

## B-44 活性汚泥法微生物群の被食－捕食関係における 沈殿池と大型微生物増殖速度飽和定数の影響

—バッチ式運転のシミュレーション結果を中心に—

都筑良明<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>正会員 島根大学汽水域研究センター研究員 (〒690-8504 島根県松江市西川津町 1060)

\* E-mail: ytsuzuki@soc.shimane-u.ac.jp

### 1. はじめに

いわゆる IWA 活性汚泥モデルは、1986 年の国際水質汚濁制御学会(IAWPRC)タスクグループによる活性汚泥モデル No.1 発表以来、現在では活性汚泥プロセスにおける有機物・窒素・リン除去反応を記述するモデルの世界標準として広く国際的に認知されている<sup>1,2)</sup>。大型微生物等の大型微生物については、細菌との被食－捕食関係も含めて、活性汚泥モデルでは十分な検討が行われていない。

発表者は、活性汚泥中の微生物群の被食－捕食関係について、大型微生物等の細菌捕食者の増殖速度と、返送汚泥の濃縮率をパラメータとして半年程度の期間に相当するシミュレーション計算を行った<sup>3,4)</sup>。つぎに、大型微生物の増殖速度  $\mu_{pb}$  は、MLSS 中の大型微生物の構成割合に大きな影響を及ぼさないことを示すとともに、新しく導入した指標である大型微生物の増殖限界（大型微生物が増殖可能な細菌の MLSS(B-SS) と大型微生物の MLSS(P-SS) の比の下限値）GLR<sub>pb</sub> が MLSS 中の大型微生物の重量割合に大きく影響することを示した<sup>5)</sup>。さらに、原生動物の増殖速度  $\mu_{pb}$  に Monod 式を適用、大型微生物増殖速度飽和定数  $K_{pb}$  を変化させた場合の挙動について検討し、沈殿池濃縮率の僅かな違いが長期的には槽内の細菌と大型微生物の存在量に大きく影響することを示した<sup>6)</sup>。これら一連の研究は、上澄み引き抜き式の連続式運転を対象とするものであった。

本研究においては ML 引き抜き式のバッチ槽を対象に大型微生物増殖速度の飽和定数  $K_{pb}$  を変化させた場合の挙動について検討した。また、連続槽について  $K_{pb}$  を変化させた場合の半年程度の長期運転後の大型微生物、細菌の量について計算を行ったのであわせて報告する。

### 2. 方法

嫌気好気式活性汚泥法を対象として、活性汚泥モデル(図1、表1,2)を作成した<sup>3,4,5,6)</sup>。本モデルは被食－捕食関係を記述することを目的としたもので、既存の ASM モデ

ルで用いている指標、式とは必ずしも一致していない。

運転時間を嫌気 1 時間、好気 2 時間、沈殿池 1 時間の合計 4 時間のバッチ槽を想定し、バッチ槽有効容量 1.6 リットル、1 サイクルごとに 33 ml の汚泥混合液を好気終わりから引き抜き、嫌気初めに同量の濃縮人口下水を流入させることとし、初期条件として嫌気の MLSS を 4,000 g m<sup>-3</sup> とし、およそ半年に相当する 1,000 サイクル (4,000 時間) の計算を行なった。初期の MLSS 中の細菌と大型微生物の重量比を 96 : 4 とした。大型微生物の好気槽における比増殖速度  $\mu_{pb}$  については、式(1)に示す Monod タイプの増殖速度を導入し、飽和係数  $K_{pb}$  の値を 500～20,000 (g m<sup>-3</sup>) で変化させた。最大比増殖速度  $\mu_{pb}$  の値は 1.0 day<sup>-1</sup> とした。また、細菌および大型微生物の自己酸化係数  $KD_b$ ,  $KD_p$  を好気のみに導入し、好気における細菌および大型微生物の増殖を式(2), (3)で計算した。嫌気時間初めの MLSS は汚泥量のマスバランス式(4)で算定した。

