

# Development of Highly Efficient Activated Sludge Treatment of Sewage: Evaluation of the activated sludge treatment pilot plant, using granulation blast furnace slag as a biomass carrier

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2022-09-15 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: メールアドレス: 所属:
URL	<a href="https://doi.org/10.24517/00064553">https://doi.org/10.24517/00064553</a>

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 International License.



# 高炉水碎スラグを用いた下水の 高効率活性汚泥処理技術の開発

—パイロットプラントによる性能評価—

三木 理\*  
嘉森 裕史\*\*  
藤井 正博\*\*\*

## 1. はじめに

日本の現在及び将来の下水処理技術の開発課題として省エネルギー・低コスト化、省スペース化、処理水質の向上、下水からの有価資源の回収、汚泥の処分・有効利用及び下水処理の小規模化への対応などがある<sup>1)</sup>。

これらの課題を解決するため建設省は『バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発』の研究開発を建設省土木研究所と民間企業との共同研究プロジェクト“バイオフォーカスWT”で行うことにして、昭和60年度から平成元年度までの5箇年にわたって実施した。このプロジェクトにおいて、下水処理技術の課題を解決する方法として、活性汚泥固定化担体を用いた流動床型、あるいは、固定床型の生物学的下水処理技術の開発が行われている<sup>2)</sup>。

筆者らは、前報において下水の活性汚泥処理の処理効率、処理水質などの向上を目的に、人工下水を用いた基礎実験による無機系担体の性能評価を行った。この結果、製鉄所の副産物である高炉水碎スラグ(以下、水碎スラグ)は、市販の無機系担体のゼオライト、珪砂、クリストバライトに比べて処理水質、活性汚泥の性状が優れ、又、エアレーションタンクにおける水理的滞留時間(以下、HRTと略記)が2~3時間の処理が可能でエアレーションタンク、最終沈殿池のコンパクト化の可能性があることを明らかにした<sup>3)</sup>。

さらに、筆者らは、下水、産業廃水の生物学的処理において排水処理に関与する微生物が存在するエアレーションタンクなどのバイオリアクターの酸化還元電位(ORP: Oxidation Reduction Potential)が処理性能と密接な関係があり、ORPが生物学的処理の有効な管理指標になることを明らかにした<sup>4)~10)</sup>。又、エアレーションタンクのORPを指標にしてエアレーション量を管理・制御して下水を処理する方法が国内外の下水処理場で実用化され、省エネルギー化、処理水質の向上、リン・窒

素の除去などに有効なことが明らかにされている<sup>11)~14)</sup>。

そこで、活性汚泥の担体として優れた性能を有する水碎スラグとORP制御活性汚泥処理法とを組み合せた活性汚泥処理のパイロットプラントをK市の下水処理場に設置し、一次処理下水、沈砂池越流下水及び沈砂池越流下水を簡易沈殿処理した下水を用いて実験を行い、水碎スラグが処理水質、処理効率の向上、余剰汚泥の低減などに効果があることが明らかになったので報告する。

## 2. 実験方法と実験条件

### 2.1 高炉水碎スラグの組成と性状

表一1 高炉水碎スラグの組成と性状の一例

組 成		性 状		
成 分	含有量(%)	項 目	単 位	性 状
SiO <sub>2</sub>	34	比表面積	m <sup>2</sup> /g	0.3~0.5
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	15	δ電位	mV	-25.5
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.7	粒 度	μm	20~200
CaO	42			

図一1 高炉水碎スラグの粒度分布の一例

(50% 平均体積粒度: 54.7 μm)

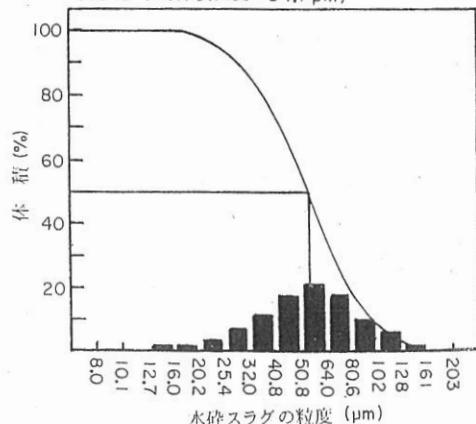


図-2 O R P 制御活性汚泥処理パイロットプラント概略図

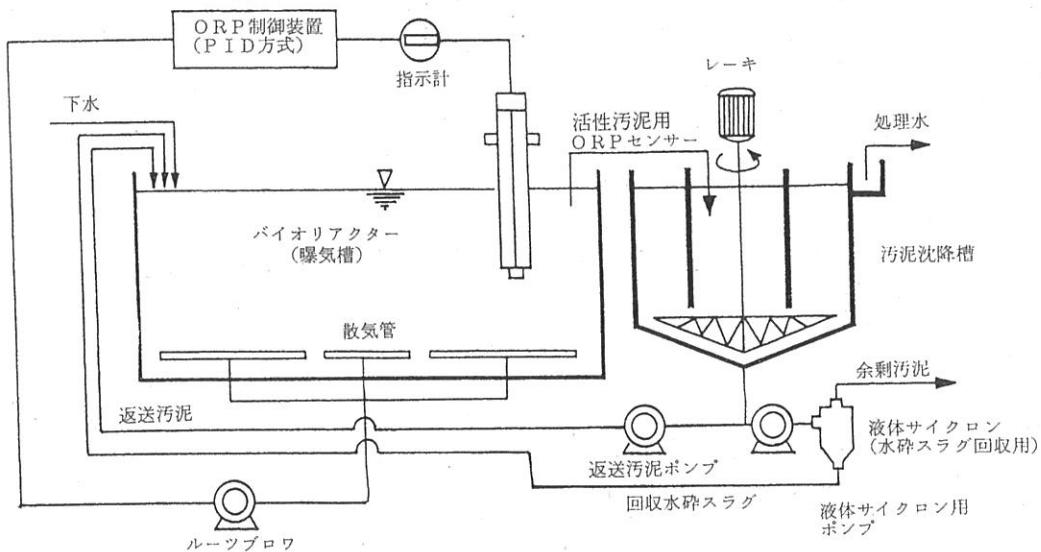


表-2 供給下水の種類と性状

(単位: n数除いて mg/l)

