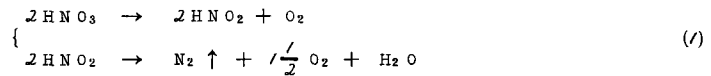


栗田工業 ○宮 地 有 正

杉 本 和 雄

活性汚泥、土壤等に広く存在する脱窒細菌は、廃水中の窒素化合物の除去過程においてみられるように、硝化細菌によつて生成した NO_2^- および NO_3^- を還元して N_2 、 NO 等のガスにするが、この脱窒細菌による NO_2^- および NO_3^- の還元作用は有機化合物の添加により著しく増加し、添加した有機化合物も同時に酸化分解されることが知られている。このように脱窒細菌は、酸素の供給がない場合、 HNO_3 を次式のように HNO_2 を経て最終的に N_2 、 O_2 、 H_2O に還元し、 NO_3^- をガス化するが、この反応において



生成する O_2 は同時に最終的な H-acceptor として有機化合物の酸化分解に利用され、窒素の除去と有機化合物の分解の2つの作用が脱窒細菌により同時におこなわれる。換言すれば NO_2^- および NO_3^- は脱窒細菌による有機化合物の酸化分解の酸素源として利用され、いわゆる硝化呼吸がおこなわれる。

従来より、河川や嫌気性ラグーン池等においては、硝酸塩を添加して腐敗臭を除き、浄化効率を高める試みがおこなわれているが、硝酸塩を酸素源として廃水の生物処理を検討した例は少なく、1952年に牛乳廃水 (dairy wastes) についておこなわれた実験では嫌気的条件下で硝酸塩が利用されなかつたと報告し、一方 McKinney (1957) は醋酸を基質とした場合、活性汚泥により硝酸塩が酸素源として利用されたと報告している他には、廃水処理の分野では予備的な実験例のみのようである。

本報では硝酸塩を酸素源、スキムミルクを基質として、活性汚泥から脱窒細菌を主体とした汚泥を主体とした汚泥を馴養し、この汚泥によるスキムミルク廃水の生物処理法を検討した。

実験はすべて開放系でおこない

- ① 脱窒細菌を主体とした汚泥の増殖量
- ② スキムミルクが十分に酸化分解され無機化する条件
- ③ 生物処理における酸素源としての NO_3^- の必要量
- ④ 汚泥の性状
- ⑤ スキムミルクの分解過程

等について完全混合型の連続培養槽と回分法により検討した。

1. 汚泥の連続培養

完全混合型の連続培養槽では汚泥の物質収支から、次のような関係式が成立する。

$$V \cdot \frac{dS}{dt} = K_1 SV - qS$$

$$\text{または } \frac{dS}{dt} = (K_1 - D)S \quad (2)$$

$$\text{ただし } K_1 = K_m \cdot \frac{x}{x + X} \quad (3)$$

ここに	S ; 槽内の汚泥濃度	$[g/m^3]$
	V ; 培養槽の容量	$[m^3]$
	q ; 廃水量	$[m^3/日]$
	K_1 ; 汚泥増殖係数	$[日^{-1}]$
	K_m ; 汚泥増殖係数の最大値	$[日^{-1}]$
	x ; 槽内の基質濃度	$[g/m^3]$
	X ; 飽和定数	$[g/m^3]$
	D ; 希釈率 $(= q/V)$	$[日^{-1}]$

したがって、脱窒細菌を主体とした汚泥が連続培養できれば、希釈率 D を汚泥の増殖係数の最大値 K_m より小さく設定することにより、培養槽は定常状態 $\frac{dS}{dt} = 0$ に達する。希釈率 D を変えて、得られた各定常状態における汚泥濃度、酸素源として用いた NO_3^- の減少量を測定し、各要因の相互関係を検討した。

1) 実験装置

実験に用いた装置を図-1に示す。連続培養槽は5.0ℓ容量の三角フラスコで、恒温水槽内に浸漬し30℃に保った。廃水は定量ポンプによりフラスコ内に注入されスターラーによつて内部液と攪拌混合される。廃水の注入量と同量の混合液がフラスコの底部を貫通したビニール管より流出する。この装置はいわゆる開放系の完全混合型の連続培養である。

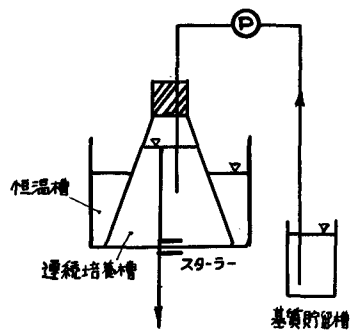


図-1 連続培養の装置

2) スキムミルク廃水

基質として市販のスキムミルク、脱窒細菌の酸素源として $NaNO_3$ を水道水に溶解調整した。廃水の組成を表-1に示す。廃水中には金属塩として $CuSO_4$ 、 $Na_6Mo_7O_{24}$ および $FeCl_3$ 銅、モリブデン、および鉄イオンとして加えた。廃水は貯留槽（30ℓ）に入れ、冷却管により水冷して廃水の温度を5℃以下に保ち、腐敗による

