

[44] 活性汚泥システムの適応制御における要因に関する研究

(株)明電舎 水処理技術部 ○富士元 英二 関根 孝夫

1 はじめに

活性汚泥処理システムは、微生物混合集団を汚水、廃水を培養基質として連続培養するため極めて多くの不確定因子を含んでいる。このため活性汚泥の状態や処理水質の情報から現在の反応過程を把握し、目標としている処理水質が得られるようにシステムを最適化の方向に時系列的に修正する適応制御がシステムを適正に管理するうえで非常に重要である。そこでシステムに影響を与えると予想される因子をいくつか選択し、その周波数応答やステップ応答特性から主要な因子の抽出を行うことが必要である。

今回、都市下水処理場（処理能力：80,000 m³/日）でDO制御並びにSA制御実験を行い、環境因子であるDO濃度およびF/M比と処理水質との因果関係を求め、最適な設定値に対する調査を行った。また、DOR、SRT設定値をステップ状に変化させ処理水質の応答性、特に速応性について調査した。更に、この実験結果をもとに数理モデル式で検討し、いくつかの知見が得られたのでその概要を報告する。

2 実験方法

図-1に示すようにエアレーションタンクは整流壁にてA～Dの4回路に分割されており各槽は完全混合として近似できる。

2-1 実験条件（数理モデル式による解析も同一条件で行った）

(1) 標準活性汚泥法で行った（ $\alpha_A = 1, \alpha_B = \alpha_C = \alpha_D = 0$ ）。

(2) A～D回路への送風量を均一に調整した（ $\beta_A = \beta_B = \beta_C = \beta_D$ ）。

(3) DO制御点はエアレーションタンク出口のD回路とした。

(4) 返送汚量は定量で運転した。

(5) 余剰汚泥は1日6回次式より算出し処理系外に排出した。

$$M_w(i) = \frac{1}{6} \cdot \frac{MLSS \cdot V_A}{SA}$$

ここで、MLSS：i回目の引抜き前4時間の平均MLSS濃度（MLSS計はD回路に設置）。

2-2 数理モデル式

エアレーションタンク内の数理モデル式を表-1に示す。

最終沈澱池では押し出し流れが成立するものとし、また、反応は進行しないと仮定した。

3 定数の推定

図-2はDO設定値3.0(mg/l)、SA設定値3日で制御したときの流入水量および水質に関する24時間データで計算値との比較に用いた。定数の推定は、各定数に密接に関連する実験データと計算値と

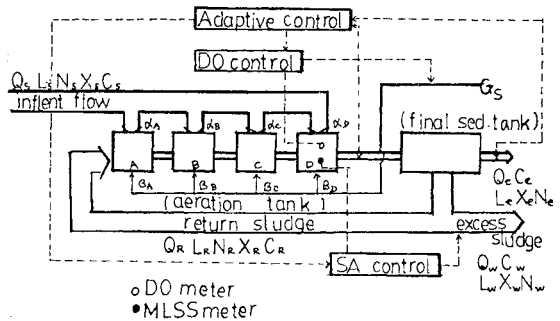


Fig. 1 Automatic DO and SA control systems

Table 1 Mathematical models (aeration tank)

Item	Fundamental model and condition
Substrate concentration	1. $dl/dt = -K_1 \cdot X \cdot L$ (first order equation) (1)
	2. when DO is below critical DO concentration $dl^*/dt = (C_c/C_s)^n \cdot \frac{dL}{dt}$ (2)
NH ₃ -N	1. $dN/dt = -K_2 \cdot X \cdot N$ (first order equation) (3)
	2. when DO is below critical DO concentration $dN^*/dt = (C_c/C_s)^n \cdot \frac{dN}{dt}$ (4)
MLSS concentration	1. $dx/dt = Y_1 dl/dt - K_d \cdot X$ (5) 2. No sludge growth of NH ₃ -N oxidation
DO concentration	1. $dc/dt = K_3 \cdot (C_c - C) - r_r$ (6) 2. $dc/dt = 0$ under DO constant control
Respiration rate	$r_r = \mu_1 \cdot dl/dt + \mu_2 \cdot dN/dt + b \cdot X$ (7)
Overall oxygen transfer coefficient	$K_{LA} = k_1 \cdot 0.5^{0.1}$ (empirical formula) (8)

