

## 核酸による好氣的消化過程の考察

## OBSERVATIONS ON AEROBIC DIGESTION PROCESS BY NUCLEIC ACIDS

金子 光 美\*

By Mitsumi Kaneko

## 1. 緒 言

混合微生物集団の好氣的かつ栄養量不足の条件下における生物量の把握は、水質制御の観点から、自然水中の微生物の増殖、活性汚泥の長時間ばっ気の際の生物量、活性の変化の解明に必要なことである。

一般に微生物体の重量の減少に働く現象には内生呼吸と細胞の死に基づく自己消化がある。微生物の微細構造の維持に必要な物質代謝を内生呼吸とするならば、微生物の死と自己消化は内生呼吸期のつぎに継起する現象であるが、取扱いを簡単にするためにいままでは両者を一括して微生物分解として表現することが多かった<sup>1-3)</sup>。

一方, Urba は *Bacillus cereus* を用いた実験で内生呼吸期ではたんぱく質の turn-over 率は高くなるがその間は細胞の崩解はほとんど起らないことを明らかにし<sup>4)</sup>, Strang らは *Aerobacter aerogenes* を飢餓状態におくと、細胞成分の分解によって細胞重量は減少するが生菌数は変化しないという結果を得ている<sup>5)</sup>。

微生物の増殖は一般に式 (1) のように自触媒的に表わすことができる。

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \dots\dots\dots(1)$$

ここで、 $X$ : 単位容量当りの微生物量

$\mu$ : 増殖速度定数 (1/hr)

基質が制限要因になるぐらいに減少してくると  $\mu$  の値も小さくなり、 $\mu$  と制限基質濃度との関係は Monod による式 (2) の実験式が広く採用されている<sup>6)</sup>。

$$\mu = \frac{\mu_{\max} C}{K_S + C} \dots\dots\dots(2)$$

ここで、 $\mu_{\max}$ :  $\mu$  の最大値 (1/h)

$C$ : 基質濃度 (mg/l)

$K_S$ : 定数,  $\frac{1}{2} \mu_{\max}$  のときの基質濃度

自然水中には微生物の炭素源やエネルギー源となる物質の濃度が低いので湖沼などでは微生物群の一部は休止の状態が存在し、また排水とともに自然水域に混入した微生物群はただちに飢餓状態におかれると考えられるが<sup>7)</sup>, 非常に遅い増殖速度ながら連続的な増殖が行われていることも事実と思われる<sup>8)-10)</sup>。活性汚泥の長時間エアレーションによる処理や余剰汚泥の好氣的消化の場合は湖沼の混合微生物群と生物濃度に関しては大きく異なるが増殖速度が低いことおよび微生物量の減少速度が重要な意味をもっている点については大差ない。

内生呼吸期ではみかけの微生物の増加はないから式 (1) は式 (3) のように表わすことができる。

$$\frac{dX}{dt} = -K_e X \dots\dots\dots(3)$$

ここで、 $K_e$ : 内生呼吸定数 (1/hr)

内生呼吸期から始まる系としては余剰汚泥の好氣的消化や自然水域に排水あるいは投棄によって微生物が混入した場合が考えられる。これら内生呼吸相に置かれた微生物が押し出し流れ的に時間の経過とともに変化するならば式 (3) を積分して式 (4) のように表わすことができる。

$$X_t = X_0 e^{-K_e t} \dots\dots\dots(4)$$

ここで、 $X_t$ :  $t$  時間後の微生物量

$X_0$ : 内生呼吸期初期の微生物量

いま、混合微生物集団が内生呼吸期を経て死滅分解の過程に入ると仮定し、もしなんらかの細胞成分によって内生呼吸期の終期を予測できるとすれば式 (4) を変形した式 (5) で表わされる時間は活性汚泥法における返送汚泥の再エアレーション時間の最大値、あるいは自然水域での微生物集団の抵抗性 (生命保持力) の目安となる。

$$t_{et} = -\frac{1}{K_e} \log \frac{X_{et}}{X_0} \dots\dots\dots(5)$$

ここで、 $t_{et}$ : 内生呼吸期の期間

\* 正会員 国立公衆衛生院衛生工学部

$X_{el}$ ：内生呼吸期の終期の生物量

このように生物量減少の現象を生内呼吸期と生物分解期に分けることの可能性について検討した。

## 2. 実験方法

### (1) 使用微生物群

活性汚泥として名古屋市名城処理場の返送汚泥およびグルコース、グルタミン酸ナトリウム、酢酸アンモンを有機源とした人工下水に馴致した活性汚泥を使用した。また微生物濃度希薄系に関する実験では人工下水馴致の活性汚泥をブレンダーでフロックを破壊し、懸濁状にしたものを使用した。

### (2) 実験条件

活性汚泥の内生呼吸相に関する実験は、活性汚泥を適当濃度にして 15 l のガラスシリンダーにとり BOD 希釈水で 10 l とし、6 l/min の空気量でエアレーションして好氣的消化の状態にし、経時的にサンプリングして汚泥重量、たんぱく質、炭水化物、DNA、RNA を測定した。希薄系の場合も活性汚泥のときとほぼ同様であるが、空気量を微生物の均一分散可能程度に減じ、そして適時、平板培養による生菌数、浮遊物量（微生物重量）、DNA、RNA を測定した。水温は 20~25°C の範囲であった。なお、DNA はデオキシリボ核酸といわれるもので主として細胞核に存在し遺伝情報を担うものであり、RNA はリボ核酸の略名でたんぱく質の生合成において重要な役割を果すものである。