連続槽の計算条件は前報<sup>6)</sup>と同様で、滞留時間を嫌気槽 1 時間、好気槽 2 時間、沈殿池 1 時間とし、流入水の流量  $Q_m$  を 36.8 l 日<sup>-1</sup>、TOC,  $S_m$  を 107 g m<sup>-3</sup>、返送汚泥の流量  $Q_r$  を 37.3 l 日<sup>-1</sup>、初期の嫌気槽末端の MLSS,  $X_{m2}$  を 4,000 g m<sup>-3</sup>、嫌気槽末端 TOC,  $S_{m2}$  を 10 g m<sup>-3</sup>、好気槽末端 TOC,  $S_{ox}$  を 5 g m<sup>-3</sup> とした。嫌気時間初めの MLSS は沈殿池における汚泥濃縮率などを用いて式(5), (6)で求めた。沈殿池における濃縮係数  $R$  は MLSS の関数とした(式(7), (8))<sup>6)</sup>。式(1)～(3)を含むその他の計算条件は、バッチ槽のシミュレーションと同様とした。初期条件として嫌気槽の MLSS を 4,000 g m<sup>-3</sup> とし、返送汚泥の濃縮率をパラメータとした約 0.5 年に相当する 4,000 時間(1,000 サイクル)の計算を行った。 $K_{pb}$  を 500～20,000 g m<sup>-3</sup> の範囲で変化させたときの運転開始後 3,600～4,000 時間の MLSS, B-SS, P-SS の平均値を計算した。

### 3. 結果

自己酸化係数  $KD_b$ ,  $KD_p$  は、0.006～0.12 日<sup>-1</sup> の範囲でいくつか試算を行なった結果、3,600～4,000 時間後の MLSS,

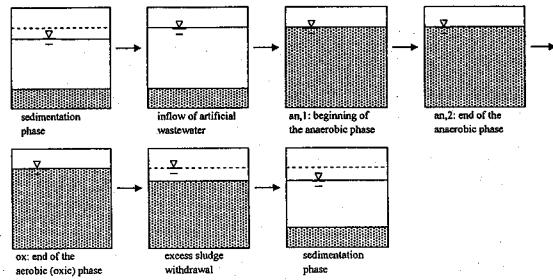


図1 ML引き抜き式のバッチ式嫌気好気式活性汚泥法(EBPR法)のフロー図

表1 記号および添え字

Letter(s)	Explanation (unit)
<b>Nomenclatures:</b>	
B	bacterial cell number in 1 ml mixed liquor (cells $\text{m}^{-3}$ )
P	predator of bacteria (protozoa and metazoa) population calculated as a certain protozoa in 1 ml mixed liquor (cells-protozoa $\text{m}^{-3}$ )
MLSS	mixed liquor suspended solid ( $\text{g m}^{-3}$ )
B-SS	MLSS of bacteria ( $\text{g m}^{-3}$ )
P-SS	MLSS of predator ( $\text{g m}^{-3}$ )
Q	flow rate ( $\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ )
R	concentration ratio of MLSS in the sedimentation tank (-)
S	TOC, total organic carbon in supernatant ( $\text{g m}^{-3}$ )
V	reactor volume ( $\text{m}^3$ )
$Y_{bs}$	yield coefficient of substrate and bacteria ( $\text{cells m}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ m}^3$ )
$Y_{pb}$	yield coefficient of bacteria and predators (protozoa cells $\text{cells}^{-1}$ )
$\mu_{pb}$	growth rate for predators feeding bacteria ( $\text{day}^{-1}$ )
$\mu_{o,pb}$	maximum specific growth rate for predators feeding bacteria ( $\text{day}^{-1}$ )
$K_{pb}$	half-saturation coefficient for growth rate of predators ( $\text{g m}^{-3}$ )
$\Delta X_{an}$	= $X_{an,2} - X_{an,1}$
$\Delta X_{ox}$	= $X_{ox} - X_{an,2}$
$KD_b$	decay coefficient for bacteria ( $\text{day}^{-1}$ )
$KD_p$	decay coefficient for predators ( $\text{day}^{-1}$ )
HRT	hydraulic retention time
CFU	colony formation unit
<b>Subscriptions:</b>	
in	inflow
an	anaerobic phase
an,1	just after mixture of inflow and return sludge at the beginning of anaerobic phase
an,2	at the end of anaerobic phase
ox	at the end of oxic phase
w	withdraw sludge
out	outflow of sedimentation tank
r	return sludge
ao	from anaerobic to oxic
os	from oxic to sedimentation tank
bs	bacteria and substrate
pb	protozoa (predators) and bacteria