の比較により最小二乗法により求めた。この結果を表-2に示す。

4 結果および考察

4-1 定常状態における水質特性

DO設定値を1, 3, 5 mg/lでそれぞれ約1週間運転し、各設定値と基質除去率の関係を求めた。この結果を図-3に示す。なお、この期間中のF/M比等の実験条件を一定にするためSAを6日で行った。図-4に同じようにSA設定値を3, 6, 10日の3段階でそれぞれ2週間運転したときの結果を示す。但し、図-3, および図-4の水質データは、それぞれの設定条件下で運転したときの最終日の24時間データである。この結果より明らかなようにDO設定値による影響の最も大きかったのは硝化率であった。一方、図-4はDO設定値を3 mg/lで一定制御した結果であるが、どのSA設定値においても硝化率等の処理効果はほとんど等しかった。これは、SA設定値が3日~10日の範囲ではF/M比が0.2~0.5 Kg-BOD/Kg-SS/dであり一般に言われている適正な範囲に入っているためと考えられ、3日の運転時でも硝化菌の処理系外への引抜き速度よりも増殖速度の方が大きかったためと思われる。

このように硝化菌の存在下では硝化率はSA設定値よりもDO設定値の方が律速条件となった。また、硝化率とCOD, SS除去率および活性汚泥の状態について次のことが明らかとなった。

(1) DO設定値が3 mg/lの場合がCOD除去率が最も良く(85%), そのときの硝化率は約40%であった。即ち、硝化率が低すぎても、また逆に高すぎてもCOD除去率は低下した。これは、硝化がほとんど起らない場合、炭素系基質(BODまたはCOD)の除去率も低下するという従来の経験的な説と一致する。また、硝化率が低いことは富栄養化の面からも好ましくない。一方、硝化率が70%程度に達すると一部、脱窒まで進み、最終沈殿池において微細な気泡を持つフロクの浮上が観測された。その結果、SS除去率, COD除去率も低下した。また、単位除去基質量当りに必要な送風量も増加し、ブロー動力費の節電の面からも好ましくない。

(2) エアレーションタンク出口における呼吸率(k_r)が活性汚泥処理過程(活性期, 内生呼吸期など)を示すことから、硝化率も同様に反応過程を表わしているものと思われる。

以上の結果から、当処理場においては硝化率を40%(DO設定値3 mg/l付近)程度に維持することによりエアレーションタンク内の微生物反応が適正な状態となつていることがわかる。

4-2 動特性

DO, SA設定値をステップ状に変更し、処理水質への影響を図-5, 図-6に示す日程および設定値で調べた。硝化率は連続測定ができないため上記の数値モデル式によるシミュレーションを併用した。

この結果、硝化率はSA設定値の変更に対してほとんど影響を受けないのに対し、DO設定値の変更に対して

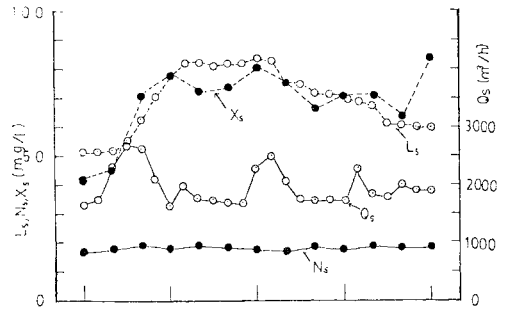


Fig. 2 Hourly variation of influent flow rate, COD, NH₃-N and SS

Table 2 Input data for mathematical modeling

Temp.	14 (°C)	C_s	10.0 (mg/l)
μ	1.70 (mg-ss/mg-COD)	k_d	0.08 (1/day)
k_1	0.004	μ_1	0.698
C_N^*	5.0 (mg/l)	μ_N	4.57 (mg- O / mg- $\text{NH}_3\text{-N}$)
C_L^*	1.0 (mg/l)	μ_L	1.86 (mg- O / mg-COD)
K_L	0.21×10^{-2} (mg/l) ⁻¹ (day) ⁻¹	b	0.07 (day) ⁻¹
K_N	0.15×10^{-2} (mg/l) ⁻¹ (day) ⁻¹	β_N	0.8
		β_L	0.5