	一次処理下水			簡易沈殿処理下水			沈砂池越流下水		
	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS
平均値	53.5	32.6	38.7	109.8	63.1	89.9	149.6	95.4	176.6
偏差値	30.6	8.8	12.9	53.9	15.6	32.0	59.7	33.4	106.3
最大値	216	55.0	101	300	90.9	162	491	302	1020
最小値	9.9	16.7	14.0	52.0	32.7	33.5	20.0	24.5	52.0
n 数	49	49	49	23	23	96	96	96	96

活性汚泥の担体に用いた水碎スラグの組成、性状及び粒度分布の一例を表-1、図-1に示す。なお、活性汚泥の担体に適した水碎スラグは、予備実験により粒度分布が 20~200 μm 程度が良いことが明らかになっているので、本実験では50%平均粒度が約 60~100 μm のものを用いた。なお、粒度分布は コールターカウンター(日科機製 T A - II 型)により、表面電位はゼータ電位測定装置(米国ベンケム社製 501 型)により、比表面積は、B E T 1 点法比表面積測定装置(湯浅アイオニック社製)により数回測定し、その平均値を用いた。

## 2.2 パイロットプラントの概要と実験方法

### (1) パイロットプラントの概要と下水の処理方法

水碎スラグを活性汚泥の担体に用いたO R P 制御活性汚泥処理パイロットプラントの概略を図-2、又、実験に用いた下水の性状の一例を表-2 に示す。

本研究に用いたパイロットプラントは、同一仕様のものが 2 系列あり、同じ下水を用いて処理条件の比較を行ふことができ、今回は水碎スラグ添加法と無添加時に行うことができた。

処理との比較を行い、水碎スラグの効果を確認した。

活性汚泥処理は、エアレーションタンク(鋼製、有効容積: 約 3.5 m<sup>3</sup>, W750 × L3,000 × 有効深さ: 約 2,000 mm)に下水処理場の活性汚泥処理のエアレーションタンクより採取した活性汚泥混合液(濃度 1,000~1,500 mg/l)と水碎スラグを投入し、表-2 に性状を示す下水を所定の条件で下水ポンプにより供給して処理を行った。なお、エアレーションタンクは、底部における水碎スラグの堆積を防止するため底部に傾斜(22.5 度)がある船型構造にした。

エアレーションタンクへの水碎スラグの初期添加量は、予備実験によりエアレーションタンク容量に対して 1~5 重量%が適正であることが明らかになっているので、本実験は一律に 3 重量% 添加した。なお、水碎スラグを 1 度に 3 重量% 添加すると、エアレーションタンクの pH が急激に上昇し処理性能に悪影響を及ぼすので、1 日に 1 重量% の割合で添加した。

最終沈殿池は、有効容積 約 2 m<sup>3</sup>(直径: 1,500 × 有効

深さ1,650 mm)で、エアレーションタンクの有機性汚泥(M L V S S)及び水碎スラグ濃度を所定の条件に維持するのと、又、汚泥の処理水への流出を防止するため汚泥界面を水面より約1 m以下に維持した。このため汚泥を最終沈殿池の下部より引抜いた。

この引抜き汚泥に含まれている水碎スラグは、液体サイクロン(大機ゴム製小型液体サイクロンMD-2型、分級点: 50 μm)を用いて回分式により回収して再利用した。液体サイクロンの実験は、予備実験によりフィダーラー量が45 l/時、オーバーフローのノズル径が6 mm、アンダーフローのノズル径が5 mmのときが水碎スラグ回収率が最大になることが明らかになっているので、この条件を行った。なお、液体サイクロンのアンダーフロー液は、回収水碎スラグとしてエアレーションタンクに戻し、オーバーフロー液は余剰汚泥として処理系外に取り出し、この余剰汚泥に含まれている水碎スラグの相当分をエアレーションタンクに添加した。なお、本実験における最終沈殿池からの汚泥返送率は、いずれも25%一定で行った。

実験は、活性汚泥を下水にならすため実験当初は、HRTが約8時間になるように下水を供給し、処理水が所定の性能に達したら、HRTを7~10日間毎に6時間→4時間→3時間と逐次短縮して処理を行った。余剰汚泥の引抜きは、HRTが4~8時間ではエアレーションタ

ンクのMLVSSを2,500~3,000 mg/lの高濃度に維持するためほとんど行わずに処理を行い、HRTが1.5~3時間の高効率処理を行うと最終沈殿槽の汚泥界面が上昇し処理水に汚泥が流出するので、余剰汚泥の引抜きを行った。このときのSRTは、約15~20日である。

なお、表-2の簡易沈殿処理下水は、沈砂池越流下水を滞留時間が0.5~1.0時間の簡易沈殿槽を通過させて処理を行った下水である。

## (2) エアレーションタンクのORP制御方法

エアレーションは、エアレーションタンクのORPを指標にして自動制御を行った。ORPの制御方法は、ORPが設定値より低下するとORP指示制御装置(山武ハネウエルSDC350型)によりループプロアーの回転数がアップしてエアレーション量が増加し、設定値に回復したら回転数が低下してエアレーション量が低下するPID制御方式で行った。なお、ORPセンサーは、金一銀/塩化銀複合電極(電気化学計器製6026型)を使用した。

ORPの設定値は、筆者らの下水の活性汚泥処理のORPと処理性能との関係に関する研究により下水のBOD分解を主目的とする場合は、0~+100 mV(銀/塩化銀電極基準、以下同じ)が、又、BOD分解の他に硝化反応を行う場合は、+100~120 mV程度が適切であることが明らかになっているので、本実験のORPは、約+50 mVに制御した<sup>5), 6)</sup>。