表2 シミュレーション計算に用いたパラメータ

Letter(s)	Unit	Value
$Y_{bs}$	cells $\text{m}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ m}^3$	$1.1 \times 10^8$
$Y_{pb}$	protozoa cells $\text{cells}^{-1}$	$15,000^{-1}$
$\mu_{o,pb}$	$\text{day}^{-1}$	1.0
$K_{pb}$	$\text{g m}^{-3}$	500-20,000
$KD_b$	$\text{day}^{-1}$	0.01
$KD_p$	$\text{day}^{-1}$	0.01

B-SS, P-SS の値に大きな影響を及ぼさないと考えられたので両方とも  $0.06 \text{ day}^{-1}$  とした。バッチ槽のシミュレーション結果を  $K_{pb}=500 \text{ g m}^{-3}, 3,000 \text{ g m}^{-3}$  の場合について示す(図2,3)。両方の場合とも 200~400 時間で定常状態に達

表3 シミュレーション計算に用いた式

$$\mu_{pb} = \frac{B_{an,2}}{K_{pb} + B_{an,2}} \times \mu_{o,pb} \quad (1)$$

$$P_{ax} = e^{(\mu_{pb}-\alpha)} \times P_{an,2} - KD_{p,ox} \times P_{an,2} \times \Delta t \quad (2)$$

$$B_{ox} = B_{an,2} + B_{w,ox} \times (S_{an,2} - S_{ox}) \times \Delta t - \frac{1}{Y_{pb}} \times (P_{ax} - P_{an,2}) \times \Delta t - KD_{b,ox} \times B_{an,2} \times \Delta t \quad (3)$$

$$MLSS_{an,1} = \frac{(V - Q_w) \cdot MLSS_{an} - Q_{out} \cdot MLSS_{out}}{V} \quad (4)$$

$$MLSS_{an} = MLSS_{ox} \cdot R \quad (5)$$

$$MLSS_{out} = \frac{MLSS_{ox} \cdot Q_{out}}{Q_{in} + Q_{out}} \quad (6)$$

$$R = -0.0351 \cdot mls^2 + 0.1821 \cdot mls + 1.8127 \quad (7)$$

$$R = 0.0183 \cdot mls^3 - 0.2139 \cdot mls^2 + 0.6554 \cdot mls + 1.57374 \quad (8)$$

$$a: mls = MLSS/V, 1,000 \quad (9)$$

した。定常状態における MLSS は、 $K_{pb}=500 \text{ g m}^{-3}$  では  $K_{pb}=3,000 \text{ g m}^{-3}$  の場合の約 55% となった。また、定常状態における P-SS/MLSS の値は、 $K_{pb}=500 \text{ g m}^{-3}$  の場合には 73~78% と通常の活性汚泥法に比べて大きく算定され、 $K_{pb}=3,000 \text{ g m}^{-3}$  の場合には 10~11% と算定された。

