

硝化汚泥の NH_4^+ 酸化におよぼす各種有機化合物の影響

正 員 宮 地 有 正*

正 員 ○杉 本 和 雄*

し尿消化脱離液を処理している活性汚泥から硝化細菌を主体とした汚泥（以下硝化汚泥と記す）を馴養し、この硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす各種有機化合物の影響を検討した。

一般に、硝化細菌に対して有機化合物は阻害的に作用することが多いが¹⁻⁵⁾、純粋に培養された硝化細菌単独の場合と異なり、土壌のように硝化細菌以外の微生物が硝化細菌と共存する場合では有機化合物が硝化細菌以外の微生物により分解され、硝化が進行することが報告⁶⁻⁹⁾されている。本報で、硝化汚泥の馴養に用いたし尿消化脱離液の活性汚泥処理水は窒素化合物の他に未分解の有機化合物が BOD_5 として 500 ppm 程度あるため、馴養した硝化汚泥中にはこれらの有機化合物を分解するに十分な硝化細菌以外の微生物が存在すると考えられる。

実験は馴養した硝化汚泥の硝化活性と、硝化汚泥中に存在する硝化細菌以外の微生物による有機化合物の酸化能を検討したのち、硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす有機化合物の影響について検討した。

実験方法

1. 活性汚泥および硝化汚泥の馴養

活性汚泥および硝化汚泥の馴養に用いた装置は図-1に示す 10ℓ 容量の塩ビ製タンクで、1つは活性汚泥タンクとして、他は硝化汚泥タンクとして用いた。

活性汚泥タンクにははじめにし尿消化脱離液 7ℓ と活性汚泥 3ℓ を混合して曝気した。1日1回曝気を止めて、混合

液を静置し、上澄液をし尿消化脱離液 7ℓ と取り換えた。この上澄液を硝化汚泥タンクの原水とした。実験に用いたし尿消化脱離液および活性汚泥はY衛生プラントのし尿消化槽第2槽脱離液と脱離液を無希釈で活性汚泥処理している返送汚泥である。

硝化汚泥タンクにははじめに活性汚泥タンクに用いたと同一の活性汚泥 3ℓ と活性汚泥タンクの処理水 7ℓ を混合して曝気し、以下活性汚泥タンクと同様な操作をおこなった。硝化汚泥タンクには pH コントローラーを備え、アルカリ溶液 (2N-NaOH) を添加して NO_2^- の生成による混合液の pH の低下を防ぎ、混合液の pH を 8.0~8.2 に保った。

2. 振とう培養法

硝化汚泥による NH_4^+ の酸化の検討はすべて振とう培養法を用いた。容器は 300 ml の三角フラスコで、恒温槽内で振幅 40 mm、回転 180 rpm で振とうした。実験に使用した硝化汚泥は回分法で運転している硝化汚泥タンクの汚泥を 0.5% NaCl で3回遠心分離操作により洗浄したものである。なお実験条件は各項目別に実験結果と併記した。

3. 酸素吸収速度の測定

活性汚泥および硝化汚泥の酸素吸収速度は図-2に示した装置を用いて測定した。測定方法は 300 ml の溶存酸素の測定瓶に回分法で運転している活性汚泥または硝化汚泥を入れ、さらに測定対象の基質（活性汚泥タンクの処理水、硝化汚泥タンクの処理水またはし尿消化脱離液）を加えたのち、測定瓶に散気球を挿入して5分間曝気し、ただちに溶存酸素計のセンサーを測定瓶の上部に取り付け、混合液をスターラーで攪拌しながら溶存酸素 (D.O.) の変化を記

