容化の試みが嫌気性消化法のほか、オゾン、酸・アルカリ処理などについて検討されている。

我々は、活性汚泥法の汚泥返送工程などに好気性消化槽を導入することにより、プロセス全体の発生汚泥量を減容する”自己消化促進型活性汚泥プロセス”(Fig. 1.)の開発を目指した基礎研究を行っている。このプロセスの特徴は、汚泥処理の対象を余剰汚泥ではなく曝気槽内の汚泥とすること及び固定化微生物法を用いて処理速度を向上させた好気性消化により汚泥処理を行うことにある。処理汚泥量を多くとることによって減容効果を高めることができ、処理汚泥量を最適化すると原水から同化する汚泥量と減容化される汚泥量が等しくなり、このときには余剰汚泥が全く発生しない処理が期待できる。今回は、固定化微生物法を用いた好気性消化における汚泥減容効果に対する消化温度と固定化担体導入の影響について報告する。

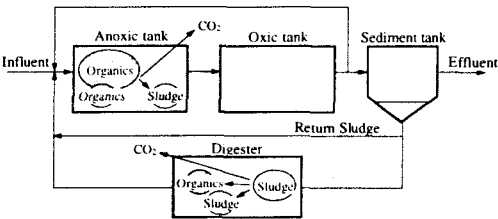


Fig. 1. Conceptual drawing of this process

2. 実験方法

実験装置の概要をFig. 2.に示す。スクロースを主な有機物源とする基質(COD:N:P=100:5:1に調整)により曝気槽で汚泥を馴致し、この汚泥を消化槽に連続的に供給した。曝気槽に供給する基質濃度をTable. 1.のように変えて消化槽の汚泥負荷量を変化させた。実験条件をTable. 2.に示す。消化槽に供給した汚泥のSRTは曝気槽への汚泥の返送がないためHRTに等しく5日であった。Phase 1～3ではいずれの消化槽にも結合固定化担

Table 1. Substrate concentration of each Phase

	periods	substrate COD
Phase 1	0 ~ 47	5,000
Phase 2	48 ~ 94	10,000
Phase 3	95 ~ 150	20,000
Phase 4	151 ~ 185	20,000
Phase 5	186 ~ 226	20,000

体としてポリビニルフォルマール(PVF)製スポンジ担体を占有体積比で7%加え、常にDO>2mgO₂/Lであるように曝気した。消化温度による影響を見るため、水温をそれぞれ30℃、45℃、60℃に設定し、45℃、60℃の系には冷却管を設け水の蒸発を防いだ。また、Phase 4からは固定化担体導入効果を評価するため、30℃の系に替えて45℃で担体を加えない系を運転した。

曝気槽、消化槽の汚泥混合液について、溶解性COD_{cr}、各態窒素、MLSS、全糖、蛋白などを測定した。全糖、蛋白の定量にはそれぞれフェノールー硫酸法、Folin-Lowry法を用いた。

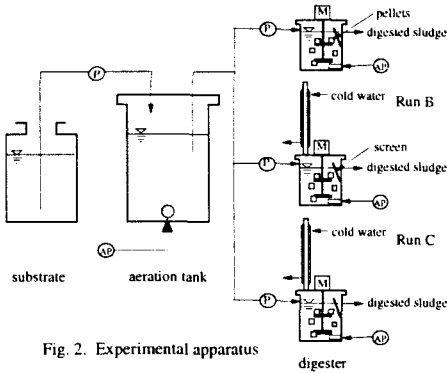


Fig. 2. Experimental apparatus

Table 2. Experimental conditions

Phase 1 ~ Phase 3				
	aeration tank	Run A	Run B	Run C
reactor volume [L]	15	4	4	4
HRT [day]	5	4	4	4
pellets [vol %]	0	7	7	7
temperature [°C]	no control	30	45	60
Phase 4				
	aeration tank	Run A	Run B	Run C
reactor volume [L]	15	4	4	4
HRT [day]	5	4	4	4
pellets [vol %]	0	0	7	7
temperature [°C]	no control	45	45	60
Phase 5				
	aeration tank	Run A	Run B	Run C
reactor volume [L]	30	4	4	4
HRT [day]	5	2	2	2
pellets [vol %]	0	0	7	7
temperature [°C]	no control	45	45	60

