

九州大学 工学部 学生員 田中俊哉
 " " 正員 栗谷陽一
 鹿児島高専 正員 森山克美

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、活性汚泥の構成成分に着目した、いわゆる構造モデルにおける活性汚泥内基質蓄積量と活性汚泥生物の比増殖速度の関係を回分実験、連続培養実験から定量的に把握すること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、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。ここでF/MはCOD/MLSSである。培養は、1日1回のfill and draw方式で行った。回分実験は、前培養基質投与後24時間経過後の汚泥を用いて行い、G汚泥によるゲルコース基質、P汚泥によるペプトン基質の除去特性、それら基質の汚泥内蓄積過程と生物増殖の関係を調べた。連続培養実験はケモスタットを行い、数種類の希釈率における活性汚泥内基質蓄積量、液相中基質濃度を測定した。測定は定常状態になるまで経時的に行った。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は仔牛脳腺DNAを標準物質とした。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できないので、 $\text{ペプトン濃度} = 1.66 \times [\text{Lowry-Folin法による牛血清アルブミン換算濃度}]$ という関係を用いて求めた。

なお、前培養、回分実験、連続培養実験はすべて20°Cの恒温槽で行い、制限基質以外にpH調節用及び微量元素としての無機塩類を加えた。

3. 実験結果と考察 (1) G汚泥による回分実験

G汚泥に制限基質としてゲルコースを投与した回分実験の結果を図-1~3に示す。図-2の縦軸 S/X は単位DNAあたりの汚泥内炭水化物濃度であり、 S/X_0 は単位DNAあたりの生物構成成分としての炭水化物である。よって汚泥内基質蓄積量は両者の差をもって表わされる。初発ゲルコース濃度100mg/lの場合も400mg/lの場合も、図-1の液相中のゲルコース濃度が0になった時点で、図-2の S/X の値は最大値に達し、以後その値は緩やかに減少している。その間のDNAの変化が図-3である。初発ゲルコース濃度100mg/lの場合には S/X の値が初期値 S/X_0 まで低下した時点、つまり汚泥内基質蓄積量がゼロになった時点でXの増加は停止している。一方、初発ゲルコース濃度400mg/lの場合には実験中に S/X の値が S/X_0 まで低下せず基質の蓄積があったため、実験終了時までXは増加を続けている。また、図-3は液相中のゲルコース濃度が0になった後も基質の蓄積がなくならず生物量Xがいづれもほぼ一定の比増殖速度($\mu = 0.31 \text{ day}^{-1}$)で増加を続けていることを示している。以上のことから、回分実験

表-2 分析項目と分析方法

ゲルコース; アンスロン硫酸法
ペプトン; Lowry-Folin法
S 汚泥内炭水化物; アンスロン硫酸法
N 汚泥内タンパク質; Lowry-Folin法
X DNA, 前処理後 ジフェニルアミン-Burton変法

表-1 前培養培地

汚泥名	F/M	制限基質
G	0.2	ゲルコース
P	0.2	ペプトン

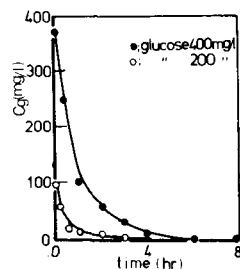


図-1 液相中グルコースの変化

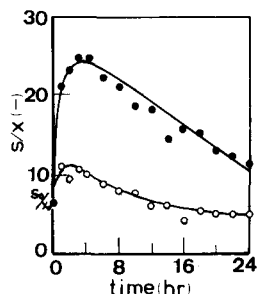


図-2 G汚泥 S/Xの変化

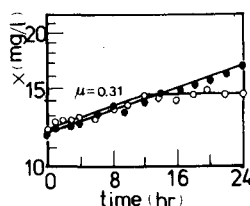


図-3 G汚泥 Xの変化

において生物増殖は、液相中の制限基質濃度の影響を直接受けず、汚泥内基質蓄積量が次の支配要因となることかわかる。しかし、回分実験では比増殖速度と液相中基質濃度や汚泥内基質蓄積量との関係を定量的に求めるのは困難である。そこで同じG汚泥を用い、グルコースを制限基質として連続流実験を行った。