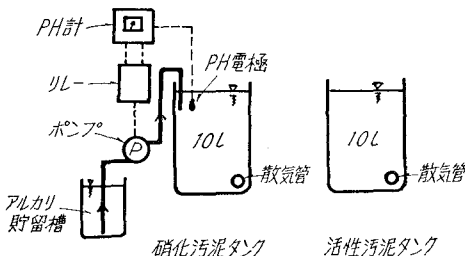


図-1 実験装置

—活性汚泥および硝化汚泥の馴養—

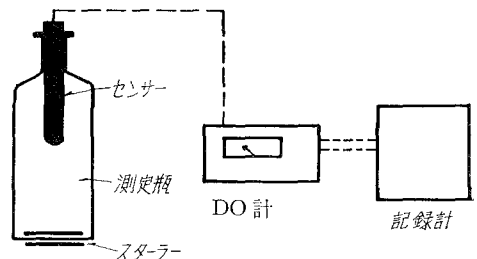


図-2 酸素吸収速度の測定装置

* 栗田工業 (株) 総合研究所

録した。なお測定時間は測定瓶内の汚泥量およびその活性により異なるため、汚泥量を調整し D.O. の減衰時間が少なくとも 5 分以上になるようにした。

4. 分析項目とその測定法

NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- の測定は JIS K 0102 にもとずいて、 NH_4^+ は蒸留後 $\text{N}/20\text{-H}_2\text{SO}_4$ で滴定、 NO_2^- および NO_3^- は α -ナフチルアミン法およびブルシン法により比色定量した。溶存酸素の測定には、ベックマン社製溶存酸素分析計 777 型を用いた。

実験結果

1. 硝化汚泥および活性汚泥の馴養

使用した尿消化脱離液の BOD_5 は平均 1,760 ppm, $\text{NH}_4\text{-N}$ は平均 3,140 ppm であった。回分法, 24 時間滞留の活性汚泥処理した処理水は BOD_5 が約 500 ppm, $\text{NH}_4\text{-N}$ が約 1,500 ppm に減少した。活性汚泥処理により NH_4^+ の減少が認められるが、これは水深 30 cm の活性汚泥タンクで混合液の D.O. を 1.0 ppm 以上にするために送風量が多くなり、混合液を強く攪拌する結果となって NH_3 が揮散したものと考えられる。

硝化汚泥タンクでは硝化汚泥の馴養に約 2 週間必要とした。汚泥の沈降性はよく、安定した処理水が得られた。処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ は 0~50 ppm で、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は 1,120~1,340 ppm であった。一方処理水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ は 50 ppm 以下であって、流入する $\text{NH}_4\text{-N}$ (1,430~1,570 ppm) の大部分が NO_2^- まで酸化されるが NO_3^- への酸化は緩慢であると考えられる。

2. 硝化汚泥の硝化活性

硝化細菌 (*Nitrosomonas* sp.) の培養に一般に用いられる培地、および尿消化脱離液を活性化汚泥処理した処理水を培地として用い、硝化汚泥による NH_4^+ の酸化速度を比較した。硝化細菌用の培地組成は表-1 に示した。実験には表-1 に示した組成を 2 倍濃度にした培地 (47.5 ml) と $\text{M}/2.5\text{-NaH}_2\text{PO}_4\text{-Na}_2\text{HPO}_4$ (pH 8.0) 緩衝液 (47.5 ml) および硝化汚泥 (5 ml = 84.7 mg ss) をフラスコに加え、35°C で振とう培養し NO_2^- の経時変化を測定した。この場合、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の初濃度は 475 ppm である。

表-1 無機培地の組成

KH_2PO_4	0.07 g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.05 g
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.05 g
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	2.36 g
水道水で 1 l にしたのち $1\text{MNa}_2\text{CO}_3$ で pH 8.3 に調整	

一方、活性汚泥処理水は高速遠心分離 (11,000 rpm, 15 分) により濁質成分を除いた上澄液 100 ml (BOD_5 55 ppm,

$\text{NH}_4\text{-N}$ 1,625 ppm) に硝化汚泥 10 ml (395 mg ss) を加えて 35°C で振とうし NO_2^- の経時変化を測定した。

