

生物化学的因子を考慮した濃縮槽制御法の研究

株日立製作所日立研究所 ○馬場 研二 野北 舜介 渡辺 昭二

1. 緒 言

下水汚泥処理における濃縮方式としては、重力沈降式が広く採用されている。しかし、汚泥フロックの沈降性及び濃縮性を制御できない場合が多いために、近年、我が国では、その処理効率が低下しつつあり、返送水負荷と維持管理費の増大を招いている。これに対して、濃縮槽処理性能の改善を目的に、汚泥の稀釀操作や曝気操作などが試みられ、その有効性が報告されているが^{1)～6)}、その機構に関しては、未知の部分が多い。これに対して著者らは、汚泥濃縮過程における嫌気性菌濃度の影響を解析した⁷⁾。本報告では、濃縮槽の合理的な制御法の確立を目的に、汚泥の稀釀操作と曝気操作のメカニズムを検討した。

2. 解析方法

2.1 嫌気性菌の代謝ガス生成モデル⁷⁾

著者らは、図1に示すように汚泥フロックを理解し、汚泥フロック沈降性に影響を及ぼす生物的因子を考慮し、嫌気性菌の代謝ガス生成過程を定式化した。一方、化学的因子として代謝ガスの液中溶存を考慮して、嫌気性菌のガス生成モデルを提示した。更に、このモデルを適用して汚泥フロックの浮上現象を説明すること、並びに嫌気性菌の代謝活動が、汚泥沈降性あるいは濃縮性の律速因子になりうることを示した。

代謝されたガスは、まず汚泥フロックの内部及び汚泥フロック間隙水中に溶解するものとした。つまり、代謝ガス量 $G_m(t)$ が溶存余裕量 V_d/C_i より少ない場合には気泡は生成しない。このことから、次式を得た。

$$G_m(t) < V_d/C_i ; G_p(t) = 0 \quad \dots \dots \dots \quad (1)$$

ここで、 $G_m(t)$: 代謝ガス量 ($m \ell/g$ 汚泥) , V_d : 溶存余裕量 ($m \ell/\ell$) , C_i : 初期汚泥濃度 (g 汚泥/ ℓ)

$G_m(t)$: 代謝ガスのうち気泡として生成したガス量 ($m \ell/g$ 汚泥)

一方、代謝ガス量が溶存余裕量を越えた場合には気泡が生成する。このことから、次式を得た。

$$G_m(t) \geq V_d/C_i ; G_p(t) = y_x \cdot (e^{\mu t} - 1) - V_d/C_i \quad \dots \dots \dots \quad (2)$$

ただし, $y_x = Y_{G/X} \cdot X(0) \quad \dots \dots \dots \quad (3)$

ここで, y_x : 汚泥のガス収率 ($m \ell/g$ 汚泥), μ : 比増殖速度 ($1/\text{時}$), t : 時間 (時) ,

$Y_{G/X}$: 嫌気性菌のガス収率 ($m \ell/m g$), $X(0)$: 時間 0 における嫌気性菌濃度 ($m g/g$ 汚泥)

式-(2)において、右辺第1項は代謝ガス量を表し、第2項は代謝されたガスのうち溶存する量を表す。

また、代謝ガス生成速度 g_m ($m \ell/g$ 汚泥/h) を次式で定義した。

$$g_m = \left. \frac{d G_m(t)}{d t} \right|_{t=0} = \mu \cdot Y_x \quad \dots \dots \dots \quad (4)$$

2.2 モデルパラメータ値の推定手法

生成ガス量の実測値と計算値との偏差二乗和が最小になるパラメーター値を、Pattern Search⁸⁾ で推定した。

3. 生物化学的因子を考慮したSRT制御法

汚泥フロックのみかけ密度が 1.0 以下になれば、汚泥フロックは浮上する。ここでは安全側に考えて、嫌気性菌の代謝ガスが気

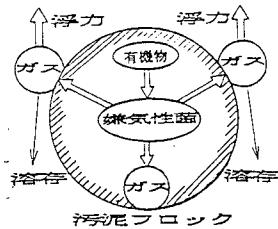


図1 汚泥フロック
モデル

泡になる前に濃縮槽から濃縮汚泥を引き抜く方法を検討する。濃縮槽内汚泥の流れが押し出し流れであると仮定すると、汚泥が濃縮槽に流入した時の時間を t として濃縮汚泥の時間 t は、 $t = SRT$ となる。ここで、代謝ガスが気泡になる SRT を最長操作可能な SRT_{max} と定義して SRT_{max} と表す。式-(2)を $G_p(t) = 0$ 、 $t = SRT_{max}$ の条件で SRT_{max} について解くと、次式が得られる。

$$SRT_{max} = \mu^{-1} \cdot \log_e [Vd / (C_i \cdot Y_c/x \cdot X(0)) + 1] \quad \dots \dots \dots \quad (5)$$