図-3 高炉水碎スラグの活性汚泥処理性能に及ぼす影響—HRTと処理水質との関係—

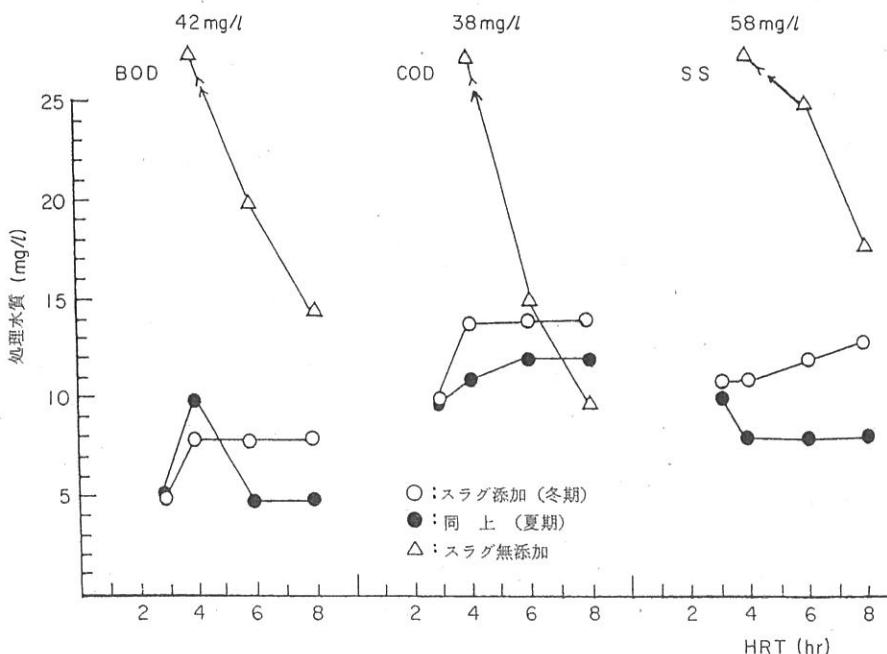


図-4 高炉水碎スラグの活性汚泥処理性能に及ぼす影響—HRTと活性汚泥濃度との関係

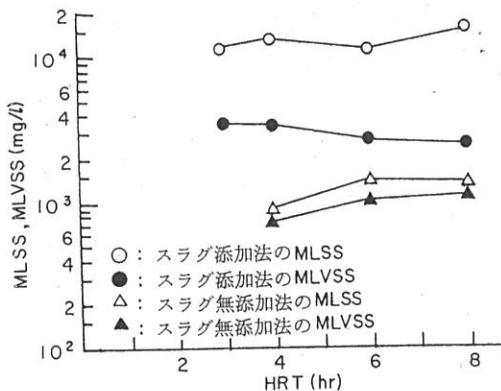
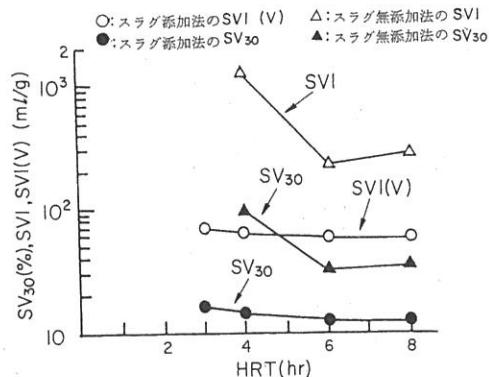


図-5 高炉水碎スラグの活性汚泥処理性能に及ぼす影響—HRTと活性汚泥の沈降性との関係



### 2.3 測定及び分析方法

下水及び活性汚泥処理水のBOD, COD, SS, 並びMLSS, MLVSSの濃度, 沈降性などは, 週に3回(月, 水, 金)測定した。なお, 活性汚泥処理水の分析は, 1時間に15分間採水するコンポジットサンプラーを用いて24時間サンプリングしたものについて行った。

BODは, BOD自動測定装置(大倉電気製 クーロメーター)を用いて, COD<sub>Mn</sub>, SSはJIS K 0102にもとづいて, 又, MLSS及びMLVSSの濃度, SV<sub>30</sub>は, 下水試験法にもとづいてそれぞれ測定した。なお, 水碎スラグを添加していない活性汚泥のSVIはMLSSより, 水碎スラグを添加した活性汚泥のSVIはMLVSSより求め, これをSVI(V)とした。

活性汚泥の沈降速度は, 透明アクリル製沈降管(直径: 100 mm, 有効深さ: 1,000 mm)を用いて測定した。測定方法は, 沈降管にエアレーションタンクの活性汚泥混合液を静かに入れ, 汚泥界面を形成してから界面の経時

変化を所定の時間毎に測定し, 沈降曲線の初期の直線部分の沈降速度より24時間の沈降速度を求めた。

### 3. 実験結果

#### 3.1 水碎スラグの添加効果について

水碎スラグの添加効果を一次処理下水を用いて, HRTと処理水質, 活性汚泥性状との関係を検討した。この結果を, 図-3, 図-4及び図-5に示す。

#### (1) 処理水質

水碎スラグ無添加の処理水質は, HRTが6~8時間では, BODが14~19 mg/l, CODが10~15 mg/l, SSが18~25 mg/lである。しかし, HRTを4時間に短縮すると, 活性汚泥が細分化してほとんど沈降しなくなりバルキング状態になって処理水に流出し, 処理水質の悪化を招いた。

これに対して水碎スラグを添加するとHRTを3~4時間に短縮しても処理水質は, BODが5~10 mg/l, CODが10~15 mg/l, SSが8~12 mg/lと良好であり, 又, 冬季の低水温期でも夏季の高水温期とはほぼ同程度の処理水質が得られた。

#### (2) 活性汚泥の性状

水碎スラグ無添加の活性汚泥は, HRTを4時間にすると糸状性細菌が発生し, 又, 細分化してほとんど沈降しなくなり, SVIが約1,029 ml/gに達し, バルキング状態になった。

水碎スラグ無添加の活性汚泥の細分化は, HRTが短くなる程, 汚濁負荷量が増加し, 所定のORPに維持するために送気量が増加し, 機械的破壊を受けたのが原因と思われる。

これに対して水碎スラグを添加した活性汚泥は, HRTを3~4時間に短縮しても細分化が起こらず, 糸状性細菌が発生しているにもかかわらず沈降性が良好である。なお, 水碎スラグを添加した活性汚泥がバルキングを起こしにくい機構については, 後述の考察の所で述べる。又, 図-3及び図-4において水碎スラグを添加した処理は, HRTが短くなる程, 処理水質の向上, MLVSS濃度が高くなる傾向がある。これは, 水碎スラグを添加した一次処理下水の活性汚泥処理は, 最終沈殿池における汚泥界面の上昇, 汚泥の浮上, 流出が少ないもので, 余剰汚泥の引抜き頻度, 引抜き量が少ない(表-3参照)。又, この実験は, HRTを8時間→6時間→4時間→3時間の順序で逐次短縮したので, HRTが短くなる程, 実験の経過時間が長くなり, このためエアレーションタンクにMLVSSが蓄積されて濃度が高くなり, 又, MLVSS濃度が高くなると汚濁物質の分解性