実験結果は図-3 に示した。活性汚泥処理水における NH_4^+ の酸化には振とう開始から約 2 時間多少の遅滞があるが 2 時間後からは一定の速度 (15.4 mg $\text{NO}_2\text{-N}/\text{g-ss} \cdot \text{hr}$) で NO_2^- が生成された。一方、硝化細菌用の無機培地における NH_4^+ の酸化は振とう開始より直ちに一定速度 (15.9 mg $\text{NO}_2\text{-N}/\text{g-ss} \cdot \text{hr}$) で進み、それぞれの NO_2^- の生成速度は同じ値を示した。

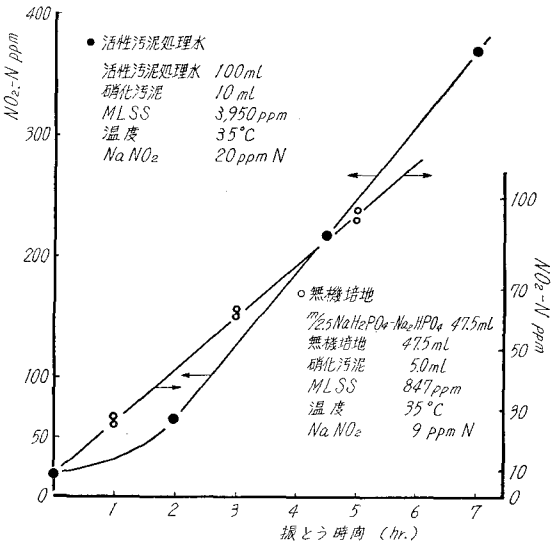


図-3 活性汚泥処理水および無機培地における硝化汚泥の NH_4^+ の酸化

この結果から、硝化汚泥中の硝化細菌は無機栄養細菌に属し、また活性汚泥処理水中には硝化細菌の硝化作用を阻止する物質が存在しても 2 時間内に消失することがわかった。なおこの実験において活性汚泥処理水と無機培地との間で、汚泥量、 NH_4^+ 量などの条件が大幅に異なっているのは無機培地の緩衝能が活性汚泥処理水よりも弱く、汚泥濃度を高めると pH の変動がさげ難いこと、また活性汚泥処理水を用いた培地では処理水が強い褐色を有しているため NO_2^- の比色定量の精度上、 NO_2^- の濃度変化を大きくする必要があったためである。しかし、汚泥に対する NH_4^+ の量はほぼ一定であり、また NH_4^+ の濃度阻害は約 3,500 ppm でも起こらないことを確かめた。

3. 硝化汚泥の有機物酸化能について

硝化汚泥は硝化細菌が中心となっているとはいえ、一般の微生物もかなり存在するものと考えられる。汚泥中の硝化細菌の硝化作用をチオ尿素¹⁰⁾で抑制させることにより、硝化細菌以外の微生物による酸素吸収活性について検討した。

はじめに、硝化細菌の酸素吸収を阻止するのに必要なチ

オ尿素の量を検討した。実験は活性汚泥処理水 90 ml, 硝化汚泥 10 ml (201 mg ss), チオ尿素溶液 1 ml (0.1, 0.5, 1.0 および 5.0 mg (NH)₂CS) を混合した 4 サンプルとチオ尿素溶液 1 ml のかわりに純水 1 ml を添加したブランクと合計 5 サンプルを振とう培養し、それぞれの NO₂⁻ の経時変化を測定した。実験結果を図-4 に示した。図から明かなように、チオ尿素 5 ppm で NO₂⁻ の生成が著しく低下し、50 ppm では 99% の低下があった。この結果から、チオ尿素を用いて硝化汚泥中の硝化細菌の酸素吸収速度を測定することができることを確認し、以下の実験をおこなった。