式-(5)は、 SRT_{max} を増大化（代謝ガスが気泡にならない範囲で濃縮汚泥濃度の最大化）するには、①比増殖速度 μ の低下（例えば、操作温度の低下や増殖阻害物質の添加）、②供給汚泥濃度 C_i の低下（例えば、稀釀濃縮）、並びに③溶存余裕量 Vd の増大化（例えば、供給汚泥の曝気操作）などがあることを意味しており、従来の経験的事実を理論的に裏づけることができる。

4. 実験材料及び方法

A都市下水処理場（分流式、直接脱水方式、日平均汚水処理量=約 $35,000m^3$ /日）から採取した最初沈殿池引き抜き汚泥（以後生汚泥混合液と略称する）と、活性汚泥プロセスの余剰汚泥とを実験に供した。実験に用いた供試汚泥混合液の分析値を表1に示す。実験では 1.0ℓ の汚泥混合液を対象とし、回分汚泥濃縮過程における汚泥界面位置と生成ガス量（水上置換法で補集したガス量）との経時変化を、目視または写真撮影で測定した。

5. 実験結果及び考察

5.1 汚泥稀釀操作の影響

表1、M1に示す生汚泥と余剰汚泥とを稀釀の対象とした。稀釀水としては、実際的な見地から初沈上澄水（表1、M1）を用いた。各汚泥及びそれらを初沈上澄水で半分に稀釀した汚泥の汚泥界面及び生成ガス量の経時変化を求めた。結果を図2、3に示す。図3の実測値から、2.2節の手法で代謝及び溶存のパラメータ値 μ 、 y 及び Vd （表2）を推定し、式-(1)及び(2)を用いて計算した結果を実線で同図3に合わせて示す。表2には、(4)式で計算した代謝ガス生成速度

gm 、並びに汚泥浮上時間 T_{up} と濃縮汚泥濃度 C_{max} を合わせて示す。ここで、汚泥浮上時間 T_{up} とは、沈降汚泥混合液がメスシリンドー底部から離れるか、またはその一部が浮上した時間と定義した。濃縮汚泥濃度 C_{max} は、汚泥界面位置が最も低下した時の沈降汚泥混合液の平均汚泥濃度と定義し、次式で計算した。

$$C_{max} = C_i \cdot Vd / V_{min} \quad \dots \dots \dots \quad (6)$$

ここで、 C_i ：初期汚泥濃度 ($g\text{汚泥}/\ell$)、 C_{max} ：濃縮汚泥濃度 ($g\text{汚泥}/\ell$)、 Vd ：汚泥混合液容積 (ℓ)

V_{min} ：汚泥界面位置が最も低下した時の沈降汚泥混合液容積 (ℓ)

図2と表2によれば、汚泥の稀釀操作は、汚泥浮上時間 T_{up} 及び濃縮汚泥濃度 C_{max} を増加させること、すなわち汚泥の沈降性と圧密性の改善に有効であることがわかる。稀釀生汚泥と混合汚泥は、ともに生汚泥を50%含有するが、図3によれば、ガス生成量の経時変化はほぼ同じであった。このことから、ガス生成に関与する嫌気性菌は、実験した汚泥については生汚泥中に存在することがわかる。また、表2によれば、稀釀操作に対する溶存余裕量 Vd の増加は、汚泥濃度の低下が汚泥フロックの間隙水量（空隙率）の増加をもたらし、このため嫌気性菌の代謝ガスが間隙水中に溶存したと考えられる。一方、 Vd の変化割合は gm の変化割合に比べて大きいことから、汚泥濃度を変化させたときの汚泥浮上性に対しては溶存余裕量 Vd が律速であると判断できる。

