＜論 文＞

回分式活性汚泥法の運転方式の影響について

Study on the Effect of Operating Mode in the Activated Sludge
Process by Batch System

平 井 正 直*・松 井 安 俊*・田 中 稔*
Masanao HIRAI Yasutoshi MATSUI Minoru TANAKA

山 岸 昂 夫*・益 永 秀 樹*
Takao YAMAGISHI Hideki MASUNAGA

Abstract

The activated sludge process by batch system is rapidly prevailing for wastewater treatment in small-scale factories. However, some troubles including bulking are reported frequently because of the lack of a proper operating directions for this process.

Recently, Dazai et al. reported a comparison of several operating mode in this process, and recommended the limited aeration mode as the best for suppression of bulking.

In our study, more detailed check of the operating modes was carried out and the following results are obtained:

- 1) In the semi-limited aeration mode, the increasings of SVI and TOC of effluent can be completely suppressed provided more than 60% of the total organic loading was added before aeration.
- 2) Even in the nonlimited aeration mode, the bulking of sludge and deterioration of effluent quality are prevented under the condition of BOD loading less than 0.15 kg/kg MLSS.day.
- 3) The size of activated sludge floc is influenced by the operation mode and BOD loading. The floc size is smaller in the limited aeration mode than in the nonlimited aeration mode and higher loading results in smaller floc size.

1. はじめに

回分式活性汚泥法は、近年、中小規模工場を中心に急速に普及してきたが、その適切で効果的な運転方法や管理法についてはまだ十分には明らかにされていない。

このため標準活性汚泥法の負荷量の範囲内では完全混合型の連続処理法より回分式処理法の方がバルキングを起し難いことが指摘されている^{1),2)}にもかかわらず、多くの処理現場においてバルキングを始めとするトラブルが発生しているのを筆者らは見聞きしている。

最近、太宰^{3),4)}は回分式活性汚泥法における運転方法として、(1)廃水の添加の開始と同時に曝気を始める方式(無制限曝気方式)、(2)廃水添加の開始と終了時の中間で曝気を始める方式(半制限曝気方式)、(3)廃水添加が終了してから曝気を始める方式(制限曝気方式)、の3つの

場合について実験室的検討を行い、とくにバルキングの抑制に対して制限曝気方式は有効であるが無制限曝気方式は全く効果がなく、半制限曝気方式もあまり効果的でなくやがて無制限曝気方式と同様の結果になると報告している。

しかし、半制限曝気方式においては制限曝気方式に近いものから無制限曝気方式に近いものまでかなり広い範囲の運転方法が考えられる。そこでこれらの運転方法の影響をより明確にするため若干の検討を行ったのでその

*工業技術院公害資源研究所公害第3部第1課 115
東京都北区浮間4丁目26番地10号

Water Pollution Control Department, National Research Institute for Pollution and Resources, 4-26-10, Ukimachō, Kita-ku, Tokyo

結果を報告する。

2. 実 験

2-1 装 置

回分処理試験には有効容積 3 l の透明塩ビ製の曝気槽を用い、通気攪拌は浮遊式流量計を通してガラスボールフィルターにより行った。また、原水供給には微量定量ポンプを用い、タイマーにより所定時間作動させた。

2-2 分析測定

水質分析は JIS K-0102 に準拠した。処理水の TOC 測定は混合液を 30 分静置した上澄液と 3000 rpm (1600 G) で 5 分間遠心分離した上澄液の兩者について行い、SS の影響と汚泥の除去活性を評価した。

2-3 モデル廃水

処理試験用原水にはモデル廃水としてコーンステーパーリカー (CSL) を用いた。CSL の濃厚原液を約 5 倍に稀釈し、NaOH で中和したのち、木綿布 2 枚を用いて沈殿物を濾過した濾液を原廃水として冷所に保存し、実験時にさらに適宜稀釈して原水として用いた。原水の調製にあたっては栄養塩類の補給などは一切行っていない。また、この原水の BOD は TOC の約 2 倍の値を示す。

2-4 処理試験

回分式処理試験において採用した基礎的条件を Table 1 に示す。処理試験における日々の処理水の排出および原水の投入量はすべての実験について同一であり、混合

Table 1 Fundamental conditions for batch treatment test

Influent	Corn steep liquor
Activated sludge	Initial MLSS 2,300 - 3,200 mg/l (normal sludge acclimatized in CSL)
Detention time	2 days
Temperature	20 - 25 °C
Aeration	Air flow rate 1.0 l/min