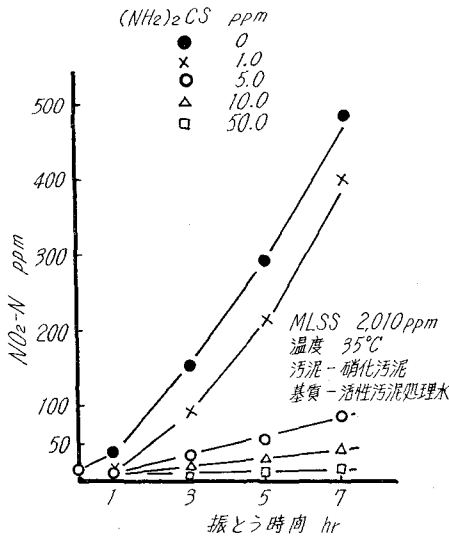


図-4 チオ尿素による硝化汚泥の NH₄⁺ の酸化の抑制

実験条件は硝化汚泥タンクの混合液 (平均 2,480 ppm ss) または比較のために用いた活性汚泥タンクの混合液 (平均 3,620 ppm ss) 1 容量に対し、活性汚泥処理水または消化汚泥処理水を 1 または 2 容量の割合で混合した。またし尿消化脱離液を測定対象基質として用いた実験では、硝化汚泥タンクの混合液、硝化汚泥処理水、し尿消化脱離液等各容量を混合した。活性汚泥については活性汚泥タンクの混合液とし尿消化脱離液を等量混合した。これらを図-2 に示した装置を用いそれぞれの溶存酸素の経時変化から酸素吸収速度を計算した結果を表-2 に示した。測定は 5 回以上サンプルを変えておこない最低と最高および平均値を記した。なお硝化汚泥中の硝化細菌以外の微生物による酸素吸収速度は混合液にチオ尿素 50 ppm を添加して硝化細菌による酸素吸収を阻止したものについて測定した。

表-2 から明かなように、活性汚泥処理水を用いた場合硝化汚泥による酸素吸収速度は 86~106 mg O/g-ss・hr であるがこれにチオ尿素を添加して硝化細菌の酸素吸収を阻

表-2 活性汚泥および硝化汚泥の酸素吸収速度

No.	汚泥の種類	対象基質	チオ尿素 (ppm)	酸素吸収速度 (mgO/g-ss・hr)	平均
1	硝化汚泥	硝化汚泥タンクの処理水	0	80~109	88.7
			50	2.4~3.0	2.8
2	硝化汚泥	活性汚泥タンクの処理水	0	86~106	92.1
			50	5.8~6.0	5.9
3	硝化汚泥	し尿消化脱離液	0	72~85	77.0
			50	33~37	36.2
4	活性汚泥	活性汚泥タンクの処理水	0	—	—
			50	6.9~7.9	7.4
5	活性汚泥	し尿消化脱離液	0	43~47	45.7
			50	43~45	43.8

止すると 5.8~6.0 mg O/g-ss・hr に減少した。この値は活性汚泥の内生呼吸にもとづく酸素吸収速度 6.9~7.9 mg O/g-ss・hr に近い。し尿消化脱離液を用いた場合、チオ尿素を添加した硝化汚泥による酸素吸収速度は 33~37 mg O/g-ss・hr で活性汚泥処理水を用いた場合の約 6 倍に増加した。この値は同様に、し尿消化脱離液を用いた場合の活性汚泥による酸素吸収速度 43~45 mg O/g-ss・hr に近い値を示した。実験に用いた活性汚泥処理水の BOD₅ は 380 ppm (溶解性 BOD₅ は 75 ppm), 一方し尿消化脱離液の BOD₅ は 1,930 ppm あり、硝化細菌以外の微生物による酸素吸収活性は有機化合物の豊富なし尿消化脱離液で高いことが考えられるので、明らかに硝化汚泥中には活性汚泥に近い量の硝化細菌以外の微生物が存在していると思われる。なお硝化汚泥にし尿消化脱離液を混合した場合の酸素吸収速度は硝化細菌以外の微生物による酸素吸収速度が増加するため活性汚泥処理水を混合した場合より高い値となることが予想されるが、実測では約 10~20 mgO/g-ss・hr 低下している。これは硝化汚泥中の硝化細菌による酸素吸収がし尿消化脱離液中の有機化合物により一部抑制されたと考えられ、実験上硝化汚泥の濃度を低く (約 750 ppm ss) とらざるを得なかったことがこの原因の一つと考えられる。なおチオ尿素 50 ppm は活性汚泥の呼吸活性を阻害しないことを別の実験で確認した。