表1 供試汚泥混合液の分析結果

No	サンプル 月/日	汚泥	C _i 汚泥濃度 (g汚泥/l)	有機物 含有率 (%)	ろ過水			
					pH	CO ₂ cr (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)
1	8/11	生汚泥	21.4	82.1	6.15	580	29.6	2.2
		余剰汚泥	5.9	76.2	6.85	5.0	10.8	1.2
		初沈上澄水	—	—	7.10	160	33.4	2.6
2	11/4	生汚泥	19.5	83.4	6.45	408	5.9	1.5
		余剰汚泥	4.9	83.4	6.97	24.0	11.0	1.1

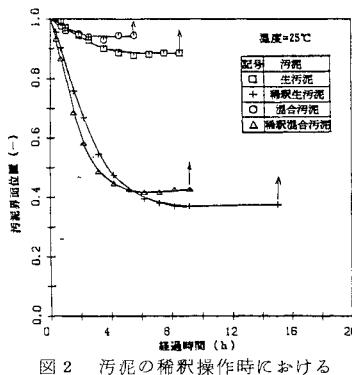


図2 汚泥の稀釀操作における汚泥界面位置の経時変化

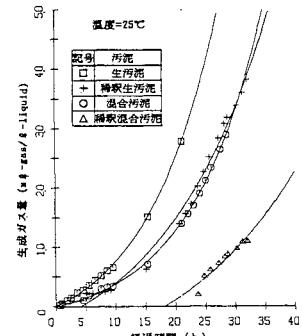


図3 汚泥の稀釀操作が生成ガス量に及ぼす影響

表2 生汚泥と混合汚泥との稀釀操作の影響

記号	汚泥	C _i (g汚泥/l)	μ (h ^{-1})}	$\gamma \times$ (ml/g ² 干物)	V _d (ml/l)	gm (ml/l/h)	T _{up} (h)	C _{max} (g汚泥/l)
□	生汚泥	21.4	0.0831	0.586	0.01	0.0487	5.5	22.6
+	稀釀生汚泥	10.7	0.0560	0.817	2.28	0.0458	9.2	25.2
○	混合汚泥	13.7	0.0828	0.302	0.09	0.0250	8.5	15.7
△	稀釀混合汚泥	6.8	0.0452	0.585	4.94	0.0269	15.0	17.6

5.2 汚泥曝気操作の影響

表1、図2に示す生汚泥と余剰汚泥とを等量混合して、混合汚泥とした。この混合汚泥1.0ℓに対して0.5ℓ/minの風量で曝気し、曝気時間を0, 5, 10及び30minに設定した。このときの汚泥界面及び生成ガス量の経時変化を求めた。結果を図4, 5及び表3に示す。これらの結果から、曝気時間の増加に対してガス生成の開始時間が延長され(図5)そのため汚泥浮上時間T_{up}及び濃縮汚泥濃度C_{max}

が増加した(表3、図4)ことがわかる。このときのT_{up}及びC_{max}の増加割合は汚泥稀釀操作時よりも大きいといえる。このことは、稀釀操作は代謝ガスの液中拡散によって、一方、曝気操作は代謝ガスの大気放散によつて、各々溶存余裕量Vdを増加させたものと考えられる。以上により、汚泥の沈降濃縮性には、汚泥フロックの密度及び粒径などの物理的因子が影響し、一方、汚泥の浮上性には、汚泥中の嫌気性菌の代謝活動及び代謝ガスの液中への生物化学的因素が影響するものと理解される。

6. プラント実験による曝気濃縮法の実証

これまでの結果を受けて、図6に示すように濃縮槽前段で供給汚泥を連続的に曝気して汚泥沈降性を改善することを特徴とする、曝気濃縮法を考案した。そこで、前記A都市下水処理場に実験プラントを設置して、夏期及び冬期に連続実験を実施した。

6.1 実験装置及び方法

実験プラントは、内径1100mm、高さ1300mm(底部は円錐型)であり、有効容積は657ℓである。汚泥搔き機を1r.p.m.で5分間作動、15分間停止の条件で間欠運転した。濃縮槽前段に有効容積9.1ℓ、液深407mmの汚泥曝気槽を設置した。実験プラントへは処理場の分配槽から汚泥を供給した。実験期間及び実験条件を表4に示し、供給汚泥の分析結果を表5に示す。外乱の影響をできるだけ取り除くため、一条件の実験について120時間以上連続運転した。