既報の連続槽のシミュレーション結果は、 $K_{pb}$  の値によっては 4,000 時間(1,000 サイクル)後も MLSS, B-SS, P-SS が一定にならずに被食-捕食関係による増減を繰り返すというものであった<sup>9</sup>。3,600~4,000 時間の平均値を用いることにより、長期運転後における平均的な状態を表現することができると考え、MLSS, B-SS, P-SS のこの期間の平均値を  $K_{pb}$  の関数として表現した。R を式(7)で表現した場合、MLSS, B-SS, P-SS ともに  $K_{pb}=2,000 \text{ g m}^{-3}$  付近に小さなピークがあり、 $K_{pb}$  の増加とともに  $K_{pb}=11,000 \text{ g m}^{-3}$  付近まで MLSS, B-SS, P-SS ともに増加するという結果が得られた(図4)。 $K_{pb}=11,000 \sim 13,000 \text{ g m}^{-3}$  の範囲では、P-SS が減少し、B-SS が増加した。 $K_{pb}=14,000 \text{ g m}^{-3}$  付近で P-SS はほぼ  $0 \text{ g m}^{-3}$  となり、 $K_{pb}>14,000 \text{ g m}^{-3}$  の範囲では、MLSS, B-SS ともに約  $3,450 \text{ g m}^{-3}$  で一定となった。

#### 4. 考察

バッチ槽の場合には 200~400 時間でほぼ定常状態となった。ここでは、2 つの  $K_{pb}$  の値の場合の計算結果を示した(図2,3)。定常状態における生物量の差については、 $K_{pb}$  による好気時間 2 時間での増殖割合を計算すると、B-SS= $500 \text{ g m}^{-3}$  では  $K_{pb}$  が  $500 \text{ g m}^{-3}$  の場合には  $3,000 \text{ g m}^{-3}$  の場合の約 3.6 倍、B-SS= $7,000 \text{ g m}^{-3}$  では同じく約 1.4 倍となる(表4)。これからも分かるように、 $K_{pb}$  の値が小さい方が大型微生物の増殖速度が大きく細菌を捕食する効果が大きいため、細菌が大きく減少し、全体の生物量が比較的少ない計算結果になったと考えられる(図2,3)。

連続槽の R を二次式(7)とした場合の図4からは、 $K_{pb}=11,000 \text{ g m}^{-3}$  までは槽内 P-SS を維持できるが、その後は大型微生物量が減少し、MLSS の大部分が B-SS で占められるようになることが分かった。

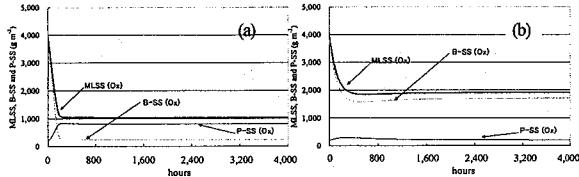


図2 バッチ槽のシミュレーション結果：MLSS, B-SS, P-SS の時間変化。 $\mu_{pb}=1.0 \text{ 日}^{-1}$ , (a):  $K_{pb}=500 \text{ g m}^{-3}$ , (b):  $K_{pb}=3,000 \text{ g m}^{-3}$ 。

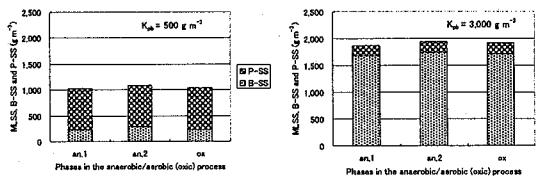


図3 バッチ槽のシミュレーション結果：定常状態における MLSS, B-SS, P-SS の 1 サイクル中の変化

表4 好気時間 2 時間に相当する細菌捕食者の増殖割合

$K_{pb}$	B-SS	
	500	7,000
500	4.3 %	8.1 %
3,000	1.2 %	6.0 %
( $K_{pb}=500 / K_{pb}=3,000$ ) <sup>a</sup>	3.6	1.4

a Ratio of growth rates of predators in two hours of oxic phase.