4. 硝化汚泥の NH₄⁺ の酸化におよぼす有機化合物の影響

1) ペプトンおよびグルコース

活性汚泥処理水 90 ml に硝化汚泥 10 ml (205 mg ss) を混合し、これにペプトン溶液 (2.5, 5, 10%) またはグルコース溶液 (5, 10%) 2 ml をを加え全量を 102 ml とし、またペプトンまたはグルコース溶液のかわりに純水 2 ml を添加したものをブランクとして振とう培養をおこない NO₂⁻

表-3 硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす有機化合物の影響

—グルコースおよびペプトン—

No.	ペプトン (ppm)	グルコース (ppm)	振とう時間 (hr)			
			0.0	2.0	4.0	6.0
1	0	0	0	27.0	112	236
2	500	0	0	27.6	113	241
3	1,000	0	0	23.0	109	233
4	2,000	0	0	16.5	66.5	151
5	0	1,000	0	25.8	115	235
6	0	2,000	0	26.0	111	227

単位は $\text{NO}_2\text{-N}$ ppm

の経時変化を測定した。実験結果は表-3に示した。

ブランクの NO_2^- の生成には振とう開始後多少遅滞があったが、各測定時間における生成した NO_2^- 濃度を比較するとペプトンについては、1,000 ppm までブランクと差がないが、2,000 ppm では NO_2^- の生成が減少した。一方、グルコースについては、1,000 および 2,000 ppm でも NO_2^- の生成量にブランクとの差がなかった。硝化細菌の活性を低下させたペプトン 2,000 ppm について NO_2^- の生成量をブランクと比較すると、振とう時間 0~2 時間では 39%、2~4 時間では 41% の減少で一定であるが 4~6 時間では 32% になり、 NO_2^- の生成量はブランクに近づいている。

2) 醋酸ソーダおよびプロピオン酸ソーダ

活性汚泥処理水 90 ml に硝化汚泥 10 ml (213 mg ss) を混合し、これに醋酸ソーダ溶液 (5, 10%) またはプロピオン酸ソーダ溶液 (2.5, 5%) 2 ml を加えて全量を 102 ml とし、振とう培養をおこない NO_2^- の経時変化を測定した。なお醋酸ソーダまたはプロピオン酸ソーダ溶液のかわりに純水 2 ml を添加したサンプルをブランクとした。結果を図-5に示した。

図-5から明らかなように、醋酸ソーダ (1,000 および 2,000 ppm) または、プロピオン酸ソーダ (500 および 1,000 ppm) のサンプルはブランクと比較していずれも NO_2^- の生成量が少ない。しかし振とう時間が進むと、 NO_2^- のブランクとの差は低下してブランクの NO_2^- の生成量に近くなっている。この傾向はプロピオン酸ソーダ 1,000 ppm を添加したサンプルで顕著に認められた。この場合振とう 4 時間までは NO_2^- の生成が全くみられないが、4 時間後には NO_2^- が著しく増加した。各サンプルについて、振とう 2 時間おきの NO_2^- の生成量をブランクと比較してサンプルの NO_2^- のブランクとの差を百分率で表わすと表-4に示す結果を得た。なお表-4にはペプトンおよびグルコースを用いた実験結果も記した。