6.2 実験結果及び考察

1) 曝気が固体物回収率に及ぼす影響：夏期及び冬期実験において、滞留時間を操作したときの従来法と曝気濃縮法との固体物回収率を図7に示す。図7から、夏期における固体物回収率は、従来法では60%前後であったが、曝気濃縮法では97%を示した。一方、冬期における固体物回収率は、従来法と曝気濃縮法共に99%以上であった。これらのことから、曝気濃縮法は、固体物回収率を年間を通じて安定に維持できることがわかった。

2) 曝気が濃縮汚泥濃度に及ぼす影響：夏期及び冬期実験の各々において、滞留時間を操作したときの従来法と曝気濃縮法との濃縮汚泥濃度を図8に示す。図8において、夏期の濃縮汚泥濃度(○△)はいずれも冬期の濃縮汚泥濃度(●▲)より低い値をとった。これは、嫌気性菌の代謝ガス生成速度が温度の影響を強く

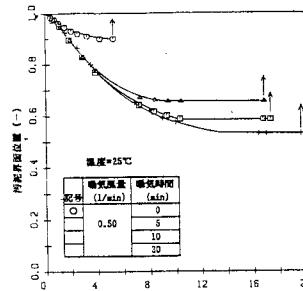


図4 汚泥の曝気操作における汚泥界面位置の経時変化

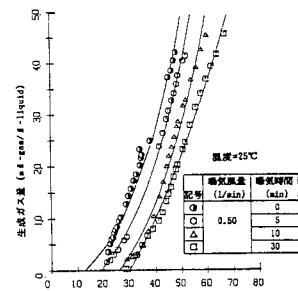


図5 汚泥の曝気操作が生成ガス量に及ぼす影響

表3 曝気操作の影響

曝気風量曝気時間	μ	Y_X	Vd	E_B	T _{up}	C _{max}
記号 (l/min)	0	0.0451	0.563	5.37	0.0254	8.6
	0.50	0.0440	0.586	9.22	0.0258	18.6
	5	0.0400	0.612	13.6	0.0245	17.3
	10	0.0171	3.24	25.4	0.0554	25.4

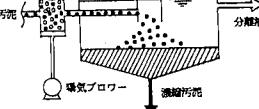


図6 曝気濃縮法のフロー

表4 実験期間及び条件

実験期間(月/日)	水温(℃)	滞留時間(h)	曝気風量(l/min)
夏期 6/7~8/22	17.8~25.3	10, 24, 48	18.2
冬期 1/27~4/4	9.5~15.0		5.0

表5 供給汚泥の分析結果

実験期間	汚泥濃度(g/m³)	有機物含有率(%)	pH
夏期 8~23	80~85	5.1~6.5	
冬期 2~25	85~90	5.6~7.1	

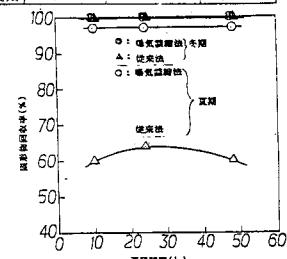


図7 曝気が固体物回収率に及ぼす影響

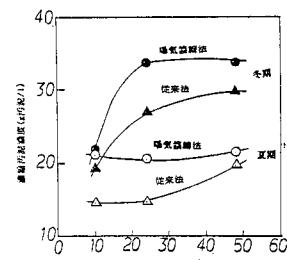


図8 曝気が濃縮汚泥濃度に及ぼす影響

受けたことを示唆する。また、夏期と冬期いずれの場合においても、曝気濃縮法の濃縮汚泥濃度は、従来法の濃縮汚泥濃度より高い値をとった。平均値としてみると、夏期の濃縮汚泥濃度は、従来法の 16.30 g 汚泥／ℓ に対して曝気濃縮法では 21.13 g 汚泥／ℓ、冬期については、従来法 24.57 g 汚泥／ℓ に対して曝気濃縮法では 29.67 g 汚泥／ℓ であった。