液全量 (3 l) の半量とした。

次に、処理試験における運転方法を Fig. 1 に示す。曝気時間は 22 時間に統一し、各シリーズの実験では A, B, C の 3 つの系列を同時に平行して運転した。

曝気停止直前に必要な測定を行うとともに分析用試料を採取し、曝気を停止してから約 1 時間後に処理水 (上澄水) を排出し、引続く約 1 時間の間に A, B の 2 つの系列では所定量の原水を供給したのち、再び曝気を開始するという方法をとった。また、A, B 系列の相違点は A 系列では曝気開始前に原水の全量を供給するのに対して、B 系列では原水全量の 60~80% を曝気を開始する前に供給し残りを曝気開始後に供給する点にある。曝気開始後の B, C 系列における原水供給速度は一定とし、原水供給量に比例して供給時間だけを調節した。

このような A, B, C 各系列の運転方法は、太宰らの言う制限曝気方式、半制限曝気方式および無制限曝気方式にそれぞれ相当するが、太宰らの運転方法では原水供給

Fig. 1 Operation mode in batch treatment test

Table 2 Results of experiment 1

Run	Item		Time (days)				
			1	2	3	4	5
A	Effluent	pH	8.0	7.9	8.3	7.8	7.8
		DO (mg/l)	7.0	7.5	—	6.7	5.4
		Turbidity (mg/l)	—	1.8	1.7	9	9
		TOC (mg/l)	—	4.2	3.6	3.8	4.7
	MLSS (mg/l)		2,450	3,000	3,300	3,450	3,450
	SVI (ml/g)		7.3	5.5	5.0	4.6	4.3
	BOD load. (kg/kg SS.D)		0.41	0.33	0.30	0.29	0.43
B	Effluent	pH	8.0	8.2	8.4	8.2	8.2
		DO (mg/l)	7.0	7.9	—	6.9	6.7
		Turbidity (mg/l)	—	1.4	2.7	1.9	1.3
		TOC (mg/l)	—	2.7	3.4	4.8	4.0
	MLSS (mg/l)		2,450	3,000	3,300	3,350	3,450
	SVI (ml/g)		7.3	5.7	4.8	4.8	4.0
	BOD load. (kg/kg SS.D)		0.41	0.33	0.30	0.30	0.43
C	Effluent	pH	8.0	8.1	8.4	8.1	7.9
		DO (mg/l)	7.0	8.0	—	6.7	6.3
		Turbidity (mg/l)	—	1.7	2.2	8	6
		TOC (mg/l)	—	3.5	—	4.2	10.4
	MLSS (mg/l)		2,450	3,100	3,400	3,350	3,300
	SVI (ml/g)		7.3	5.8	7.1	1.97	3.00
	BOD load. (kg/kg SS.D)		0.41	0.32	0.29	0.30	0.36

Fig. 2 Effect of aeration mode on the treatment parameters in batch system (Exp. 1)

時間を一定とし曝気時間を変化させているのに対して、本実験の方法では逆に曝気時間を一定とし原水供給時間を変化させるところが大きな相違点である。それ故厳密には太宰の方法と本実験の方法とは異なる方法ではあるが、A, Bの方法と制限、半制限曝気方式については曝気開始後の曝気槽内の初期吸着を含めた有機物濃度勾配は類似のパターンを示すはずであるから両者の方法の間に本質的な差はないと考えられる。

そこで本報ではA, B, Cの方法と太宰の制限、半制限、無制限曝気方式とは一応同一の方法と見なして、太宰の呼称を用いることとした。

3. 結果と考察

3-1 汚泥膨化と処理水質に対する運転方法の影響

Fig. 1に示した実験1においては、標準活性汚泥法の負荷量としてはやや高めのBOD汚泥負荷0.4 kg/kg MLSS・日の条件で処理試験を行った。結果をTable 2とFig. 2に示す。