一連の被食－捕食関係の研究のきっかけとなったデータは、バッチ槽での嫌気好気運転時に嫌気時間終わりと好気時間終わりとで MLSS はほとんど変化しないが、細菌数 (CFU) が大きく減少するというものであった<sup>3)</sup>。この原因として、細菌と大型微生物との被食－捕食関係を考えた。本研究のバッチ式の計算結果はこの実験結果を再現しなかったが、連続式の計算では計算条件によっては、MLSS が大きく変化せずに細菌数が大きく減少することがありうることを示す計算結果が得られている。

実施設では、多くの種類の細菌、大型微生物が流入水組成を含む運転条件などによって出現し、 $K_{pb}$ ,  $\mu_{pb}$ ,  $Y_{pb}$ などの指標が一定であるとは考えにくい。前述の実験結果の再現、実施設に適用可能なシミュレーションモデルによる検討および ASM-1~3 との統合については今後の課題である。

## 5. 結論

嫌気好気式(EBPR)活性汚泥法の細菌と大型微生物の被食－捕食関係について、ML 引き抜き式のバッチ式と、上澄み引き抜き式の連続式の 2 つのシミュレーションモデルにより検討した。計算では、細菌と原生動物に代表させた細菌捕食者(大型微生物)の被食－捕食関係における大型微生物の増殖速度の飽和定数に着目した。

バッチ式の計算結果では、200~400 時間で定常状態に

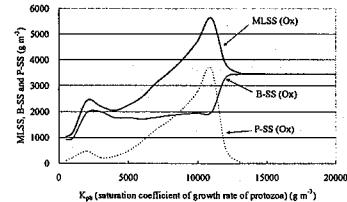


図4 連続槽のシミュレーション結果：大型微生物増殖速度飽和定数  $K_{pb}$  と 3600~4000 時間の好気槽における MLSS, B-SS, P-SS の平均値 (R: (7)式)

達した。計算上は P-SS/MLSS の比が比較的大きい場合があり得ることが示された。この場合には、嫌気と好気で MLSS, B-SS, P-SS は大きく変動しなかった。

連続式の計算結果では、大型微生物の増殖速度飽和定数の本研究における計算条件の範囲  $K_{pb}=500\sim20,000 \text{ g m}^{-3}$  では、 $K_{pb}=11,000 \text{ g m}^{-3}$  までは細菌と大型微生物の被食－捕食関係を繰り返しながら P-SS, B-SS とともに比較的大きな値を保つことが可能であること、それ以上の範囲では大型微生物は槽内からウォッシュアウトし、MLSS の大部分が B-SS で占められるようになること、が計算結果として示された。

## 参考文献

- 1) Mino, T., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J.; Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process, *Wat. Res.*, 32(11), 3193-3207 (1998).
- 2) 味塩俊監訳；活性汚泥モデル，環境新聞社，185p. (2005).
- 3) Tsuzuki, Y.; Roles of Predators and Bacteria in Anaerobic-Aerobic (Oxic) EBPR Activated Sludge Process Estimated from CFU Study and a Mathematical Model Analysis, *J. Ecotech. Res.*, 10(2), 55-61 (2004a).
- 4) 都筑良明；活性汚泥モデルにおける活性汚泥微生物群の捕食関係に関する一考察，第 41 回環境工学研究フォーラム講演集，50-52, (2004b).
- 5) Tsuzuki, Y.; Ecological Model Analysis of Predator-Prey Relationships in Anaerobic-Aerobic (Oxic) EBPR Activated Sludge Process, *J. Ecotech. Res.*, 11(4), 181-188 (2005a).
- 6) 都筑良明，活性汚泥法微生物群の捕食関係における沈殿池と細菌捕食微生物の増殖速度飽和定数の影響，第 42 回環境工学研究フォーラム講演集，pp.81-83, (2005b).
- 7) Sudo, R., K. Kobayashi and S. Aiba; Some experiments and analysis on predator-prey model, interaction between Colpidium campylum and Alcaligenes faecalis in a continuous and mixed culture, *Biotech. Bioeng.*, 17, 167-184 (1975).
- 8) 須藤隆一；廃水処理の生物学，産業用水調査会 (1977).
- 9) 同書, 171.
- 10) 同書, 302.
- 11) 同書, 143-170.
- 12) 同書, 282-286.
- 13) 都筑良明, 4-3. 細菌の単離・同定手法, in 嫌気好気式活性汚泥法の培養条件のリン除去及び細菌相に及ぼす影響, pp.38-52, 東京大学大学院工学系研究科博士論文, 199p. (1989)