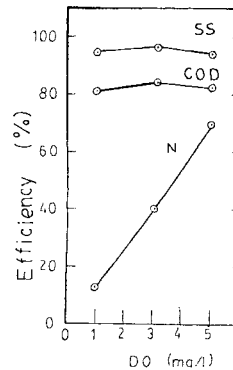


Fig. 3 Effect of DO levels on treatability

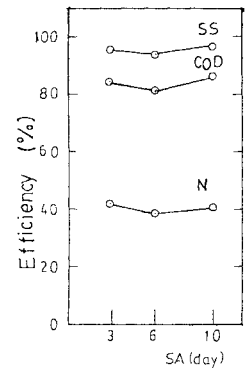


Fig. 4 Effect of SA levels on treatability

は速応性があることが明らかとなった。これはシミュレーション結果とも良く一致しており、設定値の変更により時定数が約12時間の短い値をとり、1日~2日で新しい設定値に対する硝化率に達した。また再現性も良く、DO設定値を5mg/lから1mg/lに変更することにより硝化率は、元の状態(硝化率約12%)に急速に低下した。

一方、硝化率と比較し、処理水SS濃度、COD濃度に関しては(4-1)の定常時と同様、硝化率ほど設定値の変更に対して顕著な変化はみられなかった。

図-7にSA設定値を6日から3日に変更したときのF/Mの経日変化を示す。但し、当処理場における流入水のBOD濃度がCOD濃度の約2倍であり、この関係からBOD値に換算した。図より明らかなようにF/Mは設定値変更後、徐々に増加し、約設定値の日数の2倍に当たる6日目まで目標のF/Mに達した。

このように、SA設定値の変更によるF/Mの収束時間は、DO設定値の変更による硝化率の目標値への収束時間よりもかなり長いことが明らかとなった。以上の結果より、処理状態の監視項目として硝化率が有効であり、また、微生物反応の制御としてDO制御は活性汚泥量の制御であるSA制御に比べ速効性があることが明らかとなった。

4-3 DO, SA制御と省エネルギー

下水処理場で使用する送風機電力量は、総使用電力量の約40%を占めている⁽¹⁾といわれており、従ってこの電力量を必要最小限に管理することは省エネルギーの意味から非常に重要である。図-8に各DO設定値、SA設定値とそのときの使用電力量の関係を示す。SA設定値が一定の場合、DO設定値が高くなるに従って消費電力量が急激に増加し、設定値5mg/lのときは1mg/lのときの1.2~1.4倍にも達した。この理由の1つは、1mgの窒素を酸化するのに必要な酸素量は4.57mg⁽²⁾であり、炭素系基質の0.5~1.0mgと比べてかなり多量な酸素を必要とする。DO設定値を上げることにより硝化率が比例的に増加する実験結果によく対応している。

同じようにSA制御についても設定値が高くなるにつれて、同一DO設定値下でも増加する傾向がみられた。これは、設定値が高くなるにつれて処理系内汚泥量が増加(F/M比が低下する)ため、汚泥の内生呼吸により消費される酸素量が多くなったためと考えられる。