MLSS量は実験開始後3日目には3000 mg/l以上に増加するが、運転方法の違いによる差は認められない。

Table 3 Results of experiment

Run	Item		Time (days)				
			1	2	3	4	5
A	Effluent	pH	7.8	8.0	8.0	7.2	8.2
		DO (mg/l)	—	7.9	7.7	7.6	7.7
		Turbidity (mg/l)	8	1.0	1.5	1.4	1.5
		TOC (mg/l)	5.1	2.4	2.6	2.6	2.4
	MLSS (mg/l)		2,500	2,500	2,550	2,550	2,550
	SVI (ml/g)		5.2	5.2	4.7	4.3	4.3
	BOD load. (kg/kg SS.D)		0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
B	Effluent	pH	7.9	8.1	8.2	7.9	8.2
		DO (mg/l)	—	7.8	7.8	7.4	7.8
		Turbidity (mg/l)	8	1.0	1.2	8	9
		TOC (mg/l)	5.5	2.9	3.0	3.0	2.8
	MLSS (mg/l)		2,550	2,500	2,650	2,500	2,500
	SVI (ml/g)		5.5	5.6	5.3	5.6	6.0
	BOD load. (kg/kg SS.D)		0.20	0.20	0.19	0.20	0.20
C	Effluent	pH	8.0	8.1	8.1	7.9	8.0
		DO (mg/l)	—	7.8	7.2	7.0	7.4
		Turbidity (mg/l)	9	1.7	5	5	1.2
		TOC (mg/l)	5.5	3.2	2.9	2.9	8.2
	MLSS (mg/l)		—	2,500	2,550	2,500	2,500
	SVI (ml/g)		—	6.7	16.5	36.3	38.0
	BOD load. (kg/kg SS.D)		—	0.20	0.20	0.20	0.20

また、SVI と処理水 TOC については、制限曝気方式と半制限曝気方式（この実験では曝気前に原水の80%を添加）の場合で差がなく、SVI は50 ml/g 以下と安定しており、処理水 TOC も50 mg/l 以下と低く良好な処理が維持できた。これに対して無制限曝気方式では3日目以降、SVI が急激に上昇し、それと平行して処理水 TOC の上昇が認められた。データに示していないが半制限曝気方式の曝気前原水添加量を60%とした別途の実験においても、実験1と同様に半制限曝気方式と制限曝気方式による影響に差のないことを確認した。

次に、BOD 汚泥負荷量を実験1のはば半分とした実験2の処理試験結果を Table 3 と Fig. 3 に示す。

この実験の半制限曝気方式では、曝気前原水添加量を60%とした。

結果から明らかにように実験1の場合と同様に制限および半制限曝気方式では良好な処理が持続されたが、無制限曝気方式では汚泥の沈降性と処理水質の悪化が認められた。また、少なくとも実験期間中においては実験1と同様に汚泥増殖に対する運転方法の違いによる影響に差は認められなかった。一方、無制限曝気方式による処理水 TOC の上昇は実験1の場合より時間的に遅れ気味であるが、その理由として BOD 負荷が低目の方が汚泥の凝集性が高く糸状性微生物や他の物理的破壊力に対する抵抗性も強いと考えられる。このことは、処理水の TOC の上昇が専ら微細な汚泥粒子によるものである

Fig. 3 Effect of aeration mode on the treatment parameters in batch system (Exp. 2)

Fig. 4 Effect of BOD loading on SVI and TOC reduction under the condition of nonlimited aeration

Fig. 5 Changes in pH, DO and TOC of mixed liquor in batch system (Exp. 3)

り、可溶性 TOC 濃度は制限、半制限曝気方式のそれと変わらなかった事実により裏付けられる。なお、Table 2, 3 に示した処理水の濁度と TOC と間に相関が認められないが、これは運転方法や負荷量などの相違によって汚泥生物の自己酸化の度合いが異なり、TOC への寄与率も異っているためと考えられる。

次いで、BOD 汚泥負荷量を $0.15 \text{ kg/kg MLSS} \cdot \text{日}$ に下げて処理試験を行った（実験 3）ところ、運転方法の相違による差異は全く現れなかった。すなわち、無制限曝気方式においても SVI や処理水 TOC の上昇は全く認められず、運転方法に関係なく実験開始後 5 日目の SVI は約 60 ml/g 、処理水 TOC は $20 \sim 30 \text{ mg/l}$ 、その溶存 TOC は約 10 mg/l であり、良好な処理状態にあることを示した。

以上の実験結果から、Fig. 4 に示すように無制限曝気方式の場合にはある BOD 汚泥負荷量を境として、それ以上の負荷量では汚泥の膨化と処理水質の悪化が避けられないが、それ以下の負荷量（ただしある一定の MLSS 濃度が維持できる負荷量でなければならないが）では正常かつ良好な処理が可能であることが示された。

この境界 BOD 負荷量は廃水の成分組成によって変動する可能性はあるが、本研究に用いたモデル廃水としての CSL の場合、境界 BOD 負荷量は $0.15 \sim 0.2 \text{ kg/kg MLSS} \cdot \text{日}$ の範囲と考えられる。