### (3) 測定方法

たんぱく質は粗たんぱくとしてケールダール法より求めた窒素量を 6.25 倍して求めた。炭水化物は 30% KOH で約 30 分間加熱分解して、アンスロン法により定量し、グルコースとして表わした<sup>11)</sup>。微生物重量は、活性汚泥については遠心分離法、希薄系の場合は 0.45 μ のメンブランフィルターによるろ過法で乾重量として求めた。DNA、RNA については著者が活性汚泥中の核酸量の定量法に関して検討した方法によって分析した<sup>12)</sup>。

## 3. 実験結果および考察

図-1 は名城処理場の返送汚泥、図-2 は人工下水馴致の活性汚泥の基質添加後 24 時間経過した汚泥を実験方法に述べた方法によって好氣的消化の状態で 20 日間エアレーションした場合の汚泥成分の変化を示したものである。両汚泥ともに浮遊物量 (SS) は最初の 5~6 日

間で約 40% が減少するが、その後 14 日間では 6 日後の残存量の 20% が除去されるにすぎない。これは加藤<sup>1)</sup>、村田<sup>2)</sup>、中西<sup>13)</sup> などの研究結果と同じ傾向を示すものである。SS が式 (3) にしたがって減少すると考えると、初期の急激減少期において名城処理場のもので 0.03/日、人工活性汚泥で 0.04/日の減少速度定数が得られる。村田は SS の減少速度定数として 0.02~0.05/日、VSS の減少速度定数として 0.03~0.06/日を得ている<sup>2)</sup>。中西はトータルオキシデーション法の施設から VSS の減少速度定数 0.005~0.02/日を求めた<sup>13)</sup>。Benedek らは SS について 0.057、VSS について 0.061 の減少速度定数を報告している<sup>3)</sup>。

このように活性汚泥について SS の減少速度定数は 0.05 前後の値が得られているが、汚泥構成成分の変化についての報告は乏しい。中西は炭水化物や脂肪など

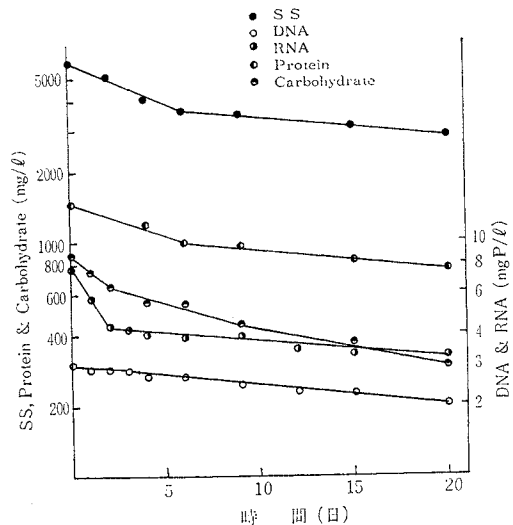


図-1 名城処理場返送汚泥の成分の空ばっ気における時間的変化

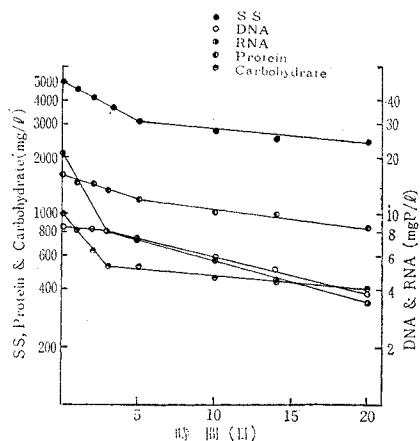


図-2 人工活性汚泥の成分の空ばっ気における時間的変化

はつねに減少するが、たんぱく質は混合微生物集団の succession のため減少速度は小さいと述べている<sup>13)</sup>。Komolrit らは 12 時間内生呼吸状態にした実験で、最初の数時間で炭水化物は急激に減少するがたんぱく質は変化しないことを示した<sup>14)</sup>。そのほか Gaudy ら、滝井は特に内生呼吸期の変化に注目した実験ではないが、内生呼吸期に相当するところで同様な結果を得ている<sup>15), 16)</sup>。

図-1, 2 からわかるように上述のような炭水化物の急減が確認されたが、2~3 日後からの減少はゆるやかになる。減少状態が式 (3) にしたがうとして炭水化物の減少速度定数を求めると名城処理場のもので 0.07/日、人工汚泥で 0.09/日となり SS の場合と比較して 2 倍ほど大きくなる。たんぱく質は SS とほぼ同じように減少し、両汚泥とも 0.03/日の減少速度定数である。

核酸の減少過程は DNA と RNA ではまったく異なり、DNA は最初の 2~3 日間はほとんど減少しなく、その後しだいに減じてゆくのに反し、RNA は初期に急激に減少し、2~3 日後からゆるやかに減少してゆく。初期における減少速度定数は DNA, RNA について、名城処理場の汚泥ではそれぞれ 0.01, 0.12, 人工汚泥では 0.01, 0.14 であった。

これらのことからわかることは、SS の減少状態は汚泥構成成分のうち大きな比率を占めるたんぱく質の減少状態の影響をうけて、両者とも同じような減少速度定数を有すること、RNA の減少がもっとも急激であり、DNA は RNA が急激に減少しているときはほとんど減少しないこと、などである。そこで、DNA が混合微生物集団の生物量の指標とすれば<sup>12), 17)</sup>、基質無添加の状態では空っぽ気をうける、いわゆる好気性消化の過程の最初の 2~3 日間は、たとえ微生物種の succession はあるにしても、混合微生物集団としての内生呼吸期に相当し、その後 DNA が一次反動的に減少する過程が微生物