図-6 下水供給量変動パターン

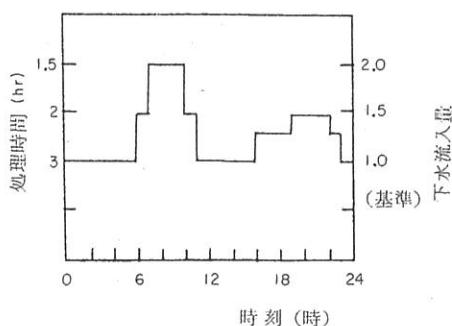


図-7 一次処理下水の処理水質

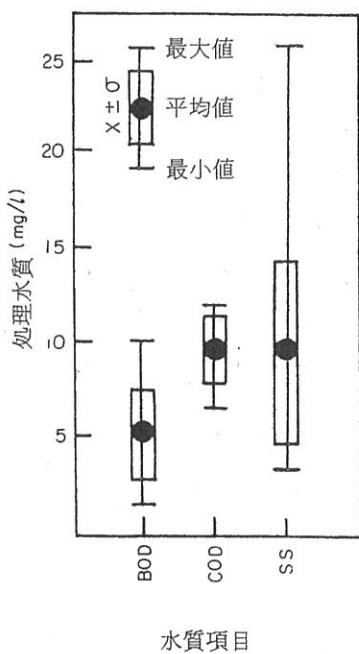


図-8 簡易沈殿処理下水の処理水質

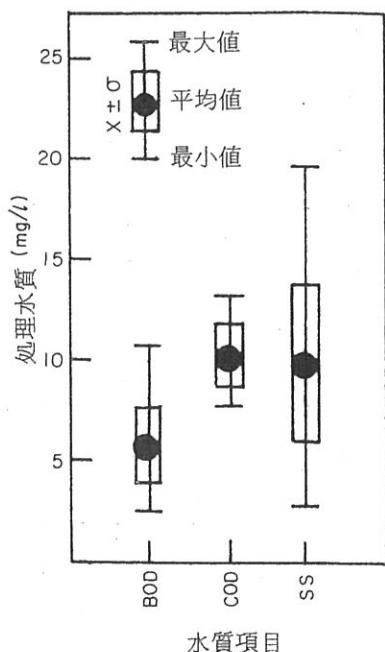
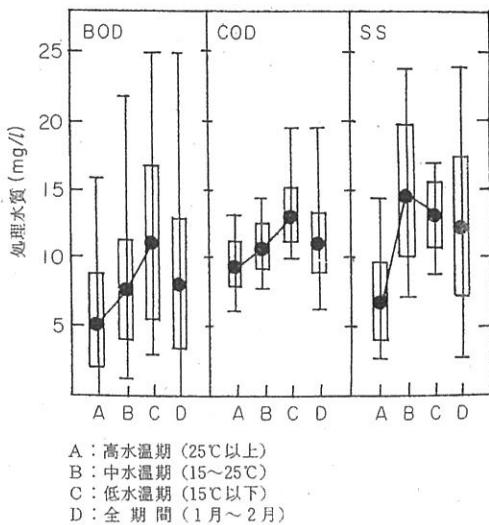


図-9 沈砂池越流下水の処理水質



が向上し、良好な処理水質が得られたと思われる。

### 3.2 各種下水の連続処理性能

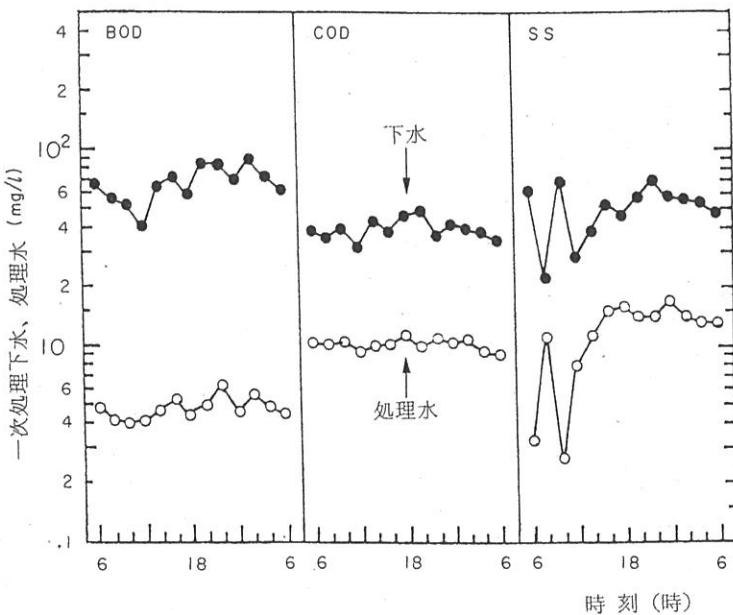
水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、一次処理下水の処理において処理水質、活性汚泥の沈降性が優れ、高効率処理の可能性の見通しを得たので、実際の下水処理場に適用することを想定して3種類の下水について連続処理実験を行った。

実際の下水処理場は、流入下水の汚濁物濃度、水量などが1日の時間帯によって大幅に変動するので、高効率処理の場合、基準のHRTが3時間でも、朝夕の流入下水量が増加する時には実質のHRTが1~2時間になることが考えられるので、図-6に示すような流量の変動パターンを与えて実験を行った。なお、流入下水の汚濁

物濃度の時間的変化の一例を、図-10、図-11及び図-12に示した。

流量変動は、『下水道施設設計指針と解説』に記載の兵庫県明石市大久保東処理場の流量変動を参考にした。即ち、HRTは、前日の23時から翌日の6時までと11時から16時までをHRTが3時間の基準処理とし、6時から10時までのピーク時を基準処理のピーク指数2としてHRTを1.5時間とした。