表-1 スキムミルク廃水の組成

基質の変化を防止した。廃水のCODは平均3.190または10.420ppmであつた。

3) 汚泥の馴養

し尿消化脱酸液曝気槽の返送汚泥（粘性汚泥）1.0ℓを連続培養槽に入れ、これにスキムミルク廃水（スキムミルク10g/ℓ）4.0ℓを入れて3日間スターラーで混合液を攪拌した。4日目から同じスキムミルク廃水を2.5ℓ/日の流速で連続注入した。連続運転後3日目から明らかに汚泥の色相が変化した。

スキムミルク	3.0または10.0g
$NaNO_3$	6.3または21.0g
$Cu^{2+} (CuSO_4)$	0.3mg
$Mo^{6+} (Na_6Mo_7O_{24})$	0.3mg
$Fe^{3+} (FeCl_3)$	0.3mg
水道水	1.0 liter

4) 回分法による処理

汚泥の最大増殖係数 K_m を求めるため、汚泥によるスキムミルク廃水の回分処理をおこなった。連続培養槽の混合液から高速遠心分離 (10,000 rpm) により濃縮した汚泥 250 ml を 3.0 l の三角フラスコに入れ、これにスキムミルク廃水 (スキムミルク 3 g/l) を加えて全量を 3.0 l とし、スターラーで攪拌した。なお三角フラスコにはゴム栓を付け、これにガラス管を 2 本挿入してフラスコ内の空気を窒素ガスに置換した。測定は COD ($K_2Cr_2O_7$ 法) および NO_3^- についておこなった。

5) 実験結果

約 1 週間、汚泥の馴養をおこなった後、引き続きスキムミルク廃水 (スキムミルク 10 g/l) を 1 日 2.5 l の割合で連続注入し、流出水中の COD、SS および NO_3^- を測定した。

結果を図-2 に示す。酸素源として利用される NO_3^- は式(1) から計算されるように酸素 6 分子のうち 5 分子のみが有効酸素量として利用されることから、 NO_3^- の 5/6 (83.3%) を有効酸素量 $NO_3^- - O_e$ として表した。図-2 から明らかなように、

培養槽が定常状態に達した 4 日目頃から、処理水の水質に大きな変動がなく、MLSS で示した汚泥量は平均 3,477 (2,300~3,970) ppm

に維持された。流出水の COD (COD_E) は汚泥を含んでいるが、これを高速遠心分離 (10,000 rpm/5 分) した上澄液の COD ($COD_{sol.}$) は溶解成分にもとづいている。 COD_E は平均 4,754 ppm で、流入するスキムミルク廃水の約 46% に相当する。

流出水の $COD_{sol.}$ は平均 2,016 ppm 残留しており、流入廃水の COD 除去率は平均 81.0% であった。この COD_E と $COD_{sol.}$ の差は汚泥にもとづく COD (COD_{SS}) を表しており、以下

の実験では汚泥量をすべて COD 等量 (COD_{SS}) で表わした。

スキムミルク廃水 (スキムミルク 3 g/l) を用いた連続培養の運転結果を表-2 に示す。廃水の滞留時間を 1.08 日から 0.2 日に変えて運転した結果、滞留時間 0.2 日を除き、いずれも処理水質、汚泥量とも図-2 と同様に時間的に変動なく、安定した値を得た。定常状態における廃水の滞留時間 (日) の逆数は式(2) から計算されるように汚泥の増殖係数 K_1 (日⁻¹) に等しい。表-2 から、汚泥の各増殖係数と汚泥生成量 (COD 等量) および酸素源として利用された NO_3^- の有効酸素量 ($NO_3^- - O_e$) との関係を実験して図-3 および図-4 に示す。

表-2 および図-3 から明らかなように汚泥の生成量は汚泥の増殖係数 K_1 が大きい程、したがって廃水の滞留時間が短い程多く、また除去された COD 単位あたりの汚泥生成量も同じ傾向を示している。一方、図-4 および表-2 から明らかなように、有効酸素の消費量は、汚泥の生成量とは逆に、汚泥の増殖係数が大きい程、したがって廃水の滞留時間が短い程、少なくなっている。このことは