(2) G汚泥による連続流実験 G汚泥による連続流実験の結果を図-4.5に示す。図中に示された黒丸は連続流実験で、ほぼ定常状態に達してから平均値である。図-4を μ が 0.2 day^{-1} より小さい範囲で見ると、液相中グルコース濃度が低いほど μ も大きくなり、 μ を液相中の制限基質濃度の関数として示すことができる。一方図-5の S/X と μ の関係についても μ が 0.25 day^{-1} より小さい範囲では μ が大きくなる様子を汚泥内基質蓄積量の関数として表わすことができる。但し、両図において μ が $0.2 \sim 0.25 \text{ day}^{-1}$ より大きくなるとどの点も μ が小さい時と同じ傾向を示さない。このことは、活性汚泥のような混合微生物系では、高い希釈率において生物相の選別があったことを伺わせる。ここで先に行った回分実験の結果も併せて考えてみることにする。回分実験中の μ の最大値は図-3に示すように初発グルコース濃度 100 mg/l , 400 mg/l といずれの場合も $\mu = 0.31 \text{ day}^{-1}$ であった。この μ の値を回分実験時の S/X の最大値に対応させて図-5上に白丸で示す。これを連続流実験値と併せて結ぶと実線のようになり、 μ は汚泥内基質蓄積量を変数とするMonod型の関数で近似できるようである。

(3) P汚泥による回分実験と連続流実験 実際の都市下水中には炭水化物と同様にタンパク質として検出される有機物成分が少量に含まれている。そこでタンパク質について、汚泥内蓄積とそれの代謝に伴う生物増殖という現象が炭水化物と同様に取り扱えるかを検証するために、ペプトンを制限基質とした回分実験、連続流実験を行った。回分実験の結果を図-6~8に示す。基質除去と汚泥内基質蓄積、およびそれに伴う生物増殖との関係はG汚泥の場合と同様である。これは、液相中ペプトンの取り込み速度が、グルコースに比較して遅く、汚泥内部での基質代謝速度はG、P各汚泥とも同様であることを意味する。この為、図-1でみられるように(初発グルコース 400 mg/l の場合) S/X の増大に伴う液相中グルコースの取り込み速度の急激な低下といった現象はP汚泥-ペプトン基質では生じなかった。すなわち、G汚泥-グルコース基質では基質除去の律速段階は、おおむね汚泥内基質代謝過程にあり、P汚泥-ペプトン基質では液相中基質の汚泥内取り込み過程にあると言える。連続流実験の結果を図-9に示す。 μ が 0.6 day^{-1} 以下では基質の供給が代謝においつかず汚泥内に基質はほとんど蓄積しない状態であり、 μ が 0.6 day^{-1} 以上でようやく液相からの基質の取り込みが代謝においつき、汚泥内基質蓄積量が増加していると考えられる。

4. あとがき

以上のように回分実験と連続流実験の両方を行うことにより、グルコースを基質とした場合の生物比増殖速度は汚泥内基質蓄積量を変数とするMonod型の関数で近似できることがわかった。しかし、タンパク質を基質とした場合は、その汚泥内部への取り込み速度が遅く、蓄積量も小さいため同じように取り扱えるかどうかさらに検討の必要があると思われる。

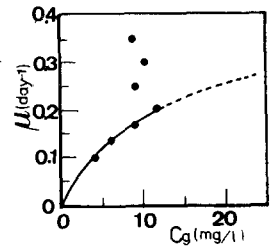


図-4 液相中グルコースと μ の関係

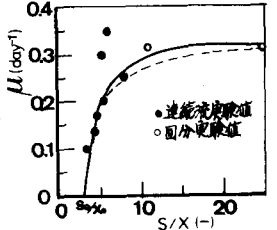


図-5 μ と S/X の関係

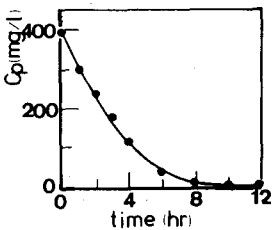


図-6 液相中ペプトンの変化

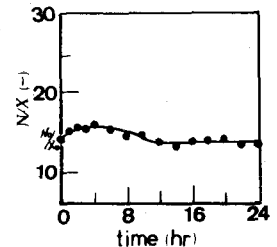


図-7 P汚泥・ N/X の変化

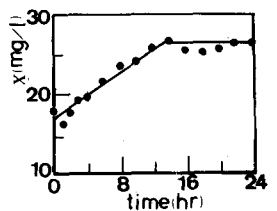


図-8 P汚泥・ X の変化

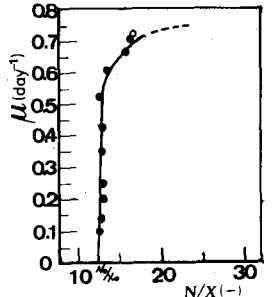


図-9 μ と N/X の関係