7. 汚泥処理プロセスに及ぼす効果

i) 効果の試算：曝気濃縮法によって得られる濃縮汚泥濃度の増加は、汚泥処理プロセスの省資源省エネルギーに寄与する。プラント実験の結果が実機濃縮槽において成り立つと仮定して、その効果を試算した。試算結果を表 6 に示す。加温エネルギー量の低減は、加温用重油費の低減につながる。一方、脱水効率の向上は、脱水機維持管理費及び焼却炉用重油費の削減につながる。

ii) 消費エネルギーの比較：曝気濃縮法の消費エネルギー（曝気用）を試算した。試算では、①曝気汚泥量は流入下水量の 2 %、②汚泥の曝気はエアレーションタンクの曝気の程度、③エアレーション用電力量は下水処理場消費電力量の 3.8.8 %、④濃縮槽消費電力量は同じく 0.4 % の場合を想定した。

この試算結果と従来法、加压浮上法及び遠心分離法の消費エネルギーと比較した。同時に処理性能を比較して表 7 にまとめた。

表 7 から、曝気濃縮法の処理性能は加压浮上法及び遠心分離法と同程度であるが、消費エネルギーは後者二者と比較してかなり少ないことがわかる。

8. 結 言

i) 濃縮槽において、汚泥フロックの沈降性と濃縮性を制御しうる操作について、回分濃縮実験を実施すると共に嫌気性菌の代謝ガス生成モデルを用いて解析し、以下の結果を得た。

ii) 汚泥フロック浮上の原因となる嫌気性菌は主として生汚泥中に存在する。iii) 汚泥の稀釀操作は溶存ガスの液中拡散により、一方曝気操作は溶存ガスの大気拡散により、各々溶存余裕量を低下させる。このため、代謝ガスが気泡になる時間は、稀釀又は曝気しない場合に比べて長くなる。iv) 汚泥の稀釀操作及び曝気操作は、汚泥フロックの浮上時間及び濃縮汚泥濃度を増加させ、このときの濃縮汚泥濃度の増加は曝気操作の方が大きい。

v) これらの結果をうけて、濃縮槽前段で汚泥を短時間曝気する曝気濃縮法を考案した。さらに、都市下水処理場に設置した実験プラントを用いて、夏期及び冬期において連続曝気濃縮実験を実施し、以下の結果を得た。

vi) 曝気濃縮法の適用により、固形物回収率は 9.7 % 以上に維持される。vii) 濃縮汚泥濃度は 2.0 ないし 3.0 % 増加する。

viii) 曝気濃縮法の消費エネルギーは強制濃縮法と比較してかなり少ない。

参考文献：

- 1) 日本下水道事業団試験部報、II-3, pp. 109～124 (1978), 2) idem., II-3, pp. 167～181 (1979),
- 3) idem., II-4, pp. 209～216 (1980), 4) 馬場研二他, 第 19 回下水道研究発表会講演集, pp. 496～181 (1982), 5) idem., 第 20 回下水道研究発表会講演集, pp. 565～567 (1983), 6) idem., 第 20 回下水道研究発表会講演集, pp. 568～570 (1983), 7) idem., 下水道協会誌, Vol. 21, No. 236, pp. 56～65 (1984), 8) L.O.W.Dixon, 非線形最適化計算法, 培風館, p. 76 (1974)

表 6 曝気濃縮法が汚泥処理プロセスに及ぼす影響の試算結果

時期	試算条件		汚泥処理方式			
	汚泥濃度(g汚泥/ℓ)	嫌気性消化方式	直接脱水方式	凝聚剤	脱水ケーシ含水率	脱水速度
夏期	16	21	31%低減	17%低減	9.6%低減	31%向上
冬期	25	30	20%低減	10%低減	3.1%低減	20%向上

表 7 従来法と曝気濃縮法における処理性能と消費エネルギーの比較*

評価因子 方式	固形物回収率 %	濃縮汚泥濃度 g汚泥/ℓ	消費エネルギー	
			W h/m ³ 汚泥	W h/m ³ 汚泥
重力 従来法	60～80	10～40	0.5～1.2	
沈降式 曝気濃縮法	97～99	20～40**	1.5～3.5	
加压浮上法	80～95	20～45	9.0～20.0	
遠心分離法	85～95	30～80	18.0～66.7	

* : 分離濃縮の場合, ** : 分流式下水処理場の場合