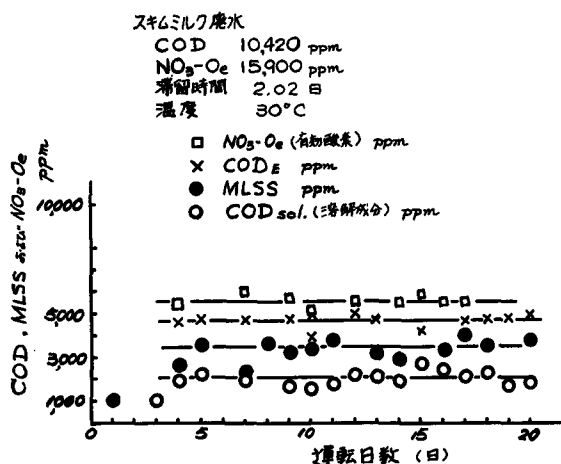


図-2 汚泥の連続培養試験における流出水の性状

表 - 2 スキムミルク廃水の連続培養

スキムミルク廃水 (ppm) 1) COD _{in} NO ₃ -O ₂	廃水の 滞留時間(日)	流出水 (ppm) 2) COD _{sol} , COD _{ss} NO ₃ -O ₂	COD 除去率 (%)	汚泥の 生成量 ⁴⁾	消費された単位 有効酸素量 ⁵⁾
10,420 15,900	2.02	2,016 2,738 5,580	81.0	3.26	1.23
3,159 4,650	1.08	609 1,006 2,120	80.7	39.5	0.99
3,104 4,370	0.60	210 1,202 2,050	93.0	41.5	0.80
3,246 4,325	0.29	238 1,427 2,230	92.0	47.5	0.70
3,255 4,320	0.20	2,020 570 -	-	-	-

1) 有効酸素量 (NO₃-O₂) = NO₃ - N × $\frac{4.8}{14}$ × $\frac{5}{6}$

2) 溶解性成分の COD

3) 汚泥にもとづく COD (COD当量)

4) 汚泥の生成量 = $\text{COD}_{ss} \times 100 / (\text{COD}_{in} - \text{COD}_{sol.})$ %

5) 消費された単位有効酸素量 = $(A - B) / (\text{COD}_{in} - \text{COD}_{sol.})$

A は廃水の NO₃ - O₂.

B は流出水の NO₃ - O₂.

生成した汚泥の 1 部が autolysis にもとづき分解され、酸化されるためと考えられ、この現象は滞留時間が長い程著しくなることを示している。またこの現象は表 - 2 から明らかなように滞留時間 1.08 日および 2.02 日では、流出水の COD_{sol.} が他に比較して高く、式 (3) に一致しないことの説明にもあてはまると思われる。汚泥の分解

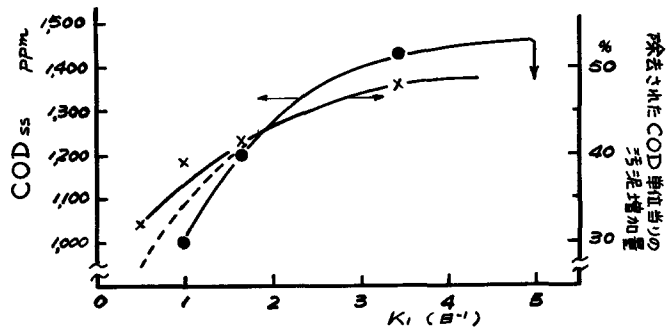


図 - 3 汚泥増殖係数 K_1 と汚泥生成量の関係

により溶出した COD 成分を取除いた場合、滞留時間 1.08 日および 2.02 日における流出水の COD_{sol.} は少なくとも 200ppm 以下となり、したがって除去された COD 単位当りの汚泥生成量および有効酸素の消費量は図 - 3 および図 - 4 中に示す点線に近い値に補正されると考えられる。

表 - 2 中、滞留時間 0.20 日では流出水の COD_{sol.} が著しく増加し、一方汚泥量が減少して定常状態が得られなかつた。このことは汚泥の増殖係数の最大値 K_m が 5.0 日^{-1} よりも小さいことを示している。回分処理における汚泥の対数増殖期では増殖係数 K_1 は最大値 K_m にほぼ等しいと言える。スキムミルク廃水の汚泥による回分処理の結果を図 - 5 および 6 に示す。図 - 6 に示すように対数増殖期における汚泥の増殖速度を $\frac{dS}{dt} = K_m S$ で表わすと増殖係数 K_m は $0.2 / \text{時}^{-1}$ (5.03 日^{-1}) であつた。したがつ