3. 実験結果及び考察

3.1 消化温度の影響

消化槽における物質収支を考えると、SSの減少量から消化速度が求められ($r = (S_0 - S)/\tau$; r : 消化速度, S_0 : 流入汚泥濃度, S : 消化汚泥濃度, τ : 消化槽滞留時間)、Fig. 3. に汚泥負荷量と消化速度の関係を示す。いずれの温度でも消化速度は汚泥負荷量に比例していたが、30℃では負荷量 1.0kgSS/m³/d 以上で、45℃では 1.5kgSS/m³/d で、消化速度の上昇率が低下した。1.5kgSS/m³/d 以上の負荷は汚泥濃度は変えず滞留時間を 4 日から 2 日にすることで与えたものであるため滞留時間による影響が考えられ、60℃では熱による分解作用が生物反応より卓越し、45℃より速やかに汚泥が分解されたと判断される。消化速度の上昇率が低下する前の消化率(消化槽における SS の減少率)は回帰直線の傾きで与えられ、その値は 30℃で 56%、45℃で 68%、60℃で 62%であり、45℃が最も高かった。以下では滞留時間 4 日におけるデータのみを扱う。

Phase 3～5における平均担体付着汚泥量(消化槽から担体を適量取り出し、その乾燥重量から担体の元の重量を引いて求めた)は、30℃で 159mgSS/g-pellet(反応槽あたり 4,340mgSS/L)、45℃で 219mgSS/g-pellet(5,970mgSS/L)、60℃で 139mgSS/g-pellet(3,790mgSS/L)であり、45℃で最も多かった。

Fig. 1. のような、消化汚泥を曝気槽に返送するプロセスを運転する際には、消化汚泥の溶解性成分が処理プロセスに与える影響が懸念されるが、ここでは消化槽内での溶解性 COD、全窒素濃度の変化について述べる。

溶解性 COD は、30℃、45℃では汚泥負荷量 0.5kgSS/m³/d 以下で、60℃では 0.2kgSS/m³/d 以下では消化槽内で減少した(本実験では流入汚泥の溶解性 COD が元々高く、消化槽において消費された)が、それ以上の負荷では増加した。Fig. 4. に消化量の溶解性 COD 増加量に対する影響を示す。消化量の増加とともに COD 増加量は増えたが、その増加率は消化温度によって異なり、45℃で 0.75mgCOD/mgSS、60℃で 1.16mgCOD/mgSS であった。

溶解性の全窒素濃度は、Phase 1, 2 では消化槽内で増加したが、Phase 3 以降は 45℃、60℃で減少することが多かった。消化により汚泥中の窒素は溶解性となるが、汚泥負荷量を高めた Phase 3 からは DO>2mgO₂/L を維持するため曝気量を上げたことにより、高温の 45℃、60℃ではアンモニアが気散したと考えられる。Fig. 5. に消化量の溶解性全窒素増加量に対する影響を示す。活性汚泥は一般に C₅H₇NO₂ で表されるが、消化量に対する全窒素の増加率はいずれの温度においても N/C₅H₇NO₂ = 0.12 mgN/mgSS にほぼ等しくなった。硝酸・亜硝酸性窒素は、30℃では増加したが、45℃、60℃では増減なく、硝化菌は熱に弱く 40℃以上では生存できないと言われているとおり硝化は進まなかった。

3.2 担体導入効果

Fig. 3. には 45℃で担体を加えない系のデータも示しており、45℃で担体を加えた系との比較により担体導入効果を評価できる。担体を加えない系では消化率の変動が大きく、消化速度は担体を加えた系が明らかに高かった。汚泥負荷量 2.25kgSS/m³/d(滞留時