表-4から明らかなように、同一基質でも濃度が高いほど

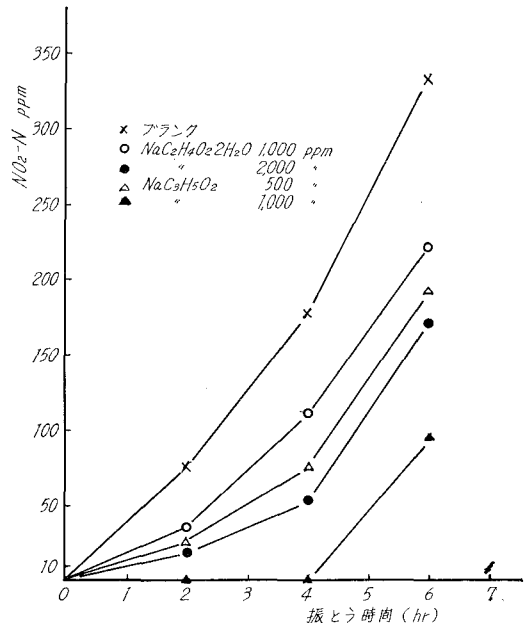


図-5 硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす有機化合物の影響

—醋酸ソーダ、プロピオン酸ソーダ—

表-4 各種有機化合物の硝化汚泥による NH_4^+ の酸化におよぼす影響

基質の種類	濃度 (ppm)	振とう時間 (hr)	低下率 (%)
ペプトン	1,000	0~6	0
		2~4	41.3
		4~6	32.3
醋酸ソーダ	1,000	2~4	26.0
		4~6	29.0
	2,000	2~4	66.0
		4~6	23.0
プロピオン酸ソーダ	500	2~4	52.5
		4~6	24.0
	1,000	2~4	100
		4~6	38.7
グルコース	2,000	0~6	0

NO_2^- の生成が抑制されており、また振とう時間が進むに従いこの抑制作用が大きく低下している。

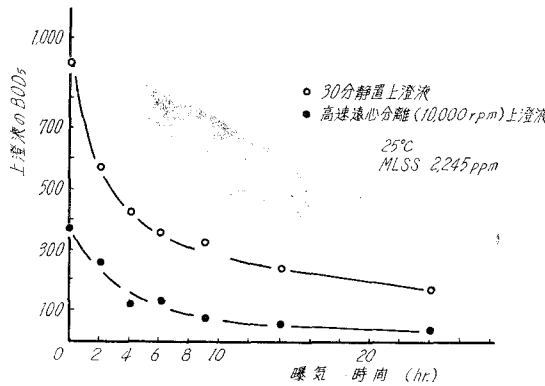
先のチオ尿素を用いた酸素吸収速度の検討から明らかなように硝化汚泥中には硝化細菌以外の微生物が多量存在していることから、硝化汚泥に添加したペプトンを始め醋酸ソーダ、プロピオン酸ソーダ等の有機化合物はまずこれらの微生物に酸化分解されることが予想される。このため、

これら有機化合物による硝化細菌の硝化活性の抑制は振とう時間が進むに従い低下するものと考えられる。

3) し尿消化脱離液

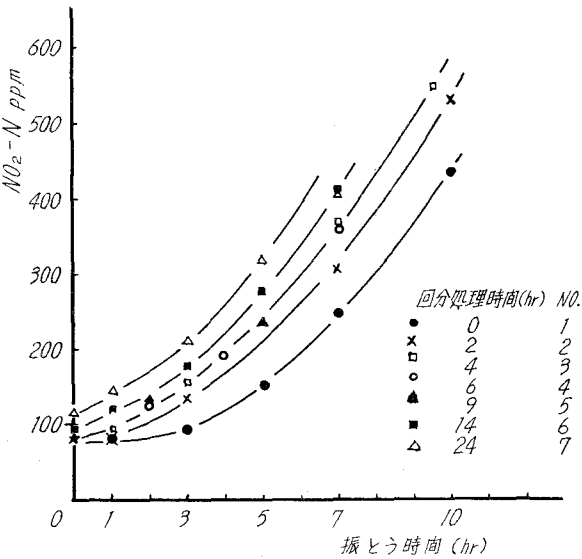
実験はし尿消化脱離液を回分法で活性汚泥処理し、混合液の BOD_5 が低下する各時点で活性汚泥タンクから混合液の一部を取り、汚泥を取り除いた上澄液を硝化汚泥と混合して振とうをおこない、 NO_2^- の経時変化を測定した。

