

1. はじめに 本論文における活性汚泥による基質除去過程についての報告は、従来の Structure Model¹⁾において、整合の困難であった活性汚泥内基質蓄積と生物増殖の関係を主とし、汚泥内へ取り込まれた基質の汚泥内蓄積過程を経る代謝と、汚泥内への基質取り込みと失役的に生じる基質代謝のモデル化を試みたものである。

2. 実験方法 実験に用いた活性汚泥は、

表-2 分析項目と分析方法

グルコース	：アンスロン硫酸法
ペプトン	：Lowry-Folin法
活性汚泥内炭水化物	：アンスロン硫酸法
MLSS: 0.45 μ m membran filter 法	
DNA: 前処理後、 ²⁾ ジフェニルアミン-Burton 変法 ³⁾	

表-1 前培養培地

汚泥名	F/M	制限基質 (mg/l)
G	0.2	グルコース 1000
P G	0.3	グルコース 450
		ペプトン 750

都市下水処理場返送汚泥を表-1に示す前培養培地で培養したものである。F/MはCOD_{cr}/MLSSであり、G汚泥は約1年、PG汚泥は約2ヶ月培養した。培養は1日1回の fill and draw 方式で

行なった。実験は、前培養基質投与後 24 hr 経過後の汚泥を用い、回分式で行ない、G汚泥によるグルコース基質、PG汚泥によるペプトン基質の除去特性、及びそれら基質の活性汚泥内蓄積と生物増殖の関係を調べた。前培養、本実験共に 20℃ の恒温室にて行ない、制限基質以外に pH 調整用及び微量元素としての無機塩類を加えた。実験に際し汚泥は 20℃ の無機塩溶液で洗浄した。分析項目、分析方法は表-2に示す。Lowry-Folin 法は牛血清アルブミン、DNA は牛胸腺 DNA をそれぞれ標準物質とした。生物量の指標としては DNA を用いた。ペプトン濃度は直接測定が出来ない為、ペプトン濃度 = 1.66 × (Lowry-Folin 法による牛血清アルブミン換算濃度) という関係を用いて求めた。本文で使用する記号は以下に示す。X: DNA 濃度 [mg/l], C: 液相中基質濃度 (C_g: グルコース, C_p: ペプトン) [mg/l], M: MLSS 濃度 [mg/l], S: 活性汚泥内炭水化物濃度 [mg/l], P: M あるいは S で表わされる活性汚泥内成分濃度であり、生物増殖成分 (P_r) と液相から取り込まれ蓄積された基質 (P_c) の和 (P = P_r + P_c) [mg/l], $\hat{p}$: P_c の最大比消費速度定数 [T⁻¹], K: 飽和定数 [-]。

3. 実験結果と考察 (1) G汚泥によるグルコース基質除去過程について

G汚泥による実験結果を図-1~4に示す。図-1~3を共に考察すると、初発 C_g 濃度 100, 200 mg/l の場合、C_g はほぼ零になった時点で、図-2, 3の各値が最大に達し、以後、その値は緩やかに減少している。一方、初発濃度 400, 600 mg/l の場合は、図-2, 3の各値が最大値に近くなつた時点で、C_g の除去速度が急激に低下し、図-2, 3の値が最大値付近である時間内は、一定の速度で C_g は除去されている。その後、C_g が消失した頃より、図-2, 3の各値は下降している。

以上のような、液相中グルコースの汚泥内への蓄積、及びその代謝が生じている間の DNA の時間変化を図-4に示す。初発 C_g 濃度が 100, 200 mg/l の場合は、汚泥内基質蓄積量を示す M/X あるいは S/X の値が、初期値まで低下した付近で X の増加は停止している。一方、初発 C_g 濃度 400, 600 mg/l

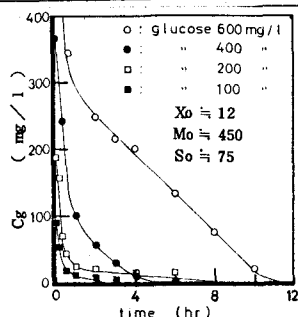


図-1 G汚泥 液相中グルコースの変化

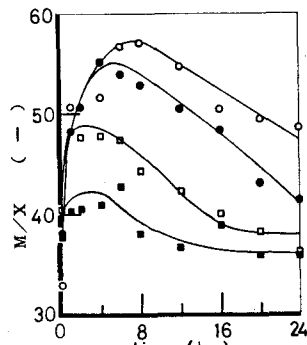


図-2 G汚泥 M/X の変化

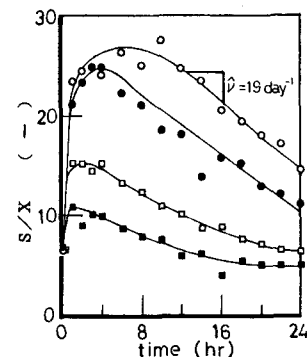


図-3 G汚泥 S/X の変化

の場合、回分実験経過中には、 M/X あるいは S/X が初期値まで低下しなかった点、実験終了時まで X は増加を続けている。また、初発 G 濃度が100～600 mg/lまで異なり、汚泥内蓄積量にかなりの差があるにもかかわらず、DNAの比増殖速度は、ほぼ一定であることを図-4は示している。すなわち、活性汚泥微生物の増殖は、液相中の制限基質濃度の影響を直接には受けず、汚泥内基質蓄積量が、その直接の影響因子となることが判る。