物の分解を伴う自己消化の段階と仮定することができる。

この仮定に基づけば活性汚泥の活性度は自己消化段階に入る時期を境にして変化することが予想される。図-3 は人工汚泥について、中西の方法<sup>13)</sup>によって基質除去活性および呼吸活性度を測定したものである。いずれの活性も 2 日を境にして減少しているが、同じ現象を中西も報告している<sup>13)</sup>。これは内生呼吸期の期間あるいは自己消化の開始の時期を核酸によって予測できることを活性の面から裏付けしていることを意味する。

多くの研究者は純粋培養において、細菌のたんぱく質は増殖状態ではほとんど turnover せず、内生呼吸状態で 5~7%/h の turnover を示すが見かけ上の分解は少ないことを認めている<sup>4), 18)~21)</sup>。RNA も増殖状態ではほとんど turnover しないが内生呼吸状態になると RNA 量は急激に減少することが知られているが、Mandelston らは *E. coli* を用いて、リボソームのたんぱく質と RNA が分解してそれぞれアミノ酸とヌクレオチドになり、アミノ酸は内生呼吸期の酵素合成に用いられると述べている<sup>22)</sup>。これらの現象が活性汚泥のような混合微生物の集団としての挙動の中にも起こるため図-1, 2 のようにたんぱく質の緩減と RNA の急減となって表われ、換言すれば、これらの現象も好気性消化過程の初期は内生呼吸期であることの一証と考えられる。

自然水域における微生物の挙動と関連して、上述の仮定に立って微生物の希薄な系について調べたのが図-4 である。この実験に用いた微生物集団は 6 時間は菌数変化がみられず、この期間が内生呼吸相であることを示す。この間は DNA は減少せず、RNA は急減するが、生菌数が減少するころより DNA は減少し、RNA の減少は鈍る。すなわち、希薄系であるため生菌数測定が容易かつ信頼度が増すため、この方法によってより直接的に核酸の動向によって内生呼吸期間を推定できることを示していると思われる。

微生物濃度の濃厚な系 (図-1) と希薄な系 (図-4)

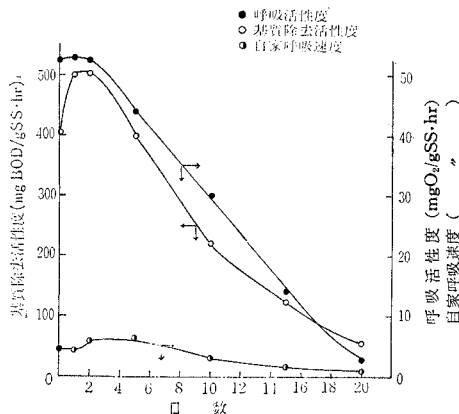


図-3 好気性消化過程と呼吸活性度、自家呼吸速度および基質除去活性度の関係 (試料:人工活性汚泥)

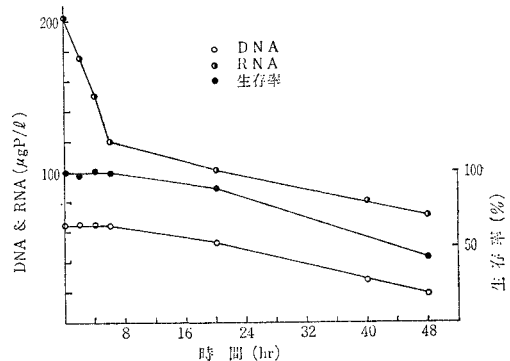


図-4 内生呼吸期におかれた混合微生物集団の変化 (希薄系)

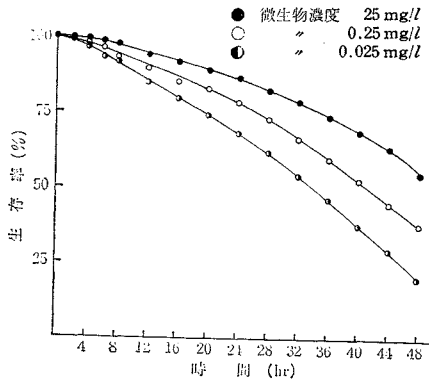


図-5 希薄系混合微生物集団の飢餓状態における生存率と微生物濃度の関係

の間で異なることは内生呼吸期間が前者では 2~3 日であり、RNA の減少速度定数が 0.14/日であるのに反し、後者では数時間で分解期に達し、かつ RNA 減少速度定数が 1.04/日と大きいことである。そこで、微生物の濃度が異なること自体が微生物の消長に関係してくることが考えられる。図-5 は希薄系において微生物濃度を 3 段階に変えたときの結果であるが、微生物の水中での生存率は微生物濃度の影響を受け、濃度が小さくなるほど内生呼吸相は不明りょうとなり、死滅速度が大となる。このような結果は Postgate<sup>9)</sup>ら、Meyrath<sup>23)</sup>、Jannasch<sup>10), 24)</sup>などが純粋培養菌によって得ている。