図-10 一次処理下水及び活性汚泥処理水の水質の経時変化



実験日：3月27日 MLSS: 17964 mg/l  
水温：14~18°C MLVSS: 3098 mg/l

基本的処理条件は、水碎スラグの初期添加量が3重量%で、基準HRTが3時間、最短HRTが1.5時間で、汚泥返送率は基準処理の25%一定とした。

実験結果を図-7、図-8及び図-9に示す。

一次処理下水及び簡易沈殿処理下水を処理した結果、以下のことが明らかになった。

処理水は、両下水ともBODが1~11 mg/l、CODが6~13 mg/l、SSが4~25 mg/lであり、両下水の間には処理水質の差異が認められなかった。

沈砂池越流下水を処理した結果、以下のことが明らかになった。

処理水のBODは、高水温期で平均5 mg/l、中水温期で平均7 mg/l、低水温期が平均11 mg/lで、水温の低下に伴い悪化する傾向がある。なお、1~12月の平均値が約8 mg/lである。

処理水のCODは、水温の低下に伴い、やや低下する傾向があるが、高水温期で平均9 mg/l、中水温期で平均10 mg/l、低水温期で平均13 mg/l、又、1~12月の1年間の平均値が約11 mg/lである。

処理水のSSは、高水温期で平均6 mg/l、中水温期で平均10 mg/l、低水温期で平均9 mg/l、又、1~12月の平均値が約12 mg/lである。

沈砂池越流下水の処理水質は、一次処理下水、簡易沈殿処理下水に比べてBOD、COD、SSの平均値が高

く、又、その変動幅も大きくなる傾向がある。

これらの結果から、水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、実際の下水処理場の下水の流量、汚濁物変動に対応させて、HRTを1.5~3時間に変動させて処理を行った場合、かなり良好な処理水質が得られる。又、下水の種類と処理水質との関係は、一次処理下水=簡易沈殿処理下水<沈砂池越流下水の順に低下する傾向がある。

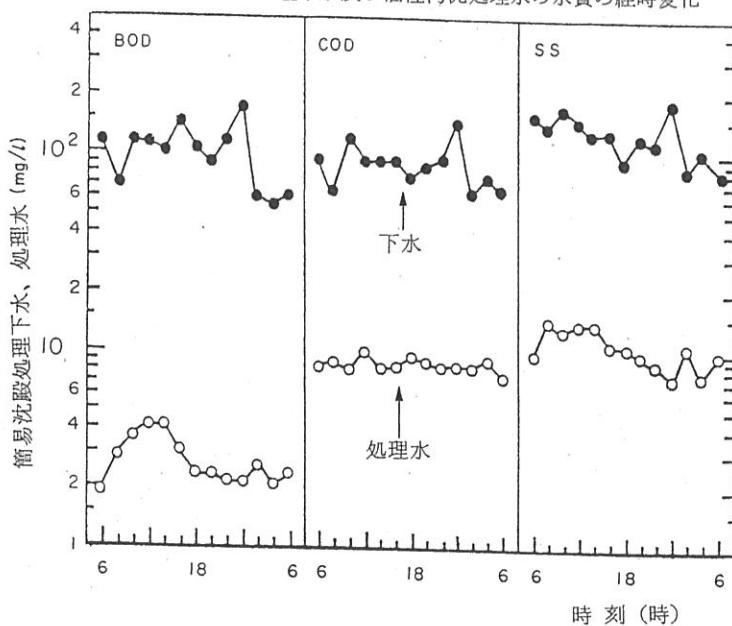
このことから、水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、最終処理水質が現状の下水処理(BOD<20 mg/l)よりも同程度以上を目標とするならば、簡易沈殿処理下水の処理水質で十分対応できると思われ、したがって、エアレーションタンクのコンパクト化の他に、一次処理下水よりも簡単な前処理、例えば、現状の前処理(沈砂池→一次エアレーション→最初沈殿処理)におけるエアレーションの省略などの可能性を考えられる。

### 3.3 処理水質の経時変化

下水処理場に流入する下水は、水量の他に汚濁物濃度が経時にかなり変動することが知られており、この汚濁負荷量変動が水碎スラグを添加した活性汚泥処理の処理水質にどのように影響するかを調べるために、3種類の下水についてエアレーションタンクに供給する下水を図-6に示すような流量変動を与えて流入下水及び処理水の24時間の水質変化を調査した。

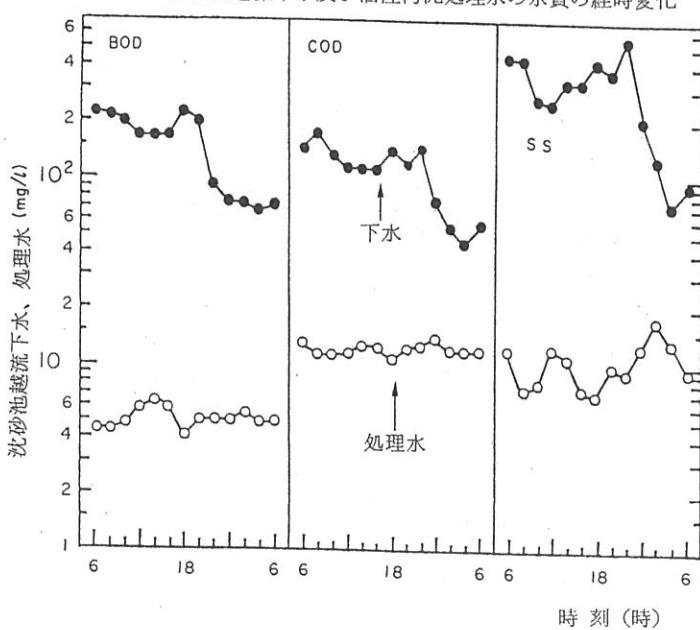
この結果を、図-10、図-11及び図-12に示す。

図-11 簡易沈殿処理下水及び活性汚泥処理水の水質の経時変化



実験日：9月25日 MLSS:19962mg/l  
水温：22~25°C MLVSS:4142mg/l

図-12 沈砂池越流下水及び活性汚泥処理水の水質の経時変化



実験日：9月19日 MLSS:16920mg/l  
水温：25~27°C MLVSS:2436mg/l

流入下水の汚濁物濃度の経時変化は、一次処理下水は、BODが40~90mg/l, CODが32~59mg/l, SSが21~70mg/l, 簡易沈殿処理下水は、BODが55~

171mg/l, CODが66~145mg/l, SSが80~198mg/l, 又、沈砂池越流下水は、BODが67~225mg/l, CODが45~166mg/l, SSが72~558mg/lと、時間