て連続培養においても増殖係数の最大値 K_m が、 5.0 日^{-1} または廃水の滞留時間 0.25 日 に近い値にあると予想される。減衰増殖期における基質の減少速度を次式で表すと

$$\frac{dL}{dt} = K_2 \cdot S \cdot L$$

ここに L : 残留基質濃度 $\text{COD} \text{ (ppm)}$

K_2 : 定数 $[\text{時}^{-1} \cdot \text{ppm}^{-1}]$

図-6 に示すように定数 K_2 は

$1.27 \times 10^4 (1/\text{時} \cdot \text{ppm}_{ss})$ であった。

この値は下水の活性汚泥の $1/2 \sim 1/3$ に相当する。回分処理における汚水の増加量は図-5 および 6 に示すように $1,420 \text{ ppm COD}_{ss}$ の汚泥が 8 時間後に $2,980 \text{ ppm COD}_{ss}$ に増加し、反対に廃水の COD_{sol} は $3,420 \text{ ppm}$ から 625 ppm に減少した。除去された COD 単位当りの汚泥の増加量は COD 当量で 0.55 であった。

6) 考察

連続培養槽で運転したスキムミルク廃水の汚泥負荷量は最小 $1.90 \text{ kg COD/kg} \cdot \text{ss} \cdot \text{日}$ (滞留時間 2.02 日)、最大 $7.85 \text{ kg COD/kg} \cdot \text{ss} \cdot \text{日}$ (滞留時間 0.29) で、従来の活性汚泥法に比べ、高負荷で運転された。汚泥はクリーム色で比較的大きなフロックが一部形成された。自然沈降のみでは上澄液が懸濁しており、 $8,000 \sim 10,000 \text{ rpm}$ の高速遠心分離で初めて清澄な上澄液が得られた。汚泥は比較的槽壁に付着しやすく、3~5 日おきに連続培養槽の壁に付着した汚泥を落とす必要があつた。

顕鏡によると、フロックの周辺に多数の細菌が見られ、細菌には数種の形状が分別でき、分裂中の酵母も見られた。

連続培養槽では滞留時間 0.20 日 で汚泥が著しく減少し、定常状態が得られなかつたことから、汚泥の増殖係数の最大値 K_m は $5.0 (\text{日}^{-1})$ 以下であると考えられる。また回分法においては、対数増殖期における増殖係数 K_1 は $5.03 (\text{日}^{-1})$ である。したがって増殖係数の最大値 K_m は $5.0 (\text{日}^{-1})$ に近い値と考えられる。この時の菌体の世代時間は約 3.3 時間に相当し、他の活性汚泥微生物と比較すると長い。

除去された COD の $3.26 \sim 4.75\%$ が汚泥 (COD 当量) に合成されたが、この値は活性汚泥処理における High rate 法の汚泥生成量に近い値である。

以上のように完全混合型の連続培養槽で、硝酸塩を炭素源として汚泥を約 4 カ月にわたりスキムミルク廃水で培養維持できた。

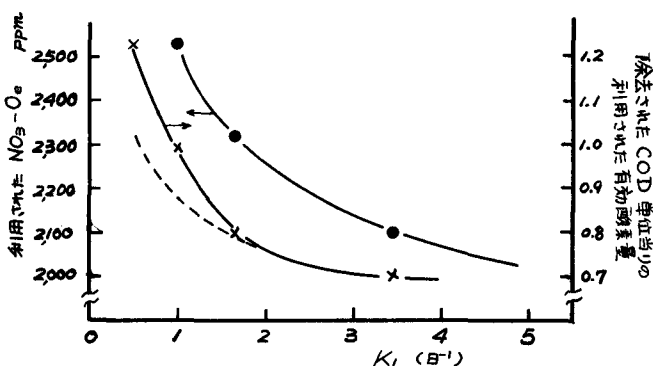


図-4 汚泥増殖係数 K_1 と利用された有効炭素量との関係

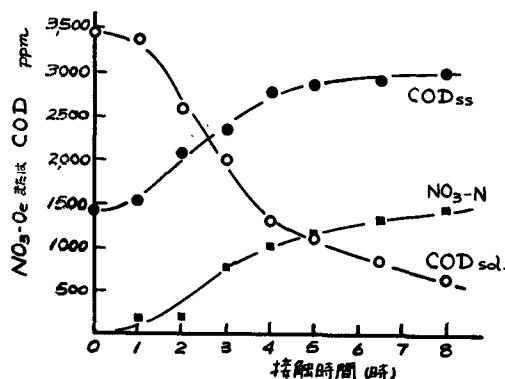


図-5 スキムミルクの回分処理

2 スキムミルクの生物的分解過程

活性汚泥から連続培養した汚泥は純粋な脱窒細菌の集合体ではなく、各種の嫌気性および通性嫌気性細菌の共存が実験条件（開放系）や検鏡から予測される。

連続培養では全体的な結果しか得られなく、スキムミルクの分解過程、汚泥の増加の過程が明確でない。このため汚泥の培養をおこない各種細菌間の相互作用、スキムミルクの分解過程等について検討した。