このような微生物の密度効果は活性汚泥の好気性消化の場合でも考えられる<sup>1), 25)</sup>。図-6 は名城処理場の返送汚泥を濃度を変えてエアレーションし、経時的に SS と RNA を追跡したものである。やはり密度効果が表われ、希薄系の場合と同様に初期の微生物濃度が小さいほど内生呼吸期、分解期の減少速度が大きくなる。減少速度定数と RNA 濃度の関係は図-7 のようになり、両者

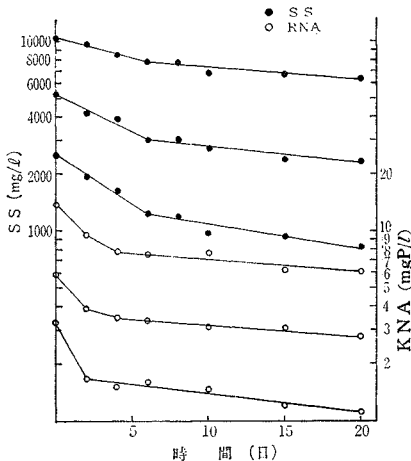


図-6 好気性消化過程と汚泥濃度の関係 (試料：名城処理場の返送汚泥)

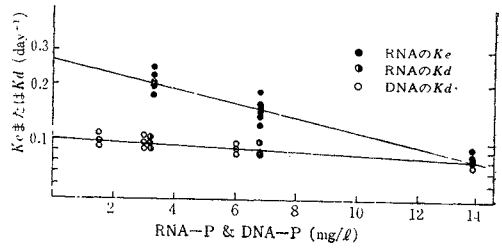


図-7 好気性消化過程初期の RNA, DNA 濃度と内生呼吸期および分解期の減少速度定数 ( $K_e$  および  $K_d$ ) の関係 (試料：名城処理場の返送汚泥)

の関係を一次反応として表わすと式 (6) のように表わされる。

$$\log \frac{K_{e \cdot R}}{K_{e \cdot R_0}} = -a_e(\text{RNA})_e \dots \dots \dots (6)$$

ここで、 $K_{e \cdot R}$ ：内生呼吸期の RNA 減少速度定数 ( $\text{day}^{-1}$ )

$K_{e \cdot R_0}$ ：( $\text{RNA})_e=0$  における  $K_{e \cdot R}(\text{day}^{-1})$

$(\text{RNA})_e$ ：内生呼吸期初期の RNA 濃度 ( $\text{mgP/L}$ )

$a_e$ ：係数

$K_{e \cdot R_0}$  は図-7 の縦軸の切片に相当し、実際には  $(\text{RNA})_e=0$  はあり得ないので、十分に希薄された状態の  $(\text{RNA})_e$  に対応すると考えられる。

また、内生呼吸期のあとの微生物分解期における RNA 減少速度定数と RNA 濃度の関係は係数を  $a_d$  とすると式 (6) と同様に表わすことができる。 $a_e$  あるいは  $a_d$  はそれぞれ内生呼吸期および分解期を RNA 減少で表現した微生物の密度効果を表わすものと考えられる。名城処理場の汚泥については、図-7 の結果より  $K_{e \cdot R_0}=0.265/\text{日}$ 、 $a_e=0.037$ 、 $K_{d \cdot R_0}$  (十分に希薄にされたときの微生物分解期における RNA の減少速度定数) $=0.102/\text{日}$ 、 $a_d=0.007$  となる。

人工下水馴致の活性汚泥については、実験室的規模では図-7 のような実験を繰返すほどの汚泥が得られないので密度効果を表わす係数を求めることはできなかった。しかし、図-4 の実験は初期の RNA 濃度が  $0.20 \mu\text{g/l}$  ほどの希薄であるので、このときの  $K_{e \cdot R}$  を  $K_{e \cdot R_0}$  と仮定し、図-2 の実験の  $(\text{RNA})_e=21 \text{ mg/l}$ 、 $K_{e \cdot R}=1.04/\text{日}$  との間の 2 点プロットから  $a_e$  をおおまかに推定すると  $a_e=0.04$  となり、混合微生物集団の生物相は変わっても密度効果を表わす係数はほぼ等しいことが推測される。

式 (5) の  $X_0$  および  $X_{et}$  に  $(\text{RNA})_e$ 、 $(\text{RNA})_{et}$  をそれぞれおき換え、式 (6) を代入すると式 (7) のようになる。

$$t_{et} = -\frac{1}{K_{e \cdot R_0} \cdot 10^{-a_e(\text{RNA})_e}} \cdot \log \frac{(\text{RNA})_{et}}{(\text{RNA})_e} \dots \dots (7)$$

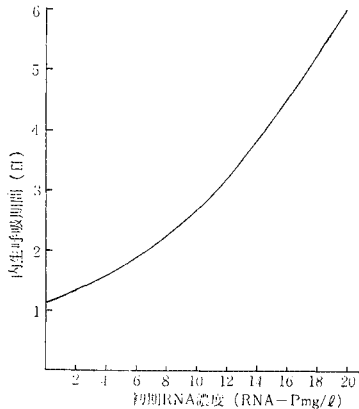


図-8 内生呼吸期の初期 RNA 濃度と内生呼吸期間の関係 (試料：名城処理場の返送汚泥)