し尿消化脱離液の回分法による活性汚泥処理は回分法で運転している活性汚泥タンクを用い、30分静置後の活性汚泥 3ℓ にし尿消化脱離液 7ℓ を加え曝気した。曝気開始時



図一6 し尿消化脱離液の回分法活性汚泥処理における BOD_5 の経時変化

および開始後 2, 4, 6, 9, 14 および 24 時間目にそれぞれ活性汚泥タンクから混合液 200 ml を取り、100 ml を 30 分静置させ、他の 100 ml を高速遠心分離 (10,000 rpm 15 分) し、それぞれ上澄液 50 ml に硝化汚泥 10 ml および $NaNO_2$



図一7 硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす有機化合物の影響

—し尿消化脱離液—

表一5 硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす有機化合物の影響

—し尿消化脱離液—

No.	回分処理 曝気時間 (hr)	MLSS (MLVSS) (ppm)	回分処理水 の前処理法	回分処理水 の BOD ₅ (ppm)	振　　とう　　時　　間　　(hr)									
					0	1	2	3	4	5	7	9.30	10.0	
1	0	3,660 (1,940)	30 分 静 置 高速遠心分離	908	80.5	80.2		92.0		150	246		462	
				370	80.3	80.3		91.6		147	252		465	
2	2	3,650 (1,920)	30 分 静 置 高速遠心分離	570	—	80.5		135			312		530	
				250	80.5	71.5		124.5			297		498	
3	4	3,500 (1,670)	30 分 静 置 高速遠心分離	425	—	93		153			367	544		
				170	80.4	92.5		153			376	551		
4	6	3,440 (1,915)	30 分 静 置 高速遠心分離	360	—		127		193		358			
				130	80.6		128		198		357			
5	9	3,660 (1,810)	30 分 静 置 高速遠心分離	300	84		136			238				
				85	84		132			236				
6	14	3,980 (2,030)	30 分 静 置 高速遠心分離	240	—	123		178		275	412			
				60	93	123		196		268	482			
7	24	3,980 (2,030)	30 分 静 置 高速遠心分離	170	—	141		214		320	476			
				40	119	142		221		344	514			

単位は NO_2-N ppm

(0.33% N) 溶液 1.5 ml を混合して全量を 61.5 ml とした。これを 25°C で振とうし、それぞれの NO_2^- の経時変化を測定した。実験に使用した硝化汚泥はその都度回分法で運転している硝化汚泥タンクから混合液を 100 ml とり遠心分離 (3,000 rpm 10 分間) して上澄液を捨て汚泥を $\text{M}/5 \text{ NaH}_2\text{PO}_4\text{-Na}_2\text{HPO}_4$ (pH 8.0) 緩衝液に浮遊させ全量を 35 ml にし、このうち 10 ml を硝化実験に、15 ml を SS の測定に用いた。

し尿消化脱離液の活性汚泥処理による BOD_5 の経時変化は図-6 に示した。たまたま実験に使用したし尿消化脱離液の BOD_5 (1,575 ppm) が通常より低かったので、活性汚泥と混合した直後は 908 ppm、曝気 4 時間後にはすでに 500 ppm 以下に低下した。一方濁質成分を高遠心分離で除いたし尿消化脱離液の溶解性 BOD_5 (560 ppm) は活性汚泥を混合した直後は 370 ppm、曝気 9 時間後では 85 ppm となった。

このし尿消化脱離液の各曝気時間における回分処理水 (30 分静置上澄液) をサンプルとした硝化汚泥による NO_2^- の経時変化は図-7 に示した。図から明らかなように、し尿消化脱離液を活性汚泥と混合した直後のサンプル (No. 1) では約 3 時間 NO_2^- の生成が抑制されているが、回分処理 2 時間後のサンプル (No. 2) ではこの硝化作用の抑制が約 1 時間に減少した。また回分処理 4 時間以降のサンプルでは硝化作用の顕著な抑制はみられないが、回分処理が進むほど、硝化汚泥の硝化活性が短い時間に増す傾向がある。しかしいずれも数時間後には NO_2^- の生成速度に有意差がなかった。なおし尿消化脱離液の回分法による活性汚泥処理が進むと NO_2^- が生成され、14 時間には約 10 ppm、24 時間後には約 40 ppm の $\text{NO}_2\text{-N}$ が生成した。このため図-7 にみられるように振とう培養の混合時における $\text{NO}_2\text{-N}$ が No. 6 および 7 において他の試料より高くなっている。