(2) PG汚泥によるバクテリア基質除去過程について

PG汚泥による実験結果を図-5～7に示す。 X の増加と M/X の関係は、 G 汚泥の場合と同様である。 G 汚泥によるグルコース基質除去過程と大きく異なる点は、図-3、6における蓄積量である。これは、両図に記すように、蓄積物の $\hat{P}$ がほとんど同じであるのに、図-1、5で分かるように液相中基質の取り込み速度に大きな差がある為である。

(3) 液相中基質の取り込み過程の共役的基質代謝と活性汚泥内基質蓄積物の代謝について 従来の Structure Modelでは、液相から消失した基質は総て汚泥内蓄積物となり、その後代謝されるとしている。しかし、実際には、回分実験過程における基質の収支は、上記の仮定では必ずしも成り立たず、汚泥内への取り込みと同時に生ずる基質代謝過程の存在することが推察される。

そこで、以下のようなモデル化を試み、この代謝過程に考察を加える。

$$\frac{dP}{dt} = -\alpha \frac{dC}{dt} - \frac{\hat{P}(P/X - P_0/X_0)}{K + (P/X - P_0/X_0)} \cdot X \quad (1)$$

ここで、添字「0」は $t=0$ における値を意味する。 $\alpha: 0 \sim 1$ の定数[-]。 $\alpha=1$ は、取り込んだ基質総てが蓄積されることを意味し、 $0 < \alpha < 1$ の場合、液相から消失した基質 C の α だけが蓄積され、 $1-\alpha$ は、取り込みと同時に代謝されることになる。式-(1)が成り立てば、次式が導かれる。

$$\frac{1}{X} \cdot \frac{d(C+P)}{dt} = (1-\alpha) \cdot \frac{1}{X} \cdot \frac{dC}{dt} - \frac{\hat{P}(P/X - P_0/X_0)}{K + (P/X - P_0/X_0)} \quad (2)$$

左辺の項は、回分槽からの C と P の消失を意味し、右辺第1項は液相からの消失速度に比例した速度での取り込みと同時に代謝、第2項は汚泥内蓄積物の代謝項である。いま、 $K \ll (P/X - P_0/X_0)$ が成り立つ区間では、右辺第2項は $\hat{P}$ のみとなる。そこで、この仮定を満足する区間の $\frac{1}{X} \cdot \frac{d(C+P)}{dt}$ と $\frac{1}{X} \cdot \frac{dC}{dt}$ の関係を、 G 、 PG 汚泥について整理したのが、図-8である。 G 汚泥の場合、液相から消失する基質の約29%が取り込みと同時に代謝されることが、明らかとなった。 PG 汚泥については、定量的な値と求められなかったが、 G 汚泥よりは、取り込みと同時に代謝される割合は小さいようである。

一参考文献一

- 1) 例えば、R.C. Clifft: Predicting the dynamics of oxygen utilization in the activated sludge process, J.WPCF, Vol.53, No.7, 1981
- 2) Methods In Microbiology 5A, P324
- 3) 水野重樹著; 生物化学実験法 A-2、核酸の一般的分離定量法 P83, 東大出版会

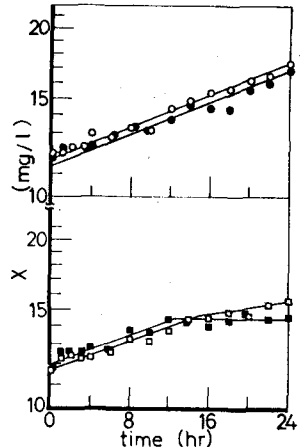


図-4 G汚泥 DNAの変化

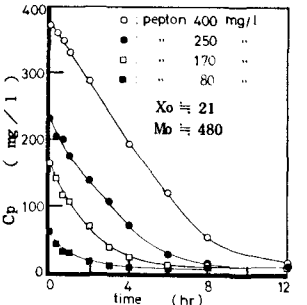


図-5 PG汚泥 液相中ペプトンの変化

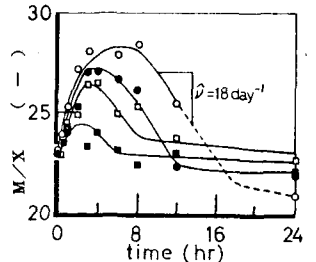


図-6 PG汚泥 M/Xの変化

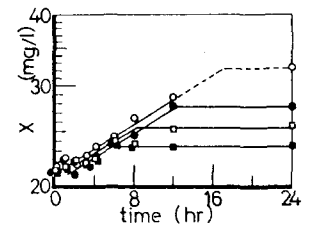


図-7 PG汚泥 DNAの変化

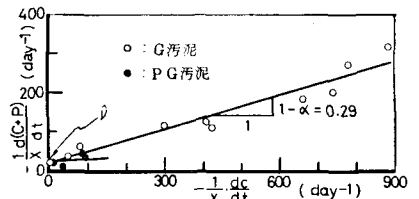


図-8 基質の液相と回分槽からの除去速度の関係