ここで、 $(RNA)_{et}$ ：内生呼吸期終期の RNA 濃度

図-4, 6 より内生呼吸期終期の RNA 濃度は初期濃度の 1/2 であるから、 $(RNA)_{et}/(RNA)_e=1/2$  として  $t_{et}$  を求めると図-8 のごとくなる。これは活性汚泥をエアレーションにより好氣的に維持した場合の内生呼吸期間を示すものである。エアレーションタンクにおける RNA 濃度の最大値は 2~6 mgRNA-P/l であり、また処理場の返送汚泥中の RNA 濃度は 10 mgRNA-P/l 程度であるので<sup>26), 27)</sup> 図-8 より、汚泥を 2 日間以上エアレーションすることは、消化を目的とする場合はよいが、再ばっ気による活性化を目的とする場合はエアレーション過多となることわかる。

一方、図-4, 8 からわかるように混合微生物集団の種類が変わっても、希薄な状態ではほぼ 1 日以内に分解期に達し細菌数は減少してゆく。しかし、湖沼などの自然水域において、現実に細菌類が検出され、少ない基質を利用して分裂していると考えられている<sup>8), 9), 10), 24)</sup>。河合は  $^{32}PO_4$  の菌体 DNA への取り込み速度から湖沼中の細菌の分裂時間を 10~20 時間であると報告し<sup>28)</sup>、Jannasch は自然水中の細菌の分裂時間は 20~200 時間と述べている<sup>24)</sup>。

そこで、基質および微生物濃度の希薄な系におけるこれらの動向をみるために次のような実験を行った。すなわち、池の水 10 l をガラス水槽にとり、そのまま長時間放置し、適時水を取り、細菌量、総生産量、細菌呼吸量、BOD<sub>5</sub> を測定した。この水中の生物相は微小藻類と細菌類であり、水および栄養源の出入れはまったくなく、蒸発量に相当する水量を蒸留水で補った。この結果は表-1 のごとくである。Baschnagel ら<sup>29)</sup>、金子<sup>17)</sup> は基質濃度が低い場合、内生呼吸も含めた細菌の収量係数が約 0.3 であることを報告しているので、この場合もこの程度の収量係数があるとすれば、表-1 の細菌量は増殖と死滅分解が重なったものと考えることができ、式

表-1 池の水をガラス水槽に放置した場合の分析値 (水温 14±1°C)

試料採取の経過日数	細菌量 (mg/L)	総生産量* (mg (as glucose) /l/day)	細菌呼吸量** (mg (as glucose) /l/day)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)
0	0.12	0.76	0.28	3.5
3	0.10	0.88	0.43	3.3
6	0.14	1.00	0.43	3.8
9	0.11	0.80	0.35	3.3
12	0.14	0.90	0.35	4.0
平均	0.12	0.87	0.37	3.6

\* 総生産量 = (明びんの溶存酸素量の変化) + (暗びんの溶存酸素量の変化)

\*\* 試水を 8 μ のメンブランフィルターで濾過したものを細菌のみを含む水と仮定して酸素びんにつめ、溶存酸素量の変化より求めた。

(8), (9) が成り立つ。

$$\frac{dB}{dt} = (\mu - K_d)B \dots \dots \dots (8)$$

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{1}{Y}\mu B + P + \alpha K_d B \dots \dots \dots (9)$$

ここで、B：細菌量 (mg/l)

$K_d$ ：細菌分解速度定数 (day<sup>-1</sup>)

Y：収量係数 (ΔB/ΔC)

P：光合成によって生じるところの微生物が利用できる基質量 (mg/l)

α：分解した細菌が溶解性基質に変化する割合

系が定常状態なら  $dB/dt=dC/dt=0$  であるから式 (8), (9) から式 (10) が得られる。

$$P = K_d B \left( \frac{1}{Y} - \alpha \right) \dots \dots \dots (10)$$

この実験の細菌濃度 ( $3 \times 10^6$ /ml) 程度では細菌より溶出してくる BOD 値がほとんど 0 であったので  $\alpha=0$  とし、P として細菌呼吸量、C に対して BOD<sub>5</sub>、Y に 0.3 を代入すると  $K_d=0.925$ (day<sup>-1</sup>) となる。

$$0.37(\text{mg/l/day}) = K_d \times 0.12(\text{mg/l}) \times 1/0.3$$

$$\therefore K_d = 0.925$$

これから分裂時間を求めると 26 時間となる。これは間接的に求めた水中細菌の分裂時間の概算であるが河合<sup>28)</sup>、Jannasch<sup>24)</sup> の結果と合せて考えて湖沼のような基質および微生物濃度が希薄な系での微生物の分裂時間は数十時間であると考えられる。図-7 より名城処理場の汚泥の DNA 分解速度定数は十分に希釈された場合は  $K_d=0.004/h$  であり、人工汚泥の場合は図-4 より推定して  $K_d=0.016/h$  である。 $\mu=K_d$  としてこれらの汚泥の分裂時間を計算するとそれぞれ 250, 62.5 時となるが図からわかるように菌数は減少しており、たとえ細胞分裂がおきても分裂時間はさらに長時間を要するものと思われる。これは活性汚泥構成細菌群が処理と異なる環境におかれたため、自然水中に一般に存在する菌種に比べて自然水中での生存が不利であることに起因

すると思われる。

ゆえに余剰汚泥のごとき混合微生物集団を自然水域のようなその微生物集団にとって異種な環境に投棄した場合、約1日以内に内生呼吸期を経過し、その後、集団としては  $K_d=0.004\sim 0.016/h$  の分解速度定数で一次反応的に分解してゆき、たとえ混合微生物集団の中に新しい環境に適する種類の微生物がいるとしても基質濃度が低いため式(2)より、 $\mu$  の値が小さいので  $\mu < K_d$  となって微生物が減少するか、あるいは表-1のごとく BOD 3 ppm ぐらいの水中では  $\mu=K_d=0.039(h^{-1})$  となって一定してくると考えられる。