回分処理水の濁質成分を取り除いた溶解成分についておこなった硝化実験では表-5 にまとめて示したように、濁質成分を含んだ 30 分静置上澄液と同じ結果が得られた。この結果から濁質成分の BOD_5 は硝化細菌の活性に影響がないものと考えられる。

ま と め

し尿消化脱離液を無希釈で活性汚泥処理している活性汚泥から硝化細菌を主体とした活性汚泥 (硝化汚泥) を馴養し、この硝化汚泥の NH_4^+ の酸化におよぼす各種有機化合物の影響を検討した。

この硝化汚泥中の硝化細菌は無機培地で $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ を酸化して NO_2^- を生成することから無機栄養細菌に属することが考えられ、またこの硝化汚泥は無機培地と活性汚泥処理水を培地とした振とう培養法で同じ硝化活性を示すこ

とから活性汚泥処理水はこの硝化細菌の生育に適していると考えられる。

チオ尿素を添加して硝化汚泥中の硝化細菌の活性を抑制したのち、硝化汚泥の酸素吸収速度を測定すると硝化細菌以外の微生物による酸素吸収速度は活性汚泥に近い値を示し、硝化汚泥中に一般微生物が多量存在することが確認された。

し尿消化脱離液を始めペプトン、醋酸ソーダ、プロピオン酸ソーダは濃度が高いほど硝化汚泥の NH_4^+ の酸化を抑制したが、この抑制作用はいずれも硝化作用 (振とう培養) の初期において強く、振とうが進むとこの抑制作用は低下した。これは有機化合物が硝化汚泥中の一般微生物により酸化分解されるため有機化合物の濃度が低下し硝化活性の抑制作用を減少させると考えられる。

引 用 文 献

- 1) T. G. Tomlinson, A. G. Boon and C. N. A. Trotman: "Inhibition of nitrification in the activated sludge process of sewage disposal." J. appl. Bact. **29**, p. 266 (1966).
- 2) G. A. I. Goring: "The control of nitrification by 2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine." Soil Sci. **93**, p. 211 (1962).
- 3) H. Lees: "The biochemistry of the nitrifying organisms." Biochem. J. **52**, p. 134 (1952).
- 4) C. C. Delwiche and M. S. Finstein: "Carbon and energy sources for the nitrifying autotroph nitrobacter." J. Bacteriol. **90**, p. 120 (1965).
- 5) S. Ida and M. Alexander: "Permeability of nitrobacter agilis to organic compounds." J. Bacteriol. **90**, p. 151 (1965).
- 6) H. Lees and J. H. Quastel: "Biochemistry of nitrification in soil. 1. Nitrification of various organic nitrogen compounds." Biochemistry **40**, p. 830 (1946).
- 7) H. Lees and J. H. Quastel: "Biochemistry of nitrification in soil. 2. The site of soil nitrification." Biochemistry **40**, p. 815 (1946).
- 8) H. Lees and J. H. Quastel: "Biochemistry of nitrification in soil. 3. Nitrification of various organic nitrogen compounds." Biochemistry **40**, p. 824 (1946).
- 9) J. H. Quastel and P. G. Scholefield: "Influence of organic nitrogen compounds on nitrifications in soil." Nature **164**, p. 1068 (1949).
- 10) T. G. Tomlinson, A. G. Boon and C. N. A. Trotman: "Inhibition of Nitrification in the activated sludge process of sewage disposal." J. appl. Bact. **29**, p. 266 (1965).