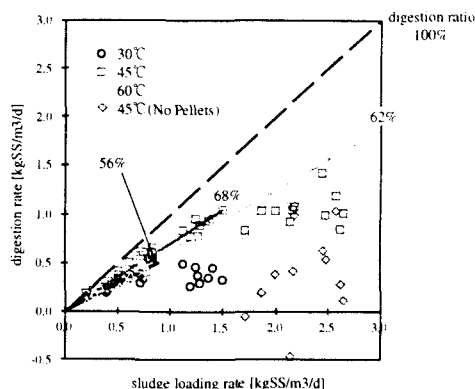


Fig. 3. Effect of sludge loading rate on digestion rate

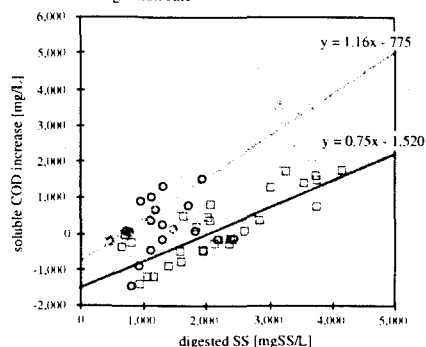


Fig. 4. Effect of digested SS on soluble COD increase

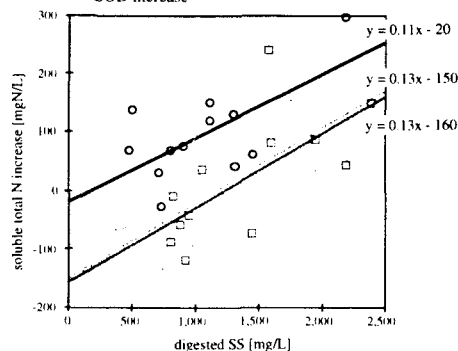


Fig. 5. Effect of digested SS on soluble total nitrogen increase

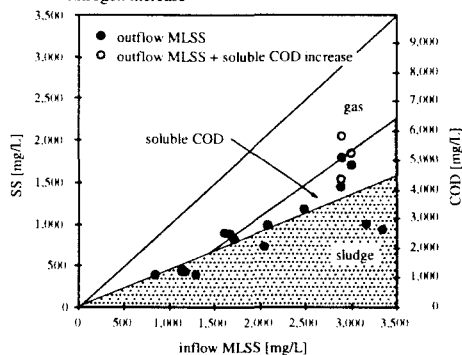


Fig. 6. Mass balance of sludge (30°C)

間2日)において、担体添加系の平均消化率44%に対し添加しない系では15%であり、担体の導入により約3倍の消化速度を達成した。

3.3 汚泥収支

活性汚泥が一般に $C_5H_7NO_2$ で表され $1.42gCOD/gSS$ に相当することを考慮すると、消化槽に流入した汚泥の消化後を推測でき、Fig. 6.～8. に各温度における汚泥収支を示す。固定化担体を7%加えた好気性消化槽を滞留時間4日で運転した際、30℃では $3,000mgSS/L$ の流入汚泥に対し、38%が CO_2 に、18%が溶解性CODに転換し、44%が汚泥として残る。また、 $5,000mgSS/L$ の流入汚泥に対して、45℃では52%が CO_2 に、16%が溶解性CODに転換し、32%が汚泥として残るのに対し、60℃では13%が CO_2 に、45%が溶解性CODに転換し、42%が汚泥として残ると考えられる。生物反応による汚泥の分解が主要な反応である30℃、45℃に対し、60℃では熱による汚泥の可溶化が速やかに起こる一方で、生物反応は抑制された。消化槽での汚泥の減容化(無機化)には45℃が最も有効であるが、消化汚泥を無酸素槽に返送し脱窒の有機物源として用いる系全体で汚泥の減容化を図る場合においては60℃も有効となろう(消化槽での無機化の割合が高い場合、窒素は除去されないために、消化汚泥を返送するプロセスにおいて無酸素槽のC/N比が低下して脱窒が律速となる恐れがある)。