1) 実験装置

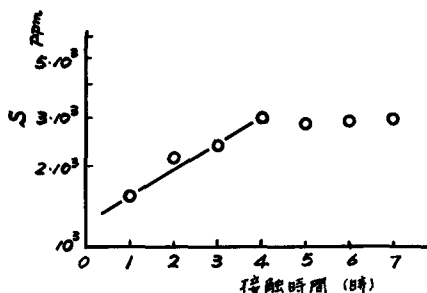
汚泥の培養に用いた装置を図-7に示す。培養槽は3.0ℓの広口瓶で内部液をスターラーで攪拌した。培養槽の混合液を分析のため取り出す時は、飽和食塩水の入ったフラスコに空気を送つて、食塩水を窒素ガスと置換させて培養槽に窒素ガスを送り、サンプルコックから混合液を採取した。また培養槽にPH電極を挿入し、混合液のPH変化に対してあらかじめセットしたPH値を10%のNaOHまたは10%の H_2SO_4

溶液を自動的にポンプで槽内に注入することにより保つた。脱窒工程で発生する窒素ガスは3.0ℓ容量の飽和食塩水（酸性）槽に捕集し、槽から流出する液をシリンダーで計量して発生ガス量を測定した。

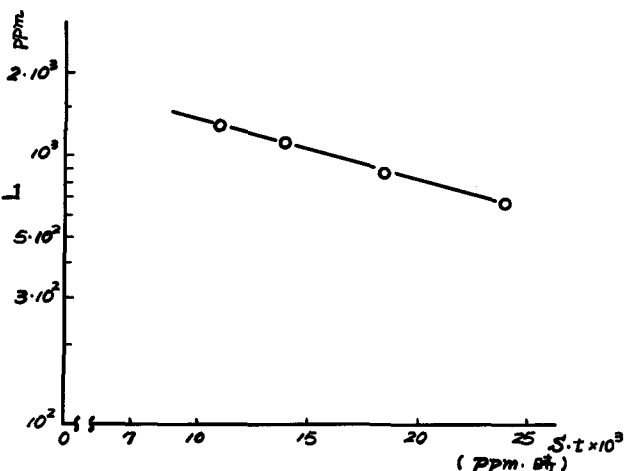
2) 実験方法

汚泥の培養に用いた培地を表-3に示す。植種源には連続培養で運転しているスキムミルク廃水の流出水を用いた。培養槽に3.0ℓの培地を入れ、植種液を20～30ml加えた後、ゴム栓で密栓し、サンプルコックより槽内に窒素ガスを30分間送入し、液中の酸素を除去した。槽内の混合液はスターラーで攪拌し、一定時間おきに混合液を取り出し各種の分析をおこなつた。COD、 $NaNO_3$ の分析のほか、アンスロン法によるラクトーズおよびペーパークロマトグラフィーによる脂肪酸の同定をおこなつた。なおCODは混合液のCOD_Eとこれを高速遠心分離した上澄液のCOD_{sol}をそれぞれ測定し、この差（COD_E-COD_{sol}）を汚泥にもとづくCOD_{ss}（COD当量）として表した。

スキムミルクを培地とした培養では磷酸緩衝液（pH8.0）を用い、PHの自動調整はおこなわなかつた。



a) 対数増殖期



b) 減衰増殖期

図-6 対数増殖期(a)および減衰増殖期(b)における K_1 、 K_2 の算定

3) 実験結果

a. スキムミルクの培地

スキムミルクの培地を用いた実験結果を図-8に示す。混合液の COD_E および COD_{sol} は、培養初期に対数的に減少するが、培養24時間目頃からしだいにその減少が緩慢となり、その後46時間目頃から再び減少し始める。混合液のPHは COD の初めの減少が止まる24時間頃に最小(PH7.5)となり、その後はゆつくりと上昇し80時間後に8.2に達した。混合液のPHの低下はスキムミルクの主成分であるラクトースおよびカゼインが分解されて、中間生成物の脂肪酸またはアミノ酸が混合液中に蓄積されたためと考えられる。

NO_3^- の還元により生成するガスの発生は COD の減少および汚泥の増殖開始より約12時間おくらせて始まり、その後は COD の減少曲線と反対の曲線を示した。

図において汚泥の増殖は始め対数的に増加するが、24時間目に増殖が止まり、その後はむしろ減少する傾向にある。これは培養時間60時間頃から汚泥が培養槽の壁に付着し始めたためで、これ以後は正確な汚泥量の測定は困難であつた。

COD の減少、汚泥の増殖およびガスの発生はいずれも培養25時間から、55時間の間で停滞しているがこの原因については次項(b.ラクトース培地)で検討した。

NO_3^- の減少量から計算した消費有効酸素量($\text{NO}_3 - \text{N} \times 4.8 / 14 \times 5/6$)と除去された COD_{sol} の関係を図-9に示す。