微生物集団量減少からみた自然水系とエアレーションタンク(あるいは再ばっ気槽)との根本的な条件の差異の1つとして微生物濃度が異なることがあげられ、後者では内生呼吸期を経て微生物分解期に達するまでの期間が日(day)のオーダーであるが、自然水域のように微生物濃度の希薄な系では(hr)のオーダーである。ただ自然水域の場合は余剰汚泥のようなものを投棄する場合とその自然水域に適した微生物とでは内生呼吸期間や死滅分解速度に差があると考えられ、後者では  $\mu=0.039(h^{-1})$  程度の増殖速度定数と微生物分解速度定数がつり合って微生物が生存している。一方余剰汚泥のごとき微生物集団を自然水域のようなその微生物集団にとって異種な環境に投棄した場合、約1日以内に内生呼吸期を経過し、その後、集団としては  $K_d=0.004\sim 0.016/h$  の分解速度定数で一次反応的に分解してゆき、たとえ混合微生物集団の中に新しい環境に適する種類の微生物がいるとしても基質濃度が低いため式(2)より、 $\mu$  の値が小さいので  $\mu < K_d$  となって微生物が減少するか、あるいは表-1のごとく BOD 3 ppm ぐらいの水中では  $\mu=K_d=0.039(h^{-1})$  (増殖と死滅がつり合っている) となって一定してくると考えられる。

このように微生物の消化過程は微生物濃度に影響されるが、この密度効果の原因については微生物自身の分泌するある成長因子が関係していることも考えられるが、これからの研究課題である。

また、余剰汚泥を海洋投棄する場合は微生物量が十分希釈された状態に相当するから、投棄時の1/100に微生物量が減少すれば十分に減少されたと仮定し、 $K_d=0.004\sim 0.016/h$  を式(4)に代入して1/100に減少する時間を求めると5~21日となる。これは、内生呼吸期間は短いから海流による移送を考えずに、一度投棄した汚泥が十分減少してからつぎの投棄を行うまでに要する期間に相当すると思われる。本実験は淡水を用いたもので、海水については今後検討しなくてはならないが、杉木<sup>30)</sup>が大腸菌群の海水放流に関する文献から整理して求めた  $K_e(0.4\sim 0.6)$  と Geldreich<sup>31)</sup> が淡水を用いて、

腸内細菌の減少を調べた結果と大差ないことから活性汚泥についても淡水と海水とでは細菌減少に対する効果は大差ないと思われる。たとえ差があっても浸透圧や海水には殺菌効果があるという意見もあり<sup>30)</sup>、 $K_e$  が  $0.004\sim 0.016/h$  より小さくならない。すなわち減少率99%に達する日数は5~21日より大きくなることはない。

一方、好気性消化法は汚泥処理として行われるものであるから汚泥量の減少に注目すると図-6より汚泥重量指標としてのSSの減少状態も初期のSS濃度に関係するがいずれの濃度でも6日まで急激に減少し、それ以後の減少量は少ない。またそのころは大腸菌群もほとんど検出されなかつたので約1週間のエアレーションで衛生的に安全でかつ汚泥量を減少させる好気性消化の目的が達せられる。図-9は初期SS濃度と6日目までのSS減少速度定数の関係を示したものであるが、これより両者の関係を式(6)と同様に式(11)のごとく表わすことができる。

$$\log \frac{K_e}{K_{e0}} = -a_s X \dots\dots\dots(11)$$

ここで、X: SS で表わした活性汚泥濃度 (mg/L)

$K_{e0}$ : SS=0 における  $K_e(\text{day}^{-1})$

$a_s$ : 密度効果を表わす係数

$K_{e0}$  は図-9の縦軸の切片に相当し、十分希薄された状態のSSに対応すべきものと考えられる。図よりわかるようにSS濃度が低ければSS減少速度は大きい、6日間で減少するSSの絶対量はSS濃度が高いときに比べて小さい。しかし、好気性消化槽を大きくとれば高濃度のときに相当するSS除去量が得られる。いまSS初期濃度を  $X_1$  および  $X_1$  の  $n$  倍の  $X_n$  とし、好気性消化期間(6日間)のSS減少量を  $\Delta X_1, \Delta X_n$ 、SS減少速度定数をそれぞれ  $K_{e1}, K_{en}$  とすると  $\Delta X_1, \Delta X_n$  は式(12)、(13)のようになる。

$$\Delta X_1 = X_1(1-10^{-K_{e1}t}) \dots\dots\dots(12)$$

$$\Delta X_n = X_n(1-10^{-K_{en}t}) \dots\dots\dots(13)$$

$X_1$  の場合に消化槽容量を  $m$  倍すると好気性消化期間におけるSS減少絶対量が  $X_n$  の場合と等しいとする

$$m \Delta X_1 = m X_1(1-10^{-K_{e1}t}) \dots\dots\dots(14)$$

$m \Delta X_1 = \Delta X_n$  だから

$$m = \frac{X_n}{X_1} \frac{(1-10^{-K_{en}t})}{(1-10^{-K_{e1}t})} \dots\dots\dots(15)$$

となる。あるいは式(15)を簡略化するため

$$\log \frac{X_1 - \Delta X_1}{X_1} = \log \left( 1 - \frac{\Delta X_1}{X_1} \right) \dots\dots\dots(16)$$