3.4 汚泥成分の分解

好気性消化による汚泥成分の分解については、活性汚泥を30日間曝気し自己消化させたとき、汚泥自体は1/4になったのに対し、蛋白成分は15%、糖成分は40%が残存したことから、細胞質や粘質物に多く含まれる糖成分の分解が消化過程の律速段階であるとする報告¹⁾がある。Fig. 9. に消化速度と汚泥中の蛋白、全糖の分解速度の相関を示す。いずれの温度においても、また、担体を添加していない系でも、蛋白成分、糖成分の分解率は消化率と差なく、本実験においては蛋白、糖のいずれの分解も汚泥の消化とほぼ同じ速度で進行した。

4. まとめ

余剰汚泥の発生しない下水処理を可能にする”自己消化促進型活性汚泥プロセス”の中核をなす固定化微生物法を用いた好気性消化について、30℃、45℃、60℃の系を運転、比較して消化温度による影響を検討したところ、滞留時間4日において、生物反応による汚泥の無機化は45℃で最も進み(68%)、60℃では熱による汚泥の可溶化が進み生物反応は抑制された。

また、45℃、汚泥負荷量 $2.25kgSS/m^3/d$ の条件の下、固定化担体を加えた系と加えない系を運転、比較したところ、担体を加えた系の消化率(44%)は加えない系(15%)の約3倍であり、担体導入効果が確認された。

今後の課題としては、Fig. 1. のような、消化槽を活性汚泥プロセスに組み込んだ系を運転し、プロセスの安定性を確認するとともに、最適運転条件を解明することが挙げられる。

<参考文献>

- 1) 安井英育：オゾンを用いた汚泥減容化処理の基礎的検討、第27回水環境学会年会講演集(1993)、pp.30-31

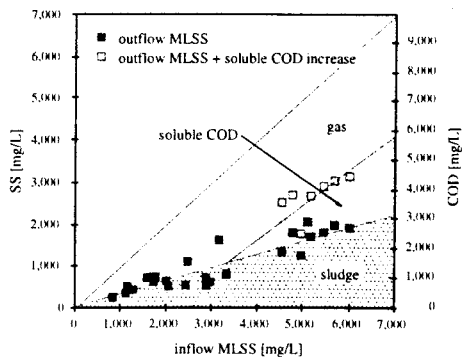


Fig. 7. Mass balance of sludge (45°C)

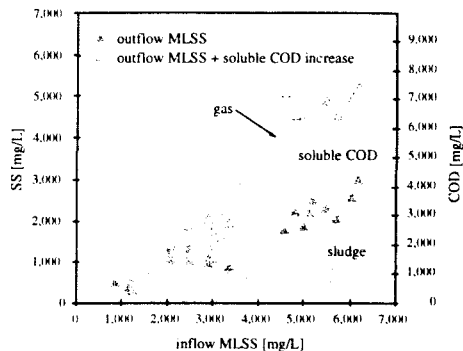


Fig. 8. Mass balance of sludge (60°C)

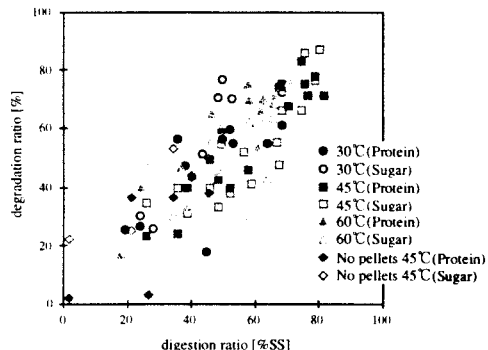


Fig. 9. Correlation between digestion ratio and degradation ratio of protein and sugar