図から明らかなように消費有効酸素量

は COD の減少量と良く一致している。 COD の減少量が緩慢となる培養70時間目から消費される有効酸素量が上回っているが、これは汚泥の自己呼吸に利用される有効酸素量の割合が増加してきたためと考えられる。

b. ラクトース培地

ラクトース2500PPM(表-3中2の0の培地)で汚泥を培養した結果を図-10に示す。

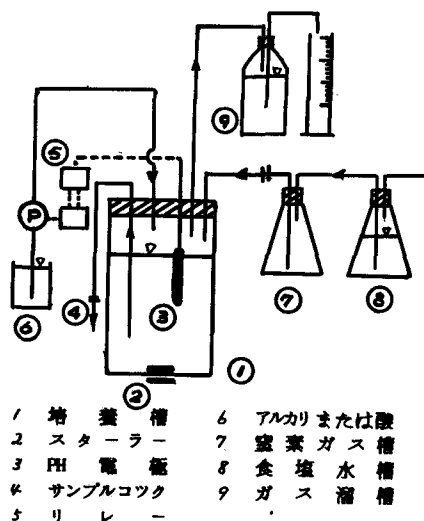


図-7 汚泥の培養装置

表-3 脱窒汚泥の培養に用いた培地

スキムミルク	5.0 g
NaNO_3	1.0 g
Cu^{2+}	0.3 mg
Mo^{6+}	0.3 mg
Fe^{3+}	0.3 mg
0.2M- NaH_2PO_4 - Na_2HPO_4	1.0 liter

	a	b	c	d	e
ラクトース	5.0 g	5.0 g	2.5 g	2.0 g	1.0 g
NaNO_3	0	1.0 g	5.0	4.0	2.0
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0	7.5	4.0	3.0	1.5
Cu^{2+}	0	0.3 mg	0.3 mg	0.3 mg	0.3 mg
Fe^{3+}	0	0.3 mg	0.3 mg	0.3 mg	0.3 mg
Mo^{6+}	0	0.3 mg	0.3 mg	0.3 mg	0.3 mg
水道水	1.0 liter				

ラクトースは培養開始後、対数的に減少し、培養27時間目に混合液から消失した。一方COD_{sol}は培養27時間目まで対数的に減少するが、以後減少量は著しく緩慢となつた。ラクトースが混合液より消失したとき、COD_{sol}は1,800PPM残存している。これはラクトースの酸化分解過程における中間生成物にもとづくCODと考えられる。

ラクトース2,500PPMにおけるCODの減少曲線(図-10)をスキムミルク5,000PPMの場合(図-8)と比較すると、培養時間25時間以降におけるCODの減少速度が著しく異なる。また、図-10から明らかなようにCOD_{sol}の減少速度はラクトースの分解される前後(培養27時間目)で異なっている。このためCODの減少速度は基質の濃度または中間生成物の濃度に影響を受けると考えられる。

ラクトースの濃度を1,000~5,000PPM(表-3中のa, b, c, d, e)に変えて、同様に汚泥の培養をおこなつた。実験結果を図-11に示す。図から明かなように、基

質の濃度が低い程CODの減少の曲線がスムーズになつている。培地aは表-3に示すように、酸素源であるNO₃⁻を添加していないが、CODは約1,200PPM減少し、汚泥の増殖が認められた。生成した汚泥量(COD当量)は除去されたCODの約8.5%に相当し、除去されたCODの大半が汚泥に合成された。これは嫌気性細菌によりラクトースの解糖がおこなわれたものと考えられる。

ラクトースの分解過程における中間生成物の同定をおこなうため、ラクトース5,000PPM(培地b)について再び同様な汚泥をおこなつた。培養25時間目、35時間目および55時間目にそれぞれ培養液1mlを採り、エーテルで中間生成物を抽出したのち、ヒドロキザム酸にしてペーパークロマトグラフィーにより同定をおこなつた。結果を図-12に示す。対照には醋酸、乳酸および焦性ブドウ酸を用いた。この結果、中間生成物はいずれも醋酸と乳酸の2種類で、焦性ブドウ酸は検出されな