式(16)を Taylor 展開して式(18)の近似式を得る

$$\log \left( 1 - \frac{\Delta X_1}{X_1} \right) = -\frac{\Delta X_1}{X_1} - \frac{1}{2} \left( \frac{\Delta X_1}{X_1} \right)^2 \dots\dots \approx -\frac{\Delta X_1}{X_1} \dots\dots\dots(17)$$

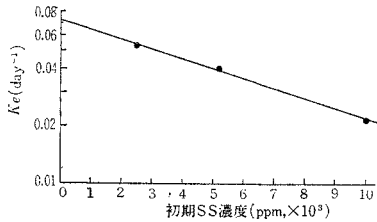


図-9 初期 SS 濃度と SS 減少速度定数 (Ke) の関係

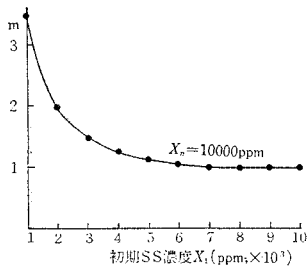


図-10 初期 SS 濃度と好氣性消化槽容量比の関係

$$m = \frac{X_n K_{en}}{X_1 K_{e1}}$$

$$\therefore \frac{\Delta X_1}{X_1} = K_{e1} \cdot t \text{ または } \frac{\Delta X_n}{X_n} = K_{en} \cdot t \dots\dots (18)$$

式 (18) を式 (15) と同様に取り扱うと下式 の ようになる。

$$m = \frac{X_n K_{en}}{X_1 K_{e1}} \dots\dots (19)$$

式 (19) にしたがって  $X_n = 10\,000$  ppm の場合について  $X_1$  と  $m$  の関係を求めると図-10 のごとくなる。汚泥濃度が 6 000 ppm 以上になると  $m$  がほぼ 1 となり汚泥濃度にかかわらず消化槽当りの汚泥減少量がほとんど等しい。換言すれば汚泥濃度 6 000 ppm 以上のときは同じ好氣性消化槽容積において汚泥濃度が低いほど汚泥除去率を高くすることができる。しかし、別の見方をすれば汚泥濃度を低くすることは、それだけ汚泥液容量が大きくなる。すなわち、それだけ消化槽容積を大きくする必要があるのである。一定の汚泥重量に対して同量の汚泥減少させる場合 (式 (20), (21) を同時に満足する場合) の汚泥液容量比と処理時間の関係を求めると

$$X_1 \cdot Q_1 = X_n \cdot Q_n \dots\dots (20)$$

$$\Delta X_1 \cdot n Q_n = \Delta X_n \cdot Q_n \dots\dots (21)$$

ただし  $Q_1 = n Q_n$

ここで、 $Q_1, Q_n$  :  $X_1, X_n$  における汚泥液容量 ( $m^3/day$ )  
式 (18) より式 (22) が得られる。

$$n = \frac{X_n \cdot K_{en} \cdot T_n}{X_1 \cdot K_{e1} \cdot T_1} \dots\dots (22)$$

ここで  $T_1, T_n$  :  $Q_1, Q_n$  におけるエアレーション時間 (day)

汚泥濃度が 6 000 ppm 以上になると  $X_n \cdot K_{en} / X_1 \cdot K_{e1} = 1$  であるから式 (23) のようになる。

$$n = \frac{T_n}{T_1} \dots\dots (23)$$

すなわち、一定の容積の槽において 1 日当りの汚泥減少絶対量を一定とするなら、汚泥濃度を低くして汚泥液容量を大きくしても、また濃度を高く容量を小さくしてもほぼ同じ結果が得られることになる。

好氣性消化汚泥を種として連続的処理する場合の解析は今後の課題であるが、好氣性生物を好氣性生物によって消化することはもともと代謝パターンが嫌氣性生物によって処理する場合に比して類似している生物を用いるため加藤の報告のようにバッチ法と連続法では得られる結果に大差がなく、上述の考察が連続法に大略適用できると考えられる。

#### 4. 要 約

活性汚泥のような混合微生物集団の栄養源不足条件下における状態を細胞成分の変化から考察し、いわゆる好氣性消化の過程を内生呼吸期と細胞分解期に区別し、エアレーション時間の最大限、自然水中における混合微生物集団の挙動を調べたが結果を要約すれば次のとおりである。

(1) 活性汚泥を好氣性消化の過程におくと汚泥重量は初め一次反動的に減少し (式 (3)), 最初の 5~6 日間で約 40% が減少する。この間に炭水化物は急減するがたんぱく質の減少は少ない。

(2) RNA は最初の 2 日間に急減し、その後の減少量は少ないが、DNA は RNA の減少期にはあまり変化せず、そのあと一次反動的に減少してゆく。

(3) 呼吸活性、基質除去活性、核酸量と生菌数の関係から RNA 急減期が内生呼吸期、DNA 減少期が生物分解期に相当することがわかった。

(4) 内生呼吸期の期間と微生物量減少速度および微生物分解速度は微生物濃度に依存する。この密度効果は RNA 濃度によって式 (6) のように一次反応式で表わすことができ、密度効果を表わす係数  $a_e$  は 0.04 であった。

(5) この密度効果により、汚泥濃度を高くすれば内生呼吸期間は長くなるが、通常の返送汚泥濃度では 2 日間以上エアレーションすると分解期に達し、活性が低下する危険性がある。

(6) 活性汚泥に相当する混合微生物集団を自然水に希薄分散させた場合も活性汚泥の好氣性消化のときと同じ現象がみられるが、微生物濃度が低いいため、1 日以内に内生呼吸期は終了し分解期に入る。

#### 参 考 文 献

- 1) 加藤三千夫：下水汚泥の好氣性消化処理について、水道協会誌 343, 31-35, 1963.