図-13 MLVSS/MLSS比と汚泥の沈降速度との関係

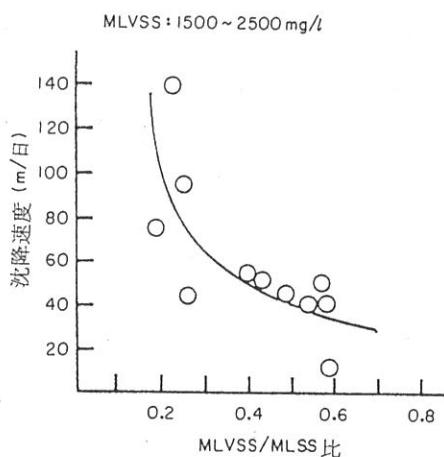


図-14 MLVSS濃度と沈降速度との関係

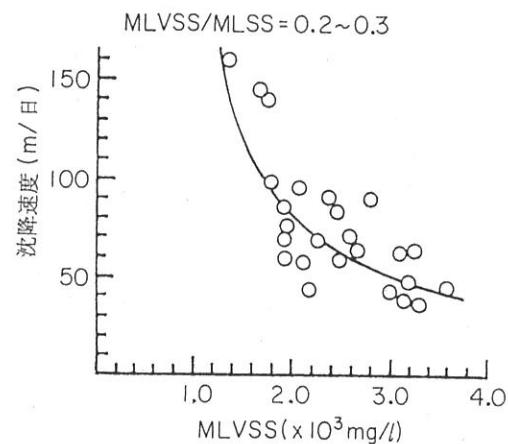


表-3 液体サイクロンによる水碎スラグの回収性能、消費量及び余剰汚泥の発生量

	一次処理下水				簡易沈殿処理下水				沈砂池越流下水			
	水碎スラグ		余剰汚泥発生量		水碎スラグ		余剰汚泥発生量		水碎スラグ		余剰汚泥発生量	
	回収率 %	消費量 g/m³	ウエット l/m³	ドライ g/m³	回収率 %	消費量 g/m³	ウエット l/m³	ドライ g/m³	回収率 %	消費量 g/m³	ウエット l/m³	ドライ g/m³
平均値	94.0	10	1.5	27	92.2	26.5	6.2	67.6	92.1	45.0	8.9	123*
$\sigma$	0.1	.....	.....	.....	0.9	12.1	3.1	30.2	2.8	16.3	3.5	46.9
最大値	94.1	.....	.....	.....	93.7	48.9	17.8	124	94.9	83.9	15.7	217
最小値	93.8	.....	.....	.....	90.9	13.3	1.8	31	81.7	24.5	4.2	63.3
n 数	38	.....	.....	.....		18				42		

によって大幅に変動する。

処理水質の経時変化は、一次処理下水の場合、BODが4.0~6.4 mg/l, CODが8.9~11.0 mg/l, SSが2.7~17.0 mg/l, 簡易沈殿処理下水の場合、BODが1.9~4.2 mg/l, CODが7.5~10.0 mg/l, SSが7.4~14.4 mg/l, 沈砂池越流下水の場合、BODが4.1~6.2 mg/l, CODが10.9~12.9 mg/l, SSが12.0~18.6 mg/lである。

処理水質に及ぼす下水の種類の影響は、BOD, CODについてはあまり差異が認められなかったが、SSについては、下水のSS濃度と関係があり、一次処理下水<簡易沈殿処理下水<沈砂池越流下水の順に高くなる傾向がある。なお、時間帯による水質の変動は少なかつた。

### 3.4 活性汚泥の性状

#### (1) 活性汚泥の沈降速度

水碎スラグを担体に用いた本プロセスは、約2年9箇

月間のパイロットプラント実験中に図-6に示すような負荷量変動を与えてもバルキングが一度も発生しなかった。これは、水碎スラグによる活性汚泥の凝集、細分化の抑制及び水碎スラグのアンカー効果により沈降性が改善されたためと思われる。そこで、水碎スラグを添加した場合のMLSS及びMLVSS濃度の管理指標を把握するためMLVSS/MLSS比、MLVSS濃度と沈降速度との関係を検討した。この結果を、図-13及び図-14に示す。

活性汚泥の沈降速度は、MLVSSが、1,500~2,500 mg/lの範囲でMLVSS/MLSS比が約0.4以下であると50 m/日以上と大きい。又、MLVSS/MLSS比を0.2~0.3程度に管理するとMLVSSが3,000 mg/lになつても、沈降速度は約50 m/日程度に維持できる。

これらの結果から、水碎スラグを添加した処理システムは、MLVSS濃度及びMLVSS/MLSS比を管

理することによって、汚泥沈降速度が従来のものに比べて2倍以上も速くなり、最終沈殿池の表面積負荷量を大きく取れるので最終沈殿池のコンパク化が可能と思われる。

#### (2) 水碎スラグの回収と余剰汚泥の発生量について

水碎スラグ添加による処理コストアップ及び余剰汚泥の発生量の増加を防ぐため最終沈殿池から抜き取った汚泥混合液から液体サイクロンによる水碎スラグの回収、余剰汚泥の発生量を検討した。実験結果を、表一3にまとめて示す。なお、一次処理下水は、余剰汚泥を引抜かないで数日間処理を行っても最終沈殿池の汚泥界面の上昇、汚泥の浮上、流出がほとんど起らなかった。このため、下水  $1\text{m}^3$  当りの水碎スラグ消費量、余剰汚泥発生量は、実験期間中のこれらの合計量から求めた。

液体サイクロンによる水碎スラグの回収率は、92~94%であり、下水  $1\text{m}^3$  当りの水碎スラグの消費量(平均値)は、一次処理下水が 10 g、簡易沈殿処理下水が 27 g、沈砂池越流下水が 45 g で、この量だけ水碎スラグをエアレーションタンクに補充すれば良い。

余剰汚泥の発生量(平均値)は、下水  $1\text{m}^3$  当り一次処理下水がウェットで 1.5 l、ドライで約 27 g、簡易沈殿処理下水が 6.2 l と 68 g、沈砂池越流下水が 9 l と 123 g である。

この余剰汚泥の発生量は、同じパイロットプラントで水碎スラグを添加しないで一次処理下水を処理したときの発生量(下水  $1\text{m}^3$  当りウェットで約 20 l、ドライ換算で約 200 g)に比べてかなり少ない<sup>11)</sup>。