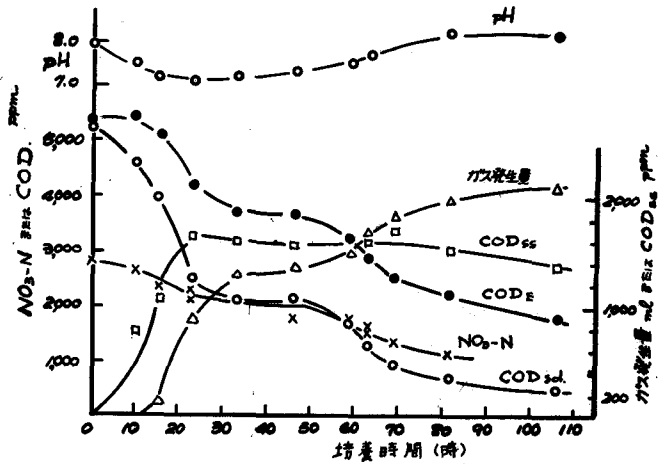


図-8 汚泥の培養
—スキムミルク分解における基質の変化—

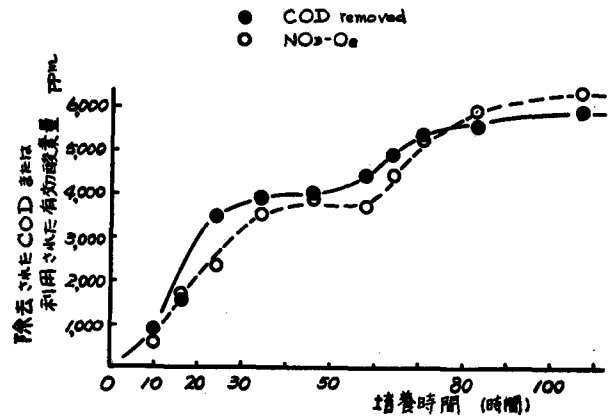


図-9 汚泥の培養 —スキムミルク分解における除去されたCODと利用されたNO₃-O₂の関係—

かつた。ラクトースは嫌気性細菌および脱窒細菌により解糖され、焦性ブドウ酸を経て乳酸に変わるが、一部はアセチルCoAを通りTCA回路に入り、酸化および汚泥に合成される。中間生成物として検出された酢酸はアセチルCoAにもとづくものではないかと考えられる。

6) 考 察

スキムミルクおよびラクトースに、酸素源として硝酸塩を加えた培地で、汚泥の培養をおこなった結果、汚泥の増殖に伴って有機化合物が分解され、同時に酸素源として硝酸塩が利用される過程が明らかにされた。硝酸塩を添加しない培地では嫌気

性細菌が増殖し、除去されたCODの大半が汚泥に合成された。しかしこの場合CODの減少量は少なかった。したがってスキムミルク、ラクトースの分解初期においては脱窒細菌ばかりでなく嫌気性細菌が関与していると考えられる。このことは図-8において NO_3^- の還元に伴うガスの発生が、汚泥の増殖およびCODの減少開始より12時間おくれていることにもみられる。

有機化合物の分解過程をラクトースとCODについてみると、ラクトースの分解された前後においてCODの減少速度が著

しく異なり、ラクトースの分解後CODの減少速度が低下した。汚泥の増殖、ガスの発生量とも同様な傾向を示した。この現象は基質の濃度が高い程大きく(図-11)、ラクトース5,000ppmにおいては明らかな停滞が15時間継続し、一万ラクトース1,000ppmではCODの減少速度にほとんど変化がなかった。