- 2) 洞沢 勇・村田清美・江崎友康：下水汚泥の好気性処理に関する研究，日本水道協会，第11回上下水道研究発表講演集，p. 260, 1963.
- 3) Benedek, P., Farkas, P. and Literáthy, P. : Kinetics of aerobic sludge stabilization, *Water Research*. 6, 91-97, 1972.
- 4) Urba, R.C. : Protein breakdown in *Bacillus cereus* *Biochem. J.* 71, 513-518, 1959.
- 5) Strange, R.E. Dark, F.A. and Ness, A.G. : The survival of stationary phase *Aerobacter aerogenes* stored in aqueous suspension. *J. gen. Microbiol.* 25, 61-76, 1961.
- 6) Monod, J. : The growth of bacterial cultures, *Ann. Review of Microbiol.* 3, 371-394, 1949.
- 7) Novick, A. : Growth of bacteria. *Ann. Rev. of Microbiol.* 9, 97-110, 1955.
- 8) Herbert, D. Elsworth, R. and Telling, R.C. : The continuous culture of bacteria : a theoretical and experimental study, *J. Gen. Microbiol.* 14, 601-622, 1956.
- 9) Postgate, J.R. and Hunter, J.R. : The survival of starved bacteria. *J. Gen. Microbiol.* 29, 233-263, 1962.
- 10) Jannasch, H.W. : Growth characteristics of heterotrophic bacteria in seawater. *J. Bacteriol.* 95, 722-723, 1968.
- 11) Hassid, W.Z. and Abraham, S. : *Methods in Enzymology* Vol. 3 Ed. by Colowisk, S.P., and Kaplan, N.O., Academic Press, 1957.
- 12) 金子光美・金井玲子：活性汚泥の核酸の測定—方法と含有量—，工業用水 102, 7-13, 1967.
- 13) 中西 弘：上下水の酸化処理に関する2, 3の研究，京都大学学位論文，p. 293, 1966.
- 14) Komolrit, K., Goel, K.C. and Gaudy, A.F. Jr. : Regulation of exogenous nitrogen supply and its possible applications to the activated sludge process. *Journal WPCF.* 39 (2), 251-266, 1967.
- 15) Gaudy, A.F., Jr. and Engelbrecht, R.S. : Basic biochemical consideration during metabolism in growing vs. respiring systems. In "Advances in biological waste treatment", 11-26, Pergamon Press London, 1963.
- 16) 滝井 進：活性汚泥によるグリコーゲンの蓄積，日本水処理生物学会誌，4, 6-11, 1968.
- 17) 金子光美：活性汚泥の環境への適応と核酸量の変化，第7回衛生工学研究討論会講演論文集，82-87, 1971.
- 18) Botman, B. and Spiegelman, S. : On the origin of the carbon in the induced synthesis  $\beta$ -galactosidase in *Escherichia coli*. *J. Bacteriol.* 68, 419-429, 1954.
- 19) Koch, A.L. and Levy, H.R. : Protein turnover in growing cultures of *Escherichia coli*. *J. Biol. chem.* 217, 947-957, 1955.
- 20) Halvorson, H. : Studies on protein and nucleic acid turnover in growing cultures of Yeast. *Biochim. Biophys. Acta.* 27, 267-276, 1958.
- 21) Mandelstam, J. : Turnover of protein in growing and non-growing populations of *Escherichia coli*. *Biochem. J.* 69, 110-119, 1958.
- 22) Mandelstam, J. and Halvorson, H. : Turnover of protein and nucleic acid in soluble and ribosome fractions of non-growing *Escherichia coli*. *Biochim. Biophys. Acta.* 40, 43-49, 1960.
- 23) Meyrath, J. and McIntosh, A.F. : Size of inoculum and carbon metabolism in some *Aspergillus* species. *J. gen. Microbiol.* 33, 47-56, 1963.
- 24) Jannasch, H.W. : Estimations of bacterial growth rates in natural waters. *J. Bacteriol.* 99, 156-160, 1969.
- 25) Rohlich, G.A. : Aerobic sludge digestion. *International Journal of Air and Water Pollution.* 4, 106-114, 1961.
- 26) 金子光美・金井玲子：活性汚泥中の核酸量の変化，日本水処理生物学会誌，4, 17-20, 1968.
- 27) 金子光美・金井玲子：活性汚泥の核酸の消長，水処理技術，9, 15-19, 1968.
- 28) 河合 章：海洋，湖沼における細菌の増殖速度の測定法について，動物学会シンポジウムⅢ講演要旨，248-249, 1970.
- 29) Baschnagel-Depamphilis, J. and Hanson, R.S. : Relationship between glucose utilization and growth rate in *Bacillus subtilis*. *J. Bacteriol.* 98, 222-225, 1969.
- 30) 杉木昭典：海中処分，用水廃水便覧，丸善，815-831, (1964).
- 31) Geldreich, E.E. and Kenner, B.A. : Concepts of faecal *Streptococci* in stream pollution. *Journal WPCF.* 41 (8), part 2, R 336-R 352, 1969

(1973.5.10・受付)