下水の種類によって余剰汚泥の発生量、水碎スラグの消費量が異なるのは、下水の難分解性の有機性 SS に起因すると思われる。即ち、SS 濃度が高い下水が流入すると、エアレーションタンクの見掛けの MLVSS 濃度が高くなり、最終沈殿池において汚泥の浮上、流出が起こり易くなるので、適正な汚泥界面に維持するため引抜き汚泥量が増加し、その結果、余剰汚泥の発生量、水碎スラグの消費量が増加するものと思われる。

#### 4. 高炉水碎スラグ添加効果に関する考察

エアレーションタンクに水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、HRT が 3~4 時間の処理で処理水質、活性汚泥の性状が優れ、又、余剰汚泥の発生量が少ないなどの特徴を有していることが明らかになった。そこで、水碎スラグの効果について考察を行った。

水碎スラグの活性汚泥の沈降性改善及び付着機構について、以下のことが考えられる。

エアレーションタンクに水碎スラグを添加すると、カルシウムが溶出し、又、pH が上昇することから、溶出したカルシウムは、水酸化カルシウムを形成していることが推定される。

カルシウムイオンと活性汚泥との関係について、以下のことが知られている。即ち、カルシウムイオンは、凝集機構は明確でないが、ある種の酵母、活性汚泥、タンパク質を凝集する作用がある<sup>15), 16)</sup>。又、活性汚泥の外側にタンパク質、糖類を含む粘着物質層が存在し、このタンパク質、糖類が沈降性に影響し、これらが高くなる程、活性汚泥の沈降性、圧密性が低下する<sup>17), 18)</sup>。

これらのことから、水碎スラグの活性汚泥への付着機構は、水碎スラグを添加すると溶出したカルシウムが活性汚泥の粘着物質層のタンパク質を凝集して強固なフロックを形成し、この凝集の際に活性汚泥のフロックが水碎スラグを抱き込むと考えられる。

このため、水碎スラグを添加した活性汚泥は、強固なフロックを形成しているので、HRT を短縮してもエアレーションの機械的破壊による細分化が起こりにくくなり、又、水碎スラグのアンカー効果により沈降性が良好になり、これらの相乗効果により糸状性細菌が発生してもバルキングが発生しにくいと考えられる。

又、通常の活性汚泥処理は、図一6に示すようなパルス的汚濁負荷量を与えると、糸状性細菌が発生しなくても活性汚泥が細分化し、又、粘着物質層が厚くなつてバルキングが発生することが知られている。例えば、筆者らのガス廃液の活性汚泥処理の研究において、COD 負荷量をパルス的に変動させると、活性汚泥が細分化し、又、粘着物質層が成長してバルキング状態になる。この時の活性汚泥の沈降性と粘着物質層のタンパク質、糖類とが密接な関係があり、これらが高くなる程、沈降性、圧密性が低下することが明らかになっている<sup>19)</sup>。しかし、本実験において水碎スラグを添加した活性汚泥は、図一6に示すようなパルス的負荷変動を与えてもバルキングが発生しなかった。

これは、パルス的負荷変動により活性汚泥の粘着物質層が成長しても、水碎スラグと活性汚泥の付着機構で述べたように粘着物質層のタンパク質を水碎スラグのカルシウムが凝集するので活性汚泥のバルキング、沈降性不良が起こりにくくと思われる。

又、パルス的負荷変動によりバルキング、沈降性不良が起こりにくいもう一つの要因として、以下のことが考えられる。

従来のエアレーション方式だと、パルス的負荷変動を与えたとき、汚濁負荷量が高い時にエアー不足になりバルキングの原因になる<sup>18)</sup>。しかし、本実験は、エアレ-

ションをO R Pを指標にして制御・管理を行っているので、パルス的負荷変動をあたえても常に適正な送気量に維持されているので良好な処理性能が得られたものと思われる。

水碎スラグを添加した活性汚泥処理の余剰汚泥発生量が少ないとことについて、以下のことと考えられる。

水碎スラグを添加した活性汚泥は、水碎スラグの付着により沈降性、圧密性が優れているため最終沈殿池における汚泥界面の上昇、汚泥の浮上、流出が少ないので、汚泥の引抜き量、頻度が少なく、又、引抜き汚泥に含まれている水碎スラグは、液体サイクロンにより92~94%回収される。それに対して、水碎スラグを添加していない活性汚泥は、沈降性、圧密性が劣るため最終沈殿池で汚泥界面の上昇、汚泥の浮上、流出が起こり易く、このため汚泥の引抜きを頻繁に行う必要がある。

これらのことから、水碎スラグを添加した活性汚泥は、無添加のものに比べて余剰汚泥の発生量が少なく、エアレーションタンクのMLVSS濃度を高く維持できると思われる。したがって、水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、MLVSSを高濃度に維持できるので、無添加に比べてHRTを1/2~1/3に短縮でき、又、処理水質が優れている。

## 5.まとめ

製鉄所の副産物である高炉水碎スラグは、ゼオライト、珪砂、クリストバライトなどの市販の無機系担体に比べて優れた活性汚泥処理性能を有しており、水碎スラグについて実下水を用いたバイロットプラント実験により性能評価を行った。この結果、以下のことが明らかになった。

### (1) 水碎スラグの添加効果

水碎スラグを添加していない活性汚泥処理は、HRTが4時間になると活性汚泥にバルキングが発生し、エアレーションタンクの活性汚泥濃度の低下、処理水質の悪化を招いた。

しかし、水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、HRTを3~4時間に短縮して処理を行ってもバルキングが発生せず、又、季節的変動も受けずに良好な処理が可能である。

### (2) 下水の流入量、負荷量変動について

実際の下水処理場を想定して下水の流入量、負荷量変動を与えた、HRTが1.5~3時間の高効率処理を行った結果、平均の処理水質は、 $BOD < 10 mg/l$ ,  $COD, SS < 15 mg/l$ である。

又、下水の流入量、負荷量変動を与えて処理した処理

水の24時間変動について調査した結果、いずれの時間帯においても、 $BOD < 8 mg/l$ ,  $COD < 15 mg/l$ ,  $SS < 20 mg/l$ である。

### (3) 下水の種類と処理性能との関係について

一次処理下水、簡易沈殿処理下水及び沈砂池越流下水の3種類の下水について、下水の流入量、負荷量変動を与えて処理した結果、3種類の下水とも下記のような処理水質が得られた。