また、太宰らは半制限、および無制限曝気方式において生じた汚泥膨化は糸状性細菌によるものと報告しているが、筆者らの実験でも同様の事実を確認した。

次に、回分処理における曝気混合液中の pH、DO、可溶性 TOC の経時変化の一例を Fig. 5 に示す。

これは実験 3 での測定例であり、BOD 負荷が低いため無制限曝気方式でも結局汚泥膨化が起らなかったのが適切な例とは言い難いが、運転方法の違いによる差は十分に現れている。DO と可溶性 TOC については、無制限曝気方式 (Run C) では曝気開始後の時間経過に伴う変化は小さいが、制限および半制限曝気方式 (Run A および B) では曝気開始後 2 時間目までの変化が大きい。また、pH は制限、半制限曝気方式では曝気開始直後に若干の上昇が認められるものの以後は 7.7 前後で一定値を保ち、無制限曝気方式では時間経過に伴う変化は殆んどないが前二者の方式の場合より低く $7.0 \sim 7.2$ の値を示した。

このように制限および半制限曝気方式と無制限曝気方式における曝気槽内の pH、DO、可溶性有機物濃度の変動パターンには明らかに相違が認められた。太宰らは制限曝気方式でバルキングが起らないのは有機物濃度の急激な変化の繰返しによって糸状性細菌の増殖が抑えられたためと推論しているが、他のパラメーターの影響やそれらの複合効果による可能性も残されており今後の検討

Fig. 6 Distribution of floc size in activated sludge

が必要と思われる。

3-2 汚泥のフロックサイズに対する影響

汚泥フロックの大きさは運転方法や BOD 負荷量、さらには曝気槽内の環境因子などの影響により変化することが予想される。そこで、回分式処理法における運転方法と BOD 負荷量の影響を見るため、実験 1, 2 の 3 日目(この日から無制限曝気方式では汚泥の膨化が始まる)の汚泥をトーマの血球計数板上で検鏡し計数した。

結果を Fig. 6 に示す。フロックサイズはフロックを楕円形と見なしてその長径の長さを 6 つのサイズ幅に分割して表示した。

運転方法による影響としては、制限曝気方式(A)ではフロックサイズ 85μ 以下の小さいフロックが最も多いが、全体として 250μ 以下のフロックが 80% 以上を占めるのに対して、無制限曝気方式では $85\sim 170\mu$ のフロックが最も多く、全体では 330μ 以下のフロックが 80% 以上を占めるというように、無制限曝気方式のフロックサイズの方が制限曝気方式のそれより全体として大きいことが明らかになった。その理由として、無制限曝気方式

の方が糸状性細菌の生育に適しているのも、その発達したフィラメントがフロックの骨格となってより大きなフロックを形成するためと考えられる。

また、無制限曝気方式のフロックサイズの方が全体として大きいのに制限曝気方式の汚泥より SVI が高く沈降性が悪い理由としては、無制限曝気方式のフロックでは糸状性細菌のフィラメントがより一層発達しているもので、フロックの密度が制限曝気方式のそれより小さくなるためと考えられる。

一方、BOD 負荷量の影響としては負荷量が高い程全体としてフロックサイズは小さくなること示された。

このことは、BOD 負荷量が Fig. 6 のように標準活性汚泥法の適正負荷領域内にある場合には、BOD 負荷量が低い程フロック形成菌の凝集性が高いことを示していると考えられる。Fig. 6 では、制限および半制限曝気方式の場合汚泥構成菌の優占種はフロック形成菌であり、フロックサイズ分布の違いによる SVI で評価した汚泥沈降性の差異は認められないが、無制限曝気方式では前述したように糸状性細菌により汚泥沈降性が悪化した。

Fig. 7 Variations of protozoa and metazoa in activated sludge (Exp. 1)

Fig. 8 Variations of protozoa and metazoa in activated sludge (Exp. 2)

また、一般に過負荷と呼ばれる高負荷の条件でも糸状性細菌による汚泥沈降性の悪化がしばしば認められる。

これらのことは、汚泥の菌構成によりフロック密度が大きく変化するので、フロックサイズ分布と汚泥沈降性の関係を一元的に論じえないことを示唆している。

3.-3 汚泥生物相に対する影響

ここでは光学顕微鏡によって直接確認できる原生動物と後生動物の生物相に限定して述べることにする。

実験1と実験2における原生動物と後生動物の変動をFig. 7とFig. 8に示す。

まず運転方法による影響は繊毛虫類の *Vorticella* に最も顕著に現れている。すなわち、制限曝気方式では *Vorticella* の増殖は抑制されるが、無制限曝気方式では抑制されない。このことは *Vorticella* が低 DO 環境に適応し難いことを示しているように思われる。