このように、DO制御、SA制御ともに、設定値により電力量が大幅に変化することから処理水を低下させない範囲で設定値はできる限り低い値

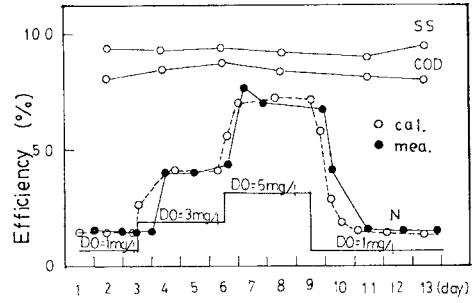


Fig. 5 Effect of step response of DO levels on treatability

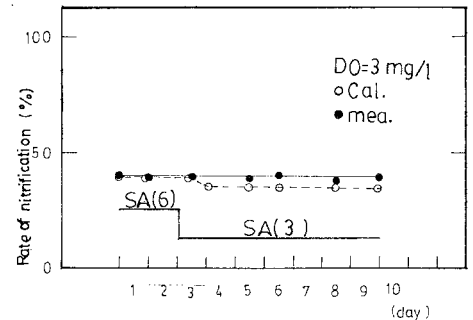


Fig. 6 Effect of step response of SA levels on nitrification

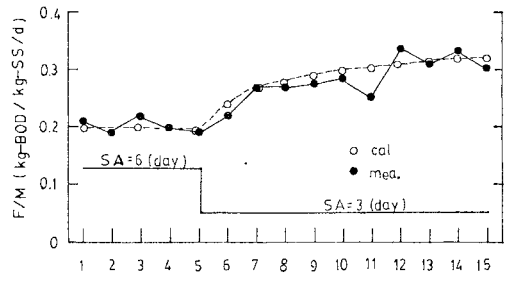


Fig. 7 Effect of step response of SA levels on F/M

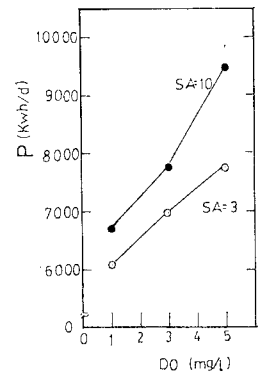


Fig. 8 Relationship between DO levels and current consumption at various SA levels

で運転することが望しい。

5 お わ り に

今回のDO並びにSA制御実験より次のことが明らかとなった。

(1) 各制御設定値と処理水質の関係では、特にDO設定値と硝化率が比例的な関係にあることが明らかとなった。DO設定値が1~5 mg/lに対して硝化率は12~70%の範囲で変化した。

(2) 設定値のステップ応答特性を調査し、DO設定値の変更に対して硝化率が1~2日で目標値に収束することがわかり、再現性もあつた。SAについては設定日数の約2倍で目標のF/M値に収束した。

また、SA設定値を極端に低くしない限り、即ち硝化菌の増殖速度以下では、SA設定値の変更に伴う硝化率の変化はほとんどみられなかつた。

(3) 各制御の設定値の違いにより送風機電力量は大幅に変化した。DO設定値については5 mg/lの場合1 mg/lの場合に比べ1.2~1.4倍にも増加していることがわかつた。また、SA設定値についても系内汚泥量との関係からDOと同様な傾向がみられた。

(4) 数理モデル式によりシミュレーションし、実験結果の妥当性を確かめた。また、実測値と計算値の比較から最小二乗法により動力学的定数の推定を行った。

Notation

N: $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration	(mg/l)	a_N : Mass of oxygen utilization per unit of $\text{NH}_3\text{-N}$ removed	($\text{mg-O}_2/\text{mg-NH}_3\text{-N}$)
X: MLVSS concentration	(mg/l)	b: Endogenous rate constant	(1/day)
C: DO concentration	(mg/l)	r: Respiration rate	($\text{mg-O}_2\text{/l/hr}$)
C_s : Saturation concentration of oxygen in pure water	(mg/l)	K_{La} : Overall oxygen transfer coefficient	(1/hr)
Q_s : Influent flow rate	(m^3/hr)	C_L : Critical DO concentration of carbonaceous substrate	(mg/l)
Q_R : Return sludge flow rate	(m^3/hr)	C_N : Critical DO concentration of $\text{NH}_3\text{-N}$	(mg/l)
G_s : Air flow rate	(Nm^3/hr)	n: Constant on limitation of substrate utilization rate	(-)
K_L : Rate kinetics constant on utilization of carbon substrate	(mg/l/day) ⁻¹	k_1, n_1 : Constant	(-)
K_N : Rate kinetics constant on utilization of $\text{NH}_3\text{-N}$	(mg/l/day) ⁻¹	L: Carbonaceous substrate concentration	(mg/l)
Y_L : Yield coefficient	(-)	Rate of nitrification	$\frac{\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}}{\text{NH}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}} \times 100 \text{ (\%)} \text{ Compartment D}$
Kd: Decay coefficient	(1/hr)		
a_L : Mass of oxygen utilization per unit of carbonaceous substrate removed	($\text{mg-O}_2/\text{mg-COD}$)		

(1) 加藤, 長崎: "ばつ気槽におけるDO一定制御とその効果", 第14回下水道研究発表会講演集(1977)

(2) Lawrence, A. W. and Brown, C. G.: "Design and Control of Nitrifying Activated Sludge Systems", JWPFC, Vol. 48, No. 7 (1976)