### (4) 活性汚泥の沈降性について

水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、約2年9箇月の実験期間中一度もバルキングが発生しなかった。又、この活性汚泥は、沈降性が良好であり、MLVSSとMLSSとの比を0.2~0.3程度に維持するとMLVSS濃度を約3,000 mg/lでも沈降速度が50 m/日以上である。

### (5) 水碎スラグの回収率、消費量と余剰汚泥の発生量

最終沈殿池から引き抜いた汚泥の水碎スラグは、液体サイクロンにより92~94%回収でき、水碎スラグの消費量は、下水の種類によって異なるが、下水 1 m<sup>3</sup> 当り10~45 gである。

余剰汚泥の発生量は、下水の種類によって異なるが、下水 1 m<sup>3</sup> 当りウェットで1.5~8.9 l、ドライ換算で27~123 gで、水碎スラグ無添加の活性汚泥処理に比べて少ない。

### (6) 水碎スラグの処理性能向上の機構について

水碎スラグを添加した活性汚泥処理は、水碎スラグから溶出したカルシウムが活性汚泥を凝集して細分化を抑制し、又、この際に水碎スラグを抱き込むので、水碎スラグのアンカー効果などにより沈降性が向上したと思われる。

水碎スラグの添加により活性汚泥の沈降性が向上することにより、エアレーションタンクのMLVSSの高濃度化を可能にし、この結果、処理水質、活性汚泥の性状が優れた高効率処理が可能になり、又、下水の前処理の簡略化、エアレーションタンク及び最終沈殿池のコンパクト化などの見通しを得た。

本研究は、建設省土木研究所との共同研究『活性汚泥のための結合法による無機系固定化担体の開発』で実施したものである。なお、本研究は、第64回WPCF年次総会(1991年10月6日~10日、カナダ、トロント市)の研究部門で発表した。

## ＜参考文献＞

- 1) 建設省：建設省総合技術開発プロジェクト－バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開

発報告書(下水道編)(1991.2)

- 2) 社団法人日本下水道協会: 下水道へのバイオテクノロジー 下水道へのバイオテクノロジーの活用に関する講習会(1991.3)
- 3) 三木 理, 嘉森裕史, 藤井正博: 下水道協会誌論文集, Vol. 30, No. 364, 72~83(1993)
- 4) 藤井正博, 八田雅明: 下水道協会誌, Vol. 19, No. 216, 53~61(1982)
- 5) 藤井正博, 近藤三雄: 水処理技術, Vol. 23, No. 7, 55~63(1982)
- 6) 藤井正博: 水処理技術, Vol. 24, No. 9, 1~12(1983)
- 7) 藤井正博, 岡村宣夫, 庄司 敦: 用水と廃水, Vol. 29, No. 4, 38~45(1987)
- 8) 藤井正博他: 製鉄研究, 第329号, 66~73(1988)
- 9) 藤井正博: 産業公害, Vol. 25, No. 8, 5~13(1989)
- 10) 藤井正博, 三木 理, 嘉森裕史: 下水道研究発表会講演集, Vol. 28, 523~525(1991)
- 11) J. Charpentier, H. Godart, G. Martin and Y. Mogno: Wat. Sci. Tech., Vol. 21, No. 10/11, 1209~1223(1989)
- 12) A. Heduit, D. R. Thevenot: Wat. Sci. Tech., Vol. 21, No. 8/9, 947~956(1989)
- 13) 藤原久仁一, 波多野伸, 北村裕一: 下水道研究発表会講演集, Vol. 28, 112~114(1991)
- 14) 高橋信司, 河辺茂生, 長谷善道: 下水道研究発表会講演集, Vol. 28, 305~307(1991)
- 15) 柿井一男: 水質汚濁研究, Vol. 13, No. 5, 7~11(1990)
- 16) 佐藤俊一: 水質汚濁研究, Vol. 13, No. 5, 17~21(1990)
- 17) 滝口 洋: 用水と廃水, Vol. 13, No. 4, 12~17(1971), Vol. 13, No. 5, 60~65(1971), Vol. 13, No. 6, 53~59(1971)
- 18) 藤井正博: 水処理技術, Vol. 27, No. 4, 49~61(1986)

(3.10.30 受付)



\*(みき おさむ)

新日本製鐵(株)技術開発本部プロセス技術研究所、エネルギー・環境プロセス研究部主任研究員  
昭和57年3月、東京大学工学部都市工学科修士課程卒業



\*\*\*(ふじい まさひろ)

新日本製鐵(株)技術開発本部プロセス技術研究所エネルギー・環境プロセス研究部、平成5年4月より(財)九州環境管理協会勤務、開発部長・分析科学部部長兼務、工学博士  
昭和34年3月、東京都立大学理学部化学科卒業



\*\*\*(かもり ひろし)

新日本製鐵(株)技術開発本部プロセス技術研究所、エネルギー・環境プロセス研究部主任研究員  
昭和62年3月、山口大学工学部化学工学科修士課程卒業

## Abstract

### Development of Highly Efficient Activated Sludge Treatment of Sewage —Evaluation of the activated sludge treatment pilot plant, using granulated blast furnace slag as a biomass carrier—

Osamu Miki, Hiroshi Kamori, Masahiro Fujii

Granulated Blast Furnace (G.B.F) Slag was examined as a biomass carrier in a municipal sewage pilot plant.

Three types of sewage received from different pre-treatments were treated in the activated sludge process using G.B.F slag as a biomass carrier by changing HRT (hydraulic retention time) of a reactor from 1.5 to 3.0 hours.

This process was able to produce good effluent quality. BOD average concentration was less than 10 mg/l. COD and SS average concentrations were less than 15 to 20 mg/l.

Both the settleability and the compressibility of activated sludge were considerably improved by G.B.F slag addition, thus no bulking was observed during the experimental period.

G.B.F slag containing in the excess sludge was recovered by a liquid cyclone as high as 92 to 94%. Therefore the supplementary amount of B.F.G slag is about 10 to 45 g/m<sup>3</sup>-sewage.

The amount of the excess sludge was about 27 to 123 dry g/m<sup>3</sup>-sewage or 1.5 to 8.9 wet l/m<sup>3</sup>-sewage, which is much smaller than that of the conventional activated sludge process.

It was concluded that this process reduce the pre-treatment facilities of sewage, the reactor, and the secondary sedimentation tank compared with the conventional activated sludge treatment process.