培養初期においては基質の濃度に関係なく、CODは対数的に減少していることから、この現象は中間生成物量に関係するものと考えられる。

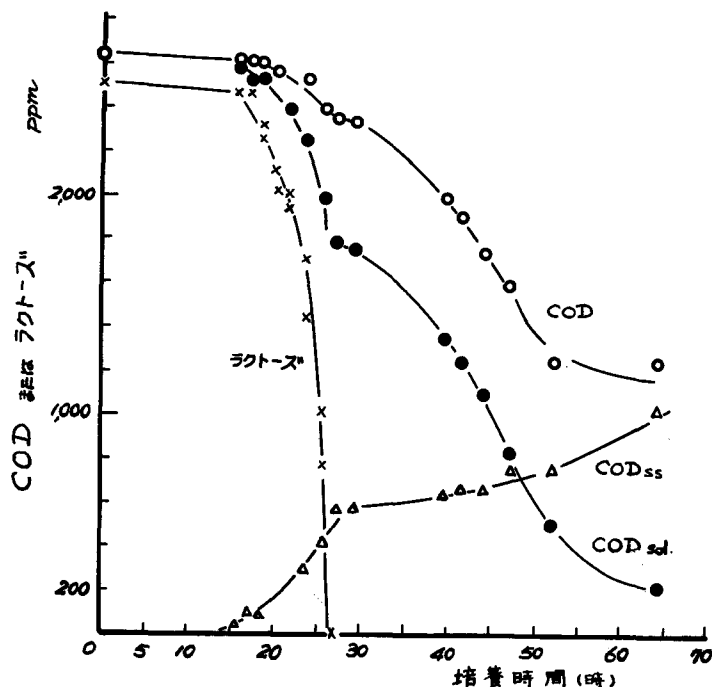


図-10 汚泥の培養 - ラクトース分解における基質の変化 -

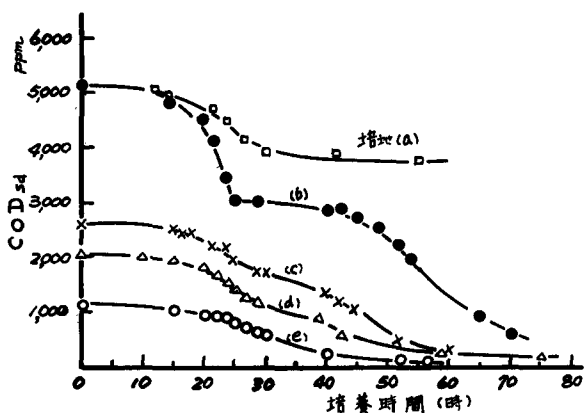


図-11 汚泥の培養 - 基質濃度の影響 -

ラクトースの分解過程で、生成する中間生成物の同定の結果、乳酸と醋酸が検出された。培養初期においてはガスの発生と NO_3^- の減少が認められる(図-8)ことから、中間生成物が少ない場合には、ラクトースの1部がアセチルCoAを通りTCA回路に達していると考えられる。しかし解糖が進んで中間生成物が多くなるとアセチルCoAが蓄積され、TCA回路の進行が減少し、有機化合物の分解が著しく抑制される。TCA回路への進行が徐々に進むにしたがい再び CO_2 の減少が始まるものと考えられる。この点についてはなお詳しい検討が必要である。

3. 結 び

完全混合型の連続培養槽で、硝酸ソーダを酸素源とし、スキムミルクを基質として汚泥の培養をおこなった。この結果

1) CO_2 の除去率は負荷量 $3.2 \sim 11.2 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3\text{日}$ において $80.7 \sim 92\%$ の値が得られた。

2) 汚泥の生成量は負荷量によつて異なるが、除去された CO_2 の $32.6 \sim 47.5\%$ が汚泥(CO_2 当量)に合成された。

3) 酸素源として用いた NO_3^- は、 NO_3^- の有効酸素量で表すと、除去された CO_2 単位 kg 当たり $0.70 \sim 0.99 \text{ kg} - \text{O}_2$ の割合で消費され、 NO_3^- はガス化された。

また回分法で汚泥の培養をおこない、スキムミルクおよびラクトースの分解過程を検討した結果

4) 培養初期においては、嫌気性細菌によるスキムミルクの解糖がおこり続いて硝酸塩の還元がはじまる。

5) ラクトースを基質とした汚泥の培養では、ラクトースの分解後培地に乳酸と醋酸が中間生成物として堆積し、ラクトースの初濃度が高い程 CO_2 の除去速度が低下した。

以上の結果より、硝酸塩を酸素源とし脱窒細菌を用いた廃水処理法が実施可能であるとの見通しを得た。しかし経済性、装置上に関しては解決すべき点が多く、今後の検討が必要である。本プロセスは廃水の窒素除去法としても直ちに利用可能であり引続き実験をおこなう予定である。

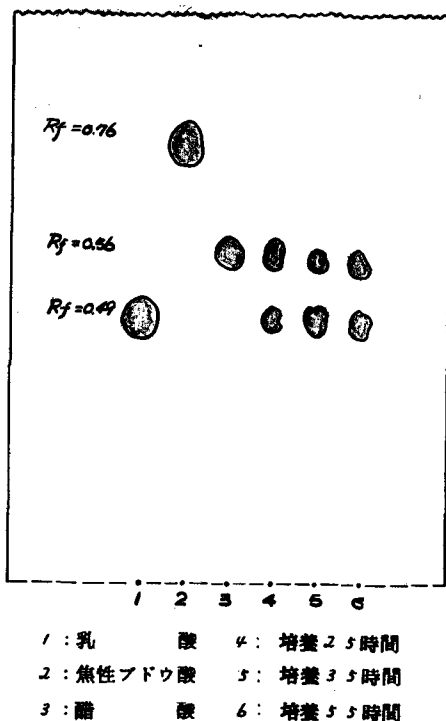


図-12 クロマトグラフによる中間生成物の同定

引 用 文 献

1. Walter K. Johnson and George J. Schroepfer,
"Nitrogen rem^oval by nitrification and
denitrification", J. W. P. C. F., 36 1015 (1964).
2. R. E. McKinney and R. A. Conway, "Chemical
oxygen in biological waste treatment",
Sewage and Industrial Wastes, 29 1097 (1957).
3. E. D. Schroeder and A. W. Busch, "The role of
nitrate nitrogen in bio-oxidation" presented
at the 22nd Annual Indust. Waste Conference
Purdue University, (1967).
4. N. Forges, J. B. Pepinsky etc., "Biochemical
oxidation of dairy wastes 111. Failure of
sodium nitrate as a source of oxygen",
Sewage and Industrial Wastes 24 874 (1952).
5. J. R. Simpson "The Biological oxidation and
synthesis of organic matter", J. Inst. Sew.
Purif. 171 (1965).