また、その他の繊毛虫類についても同様の傾向が認められるが、鞭毛虫類や後生動物に対する影響については顕著な差は認められなかった。

一方、BOD 負荷量の影響としては、負荷の高い方（実験1）が *Vorticella* 以外の繊毛虫類の個体数が多く、鞭毛虫類の種類も多くなる傾向が認められた。また、後生動物では負荷が高目の場合に *Trichocerca* が優占種となり低目の場合に *Philodina* が優占種となるようである。

なお、生物相については廃水の成分組成、装置特性、運転方法、さらには生物間の相互作用、食物連鎖などが複雑に絡みあって形成されると考えられるので、この実験で観察された生物相とその変化が一般性のあるものかどうか極めて疑わしいが、この種の報告が少ないため回分式活性汚泥法における一例として示したことを付言したい。

4. ま と め

近年急速に普及してきた回分式活性汚泥法の最適運転管理法の確立の一助ともするため、回分式活性汚泥法の運転方法による諸影響についてベンチスケールの実験を行い、以下の知見を得た。

(1) 半制限曝気方式において、曝気開始前に総廃水量(総有機物負荷量)の6割以上を添加する方法をとれば制限曝気方式と同様に汚泥の膨化とSSによる処理水質の悪化を完全に抑制できる。

(2) 無制限曝気方式でもBOD汚泥負荷量を0.15 kg/kg MLSS・日以下にして運転すれば制限曝気方式と同様に汚泥の膨化と処理水質の悪化を完全に抑制できる。

(3) 汚泥フロックの大きさは運転方法とBOD負荷量の両者の影響を受ける。制限曝気方式では無制限曝気方式よりフロックは小さく、さらに負荷量が高いほどフロックは小さくなる。

(4) 制限曝気方式では無制限曝気方式に較べて *Vortical* の出現が抑制される。

終りに、本研究を実施するに当り川谷芳弘(島根県立工業技術センター)、中島 茂(東京都立繊維工業試験

場)の両氏のご協力に対して謝意を表します。

(原稿受理: 昭和53年12月18日)

一引用文献一

- 1) 園田頼和, 田中里信, 石田雄三 (1973) 気泡塔による活性スラッジ処理, 醸酵工学会誌, **51** (11), 813-818.
- 2) Rensink, J.H. (1974) New approach to preventing bulking sludge. Journal WPCF, **46**, 1888-1894.
- 3) 太宰宙朗, 風袋則夫, 高原義昌 (1977) 昭和52年度日本醸酵工学会大会講演要旨集, 201.
- 4) 太宰宙朗, 風袋則夫, 高原義昌 (1977) 微生物利用による都市廃水・汚泥処理の高度化に関する研究報告書(科学技術庁研究調整局) 88.

日本水質汚濁研究会運営委員会名簿

委員長	上田 喜一	昭和大学歯学部衛生・口腔衛生学教室教授
副委員長	合田 健	国立公害研究所水質土壌環境部長
委員	田口 勝久	茨城県公害技術センター所長
"	檜山 義夫	東京大学総合研究資料館水産部名誉教授
"	今泉 常正	東京大学工学部資源開発工学科教授
"	岩井 重久	京都大学名誉教授
"	小島 貞男	㈱日本水道コンサルタント中央研究所長
"	左合 正雄	東京理科大学理工学部土木工学科教授
"	澤村 良二	日本大学理工学部薬学科教授
"	佐谷戸 安好	国立衛生試験所環境衛生化学部環境衛生室長
"	植松 喜稔	通産省工業技術院東京工業試験所主任研究官
"	山 果 登	国立公衆衛生院放射線衛生学部部長
"	吉田 多摩夫	東京水産大学海洋環境工学科教授
"	石原 透	通産省工業技術院公害資源研究所公害第3部長
"	柏谷 衛	日本下水道事業団試験研修本部試験部長
"	増島 博	農林水産省農事試験場水質研究室長
監事	岩塚 良三	中央大学理工学部土木工学科教授
"	新田 忠雄	日本エヌ・ユー・エス㈱顧問
幹事	真柄 泰基	国立公衆衛生院衛生工学部施設計画室長
幹事	村上 健	建設省土木研究所下水道部水質研究室長
"	松尾 友矩	東京大学工学部都市工学科助教授
"	片山 徹	環境庁大気保全局水質管理課課長補佐
"	鈴木 基之	東京大学生産技術研究所助教授
"	茂庭 竹生	東海大学工学部土木工学科講師
"	須藤 隆一	国立公害研究所水質土壌環境部陸水環境研究室長
"	岡田 光正	国立公害研究所水質土壌環境部陸水環境研究室研究員